Biblioteca Digital
F C E N - U B A

BIBLIOTECA CENTRAL LUIS F LELOIR
BIBLIOTECA CENTRAL LELOIR
FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES UBA

Tesis Doctoral

Ecología de aves playeras migratorias durante la invernada, migración y el sobre-veraneo en Bahía Samborombón, Buenos Aires, Argentina

Martínez Curci, Natalia Soledad

2016-06-29

Este documento forma parte de la colección de tesis doctorales y de maestría de la Biblioteca Central Dr. Luis Federico Leloir, disponible en digital.bl.fcen.uba.ar. Su utilización debe ser acompañada por la cita bibliográfica con reconocimiento de la fuente.

This document is part of the doctoral theses collection of the Central Library Dr. Luis Federico Leloir, available in digital.bl.fcen.uba.ar. It should be used accompanied by the corresponding citation acknowledging the source.

Cita tipo APA:
Martínez Curci, Natalia Soledad. (2016-06-29). Ecología de aves playeras migratorias durante la invernada, migración y el sobre-veraneo en Bahía Samborombón, Buenos Aires, Argentina. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires.

Cita tipo Chicago:
Martínez Curci, Natalia Soledad. "Ecología de aves playeras migratorias durante la invernada, migración y el sobre-veraneo en Bahía Samborombón, Buenos Aires, Argentina". Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires. 2016-06-29.

EXACTAS UBA
Facultad de Ciencias Exactas y Naturales

UBA
Universidad de Buenos Aires

Dirección: Biblioteca Central Dr. Luis F. Leloir, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires. Intendente Güiraldes 2160 - C1428EGA - Tel. (++54 +11) 4789-9293

Contacto: digital@bl.fcen.uba.ar

UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales

Ecología de aves playeras migratorias durante la invernada, migración y el sobre-veraneo en Bahía Samborombón, Buenos Aires, Argentina

Tesis presentada para optar al título de Doctor de la Universidad de Buenos Aires en el área CIENCIAS BIOLOGICAS

NATALIA SOLEDAD MARTÍNEZ CURCI

Director de Tesis: Dr. Juan Pablo Isacch
Director Asistente: Dr. Rodolfo Elías
Consejero de Estudios: Dr. Javier López de Casenave

Lugar de trabajo: Laboratorio Vertebrados, Universidad Nacional de Mar del Plata - Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC), CONICET.

Buenos Aires, 2016.

Fecha de defensa: 29 de Junio de 2016.

Ecología de aves playeras migratorias durante la invernada, migración y el sobre-veraneo en Bahía Samborombón, Buenos Aires, Argentina

RESUMEN

Las poblaciones mundiales de aves playeras han disminuido drásticamente en las últimas décadas, principalmente a causa de la degradación de los hábitats sobre los que tienen estrecha dependencia. El objetivo general de esta tesis fue evaluar de manera integral las causas que condicionan la distribución y la abundancia de las aves playeras en la Bahía Samborombón, trabajando en escalas con diferente extensión espacial (escala de hábitat y paisaje) y temporal (largo y corto plazo). Para ello se caracterizaron los ensambles en función a la época del año y el tipo de ambiente que utilizan para alimentarse (Capítulo II); se describieron la dieta y las interacciones tróficas de las especies más abundantes (Capítulo III); se evaluó la importancia del área para el sobre-veraneo de una de las especies de mayor prioridad de conservación (Capítulo IV) y las posibles causas de este comportamiento (Capítulo V); y finalmente se evaluó la capacidad de variables ambientales medidas a escala de paisaje para explicar los patrones de distribución y abundancia observados (Capítulo VI). La Bahía Samborombón albergó los mayores números de aves playeras durante la primavera, otoño y verano, estaciones en las que el ensamble estuvo dominado por migrantes neárticas. Se estimó que utilizan el área porcentajes significativos de las poblaciones globales de Chorlo Pampa, Becasa de Mar, Playerito Rabadilla Blanca, Chorlito Doble Collar y Ostrero Común. Los principales ambientes de alimentación durante la bajamar fueron las planicies de marea estuariales. Allí los patrones de abundancia variaron mostrando una correlación espacio-temporal que indicó mayor similitud entre estaciones consecutivas. De este modo, las áreas con mayores densidades de aves playeras se desplazaron desde el sur hacia el centro de la bahía en el transcurso del año; recibiendo el sector que abarca desde canal 15 hasta Punta Rasa el mayor uso. Los patrones anuales fueron explicados significativamente por una relación negativa con la distancia al mar, variable que también explicó las variaciones en los patrones de abundancia durante el verano y el otoño. En el otoño también fue significativa la distancia a las desembocaduras de cuerpos de agua dulce. Las aves no respondieron a variables asociadas a características del paisaje que rodea a las áreas de alimentación o a la disponibilidad de áreas de descanso. Las especies coexistentes exhibieron diferenciación complementaria en dos dimensiones de su nicho trófico: composición taxonómica y talla del principal ítem presa. Se concluyó que la competencia interespecífica por explotación es capaz de modelar la composición del ensamble durante el otoño y el invierno. Nueve especies de migrantes neárticas permanecieron en el área durante el invierno (comportamiento conocido como sobre-veraneo), estación en la que la mayoría de las aves de este grupo se encuentra en áreas de cría septentrionales. Se identificó que Punta Rasa constituye el sitio de sobre-veraneo de mayor importancia conocido para la amenazada población de playeros rojizos de Tierra del Fuego. Se investigaron las causas de este fenómeno y se concluyó que los sobre-veraneantes son aves tanto adultas como juveniles que presentan al inicio del sobre-veraneo escasa o nula acumulación de reservas pre-migratorias y ausencia o retraso en los patrones de muda esperados para individuos en condiciones de migrar. El porcentaje de playeros rojizos adultos sobre-veraneantes incrementó en los últimos años. Sin embargo, la mayoría de estos individuos lograron reestablecer sus migraciones en años subsiguientes. Este conjunto de resultados permitirá mejorar la conservación y manejo regional de las especies para las cuales la Bahía Samborombón mostró alberga números significativos. Además podrán aplicarse a estrategias locales que permitan un manejo efectivo del área, basando las acciones en información detallada sobre requerimientos tróficos y de uso de hábitat. Específicamente, se destaca la necesidad de incrementar las medidas de protección de Punta Rasa no solo en las épocas de paso migratorio y descanso no reproductivo, sino también en la etapa de sobre-veraneo que no había sido considerada previamente. Asimismo, el conocimiento de la variación temporal en el uso del espacio, permitirá desarrollar estrategias específicas de protección que contemplen la mayor importancia de los sectores sur y centro de la Bahía Samborombón, y especialmente de las áreas cercanas a desembocaduras de arroyos, ríos y canales.

Palabras clave: aves playeras, ecología trófica, sobre-veraneo, uso de hábitat.

Shorebird ecology during wintering, migration and over-summering at Samborombón Bay, Buenos Aires, Argentina

ABSTRACT

World shorebird populations have declined drastically in recent decades, mainly due to the degradation of the habitats on which they rely on. The main objective of this thesis was to comprehensively evaluate the causes affecting the distribution and abundance of shorebird at Samborombón Bay, considering different spatial (habitat- and landscape-scale) and temporal (short and long term) scales. To achieve this goal, assemblages were characterized according to season and feeding habitat (Chapter II); diet and trophic relationships of the most abundant species were described (Chapter III); the importance of the area for over-summering (Chapter IV) and the plausible causes of this behavior (Chapter V) were evaluated; and the ability of environmental variables measured at landscape scale to explain patterns of shorebirds distribution and abundance was assessed (Chapter VI). Samborombón Bay hosted the largest numbers of shorebirds during spring, autumn and summer, seasons when the assembly was largely dominated by Nearctic migrants. Estimates indicate that the area hosts significant percentages of the global populations of American Golden Plover, Hudsonian Godwit and White-rumped Sandpiper, Two-banded Plover and American Oystercatcher. The main feeding habitats during low tide were the estuarine intertidal mudflats. Abundance patterns in feeding areas do not remained constant through the year, but rather varied showing a spatio-temporal correlation that indicates greater similarity between consecutive seasons. Thus, areas with highest shorebird densities moved from the south to the center of the bay throughout the year. In this sense, the area from Canal 15 to Punta Rasa showed the greatest intensity of use. These annual patterns were significantly explained by a negative relationship with the distance to the sea, variable that also explained the variations in abundance observed during summer and autumn. During the latter season, a negative association with distance to rivers, streams and creeks was also identified. Shorebirds' abundance was not related to variables associated to the surrounding soil coverage or to the availability of resting areas. Co-occurring species showed complementary differentiation in two dimensions of their trophic niches: taxonomic composition and size-class. It was concluded that interspecific competition for food resources might shape the composition of the assemblage during autumn and winter. Individuals of nine Nearctic migrants' species remained at Samborombón Bay during the breeding season (phenomenon known as over-summering). In this sense, the southern tip was identified as the most important over-summering site for the endangered Red Knot population of Tierra del Fuego. The causes of this phenomenon were investigated and it was concluded that over-summerers are both juvenile and adult birds with absent or delayed pre-migratory conditions, showing low fat accumulation and delayed moult of flight and body feathers. The percentage of adult over-summering Red Knots increased in recent years. However, most of these individuals were able to resume their migrations in subsequent years. This set of results might help to improve regional management and conservation efforts focused on the species for which Samborombón Bay hold significant numbers. They might also be applied to local strategies that allow an effective management based on detailed information on shorebirds' requirements. Specifically, this work highlights the need to increase protection measures not only during migration and wintering of Nearctic migrants, but also during over-summering. In addition, the knowledge of the spatio-temporal distribution patterns might allow the development of specific management strategies that consider the importance of southern and central sector of the bay, and particularly of the mouths of streams, channels and creeks.

Key words: shorebirds, trophic ecology, over-summering, habitat use patterns.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a la Universidad de Buenos Aires y en especial a mis docentes por haberme dado la posibilidad de recibir educación gratuita y de excelencia durante mi formación de grado y postgrado. Esta tesis representa el cierre de una etapa de muchos años de estudio y de crecimiento profesional y personal; etapa que me enseñó a superar mis propios límites y a capitalizar mis errores. Fueron muchas las personas que me ayudaron a superar los obstáculos, gracias a todos. No hubiese podido hacerlo sola.

Quiero agradecerle especialmente a mi director, Juan Pablo Isacch, por aceptar el desafío de comenzar a dirigirme cuando ya había transcurrido más de la mitad de mi beca. Por hacerlo con total compromiso, profesionalismo y humildad. Por ayudarme a tener un pensamiento más crítico y a mejorar sustancialmente mis trabajos. Por confiar en mi capacidad aun cuando a mí misma me costaba hacerlo. Popi, gracias por poner todo lo que estuvo a tu alcance para ayudarme a resolver cada una de las dificultades que se presentaron y hacerme ver el vaso medio lleno. Por tu bondad, paciencia y transparencia; dotes de liderazgo que te ayudaron a formar un gran grupo de trabajo. Gracias por enseñarme a volar más alto.

A mi codirector, Rodolfo Elías, por aceptar continuar en la dirección de una tesis que cambió de rumbo a mitad de camino. Rody, gracias por la paciencia que me tuviste cuando no sabía nada de bentos, pero en especial por la paciencia que tuviste cuando el barco casi se hunde. Sé que para vos tampoco debe haber sido fácil, valoro tus consejos y tu apoyo.

A mi consejero de estudios, Javier López de Casenave. No me voy a cansar de darte las gracias por tus invaluables consejos en momentos críticos. Sin miedo a exagerar puedo decir que sos uno de los principales responsables de que esta tesis no haya quedado trunca.

A mis compañeros del grupo Vertebrados de la Universidad Nacional de Mar del Plata, por ser excelentes personas y profesionales, con las que da gusto compartir todos los días. Por preocuparse por el otro más allá del ámbito laboral. Por la fiesta sorpresa, un mimo al alma en un momento muy particular, son lo más! En especial a Susi Bó y Quique Madrid, por tener un corazón enorme y ser mi familia adoptiva en Mar del Plata. A Mati Cavalli, Lau Biondi y Caro Block por ayudarme con mi tesis, pero más

que eso por ser mis amigas y psicólogas. Gracias por tanto, tanto aguante, se ganaron el cielo. A Osqui Stellatelli, Mati Pretelli, Nico Charadia, Ale Baladrón y Augusto Cardoni por hacerme reír en el trabajo más de lo que lo hacía en el colegio. Finalmente gracias al integrante estrella del laboratorio, San Tyto, por todos los papers aceptados y tesis aprobadas, tengo mi fe puesta en vos en este momento.

A otros amigos marplatenses que la biología puso en mi camino. A Lau Mauco y Nico Pugliese por haberme llevado a conocer Punta Rasa y La Parillita. El primer almuerzo con ustedes en mi primera campaña de anillado de gaviotines fue clave para que nunca más quisiera irme de Punta Rasa. A Juli Pedrana, por la paciencia y dedicación para enseñarme sobre modelado de hábitat y en especial por la buena onda, una relación breve pero intensa en la que ni los incendios faltaron. Vamos por más!

A los guardaparques, biólogos y estudiantes que me ayudaron en mis campañas: Ile Martínez, Tamy Rolla, Nati Lahsen, Mica Medina, Leo Lencina, Juancito Ordoñez, Sandra Sánchez, Leo Massolo, Omar Nievas, Javier Salerno, Pablo Grilli, Carlos Ventrone, Valeria Bialos y Patrick Gado. Un agradecimiento muy grande y especial a los cuatro guardaparques y amigos que me ayudaron en todo el doctorado y con los que recorrí gran parte del camino que transité en los últimos diez años; con ustedes aprendí mucho de lo que sé: Gabi Castresana, Pablo Rojas (el Paisa), Steve Bremer y Gabi Battaglia.

Quiero agradecer a las personas que hicieron que San Clemente del Tuyú sea mi segundo hogar. A Daniel Alonso y Marita Manterola del CERC por estar siempre atentos a mis necesidades y las de mis colaboradores durante nuestra estadía. A Fer, el Conejo y Rober, por los mates compartidos y por ayudarme a resolver todos los imprevistos que se me presentaban en los muestreos. A Mario de Tapera de López por el apoyo en los muestreos y en los momentos en los que se me quedaba sin nafta el Mehari o no me arrancaba el motor del semirrígido.

Al Centro Nacional Patagónico y al laboratorio Humedales Utilizados por Aves Playeras por haberme ofrecido un lugar de trabajo en Puerto Madryn. A Luis Bala por haberme dirigido en los primeros años de tesis. A Mirtha Lewis por sus consejos y confianza. Gracias especiales a mis compañeras Lu Musmeci y Lore Obregón por la amistad y los hermosos momentos compartidos. A Marian Hernández y Juan Escobar

por escucharme, aconsejarme y acompañarme siempre que los necesité. A otros amigos que me dejó el CENPAT: Alexa Sapoznikow, Ceci Bruni, Glenda Hevia y Vero por su ayuda con la tesis, los oídos, los consejos y las risas.

A mis amigos de la facultad. Especialmente a Leo (manis) Berninsone por haberme hecho llegar a San Clemente, por ser mi compañero de aventuras en el barro, mi consejero y mi Romay… gracias por inventarme (buscá el manual)! A Maru Villar, Poli López Fernández, Maca Leal, Pato Degracia y Lau Martínez, por haberme acompañado desde los comienzos de esta carrera. Por las miles de horas sentadas juntas estudiando y por las otras miles de vacaciones, mates y salidas. Sin ustedes cuanto más difícil hubiese sido llegar hasta acá! Aunque todas hayamos tomado rumbos profesionales distintos, dentro y fuera de la biología, siguen siendo un gran sostén. Gracias a Agustín (Carpi) Echezarreta, a Agustín (Sango, equipoooo!) Sanguinetti y a las genéticas: Sol Lakos, Sol Pérez-Santangelo, Apus Rimondi, Marian Mardirosian y Xime Kedikian, por las risas, los llantos, los abrazos, por sus oídos y sus consejos. A Naty Rosciano por el grupo de autoayuda a distancia. A Maru Lacoretz y Tamy Acosta por las campañas compartidas en el vivero.

A Alejandro Fallabrino, por ser mi Jane Goodall de la vida cotidiana. Por tu constante ejemplo de amor y pasión por la naturaleza, por tu trabajo y dedicación desinteresados. Por tu enorme corazón y generosidad. Patito, sin vos esta tesis no hubiese ni empezado, o al menos no sería con aves playeras.

A Adrián Azpiroz, gracias por los buenos momentos. Por todo lo que me enseñaste y por habernos maravillado con cada expresión de la naturaleza que compartimos.

A todas las instituciones que hicieron posible el desarrollo de esta tesis de alguna u otra manera. Al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) por haberme otorgado una beca que me permitió desarrollar este doctorado con dedicación exclusiva. A la Organización de Estados Americanos (OEA) y Rufford Small Grants Foundation por financiar las actividades de campo. Al Western Hemisphere Shorebird Group, por darme la posibilidad de asistir, a través de becas para estudiantes, a cursos y congresos internacionales permitiéndome aprender de los referentes mundiales en aves playeras. A Birders Exchange por la donación de

instrumental óptico. Al Organismo Provincial para el Desarrollo Sostenible (OPDS), la Municipalidad de La Costa, Fundación Vida Silvestre Argentina y la Administración de Parques Nacionales (APN) por la asistencia brindada para el desarrollo de las actividades de campo.

Finalmente quiero agradecer a los que me ayudan a cumplir cada una de las me tas que me propongo desde mucho antes de la existencia de esta tesis. Mi red de contención:

- A mis papás, por darme alas para volar a donde quiera y correr a levantarme cada vez que me caigo. Papá, gracias por transmitirme en los genes ese espíritu soñador que me hace creer que puedo lograr todo lo que realmente deseo. Mamá, gracias por ser el ejemplo de lucha y entereza que me enseñó a pelear a capa y espada por alcanzar mis sueños.

- A mis hermanos. Chelo, gracias por estar siempre. Por tu constante preocupación y ayuda cada vez que la necesito. Cuqui, hace poco llevaba dos días en Buenos Aires y estaba por irme, cuando me sorprendiste con una pregunta que desde hace muchos años no hacías: pero ya te vas?... Si supieras lo difícil que es a veces para mí irme. Gracias por entender desde tan chiquito que tu hermana mayor pasa poco tiempo en casa y compartir todos tus veranos conmigo, en donde sea que esté. Como dice un gran filósofo contemporáneo, si tuviese que elegir hermanos los elegiría.

- A mis tíos y primos por su compañía constante pese a la distancia, por los días en los que el WhatsApp no para de sonar. Especialmente gracias a mi tía Mirta por ser como mi segunda mamá.

- A mis abuelos. Los tres con los que pude compartir gran parte de mi vida se fueron mientras yo estaba a varios kilómetros de distancia, trabajando en esta tesis. Este es mi regalo y mi forma de despedirlos. Gracias por seguirme cuidando desde arriba. Especialmente a mi abuela Nieves, beli, gracias por enseñarme que no hay obstáculo que no pueda sortear si me apoyo en mis afectos.

- A mis amigas de la vida, Chu, Lu y Gabi. Las de siempre, esas que me iluminan el camino desde el jardín de infantes. No hace falta que les diga lo que las quiero y lo importantes que fueron en cada uno de los tropezones que tuve en estos cinco años y en la vida misma. GRACIAS.

A mi mejor modelo,

ÍNDICE

RESUMEN 2
ABSTRACT 3
AGRADECIMIENTOS 4
DEDICATORIA 8
ÍNDICE 9

CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN GENERAL 11
INTRODUCCIÓN 12
ÁREA DE ESTUDIO 17
BIBLIOGRAFÍA 20
APÉNDICE 25

CAPÍTULO II. ABUNDANCIA ESTACIONAL Y PATRONES DE USO DE HÁBITAT DE AVES PLAYERAS EN PUNTA RASA, EXTREMO SUR DE LA BAHÍA SAMBOROMBÓN 27
INTRODUCCIÓN 28
METODOS 29
CONTEOS DE AVES 29
ANÁLISIS DE DATOS 30
RESULTADOS 31
DISCUSIÓN 36
BIBLIOGRAFÍA 40

CAPÍTULO III. INTERACCIONES EN LA DIETA DE AVES MIGRATORIAS NEÁRTICAS Y NEOTROPICALES EN PLAYAS ARENOSAS Y ESTUARIALES DEL EXTREMO SUR DE LA BAHÍA SAMBOROMBÓN 45
INTRODUCCIÓN 46
MÉTODOS 48
MUESTREO Y PROCESAMIENTO DE LAS MUESTRAS 48
ANÁLISIS DE DATOS 49
RESULTADOS 50
COMPOSICIÓN DE LA DIETA Y AMPLITUD DE NICHO TRÓFICO 50
SIMILITUD EN LA DIETA ENTRE ESPECIES COEXISTENTES 53
DISCUSIÓN 57
BIBLIOGRAFÍA 60

CAPÍTULO IV. ABUNDANCIA ESTACIONAL DEL PLAYERO ROJIZO (*CALIDRIS CANUTUS RUFA*) EN UN PERÍODO DE 30 AÑOS (1985-2014) 65
INTRODUCCIÓN 66
MÉTODOS 67
RESULTADOS 68
DISCUSIÓN 70
BIBLIOGRAFÍA 72

CAPÍTULO V. CARACTERIZACIÓN DEL SOBRE-VERANEO DEL PLAYERO ROJIZO (*CALIDRIS CANUTUSS RUFA*) Y EVALUACIÓN DE SUS POSIBLES CAUSAS 76
INTRODUCCIÓN 77
MÉTODOS 80
TRABAJOS DE CAMPO 80
TRABAJOS DE LABORATORIO 82
ANÁLISIS DE DATOS 84
RESULTADOS 87
CARACTERIZACIÓN DEL SOBRE-VERANEO Y LOS MOVIMIENTOS MIGRATORIOS POSTERIORES 87
PUESTA A PRUEBA DE LAS HIPÓTESIS QUE PODRÍAN EXPLICAR EL SOBRE-VERANEO 88
COMPARACIÓN DE LA CONDICIÓN FISIOLÓGICA AL INICIO Y FINAL DEL SOBRE-VERANEO 92
DISCUSIÓN 94
BIBLIOGRAFÍA 100

CAPÍTULO VI. ABUNDANCIA Y DISTRIBUCIÓN ESPACIAL Y TEMPORAL DE AVES PLAYERAS EN COSTAS ESTUARIALES DE LA BAHÍA SAMBOROMBÓN: ROL DE LAS VARIABLES AMBIENTALES A ESCALA DE PAISAJE 106
INTRODUCCIÓN 107
MÉTODOS 108
ESTIMACIÓN DE LA ABUNDANCIA DE AVES PLAYERAS A TRAVÉS DE RELEVAMIENTOS AÉREOS 108
DETERMINACIÓN DE LA COMPOSICIÓN DEL ENSAMBLE DE AVES PLAYERAS MEDIANTE RELEVAMIENTOS TERRESTRES 109
MEDICIÓN DE VARIABLES AMBIENTALES QUE PODRÍAN EXPLICAR LAS VARIACIONES EN LA ABUNDANCIA DE AVES PLAYERAS 110
ANÁLISIS DE DATOS 114
RESULTADOS 119
VARIACIONES ESTACIONALES EN LA ESTRUCTURA DEL ENSAMBLE Y LA ABUNDANCIA 119
PATRONES ESPACIO-TEMPORALES DE USO DE HÁBITAT 121
DISCUSIÓN 126
BIBLIOGRAFÍA 131

CAPÍTULO VII. CONSIDERACIONES FINALES 143
IMPLICANCIAS PARA LA CONSERVACIÓN 146

CAPITULO I

INTRODUCCIÓN GENERAL

"*En Septiembre y aún más temprano, a fines de Agosto, empieza a llegar a nuestras pampas el Chorlo Dorado, con frecuencia vistiendo aún su negro plumaje nupcial; y solos, en pares, en pequeñas bandadas o en gran número: becasas, chorlitos, batitues, etc., lanzando agrestes notas que en Junio ha oído el esquimal, y que ahora oirán el gaucho pastor en las verdes llanuras del Plata; luego, el indio salvaje en sus remotas tolderías; y más tarde, muy lejos hacia el sur, llegarán también hasta los errantes cazadores de guanacos en las soledades de las grises llanuras patagónicas.*" (W. H. Hudson)

INTRODUCCIÓN

Las playeras, también conocidas como limícolas, son un grupo de aves que desciende de dos linajes evolutivos diferentes y que se agrupan dentro del orden Charadriiformes (van Tuinen *et al.,* 2004). Se caracterizan por poseer en general patas largas y picos finos con diversas morfologías y presentar mayormente dos mudas al año, una con la que adquieren un plumaje básico o no reproductivo generalmente de colores crípticos pardos o grisáceos y otra que da lugar a un plumaje alterno o reproductivo que suele ser de colores más llamativos (Canevari *et al.* 2001, O'Brien *et al.* 2006). Tienen distribución cosmopolita y están íntimamente asociadas a ambientes abiertos, especialmente a humedales. Muchas habitan costas marinas o estuariales; otras se asocian a ambientes interiores, como pastizales, ríos, lagos y lagunas (Piersma *et al.* 1996). Muestran diferencias en su comportamiento migratorio (Piersma 2007). Algunas especies sólo se desplazan localmente durante su ciclo anual, mientras que la mayoría son migratorias y llegan en los casos más extremos, a realizar desplazamientos anuales cercanos a los 30.000 km (Colwell 2010, Niles *et al.* 2008). Estas migraciones implican demandas energéticas extraordinarias, por lo que las aves que las realizan poseen una serie de adaptaciones comportamentales y fisiológicas que les permiten llevarlas a cabo exitosamente (Piersma & Gill 1998, Piersma *et al.* 1999). En este sentido, un aspecto clave es su capacidad para acumular, en breves períodos de tiempo, reservas de grasa subcutánea que son utilizadas como principal fuente de energía durante el vuelo sostenido. Para acumular estas reservas dependen de los nutrientes que obtienen en un limitado número de humedales altamente productivos que se ubican a lo largo de sus rutas migratorias. En estos sitios las aves invierten gran parte del día en alimentarse, y dado que su dieta se basa principalmente en invertebrados bentónicos que habitan en los intermareales (Goss-Custard *et al.* 1977), sus patrones de actividad están fuertemente determinados por los ciclos de marea. Diariamente se producen movimientos locales entre las áreas de alimentación que quedan expuestas durante la bajamar y las de descanso que utilizan durante la pleamar (Blanco 1998).

En Argentina pueden encontrarse especies de aves playeras que presentan tres patrones diferentes de desplazamientos anuales:

- **MIGRATORIAS NEÁRTICAS**. Son aquellas especies que nidifican en el norte del continente americano durante el invierno austral / verano boreal y

luego migran hacia el sur durante la época no reproductiva. Las que realizan mayores desplazamientos, como el Playero Rojizo (*Calidris canutus rufa*) o la Becasa de Mar (*Limosa haemastica*) llegan hasta las costas de Tierra del Fuego, uniendo anualmente ambos extremos del continente americano (Harrington *et al.* 1993; Atkinson *et al.* 2005).

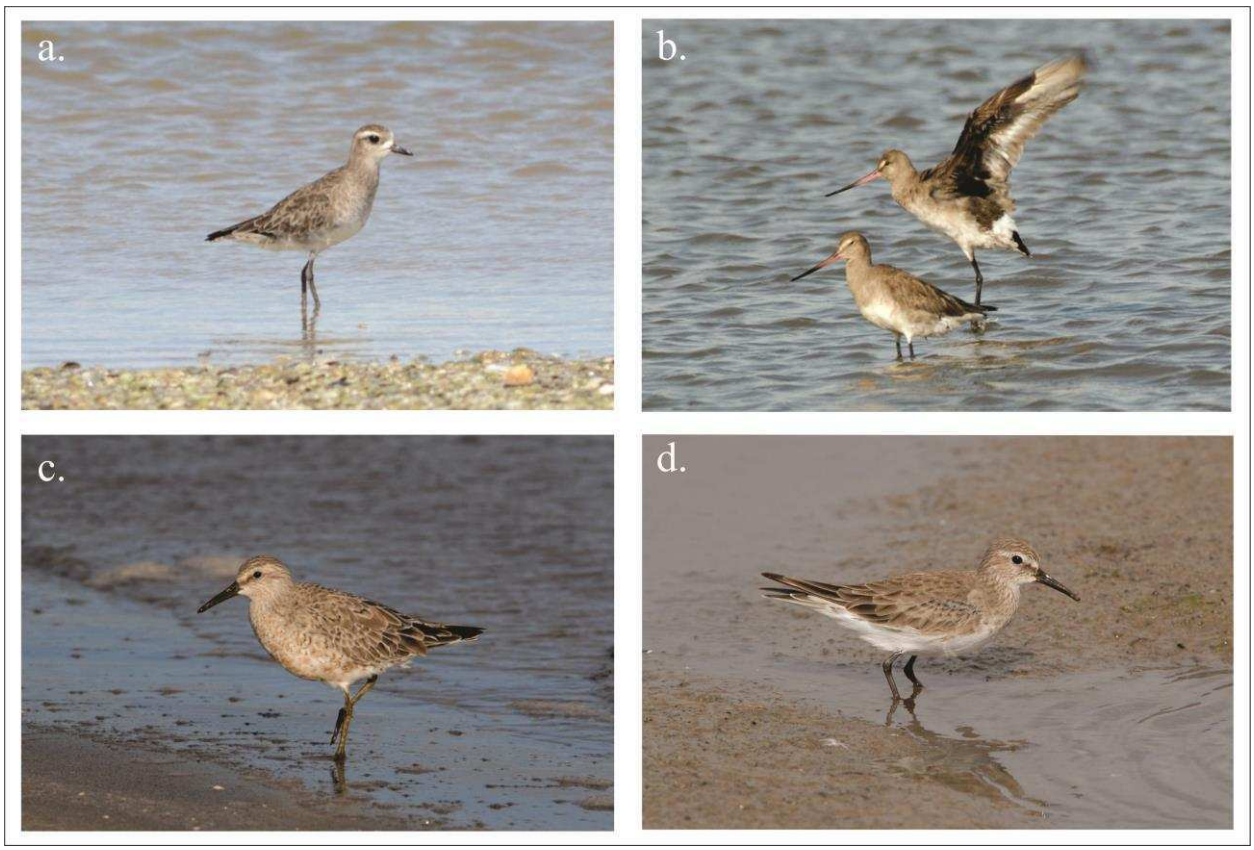


Figura 1. Algunas de las aves playeras migratorias neárticas más comunes de la Bahía Samborombón: a) Chorlo Pampa (*Pluvialis dominica*), b) Becasa de Mar (*Limosa haemastica*), c) Playero Rojizo (*Calidris canutus*), d) Playerito Rabadilla Blanca (*Calidris fuscicollis*).

- **MIGRATORIAS NEOTROPICALES.** Son especies que nidifican en el sur del continente americano, principalmente en la Patagonia, durante la primavera y el verano austral. Luego migran hacia el norte, llegando hasta el sur de Brasil durante la época no reproductiva.

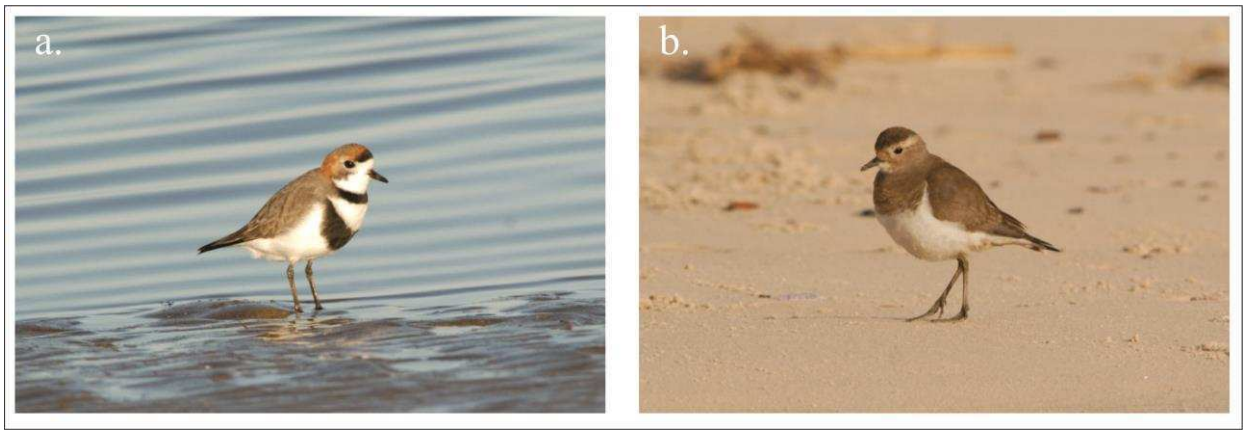


Figura 2. Migratorias neotropicales más abundantes de la Bahía Samborombón: a) Chorlito Doble Collar (*Charadrius falklandicus*), b) Chorlito Pecho Canela (*Charadrius modestus*).

- **RESIDENTES.** Son aquellas especies que permanecen durante todo el año en el área en la que nidifican, realizando sólo desplazamientos locales.

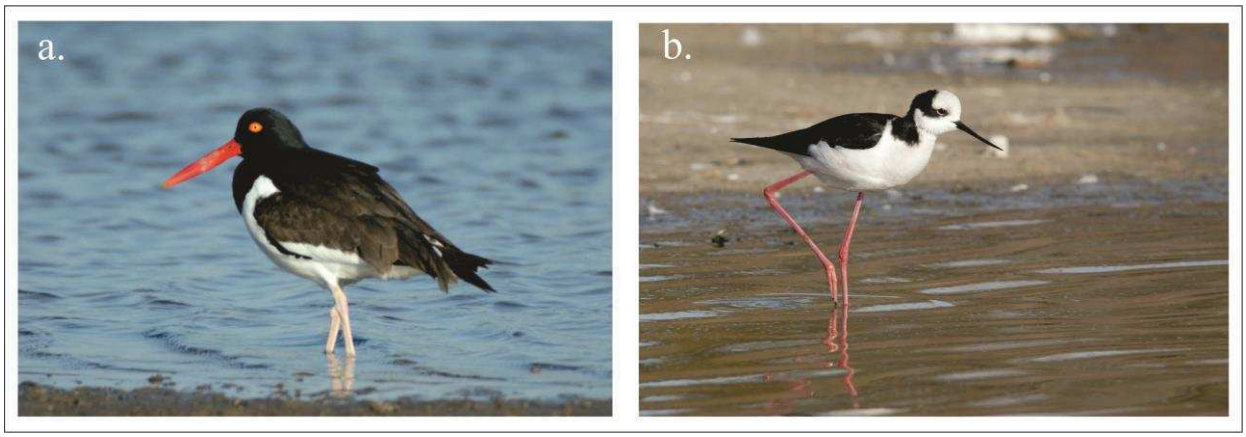


Figura 3. Aves playeras residentes más abundantes en la Bahía Samborombón: a) Ostrero Común (*Haematopus palliatus*), b) Tero Real (*Himantopus mexicanus*).

Cerca del 50% de las poblaciones globales de aves playeras están declinando (Colwell 2010). Entre los aspectos más relevantes que las hacen susceptibles de extinción Myers *et al.* (1987) mencionan las siguientes:

1) Características de su historia natural: Son aves que presentan bajas tasas de reproducción con tamaños pequeños de nidada y una temporada de reproducción corta que permite sólo una puesta anual.
2) Características comportamentales: A diferencia de lo que sucede en las áreas de reproducción, en las que las aves playeras se encuentran muy dispersas, en las

paradas migratorias y áreas de descanso no reproductivo, suelen tener comportamientos muy gregarios. Por lo que suelen concentrarse allí grandes porcentajes de determinadas poblaciones, haciendo que aún las especies más numerosas y ampliamente distribuidas sean susceptibles a la extinción si se degrada alguno de estos sitios.

3) Cronología de la migración: Tienen elevados requerimientos energéticos y dependen de las reservas que puedan acumular en cada parada migratoria para realizar con éxito el siguiente tramo del viaje. Además, la disponibilidad de los recursos alimenticios varía estacionalmente, por lo que deben realizar sus migraciones siguiendo una cronología estricta, con tiempos acotados.
4) Competencia con el hombre: Los humedales, en especial los costeros, se encuentran entre los ecosistemas más amenazados del mundo. Se estima que cerca del 60% de la población mundial de aves playeras dependen de humedales costeros. Por lo tanto, el manejo y conservación de estos ambientes es esencial para el mantenimiento de poblaciones viables.

Con el fin de proteger los sitios de los que dependen las aves playeras y consecuentemente mejorar su estado de conservación, miembros de la comunidad científica internacional trabajan en una estrategia de conservación que se basa en construir un sistema de sitios utilizados por números significativos de aves playeras a lo largo de todo el continente americano: la Red Hemisférica de Reservas para Aves Playeras (RHRAP). En Argentina se identificaron ocho sitios clave siguiendo los criterios establecidos por esta red (ver http://www.whsrn.org/), de los cuales dos son de importancia Hemisférica (Laguna Mar Chiquita, Córdoba y Costa Atlántica de Tierra del Fuego), tres de importancia Internacional (Monumento Natural Laguna de los Pozuelos, Jujuy; Bahía Samborombón, Buenos Aires; San Antonio Oeste, Río Negro) y dos de importancia Regional (Península Valdés, Chubut y Estuario de la Bahía Blanca, Buenos Aires).

El manejo eficiente de los sitios que sustentan grandes concentraciones de aves playeras requiere un sólido conocimiento sobre su dinámica espacial y temporal en términos de uso del hábitat, tiempo de permanencia y obtención del alimento. Pese a su reconocida importancia, la información disponible para la Bahía Samborombón es escasa y desactualizada. El objetivo general de esta tesis fue evaluar de manera integral las causas que condicionan la distribución y abundancia de las aves playeras en el área,

trabajando en escalas con diferente extensión espacial y temporal. Se trabajó a escala de hábitat y de paisaje a nivel espacial y a corto y largo plazo a nivel temporal. Para los trabajos realizados a escala de hábitat, se consideró la extensión del extremo sur de la bahía, Punta Rasa. En los capítulos en los que se trabajó con esta escala se evaluaron aspectos asociados al ensamble de aves playeras, tales como la caracterización de su estructura y patrones de uso de hábitat en diferentes estaciones del año (capítulo II) y la incidencia del co-uso de recursos tróficos en determinar la estructura de las comunidades (capítulo III). También en esta escala espacial se consideraron aspectos poblacionales de una de las especies de mayor prioridad de conservación, el Playero Rojizo. Para ello se consideraron dos escalas temporales. Por un lado, una escala a largo plazo de 30 años de extensión, con la que se evaluaron las tendencias en abundancia y uso del hábitat (capítulo IV). Luego se trabajó en una escala temporal menor, que abarcó tres años de muestreos, con la que se describió el comportamiento de individuos de esta especie que no realizan su migración hacia las áreas de cría (fenómeno conocido como sobre-veraneo) y se evaluaron las posibles causas (capítulo V). Finalmente a escala de paisaje se consideró la extensión de la totalidad del sector costero de la Bahía Samborombón. Con esta escala, se evaluó la incidencia de características ambientales de paisaje en los patrones de distribución y abundancia de las aves playeras en el área (capítulo VI).

Se plantearon los siguientes objetivos específicos:

1) Caracterizar los ensambles de aves playeras en función a la época del año y el tipo de ambiente que utilizan para alimentarse (Capítulo II).
2) Describir la dieta y las interacciones tróficas de las especies más abundantes y de mayor importancia de conservación (Capítulo III).
3) Evaluar la importancia del área para sobre-veraneo del Playero Rojizo (Capítulo IV) y sus posibles causas (Capítulo V).
4) Describir la abundancia y distribución espacial de las aves en las cuatro estaciones del año y evaluar la capacidad de variables ambientales para explicar los patrones observados (Capítulo VI).

ÁREA DE ESTUDIO

Esta tesis se desarrolló en la Bahía Samborombón, que está ubicada en el este de la provincia de Buenos Aires, Argentina (Fig. 1. a.) y abarca parte de los partidos de Punta Indio, Chascomús, Castelli, Tordillo, General Lavalle y La Costa. La caracterización de los ensambles (capítulo II), los estudios acerca del sobre-veraneo de especies neárticas (capítulos III y IV) y la descripción de la dieta e interacciones tróficas de especies coexistentes (capítulo V) se desarrollaron en el extremo sur de la Bahía Samborombón, Punta Rasa (Fig. 1. c.). Para el análisis de las variaciones espacio-temporales en la abundancia de las aves playeras y los factores ambientales que las determinan (capítulo VI) se consideró la extensión del sector costero de la bahía (Fig. 1. b.).

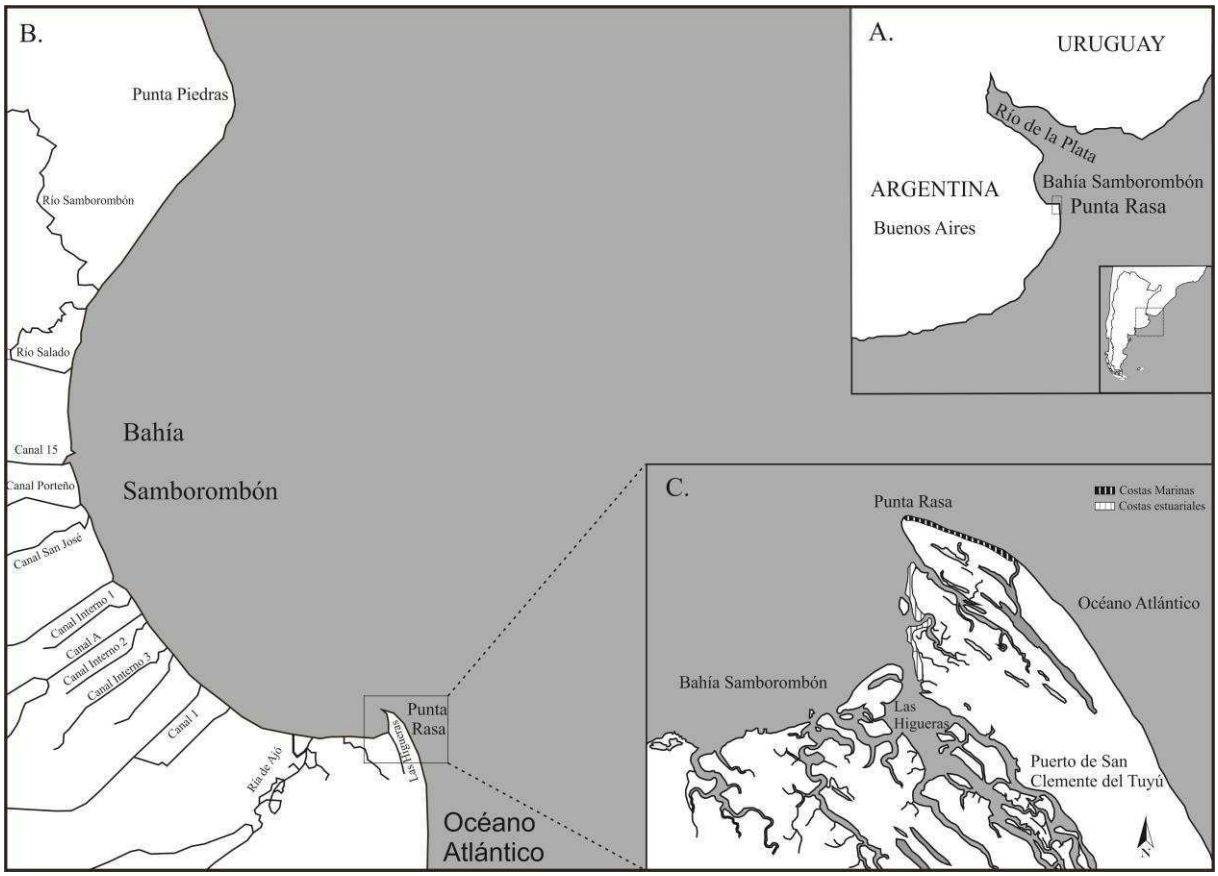


Figura 1. Mapa mostrando la ubicación de la desembocadura del Río de la Plata, la Bahía Samborombón y Punta Rasa en la provincia de Buenos Aires, Argentina (A). Se muestran además los extremos norte (Punta Piedras) y sur de la Bahía (Punta Rasa), y los principales arroyos y canales que desembocan en el estuario (B). Finalmente se detalla el área de Punta Rasa, indicando las costas marinas y estuariales en las que se desarrollaron los muestreos de los capítulos II a V (C).

La Bahía Samborombón está incluida dentro de la región fitogeográfica denominada Pampa Deprimida (Soriano 1992); zona de clima húmedo a sub-húmedo, con escasa o nula deficiencia de agua (Thornthwaite 1948). Abarca una línea de costa cercana a los 150 km de longitud que se extiende desde Punta Piedras en su extremo norte, hasta Punta Rasa en su extremo sur (Fig. 1. b.). Forma parte del estuario del Río de la Plata, el cual junto a numerosos canales y arroyos y a los ríos Salado y Samborombón, aportan agua dulce al ecosistema estuarial mientras que el océano Atlántico aporta agua salobre. El régimen de mareas es semidiurno, y pese a que éstas son de escasa amplitud (<1,5m), en las costas estuariales quedan expuestas durante la bajamar extensas planicies de marea limoarcillosas (Isacch *et al.* 2006) que se descubren por la escasa pendiente del terreno. Su zona intermareal se caracteriza por la presencia de cangrejales de Cangrejo Cavador (*Neohelice granulata*) y Cangrejo Violinista (*Uca uruguayensis;* Boschi 1964). Las marismas forman un ecosistema de humedales con numerosas lagunas y bañados que están dominadas principalmente por tres especies de plantas: *Spartina alterniflora*, *Spartina densiflora* y *Sarcocornia perennis*. *S. aterniflora* se ubica en sectores bajos que quedan inundados durante la pleamar, mientras que las otras dos especies ocupan tierras más elevadas que sólo se inundan durante las mareas de sicigia (Isacch *et al.* 2006). En su extremo sur, Punta Rasa (Fig. 1. c.), se observa una zona de transición entre el ecosistema estuarial y el oceánico. La mayor heterogeneidad ambiental de este sector se ve reflejada en la gran biodiversidad que alberga. Sus playas marinas se caracterizan por sedimentos arenosos finos y tienen mayor pendiente que las estuariales, por lo cual las zonas intermareales son más estrechas (Bértola & Morosi 1997).

La Bahía Samborombón es un área de reconocida importancia para las aves playeras, tanto en el contexto hemisférico (Morrison & Ross 1989) como en el regional (Vila *et al.* 1994, Blanco *et al.* 2006). Particularmente su extremo sur, Punta Rasa, ha sido considerado históricamente como el área de mayor importancia por la gran abundancia y riqueza de especies que sustenta (Dabbene 1920, Olrog 1967, Myers & Myers 1979, Blanco *et al.* 1988, Blanco *et al.* 1992). Veintinueve especies de aves playeras de presencia regular u ocasional confluyen en la bahía (Martínez-Curci *et al.* en prensa), entre ellas se encuentran especies residentes, migratorias neárticas y migratorias neotropicales (Apéndice 1). Varias poseen estados de conservación adversos; entre las migratorias neárticas pueden mencionarse al Playero Rojizo

categorizado como "En Peligro" a nivel nacional (López-Lanús *et al.* 2008) y "Cercano a la Amenaza" a nivel global (IUCN 2015, Anexo 1); al Playerito Canela (*Tryngites subruficolis*) bajo los mismos niveles de amenaza nacional y global; y al Playerito Enano (*Calidris pusilla*), ave de presencia ocasional en el área, "Cercana a la Amenaza" a nivel global (IUCN 2015, Anexo 1). Por otro lado, el Playero Esquimal (*Numenius borealis*) considerado "En Peligro Crítico" según criterios nacionales e internacionales (López-Lanús *et al.* 2008, UICN 2015; Apéndice 1), también era frecuente en los pastizales costeros de la provincia de Buenos Aires, principalmente en la Bahía Samborombón, hasta fines de siglo XIX, aunque es posible que en la actualidad esté globalmente extinto (Chebez 2008). Dentro de las especies migrantes neotropicales que utilizan regularmente el área, el Chorlito Pecho Canela (*Charadrius modestus*) y la Paloma Antártica (*Chionis albus*) son especies "Vulnerables" a nivel nacional (López-Lanús *et al.* 2008; Anexo 1).

Por sus condiciones ambientales y su gran valor para la biodiversidad, se crearon dentro de la Bahía Samborombón numerosas áreas naturales protegidas internacionales, nacionales, provinciales y municipales. A nivel internacional es un humedal de importancia internacional según la convención Ramsar, un área de importancia para la conservación de las aves según BirdLife International (AICA-BA09; Di Giacomo 2005) y un sitio de importancia internacional dentro de la RHRAP, por albergar a más del 10% de la población de Playerito Canela y más de 100.000 aves playeras al año (RHRAP 2014). Además, contiene un parque nacional (Campos del Tuyú) a cargo de la Administración de Parques Nacionales; cinco unidades de conservación a cargo del Organismo Provincial para el Desarrollo Sostenible (OPDS; reserva natural integral y reserva natural de objetivo definido Bahía Samborombón, reserva natural integral y reserva natural de objetivo definido Rincón de Ajó y refugio de vida silvestre); y una reserva municipal (Reserva Natural Municipal Punta Rasa) a cargo de la Municipalidad de La Costa.

Pese a contar con todas las figuras de protección mencionadas, son varias y de diversa índole las amenazas que se encuentran en el área y que podrían potencialmente afectar a las aves playeras. Entre ellas se pueden mencionar la erosión de costas debida al cambio climático global (Codignotto *et al.* 2012); la contaminación de aguas por efluentes cloacales, biocidas, metales pesados, derrame de hidrocarburos, etc. (Schenone *et al.* 2007, Capello & Fortunato 2008); cambios en la estructura y

composición de los pastizales a causa de prácticas ganaderas inadecuadas (Jacobo 2012); modificación del ambiente ocasionada por la introducción de fauna exótica (p. ej. Chancho Jabalí; *Sus scrofa*) y generación de diques y rellenos como producto de las canalizaciones y turismo no planificado. En la mayor parte de la bahía el turismo y la recreación se encuentran limitados por las dificultades de acceso. Sin embargo, Punta Rasa posee playas arenosas fácilmente accesibles que son utilizadas por miles de turistas al año. En este sector se encuentran amenazas específicas como el tránsito vehicular que ocasiona disturbios directos (impidiendo que desarrollen normalmente sus actividades de descanso, alimentación y/o nidificación) e indirectos (a través de la compactación del sedimento y destrucción de la fauna bentónica) a las aves; o el desarrollo de actividades náuticas (particularmente el kitesurf) que ocasionan disturbios directos similares a los ya mencionados.

BIBLIOGRAFÍA

Atkinson, P., Baker, A. J., Bevan, R. M., Clark, N. A., Cole, K. B., González, P. M., Newton, J., Niles, L. J. & Robinson, R. A. 2005. Unravelling the migratory strategies of a long-distance migrant using stable isotopes: Red Knot *Calidris canutus* movements in the Americas. Ibis 147: 738-749.

Bértola, G. R. & Morosi, M. 1997. Caracterización textural de depósitos de ambientes de marea de la Bahía Samborombón (Buenos Aires, Argentina). Asociación Argentina de Sedimentología 1: 1-13.

Blanco, D. E. 1998. Uso de hábitat por tres especies de aves playeras (*Pluvialis dominica, Limosa haemastica y Calidris fuscicollis*) en relación con la marea en Punta Rasa, Argentina. Revista Chilena de Historia Natural 71: 87-94.

Blanco, D. E., Pugnali, G. D. & Rodriguez Goñi, H. 1988. Punta Rasa: su importancia en la conservación de las aves migratorias. Reporte técnico no publicado. (International Council for Bird Preservation: Buenos Aires, Argentina).

Blanco, D. E., Roriguez Goñi, H. & Pugnali, G. 1992. La importancia de Punta Rasa, Buenos Aires, en la migración del Chorlo Rojizo (*Calidris canutus*). Hornero 13: 193-199.

Blanco, D. E., Yorio, P., Petracci, P. F. & Pungali, G. 2006. Distribution and abundance of non-breeding shorebirds along the coasts of Buenos Aires Province, Argentina. Waterbirds 29: 381-390.

Boschi, E. E. 1964. Los crustáceos decápodos Brachyura del litoral Bonaerense. Boletín del Instititutо de Biología Marina de Mar del Plata 6: 1-99.

Canevari, P., Castro, G., Sallaberry, M. & Naranjo, L. G. 2001. Guía de los Chorlos y Playeros de la Región Neotropical. (American Bird Conservancy, WWF-US, Humedales para las Américas y Manomet Conservation Science, Asociación Calidris: Santiago de cali, Colombia).

Cappello, V. & Fortunato, V. 2008. Agroquímicos en la provincia de Buenos Aires: información ecotoxicológica y aspectos ambientales. Informe técnico no publicado. (Dirección Provincial de Recursos Naturales, Programa Gestión Ambiental en Agroecosistemas, Organismo Provincial para el Desarrollo Sostenible: Buenos Aires, Argentina).

Chebez, J. C. 2008. Los que se van. Fauna argentina amenazada. Tomo 1. (Albatros, Buenos Aires, Argentina).

Codignotto, J. O., Dragani, W. C., Martin, P. B., Simonato, C. G., Medina, R. A. & Alonso, G. 2012. Wind-wave climate change and increasing erosion in the outer Río de la Plata, Argentina. Continental Shelf Research 38: 110-116.

Colwell, M. A. 2010. Shorebird ecology, conservation and management. (University of California Press: California, Estados Unidos).

Dabbene, R. 1920. Notas sobre los chorlos de Norte América que invernan en la República Argentina. Hornero 2: 99-128.

Di Giacomo, A. S. 2005. Áreas Importantes para la Conservación de las Aves en Argentina. Sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad. Temas de naturaleza y conservación 5: 1-514.

Goss-Custard, J. D., Jones, R. E. & Newbery, P. E. 1977. The Ecology of the Wash. I. Distribution and Diet of Wading Birds (Charadrii). Journal of Applied Ecology 14: 681-700.

Harrington, B.A., Picone, C., Lara Resende, S. & Leeuwenberg, F. 1993. Hudsonian Godwit *Limosa haemastica* migration in southern Argentina. Wader Study Group Bulletin 67: 41-44.

Isacch, J. P., Costa, C. S. B., Rodríguez-Gallego, L., Conde, L, D., Escapa, M., Gagliardini, D. A. & Iribarne, O. O. 2006. Distribution of saltmarsh plant communities associated with environmental factors along a latitudinal gradient on the SW Atlantic coast. Journal of Biogeography 33: 888-900.

Jacobo, E. 2012. Manejo de pastizales naturales para una ganadería sustentable en la Pampa Deprimida: buenas prácticas para una ganadería sustentable de pastizal: Kit de extensión para las Pampas y Campos. (Fundación Vida Silvestre Argentina & Aves Argentinas: Buenos Aires, Argentina).

López-Lanús, B., Grilli, P., Coconier, E., Di Giacomo, A. & Banchs, R. 2008. Categorización de las aves de la Argentina según su estado de conservación. (Aves Argentinas /AOP y Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación: Buenos Aires, Argentina).

Martínez-Curci N. S., Petracci, P. & Azpiroz, A. B. En prensa. Aves Playeras del Litoral Costero de la Provincia de Buenos Aires: Ecología y Conservación. En 'La Costa Atlántica de Buenos Aires. Biodiversidad y Patrimonio Cultural', Eds. J. Athor & C. Celsi. (Fundación de Historia Natural Félix de Azara & Vazquez Mazzini editores: Buenos Aires, Argentina).

Morrison, R. I. G. & Ross, R. K. 1989. Atlas of Nearctic shorebirds on the coast of South America. Special Publication. (Canadian Wildlife Service: Ottawa, Canada).

Myers, J. P. & Myers, L. P. 1979. Shorebirds of coastal Buenos Aires province, Argentina. Ibis 121: 186-200.

Myers, J. P., Morrison, R. I. G., Antas, P. Z., Harrington, B. A., Lovejoy, T. E., Sallaberry, M., Senner S. E., & Tarak, A. 1987. Conservation strategy for migratory species. American Scientist 75: 19-26.

Niles, L. J., Sitters, H. P., Dey, A. D., Atkinson, P. W., Baker, A. J., Bennett, K. A., Carmona, R., Clark, K. E., Clark, N. A., Espoz C., González, P. M., Harrington, B. A., Hernández, D. E., Kalasz, K. S., Lathrop, R. G., Matus, R. N., Minton, C. D. T., Morrison, R. I. G., Peck, M. K., Pitts, W., Robinson, R. A. & Serrano, I. L. 2008. Status of the Red Knot (*Calidris canutus rufa*) in the Western Hemisphere. Studies in Avian Biology 36: 1-185.

O'Brien, M., Crossley, R. & Karlson, K. 2006. The shorebird guide. (Houghton Mifflin Company: Massachussetts, Estados Unidos).

Olrog, C. C. 1967. Observaciones sobre aves migratorias del hemisferio norte. El hornero 10: 292-298.

Piersma, T. 2007. Using the power of comparison to explain habitat use and migration strategies of shorebirds worldwide. Journal of Ornithology 148: 45-59.

Piersma, T. & Gill, R. E. 1998. Guts don't fly: Small digestive organs in obese Bar-tailed Godwits. The Auk 115: 196-203.

Piersma, T., van Gils, J. & Wiersma, P. 1996. Family Scolopacidae (sandpipers, snipes and phalaropes). En 'Handbook of the birds of the world. Volumen 1: Hoatzin to auks', Eds. J. del Hoyo, A. Elliott & J. Sargata. (Lynx Edicions: Barcelona, España).

Piersma, T., Gudmundsson, G. A. & Lilliendahl, K. 1999. Rapid changes in the size of different functional organ and muscle groups during refueling in a long-distance migrating shorebird. Physiological and Biochemical Zoology 72: 405-415.

Red Hemisférica de Reservas para Aves Playeras (RHRAP). 2014. Lista de sitios. Disponible en http://www.whsrn.org/es/sitios/lista-de-sitios.

Schenone, N., Volpedo, A. V. & Cirelli, A. F. 2007. Trace metal contents in water and sediments in Samborombón Bay wetland, Argentina. Wetlands Ecolgy and Management 15: 303-310.

Soriano, A. 1992. Río de la Plata Grasslands. En 'Natural Grasslands: Introduction and Western Hemisphere. Ecosystems of the World. Volume 8A'. Ed. Coupland R. T. (Elsevier: Amsterdam, Países Bajos).

Thornthwaite, C. W. 1984. An approach toward a rational classification of climate. Geographical Review 38: 55-94.

UICN Red List of Threatened Species. 2014. Version 2014.2. Disponible en http: www.iucnredlist.org.

van Tuinen, M. D., Waterhouse, D. & Dyke, G. J. 2004. Avian molecular systematics on the rebound: A fresh look at modern shorebird phylogenetic relationships. Journal of Avian Biology 35: 191-194.

Vila, A. R., Bremer, E. R. & Beade, M. S. 1994. Censos de Chorlos y playeros migratorios en la Bahía Samborombón, provincia de Buenos Aires, Argentina. Reporte técnico número 2. (Fundación Vida Silvestre Argentina: Buenos Aires, Argentina).

APENDICE I.

Lista de las especies de aves playeras registradas en la Bahía Samborombón. Se sigue el ordenamiento sistemático propuesto por Remsen *et al.* (2014). Además de las especies de hábitos costeros, o con presencia regular en estos ambientes, se listan aquellas especialistas de pastizales o humedales interiores indicadas con *. El patrón migratorio indica si son especies residentes (Res), migratorias neárticas (Nea) o neotropicales (Neo) y la región de reproducción para las especies accidentales: Paleártica (Pal) o Indomalaya (Ind). La probabilidad de observación hace referencia a la frecuencia con la que cada especie puede ser observada: A (Abundante: observaciones frecuentes de grandes abundancias), C (Común: observaciones frecuentes), PC (Poco común: observaciones poco frecuentes aunque mayormente anuales), O (Ocasional: observaciones muy poco frecuentes, generalmente no se producen todos los años), E (Errante: muy pocas o una única observación), SR (Sin Registros Publicados; Martínez-Curci *et al.* en prensa). El estatus de conservación muestra el estado de cada especie a nivel nacional siguiendo los criterios de López-Lanús *et al.* (2008): EC (En peligro crítico), EN (En peligro), AM (Amenazada), VU (Vulnerable), NA (No amenazada); e internacional siguiendo la clasificación de la Lista Roja de Especies Amenazadas de la IUCN (2015): LC (Preocupación menor), NT (Cercano a la amenaza), VU (Vulnerable) y CR (En peligro crítico).

		Patrón Migratorio	**Probabilidad de Observación**	**Estatus de Conservación**	
				Nacional	**Internacional**
Familia Charadriidae (Chorlos)					
Chorlo Pampa	*Pluvialis dominica*	Nea	C	NA	LC
Chorlo Ártico	*Pluvialis squatarola*	Nea	C	NA	LC
Chorlo Cabezón	*Oreopholus ruficollis*	Neo	C	NA	LC
Tero Común	*Vanellus chilensis*	Res	C	NA	LC
Chorlito Palmado	*Charadrius semipalmatus*	Nea	C	NA	LC
Chorlo Nevado	*Charadrius nivosus*	Nea	E	NE	NT
Chorlito de Collar	*Charadrius collaris*	Res	PC	NA	LC
Chorlito Doble Collar	*Charadrius falklandicus*	Neo	A	NA	LC
Chorlito Pecho Canela	*Charadrius modestus*	Neo	C	VU	LC
Chorlito Mongol	*Charadrius mongolus*	Pal/Ind	E	NE	LC
Haematopodidae (Ostreros)					
Ostrero Común	*Haematopus palliatus*	Res	A	NA	LC
Ostrero Negro	*Haematopus ater*	Neo	O	NA	LC
Recurvirostridae (Tero-reales)					
Tero Real	*Himantopus mexicanus*	Res	A	NA	LC
Chionidae (Palomas Antárticas)					
Paloma Antártica	*Chionis albus*	Neo	PC	VU	LC
Pluvianellidae					
Chorlito Ceniciento	*Pluvianellus socialis*	Neo	E	EN	NT
Scolopacidae (Playeros)					
Playero Esquimal *	*Numenius borealis*	Nea	PE	EC	CR
Playero Trinador	*Numenius phaeopus*	Nea	PC	NA	LC
Becasa de Mar	*Limosa haemastica*	Nea	A	NA	LC
Vuelvepiedras	*Arenaria interpres*	Nea	C	NA	LC
Playero Rojizo	*Calidris canutus*	Nea	C	EN	NT
Playerito Blanco	*Calidris alba*	Nea	PC	NA	LC

Playerito Enano	*Calidris pusilla*	Nea	O	NA	NT
Playerito Rabadilla Blanca	*Calidris fuscicollis*	Nea	A	NA	LC
Playerito Unicolor	*Calidris bairdii*	Nea	PC	NA	LC
Playero Pectoral *	*Calidris melanotos*	Nea	C	NA	LC
Playero Zancudo	*Calidris himantopus*	Nea	PC	NA	LC
Playerito Canela *	*Tryngites subruficollis*	Nea	C	AM	NT
Becasa Gris	*Limnodromus griseus*	Nea	O	NA	LC
Becasina Común *	*Gallinago paraguaiae*	Res	C	NA	LC
Falaropo Común	*Phalaropus tricolor*	Nea	PC	NA	LC
Playerito de Pico Curvo	*Xenus cinereus*	Pal	E	NE	LC
Playerito Manchado	*Actitis macularius*	Nea	PC	NA	LC
Pitotoy Solitario	*Tringa solitaria*	Nea	PC	NA	LC
Pitotoy Grande	*Tringa melanoleuca*	Nea	C	NA	LC
Playero Ala Blanca	*Tringa semipalmata*	Nea	PC	NA	LC
Pitotoy Chico	*Tringa flavipes*	Nea	C	NA	LC
Thinocoridae (Agachonas)					
Agachona Chica *	*Thinocorus rumicivorus*	Res	PC	NA	LC
Jacanidae (Jacanas)					
Jacana *	*Jacana jacana*	Res	PC	NA	LC
Rostratulidae (Aguateros)					
Aguatero *	*Nycticryphes semicollaris*	Res	PC	NA	LC

CAPÍTULO II

ABUNDANCIA ESTACIONAL Y PATRONES DE USO DE HÁBITAT DE AVES PLAYERAS EN PUNTA RASA, EXTREMO SUR DE LA BAHÍA SAMBOROMBÓN

INTRODUCCIÓN

Las aves playeras migratorias hacen un uso itinerante de los sitios de los que dependen para completar los diferentes estadíos de su ciclo anual. Esta estrategia les permite explotar recursos de manera cíclica en ambientes que no son adecuados para un uso continuo. A su vez, las hace dependientes de una secuencia específica de localidades distribuidas a lo largo de su ruta migratoria, de las que dependen para descansar y acumular las reservas energéticas que necesitan para continuar sus migraciones. Estos sitios cuentan con características excepcionales en términos de calidad y disponibilidad de alimento y refugio, por lo que no pueden ser reemplazados y constituyen cuellos de botella geográficos para las poblaciones que dependen de ellos (Myers 1983). En este sentido, una de las áreas clave situadas en el sudeste de Sudamérica es la Bahía Samborombón (Morrison & Ross 1989, Vila *et al.* 1994) y en particular se ha destacado históricamente la importancia de su extremo sur, Punta Rasa como un punto estratégico en la migración y descanso no reproductivo de algunas especies migratorias neárticas como el Chorlo Pampa (*Pluvialis dominica*), la Becasa de Mar (*Limosa haemastica*), el Playero Rojizo (*Calidris canutus rufa*) y el Playerito Rabadilla Blanca (*Calidris fuscicollis;* Blanco *et al.* 1988, Blanco *et al.* 1992).

Pese al gran avance que ha habido en las últimas décadas en el estudio de la historia natural y ecología de las aves playeras alrededor del mundo (p. ej. Colwell 2010, Piersma & van Gils 2011), la información producida en los sitios clave de Sudamérica es relativamente escasa en comparación con los de Norteamérica. En el cono sur, aún se desconocen aspectos básicos sobre la ecología de estas aves. Particularmente en Punta Rasa se cuenta con escasa información sobre las variaciones espaciales o estacionales en la abundancia de estas aves. Los trabajos disponibles corresponden a la década del 80 y principios de los 90 (Blanco *et al.* 1988, 1992, 1995). Las investigaciones desarrolladas más recientemente se enfocaron en el estudio de tópicos específicos, como por ejemplo evaluar los patrones de uso de hábitat en breves períodos de tiempo (Blanco 1998, Ribeiro *et al.* 2004), la ecología trófica de algunas especies (Iribarne & Martínez 1999, Ribeiro *et al.* 2003, Ieno *et al.* 2004), y el efecto de la depredación por aves playeras sobre la fauna bentónica (Botto *et al.* 1998).

Dado que las poblaciones de gran parte de las especies de aves playeras están declinando y que una de las principales causas es la degradación de su hábitat (Colwell

2010), es importante mantener información actualizada sobre la composición de los ensambles y el uso que hacen las diferentes especies de las áreas críticas identificadas a lo largo de sus rutas migratorias. El objetivo de este capítulo fue caracterizar los ensambles de aves playeras en Punta Rasa y sus patrones de uso de hábitat. Para ello se describieron las variaciones temporales tanto en abundancia como en estructura del ensamble durante tres estaciones del año y se evaluaó el uso de las costas marinas y estuariales que hacen las distintas especies durante la bajamar, momento del día en el que quedan descubiertos los sectores intermareales y las aves playeras se desplazan a las áreas de alimentación (Blanco 1998).

MÉTODOS

- *Conteos de aves*

Se llevaron a cabo 12 relevamientos de aves playeras en Punta Rasa, extremo sur de la Bahía Samborombón (Fig. 1. c., capítulo I), cuatro por cada estación: verano (conteos realizados desde el 5 al 26 de Diciembre de 2011), otoño (conteos realizados desde el 31 de Marzo al 19 de Abril de 2012) e invierno (conteos realizados desde el 11 de Mayo al 28 de Julio de 2012). Las estaciones no coinciden exactamente con el período calendario ya que se consideró la cronología de migración de especies neárticas para definirlas. Para esto se utilizó la información compilada en Birds of North America (Poole 2005): en el verano la mayoría de las migrantes neárticas están en sus áreas de descanso no reproductivo; en el otoño se encuentran en migración hacia el hemisferio norte y en el invierno la mayoría llega a sus áreas de reproducción, pero algunas permanecen en el hemisferio sur.

En cada uno de los relevamientos se cubrió, mediante dos transectas, un total de 7,2 km de costa, de los cuales 2,7 km abarcaron costas marinas y 4,5 km estuariales. Se identificaron las especies y se contabilizaron los individuos observados en cada uno de estos ambientes utilizando telescopios 20-60X y binoculares 8x50. Todos los conteos fueron realizados por los mismos observadores que se desplazaron en transectas paralelas a la línea de costa, comenzando una hora y media antes y finalizando aproximadamente una hora y media después de la bajamar. Adicionalmente se registraron las especies de aves playeras detectadas en el área fuera de los conteos sistemáticos.

Figura 1. Costa estuarial (izquierda) y costa marina (derecha).

- *Análisis de datos*

Se calculó el número total de aves playeras observado en cada relevamiento y la abundancia máxima, mínima y media por especie para cada estación. Se realizó un test multivariado ANOSIM (Análisis de Similitud) utilizando el software PRIMER 6 (Clarke & Gorley 2006). Se trabajó sobre una matriz de datos de densidad (individuos/km) con la que se construyó una matriz de similitud de Bray-Curtis con 9999 permutaciones a partir de la cual se compararon las similitudes entre muestras de un mismo grupo contra muestras de diferentes grupos. Las permutaciones son utilizadas por ANOSIM para obtener una probabilidad asociada a la hipótesis nula de que no hay diferencias entre grupos. Las hipótesis nulas evaluadas fueron: 1) La composición del ensamble de aves playeras no varía en función al tipo de hábitat (estuarial y marino); 2) La composición del ensamble de aves playeras no varía en función a la estación del año (verano, otoño e invierno). Posteriormente se utilizaron las comparaciones de a pares de ANOSIM para evaluar las diferencias entre las estaciones y se realizó un test de porcentaje de similitud (SIMPER; Clarke 1993) para identificar las especies que tuvieran mayor efecto sobre las diferencias observadas.

Se utilizó un "Índice de Importancia Relativa" (I.I.R.; Bucher & Herrera 1981) para evaluar la importancia relativa de cada especie dentro de cada estación. Este fue calculado como (N_i/N_t) x (S_i/S_t) x 100, donde N_i es el número total de individuos observados de la especie *i* y N_t es el número total de individuos observados en la estación considerada; S_i es el número de relevamientos en los cuales la especie *i* fue observada y S_t es el número total de relevamientos. Este índice puede tomar valores

entre 0 (si la especie estuvo ausente en todos los relevamientos) y 100 (si la especie fue la única registrada durante todos los relevamientos).

Se realizó un "Análisis de Especies Indicadoras" (A.E.I.; Dufrêne & Legendre 1997) para identificar especies características de cada tipo de hábitat. El A.E.I. calcula un valor indicador para cada especie basado en la frecuencia de ocurrencia y abundancia relativas en todas las categorías del tratamiento (p. ej. tipos de hábitat). Los valores indicadores pueden variar entre 0 y 100. El último valor significa un indicador perfecto para un determinado tipo de hábitat, lo cual implica que la especie fue registrada exclusivamente en todos los muestreos dentro de ese hábitat. El A.E.I. fue realizado con el programa PC-ORD (Mc-Cune & Mefford 1999), y la significancia (en $P \leq 0.01$) y los valores indicadores (>25%) fueron evaluados mediante un procedimiento de aleatorización de Monte Carlo.

RESULTADOS

Se registraron 18 especies de aves playeras pertenecientes a las familias Charadriidae (n = 5), Haematopodidae (n = 1), Recurvirostridae (n = 1) y Scolopacidae (n = 11). Catorce de estas especies fueron migrantes neárticas, dos neotropicales y dos residentes, y conformaron respectivamente el 66%; 7,4% y 26,6% del total de aves playeras avistadas. Dentro del mismo período, pero fuera de los conteos sistemáticos, se observaron cuatro especies adiionales de las familias Charadriidae (n = 2), Chionidae (n = 1) y Scolopacidae (n = 1) que representaron una especie neártica, dos neotropicales y una residente (Tabla 1).

Tabla 1. Especies registradas en el extremo sur de la Bahía Samborombón durante el verano, otoño e invierno; † indica que la especie fue observada fuera de los conteos sistemáticos. Los datos de las columnas de ambientes estuariales (E) y playas marinas (O) indican las densidades y riqueza de especies mínimas (min) y máximas (máx) registradas. Las columnas del Análisis de Especies Indicadoras (A.E.I.; Dufrêne & Legendre 1997) muestran los valores indicadores (V.I.) expresados como porcentaje de un indicador perfecto para un determinado tipo de hábitat (T.A.); *= significativo en $P \leq 0.01$

	Ambientes estuariales			Ambientes marinos			A.E.I		
	Verano (min-max)	Otoño (min-max)	Invierno (min-max)	Verano (min-max)	Otoño (min-max)	Invierno (min-max)	V.I.	T.A.	P
Migratorias Neárticas									
Chorlo Pampa(*Pluvialis dominica*)	34,9-53,8	0,2-0,4	0	0	0-0,4	0	54,5	E	0 ,044
Chorlo Ártico (*Pluvialis squatarola*)	6,2-1,8	3,3-6,9	0,2-5,3	0	0-1,5	0	95	E*	< 0,001
Pluvialis sp.	0-1,8	0,2-4	0-1,8	0	0	0			
Chorlito Palmado (*Charadrius semipalmatus*)	0,2-9,3	0-3,1	0	0	0	0	51,8	E	0,03
Becasa de Mar (*Limosa haemastica*)	32,4-82,2	13,1-66,7	5,6-12,9	1,5-3	0,4-1,5	0-0,7	96,8	E*	< 0,001
Vuelvepiedras (*Arenaria interpres*)	6,9-29,1	5,1-6,7	0,22-0,9	0	0-6	0	86,5	E*	< 0,001
Playero Rojizo (*Calidris canutus*)	0-0,4	2,4-10	1,1-4,4	0	0-5,2	0	75,4	E*	< 0,001
Playerito Blanco (*Calidris alba*)	0-0,4	0-0,2	0-1,3	0,4-1,5	0-1,5	0-0,4	44	O	0,062
Playerito Enano (*Calidris pusilla*)†									
Playerito Rabadilla Blanca (*Calidris fuscicollis*)	167,1-184	34,4-64,4	0-0,2	0	0,7-1,9	0-0,4	77,7	E*	0,006
Becasa Gris (*Limnodromus griseus*)	0-0,2	0	0	0	0	0	7,1	E	1
Playerito Manchado (*Actitis macularius*)	0,2-3,3	0,2-0,7	0	0	0	0	57,1	E*	0,002
Pitotoy Solitario (*Tringa solitaria*)	0-0,2	0	0	0	0	0	7,1	E	1
Pitotoy Grande (*Tringa melanoleuca*)	1,3-11,3	0-0,67	0-0,2	0	0-0,4	0	53,1	E	0,048
Playero Ala Blanca (*Tringa semipalmata*)	0,2-0,4	0-0,2	0-0,4	0	0	0	57,1	E*	0,002
Pitotoy Chico (*Tringa flavipes*)	7,3-49,6	0,2-6,4	0	0	0-0,4	0	63,9	E*	0,003
Migratorias Neotropicales									
Chorlo Cabezón (*Oreopholus ruficollis*)†									
Chorlito Doble Collar (*Charadrius falklandicus*)	0-13,1	13,8-47,3	5,6-13,6	0	0,7-46,7	0-0,7	64,6	E	0,04
Chorlito Pecho Canela (*Charadrius modestus*)	0	0-0,9	0,2-2	0	0	0-0,4	59,9	E*	0,004
Paloma Antártica (*Chionis albus*)†									
Residentes									
Tero Común (*Vanellus chilensis*)†									
Ostrero Común (*Haematopus palliatus*)	13,4-19,3	4,9-72,9	7,11-172	3-8,9	1,5-8,9	0,4-5,6	88,7	E*	< 0,001
Tero Real (*Himantopus mexicanus*)	1,3-11,1	5,8-18,7	19,3-42,9	0-2,6	1,1-3,3	0-0,7	94,1	E*	< 0,001
Total	306-404,9	110,4-250,2	60,7-238,9	8,9-25,6	7,4-73,3	1,1-7			
Riqueza de especies	12-16	12-15	9-11	7-9	6-9	2-5			

Se observaron diferencias significativas en la estructura del ensamble dadas tanto por el tipo de ambiente como por la estación del año, siendo mayores las diferencias debidas al tipo de ambiente utilizado (Tabla 2). Las mayores densidades de aves playeras se registraron en las costas estuariales (rango: 60,7 a 404,9 individuos/km) y las menores en las marinas (rango: 1,1 a 73,3 individuos/km). Once especies presentaron asociaciones significativas a ambientes estuariales, entre las cuales la Becasa de Mar mostró un valor indicador casi perfecto para este tipo de hábitat. Por el contrario, ninguna especie mostró ser indicadora de playas marinas (Tabla 1).

Tabla 2: Test ANOSIM global y por pares y análisis SIMPER (Clarke 1993) mostrando las diferencias en la composición de especies dadas por el efecto del hábitat (ambientes marinos o estuariales) y la estación (verano, otoño e invierno).

	R	*P*	Disimilitud media
Hábitat			
Test Global	0,924	0,001	89,4%
Estación			
Test Global	0,53	0,001	
Comparaciones de a pares			
verano-otoño	0,609	0,005	73,6%
otoño-invierno	0,43	0,009	76,4%
verano-invierno	0,661	0,001	82,9%

En lo referente a las diferencias dadas por la estación del año, éstas fueron significativas en todos los pares de estaciones considerados y las mayores disimilitudes se observaron entre el verano y el invierno (Tabla 2). Gran parte de la disimilitud media calculada entre los pares de estaciones fue explicado por unas pocas especies que a su vez dominaron ampliamente el ensamble en las tres estaciones (Tabla 3).

En el verano las especies de mayor importancia relativa (I.I.R.) fueron neárticas: el Chorlo Pampa, la Becasa de Mar y el Playerito Rabadilla Blanca. Estas tres especies dieron cuenta del 61,2% de las diferencias observadas entre el verano y el otoño (Tabla 3); siendo mayores las abundancias de las tres especies durante el verano (Fig. 2). En el otoño la Becasa de Mar y el Playerito Rabadilla Blanca también estuvieron entre las especies de mayor I.I.R., seguidas por una residente, el Ostrero Común (*Haematopus palliatus*); y una neotropical, el Chorlito Doble Collar (*Charadrius falklandicus*; Tabla 3). En el invierno las dos especies de mayor I.I.R fueron residentes: el Ostrero Común y

el Tero Real (*Himantopus* mexicanus; Tabla 3). La Becasa de Mar, el Playerito Rabadilla Blanca, el Chorlito Doble Collar, el Ostrero Común y el Tero Real explicaron a su vez el 86,47% de las diferencias observadas entre el otoño y el invierno y el 76,6% de las observadas entre el verano y el invierno (Tabla 3). En el invierno las abundancias de las dos especies residentes fueron mayores y las de las tres especies migratorias menores que las registradas en el verano y en el otoño (Fig. 2).

Tabla 3: Contribución de cada especie a la disimilitud promedio entre estaciones según el análisis SIMPER (Clarke 1993) e Índice de Importancia Relativa (Bucher & Herrera 1981) de cada especie para cada estación (verano, otoño, invierno). Sólo se reportan los valores para aquellas especies que dieron cuenta del 90% de la disimilitud acumulada y cuyo índice de importancia relativa fue > 0.5. Los nombres comunes de las especies figuran en la Tabla 1.

	% Contribución a la disimilitud media			Índice de Importancia Relativa		
	Verano-Otoño	**Otoño-Invierno**	**Verano-Invierno**	**Verano**	**Otoño**	**Invierno**
Migratorias Neárticas						
Pluvialis dominica	9,35	-	9,87	12,52	-	-
P. squatarola	-	-	-	1,09	2,54	2,02
Charadrius semipalmatus	-	-	-	1,09	0,63	-
Tringa melanoleuca	-	-	-	1,22	-	-
T. flavipes	4,29	-	3,69	7,07	1,82	-
T. semipalmata	-	-	-	-	-	-
T. solitaria	-	-	-	-	-	-
Arenaria interpres	3,38	2,66	-	3,77	3,47	-
Calidris fuscicollis	34,69	17,98	27,53	48,23	26,5	-
Limosa haemastica	14,05	12,04	12,76	15,23	19,22	6,55
C. alba	-	-	-	-	-	-
C. canutus	-	2,64	-	-	3,26	1,98
Limnodromus griseus	-	-	-	-	-	-
Actitis macularia	-	-	-	-	-	-
Migratorias Neotropicales						
Ch. falklandicus	12,46	15,27	3,99	0,07	16,47	7
Ch. modestus	-	-	-	-	-	0,75
Residentes						
Haematopus palliatus	9,32	28,9	23,56	5,41	16,73	60,45
Himantopus mexicanus	4,23	12,28	8,76	1,81	6,82	19,8

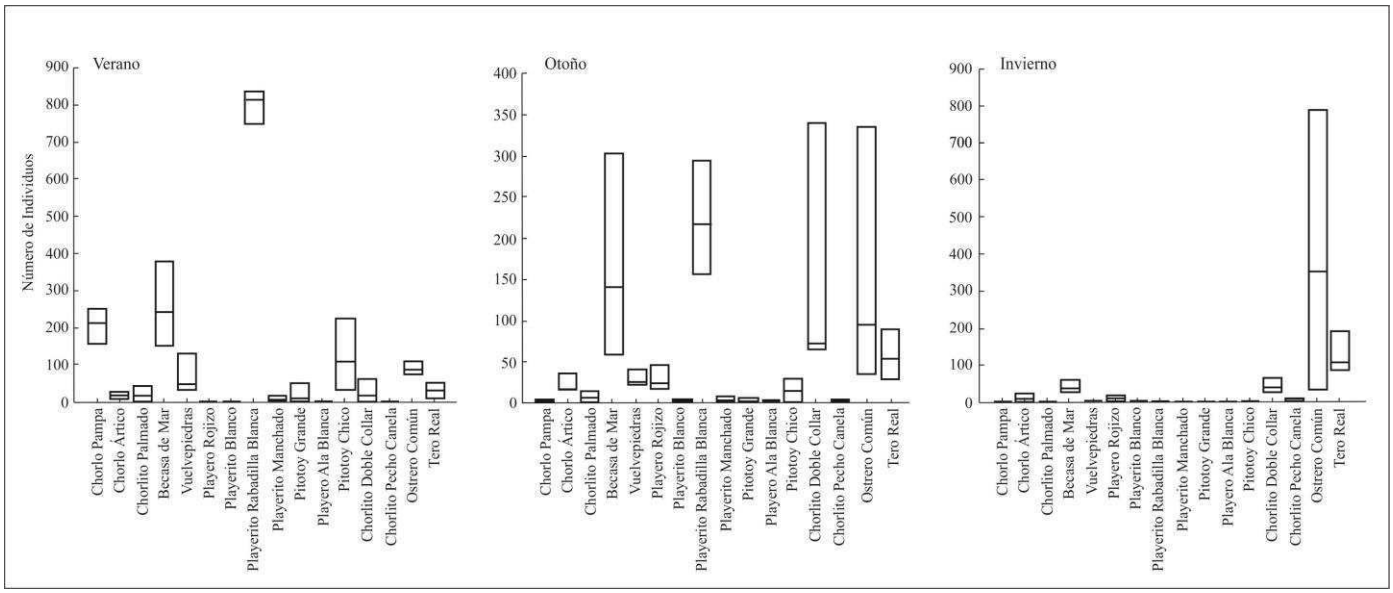


Figura 3. Abundancia media mínima y máxima de las especies de aves playeras observadas en los relevamientos de verano, otoño e invierno austral. Sólo se muestran las especies registradas en más de un relevamiento.

Las migrantes neárticas dominaron el ensamble durante el verano y el otoño (Fig. 3) y fueron el grupo con mayor riqueza de especies durante las tres estaciones. Se registraron 14 especies neárticas durante el verano, 12 durante el otoño y 9 durante el invierno (Tabla 1). Dentro de este grupo, las más abundantes registradas durante el invierno fueron el Chorlo Ártico (*Pluvialis squatarola*), la Becasa de Mar y el Playero Rojizo (Fig. 2). Las especies residentes dominaron el ensamble durante el invierno, siendo el Ostrero Común la especie más numerosa con un conteo máximo de 787 individuos (Fig. 2). Las migrantes neotropicales no superaron numéricamente a los otros grupos en ninguna de las estaciones consideradas (Fig. 3). Entre estas últimas, la especie más abundante fue el Chorlito Doble Collar que mostró un pico de abundancia en otoño, mientras que el Chorlito Pecho Canela (*Charadrius modestus*) sólo fue registrado en bajos números durante el invierno (Tabla 1).

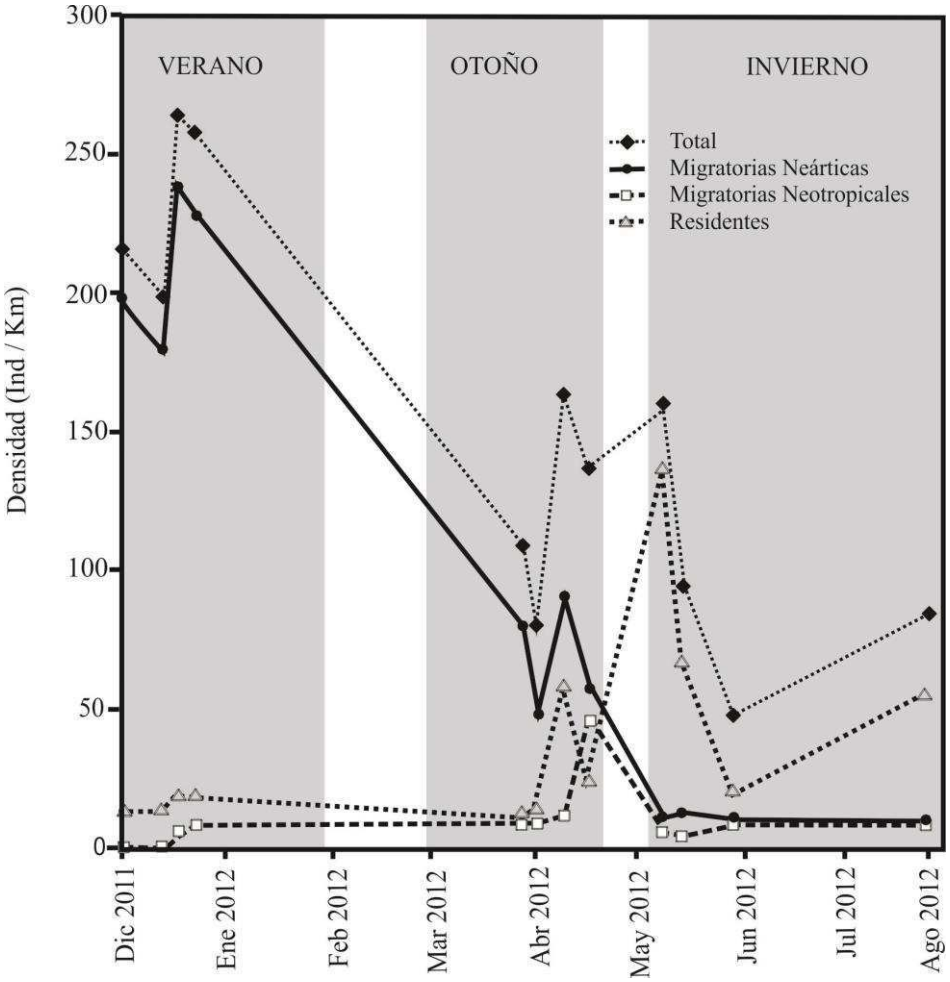


Figura 2. Abundancia de aves playeras total y en los grupos de migrantes neárticas, migrantes neotropicales y residentes registrada en cada uno de los conteos de verano, otoño e invierno.

DISCUSIÓN

Se actualizó y amplió la información sobre la abundancia y los patrones de uso de hábitat de aves playeras en Punta Rasa, extremo sur de la Bahía Samborombón. Los resultados presentados en este capítulo son consistentes con las investigaciones previas (e.g. Blanco *et al.* 1988, Blanco *et al.* 1993, Blanco 1998) en el sentido que confirman la importancia del área para algunas especies como el Chorlo Pampa, la Becasa de Mar y el Playerito Rabadilla Blanca. Éstas presentan grandes abundancias durante el verano, época de descanso no reproductivo y el otoño, época de migración hacia las áreas de cría situadas en el hemisferio Norte. Un aspecto novedoso de este trabajo es que a su vez resalta la permanencia de nueve especies de migratorias neárticas durante el invierno, estación que había recibido escasa atención hasta el momento. Por otro lado, se pone de manifiesto la gran riqueza de especies que alberga el área en comparación

con otros sitios de importancia identificados en Sudamérica por la Red Hemisférica de Reservas de Aves Playeras (RHRAP, ver capítulo I).

En un período de tiempo relativamente corto (ocho meses de estudio) se registraron un total de 22 especies. Mientras que trabajos realizados con escalas temporales similares en otros sitios de la RHRAP registraron por ejemplo: 15 especies en Laguna de Rocha, Uruguay y ocho en San Antonio Oeste, Argentina, en muestreos de aproximadamente un año de duración (González 1996, Alfaro & Clara 2007); 17 especies en Lagoa do Peixe, Brasil, en dos años de trabajo (Scherer & Petry 2012); y 13 especies en Río Gallegos, Argentina, en dos años y medio (Ferrari *et al.* 2002). Además de la gran riqueza de especies que el área alberga regularmente, se ha propuesto que Punta Rasa podría actuar como una trampa continental para especies errantes (Jaramillo 2000). Respecto a los registros de aves playeras que apoyan esta hipótesis se pueden mencionar la presencia de especies accidentales provenientes de la región neártica como el Chorlo Nevado (*Charadrius alexandrinus*; Olrog 1979 en Chebez 2009) y otras provenientes de las regiones Paleártica-Indomalaya como el Playerito Pico Curvo (*Xenus cinereus*; Blanco *et al.* 1988) o el Chorlito Mongol (*Charadrius mongolus*; Le Nevé & Manzione 2011). En este trabajo se reportan observaciones de Becasa Gris (*Limnodromus griseus*) y Playerito Enano (*Calidris pusilla*), dos especies de presencia ocasional en Bahía Samborombón (Martínez-Curci *et al.* en prensa), que cuentan con escasos registros en el país (Narosky & Di Giacomo 1993, Chebez 2009).

Los ambientes estuariales presentaron mayor densidad total y riqueza de especies que los marinos, estos patrones son consistentes con los reportados para las costas de la provincia de Buenos Aires (Blanco *et al.* 2006). El mayor uso de las costas estuariales durante la bajamar puede deberse a la mayor densidad de fauna bentónica encontrada en este tipo de hábitat (Botto *et al.* 1998), en contraste con las bajas densidades que presentan las comunidades bentónica marinas de fondos blandos (Ieno & Bastida 1998). A su vez, once especies mostraron una fuerte dependencia con los intermareales estuariales para su alimentación, mientras que no se identificaron especies indicadoras de playas marinas. Sólo el Playerito Blanco (*Calidris alba*), especie observada en bajas densidades, mostró asociaciones débiles con este tipo de ambiente. Estos resultados son consistentes con los observados para la provincia de Buenos Aires, en donde también se observaron mayores densidades de Playerito Blanco en costas marinas, pero no hubo diferencias significativas con los ambientes estuariales (Blanco *et*

al. 2006). Algunas otras especies como el Pitotoy Chico (*Tringa flavipes*), el Vuelvepiedras (*Arenaria interpres*), el Playerito Rabadilla Blanca y la Becasa de Mar, también mostraron en Punta Rasa las mismas asociaciones a ambientes estuariales que las descriptas para la provincia de Buenos Aires (Blanco *et al.* 2006). Toda esta evidencia indica que los intermareales estuariales constituyen los sitios de alimentación más importantes para las aves playeras durante la bajamar. Sin embargo, es importante destacar que estas costas se cubren de agua al subir la marea y las aves que allí se alimentan se ven obligadas a desplazarse a playas marinas y ambientes interiores durante las horas de pleamar (ver capítulo VI). De este modo, las playas marinas que son utilizadas en menor grado durante la bajamar, se convierten en importantes sitios de descanso para algunas especies (p. ej. Chorlito Palmado *Charadrius semipalmatus*, Chorlito Doble Collar, Playerito Rabadilla Blanca y Playero Rojizo) durante la pleamar (Blanco *et al.* 1988, Blanco 1998).

La falta general de información histórica o de estudios a largo plazo en nuestra región, limita la posibilidad de hacer comparaciones detalladas sobre la abundancia o composición de los ensamble a lo largo del tiempo. Este tipo de información es particularmente valiosa porque podría indicar tendencias poblacionales a largo plazo. Sin embargo, un estudio llevado a cabo hace 25 años en Punta Rasa abarcó dos de las estaciones consideradas en este capítulo, el verano y el otoño; y por lo tanto ofrece una base para la comparación (Blanco *et al.* 1988). En el verano, las especies de aves playeras que dominan actualmente el ensamble son las mismas que las que lo hicieron en el pasado. Por el contrario, el ensamble de otoño mostró diferencias relevantes. Si bien la Becasa de Mar y el Playerito Rabadilla Blanca se encontraron entre las especies neárticas más abundantes del ensamble de otoño, tanto en el pasado como en la actualidad; el Playero Rojizo pasó de ser una de las especies más abundantes en el pasado a ser una especie representada por números relativamente bajos en la actualidad. Esto es un reflejo de la tendencia en la población de la subespecie de Playero Rojizo (*C. c. rufa*) que llega hasta las costas del sur de Sudamérica, la cual ha sufrido drásticas declinaciones en las últimas décadas (Niles *et al.* 2008).

En este capítulo se presentó la primera descripción de la estructura del ensamble de aves playeras de Punta Rasa durante el invierno. Los resultados resaltan la dominancia de especies residentes, particularmente de Ostrero Común, cuyas abundancias indican que el área clasifica como un sitio de importancia global, ya que

alberga cerca del 10% de la población sudamericana *H. p. durnfordi* (estimada en 10.000-15.000 individuos) o el 1% de la población global (Clay *et al.* 2010). En lo referente a las migrantes neotropicales, si bien los datos mostraron un pico en la abundancia de Chorlito Doble Collar durante el otoño y un menor uso durante el invierno, esto podría deberse por un lado a que la especie se desplaza hacia el centro de la Bahía Samborombón durante el invierno (ver capítulo VI). Por otro lado, también es importante notar que los valores de abundancia de Chorlito Doble Collar mostraron grandes fluctuaciones durante el otoño y que para la mayoría de los días de esta estación las abundancias registradas fueron bajas. Esto indica que probablemente el pico de abundancia registrado en otoño haya correspondido a una bandada en migración. Finalmente, destaca la presencia de individuos de nueve especies migrantes neárticas que permanecieron en el área durante el invierno, estación en la que la mayoría de sus conespecíficos están en áreas de reproducción en latitudes septentrionales. Este comportamiento, conocido como sobre-veraneo (Loftin 1962, McNeil *et al.* 1994) ha sido reportado para varias especies de aves playeras (Summers *et al.* 1995), pero los datos de Sudamérica son escasos. Los resultados aquí presentados indican que las tres especies más abundantes durante el invierno son el Chorlo Ártico, la Becasa de Mar y el Playero Rojizo.

Si bien se presume que muchos Chorlos Árticos permanecen cerca de las áreas de descanso no reproductivo durante sus primeros años de vida, no hay información detallada acerca de sus principales áreas de sobre-veraneo (Paulson 1995) y para Argentina se cuenta con un registro publicado de un único individuo observado en Julio de 1995 (Blanco & Carbonel 2001). En el caso de la Becasa de Mar se cuenta con registros históricos de sobre-veraneo en varias localidades de Argentina y Brasil (Belton 1984, Dabbene 1920, Blanco *et al.* 1995, Blanco & Carbonell 2001, López-Lanús & Blanco 2005). Las abundancias previamente reportadas son similares a las registradas en este trabajo, destacando que en el marco de este trabajo se observó fuera de los relevamientos sistemáticos una bandada de aproximadamente 300 individuos alimentándose en costas estuariales. En el caso del Playero Rojizo, se cree que los juveniles de la población de Tierra del Fuego sobre-veranean en el hemisferio sur durante su primer año de vida, pero su distribución es en gran parte desconocida (Niles *et al.* 2008, Baker *et al.* 2013). En el pasado esta especie ha sido observada durante el invierno en Punta Rasa; Blanco *et al.* (1992) reportaron una bandada de

aproximadamente 600 individuos que permanecieron en el área desde julio a agosto de 1987. Si bien los conteos registrados en la actualidad son menores que los de finales de la década del 80, es importante destacar que del mismo modo a lo observado en el otoño, esto puede deberse a la gran declinación poblacional que sufrió la población de *C. c.* rufa en las últimas décadas (Niles *et al.* 2008, Andres *et al.* 2013). Los resultados aquí presentados, incluyendo observaciones de aproximadamente 150 individuos registrados fuera de los conteos sistemáticos, sugieren que Punta Rasa podría ser un sitio de importancia para el sobre-veraneo de esta población.

BIBLIOGRAFÍA

Alfaro, M. & Clara, M. 2007. Assemblage of shorebirds and seabirds on Rocha lagoon sandbar, Uruguay. Ornitología Neotropical 18: 421-432.

Andres, B. A., Smith, P. A., Morrison, R. I. G., Gratto-Trevor, C. L., Brown, S. C. & Friis, C. A. 2012. Population estimates of North American shorebirds, 2012. Wader Study Group Bulletin 119: 178-194.

Baker, A., Gonzalez, P., Morrison, R. I. G. & Harrington, B. A. 2013. Red Knot (*Calidris canutus*). En 'The Birds of North America Online', Ed. A. Poole. Disponible en http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/563 (Cornell Lab of Ornithology: Ithaca, New York, Estados Unidos).

Belton, W. 1984. Birds of Rio Grande do Sul, Brazil. Part 1. Rehidae through furnariidae. Bulletin of the American Museum of Natural History 178: 369-636.

Blanco, D. E. 1998. Uso de hábitat por tres especies de aves playeras (*Pluvialis dominica*, *Limosa haemastica* y *Calidris fuscicollis*) en relación con la marea en Punta Rasa, Argentina. Revista Chilena de Historia Natural 71: 87-94.

Blanco, D. E. & Carbonell, M. (Eds). 2001. El Censo Neotropical de Aves Acuáticas. Los primeros 10 años: 1990-1999. (Wetlands International: Buenos Aires, Argentina & Ducks Unlimited: Memphis, Estados Unidos).

Blanco, D. E., Pugnali, G. D. & Rodriguez Goñi, H. 1988. Punta Rasa: su importancia en la conservación de las aves migratorias. Reporte técnico no publicado. (International Council for Bird Preservation: Buenos Aires, Argentina).

Blanco, D. E., Roriguez Goñi, H. & Pugnali, G. 1992. La importancia de Punta Rasa, Buenos Aires, en la migración del Chorlo Rojizo (*Calidris canutus*). Hornero 13: 193-199.

Blanco, D. E., Manso Monard, M. C. & Flaibani, M. 1993. Distribución espacial de chorlos y playeros neárticos y su relación con la oferta de alimento en Punta Rasa, Argentina. Reporte técnico no publicado. (Grupo Argentino de Limícolas: Buenos Aires, Argentina).

Blanco, D. E., González, P. & Martínez, M. M. 1995. Migración de la Becasa de Mar, *Limosa haemastica* (Charadriiformes: Scolopacidae), en el sur de América del Sur. Vida Silvestre Neotropical 4: 119-124.

Blanco, D. E., Yorio, P., Petracci, P. F. & Pungali, G. 2006. Distribution and abundance of non-breeding shorebirds along the coasts of Buenos Aires Province, Argentina. Waterbirds 29: 381-390.

Botto, F., Iribarne, O. O., Martínez, M., Delhey, K. & Carrete, M. 1998. The effect of migratory shorebirds on the benthic fauna of three SW Atlantic estuaries. Estuaries 21: 700-709.

Bucher, E. H. & Herrera, G. 1981. Comunidades de aves acuáticas de la laguna Mar Chiquita (Córdoba, Argentina). Ecosur 8: 91-120.

Chebez, J. C. 2009. Otros que se van. Fauna Argentina amenazada. (Albatros: Buenos Aires, Argentina).

Clarke, K. R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. Australian Journal of Ecology 18: 117-143.

Clarke, K. R. & Gorley, R. N. 2006. PRIMER v6. (PRIMER-E Ltd: Plymouth, Reino unido).

Clay, R. P., Lesterhuis, A. J., Schulte, S., Brown, S., Reynolds, D. & Simons, T. R. 2010. Conservation Plan for the American Oystercatcher (*Haematopus palliatus*) throughout the Western Hemisphere. Versión 1.1. (Manomet Center for Conservation Sciences: Massachusetts, Estados Unidos).

Colwell, M. A. 2010. Shorebird ecology, conservation and management. (University of California Press: California, Estados Unidos).

Dabbene, R. 1920. Notas sobre los chorlos de Norte América que invernan en la República Argentina. Hornero 2: 99-128.

Dufrêne, M. & Legendre, P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. Ecological Monographs 67: 345-366.

Ferrari, S., Albrieu, C. & Gandini, P. 2002. Importance of the Rio Gallegos estuary, Santa Cruz, Argentina for migratory shorebirds. Wader Study Group Bulletin 99: 35-40.

González, P. 1996. Habitat partitioning and the distribution and seasonal abundances of migratory plovers and sandpipers in Los Alamos, Rio Negro, Argentina. International Wader Studies 8: 93-102.

Ieno, E. & Bastida, R. 1998. Spatial and temporal patterns in coastal macrobenthos of Samborombon Bay, Argentina: a case study of very low diversity. Estuaries 21: 690-699.

Ieno, E., Alemany, D. Blanco, D. E. & Bastida, R. 2004. Prey size selection by Red Knot feeding on Mud Snails at Punta Rasa (Argentina) during migration. Waterbirds 27: 493-498.

Iribarne, O. O. & Martínez, M. M. 1999. Predation on the southwestern Atlantic fiddler crab (*Uca uruguayensis*) by migratory shorebirds (*Pluvialis dominica*, *P. squatarola*, *Arenaria interpres*, and *Numenius phaeopus*). Estuaries 22: 47-54.

Jaramillo, A. P. 2000. Punta Rasa, South America's first vagrant trap? Cotinga 14: 33-38.

Le Nevé, A. & Manzione, M. 2011. First record of the Lesser Sand Plover (*Charadrius mongolus*) in Argentina: a new species for the country and for South America. Hornero 26: 177-180.

Loftin, H. 1962. A study of boreal shorebirds summering on Apalachee Bay, Florida. Bird-banding 33: 21-42.

López-Lanús, B. & Blanco, D. E. (Eds). 2005. El Censo Neotropical de Aves Acuáticas 2004. (Wetlands International: Buenos Aires, Argentina).

Martínez-Curci N. S., Petracci, P. & Azpiroz, A. B. En prensa. Aves Playeras del Litoral Costero de la Provincia de Buenos Aires: Ecología y Conservación. En 'La Costa Atlántica de Buenos Aires. Biodiversidad y Patrimonio Cultural' (Eds J. Athor & C. Celsi). (Fundación de Historia Natural Félix de Azara, Vazquez Mazzini editores: Buenos Aires, Argentina).

McCune, B. & Mefford, M. J. 1999. PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data, version 4.28. (MjM Software: Oregon, Estados Unidos).

McNeil, R., Diaz, M. T. & Villeneuve, A. 1994. The mystery of shorebird over-summering: a new hypothesis. Ardea 82: 143-152.

Morrison, R. I. G. & Ross, R. K. 1989. Atlas of Nearctic shorebirds on the coast of South America. Special Publication. (Canadian Wildlife Service: Ottawa, Canada).

Myers, J. P. 1983. Conservation of migrating shorebirds: staging areas, geographic bottlenecks, and regional movements. American Birds 37: 23-25.

Narosky, T. & Di Giacomo, A. G. 1993. Las aves de la provincia de Buenos Aires: distribución y estatus. (Asociación Ornitológica del Plata, Vazquez Mazzini editores & Literature of Latin America: Buenos Aires, Argentina).

Niles, L. J., Sitters, H. P., Dey, A. D., Atkinson, P. W., Baker, A. J., Bennett, K. A., Carmona, R., Clark, K. E., Clark, N. A., Espoz C., González, P. M., Harrington, B. A., Hernández, D. E., Kalasz, K. S., Lathrop, R. G., Matus, R. N., Minton, C. D. T., Morrison, R. I. G., Peck, M. K., Pitts, W., Robinson, R. A. & Serrano, I. L. 2008. Status of the Red Knot (*Calidris canutus rufa*) in the Western Hemisphere. Studies in Avian Biology 36: 1-185.

Paulson, D. R. 1995. Black-bellied Plover (*Pluvialis squatarola*). En 'The Birds of North America Online', Ed. A. Poole. Disponible en http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/186 (Cornell Lab of Ornithology: New York, Estados Unidos).

Piersma, T. & van Gils, J. A. 2011. The flexible phenotype: a body center integration of ecology, physiology, and behavior. (Oxford University Press: New York, Estados Unidos).

Poole, A. (Ed.). 2005. The birds of North America online. (Cornell Laboratory of Ornithology: New York, Estados Unidos).

Ribeiro, P. D., Iribarne, O. O., Jaureguy, L., Navarro, D. & Bogazzi, E. 2003. Variable sex-specific mortality due to shorebirds predation on a fiddler crab. Canadian Journal of Zoology 81: 1209-1221.

Ribeiro, P. D., Iribarne, O. O., Navarro, D. & Jáureguy, L. 2004. Environmental heterogeneity, spatial segregation of prey, and the utilization of southwest Atlantic mudflats by migratory shorebirds. Ibis 146: 672-682.

Scherer, A. L. & Petry, M. V. 2012. Seasonal variation in shorebird abundance in the state of Rio Grande do Sul, southern Brazil. Wilson Journal of Ornithology 124: 40-50.

Summers, R. W., Underhill, L. G. & Prys-Jones, R. P. 1995. Why do young waders in southern Africa delay their first return migration to the breeding grounds? Ardea 83: 351-357.

Vila, A. R., Bremer, E. R. & Beade, M. S. 1994. Censos de chorlos y playeros migratorios en la Bahía Samborombón, provincia de Buenos Aires, Argentina. Reporte técnico número 2. (Fundación Vida Silvestre Argentina: Buenos Aires, Argentina).

CAPÍTULO III

INTERACCIONES EN LA DIETA DE AVES MIGRATORIAS NEÁRTICAS Y NEOTROPICALES EN PLAYAS ARENOSAS Y ESTUARIALES DEL EXTREMO SUR DE LA BAHÍA SAMBOROMBÓN

INTRODUCCIÓN

Los nichos de las especies están definidos por múltiples dimensiones biológicas y físicas (Hutchinson 1957). Para las aves la dimensión trófica es una de las más importantes dado que la disponibilidad de alimento es uno de los principales limitantes de los tamaños poblacionales (Newton 2003) y es además uno de los principales factores ecológicos propuestos para explicar la evolución de la migración (Cox 1968). En este sentido, el comportamiento migratorio permite explotar cíclicamente recursos en distintas regiones en diferentes épocas del año (Newton 2008). Desde un punto de vista evolutivo, esta estrategia podría surgir en el caso de que los beneficios de desplazarse estacionalmente entre regiones sean mayores que los beneficios de permanecer en una misma región (Lack 1968). Una gran cantidad de evidencia apoya la hipótesis de que la disponibilidad de alimento en las áreas de descanso no reproductivo regula las poblaciones de aves migratorias (ver Sherry *et al.* 2004). En el caso particular de las aves playeras, la disponibilidad de alimento durante la migración también juega un papel muy importante en regular sus poblaciones dado que, para muchas especies, grandes números de individuos se concentran en unas pocas paradas migratorias de las que dependen para recuperar energía y continuar su viaje (Myers 1983). Además, la disponibilidad de recursos tróficos puede tener un rol fundamental en la conformación de ensambles a través de la competencia interespecífica que puede incidir en la coexistencia de especies en un sitio dado (Begon *et al.* 2006). Para garantizar la disponibilidad de alimento en las paradas migratorias y de esta forma preservar la calidad del hábitat para las aves playeras, deben conocerse los requerimientos en la dieta de las especies que las utilizan (Myers 1983).

Para la mayoría de las paradas migratorias de Sudamérica se cuenta con escasa información sobre la composición de la dieta (e.g. Haramis *et al.* 2007) y el estado de las poblaciones de las principales presas de las aves playeras (e.g. Sweka *et al.* 2007), en comparación con muchos sitios clave de Norteamérica para los que se dispone de información detallada. La Bahía Samborombón es uno de los sitios de mayor importancia identificados para las aves playeras en América. Su importancia radica principalmente en las grandes concentraciones de migrantes neárticas que arriban al área durante su estación no reproductiva (Morrison & Ross 1989, Vila *et al.* 1994). Durante el otoño, el ensamble se encuentra ampliamente dominado por migrantes neárticas en migración al norte. Entre ellos se destacan la Becasa de Mar (*Limosa*

haemastica) y el Playerito Rabadilla Blanca (*Calidris fuscicollis*) por sus grandes abundancias (capítulo I). Durante el invierno, la mayoría de las migrantes neárticas se encuentran en sus sitios de nidificación en el hemisferio norte, pero algunos individuos denominados sobre-veraneantes (siguiendo a McNeil *et al.* 1994), arrestan su migración permaneciendo en el área de Punta Rasa. Entre ellos, la Becasa de Mar y el Playero Rojizo (*Calidris canutus rufa*) son las especies más abundantes (capítulo I). En esta época, los sobre-veraneantes se encuentran con migrantes neotropicales que arriban a Samborombón luego de nidificar en la Patagonia, entre los cuales el Chorlito Doble Collar (*Charadrius falklandicus*) es la especie más abundante (Capítulo I).

Pese a la reconocida importancia de la Bahía Samborombón para las aves playeras, aún hay vacíos de información básica, que incluyen datos sobre ecología trófica. Investigaciones previas sobre esta temática (Botto *et al.* 1998, Iribarne & Martínez 1999, Ieno 2000, Ieno *et al.* 2004, Ribeiro *et al.* 2004) se enfocaron en la dieta de algunas especies neárticas comunes durante el verano y el otoño, particularmente en aquellas que consumen cangrejos como presa principal (Iribarne & Martínez 1999, Ribeiro *et al.* 2004). Por el contrario, las dietas de algunas de las especies más abundantes (e.g. Playerito Rabadilla Blanca y Chorlito Doble Collar; Capítulo I) aún no han sido estudiadas. Tampoco se cuenta con información sobre ecología trófica durante el invierno austral; ni se ha evaluado el rol de la competencia por explotación en los patrones de sobre-veraneo. Este capítulo se enfoca en la dieta de las especies neárticas y neotropicales más abundantes en el área durante el otoño y el invierno y de mayor prioridad de conservación, incluyendo dos especies sobre-veraneantes. Se excluyeron otras aves playeras migratorias con presencia regular (e.g. Chorlo Pampa *Pluvialis dominica*, Chorlo Ártico *Pluvialis squatarola*, Vuelvepiedras *Arenaria interpres* y Playero Trinador *Numenius phaeopus*) por ser mucho menos abundantes (ver capítulo I) y porque sus relaciones tróficas han sido descriptas previamente (Iribarne & Martínez 1999, Ribeiro *et al.* 2004).

El objetivo general fue evaluar el grado de similitud en la dieta de las especies migratorias coexistentes más abundantes en la Bahía Samborombón y el rol potencial de la competencia por el alimento en la estructuración del ensamble de aves playeras. Los objetivos específicos fueron: 1) Describir la dieta y la amplitud de nicho trófico de la Becasa de Mar, el Playerito Rabadilla Blanca, el Playero Rojizo y el Chorlito Doble

Collar durante el otoño y el invierno; 2) Evaluar el rol del co-uso de recursos tróficos en la composición del ensamble y los patrones de sobre-veraneo.

MÉTODOS

- *Muestreo y procesamiento de las muestras*

Con el fin de caracterizar la composición de la dieta de las diferentes especies, se analizaron muestras de fecas colectadas durante la bajamar en marismas estuariales y durante la pleamar en playas oceánicas del área de Punta Rasa (Fig. 1. c., Capítulo I). Los muestreos se realizaron durante el otoño (marzo y abril) y el invierno (junio y julio) de 2012 y solo se colectaron fecas frescas halladas en sitios donde se observaron bandadas monoespecíficas alimentándose. Las becasas de mar se alimentaron sólo durante la bajamar en ambientes estuariales, se colectaron fecas de esta especie durante el otoño y el invierno (n=70; 35 para cada estación). Los playeritos rabadilla blanca se alimentaron durante la bajamar en ambientes estuariales y se colectaron sus fecas (n=35) solo durante el otoño ya que la especie estuvo ausente en el invierno. Estas dos especies no se alimentaron durante la pleamar, por lo que no se colectaron fecas en este momento del ciclo diario. El Playero Rojizo se alimentó durante la bajamar en ambientes estuariales y durante la pleamar en playas marinas. La especie estuvo presente en el área en las dos estaciones que duró el estudio, por lo que se colectaron fecas tanto para el otoño como el invierno (n=140; 35 para cada nivel de marea y estación). El Chorlito Doble Collar mostró los mismos patrones de alimentación diarios que el Playero Rojizo, por lo que se colectaron fecas en ambientes estuariales y costas marinas durante la baja y la pleamar respectivamente con la diferencia de que fueron colectadas solo en el invierno (n=70; 35 para cada nivel de marea). Las muestras fueron almacenadas individualmente en bolsitas plásticas en freezer (-20°C) hasta su posterior análisis con una lupa estereoscópica (8X-50X).

Los ítems presa se identificaron al menor nivel taxonómico posible a través del reconocimiento de remanentes en las fecas (Tabla 1). El proceso de identificación se realizó mediante el uso de una colección de referencia de invertebrados bentónicos colectada en el área de estudio, el uso de guías de identificación (Orensanz & Estivariz 1971, Castellanos 1994) y consulta con especialistas.

En el caso de los poliquetos, las mandíbulas derecha e izquierda halladas en cada feca fueron contabilizadas y el número máximo fue utilizado como un indicador del

número mínimo de individuos consumido. En el caso del poliqueto *Laeonereis culveri* (el ítem presa cuantificable más frecuentemente consumido) se midió el largo de las mandíbulas con una precisión de 0.01mm.

- *Análisis de datos*

Se determinó la composición de la dieta para cada una de las especies combinando los datos de una misma estación (otoño o invierno) y nivel de marea (baja o pleamar). Esta fue expresada como frecuencia de ocurrencia relativa de cada tipo de presa (Fo: número de fecas en las que el tipo de presa estuvo presente dividido por el número total de fecas analizadas). Posteriormente se agruparon los ítems presa a nivel de clase para los análisis subsiguientes. Se construyeron curvas de acumulación de ítems presa que alcanzaron una asíntota, sugiriendo que el número de muestras analizado fue adecuado para describir y comparar las dietas de las especies.

Se utilizó el índice de Levin estandarizado B'= (B-1)/ (N-1) (Hurlbert 1978) para medir la amplitud de nicho trófico de cada especie en cada estación. $B= 1/\sum p^2$ es una medida de la amplitud de nicho, p_j^2 es la proporción de individuos que utilizan el recurso j, y N es el número posible de recursos. B' puede tomar valores entre 0 y 1; los valores cercanos a 0 indican dietas especialistas mientras que aquellos cercanos a 1 son indicadores de dietas generalistas.

Las diferencias taxonómicas en la composición de la dieta se evaluaron a través de los test multivariados ANOSIM (Análisis de Similitudes) y PERMANOVA (Análisis de Varianza con Permutaciones) realizados con el paquete estadístico PRIMER 6 y PERMANOVA+ (Anderson *et al.* 2008, Clarke & Gorley 2006). Dado que no todos los ítem presa fueron cuantificables (ver Tabla 1) se trabajó sobre una matriz de datos de presencia/ausencia. Se construyó una matriz de similitud de Bray-Curtis con 9999 permutaciones sobre la que se realizaron los análisis posteriores. ANOSIM y PERMANOVA comparan las similitudes entre muestras de un mismo grupo contra muestras de diferentes grupos y utilizan las permutaciones para obtener una probabilidad asociada a la hipótesis nula de que no hay diferencias entre los grupos (Anderson 2001). Se utilizó ANOSIM de una vía para evaluar las diferencias en la composición de las fecas dadas por la especie, la estación del año o el nivel de marea. El estadístico R de ANOSIM es una medida directa de estas diferencias cuando se utiliza una matriz de datos de presencia-ausencia. Valores cercanos a 1 indican grandes

diferencias, mientras que valores cercanos a 0 indican que las diferencias son pequeñas (Clarke 1993). Esta característica del estadístico R fue la principal razón por la cual se seleccionó ANOSIM en lugar del PERMANOVA de una vía para las comparaciones de a pares. ANOSIM, sin embargo, no permite incorporar interacciones en un diseño de múltiples factores. El estadístico pseudo F de PERMANOVA permite una partición aditiva directa de la varianza en modelos más complejos (Anderson 2001). Por este motivo se utilizó PERMANOVA de dos vías para evaluar las diferencias en la composición de la dieta del Playero Rojizo entre estaciones y niveles de marea, así como la interacción entre ambos factores. Se utilizaron test de ANOSIM de una vía con corrección de Bonferroni para las comparaciones de a pares. Por otro lado, se realizó un análisis de Porcentaje de Similitud (SIMPER; Clarke 1993) para evaluar el grado de disimilitud general entre fecas de diferentes especies, estaciones o niveles de marea y para conocer la contribución de cada especie presa a dicha disimilitud.

Finalmente, utilizando la colección de invertebrados bentónicos de referencia previamente mencionada, se desarrolló un modelo de regresión lineal para el largo total del cuerpo en función del largo total de la mandíbula (Largo Total= 92,61 x Largo de Mandíbula ^{1,84}; R=0,90, $P < 0,01$; n=112) para determinar la longitud de los poliquetos *L. culveri* consumidos. Se evaluaron las diferencias entre las tallas de *L. culveri* consumidos (medianas, varianzas y distribuciones) por las diferentes especies de aves playeras a través de tests de Kolmogorov-Smirnov, utilizando el software STATISTICA 7.0 (StatSoft Inc. 2004).

RESULTADOS

- *Composición de la dieta y amplitud de nicho trófico*

Las aves playeras estudiadas consumieron una gran variedad de tipos de presa, pero dos fueron identificadas como las más importantes en base a su frecuencia de ocurrencia. Tanto la Becasa de Mar como el Playerito Rabadilla Blanca y el Chorlito Doble Collar se alimentaron principalmente de poliquetos, mientras que el Playero Rojizo se alimentó principalmente de moluscos (gasterópodos y bivalvos; Fig. 1).

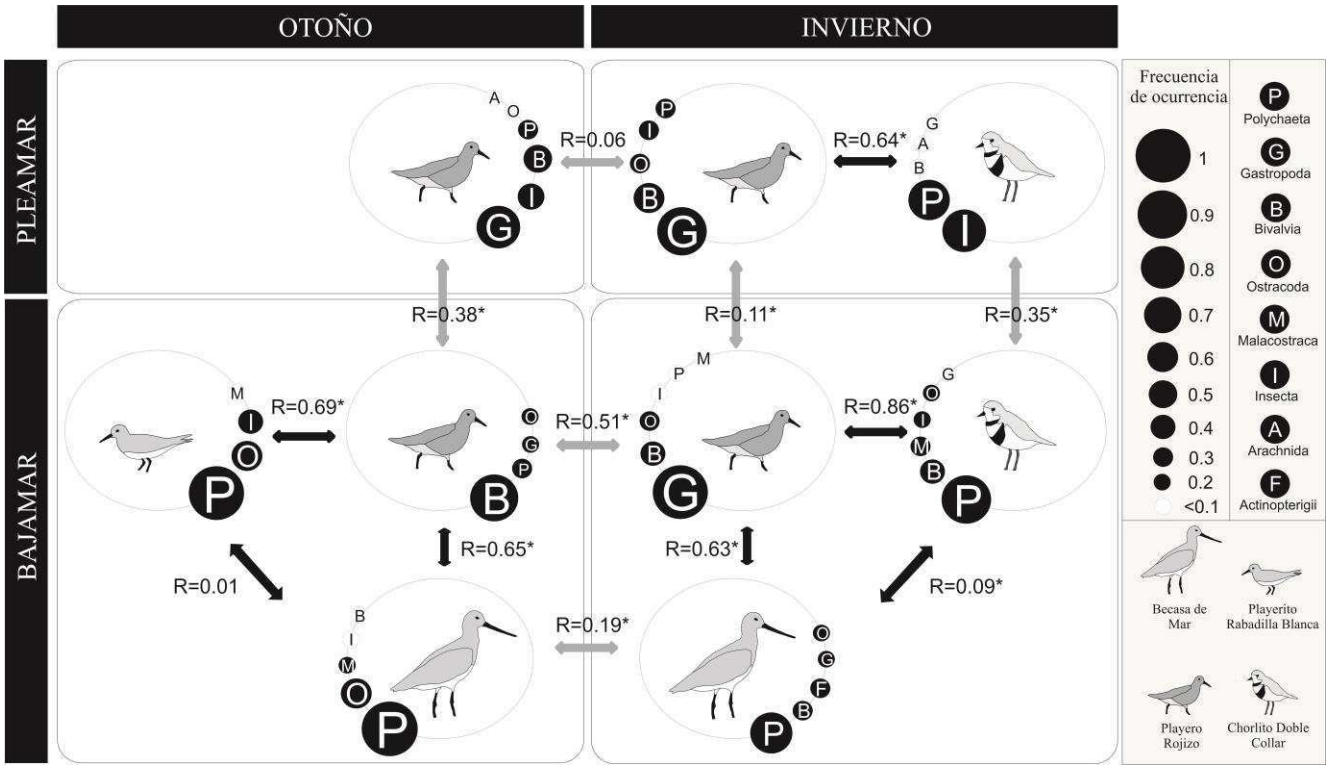


Figura 1. Composición de la dieta, diferencias intra (flechas grises) e interespecíficas (flechas negras) en función a la estación y nivel de marea para cuatro especies de aves playeras en Punta Rasa, Bahía Samborombón, Argentina. El estadístico R de ANOSIM (Clarke 1993) es una medida directa de las diferencias en la composición de especies presentes en las fecas, dado que los análisis se realizaron sobre una matriz de datos de presencia-ausencia. Valores de R cercanos a 0 indican pequeñas diferencias y valores cercanos a 1 indican grandes diferencias (*= nivel de significancia a $P \leq 0.01$).

La amplitud de nicho trófico de la Becasa de Mar fue menor durante el otoño (B_A = 0.26) que durante el invierno (B_A = 0.40) y la composición de la dieta difirió levemente entre estaciones (Fig. 1). El 70% de la disimilitud promedio general (55.5%) entre ambas estaciones estuvo explicada por un menor consumo de poliquetos y ostrácodos durante el invierno, estación en la que también aumentó el consumo de bivalvos y se incorporaron ítems que no habían sido consumidos durante el otoño, como gasterópodos (*Littoridina australis*) y peces (de los órdenes Mugiliformes [probablemente *Mugil liza*] y Clupeiformes [probablemente *Anchoa marinii* y *Engraulis anchoíta*]) (Tabla 1). Sin embargo, los poliquetos fueron el principal ítem presa durante ambas estaciones. Entre los consumidos se encontraron dos especies de Nereidos: *Laeonereis culveri*, que estuvo presente en todas las fecas de otoño (mediana 10 individuos/feca, rango 4-23, *n*=34 fecas) y *Neanthes succinea*, que fue menos frecuente (Fo= 0,23; Tabla 1) y menos abundante (mediana 2 individuos/feca, rango 1-5, *n*=6 fecas). Durante el invierno el consumo de *L. culveri* disminuyó y los individuos

ingeridos fueron significativamente menores (mediana del largo 32,92 mm, n = 42 individuos de *L. culveri*) que los ingeridos en otoño (mediana del largo 55,89 mm, n = 372 individuos de *L. culveri*; Kolmogorov Smirnov D = 0,63, P<0,01; Fig. 2. a., 2. b.).

Los playeritos rabadilla blanca (B_A = 0,27) se alimentaron principalmente de poliquetos y en menor medida de ostrácodos, insectos y malacostracos (Fig. 1). Se encontró al poliqueto *L. culveri* en casi todas las muestras analizadas (mediana: 6 individuos/fecha, rango: 1-24, n = 32), mientras que *N. succinea* fue mucho menos frecuente (Tabla 1) y abundante (mediana: 1 individuo/feca, rango: 1-2, n=8). Esta especie sólo consumió *L. culveri* de pequeño tamaño (mediana del largo 20,83 mm; Fig. 2. c.).

La amplitud de nicho trófico del Playero Rojizo fue similar durante el otoño (B_A = 0,20) y el invierno (B_A = 0,17), y reflejó una dieta especialista basada principalmente en moluscos (Tabla 1). La composición taxonómica de las fecas de los playeros rojizos mostró diferencias significativas asociadas a la interacción entre la estación y el nivel de marea ($F_{1,139}$ = 31,85; P<0,001). Las comparaciones de a pares mostraron que la mayor diferencia se registró entre estaciones durante la marea baja, mientras que no se observaron diferencias entre las estaciones durante la pleamar (Fig. 1). Más del 70% de la disimilitud promedio general (68,2%) entre estaciones durante la marea baja fue explicada por diferencias en el consumo de gasterópodos y bivalvos, con un aumento de ingesta de gasterópodos y una disminución en la de bivalvos durante el invierno (Tabla 1).

Durante el otoño, los playeros rojizos se alimentaron principalmente de bivalvos en la marea baja (particularmente el Mejillón Charrúa (*Mytella charruana*); mediana: 2 individuos/feca, rango: 1-5, n=24 fecas), mientras que en la pleamar se alimentaron principalmente de gasterópodos (mediana: 4 individuos/feca, rango: 2-7, n=9 fecas; Tabla 1). Más del 90% de la disimilitud promedio general de la composición de las fecas, que fue del 68,2% entre los dos niveles de marea fue explicado por un consumo mayor de gasterópodos e insectos durante la pleamar y un mayor consumo de bivalvos y ostrácodos durante la bajamar.

Durante el invierno, los gasterópodos (*Littoridina spp.*) fueron la presa más frecuente (Tabla 1) tanto en la bajamar (mediana: 108 individuos/feca, rango: 24-281,

n=34 fecas) como en la pleamar (mediana: 65 individuos/feca, rango: 47-121, *n*=12 fecas). La mayor parte (el 90%) de las diferencias en la composición de las fecas entre niveles de marea (disimilitud promedio general de 40%) fue resultado de un consumo más frecuente de bivalvos, ostrácodos, insectos y poliquetos durante la pleamar.

Los chorlitos doble collar mostraron una de las mayores amplitudes de nicho (B_A= 0,35). La composición de la dieta difirió con el nivel de marea (Fig.1, disimilitud promedio general: 52,9%), con más de un 85% de las diferencias dadas por un mayor consumo de bivalvos, poliquetos y malacostracos durante la bajamar. *Laeonereis culveri* fue el poliqueto más frecuente tanto en la bajamar (mediana: 4 individuos/feca, rango: 1-18, *n*=20) como en la pleamar (mediana: 1 individuo/feca, rango: 1-13, *n*= 13). El largo total de estos poliquetos tuvo una mediana de 32,26 mm (*n*= 143 poliquetos; Fig. 2. d.) y no se encontraron diferencias significativas entre las tallas consumidas en los dos niveles de marea (Kolmogorov-Smirnov *D*=0,01; *P*>0,1).

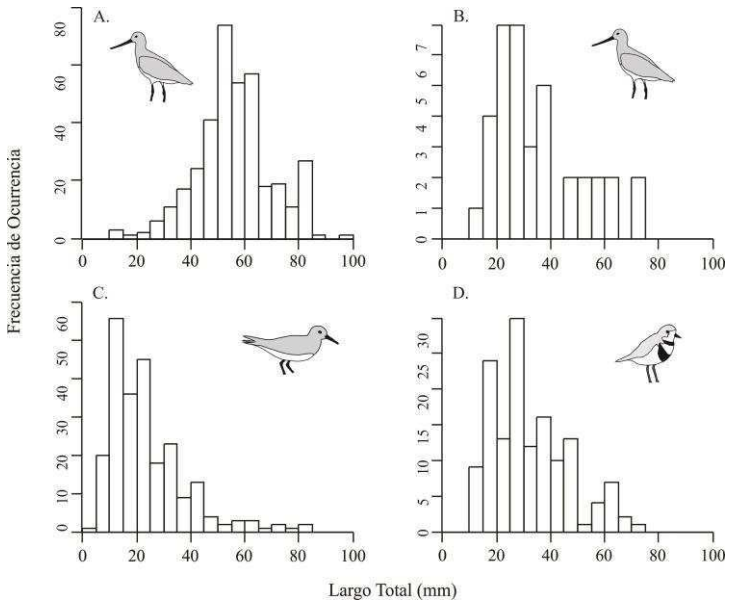


Figura 2. Frecuencia de ocurrencia de las diferentes clases de tallas del poliqueto *Laeonereis culveri* halladas en las fecas de Becasa de Mar durante el otoño (A) y el invierno (B); de Playerito Rabadilla Blanca durante el otoño (C); y de Chorlito Doble Collar durante el invierno (D).

- *Similitudes en la dieta entre especies coexistentes*

Se encontraron diferencias en la composición de la dieta de las tres especies que coexistieron durante el otoño: Playero Rojizo, Becasa de Mar y Playerito Rabadilla

Blanca (ANOSIM; *R*= 0,46; *P*<0,01); y durante el invierno: Playero Rojizo, Becasa de Mar y Chorlito Doble Collar (ANOSIM; *R*=0,53; *P*<0,01). En ambas estaciones, la dieta de los playeros rojizos fue la que mostró mayores diferencias con respecto a la de las otras especies coexistentes (Fig. 1). Durante el otoño, los playeros rojizos consumieron principalmente bivalvos mientras que las becasas de mar y los playeritos rabadilla blanca consumieron principalmente poliquetos y ostrácodos (Tablas 1 y 2). Durante el invierno, las principales diferencias entre las dietas de los playeros rojizos y las becasas de mar se debieron a un mayor consumo de gasterópodos y bivalvos por parte de los playeros rojizos y un mayor consumo de poliquetos y peces por la becasas de mar (Tablas 1 y 2). Respecto a la comparación con los chorlitos doble collar, durante la bajamar los playeros rojizos consumieron más bivalvos que los chorlos, mientras que estos últimos consumieron más poliquetos (Tablas 1 y 2). Durante la pleamar, la dieta de los playeros rojizos y los chorlitos doble collar también difirió (Fig. 1), con un mayor consumo de gasterópodos y bivalvos por parte de los playeros y de insectos y poliquetos por parte de los chorlos (Tablas 1 y 2).

Las especies cuya dieta se basó principalmente en poliquetos mostraron diferenciación complementaria en dos dimensiones de sus nichos tróficos. Para un determinado par de especies de aves playeras, la ausencia de diferencias en la composición taxonómica de las presas presentes en las fecas se complementó con diferencias en el tamaño de las presas consumidas y viceversa. Por ejemplo, durante el invierno, la Becasa de Mar y el Playerito Rabadilla Blanca se alimentaron principalmente del poliqueto *Laeonereis culveri* (Fig. 1); no se encontraron diferencias significativas en la composición de la dieta pero el tamaño de los poliquetos consumidos difirió. Las becasas de mar se alimentaron de *L. culveri* más grandes (Fig. 2. a.; mediana del largo=55,95mm, *n*=372 poliquetos) que los playeritos rabadilla blanca (Fig. 2. c.; mediana del largo=20,83mm, *n*=239 poliquetos; Kolmogorov-Smirnov *D*=0,78; *P*<0,01). En contraste, durante el otoño, las becasas de mar y los chorlitos doble collar se alimentaron de *L. culveri* de tamaño similar (Fig. 2. b., 2. d.; Kolmogorov-Smirnov *D*=0,13; *P*>0,10) pero la composición de la dieta de las dos especies mostró diferencias significativas (disimilitud promedio general 57,3%). En este caso, la mayor parte de las diferencias se debieron a un mayor consumo de bivalvos, poliquetos y malacostracos por los chorlitos doble collar y un mayor consumo de peces por las becasas de mar (Tabla 2).

Tabla 1. Frecuencia de ocurrencia de las presas consumidas en Punta Rasa por las cuatro especies de aves playeras durante el otoño y el invierno de 2012. Las muestras fueron colectadas durante la bajamar (BM) y la pleamar (PM). Se reportan los distintos tipos de presa por clase y menor nivel taxonómico identificado (n=35 fecas por cada categoría de estación y marea). Se mencionan los detalles de las partes corporales identificadas para cada tipo de presa, se muestran en itálica aquellas partes únicas que permitieron cuantificar a las presas. En el caso de las fecas de la Becasa de Mar, la frecuencia de ocurrencia de los Mugiliformes y Clupeiformes consumidos no pudo ser determinada (ND).

	Parte corporal identificada	Becasa de Mar		Playero Rojizo				Playerito Rabadilla Blanca	Chorlito Doble Collar	
		Otoño	Invierno	Otoño		Invierno		Otoño	Invierno	
Taxa		BM	BM	BM	PM	BM	PM	BM	BM	PM
Polychaeta		**1**	**0.71**	**0.29**	**0.26**	**0.03**	**0.26**	**1**	**0.91**	**0.83**
Laeonereis culveri	*Mandíbula*	1	0.29	0.11	0.03	0	0.11	0.97	0.74	0.46
Neanthes succinea	*Mandíbula*	0.23	0.26	0.11	0	0	0.08	0.17	0.63	0.23
No determinado	Queta	0	0.34	0.11	0.23	0.03	0.11	0.03	0.14	0.34
Gastropoda		**0**	**0.2**	**0.23**	**0.8**	**1**	**0.86**	**0**	**0.06**	**0.03**
Littoridina australis	*ápice* , concha	0	0.2	0.23	0.8	1	0.86	0	0.06	0.03
Bivalvia		**0.06**	**0.31**	**0.86**	**0.43**	**0.4**	**0.63**	**0**	**0.37**	**0.06**
Mactra spp.	*charnela* , concha	0	0.08	0.17	0.14	0.17	0.43	0	0.09	0
Mytella charruana	*charnela* , concha	0.06	0.03	0.8	0.2	0.11	0.31	0	0	0
Donax hanleyanus	*charnela* , concha	0	0	0.03	0.09	0.09	0.03	0	0	0
Tagellus plebeius	*charnela* , concha	0	0.14	0.11	0	0	0.03	0	0.26	0
No determinado		0	0.11	0.06	0.11	0.06	0.14	0	0.06	0.06
Ostracoda	antena, concha	**0.57**	**0.17**	**0.17**	**0.06**	**0.17**	**0.34**	**0.57**	**0.17**	**0**
Malacostraca	antena, pata	**0.23**	**0.03**	**0**	**0**	**0.03**	**0**	**0.08**	**0.34**	**0**
Amphipoda		0.2	0.03	0	0	0.03	0	0.03	0.34	0
Isopoda		0.11	0	0	0	0	0	0.03	0	0
Insecta		**0.2**	**0**	**0**	**0.51**	**0.06**	**0.26**	**0.43**	**0.23**	**0.94**
Curculionidae	*cabeza* , élitro	0	0	0	0.26	0	0.2	0.14	0.17	0.8
Carabidae	mandíbula, élitro	0	0	0	0.03	0	0.06	0	0	0.03
Diptera	ala, cabeza	0.03	0	0	0.09	0	0	0.06	0	0.06
No determinado	ala, apéndice	0.17	0.03	0	0.31	0.06	0.09	0.26	0.09	0.43
Arachnida	Pata	**0**	**0**	**0**	**0.06**	**0**	**0**	**0**	**0.03**	**0**
Actinopterygii	vértebra, escama	**0**	**0.29**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0.06**
Mugiliformes	Escama	0	ND	0	0	0	0	0	0	0
Clupeiformes	Escama	0	ND	0	0	0	0	0	0	0.06
No determinado		**0.06**	**0.08**	**0**	**0.03**	**0**	**0**	**0.06**	**0**	**0.03**

Tabla 2. Porcentaje del promedio global de disimilitudes y contribución de cada tipo de presa a la disimilitud global (Análisis Simper; Clarke 1993) entre pares de especies de aves playeras que coexistieron en las áreas de alimentación en marea baja/alta durante el otoño o el invierno. Becasa de Mar (LIMHA), Playerito Rabadilla Blanca (CALFU), Playero Rojizo (CALCA), Chorlito Doble Collar (CHAFA).

	Otoño			Invierno			
	LIMHA - CALFU	LIMHA - CALCA	CALCA- CALFU	LIMHA- CHAFA	LIMHA - CALCA	CALCA - CHAFA	
	BM	BM	BM	BM	BM	BM	PM
% Disimilitud Media Global	31,68	77,97	80,05	57,28	83,72	89,35	78,03
% Contribución a la Disimilitud Global							
Polychaeta	0	28,26	26,64	18,03	26,61	29,86	20,8
Gastropoda	0	7,45	7,08	8,75	33,29	33	26,9
Bivalvia	2,75	31,54	30,6	20,46	15,21	14,25	17,25
Ostracoda	39,5	18,47	18	10,94	8,13	6,71	9,11
Malacostraca	17,73	6,17	2,87	14,4	1,29	9,33	0
Insecta	33,13	6,47	13,2	8,28	1,47	6,28	23,17
Arachnida	0	0	0	0,88	0	0,57	0
Actinopterygii	0	0	0	15,37	11,63	0	2,06
No determinado	6,88	1,64	1,6	2,88	2,12	0	0,7

DISCUSIÓN

Se encontraron diferencias significativas en la dieta de cuatro especies que utilizan la Bahía Samborombón durante el otoño y/o el invierno. A su vez, se encontró evidencia que sugiere que el uso de recursos tróficos por estas cuatro especies podría influenciar la estructura de la comunidad de aves playeras. Las especies estudiadas mostraron diferenciación complementaria (Begon *et al.* 2006) en dos dimensiones de sus nichos tróficos: taxonómico y tamaño de presa. Nuestros resultados, en conjunto con los de otras investigaciones realizadas en el área (Iribarne & Martínez 1999, Ribeiro *et al.* 2004), sugieren la existencia de tres grupos de aves playeras que difirieren en el tipo de presa más consumida: (1) especies que se alimentan principalmente de moluscos (Playero Rojizo); (2) especies que consumen principalmente poliquetos (Becasa de Mar, Playerito Rabadilla Blanca y Chorlito Doble Collar y; (3) especies que consumen principalmente cangrejos (Chorlo Pampa, Chorlo Ártico, Playero Trinador y Vuelvepiedras). Adicionalmente, en este trabajo se encontró que algunas especies consumidoras de poliquetos difirieren en el tamaño de presa que ingirieren; mientras que Iribarne & Martínez (1999) encontraron que las especies consumidoras de cangrejos seleccionan presas de diferentes clases de edad y sexo.

Las dietas de la Becasa de Mar y el Playero Rojizo en Bahía Samborombón habían sido previamente descriptas, aunque sólo durante el otoño (Ieno 2000, Ieno *et al.* 2004). Los datos sobre la dieta de la Becasa de Mar presentados en este trabajo concuerdan con los previamente reportados por Ieno (2000) en el sentido de que *L. culveri* fue la presa consumida con mayor frecuencia. Sin embargo, en contraste con el trabajo mencionado, en el cual no se encontraron mandíbulas en 120 fecas analizadas, en este trabajo se observaron mandíbulas en casi todas las fecas y en base a esto es que se pudo estimar el tamaño de los poliquetos consumidos. Respecto a la dieta del Playero Rojizo, los resultados de este capítulo sugieren, que la especie consume un espectro trófico mucho más amplio que el reportado por Ieno *et al.* (2004). Según estos autores estas aves se alimentarían casi exclusivamente de *Littoridina australis* (Ieno *et al.* 2004); sin embargo en este trabajo se identificaron al menos ocho tipos de presa bajo las mismas condiciones (otoño en bajamar), siendo más frecuentes los bivalvos y particularmente el Mejillón Charrúa. Estos resultados se corresponden con los datos reportados en otras áreas geográficas, en las que los que se identificó que los moluscos representan las principales presas para esta especie (Van Gils & Wiersma 1996, Piersma

et al. 1997). Dado que la explotación de moluscos en Sudamérica ha incrementado en las últimas décadas, especialmente la del Mejillón Charrúa cuyas poblaciones y rango de distribución han disminuido considerablemente (Carranza *et al.* 2009), la dependencia de los playeros rojizos sobre estos invertebrados es de importancia para la conservación. Por lo tanto, futuras estrategias que pretendan mejorar el estado poblacional de estas aves deberían considerar lineamientos de manejo que garanticen poblaciones saludables de mejillones.

La dieta del Playero Rojizo ha sido estudiada en numerosos sitios a lo largo de su ruta migratoria; por el contrario, las dietas de las otras especies consideradas en este trabajo son poco conocidas (David 1992, Wiersma 1996, Piersma *et al.* 1997, Walker *et al.* 2011). Si bien es escasa la información disponible, esta sugiere que se trataría de especies eurifágicas; es decir que tendrían una amplia flexibilidad dietaria que les permitiría la explotación de recursos de disponibilidad variable. Tal como ha sido sugerido por Skagen & Oman (1996), esta característica, solo sería evidente a escala regional ya que en un sitio dado, estas aves tienden a enfocarse en las presas más abundantes. En la Bahía Samborombón las tres especies que consumieron mayormente poliquetos fueron las aves playeras más abundantes y se alimentaron a su vez de la especie bentónica más abundante en el área (Martin *et al.* 2004). *L. culveri* puede alcanzar grandes densidades en sedimentos mixohalinos (Elías 1992, Elías & Ieno 1993) y en la Bahía Samborombón muestra uno de los mayores niveles de producción secundaria reportados para cualquier especie de poliqueto del mundo, lo que indica una gran transferencia de biomasa a los niveles tróficos superiores (Martin & Bastida 2006).

Los parámetros demográficos de *L. culveri* probablemente influyan sobre los patrones de la dieta de la comunidad local de aves playeras. Este poliqueto tiene en Bahía Samborombón dos picos marcados de reclutamiento que definen las cohortes de otoño e invierno. En otoño la población está compuesta por individuos de dos clases de talla que corresponden a las dos cohortes mencionadas, por un lado están los que ya alcanzaron su talla máxima y por otro lado se encuentran individuos de pequeño tamaño (Martin & Bastida 2006). Los diferentes tamaños de *L. culveri* encontrados en las fecas de la Becasa de Mar y el Playerito Rabadilla Blanca en otoño se ajustan a los patrones de tamaño de las dos cohortes de poliquetos reportadas para dicha estación. Para el invierno, la población de la cohorte de otoño del año anterior ha declinado naturalmente debido a la esperanza de vida de 15-17 meses. Si bien una nueva cohorte adicional está

presente, estos individuos son aún de tamaño demasiado pequeño (Martin & Bastida 2006) razón por la cual probablemente no sean rentables para las aves playeras. La ausencia de una diferencia significativa en el tamaño de los poliquetos *L. culveri* consumidos por las becasas de mar y los chorlitos doble collar durante el invierno indican que probablemente ambas especies estén depredando sobre la misma cohorte.

Los datos aquí presentados sugieren que los poliquetos podrían ser un recurso limitado durante el invierno en Bahía Samborombón. En dicha estación la dieta de la Becasa de Mar se caracterizó por una mayor amplitud de nicho trófico y una menor frecuencia de ocurrencia de poliquetos que la registrada en el otoño. Este patrón es congruente con la teoría del forrajeo óptimo en cuanto a que los predadores tienden a especializarse en una pocas presas altamente rentables cuando estas son abundantes, pero tienden a incorporar más tipos de presa, incluso aquellas menos rentables, cuando los recursos alimenticios se vuelven escasos (Pulliam 1985). La mayor presión de depredación sobre poliquetos de menor tamaño ejercida por las becasas de mar y los chorlitos doble collar durante el invierno podría a su vez explicar la ausencia de playeritos rabadilla blanca sobre-veraneantes, los cuales dependen de poliquetos de pequeño tamaño. Si bien la competencia interespecífica por explotación es difícil de probar en condiciones naturales (Begon *et al.* 2006), consideramos que es una de las explicaciones más plausibles para los patrones observados en la composición del ensamble de aves playeras en la Bahía Samborombón.

Los análisis de fecas proveen información precisa para describir la dieta de las aves playeras, por lo que han sido ampliamente utilizados con este fin (e.g. Dekinga & Piersma 1993, Isacch *et al.* 2005). Sin embargo, esta metodología tiene algunas limitaciones; una de las más importantes es la subestimación de las presas de tejidos blandos (Ralph *et al.* 1985). En este sentido, una de las presas que podría haber sido subestimada en este trabajo es el poliqueto no mandibulado *Heteromastus similis*, el cual fue reportado por Botto *et al.* (1998) como presa de las aves playeras. Sin embargo, nuestra colección bentónica de referencia indica que en las áreas de mayor importancia para la alimentación de aves playeras *L. culveri* fue la especie dominante, mientras que *H. similis* estuvo presente sólo en bajos números. De este modo, si bien la importancia relativa de *H. similis* pudo haber sido subestimada, no consideramos probable que sea un ítem presa de gran importancia, al menos durante el otoño y el invierno. Nuevas técnicas, como el código de barras de ADN, que permite identificar algunos tipos de

presa en ausencia de evidencia morfológica (King *et al.* 2008), podrían proporcionar mayor información sobre la ecología trófica de las aves playeras, en especial cuando se las combine con técnicas más tradicionales como las utilizadas en este trabajo.

BIBLIOGRAFÍA

Anderson, M. J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. Austral Ecology 26: 32-46.

Anderson, M. J., Gorley, R. N. & Clarke, K. R. 2008. PERMANOVA+ for PRIMER: guide to software and statistical methods. (PRIMER-E Ltd: Plymouth, Reino Unido).

Begon, M., Townsend, C. R. & Harper, J. L. 2006. Ecology. From individuals to ecosystems. (Blackwell Publishing: Oxford, Reino Unido).

Botto, F., Iribarne, O. O., Martínez, M. M, Delhey, K. & Carrete, M. 1998. The effect of migratory shorebirds on the benthic species of three southwestern Atlantic Argentinean Estuaries. Estuaries 21: 700-709.

Carranza, A., Defeo, O., Beck, M. & Castilla, J. C. 2009. Linking fisheries management and conservation in bioengineering species: the case of South American mussels (Mytilidae). Reviews in Fish Biology and Fisheries 19: 349-366.

Castellanos, Z. J. A. 1994. Los invertebrados (III). Primera parte. Moluscos.(Estudio Sigma: Buenos Aires, Argentina).

Clarke, K. R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. Australian Journal of Ecology 18: 117-143.

Clarke, K. R. & Gorley, R. N. 2006. PRIMER v6: User Manual/Tutorial. (PRIMER-E Ltd: Plymouth, Reino Unido).

Cox, G. W. 1968. The role of competition in the evolution of migration. Evolution 22: 180-192.

David, F. D. 1992. White-rumped Sandpiper (*Calidris fuscicollis*). En 'The Birds of North America Online', Ed. A. Poole. Disponible en

http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/629doi:10.2173/bna.629 (Cornell Lab of Ornithology: New York, Estados Unidos).

Dekiga, A. & Piersma, T. 1993. Reconstructing diet composition on the basis of faces in a mollusc-eating wader, the Knot *Calidris canutus.* Bird Study 40: 144-156.

Elías, R. 1992. Quantitative benthic community structure in Blanca Bay and its relationship with organic enrichment. Marine Ecology 13: 189-201.

Elías, R. & Ieno, E. 1993. La asociación de *Laeonereis acuta* Treadwell 1923 (Polychaeta, Nereididae) en la Bahía Blanca, Argentina. Iheringia Serie Zoologia 75: 3-13.

Haramis, G. M., Link, W. A., Osenton, P. C., Carter, D. B., Weber, R. G., Clark, N. A., Teece, M. A. & Mizrahi, D. S. 2007. Stable isotope and pen feeding trial studies confirm the value of horseshoe crab *Limulus polyphemus* eggs to spring migrant shorebirds in Delaware Bay. Journal of Avian Biology 38: 367-376.

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

Hutchinson, G. E. 1957. Concluding remarks. Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology 22: 415-427.

Ieno, E. 2000. Las comunidades bentónicas de los fondos blandos del norte de la Pcia. de Buenos Aires. Su rol ecológico en el ecosistema costero. Tesis de doctorado. (Universidad Nacional de Mar del Plata: Buenos Aires, Argentina).

Ieno, E., Alemany, D., Blanco, D. & Bastida, R. 2004. Prey size selection by Red Knot feeding on Mud Snails at Punta Rasa (Argentina) during migration. Waterbirds 27: 493-498.

Iribarne, O. O. & Martínez, M. M. 1999. Predation on the Southwestern Atlantic Fiddler Crab (*Uca uruguayensis*) by migratory shorebirds (*Pluvialis dominica, P. squatarola, Arenaria interpres,* and *Numenius phaeopus*). Estuaries 22: 47-54.

Isacch, J. P., Darrieu, C. A. & Martínez M. M. 2005. Food abundance and dietary relationships among migratory shorebirds using grasslands during the non-breeding season. Waterbirds 28: 238-245.

King, R. A., Read D. S., Traugott M. & Symondson, W. O. C. 2008. Molecular analysis of predation: a review of best practice for DNA-based approaches. Molecular Ecology 11: 947-963.

Lack, D. 1968. Bird migration and natural selection. Oikos 19: 1-9.

Martin, J. P. & Bastida, R. 2006. Population structure, growth and production of *Laeonereis culveri* (Nereididae: Polychaeta) in tidal flats of Rio de la Plata estuary, Argentina. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 86: 235-244.

Martin, J. P., Bastida, R. & Trassens, M. 2004. Polychaete assemblages of intertidal mixohaline flats of Bahía Samborombón (La Plata river estuary-Argentina). Thalassas 20: 39-53.

McNeil, R., Tulio Diaz, M. & Villeneuve, A. 1994. The mystery of shorebird over-summering: a new hypothesis. Ardea 82: 143-152.

Morrison, R. I. G., & Ross, R. K. 1989. Atlas of Nearctic shorebirds on the coasts of South America. (Canadian Wildlife Service: Ottawa, Canada).

Myers, J. P. 1983. Conservation of migrating shorebirds: staging areas, geographic bottlenecks, and regional movements. American Birds 37: 23-25.

Newton, I. 2003. Population regulation in birds: Is there anything new since David Lack? Avian Science 3: 1-10.

Newton, I. 2008. The migration ecology of birds. (Elsevier Academic Press: London, Reino Unido).

Orensanz, J. M. & Estivariz, M. C. 1971. Los anélidos poliquetos de aguas salobres de la provincia de Buenos Aires. Revista Del Museo de La Plata 11: 95 – 104.

Piersma, T., Wiersma, P. & van Gils, J. 1997. The many unknowns about plovers and sandpipers of the world: introduction to a wealth of research opportunities highly relevant for shorebird conservation. Wader Study Group Bulletin 82: 23-33.

Pulliam, H. R. 1985. Foraging efficiency, resource partitioning and the coexistence of Sparrow species. Ecology 66: 1829-1836.

Ralph, C. P., Nagata, S. E. & Ralph, C. J. 1985. Analysis of droppings to describe diets of small birds. Journal of Field Ornithology 56: 165-174.

Ribeiro, P. D., Iribarne, O. O., Navarro, D. & Jaureguy, L. 2004. Environmental heterogeneity, spatial segregation of prey, and the utilization of southwest Atlantic mudflats by migratory shorebirds. Ibis 146: 672-682.

Sherry, T. W., Johnson, M. D. & Strong A. M. 2004. Does winter food limit populations of migratory birds? In 'Birds of two worlds. The ecology and evolution of migration', Eds. R. Greenberg, & P. P. Marra. (The Johns Hopkins University Press: Maryland, Estados Unidos).

Skagen, S. K. & Oman, H. D. 1996. Dietary flexibility of shorebirds in the western hemisphere. Canadian Field-Naturalist 110: 419-444.

StatSoft, Inc. 2004. STATISTICA (data analysis software system), version 7. (StatSoft, Inc: Oklahoma, Estados Unidos).

Sweka, J. A., Smith, D. R. & Millard, M. J. 2007. An age-structured population model for Horseshoe Crabs in the Delaware Bay area to assess harvest and egg availability for shorebirds. Estuaries and Coasts 30: 277-286.

van Gils, J. & Wiersma, P. 1996. Family Scolopacidae (Sandpipers, snipes and phalaropes), species account. En 'Handbook of the Birds of the World. Vol. 3: Hoatzin to Auks', Eds. J. del Hoyo, A. Elliot & J. Sargatal. (Lynx Edicions: Barcelona, España).

Vila, A. R., Bremer, E. R. & Beade, M. S. 1994. Censos de chorlos y playeros migratorios en la Bahía Samborombón, provincia de Buenos Aires, Argentina.

Reporte técnico número 2. (Fundación Vida Silvestre Argentina: Buenos Aires, Argentina).

Walker, B. M., Senner, N. R., Elphick, C. S. & Klima, J. 2011. Hudsonian Godwit (*Limosa haemastica*). In 'The Birds of North America Online', Ed. A. Poole. Disponible en http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/629doi:10.2173/bna.629 (Cornell Lab of Ornithology: New York, Estados Unidos).

Wiersma, P. 1996. Family Charadridae (Plovers). En 'Handbook of the Birds of the World. Vol. 3: Hoatzin to Auks', Eds J. del Hoyo, A. Elliot & J. Sargatal. (Lynx Edicions: Barcelona, España).

CAPÍTULO IV

ABUNDANCIA ESTACIONAL DEL PLAYERO ROJIZO (*CALIDRIS CANUTUS RUFA*) EN UN PERÍODO DE 30 AÑOS (1985-2014)

INTRODUCCIÓN

El Playero Rojizo (*Calidris canutus*) es una ave playera cosmopolita que se reproduce en el círculo polar Ártico y pasa su estación no reproductiva en las costas de todos los continentes, excepto la Antártida. Se reconocen seis subespecies, entre ellas *C. c. rufa* que es la única que llega a las costas del sur de Sudamérica (Piersma & Davidson 1992, Tomkovich 2001). Sus principales áreas de descanso no reproductivo se ubican a lo largo de la costa sudeste de Estados Unidos y el Caribe, Maranhão en Brasil y Tierra del Fuego en el Sur de Argentina y Chile (Morrison & Ross 1989, Niles *et al.* 2008, Baker *et al.* 2013). Las tendencias indican una declinación poblacional significativa en las últimas dos décadas para todas las poblaciones. En particular, la de Tierra del Fuego estaba estimada en 67.500 individuos a mediados de los 80s, mientras que en 2011 ese número disminuyó a 13.000 (Morrison & Ross 1989, Andres *et al.* 2012) y permaneció en el rango de 10.000-15.000 hasta 2015 (R.I.G. Morrison, com. pers.).

Este playero es uno de los más extensamente estudiados en el mundo. Sin embargo, los esfuerzos de investigación, monitoreo y conservación se han enfocado principalmente en los tres estadíos del ciclo anual de los adultos: reproducción (e.g. Morrison *et al.* 2005), migración (e.g. Atkinson *et al.* 2005) y descanso no reproductivo (e.g. Morrison *et al.* 2004). Se le ha prestado menos atención al sobre-veraneo (*sensu* McNeil *et al.* 1994: 'aves migrantes boreales que no migran al norte y permanecen en el sur, lejos de sus áreas de cría, durante el verano boreal'), que según la bibliografía involucra mayormente individuos de un año, sexualmente inmaduros. De acuerdo a Niles *et al.* (2008), la mayoría de los juveniles de la población de Tierra del Fuego permanecen en Sudamérica durante su primer estación reproductiva, aunque su distribución es en gran parte desconocida. No hay estudios previos enfocados en el sobre-veraneo de la población de *C. c. rufa*, pero hay publicados registros de aves sobre-veraneantes en varias localidades, la mayoría provienen de Brasil (Disconzi 2012), particularmente del sur del país en las costas de Rio Grande do Sul (Belton 1984, Vooren & Chiaradia 1990, Brusco 2011, Scherer & Petri 2012). En esta región se han reportado bandadas desde 30 a 1.000 individuos en varios años, lo que sugiere un uso regular del área (los conteos máximos se obtuvieron en las costas de Lagoa do Peixe to Pinhal; Belton 1984, Brusco 2011). En Argentina, se reportaron playeros rojizos sobre-veraneantes en tres localidades de la provincia de Buenos Aires (Punta Rasa, Mar

Chiquita y Claromecó) que incluyeron desde grupos pequeños hasta bandadas de aproximadamente 600 individuos (Blanco *et al.* 1992, Ferrero 2001, Blanco & Carbonell 2001). Finalmente, hay varios registros de pequeñas bandadas de sobre-veraneantes observadas en Uruguay (mayormente en las costas de Rocha, Azpiroz *et al.* en prensa) y reportes aislados de aves en Venezuela (Azpiroz & Rodríguez-Ferraro 2006, Martínez 2008, Martínez & Giner 2011); Perú (López-Lanús & Blanco 2005, Acuy Yánac & Pulido Capurro 2006) y Ecuador (Santander *et al.* 2013).

Uno de los mayores conteos de sobre-veraneantes publicados proviene de Punta Rasa, extremo sur de la Bahía Samborombón (n=600; Blanco *et al.* 1992). Si bien el área fue identificada como una parada migratoria clave durante la migración al norte de los playeros rojizos (Blanco *et al.* 1992, Niles *et al.* 2008), se ha generado información limitada durante las dos últimas décadas. Esta información se hace particularmente relevante dada la drástica declinación que sufrió la especie desde comienzos de este milenio (Niles *et al.* 2008). Declinación que la llevó a ser incluida en el último año dentro de las especies cercanas a la amenaza de la Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (BirdLife International 2015). El objetivo de este capítulo fue describir los patrones de abundancia de playeros rojizos en Punta Rasa en los últimos 30 años y reevaluar la importancia del área para las aves migratorias y sobre-veraneantes sobre la base del número mínimo de aves presente anualmente durante el otoño y el invierno.

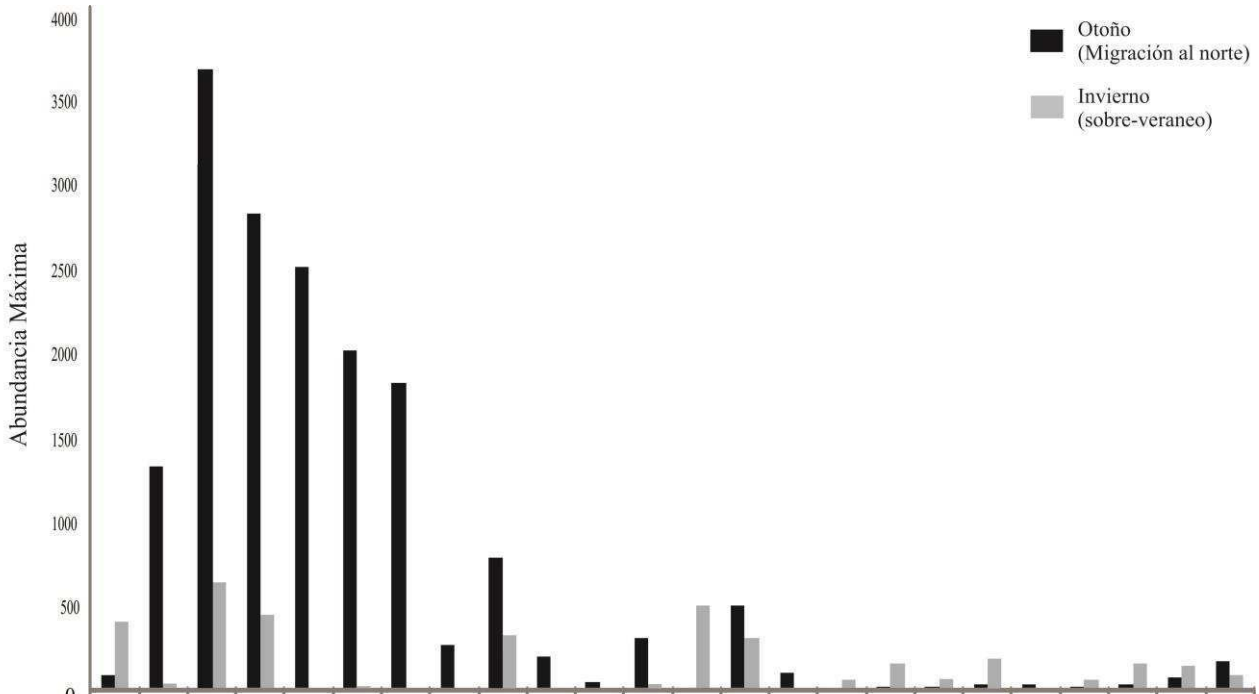
MÉTODOS

Se realizaron 200 relevamientos desde 1985 hasta 2014 en los que se contabilizó el número de playeros rojizos observados en el extremo sur de la Bahía Samborombón (abarcando las costas estuariales desde Tapera de López hasta Punta Rasa y las marinas desde Punta Rasa hasta Playa Norte; ver Capítulo I, Fig. 1.c.). Se cubrió el área de estudio mediante relevamientos asistemáticos, recorriendo la costa con vehículo o a pie y utilizando binoculares (8 o 10X) y/o telescopios (20-60X) para la identificación de las aves observadas. La frecuencia de los relevamientos fue variable en los diferentes años, a excepción de 2012 en los que se realizaron al menos una vez por semana. Estos fueron llevados a cabo por guardaparques (Esteban Bremer desde 1985 a 1995, Javier Salerno desde 1987 a 1990, Gabriel Battaglia desde 1987 a 2010) como parte del programa de monitoreo del área y por biólogos desde 2009 hasta 2014 en el marco de esta tesis

doctoral. Los conteos anuales fueron realizados durante el otoño (100 relevamientos desde Marzo hasta Abril), momento en que las aves neárticas están migrando hacia el hemisferio Norte y durante el invierno austral (100 relevamientos desde mediados de Mayo a mediados de Agosto), momento en el que las que permanecen en Sudamérica son sobre-veraneantes. Durante estos relevamientos también se registró el porcentaje de individuos en plumaje básico, claramente identificable como en su primer año de edad y el porcentaje de individuos con plumaje alterno que serían adultos de tres años o más (Hayman *et al.* 1986). Adicionalmente, se utilizó la información publicada para describir la abundancia de algunos años: Blanco *et al.* (1992) para 1989 y Alemany (2000) para 1995, 1997, 1999 and 2000. Se reportó la abundancia máxima registrada como un estimador del número mínimo de individuos presentes en el área para cada año y estación. Se calculó el porcentaje de individuos en Punta Rasa en relación al tamaño de la población de Tierra del Fuego utilizando estimaciones publicadas: 67.500 individuos en Patagonia y Tierra del fuego a mediados de los 80 (Morrison & Ross 1989), 30.460 en 2002-2003 (Morrison *et al.* 2004), 17.800 en 2008-2009 (Dey *et al.* 2011) y aproximadamente 13.000 en 2011-2012 (Andres *et al.* 2012).

RESULTADOS

El número máximo de playeros rojizos presentes en Punta Rasa durante la migración al norte (otoño) se observó en 1987, con un total de 3.640 individuos (Fig. 1). En 1985 y 1986 se registraron menores abundancias, pero esto pudo haberse debido al menor número de relevamientos realizados en dichos años. Después de 1987, los números declinaron de forma casi continua, y entre 2007 y 2013 los conteos no llegaron a registrar 100 aves (Fig. 1). El máximo conteo de sobre-veraneantes también se registró en 1987 dando cuenta de 640 individuos. Las abundancias de invierno no presentaron patrones claros en años posteriores, sino que fluctuaron llegando a contabilizarse hasta 500 individuos en 2001 (Fig. 1). En la última década los números registrados durante el invierno fueron bajos, pero mayores a los observados durante la migración al norte.



	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1992	1993	1995	1997	1999	2000	2001	2003	2004	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
otoño Nro. Máximo (conteos)	80 (2)	1317 (4)	3640 (19)	2817 (12)	2500*	2000 (2)	1816 (1)	263 (2)	700* (2)	200*	50*	300*		500 (1)	100 (2)		17 (1)	10 (1)	35 (6)	35 (1)	24 (9)	38 (22)	70 (8)	168 (5)
invierno Nro. Máximo (conteos)	400 (2)	30 (3)	640 (7)	447 (4)		10 (1)			310 (2)			28 (4)	500 (7)	300 (2)		56 (2)	150 (7)	65 (2)	170 (4)		64 (7)	150 (22)	147 (19)	90 (5)

Figura 1. Abundancias máximas de playeros rojizos (Nro. Máximo) registradas en Punta Rasa durante las migraciones al hemisferio norte (otoño) y sobre-veraneo (invierno) desde 1985 hasta 2014. Se indica entre paréntesis el número de relevamientos (conteos) realizado durante cada año y estación. * Indica que la abundancia máxima de ese período fue obtenida de la literatura (Blanco *et al.* 1992, Alemany 2000), las celdas vacías representan estaciones para las cuales no hay información disponible.

Algunos de los individuos observados durante el invierno de 2011 a 2014 estuvieron en plumaje básico, mientras que otros exhibieron porcentajes variables de plumaje alterno (Fig. 2). El porcentaje de individuos en plumaje alterno varió de la siguiente forma: 19% en 2011, 54% en 2012, 50% en 2013 y 35% en 2014.

Figura 2. Fotografía tomada el 22 de Mayo de 2013 que muestra 62 aves de las cuales aproximadamente el 50% se encuentran en plumaje de reposo característico de aves juveniles, mientras que la otra mitad muestra un grado avanzado o completo plumaje alterno indicando que serían aves de tres años de edad o más. El total de aves de la fotografía representa aproximadamente a la mitad de los playeros rojizos que sobre-veranearon en Punta Rasa dicho año.

DISCUSIÓN

Punta Rasa fue identificada hace más de dos décadas como uno de los sitios de reabastecimiento y descanso de mayor importancia en la migración al norte de la población *C. c. rufa* (Blanco *et al.* 1992, Niles *et al.* 2008). En el pasado eran más los individuos que utilizaban el área como parada migratoria que los que la utilizaban durante el sobre-veraneo. Sin embargo, este trabajo indica que el patrón se revirtió en la última década, por lo que en la actualidad el área tiene un rol más relevante durante el sobre-veraneo que durante la migración.

El número de individuos que utiliza el área durante la migración disminuyó en el transcurso del período estudiado, de manera consistente con la drástica declinación poblacional detectada a principios de milenio (Morrison *et al.* 2004). También se observaron patrones similares en otras paradas migratorias de importancia identificadas en Argentina; en ellas las disminuciones fueron de aproximadamente el 60% en Río Gallegos, Santa Cruz, entre 1998 y 2005; el 93,5% en Península Valdés, Chubut, entre 1981 y 2005; y el 67% en San Antonio Oeste, Río Negro, entre 1990 y 2005 (Niles *et al.* 2008). En Punta Rasa no sólo se redujo el número de individuos migrantes, sino que también disminuyó el porcentaje de aves que utiliza el área respecto a la población de Tierra del Fuego. En el período anterior al declive poblacional (1985-2000), el conteo máximo de aves en migración (3.640 individuos observados en 1987) representó aproximadamente al 5,4% de los individuos de Tierra del Fuego. Por el contrario, para

el período más reciente (2001-2014) el conteo máximo de 500 individuos registrados en 2003, representó aproximadamente al 1,6%. Este porcentaje es a su vez muy similar al de la última década para la cual el conteo de 168 individuos en 2014 da cuenta de aproximadamente el 1,3% de la población de Tierra del Fuego.

Si bien no se estudiaron las causas de la disminución actual en el uso de Punta Rasa durante la migración, vale la pena señalar que a pesar de su estado de protección legal, las condiciones ambientales del área sufrieron deterioros significativos en las últimas dos décadas. En este sentido, las actividades de turismo recreacional incrementaron considerablemente en años recientes. Los mayores disturbios a las aves están asociadas con el tránsito vehicular y prácticas deportivas como el kite-surfing y el kite-buggying (ver amenazas en capítulo I), actividades que se intensifican durante los meses más cálidos (fines de primavera a principios de otoño) coincidiendo con el paso migratorio de los playeros rojizos.

También se observó que el número de aves que sobre-veranean en Punta Rasa disminuyó en los últimos años. Sin embargo, esta disminución fue menos pronunciada que la registrada en la época de paso migratorio hacia el norte. Por otro lado, el porcentaje de individuos respecto a la población de Tierra del Fuego que utilizó Punta Rasa durante el invierno se mantuvo relativamente constante a lo largo del período de estudio. Los números máximos de sobre-veraneantes observados a fines de los 80 y principios de los 90 (n=640 en 1987) representan cerca del 0,95% de la población de Tierra del Fuego, mientras que los conteos máximos de la última década (n=170 en 2009) representaron aproximadamente al 0,96%.

En las aves playeras juveniles, el comportamiento de sobre-veraneo es una estrategia conservativa que balancea los costos de la migración de larga distancia con la probabilidad de reproducirse exitosamente (Summers *et al.* 1995). Si bien se sabe que la mayoría de los playeros rojizos inmaduros permanecen cerca de las áreas de descanso no reproductivo durante su primer año de vida, hay un número desconocido de individuos sexualmente maduros que también permanecen lejos de sus áreas de cría (Niles *et al.* 2008, Baker *et al.* 2013). No se conocen en profundidad las causas que desencadenan este comportamiento en individuos sexualmente maduros pero algunas hipótesis proponen que podría deberse a factores tales como la ausencia o retraso en las condiciones fisiológicas pre-migratorias o presencia de enfermedades o lesiones

(McNeil *et al.* 1994). Investigaciones desarrolladas en Brasil mostraron, basándose en características del plumaje, que la mayoría de los playeros rojizos sobre-veraneantes eran individuos de un año, mientras que sólo unas pocas aves mostraron grados variables de plumaje alterno (Belton 1984, Scherer & Petri 2012, Brusco 2011). De modo similar, solo el 10-15% de las aves observadas en 1987 en Punta Rasa mostraron trazas de plumaje alterno compatibles con características de individuos adultos (Blanco *et al.* 1992). Por el contrario, este trabajo indica que en años recientes se ha observado un mayor porcentaje de individuos con plumaje alterno avanzado o completo (19-54% durante 2011-2014). Esto sugiere que un número sustancial de individuos maduros no están pudiendo migrar hacia las áreas de cría y por lo tanto tampoco logran contribuir con la reproducción. Por consiguiente, podría ser un síntoma de una población en problemas y un factor que debería ser investigado de forma prioritaria.

La información sobre la distribución de sobre-veraneantes es un paso importante hacia la protección de áreas clave que faciliten el reclutamiento de juveniles y probablemente la recuperación de adultos con condiciones deficientes. Los datos aquí presentados confirman la importancia de Punta Rasa para el sobre-veraneo de los playeros rojizos y muestran que esta localidad es utilizada regularmente para este fin. Dado que la mayoría de los reportes de sobre-veraneo provienen de las costas del bioma Pampas (Sur de Brasil, Uruguay, y provincia de Buenos Aires en Argentina), es probable que esta región tenga un importante rol respecto a dicho comportamiento, mereciendo por lo tanto acciones de conservación específicas. Futuras investigaciones deberían enfocarse en esta área en orden de identificar otras localidades utilizadas regularmente.

BIBLIOGRAFÍA

Acuy Yánac, M. & Pulido Capurro, V. 2008. Perú: informe anual. Censo Neotropical de Aves Acuáticas 2007. En 'El Censo Neotropical de las aves acuáticas 2007; una herramienta para la conservación', Eds. D. A. Unterkofler & D. E. Blanco. Disponible en http://lac.wetlands.org/.

Alemany, D. 2000. Alimentación del Playero Rojizo (*Calidris canutus rufa*) durante su etapa migratoria en Punta Rasa, Argentina. Tesis de Licenciatura. (Universidad Nacional de Mar del Plata: Buenos Aires, Argentina).

Andres, B. A., Smith, P. A., Morrison, R. I. G., Gratto-Trevor, C. L., Brown, S. C. & Friis, C. A. 2012. Population estimates of North American shorebirds. Wader Study Group Bulletin 119:178-194.

Atkinson, P. W., Baker, A. J., Bevan, R. M., Clark, N. A., Cole, K. B., González, P. M., Newton, J., Niles, L. J. & Robinson, R. A. 2005. Unraveling the migration and molt strategies of a long-distance migrant using stable isotopes: Red Knot *Calidris canutus* movements in the Americas. Ibis 147: 738-749.

Azpiroz, A. B & Rodríguez-Ferraro, A. 2006. Banded Red Knots *Calidris canutus* sighted in Venezuela and Uruguay. Cotinga 25: 82-83.

Azpiroz A. B., Martínez-Curci, N. S. & Alfaro, M. En prensa. Playero Rojizo (*Calidris canutus rufa*). En 'Libro Rojo de las Aves de Uruguay. Vol. 1. Especies Extintas, en Peligro Crítico y en Peligro', Eds. A. B. Azpiroz, S. Jiménez & M. Alfaro. (UICN, DINAMA & DINARA: Montevideo, Uruguay).

Baker, A., González, P., Morrison, R. I. G. & Harrington, B. A. 2013. Red Knot (*Calidris canutus*). En 'The birds of North America online', Ed. A. Poole. (Cornell Lab of Ornithology: New York, Estados Undios). Disponible en: http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/563.

Belton, W. 1984. Birds of Rio Grande do Sul, Brazil. Part 1. Rehidae through Furnariidae. Bulletin of the American Museum of Natural History 178: 369-636.

BirdLife International. 2015. *Calidris canutus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015. Disponible en http://www.iucnredlist.org/details/22693363/0.

Blanco, D. E. & Carbonell, M. 2001. The Neotropical Waterbird Census – The first 10 years: 1990-1999. (Wetlands International & Ducks Ulimited, Inc: Memphis, Estados Unidos).

Blanco, D., Rodriguez Goñi, H. & Pugnaili, G. 1992. La importancia de Punta Rasa, Buenos Aires, en la migración del Chorlo Rojizo (*Calidris canutus*). Hornero13: 203-206.

Brusco, G. M. 2011. Migração e ecologia alimentar de *Calidris canutus rufa* (Aves: Scolopacidae) no litoral médio e norte do Rio Grande do Sul. Tesis de grado. (Universidade Federal do Rio Grande do Sul: Rio Grande do Sul, Brasil).

Dey, A. D., Niles, J. L. , Sitters, H. P., Kalasz, K. & Morrison, R. I. G. 2011. Update to the status of the Red Knot *Calidris canutus* in the Western Hemisphere. (WHSRN & Manomet: Massachusetts, Estados Unidos). Disponible en http://www.whsrn.org/sites/default/files/file/Red_Knot_status_update_2011_Dey_et_al_11_05-28.pdf

Disconzi, G. 2012. Brasil: Informe Anual. Censo Neotropical de Aves Acuáticas 2012. En 'El Censo Neotropical de Aves Acuáticas 2012', Eds. D. A. Unterkofler & D. E. Blanco. Disponible en: http://lac.wetlands.org/.

Ferrero, L. 2001. Avifauna de Mar Chiquita. Síntesis del trabajo de Mariano Manuel Martínez. En: 'Reserva de Biosfera Mar Chiquita. Características físicas, biológicas y ecológicas', Ed. O. Iribarne. (UNESCO, Editorial Martin & UNMdP: Buenos Aires, Argentina).

Hayman, P., Marchant, J. & Prater, T. 1986. Shorebirds: An identification guide to the waders of the world. (Houghton Mifflin: Boston, Estados Unidos).

López-Lanús, B. & Blanco, D. E. 2005. El Censo Neotropical de las Aves Acuáticas 2004. Global Series 17. (Wetlands International: Buenos Aires, Argentina).

Martínez, M. 2008. Venezuela: informe anual. Censo Neotropical de Aves Acuáticas 2007. En 'El Censo Neotropical de las aves acuáticas 2007; una herramienta para la conservación', Eds. D. A. Unterkofler & D. E. Blanco. Disponible en http://lac.wetlands.org/.

Martínez, M. & Giner, S. 2011. Venezuela: informe anual. Censo Neotropical de Aves Acuáticas 2010. En 'El Censo Neotropical de las aves acuáticas 2010', Eds. D. A. Unterkofler & D. E. Blanco. Disponible en http://lac.wetlands.org/.

McNeil, R., Diaz, M. T. & Villeneuve, A. 1994. The mystery of shorebird over-summering: a new hypothesis. Ardea 82: 143-152.

Morrison, R. I. G. & Ross, R. K. 1989. Atlas of Nearctic shorebirds on the coast of South America. (Canadian Wildlife Service: Ottawa, Canadá).

Morrison, R. I. G, Ross, R. K. & Niles, L. J. 2004. Declines in wintering populations of Red Knots in southern South America. Condor 106: 60-70.

Morrison, R. I. G., Davidson, N. C. & Piersma, T. 2005. Transformations at high latitudes: Why do Red Knots bring body stores to the breeding grounds? Condor 107: 449-457.

Niles, L. J., Sitters, H. P., Dey, A. D., Atkinson, P. W., Baker, A. J., Bennett, K. A., Carmona, R., Clark, K. E., Clark, N. A., Espoz, C., González, P. M., Harrington, B. A., Hernández, D. E., Kalasz, K. S., Lathrop, R. G., Matus, R. N., Minton, C. D. T., Morrison, R. I. G., Peck, M. K., Pitts, W., Robinson, R. A. & Serrano, I. L. 2008. Status of the Red Knot (*Calidris canutus rufa*) in the Western Hemisphere. Studies in Avian Biology 36: 1-185.

Piersma, T. & Davidson, N. C. 1992. The migrations and annual cycles of five subspecies of Knots in perspective. Wader Study Group Bulletin 64 (Sup.): 187-197.

Santander, G., Agreda, A. & Lara, A. 2013. Censo Neotropical de Aves Acuáticas Ecuador 2008-2012. Disponible en http://lac.wetlands.org/.

Scherer, A. L. & Petry, M. V. 2012. Seasonal variation in shorebird abundance in the state of Rio Grande do Sul, southern Brazil. Wilson Journal of Ornithology 124: 40-50.

Summers, R. W., Underhill, L. G. & Prys-Jones, R. P. 1995. Why do young waders in Southern Africa delay their first return migration to the breeding grounds? Ardea 83: 351-357.

Tomkovich, P. S. 2001. A new subspecies of Red Knot *Calidris canutus* from the New Siberian islands. Bulletin British Ornithologists'Club 121:257-263

Vooren, C. M. & Chiaradia, A. 1990. Seasonal abundance and behaviour of coastal birds on Cassino beach, Brazil. Ornitología Neotropical 1: 9-24.

CAPÍTULO V

CARACTERIZACIÓN DEL SOBRE-VERANEO DEL PLAYERO ROJIZO (*CALIDRIS CANUTUS RUFA*) Y EVALUACIÓN DE SUS POSIBLES CAUSAS

"Aquí se presenta un enigma para los ornitólogos. En verano tenemos en las pampas las becasas (Limoosa haemastica) y en Marzo ellas emigran al norte para criar. Mientras tanto y muy avanzada la estación, bandadas de la misma especie, llegan desde el sur para invernar a su vez en las pampas. Además de estas becasas, también hay otras varias especies norteamericanas de chorlos, las cuales tienen colonias en el hemisferio austral con una migración en sentido contrario y una época de cría a una estación opuesta del año. Por qué estas aves del hemisferio austral invernan tan lejos en la parte meridional del continente? Nidificarán realmente en la Patagonia?" (W. H. Hudson)

INTRODUCCIÓN

El sobre-veraneo, entendido como el fenómeno por el cual algunas aves que reproducen en el hemisferio norte permanecen lejos de sus áreas de cría durante el verano boreal/invierno austral (Loftin 1962, McNeil *et al.* 1994), ha despertado interés en científicos y naturalistas desde hace casi doscientos años. Si bien las investigaciones sobre esta temática en Sudamérica son escasas, se cuenta con registros de aves playeras sobre-veraneando en la región pampeana desde el siglo XVIII (e.g. Abbott 1861, Hudson 1892, Dabbene 1920). Desde entonces se propusieron varias hipótesis para explicar este comportamiento, una de las primeras fue la de "reproducción en ambos hemisferios y existencia de una doble corriente migratoria". De este modo, la presencia a lo largo de todo el año de algunas especies migratorias podría explicarse por la existencia de distintas poblaciones que utilizaran la región como área de descanso no reproductivo en estaciones opuestas; unas nidificarían en el Ártico durante el verano boreal/invierno austral y otras en la Patagonia durante el invierno boreal/verano austral (Oustalet 1891, Dabbene 1920). Esta hipótesis, sin embargo, ha sido desestimada en la actualidad por carecer de soporte empírico (Dabbene 1920, Loftin 1962).

La hipótesis más aceptada actualmente es la de "inmadurez sexual". Propone que se trata de aves inmaduras (Dabbene 1920, Loftin 1962, Summers *et al.* 1995) que no migrarían al norte hasta alcanzar la madurez sexual dado que los costos de la migración superarían los beneficios de adquirir experiencia en las áreas de cría (Summers *et al.* 1995). Esta hipótesis fue profundizada con la de "riesgos de migración ajustados por la longevidad" que tiene dos predicciones. Por un lado, que aquellas especies con áreas de descanso no reproductivo cercanas a las de cría no sobre-veranearán ya que los riesgos asociados a la migración son menores. Por otro lado, las especies de aves playeras de mayor tamaño (el tamaño corporal covaría con la longevidad) tenderán a sobre-veranear durante más años dado que tardarán más en alcanzar la madurez sexual (Evans & Pienkowski 1984, Summers *et al.* 1995). Basándose en estas hipótesis Hockey *et al.* (1998) propusieron que el sobre-veraneo varía tanto inter como intra-específicamente en aves medianas, en función a la distancia que deben recorrer entre las áreas de cría y las de descanso no reproductivo. Por el contrario, las aves muy pequeñas nunca sobre-veranearán y las grandes siempre lo harán.

Si bien la mayoría de los registros de sobre-veraneantes parece involucrar a aves sexualmente inmaduras (p. ej. Dabbene 1920), se ha observado que también sobre-veranean individuos adultos (p. ej. McNeil *et al.* 1994). Una de las hipótesis propuestas para explicar esto es que podría tratarse de aves enfermas o lisiadas que no participan de las migraciones típicas de sus especies por discapacidades físicas o fisiológicas (Loftin 1962). Por otro lado, McNeil *et al*. (1994) propusieron que el ciclo anual de cambios fisiológicos pre-migratorios en las aves playeras (entendidos específicamente como la muda y la acumulación de reservas) podría explicar las causas de este fenómeno tanto en individuos adultos como en juveniles. Según esta hipótesis los sobre-veraneantes serán aves que no hayan alcanzado el estado de muda y peso necesarios para afrontar la migración hacia las áreas de reproducción.

Una herramienta valiosa que permite evaluar el estado de salud e inmunidad de las aves, y que no ha sido utilizada en el sobre-veraneo, son los parámetros hematológicos. El tejido sanguíneo está formado por eritrocitos (glóbulos rojos) que son los responsables del transporte gaseoso desde y hacia los tejidos; y por leucocitos (glóbulos blancos) que responden a los efectos causados por enfermedades y estrés (Sturkie & Griminger 1986). Las fórmulas leucocitarias proveen información sobre el estado de salud (reflejando enfermedades de origen bacteriano, parasitológico o viral) e inmunidad de las aves (Campbell 1995). A su vez, ofrecen información sobre su nivel de estrés fisiológico. En este sentido, la función inmune puede disminuir en situaciones en las que la disponibilidad de alimento es limitada o en las que aumenta la demanda de energía, como por ejemplo en casos de actividad física prolongada como los que implican los desplazamientos migratorios de largas distancias. Esto se debe a que los animales deben balancear las demandas de los sistemas fisiológicos competitivos a modo de maximizar el fitness (Buehler *et al*. 2009a). Por lo tanto, estos parámetros sanguíneos sirven de referencia para evaluar tanto la condición general de las aves, como variaciones en la función inmune en diferentes situaciones o momentos de su ciclo anual.

El sobre-veraneo fue reportado en al menos 15 familias de aves, pero su ocurrencia es particularmente alta en las familias Charadriidae y Scolopacidae (McNeil 1970 en McNeil *et al.* 1994), por lo que las aves playeras constituyen un buen sistema para el estudio de este fenómeno. Los resultados de capítulos anteriores indican que en Punta Rasa sobre-veranean al menos nueve especies de migrantes neárticas (capítulo II),

y que el área es particularmente importante en este sentido para los playeros rojizos (*Calidris canutus rufa*) de la población de Tierra del Fuego (capítulo III). Dado que en los últimos años se detectó un incremento en el porcentaje de adultos sobre-veraneantes, que consecuentemente no contribuyen a la reproducción de esta amenazada población (capítulo III), es prioritario investigar las posibles causas de este fenómeno. Éstas podrían indicar problemas a los que se esté enfrentando la población dadas por ejemplo por enfermedades (p. ej. Buehler *et al.* 2010), o por malas condiciones de alimentación que les impidan alcanzar las reservas necesarias para completar exitosamente su migración (Piersma *et al.* 1987, Van Dijk *et al.* 1990).

El objetivo de este capítulo fue poner a prueba distintas hipótesis que puedan explicar las causas del sobre-veraneo de los playeros rojizos y ampliar el conocimiento acerca de esta etapa del ciclo de vida escasamente estudiada. Para ello se desarrollaron los siguientes objetivos específicos:

1) Describir la proporción de sexos, el tiempo de residencia de los sobre-veraneantes en Punta Rasa y sus movimientos migratorios posteriores.

2) Evaluar el grado en el que se cumplen las predicciones planteadas por las distintas hipótesis expuestas para explicar el sobre-veraneo:

   a) Inmadurez sexual (Dabbene 1920, Summers *et al.* 1995).

      Predicción: Los sobre-veraneantes serán aves juveniles, sexualmente inmaduras.

   b) Enfermedad o lesiones (Dabbene 1920).

      Predicción: Los sobre-veraneantes serán aves que se encuentran atravesando un proceso infeccioso crónico o agudo que los condiciona para su migración de larga distancia.

   c) Condición pre-migratoria retrasada o ausente (McNeil *et al.* 1994).

      Predicción: Los sobre-veraneantes serán individuos que no hayan alcanzado las condiciones de acumulación de reservas y muda que les permitan afrontar el vuelo hacia las áreas de cría y reproducirse exitosamente. Es decir que no presentarán acumulación de reservas grasas pre-migratorias, todas sus plumas primarias nuevas, ni un plumaje

de contorno cercano al 100% alterno en el caso de los individuos adultos (Niles *et al.* 2008, Buehler & Piersma 2008, Baker *et al.* 2013).

3) Comparar la condición fisiológica con la que arriban las aves al área de sobre-veraneo y la que tienen al momento de su partida a través de la evaluación de variaciones en el peso y en los perfiles leucocitarios.

MÉTODOS

- *Trabajos de campo*

Se capturaron y anillaron playeros rojizos sobre-veraneantes al inicio (fines de mayo / principios de junio) y final del sobre-veraneo (fines de julio) de 2012, 2013 y 2014. Las capturas se realizaron utilizando redes cañón, uno de los métodos más adecuados para estudios en aves playeras (Kasprzyk & Harrington 1989). Las aves capturadas fueron marcadas con un anillo metálico y una banderilla plástica de color naranja que indica que el ave fue anillada en Argentina (Howes & Béraud 2014). Ambas marcas llevaron un código alfanumérico único que permitió la posterior identificación del ave a nivel individual (Fig. 1).

Figura 1. Playero Rojizo sobre-veraneante anillado en Punta Rasa. La banderilla naranja indica que el ave fue marcada en Argentina y su código alfanumérico único permite la identificación del ave a nivel individual.

Con el fin de identificar aves anilladas y evaluar su tiempo de permanencia en Punta Rasa se realizaron recorridas asistemáticas en el área de Punta Rasa (Fig. 1.c., capítulo I) entre mayo y julio de 2012 a 2014, para lo que se utilizaron telescopios 20-60X con los que pudieron leerse los códigos de las banderillas. La frecuencia con la que se realizaron las recorridas fue variable, desde diaria a quincenal. Fuera del período comprendido entre mayo y julio se realizaron recorridas adicionales ocasionales con el mismo fin. También se recabó información de abundancia y observación de individuos anillados obtenida por los guardaparques del área y por fotógrafos y observadores de aves que visitan frecuentemente Punta Rasa por su reconocido valor ornitológico (ver capítulo I). Además, se recabaron registros de aves anilladas en Punta Rasa observadas en otros sitios de la ruta migratoria. Estos fueron reportados por observadores aficionados y profesionales, fotógrafos e investigadores de Argentina, Brasil, Canadá, Guyana Francesa y Estados Unidos, por colaboración directa y/o mediante el acceso a base de datos de internet (bandedbirds.org y Aves Argentinas).

La toma de datos y muestras de las aves capturadas consistió en el registro de medidas morfométricas, evaluación del estado de muda de las plumas primarias y de contorno y extracción de una muestra de sangre. Se registró el peso de los individuos capturados con balanza digital ($\pm$ 0,1 g) y se midió el largo del ala ($\pm$ 1cm) de todas aquellas aves que tuvieran la décima pluma primaria completamente desarrollada ya fuera vieja o nueva. Las plumas primarias fueron clasificadas en una escala de 0 a 5: 0 para plumas viejas, 1 a 4 para plumas en crecimiento y 5 para plumas nuevas completamente desarrolladas (Ginn & Melville 1983). El plumaje de contorno se clasificó en cinco categorías que fueron desde plumaje 0% alterno (individuos con plumaje de reposo) a plumaje 100% alterno (Fig. 2), pasando por tres categorías intermedias (25%, 50% y 75%).

Figura 2. Playeros rojizos sobre-veraneantes con plumaje alterno (izquierda) y de reposo (derecha).

Todas las aves capturadas fueron examinadas externamente con el fin de detectar anormalidades que indicaran evidencia de lesiones o síntomas de enfermedad. A cada individuo se le extrajo una muestra de sangre de la vena alar utilizando agujas 27G. En 2012 y 2013 sólo se extrajo una gota que fue conservada en papel de filtro secante para determinar molecularmente el sexo de las aves. En 2014 se extrajo una gota adicional con la cual se realizaron frotis sanguíneos para la posterior diferenciación de eritrocitos y leucocitos. Los frotis se dejaron secar por al menos 30 minutos y luego fueron fijados con metanol por tres minutos para impedir el deterioro del tejido sanguíneo (Merino 1999). Todos los playeros rojizos fueron liberados luego del muestreo.

- *Trabajos de laboratorio*

Se determinó el sexo de las aves capturadas mediante técnicas moleculares estándar (e.g. Baker *et al.* 1999). Se tiñeron los frotis sanguíneos con May-Grünwald y Giemsa (BIOPUR), y luego se los observó en aumentos de 1000X bajo aceite de inmersión para conocer las fórmulas leucocitarias (cantidad de cada tipo de leucocito) contabilizando los diferentes tipos de leucocitos hasta alcanzar un total de 100 células blancas (Campbell 1995). También se estimó el número de eritrocitos presentes en cada campo visual y se tomó nota del número de campos visuales escaneados hasta alcanzar los 100 leucocitos.

Las fórmulas leucocitarias proveen información sobre el estado de salud e inmunidad en las aves (Campbell 1995). Los leucocitos forman parte del sistema inmune celular, que es la principal defensa contra organismos patógenos (Roitt *et al.* 2001). Ante la invasión de un agente extraño, el organismo produce dos tipos de respuesta mediadas por leucocitos: la respuesta innata, no específica en la cual actúan los fagocitos (heterófilos, basófilos, eosinófilos, monocitos) y la respuesta adquirida, específica para un determinado patógeno en la cual están involucrados los linfocitos (Roitt *et al.* 2001). Los conteos leucocitarios totales proveen información sobre las células inmunes circulantes e infecciones, mientras que las concentraciones de los diferentes tipos de leucocitos pueden aportar información sobre otros aspectos de la función inmune (Campbell 1995). Incrementos en el porcentaje de heterófilos pueden indicar enfermedades bacterianas y/o inflamaciones leves (Hawkey & Dennett 1989). Los eosinófilos y basófilos se encuentran comúnmente en bajos números, y sus incrementos están asociados a enfermedades crónicas, parasitarias, reacciones alérgicas o daños en los tejidos (Campbell 1995). Los monocitos también ocurren en bajo número y sus incrementos pueden indicar enfermedades crónicas o fúngicas (Campbell 1995). Finalmente, los incrementos en los linfocitos pueden indicar enfermedades parasitarias o crónicas; mientras que una disminución en su número puede indicar enfermedades virales (Hawkey & Dennett 1989). Los cambios en los números relativos de leucocitos no solo reflejan patologías, sino que también responden al estado de estrés y nutricional de los individuos (Maxwell & Robertson 1998). Generalmente en aves con mayor estrés fisiológico, ya sea dado por ejercicios físicos extremos, malnutrición o pérdidas de peso significativas, se observa un aumento en número de heterófilos y una disminución en el de linfocitos (Davis *et al.* 2008).

Todos los frotis sanguíneos fueron además analizados bajo microscopio óptico según la técnica descripta por Merino (1999) para la búsqueda de parásitos sanguíneos. Entre los parásitos sanguíneos más comunes de las aves se encuentran los protozoos que pueden ser intraeritrocíticos (géneros *Plasmodium, Haemaproteus y Leucocytzoon;* buscados con aumentos 400X) y extraeritrociticos (género *Trypanosoma*; buscados con aumentos 1000X). Los parásitos y patógenos causan infecciones en las aves que en algunos casos pueden ocasionar mortandades masivas (p. ej. Buehler *et al.* 2010a). Por ejemplo, la malaria aviar que ha causado severas disminuciones poblacionales en algunas especies de aves (van Riper *et al.* 1986, Atkinson *et al.* 1995), es provocada por

especies del género *Plasmodium*. En los últimos años se observó una expansión geográfica de los mosquitos transmisores de protozoos causantes de enfermedades aviares y se reportaron varios casos de malaria aviar en aves playeras incluido el Playero Rojizo (Mendes *et al.* 2005, D'Amico & Baker 2010).

- *Análisis de datos*

Relativos al objetivo 1: Describir la proporción de sexos, el tiempo de residencia de los sobre-veraneantes en Punta Rasa y sus movimientos migratorios posteriores.

Se calculó la proporción de sexos de los individuos capturados. Se estimó el tiempo de residencia de los sobre-veraneantes en Punta Rasa en función a los primeros y últimos registros de individuos anillados observados en el área en los diferentes años. Se describieron los movimientos migratorios posteriores al sobre-veraneo calculando los porcentajes de individuos adultos y juveniles registrados en diferentes localidades.

Relativos al objetivo 2: Evaluar el grado en el que se cumplen las predicciones planteadas por las distintas hipótesis expuestas para explicar el sobre-veraneo.

Para poner a prueba la hipótesis de inmadurez sexual se clasificó a los playeros rojizos capturados en dos clases de edad en base a la condición del plumaje de contorno. Se reportan los porcentajes de aves capturadas en cada una de estas categorías en 2012, 2013 y 2014:

i. Adultos: Individuos con plumaje de contorno mayormente alterno (en porcentajes entre 50 y 100%). En esta clase de edad la muda corporal para adquirir el plumaje alterno ocurre mayormente entre marzo y abril en las paradas migratorias de Sudamérica (Niles *et al.* 2008).

ii. Juveniles: Individuos con plumaje de contorno de reposo o con trazas de plumaje rojizo (en porcentajes menores al 50%). La mayoría de los playeros rojizos en su primer año de vida reemplazan pocas plumas para adquirir plumaje alterno o muestran plumas alternas pálidas o similares a las básicas (Baker *et al.* 2013). Se presume que la mayoría de los playeros rojizos se reproducen por primera vez en su segundo año de vida, mientras que una minoría lo haría en el tercero (Niles *et al.* 2008). Si bien no se dispone de información bibliográfica sobre las características del plumaje de contorno

que tienen las aves de dos años de edad sexualmente inmaduras, los registros de juveniles que sobre-veranearon en Punta Rasa por dos años consecutivos (ver resultados) indican que presentaron plumaje de reposo en ambas temporadas (la Fig. 1 muestra una fotografía de uno de estos individuos en su segundo año de sobre-veraneo en Punta Rasa). Por lo tanto las aves incluidas en esta categoría de edad son sexualmente inmaduras, mayormente de un año (nacidas en el Ártico Canadiense en el invierno anterior a la captura) y algunas de dos años de edad.

Adicionalmente se estimó la edad mínima de las aves registradas en Punta Rasa que habían sido previamente anilladas en otros sitios de la ruta migratoria. Esta se determinó en función al tiempo transcurrido entre el año en el que fueron anilladas y el año en el que fueron observadas en Punta Rasa. En los casos en los que se contó con la información también se utilizó la clase de edad (adulto/juvenil) determinada al momento del anillado.

Para poner a prueba la hipótesis de lesiones y enfermedad se describió la condición física externa general de las aves, la presencia de parásitos sanguíneos y se calcularon las fórmulas leucocitarias como el porcentaje de cada uno de los cinco tipos leucocitarios contabilizados en los frotis sanguíneos. Se estimó el total de leucocitos (CTL) por cada 10.000 eritrocitos, contabilizando el número total de eritrocitos en un campo visual y multiplicándolo por el número de campos visuales escaneados hasta alcanzar los 100 leucocitos (siguiendo a Lobato *et al.* 2005). Adicionalmente se calculó la relación heterófilos/linfocitos (H/L) como un indicador de estrés fisiológico (Maxwell & Robertson 1998). Se calculó la media, mediana, desvío estándar rango (valor máximo y mínimo) e intervalo de confianza del 95% para cada uno de los parámetros sanguíneos evaluados. Se evaluaron las diferencias entre sexos y clases de edad para todos los parámetros mencionados mediante la prueba no paramétrica U de Mann-Whitney. Los valores obtenidos fueron comparados en la discusión con los valores de referencia de la especie reportados en paradas migratorias y áreas de descanso no reproductivo (Buehler *et al.* 2010b, D'Amico *et al.* 2010, D'Amico 2011).

Para poner a prueba la hipótesis de condición pre-migratoria retrasada o ausente se evaluaron las condiciones de peso al inicio del sobre-veraneo (fines de mayo – principios de junio) y de muda de plumas de vuelo y contorno. Se graficó un histograma

con las distintas clases de peso de las aves capturadas al inicio del sobre-veraneo. Se evaluó la incidencia de la clase de edad y del año de captura en el peso de las aves al inicio del sobre-veraneo mediante ANOVA de dos factores y se utilizaron test a posteriori de Holm-Sidak para las comparaciones múltiples. Se sabe que durante el vuelo migratorio los playeros rojizos primero utilizan sus reservas de grasa como fuente de energía y una vez que estas se agotan comienzan el catabolismo de proteínas (van der Meer & Piersma 1994). En paradas migratorias este proceso se invierte y las aves recuperan proteínas antes de depositar grasas. Atkinson *et al.* (2007) encontraron que los playeros rojizos con pesos por debajo de los 133 $\pm$ 5g están principalmente recuperando proteínas y acumulando muy pocas grasas; mientras que las aves por encima de este valor están mayormente acumulando grasas. De este modo, la ganancia de peso puede indicar el progreso de la acumulación de reservas pre-migratorias. Por ejemplo algunos individuos arriban a Bahía Delaware con un peso de 89g (32% por debajo del peso libre de grasas), mientras que algunos llegan a pesar 240g al momento de partida (85% por encima del peso libre de grasas; Niles *et al.* 2008). Los playeros rojizos comúnmente arriban a las áreas de cría a fines de mayo / principios de junio (Baker *et al.* 2013); período que coincide con el de arribo de los sobre-veraneantes a Punta Rasa. Por lo tanto, se consideró que pesos cercanos a los 133 g al inicio del sobre-veraneo indican una acumulación de reservas de grasa deficientes, mientras que pesos superiores indican buenas condiciones de acumulación de reservas para continuar la migración. Finalmente se estimaron los porcentajes de adultos en las distintas categorías de plumaje de contorno (50%, 75% y 100%) y los porcentaje de aves de ambas clases de edad con muda activa de plumas primarias (plumas en categorías 1 a 4), muda inactiva con plumas viejas (plumas en categoría 0) o muda inactiva con plumas nuevas (plumas en categoría 5).

Relativos al objetivo 3: Comparar la condición fisiológica con la que arriban las aves al área de sobre-veraneo y la que tienen al momento de su partida a través de la evaluación de variaciones en el peso y en los perfiles leucocitarios.

Se evaluaron las diferencias en el peso de las aves dadas por la época (inicio, final del sobre-veraneo) y el año de la captura (2012, 2013, 2014) mediante ANOVA de dos vías y test a posteriori de Holm-Sidak. Para descartar que las variaciones en el peso se debieran a diferencias en la contextura física de las aves capturadas, se compararon los patrones de las variaciones del peso con las de un índice de condición física (ICF)

determinado por los residuos del modelo de regresión entre el peso y el largo del ala (LargoAla = 0.2683peso + 131.27, R^2 = 0.2646; siguiendo a Buehler *et al.* 2009b). Se testeó la normalidad de los datos y los residuos mediante el test de Shapiro-Wilk y se utilizó el test de Levene para examinar la homogeneidad de varianzas. Dado que se encontró que las aves perdieron peso en el transcurso del sobre-veraneo de 2013 (ver resultados), adicionalmente se evaluaron los efectos de la clase de edad (adulto, juvenil) y la época de la captura en este año. Estas diferencias fueron analizadas utilizando ANOVA de dos vías y comparaciones múltiples con el método de Holm-Sidak.

Para conocer las variaciones en la función inmune (Buehler *et al.* 2008, Buehler *et al*. 2010b) en el transcurso del sobre-veraneo, se evaluaron las diferencias en los parámetros sanguíneos de las aves capturadas al inicio y final del sobre-veraneo de 2014 utilizando pruebas no paramétrica U de Mann-Whitney.

RESULTADOS

- *Caracterización del sobre-veraneo y los movimientos migratorios posteriores*

Se capturaron y anillaron 145 playeros rojizos sobre-veraneantes; 36 en 2012, 50 en 2013 y 59 en 2014. El 46% fueron hembras y el 54% machos (n=94). Los primeros sobre-veraneantes fueron observados en Punta Rasa a mediados de Mayo y los últimos a fines de Septiembre, aunque se registró una disminución en el número de aves a partir fines de julio. No se observaron playeros rojizos en Punta Rasa durante el verano y algunos de los anillados fueron observadas en años posteriores durante el otoño y la primavera.

Sesenta de las aves anilladas en Punta Rasa fueron observadas posteriormente en otros sitios de la ruta migratoria. Se recabaron 270 registros, de los cuales la mayoría fueron procedentes del hemisferio Norte (82%) como consecuencia del mayor esfuerzo de observación realizado en Estados Unidos (Fig. 1). Las aves avistadas representaron al 56% de los adultos y al 32% de los juveniles anillados. Entre los adultos el 81% reestableció su migración hacia las zonas de cría en años subsiguientes. Por otro lado, un gran porcentaje de juveniles (43%) fue observado cerca de las áreas de nidificación al año siguiente al del sobre-veraneo y sólo dos individuos en esta clase de edad sobre-veranearon en Punta Rasa por dos inviernos consecutivos.

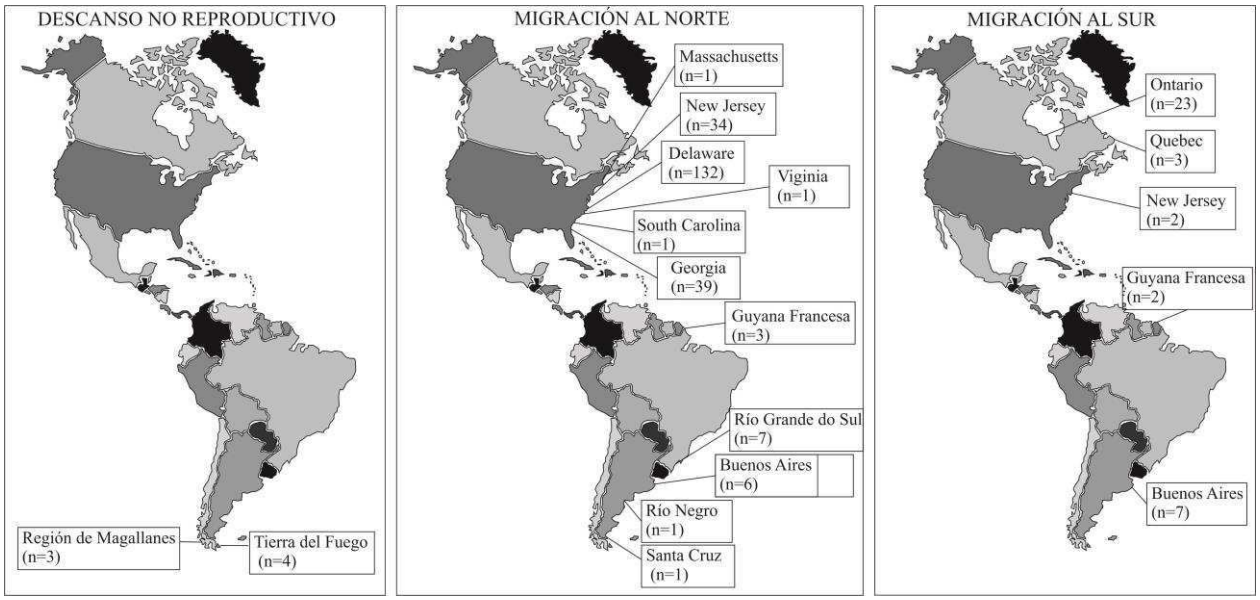


Figura 1. Mapa mostrando los sitios de descanso no reproductivo (registros de diciembre), migración al norte (registros de marzo a mayo) y migración al sur (registros de agosto a septiembre) de los playeros rojizos (*Calidris canutus rufa*) anillados en Punta Rasa. Entre paréntesis se muestra el número de avistamientos reportado por sitio.

- *Puesta a prueba de las hipótesis que podrían explicar el sobre-veraneo*

En 2012 y 2014 la mayoría de los playeros rojizos capturados fueron juveniles (72% y 80% respectivamente); mientras que en 2013 la mayoría fueron adultos, con el 64% de los sobre-veraneantes en esta clase de edad. La presencia de individuos adultos también se confirmó mediante el avistamiento de aves que habían sido previamente anilladas en otras localidades de Argentina o en Estados Unidos (Fig. 2), uno de estos individuos fue observado durante dos inviernos consecutivos (Tabla 1).

Figura 2. Playero Rojizo (*Calidris canutus* rufa) de al menos cinco años de edad registrado en Punta Rasa durante el invierno de 2012, que fue anillado en Estados Unidos en 2008.

Tabla 1. Playeros Rojizos (*Calidris canutus* rufa) sobre-veraneantes observados en Punta Rasa que habían sido previamente anillados en otras localidades. Se muestra el sitio y año en el que fueron capturados y el período en el que cada ave fue observada en Punta Rasa. La edad mínima de los individuos fue calculada considerando la diferencia entre el año de captura y el de avistamiento en Punta Rasa y la clase de edad al momento de la captura cuando se contó con la información: e.g. > a dos años de edad (FoE7N y FoU9Y) o un año de edad (FoT8D). Fo=banderilla naranja (según sus siglas en inglés), indica que el ave fue anillada en Argentina; Fo=banderilla lima (según sus siglas en inglés) indica que el ave fue anillada en Estados Unidos.

Banderilla	**Captura**		**Avistamiento en Punta Rasa**		**Edad**
	Fecha	**Sitio**	**Desde**	**Hasta**	**Mínima**
Fo(T8D)	6 Diciembre, 2010	Tierra del Fuego, Argentina	9 Julio, 2011		2 Años
Fl (LY5)	23 Mayo, 2008	South Virginia, USA	17 Mayo, 2012	24 Julio, 2012	5 Años
Fl (V5J)	22 Marzo, 2011	South Carolina, USA	21 Mayo, 2012	24 Julio, 2012	2 Años
Fo (U9Y)	10 Abril, 2012	Rio Negro, Argentina	24 Julio, 2012		3 Años
Fl (OC3)	18 Octubre, 2011	South Carolina, USA	20 Junio, 2012	30 Julio, 2012	1Año
Fo (U9Y)	10 Abril, 2012	Rio Negro, Argentina	19 Junio, 2013	22 Julio, 2013	4 Años
Fo (E7N)	26 Marzo, 2008	Rio Negro, Argentina	19 Mayo, 2013	16 Julio, 2013	7 Años

No se observaron aves con síntomas de alguna enfermedad o anomalías externas. Todas las muestras analizadas (n=57) fueron negativas para parásitos

protozoos extra e intra eritrocíticos. Los leucocitos más abundantes fueron los linfocitos, seguidos por los heterófilos; los tipos celulares restantes mostraron valores bajos (Tabla 2). Tanto los conteos de leucocitos totales, como los conteos relativos de los cinco tipos leucocitarios y el índice H/L no mostraron diferencias significativas entre sexos, ni entre clases de edad (M-W test, P>0,05).

Tabla 2. Parámetros sanguíneos de los playeros rojizos (*Calidris canutus rufa*) que sobre-veranearon en Punta Rasa en 2014. Los cinco tipos leucocitarios (H=heterófilos, L=leucocitos, E=eosinófilos, M=monocitos, B=basófilos) se expresan como porcentaje (%). CTL=conteo total de leucocitos. H/L= relación heterófilos / linfocitos. Se muestra el tiempo de manipulación de las aves capturadas (TM), expresado en minutos.

Parámetro sanguíneo	N	Media ± ES	Mediana	Min-Max	Cuartiles
H %	44	33,57 ± 3,18	26	9 - 72	14 - 55
L%	44	53,43 ± 3	55,5	19 - 81	36 - 71
E%	44	3,43 ± 0,66	2	0 - 26	1 - 5
M%	44	8,8 ± 0,64	8	0 - 19	6 - 11
B%	44	0,82 ± 0,31	0	0 - 10	0 - 1
CTL	44	35,84 ± 2,7	35	6 - 77	20 - 52
H/L	44	0,97 ± 0,15	0,46	0 - 3	0 - 1
TM	48	83,77 ± 6,8	83,5	7 - 163	44 - 125

La mayoría de las aves capturadas presentaron una escasa o nula acumulación de reservas al inicio del sobre-veraneo (Fig. 3). El peso de las aves no mostró diferencias significativas asociadas a la clase de edad de los individuos (ANOVA, $F_{1,51}$=0,75; P=0,39), pero sí varió en función al año (ANOVA, $F_{2,51}$=5,68; P=0,006). Las aves arribaron a Punta Rasa en 2013 con un mayor peso que en 2014 (t=3,331; P=0,005); no se observaron diferencias significativas entre los restantes pares de años. El peso promedio de las aves al inicio del sobre-veraneo fue de 127,59 ± 6,08g en 2012; 134,67 ± 13,13g en 2013 y 123,08 ± 9,87g en 2014.

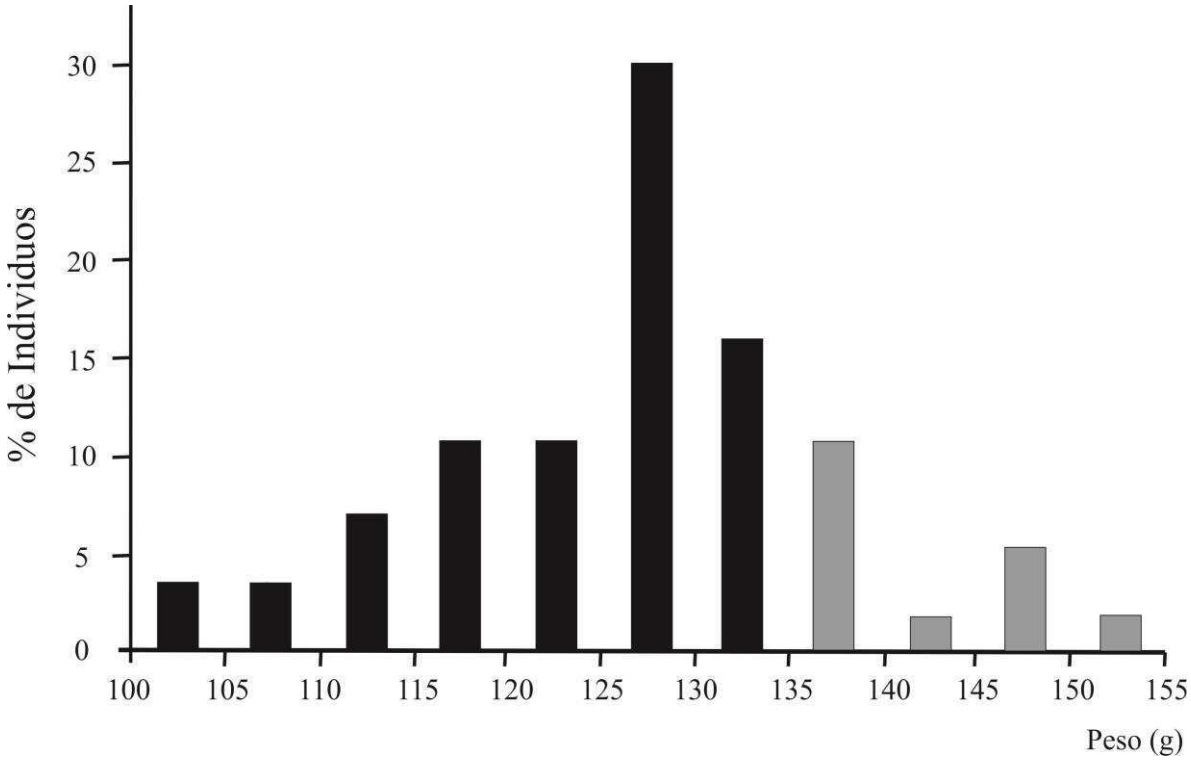


Figura 3. Porcentaje de Playeros Rojizos en las distintas clases de peso al comienzo del sobre-veraneo. Las barras negras indican pesos cercanos o inferiores al peso libre de grasas (se estima que los playeros rojizos comienzan a acumular grasas a los 133 $\pm$ 5g Atkinson *et al.* 2007), mientras que las barras grises indican un peso superior.

La mayoría de los adultos capturados (el 96%) presentó muda inactiva de sus plumas primarias, con plumas nuevas en todos los casos. Solo el 3,77% de los individuos en esta clase de edad presentó plumaje alterno completo. Los restantes se encontraron con plumaje rojizo en porcentajes entre 50 (el 43,4%) y 75 (el 52% de los individuos). En los juveniles el porcentaje de aves con muda inactiva de plumas primarias fue menor (72%). Entre ellos solo el 18,2% presentó todas sus plumas nuevas, el 39,4% retuvo todas sus primarias viejas y el 42,4% presentó dos generaciones de plumas, con las primarias distales desgastadas y las proximales nuevas. La muda en los juveniles ocurrió mayormente de proximal a distal (en el 69,2% de los casos), pero también se observaron patrones excéntricos: individuos mudando primero las primarias distales (15,4%) o un parche central del ala (15,4%).

Dos de los cuatro individuos que sobre-veranearon en Punta Rasa durante dos inviernos consecutivos fueron capturados ambos años. Uno de ellos fue un adulto que luego de su primer sobre-veraneo fue registrado en el otoño en Lagoa do Peixe, Brasil, junto con otros playeros rojizos presumiblemente en migración al norte. Sin embargo,

este individuo no continuó la migración y regresó a Punta Rasa donde permaneció por otro invierno. En ambas temporadas su peso fue inferior a 133g y sus condiciones de muda también fueron desfavorables. En el primer año se encontró con todas sus plumas primarias nuevas, pero sólo con un plumaje 50% alterno. Durante el segundo año presentó muda activa de las primarias y un 75% de plumaje alterno. Esta ave no fue vuelta a observar luego del segundo año de sobre-veraneo. El otro individuo fue un juvenil que presentó plumaje de reposo (0% alterno) durante las dos temporadas. En el primer año su peso fue de 165,5g y estaba mudando sus plumas de vuelo. Al año siguiente se lo encontró con muda inactiva y todas sus plumas primarias nuevas, pero su peso fue de 116,5g. Este individuo, en su tercer año de vida fue registrado en Georgia, Estados Unidos en migración hacia las áreas de reproducción.

- *Comparación de la condición fisiológica al inicio y final del sobre-veraneo.*

El peso y el índice de condición física (ICF) mostraron variaciones similares en el transcurso del sobre-veraneo, lo que indica que los cambios observados en el peso de las aves capturadas no se deben a diferencias en su contextura física (Fig. 4). El peso varió en función a los efectos de interacción entre el año y la época de captura (inicio – final del sobre-veraneo; ANOVA; $F_{2,136}$=29,385; P=<0,001). Las aves capturadas en 2013 presentaron al inicio del sobre-veraneo mayor peso que en 2012 (t=2,376, P=0,037) y 2014 (t=4,912; P<0,001); mientras que al final del sobre veraneo su peso fue menor (2013-2012: t=6,745; P<0,001; 2013-2014: t=5,365, P<0,001; Fig. 4.a.). En cuanto a las diferencias intra-anuales sólo se observaron diferencias significativas en 2013, año en el que los sobre-veraneantes arribaron a Punta Rasa con un mayor peso (135,32 $\pm$ 2,16g) del que tenían al momento de su partida (115,22 $\pm$ 1,52g; t=7,613; P<0,001; Fig. 4.c.).

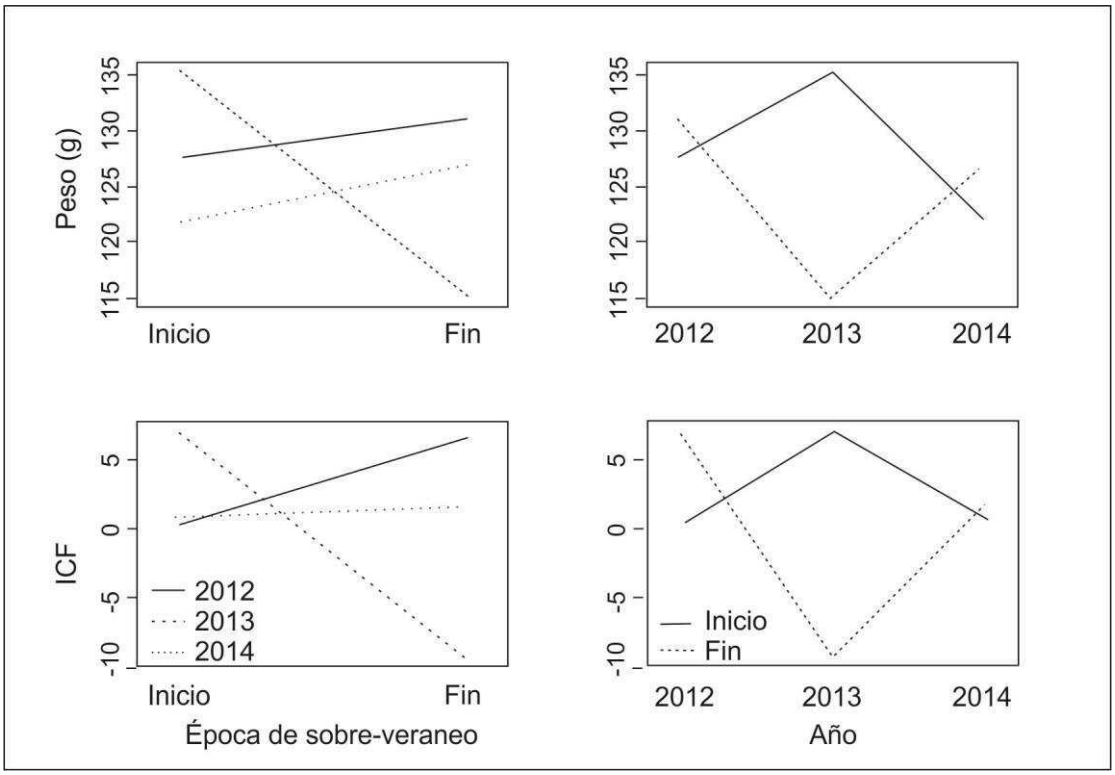


Figura 4. Variaciones en el peso (a y b) y el índice de condición física (c y d) al inicio y final del sobre-veraneo y en los diferentes años.

La pérdida de peso observada en 2013 estuvo asociada a los efectos de interacción entre la clase de edad y la época de captura (ANOVA; $F_{1,44}$=5,91; P=0,019). Ambas clases de edad perdieron peso en el transcurso del sobre-veraneo (juvenil: t=6,972; P<0,001; adulto: t=3,555; P<0,001). Sin embargo, esta pérdida fue mayor para los juveniles. Los juveniles arribaron a Punta Rasa con un mayor peso que los adultos (t=2,393; P=0,021) y ambas clases de edad presentaron pesos similares al final del sobre-veraneo (t=0,841; P=0,405; Fig. 5).

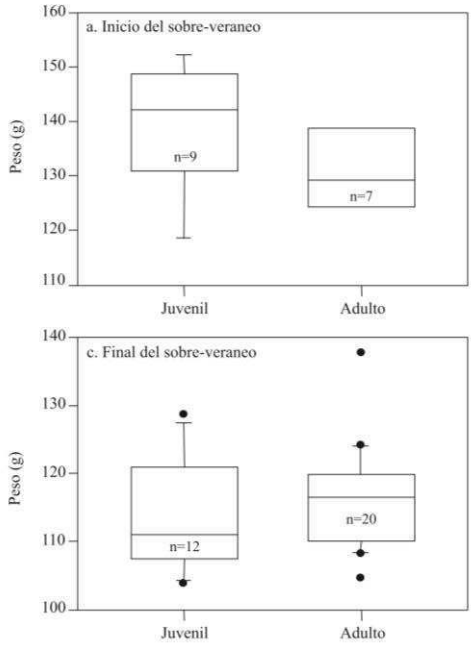


Figura 6. Boxplot mostrando la mediana, valores mínimo y máximo y primer y tercer cuartil del peso de los juveniles y adultos al inicio y final del sobre-veraneo del año 2013.

Los únicos parámetros sanguíneos que mostraron diferencias significativas entre el incio y el final del sobre-veraneo de 2014 fueron los conteos relativos de linfocitos y monocitos (M-W test, U= 2,18 y -2,13; P<0,05). Los porcentajes de linfocitos fueron mayores (64 ± 17,33) al inicio de la temporada de sobre-veraneo respecto al final (51 ± 21,16), mientras que los monocitos mostraron un patrón inverso (inicio: 8 ± 3,87, final: 10 ± 4,8).

DISCUSIÓN

Punta Rasa es utilizada como área de sobre-veraneo por playeros rojizos de ambos sexos durante aproximadamente cuatro meses al año. Los registros indican que estas aves no utilizan el área como sitio de descanso no reproductivo, sino que arriban a mediados de mayo. Se ha observado que varias especies de aves playeras sobre-veranean en las mismas áreas en las que pasan su estación no reproductiva. Este patrón se observó tanto en el viejo continente (p.ej. Sudáfrica y Reino Unido, Summers *et al.* 1995) como en Norteamérica (p.ej. Golfo de California y Baja California en México; Carmona *et al.* 2011, Soto-Montoya *et al.* 2009) y en el norte de Sudamérica (p.ej. Venezuela; McNeil *et al.* 1994). Por el contrario, no hay evidencia de sobre-veraneo de

los playeros rojizos de la población *C. c. rufa* en Tierra del Fuego (Baker *et al.* 2013), sino que esta población se desplaza hacia áreas situadas mayormente en la región pampeana (capítulo IV). Probablemente esto se deba a que durante el invierno austral las condiciones climáticas en el extremo sur de Sudamérica son más adversas que las que se encuentran tanto en áreas localizadas en menores latitudes del hemisferio sur, como en el hemisferio norte en donde es verano. Luego del sobre-veraneo, las aves utilizan los sitios de parada migratoria y descanso no reproductivo conocidos para la especie (Niles *et al.* 2008). Incluso algunos individuos utilizaron Punta Rasa en años posteriores como parada migratoria en sus vuelos hacia el norte y hacia el sur. La mayoría de los adultos avistados fueron registrados cerca de las áreas de cría, evidenciando que logran restablecer sus migraciones y probablemente contribuyan a la reproducción en años subsiguientes. Por otro lado, gran parte de los juveniles anillados fueron observados en el hemisferio norte al año siguiente al sobre-veraneo y sólo dos individuos en esta clase de edad sobre-veranearon por dos inviernos consecutivos, lo que apoya el supuesto de que la mayoría de los playeros rojizos migran hacia las áreas de cría en su segundo año de vida (Niles *et al.* 2008).

La hipótesis que mejor explicó el sobre-veraneo en Punta Rasa es la de condición pre-migratoria retrasada o ausente (McNeil *et al.* 1994). Las aves en condiciones óptimas para afrontar el vuelo migratorio y reproducirse exitosamente deberán presentar acumulación de reservas pre-migratorias (pesos superiores a los 133 $\pm$ 5 g; Atkinson *et al.* 2007), todas sus plumas primarias nuevas y completamente desarrolladas y un plumaje de contorno cercano al 100% alterno en el caso de los individuos adultos. Sin embargo, la mayoría de las aves presentaron al inicio del sobre-veraneo escasa o nula acumulación de reservas pre-migratorias. Además, la mayoría de las aves sobre-veraneantes presentaron ausencia o retraso en los patrones de muda esperados para individuos en condiciones de migrar. La mayor parte de los juveniles mostraron ausencia o retraso en la muda de las plumas primarias, mientras que los adultos presentaron retrasos en la muda del plumaje de contorno.

Generalmente, las aves no superponen los estadíos más costosos de su ciclo anual, como la muda, la migración o la reproducción (Payne 1972, Dietz *et al.* 1992). Es por esto que los adultos de todas las subespecies de Playero Rojizo mudan sus plumas primarias en los sitios de descanso no reproductivo, en los que no se encuentran sometidos a otras actividades que impliquen grandes demandas energéticas (Niles *et al.*

2008, Baker *et al.* 2013, Buehler & Piersma 2008). La mayoría de las subespecies también muda en dichos sitios su plumaje de contorno para adquirir el plumaje alterno (Niles *et al.* 2008), siendo *C. c. rufa* la única en la cual la muda del plumaje de contorno se solapa con la migración al norte (Buehler & Piersma 2008, Niles *et al.* 2008). Dado que esta subespecie es la que realiza las migraciones más extensas, se propuso que el solapamiento podría deberse a los severos cuellos de botella temporales a los que se enfrenta. El mayor tiempo que le demanda la migración acorta el período de permanencia en las áreas de descanso no reproductivo, por lo que es probable que no tengan tiempo suficiente para completar en dichas áreas la muda de sus plumas del vuelo y corporales (Buehler & Piersma 2008).

El plumaje alterno es considerado una señal honesta de selección sexual. Su adquisición implica una elevada demanda energética que puede suprimirse si la energía disponible es limitada, ya que no es esencial para la supervivencia (Buehler *et al.* 2008). Por esto se considera que constituye un buen indicador de las condiciones a las que se enfrentó el ave al momento de la muda (Hill 1995). La mayoría de los adultos que sobre-veranearon en Punta Rasa presentaron plumaje alterno incompleto. Los playeros rojizos comienzan la muda corporal para adquirir plumaje alterno en las áreas de descanso no reproductivo; sin embargo, esta ocurre mayormente entre marzo y abril en las paradas migratorias de Sudamérica (Niles *et al.* 2008). Por lo tanto, la muda incompleta de los sobre-veraneantes, podría estar asociada a problemas, ya sea de salud o ambientales, a los que se hayan enfrentado las aves en la última etapa del período de descanso no reproductivo o la primera etapa de la migración hacia el norte. Lo cual también podría explicar el bajo peso de las aves sobre-veraneantes.

Si bien los playeros rojizos no adquieren grandes porcentajes de plumaje alterno durante su primer año de vida (Niles *et al.* 2008, Baker *et al.* 2013) por lo que tienen muy bajas probabilidades de reproducirse exitosamente, estas aves podrían migrar hacia las áreas de cría para adquirir experiencia (Summers *et al.* 1995). Sin embargo, los resultados de este capítulo indican que en el primer año de vida los costos asociados a la migración son mayores. La mayoría de los juveniles sobre-veraneantes presentó plumas primarias desgastadas o muda activa de las mismas. Afrontar un vuelo migratorio con las plumas de vuelo en estas condiciones implica asumir un mayor riesgo. Por un lado, el plumaje desgastado ofrece poca capacidad de termorregulación y disminuye el

desempeño durante el vuelo. Por otro lado, la muda activa reduce el área del ala y por lo tanto incrementa los costos del vuelo (Buehler & Piersma 2008).

En Punta Rasa no se cumplieron las predicciones de la hipótesis de inmadurez sexual, especialmente en 2013 cuando la mayoría de los sobre-veraneantes fueron adultos. La inmadurez sexual es una de las hipótesis que ha encontrado mayor aceptación para explicar las causas del sobre-veraneo en investigaciones previas (e.g. Dabbene 1920, Summers *et al.* 1995). Sin embargo, los datos presentados en este capítulo indican que si bien un gran porcentaje de aves sobre-veraneantes son individuos sexualmente inmaduros, muchos no lo son. Por otro lado, la información disponible sugiere que los playeros rojizos del continente americano tampoco responden a las predicciones de la hipótesis de "riesgos de migración ajustados por la longevidad". Esta sugiere un mayor porcentaje de sobre-veraneantes para especies o subespecies de igual longevidad cuyas áreas de descanso no reproductivo se encuentren cercanas a las de cría (Summers *et al.* 1995). Entre las seis subespecies de *Calidris canutus, C. c. rufa* realiza las migraciones más extensas y entre las dos subespecies que migran en el continente americano, *C. c. rufa* llega hasta el extremo sur de Sudamérica, mientras que *C. c. roselaari* permanece en el hemisferio norte durante la estación no reproductiva (Niles *et al.* 2008). Dado que no se conocen diferencias en la esperanza de vida de ambas subespecies, se esperaría un mayor porcentaje de sobre-veraneantes de *C. c. rufa*. Sin embargo, la comparación de las abundancias reportadas para ambas subespecies indica que el porcentaje conocido para *C. c. roselaari* es mayor que el de *C. c. rufa* (c.a. 10-20% y 1% de las respectivas poblaciones totales; Soto-Montoya *et al.* 2009, Capítulo IV).

Nuestros resultados tampoco aportan evidencia que soporte la hipótesis de lesiones o enfermedad. Ninguna de las aves capturadas presentó síntomas de enfermedad o anomalías y no se encontraron parásitos sanguíneos en los frotis analizados. Los patrones leucocitarios fueron normales respecto a los rangos reportados para los playeros rojizos de la población de Tierra del Fuego (D'Amico *et al.* 2010, D'Amico 2011), con valores altos de linfocitos y heterófilos y bajos de basófilos, eosinófilos y monocitos. Por lo tanto, en función de los componentes inmunitarios considerados en este trabajo, no es posible concluir que las aves estuvieran atravesando procesos patológicos. Las fórmulas leucocitarias de los sobre-veraneantes, en las que el porcentaje de linfocitos fue mayor al de heterófilos, fueron similares a las previamente

reportadas para playeros rojizos en migración (Buehler *et al.* 2010b, D'Amico 2011). Esta relación heterófilos/linfocitos puede invertirse en caso de que las aves se encuentren sometida a un mayor grado de estrés ya sea por malnutrición o ejercicio físico extremo (Hale & Briskie 2007, Smits 2007, Davis *et al.* 2008). Esto último se observó en playeros rojizos al inicio de la etapa de descanso no reproductivo en Tierra del Fuego, donde las aves podrían estar energéticamente estresadas e inmunocomprimidas como resultado de la larga migración (D'Amico 2011). Si bien este trabajo aporta una primera aproximación al estudio de la condición general de los sobre-veraneantes, podrían realizarse en el futuro estudios adicionales con el fin de ampliar la probabilidad de detección de patologías. Estos estudios podrían evaluar: 1) inmunidad mediada por anticuerpos (Salvante 2006); 2) bioquímica del plasma (D'Amico *et al.* 2010); 3) serología a distintos tipos de enfermedades (e. g. Influenza Aviar, Newcastle, malaria aviar, encefalitis de San Luis; D'Amico *et al.* 2007, D'Amico *et al.* 2014); y 4) detección de bacterias coliformes a través del análisis de fecas (D'Amico *et al.* 2014).

El peso de las aves en el transcurso del sobre-veraneo no mostró los mismos patrones en los tres años considerados. En 2012 y 2014 se mantuvo constante y cercano al punto de inflexión a partir del cual se estima que comienzan a acumular grasas (133 $\pm$ 5g; Atkinson *et al.* 2007). En estas aves que pueden duplicar su peso antes de migrar, una mayor cantidad de reservas grasas implica una menor capacidad para evadir predadores (Colwell 2010), por lo que no se espera que las aves que no deban realizar grandes desplazamientos las acumulen. Este es el caso de los sobre-veraneantes, que al abandonar Punta Rasa se desplazan hacia Tierra del Fuego, teniendo la posibilidad de hacer paradas intermedias, por lo que no requieren de grandes reservas energéticas. Sin embargo, en 2013 el peso de los playeros rojizos disminuyó hacia el final del sobre-veraneo, lo cual puede estar asociado a malas condiciones de forrajeo en Punta Rasa durante ese invierno. En 2013 predominaron los sobre-veraneantes adultos que arribaron a Punta Rasa con un menor peso que los juveniles. Esto podría estar asociado a los mismos problemas de salud o ambientales que los condujeron a no poder adquirir un plumaje alterno completo. En el final del sobre-veraneo de 2013 el patrón se invirtió y los juveniles presentaron un menor peso que los adultos, lo cual puede estar relacionado con la menor capacidad de forrajeo de las aves juveniles respecto de las adultas (Puttick 1979, Hockey *et al.* 1998) o a un mayor gasto energético de los

juveniles, que podría estar asociado al mayor porcentaje de individuos con muda activa en esta clase de edad.

El análisis de las variaciones en los valores celulares hematológicos dentro de valores normales de referencia, puede resultar a veces difícil de interpretar dado que depende de numerosos factores que responden no solo al estado sanitario de los individuos, sino también a características del ambiente o de la etapa del ciclo de vida en la que se encuentran los organismos. Los últimos dos factores mencionados pueden generar estrés fisiológico, dados por ejemplo por condiciones de alimentación desfavorables o por grandes esfuerzos físicos que pueden afectar la inversión en la función inmune (D'Amico 2009). En este sentido, los playeros rojizos mostraron variaciones en sus parámetros sanguíneos tanto al comparar distintos estadíos de su ciclo anual (p. ej. migración y descanso no reproductivo; D'Amico *et al.* 2010, D'Amico 2011), como al comparar distintas etapas dentro de un mismo estadío (p. ej. etapas de recuperación de masa proteica y de acumulación de reservas en una parada migratoria; Buehler *et al.* 2010b). Buehler *et al.* (2010b) reportaron valores de linfocitos más bajos al momento de arribo a una parada migratoria, que aumentaban en la etapa de acumulación de reservas. Concluyeron que aves recuperando masa proteica podrían estar inmunológicamente comprometidas como consecuencia del esfuerzo físico del vuelo prolongado o del compromiso adaptativo de asignación de recursos entre la función inmune y la migración. En el transcurso del sobre-veraneo de 2014, se observó que los linfocitos disminuyeron, pese a que el peso de las aves se mantuvo constante. El mayor porcentaje de linfocitos al inicio del sobre-veraneo podría explicarse por una mayor inversión inmunológica de las aves en el momento de su arribo a Punta Rasa que les permitiera afrontar los potenciales patógenos novedosos con los que pudieran afrontarse en el área. Luego, si el riesgo de contracción de enfermedades es bajo, las aves podrían disminuir la producción de linfocitos hacia el final del sobre-veraneo, dado que este tipo celular es el más costoso de producir (D'Amico, com. pers.). Al final del sobre-veraneo también se observó un incremento en los monocitos. Estas células unen la respuesta innata, no específica, con la adquirida y sus aumentos se relacionan con infecciones fúngicas o destrucción de algún tejido (Campbell 1995). Sin embargo, no es clara la interpretación del aumento de este tipo celular dado que no se encontraron síntomas de enfermedad en ninguna de las aves capturadas.

En conclusión los playeros rojizos que sobre-veranean en Punta Rasa son individuos tanto juveniles como adultos que no lograron alcanzar las condiciones pre-migratorias necesarias para afrontar el vuelo hacia las áreas de reproducción. Los resultados aquí presentados refuerzan las conclusiones del capítulo anterior, señalando la importancia del área para el asentamiento de juveniles y la recuperación de adultos que pese a no contribuir a la reproducción en el año que sobre-veranean logran mayormente recuperarse y regresar a las áreas de cría en años siguientes. Consecuentemente se resalta la necesidad de garantizar las condiciones ambientales que permitan un adecuado descanso y alimentación de los playeros rojizos en Punta Rasa durante el invierno. En este sentido es importante proteger las principales áreas de alimentación situadas en planicies de marea estuariales y considerar un manejo del área que limite las actividades de turismo y recreación en las costas marinas durante la pleamar (capítulos II y III). A su vez se destaca la valiosa información que podría obtenerse de monitoreos a largo plazo de individuos sobre-veraneantes. La información obtenida de censos anuales en los que se discriminen las clases de edad de los individuos permitiría detectar disminuciones en las tasas de reproducción, manifestadas por bajos números de sobre-veraneantes juveniles. Por otro lado, también permitiría detectar problemas ya sea ambientales o de salud a los que se estén enfrentando las aves durante el descanso no reproductivo o en la primera etapa de la migración hacia el norte, reflejados por aumentos en el número de sobre-veraneantes adultos.

BIBLIOGRAFÍA

Abbott, C. C. 1861. Notes on the birds of Falkland Islands. Ibis 3: 149-167.

Atkinson, C. T. , Woods, K. L., Dusek, R. J., Sileo , L. S. & Ikoa1, W. M. 1995. Wildlife disease and conservation in Hawaii: Pathogenicity of avian malaria (*Plasmodium relictum*) in experimentally infected Iiwi (*Vestiaria coccinea*). Parasitology 111: 59-69.

Atkinson, P. W., Baker, A. J., Bennett, K. A., Clark, N. A., Clark, J. A., Cole, K. B., Dekinga, A., Dey, A., Gillings, S., González, P. M., Kalasz, K., Minton, C. D. T., Newton, J., Niles, L. J., Piersma, T., Robinson, R. A. & Sitters, H. P. 2007. Rates of mass gain and energy deposition in red knot on their final spring

staging site is both time- and condition dependent. Journal of Apllied Ecology 44: 885-895.

Baker, A. J., González, P. M. & Greenslade, A. D. 1999. Molecular vs. phenotypic sexing in Red Knots. Condor 101: 887-893.

Baker, A., González, P., Morrison, R. I. G. & Harrington, B. A. 2013. Red Knot (*Calidris canutus*). En 'The birds of North America online', Ed. A. Poole. (Cornell Lab of Ornithology: New York, Estados Unidos). Disponible en: http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/563.

Buehler, D. M. & Piersma, T. 2008. Travelling on a Budget: predictions and ecological evidence for bottlenecks in the annual cycle of long-distance migrants. Philosophical Transactions of the Royal Society B 363: 247-266.

Buehler, D. M., Piersma, T., Matson, K. & Tielman, I. 2008. Seasonal redistribution of immune function in a migrant shorebird: annual-cycle effects override adjustments to thermal regime. The American Naturalist: 783-796.

Buehler, D. M., Encinas-Viso, F., Vézina, F., Tieleman, B. I. & Piersma, T. 2009a. Limited Access to food and physiological trade-offs in a long-distance migrant shorebird. II. Constitutive immune function and the acute-phase response. Physiological and Biochemical Zoology 82: 561-571.

Buehler, D. M., Tieleman, B. I. & Piersma, T. 2009b. Age and environment affect constitutive immune function in Red Knots (*Calidris canutus*). Journal Ornithology 150: 815-825.

Buehler, D. M., Bugoni, L., Dorrestein, G. M., González, P. M., Pereira-Jr, J., Proença, L., de Lima Serrano, I., Baker, A. J. & Piersma, T. 2010a. Local mortality events in migrating sandpipers (*Calidris*) at a staging site in southern Brazil. Wader Study Group Bulletin 117: 150-156.

Buehler, D. M., Tieleman, B. I. & Piersma, T. 2010b. Indices of immune function are lower in Red Knots (*Calidris canutus*) recovering protein than in those storing fat during stopover in Delaware Bay. The Auk 127: 394-401.

Campbell, T. W. 1995. Avian hematology and cytology. (Iowa State University Press: Iowa, Estados Unidos).

Carmona, R., Arce, N., Ayala-Perez, V. & Danemann, G. D. 2011. Seasonal abundance of shorebirds at the Guerrero Negro wetland complex, Baja California, Mexico. Wader Study Group Bulletin 118: 40-48.

Colwell, M. A. 2010. Shorebird ecology, conservation and management. (University of California Press: California, Estados Unidos).

D'Amico, V. L. 2007. Estrategias de migración del playero rojizo, *Calidris canutus rufa*: efecto de los parásitos sobre las inversiones inmunitarias y energéticas en sitios no reproductivos. Tesis de doctorado. (Universidad Nacional del Comahue: Río Negro, Argentina).

D'Amico, V. L. 2011. Conteos leucocitarios en el Playero Rojizo (*Calidris canutus rufa*) en Patagonia, Argentina. Hornero 26: 73-77.

D'Amico, V. L. & Baker, A. J. 2010. A rare case of *Plasmodium (Haemamoeba) relictum* infection in a free-living Red Knot (*Calidris canutus rufa*, Scolopacidae). Journal of Ornithology 151: 951-954.

D'Amico, V. L., Bertellotti, M., Baker, A. J. & González, P. M. 2010. Hematologic and plasma biochemistry values for endangered Red Knots (*Calidris canutus rufa*) at wintering and migratory sites in Argentina. Journal of Wildlife Diseases 46: 644-648.

D'Amico, V. L., González, P. M., Baker, A. J., Buehler, D. M. & Bertellotti, M. 2014. Multi-year surveillance of selected avian pathogens in the migrant shorebird Red Knot (*Calidris canutus rufa*) at its main stopover site in Patagonia, Argentina. Journal of Ornithology 155: 555-559.

Dabbene, R. 1920. Notas sobre los chorlos de Norte América que invernan en la República Argentina. Hornero 2: 99-128.

Davis, A. K., Maney, D. L. & Maerz, J. C. 2008. The use of leukocyte profiles to measure stress in vertebrates: a review for ecologists. Functional Ecology 22: 760-772.

Dietz, M. W., Daan, S. & Masman, D. 1992. Energy requirements for molt in the kestrel *Falco tinnunculus.* Physiological zoology Journal 65: 1217-1235.

Evans, P. R. & Pienkowski, M. W. 1984. Population Dynamics of Shorebirds. En 'Shorebirds. Breeding Behavior and Populations', Eds. J. Burger & B. L. Olla. (Plenum Press: New York, Estados Unidos).

Ginn, H. B. & Melville, D. S. 1983. Moult in Birds. BTO Guide nro 19. (British Trust for Ornithology: Norfolk, Reino Unido).

Hale, K. A. & Briskie, J. V. 2007. Decreased immunocompetence in severely bottlenecked population of an endemic New Zeland bird. Animal Conservation 10: 2-10.

Hawkey, C. M. & Dennett, T. B. 1989. A colour atlas of comparative veterinary haematology. (Iowa State University Press: Iowa, Estados Unidos).

Hill, G. E. 1995. Ornamental traits as indicators of environmental health. Bioscience 45: 25-31.

Hockey, P. A. R., Turpie, J. K. & Velásquez, C. R. 1998. What selective pressures have driven the evolution of deferred northward migration by juvenile waders? Journal of Avian Biology 29: 325-330.

Howes, L. A. & Béraud, S. 2014. Pan American Shorebird Program. Shorebird marking protocol. Disponible en: http://www.whsrn.org/sites/default/files/file/pasp_shorebird_marking_protocol_-_final_sept_2014.pdf

Hudson, W. H. 1892. The naturalist in La Plata. (Chapman and Hall: London, Reino Unido).

Kasprzyk, M. & Harrington, B. 1989. Manual de campo para el estudio de playeros. (Manomet Bird Observatory: Massachusetts, Estados Unidos).

Lobato, E., Moreno, J., Merino, S., Sanz, J. J. & Arriero, E. 2005. Haematological variables are good predictors of recruitment in nestling pied flycatchers (*Ficedula hypoleuca*). Ecoscience 12: 27-34.

Loftin, H. 1962. A study of boreal shorebirds summering on Apalachee Bay, Florida. Bird-banding 33: 21-42.

Maxwell, M. H. & Robertson, G.W. The avian heterophil leucocyte: a review. World's Poultry Science Journal 2: 155-178.

McNeil, R., Díaz, M. T. & Villeneuve, A. 1994. The mystery of shorebird over-summering: a new hypothesis. Ardea 82: 143-152.

McNeil, R., Díaz, M. T., Casanova, B. & Villeneuve, A. 1995. Trematode parasitism as a possible factor in over-summering of Greater Yellowlegs (*Trynga melanoleuca*). Ornitología Neotropical 6: 57-65.

Mendes, L., Piersma, T., Lecoq, M., Spaans, B. & Ricklefs, R. E. 2005. Disease limited distributions? Contrasts in the prevalence of avian malaria in shorebird species using marine and freshwater habitats. Oikos 109: 396-404.

Merino, S. 1999. Obtención de muestras sanguíneas para el estudio de las interacciones hospedador-parásito. Etología 17: 21-30.

Niles, L. J., Sitters, H. P., Dey, A. D., Atkinson, P. W., Baker, A. J., Bennett, K. A., Carmona, R., Clark, K. E., Clark, N. A., Espoz C., González, P. M., Harrington, B. A., Hernández, D. E., Kalasz, K. S., Lathrop, R. G., Matus, R. N., Minton, C. D. T., Morrison, R. I. G., Peck, M. K., Pitts, W., Robinson, R. A. & Serrano, I. L. 2008. Status of the Red Knot (*Calidris canutus rufa*) in the Western Hemisphere. Studies in Avian Biology 36: 1-185.

Oustalet, E. 1891. Oiseaux mission scientifique du Cap Horn 1882–1883. Zoologie 6: 1-341.

Payne, R. B. 1972. Mechanism and control of molt. En 'Avian Biology', vol. 2, Eds. D. S. Farner & J. R. King. (Academic Press: New York, Estados Unidos).

Piersma, T., Beintema, A. J., Davidson, N. C., Münster, O. A. G., & Pienkowski, M. W. 1987. Wader migration systems in the East Atlantic. Wader Study Group Bulletin 49 (pub. esp.) 7: 35-56.

Puttick, G. M. 1979. Foraging behavior and activity budgets of Curlew Sandpipers. Ardea 67: 111-122.

Roitt, I., Brostoff, J. & Male, D. 2001. Immunology. (Mosby: London, Reino Unido).

Smits, J. E. 2007. Are we enlightened about the immunocompetence of a severely inbred population of New Zeland robins? Challenges inherent in studies using immunological endpoints. Animal Conservation 10: 14-16.

Soto-Montoya, E., Carmona, R., Gómez, M., Ayala-Pérez, V., Arce, N. & Danemann, G. D. 2009. Over-summering and migrant Red Knots at Golfo de Santa Clara, Gulf of California, Mexico. Wader Study Group Bulletin 116: 191-194.

Sturkie, P. D. & Griminger, P. 1986. Blood: physical characteristics, formed elements, hemoglobin and coagulation. En 'Avian Physiology', Ed. P. D. Sturkie. (Springer: Berlin, Alemania).

Summers, R. W., Underhill, L. G. & Prys-Jones, R. P. 1995. Why do young waders in Southern Africa delay their first return migration to the breeding grounds? Ardea 83: 351-357.

van der Meer, J. & Piersma, T. 1994. Physiologically inspired regression models for estimating and predicting nutrient stores and their composition in birds. Physiological Zoology 67: 305-329.

Van Dijk, A., De Roder, F. E., Marteijn, E. C. L. & Spiekman, H. 1990. Summering waders on the Banc D'Arguin, Mauritania: A census in June 1988. Ardea 78: 145-156.

Van Riper III, C., Van Riper, S., Goff, M. L. & Laird, M. 1986. The epizootiology and ecological significance of malaria in Hawaiian land birds. Ecological Monographs 56: 327-344.

CAPÍTULO VI

ABUNDANCIA Y DISTRIBUCIÓN ESPACIAL Y TEMPORAL DE AVES PLAYERAS EN LAS COSTAS ESTUARIALES DE LA BAHÍA SAMBOROMBÓN: ROL DE LAS VARIABLES AMBIENTALES A ESCALA DE PAISAJE

"Everything should be as simple as it can be, but not simpler". (Albert Einstein)

INTRODUCCIÓN

La variación ambiental influencia la respuesta de las comunidades biológicas a múltiples escalas, y un primer objetivo de la ecología del paisaje es determinar el rol que juega la escala en influenciar los patrones y procesos ecológicos (Turner 2005). Numerosos trabajos han demostrado que las variaciones en distribución y abundancia de las aves migratorias están íntimamente relacionadas a cambios en la disponibilidad de alimento (ver Moore *et al.* 1995), por lo que se considera que este factor es el responsable último de los patrones de uso de hábitat a pequeña escala (Hutto 1985) y es el que ha sido más extensamente estudiado en las aves playeras (p.e. Goss-Custard *et al.* 1977, Holloway *et al.* 1992, Yates *et al.* 1993). Sin embargo, investigaciones recientes indican que las aves migratorias podrían utilizar características de la composición de hábitat a gran escala como una primera señal para la selección de los sitios en los que parar al final de un vuelo migratorio (Buler *et al.* 2007, Albanese & Davis 2013, 2015). De esta forma, los patrones de uso de hábitat de las aves limícolas podrían depender no solo de atributos intrínsecos de las áreas de alimentación, sino también de determinadas características del paisaje que las rodea (Albanese & Davis 2013, Albanese & Davis 2015). Otros autores propusieron que el número de individuos presente en las áreas de alimentación, incluso en sectores donde la abundancia de alimento sea elevada, podría estar condicionado por la accesibilidad a las áreas de descanso (Newton 1998, Rogers *et al.* 2006). Los enfoques mencionados tienen distintas implicancias para el manejo de los hábitats de los que dependen las aves playeras ya que una primera selección de hábitat basada en características del paisaje podría limitar el uso de áreas con hábitat propicio a una escala menor (Rettie & Messier 2000, Rogers *et al.* 2006, Buler *et al.* 2007, Albanese & Davis 2015).

Hasta el momento, las investigaciones que evaluaron los factores que podrían explicar la distribución y abundancia de las aves playeras dentro de los estuarios del Atlántico Sudoccidental consideraron las propiedades intrínsecas de las áreas de alimentación tales como relaciones predador-presa (Ribeiro *et al.* 2004) y densidad de organismos bioturbadores (Iribarne *et al.* 2005). El rol de la estructura del paisaje sobre la abundancia y distribución de las aves playeras aún no ha sido evaluado en la región. En la Bahía Samborombón no solo es escaso el conocimiento sobre los factores que determinan los patrones de uso de hábitat, sino que también es limitada y desactualizada

la información sobre variaciones temporales de abundancia y distribución espacial de las aves playeras. Debido a la inaccesibilidad de sus costas, los trabajos que describieron patrones de abundancia utilizando metodologías terrestres cubrieron pequeños porcentajes de la extensión del área (Blanco *et al.* 1992, 2006). No obstante, se cuenta con dos trabajos previos realizados en las décadas del 80 y 90 que abarcaron la totalidad o gran parte de las costas estuariales mediante relevamientos aéreos. El primer sobrevuelo se realizó durante el verano de 1982 y cubrió toda la costa de la bahía, con el objetivo de estimar el número de aves playeras migrantes neárticas que pasan la estación no reproductiva a lo largo de las costas de Sudamérica (Morrison & Ross 1989). La segunda investigación se realizó a principios de los 90 y tuvo como objetivo conocer el número de aves playeras que utilizan la Bahía Samborombón en diferentes estaciones del año, por lo que se realizaron relevamientos durante el verano, el otoño y la primavera (Vila *et al.* 1994). En ninguno de estos casos la información obtenida de los relevamientos aéreos fue relacionada con variables ambientales.

Dado que cerca del 50% de las poblaciones de aves playeras con tendencias conocidas están declinando (Colwell 2010), es necesario tener un conocimiento sólido y actualizado sobre la abundancia y los patrones de uso de hábitat en los sitios clave. El objetivo de este capítulo fue evaluar el grado de uso de las costas de la Bahía Samborombón por aves playeras en las cuatro estaciones del año e identificar los principales factores ambientales medidos a escala de paisaje que determinan su distribución. Dado que todos los organismos están condicionados por la escala de resolución a la que perciben el ambiente y generalmente tienen la capacidad de cambiarla en diferentes circunstancias (Farina 2006), la evaluación de la respuesta de las aves a características del paisaje medidos en diferentes escalas permitirá identificar aquellas biológicamente significativas. Los objetivos específicos fueron 1) Identificar los sectores y estaciones del año con mayor abundancia de aves playeras; 2) Caracterizar la composición del ensamble en las diferentes estaciones del año; 3) Identificar las variables ambientales de paisaje que expliquen sus patrones de distribución y abundancia considerando tres escalas de análisis.

MÉTODOS

- ***Estimación de la abundancia de aves playeras a través de relevamientos aéreos***

Se realizaron relevamientos aéreos en las cuatro estaciones del año 2014 representando las diferentes etapas del ciclo anual de las aves migratorias. En ellos se estimó el número de aves playeras observadas (discriminando entre chicas-medianas y grandes; siguiendo los criterios de Morrison & Ross 1989) y se georreferenciaron sus ubicaciones. En cada ocasión se recorrieron dos transectas de aproximadamente 150 km, abarcando la totalidad de la extensión de la Bahía Samborombón (Fig. 1.b., Capítulo I). La primera transecta se sobrevoló durante la pleamar en sentido Punta Piedras – Punta Rasa y estuvo situada paralela a la costa, aproximadamente cinco kilómetros tierra adentro, cubriendo las marismas interiores. En la segunda se sobrevoló la planicie intermareal durante la bajamar en sentido inverso, Punta Rasa – Punta Piedras (Fig. 1. a.). Para esto se partió del aeroclub de Chascomús durante las primeras horas del día realizando el relevamiento de pleamar; luego se permaneció durante aproximadamente seis horas en el aeroclub de Santa Teresita para regresar a Chascomús haciendo el relevamiento de bajamar durante las últimas horas de luz del día. Se voló a bordo de un Cessna 172 (avión de ala alta) a 40 metros de altura y 120 km/hora en promedio. La baja altura ocasionó disturbios en las aves propiciando su vuelo, lo cual facilitó la estimación. Para realizar los relevamientos se seleccionaron días con condiciones meteorológicas similares: marea de sicigia, sin lluvias ni neblina, y con velocidad y rachas de viento inferiores a 20 km/hora. Los sobrevuelos se realizaron el 28 de enero (verano), 1 de abril (otoño), 24 de julio (invierno), 26 de septiembre (primavera). En la mayoría de las estaciones (a excepción del otoño) no se consiguieron condiciones estables a lo largo de todo el día, por lo que se priorizó en todos los casos seleccionar días en los que pudieran realizarse por completo los relevamientos de bajamar, es decir aquellos que tuvieran mejores condiciones climáticas durante la tarde. De los relevamientos de pleamar solo se obtuvieron datos confiables para el otoño, ya que en los demás meses por condiciones climáticas no previstas (vientos, niebla) no se pudieron completar los relevamientos para toda la bahía.

- ***Determinación de la composición del ensamble de aves playeras mediante relevamientos terrestres***

Se realizaron conteos terrestres en días inmediatamente anteriores o posteriores (± tres días) a los de los relevamientos aéreos. En ellos se cubrieron durante la bajamar ocho transectas de aproximadamente 1.000 metros de extensión ubicadas en la planicie

intermareal (Fig. 1.b.). Éstas fueron seleccionadas en función a su representatividad y accesibilidad, dado que la mayor parte de los intermareales de la Bahía Samborombón son inaccesibles tanto por tierra como por agua. Se registró el número de aves playeras discriminado por especie utilizando telescopios 20-60X. A excepción del verano, estación en la que los relevamientos terrestres y aéreos se realizaron en simultáneo por varios observadores, en las restantes estaciones el mismo observador realizó ambos tipos de relevamientos.

Con el objetivo de evaluar el grado de desplazamiento de las aves entre ambientes interiores y costeros en función al estado de la marea, tres de las ocho transectas (las ubicadas en el extremo sur de la bahía) fueron también relevadas durante la pleamar. Para este fin también se relevaron durante la baja y la pleamar tres transectas de 1.000m ubicadas en sectores de marisma (ambientes interiores) que se conocía a priori que eran utilizados como áreas de descanso por las aves playeras (Fig. 1. b.).

Figura 1. Ubicación de las transectas aéreas (a) y terrestres recorridas (b), durante los relevamientos de pleamar (líneas y puntos amarillos) y bajamar (líneas y puntos rosas).

- ***Medición de variables ambientales que podrían explicar las variaciones en la abundancia de las aves playeras***

Se elaboró un Sistema de Información Geográfica (SIG) de la Bahía Samborombón a partir de incorporar diferentes capas de información en un mapa con una resolución espacial de 90 metros. Las variables ambientales utilizadas como

variables explicativas en los modelos que se detallan en la siguiente sección fueron obtenidas a partir del SIG. Se consideraron tres tipos de variables ambientales en función a las hipótesis propuestas por distintos autores para explicar las variaciones en la abundancia de aves playeras en áreas de alimentación. Para medir aquellas asociadas con la composición y configuración del paisaje se utilizó como base la clasificación supervisada de los tipos de cobertura de suelo de las marismas de Bahía Samborombón definida por Isacch *et al.* (2006). Los cálculos de los índices de paisaje (porcentajes de cobertura y longitud de bordes) se realizaron con el software Fragstat v4.0 (McGarigal *et al.* 2012) considerando ventanas móviles (*moving windows*) circulares de 1.000, 3.000 y 5.000 m de diámetro. Este sistema de ventanas móviles implica que una unidad de forma y tamaño específico (ventana), se "mueve" a través de cada píxel de un mapa temático para calcular la métrica seleccionada. Cada píxel es tomado como el centro de esa ventana y cada ventana alrededor de un píxel es considerada como un sub-paisaje. La evaluación de distintas escalas permite examinar las variaciones en la relación entre las especies y sus hábitats e identificar la escala a la cual las aves playeras interactúan con los patrones de paisaje (Holland *et al.* 2004, Albanese *et al.* 2012). Dado que no se dispone de información acerca de las distancias diarias que recorren las aves playeras en la Bahía Samborombón, las tres escalas mencionadas (1.000, 3.000 y 5.000 m) fueron seleccionadas en función a observaciones personales de individuos anillados (ver capítulo V) cuyos rangos de desplazamientos están incluidos en estas distancias.

Las variables explicativas consideradas fueron:

1) Variables que definen propiedades intrínsecas de las áreas de alimentación.
    a) Distancias a las desembocaduras de ríos, arroyos y canales (DistRios): Se calculó como la distancia euclidiana de cada píxel a la desembocadura de cursos de agua más cercana.

    Predicción: Se espera que la abundancia de aves playeras sea mayor a menor distancia a desembocaduras de ríos, arroyos y canales, ya que esto mejora las condiciones de forrajeo (Granadeiro *et al.* 2004, Lourenço *et al.* 2005).

    b) Distancia al mar (DistMar): Se calculó como la distancia euclidiana de cada píxel a Punta Rasa.

    Predicción: Se espera que la abundancia de las aves playeras varíe en función a la distancia al mar, dado que esta determina patrones de salinidad y

granulometría que influencian la abundancia de organismos bentónicos (p. ej. Goss-Custard *et al.* 1977).

c) Ancho de la planicie de marea (Inter): Suma del área de todos los parches de suelo cubierto por planicies intermareales dividido por el área total del paisaje (en ventanas de 1.000, 3.000 y 5.000 m de diámetro) multiplicado por 100.

   Predicción: Se espera una mayor abundancia de aves playeras a mayor ancho de planicie intermareal, dado que esto aumenta el hábitat de forrajeo disponible.

d) Regularidad de la costa (Borde): La línea de costa fue definida por el borde de la marisma que limita con la planicie intermareal; esta métrica suma el total de los segmentos de borde para cada unidad de paisaje(en ventanas de 1.000, 3.000 y 5.000 m de diámetro).

   Predicción: Se esperan mayores abundancias de aves playeras a menor regularidad de la costa, dado que esto aumenta las posibilidades de refugio.

2) Variables que caracterizan al paisaje que rodea a las áreas de alimentación:

a) Porcentaje de *Sarcocornia perennis* (Sarco): Suma del área de todos los parches de suelo cubierto por *Sarcocornia perennis* dividido por el área total del paisaje (en ventanas de 1.000, 3.000 y 5.000 m de diámetro) multiplicado por 100.

b) Porcentaje de *Spartina densiflora* (Densi): Igual que el anterior pero considerando el suelo cubierto por *Spartina densiflora.*

c) Porcentaje de *Spartina alterniflora* (Alterni): Igual que el anterior pero considerando el suelo cubierto por *Spartina alterniflora.*

   Las tres especies de plantas mencionadas dominan el intermareal de la Bahía Samborombón (Fig. 2) y su distribución está principalmente determinada por variaciones en las condiciones de suelo (salinidad, nivel de inundación; Isacch *et al.* 2006).

   Predicción: Se espera que su variación en el intermareal pueda reflejar condiciones ambientales que afecten la presencia de aves playeras.

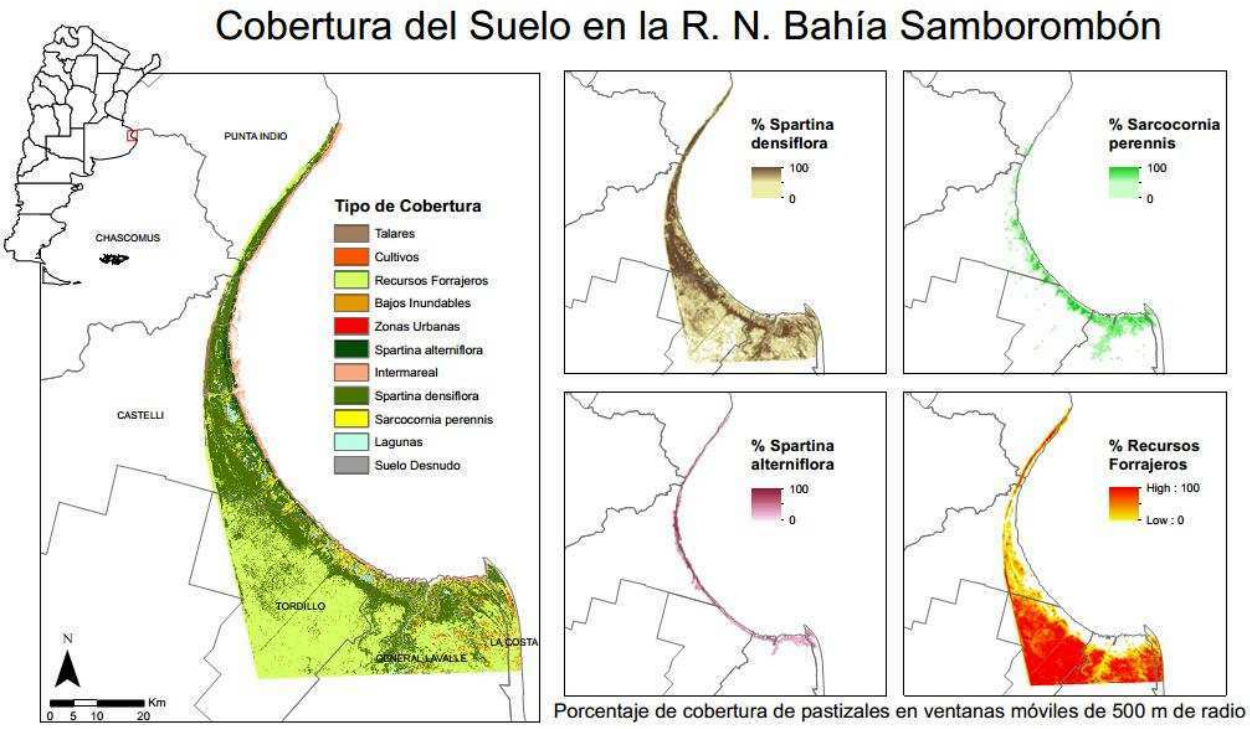


Fig. 2. Tipos de cobertura de suelo en la Bahía Samborombón (imagen adaptada de Isacch *et al.* 2006) y porcentajes de cobertura de las plantas principales en ventanas móviles de 1000 m de diámetro. El sector de marismas está dominado por *Spartina densiflora, S. alterniflora* y *Sarcocornia perennis*, mientras que en los suelos de loma y media loma predominan los recursos forrajeros.

3) Variables asociadas a la disponibilidad de áreas de descanso:

   a) Índice de valoración de las áreas de descanso detectadas en el relevamiento de pleamar (FactPlea): Calculado como el cociente entre la distancia al sitio de descanso más cercano y el número de aves playeras observado en ese sitio.

      Predicción: Se espera una mayor abundancia de aves playeras en aquellas zonas de alimentación que están cercanas a las áreas de descanso (Rogers *et al.* 2006).

Para explicar las variaciones en la abundancia de aves playeras en áreas de descanso (relevamientos de pleamar) se consideraron las siguientes variables:

   a) Longitud total de bordes de los bajos inundables (Borde): Fue calculada sumando la longitud de los segmentos de bordes de los bajos inundables (en ventanas de círculos de 1.000, 3.000 y 5.000 metros de diámetro).

Predicción: Se espera una mayor abundancia en bajos inundables con límites irregulares ya que aumenta la posibilidad de refugio.

b) Porcentaje de vegetación de bajo porte (Sarco): Suma del área de todos los parches de suelo cubierto por *Sarcocornia perennis* dividido por el área total del paisaje (en ventanas de 1.000, 3.000 y 5.000 m de diámetro) multiplicado por 100.

Predicción: Se espera una mayor abundancia en áreas en las que el porcentaje de cobertura de vegetación de bajo porte sea menor, ya que esto aumenta la visibilidad y la probabilidad de detección de predadores.

c) Porcentaje de vegetación de alto porte (Sparti): Igual que el anterior pero considerando los parches de suelo cubiertos por *S. densiflora* y *S. alterniflora*.

Predicción: Se espera una menor abundancia en áreas en las que el porcentaje de cobertura de vegetación de alto porte sea mayor, ya que esto disminuye la visibilidad y la probabilidad de detección de predadores.

d) Porcentaje de bajos inundables (Bajos): Igual que el anterior pero considerando los parches de suelo cubiertos por suelo desnudo y lagunas.

Predicción: Se espera una mayor abundancia en unidades de paisaje en las que el porcentaje de bajos inundables sea mayor, dado que estos constituyen uno de los principales ambientes de descanso de las aves playeras en el área (Blanco *et al.* 1988).

- ***Análisis de datos***

Se calcularon las proporciones de aves playeras chicas-medianas y grandes contabilizadas en los relevamientos aéreos y terrestres. A partir de estos últimos también se calcularon las proporciones de especies migratorias neárticas, neotropicales y residentes y se describió la composición del ensamble a nivel de especies.

Se utilizaron modelos Bayesianos espaciales y espacio-temporales para evaluar la relación entre las variaciones en la abundancia de las aves playeras observadas en los relevamientos aéreos (variable respuesta) y las variables ambientales mencionadas en la sección anterior (variables explicativas). Para estos análisis la transecta del avión fue dividida en segmentos de 1.000 metros; el número total de aves observadas en cada

transecta fue utilizado como variable respuesta y las variables explicativas fueron medidas a partir del punto central. La variable respuesta presentó características, como exceso de ceros y grandes variaciones en la abundancia, que violan los supuestos de los métodos estadísticos tradicionales. Para modelar el exceso de ceros podría ser conveniente utilizar distribuciones infladas en cero que consideran que los datos presentan más ceros que los que podrían esperarse con una distribución Poisson o una binomial negativa, que permite una mayor sobre dispersión. Estas distribuciones consideran que la gran cantidad de ceros se deben a errores estructurales (las aves no están presentes porque el hábitat no es apropiado), de diseño, del observador, o "del ave" (el hábitat es apropiado pero el sitio no es utilizado; para mayores detalles sobre las distribuciones infladas en cero ver Zuur *et al.* 2012). Por otro lado si tanto las ausencias como los valores de máximas abundancias están agrupados podría suceder que los excesos de ceros se deban a una correlación espacial. En este último caso, una distribución Poisson con una estructura de correlación espacial podría ajustarse mejor a los datos observados que una distribución inflada en cero (Zuur *et al.* 2015). Los modelos que incorporan aproximaciones Bayesianas representan una buena herramienta para analizar este tipo de información. En particular, los modelos Bayesianos jerárquicos permiten modelar explícitamente la variabilidad espacial (Cressie *et al.* 2009) incorporando intrínsecamente la primer ley de geografía ("Todas las cosas están relacionadas entre sí, pero las cosas más próximas en el espacio tienen una relación mayor que las distantes"; Tobler 1970) mediante un efecto espacial aleatorio (campo aleatorio Gaussiano; GRF por sus siglas en inglés). El GRF es un proceso estocástico indexado en el espacio, que representa todos los procesos espaciales explícitos que pueden tener un efecto en el patrón de la variable respuesta de interés. Además permiten incorporar la variación temporal incluyendo una dimensión de tiempo (Blangiardo & Cameletti 2015).

Pese a su gran flexibilidad, los modelos Bayesianos jerárquicos no han sido muy utilizados en estudios ecológicos. Esto se debe en gran parte a las limitaciones de las técnicas disponibles para implementarlos. La técnica que se ha utilizado más ampliamente es la de simulación de Cadenas de Markov Monte Carlo (MCMC) que tiene la ventaja de ser relativamente simple de programar (por ejemplo a través de WinBugs o JAGS) y de poder incorporar un amplio rango de distribuciones. Sin embargo, sus cómputos requieren de mucho tiempo (un modelo con estructuras

complejas como las evaluadas en este trabajo puede demorar varias horas en correr) y además suelen presentar problemas de convergencia. Recientemente se ha desarrollado una aproximación estadística que no requiere de tiempos computacionales tan elevados y que evita los problemas de convergencia y mezcla de las cadenas que se encuentran frecuentemente en los algoritmos MCMC (ver Cosandey-Godin *et al.* 2015, Blangiardo & Cameletti 2015; Zuur *et al.* 2015 para mayor información). Esta nueva metodología se denomina "Aproximación de Laplace Anidada Integrada" (INLA por sus siglas en inglés) y puede implementarse a través del paquete R-INLA (Rue *et al.* 2009; http://www.r-inla.org) en R (R Development Core Team 2013), con el que se desarrollaron todos los análisis de este capítulo. Otro desarrollo reciente, que permite modelar los GRFs en tiempos mucho menores son las ecuaciones diferenciales parciales estocásticas (SPDE por sus siglas en inglés; Lindgren *et al.* 2011) también incluidas en R-INLA. En conjunto, estos dos nuevos avances estadísticos permiten modelar de manera confiable y mucho más rápida (Rue *et al.* 2009) datos como los del presente capítulo.

El procedimiento de INLA sigue aproximaciones de estadística Bayesiana y por lo tanto calcula las distribuciones marginales posteriores para todos los parámetros involucrados en el modelo. Para estimar las distribuciones posteriores se utilizaron aproximaciones de Laplace. Para las distribuciones anteriores se utilizaron las configuraciones por defecto, que son distribuciones imprecisas o no informativas con una pequeña influencia en las distribuciones posteriores, por lo que los resultados se derivan principalmente de los datos (asemejándose a una aproximación frecuentista). De modo similar al marco de trabajo de los modelos lineales generalizados (GLMs), se asume que la variable respuesta (en este caso la abundancia de aves playeras en una ubicación geográfica puntual) tiene una distribución perteneciente a la familia exponencial y que los parámetros están vinculados a un predictor de estructura lineal (η) definido en el marco de este trabajo de la siguiente manera para los modelos de baja y pleamar (siguiendo a Cosandey-Godin *et al.* 2015, Blangiardo & Cameletti 2015):

1) $\eta_{bajamar} = \beta_0 + \beta_1 \text{ FactPlea} + \beta_2 \text{ DistMar} + \beta_3 \text{ DistRios} + \beta_4 \text{ Borde} + \beta_5 \text{ Densi} + \beta_6 \text{ Alterni} + \beta_7 \text{ Sarco} + \beta_8 \text{ Inter} + f_{(.)}$
2) $\eta_{pleamar} = \beta_0 + \beta_1 \text{ Borde} + \beta_2 \text{ Sarco} + \beta_3 \text{ Sparti} + \beta_4 \text{ Bajos} + f_{(.)}$

β_0 es el intercepto, β_1 a β_8, son los coeficientes de regresión lineal para las covariables. $f_{(.)}$ es una función semiparamétrica que define el efecto aleatorio espacial incluido en los modelos de pleamar y espacio-temporal incluido en los modelos de bajamar. Para estos últimos se consideraron tres tipos de efecto aleatorio espacio-temporal: Modelo 0: sin efecto espacial, Modelo 1: efecto espacial constante en el tiempo [f(s)], Modelo 2: efecto espacial diferente en cada estación [f(s,t)], Modelo 3: efecto espacial correlacionado en estaciones consecutivas [f(s,t)], Modelo 4: efecto espacial correlacionado en todas las estaciones [f(s,t)]. Estas componentes forman el GRF definido como $\theta = \{\beta_0, \boldsymbol{\beta}\}$, donde $\boldsymbol{\beta}$ representa las covariables incluidas en el predictor lineal con las distribuciones a priori (Ψ) adecuadas. Se asume que el GRF sigue una distribución normal (Gaussiana) multivariada y continua con media 0 y matriz de precisión $Q_{(\Psi)}$ (i.e., $\theta \sim N[0, Q^{-1}(\Psi)]$). Cada observación y_i depende de una combinación lineal de un subgrupo de elementos de θ definidos como:

$$y_i \mid \theta, \Psi| \sim p\,(y_i \mid \textstyle\sum_j A_{ij}\,\theta_j, \Psi)$$

Donde p() es una función de distribución. Dado que las variables respuesta para todos los meses analizados se caracterizaron por una gran cantidad de ceros, se comparó el ajuste de distribuciones Poisson y binomial negativa, así como también sus versiones infladas en cero. R-INLA ofrece diferentes formas de distribución inflada en cero, denominadas tipo 0, 1 y 2. La tipo 0 es equivalente a un modelo truncado que considera a la variable respuesta en un "estado perfecto" en la que la probabilidad de observaciones sólo puede ser positiva (no incluye ceros). Las tipo 1 y 2 describen la probabilidad de un estado imperfecto en el que los eventos positivos (presencia de aves playeras en una transecta) pueden ocurrir o no y por lo tanto incluyen tanto valores positivos como ceros; la tipo 2 es una extensión de la tipo 1 que permite una mayor probabilidad de ceros.

Se utilizó una función de enlace logarítmica para relacionar a la función predictora con los valores esperados de los datos y_i. El término A_{ij} es un elemento de una matriz de proyección A definida por la aproximación SPDE, que relaciona los datos observados con los nodos de la malla. De manera simplificada, lo que permite el método SPDE es representar un proceso espacial continuo (GRF) como un proceso discreto aleatorio indexado en el espacio (i.e. GMRF: Gaussian Markov Random Field; Lindgren & Rue 2013) con lo que se reducen considerablemente los tiempos de

cómputos. Esto se logra creando una malla indexada (Ω; Lindgren & Rue 2013) que divide el dominio espacial de interés en triángulos, a través de una triangulación de Delaunay restringida perfeccionada (CRDT por sus siglas en inglés). Se evaluaron distintos diseños de malla y se seleccionó la de la Figura 3 considerando que las mejores mallas son aquellas con triángulos regulares que incluyen una extensión exterior para evitar el efecto borde (mayor varianza en los bordes; Lindgren & Rue 2013). La verosimilitud está asociada al campo latente a través de η* (η*= A_{η}) según:

$$p(y|\theta, \Psi) = \Pi^{n}_{i=1}\, p(y_i|\, \eta^*, \Psi)$$

El símbolo Π indica que asumimos independencia (condicional en el campo latente) para las observaciones y_i.

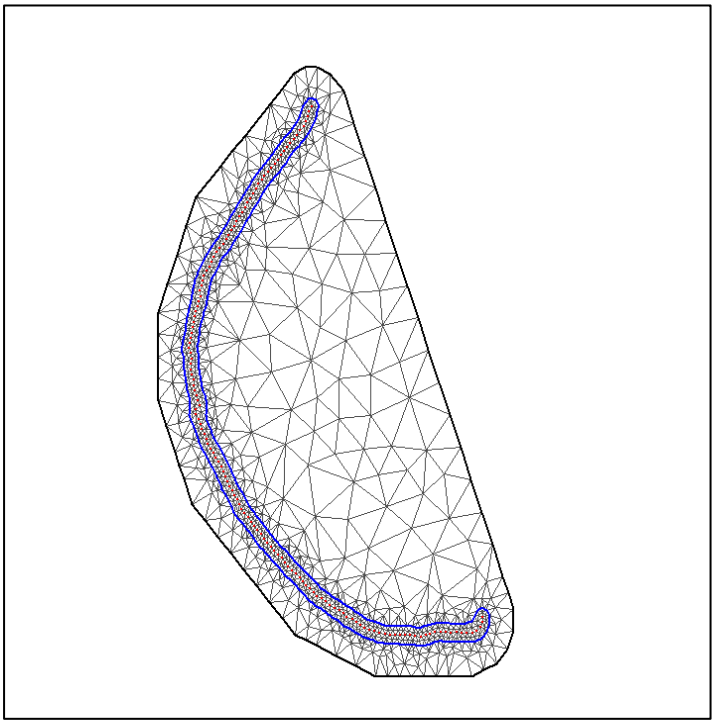


Figura 3. Malla utilizada para calcular el campo aleatorio Gaussiano en la aproximación SPDE.

Para comparar la performance de los diferentes modelos se utilizó el Criterio de Información Watanabe - Akaike (WAIC; Watanabe 2013). Sin embargo, es importante destacar que la selección de modelos en estadística Bayesiana es un campo activo de investigación y aun no hay un consenso general en este tópico. La mayoría de los autores coinciden en que los AIC o BIC no son apropiados, mientras que el DIC es especialmente útil en el contexto Bayesiano si la predicción es uno de los objetivos principales del trabajo. Hay autores que consideran que este último no es un criterio

completamente Bayesiano y por eso sugieren utilizar el criterio de información de Watanabe-Akaike (WAIC; para mayores detalles sobre su cálculo y beneficios consultar Watanabe (2010) y Hooten & Hobs (2015).

Para la validación de los modelos se utilizaron controles predictivos posteriores gráficos. El ajuste fue evaluado mediante histogramas de los valores p posteriores, en los que una gran cantidad de valores cercanos a 0 o a 1 indican que el modelo no presenta un buen ajuste a los datos, mientras que un buen ajuste está indicado por que la mayoría de los valores se encuentren en el medio del rango de distribución. Para evaluar la performance predictiva se utilizaron métodos de validación cruzada, mediante la cual se dividen las observaciones en dos grupos, uno de ellos se utiliza para estimar las distribuciones posteriores y el otro para evaluar el ajuste del modelo. De este modo se calculó el índice PIT (probability integral transform) y se graficaron histogramas con sus valores, una distribución uniforme de sus valores indica una buena capacidad de predicción (Blangiardo & Cameletti 2015).

RESULTADOS

- ***Variaciones estacionales en la estructura del ensamble y la abundancia***

Los relevamientos aéreos de bajamar indicaron que la mayor abundancia de aves playeras ocurre durante la primavera, seguida por el otoño y el verano, siendo mínima durante el invierno. Las aves chicas-medianas superaron numéricamente a las grandes durante todo el año (Tabla 1). La abundancia relativa de cada estación no coincidió en los relevamientos aéreos y terrestres. Esto se debe a que las aves se desplazaron hacia el centro de la bahía en el transcurso del año (ver sección siguiente), zona poco representada en los conteos terrestres debido a las dificultades de acceso que presenta. Sin embargo, dado que las proporciones de aves chicas-medianas y grandes en las distintas estaciones fueron similares en ambos tipos de relevamientos, se considera que los conteos terrestres permiten obtener una aproximación confiable a la composición del ensamble de aves playeras de la totalidad de la bahía.

Tabla 1. Abundancia total de aves playeras y porcentaje de chicas-medianas y grandes estimadas en los conteos aéreos y terrestres durante las cuatro estaciones del año 2014 en Bahía Samborombón. Para los conteos terrestres también se reporta la riqueza de especies y el porcentaje de aves migrantes neárticas, neotropicales y residentes.

	Verano	Otoño	Invierno	Primavera
Conteos Aéreos				
Abundancia Total	9710	12475	4301	31700
% Chicas-Medianas	83,4	76	94,3	91
% Grandes	16,6	24	5,7	9
Conteos Terrestres				
Abundancia Total	2814	1420	351	505
% Chicas-Medianas	89	59,4	90,3	74,9
% Grandes	11	40,6	9,7	25,1
% Neárticas	86,7	74,6	20,5	90.3
% Neotropicales	5,8	10,5	69,8	0.2
% Residentes	7,5	14,9	9,7	9.5
Riqueza de especies	13	14	6	13

De acuerdo a los relevamientos terrestres, las aves migratorias dominaron el ensamble durante todo el año; las migrantes neárticas en el verano, el otoño y la primavera y las neotropicales en el invierno (Tabla 1). En el verano, la especie más numerosa fue el Playerito Rabadilla Blanca (*Calidris fuscicollis*), que representó al 81% de las aves chicas-medianas contabilizadas. Ésta fue también la más abundante durante el otoño junto con la Becasa de Mar (*Limosa haemastica*), estación en la que representaron al 63% de las aves chicas-medianas y grandes respectivamente. Estas dos especies también destacaron por sus abundancias durante la primavera, estación en la que el Playerito Rabadilla Blanca y el Chorlo Pampa (*Pluvialis dominica*) dieron cuenta del 47% y 29% de las aves chicas-medianas respectivamente y la Becasa de Mar del 62% de las grandes. En el invierno la especie más numerosa fue el Chorlito Doble Collar (*Charadrius falklandicus*) con el 56% de las aves chicas-medianas registradas (Fig. 4).

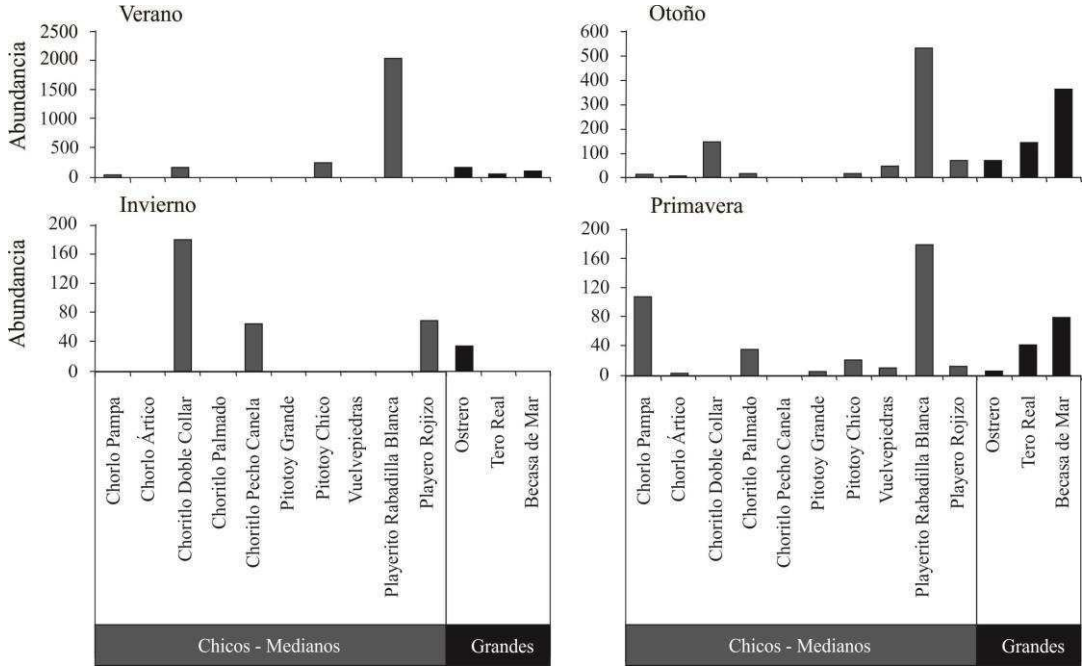


Figura 4. Número de individuos por especie registrado en los conteos terrestres realizados en las cuatro estaciones del año 2014 en Bahía Samborombón.

- ***Patrones espacio-temporales de uso de hábitat***

Los relevamientos terrestres confirmaron el desplazamiento de las aves entre las áreas de alimentación (sectores costeros) y las de descanso (ambientes interiores) en función al estado de la marea. La abundancia disminuyó durante la pleamar y aumentó durante la bajamar en la costa; mientras que en los ambientes interiores se observó el patrón inverso (Figura 5).

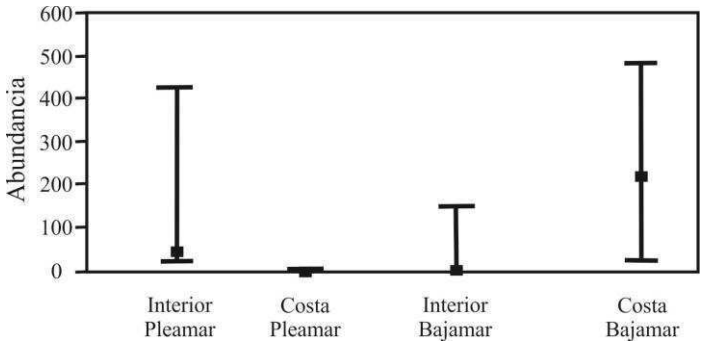


Figura 5. Abundancia media, mínima y máxima de aves playeras observadas en ambientes interiores y costeros durante la plea y bajamar.

Al considerar los datos de abundancia de bajamar de las cuatro estaciones en forma conjunta, el modelo que mejor ajuste presentó fue el que contempló una escala de

medición de las variables explicativas en círculos de 1.000 metros de diámetro, una función de verosimilitud Poisson y una realización de la estructura espacial correlacionada en estaciones consecutivas (Modelo 3, Poisson; Tabla 2). En este sentido, se observó un desplazamiento de las zonas de mayor intensidad de uso desde el sur hacia el centro de la bahía en el transcurso del año. Las mayores abundancias se registraron en el sector sur durante el verano, en el sur y centro durante el otoño y en el centro durante el invierno y la primavera. El extremo norte de la bahía fue escasamente utilizado durante todo el año (Fig. 6). Sin embargo, el ajuste del modelo a los datos fue bajo, al igual que su capacidad predictiva. Según este modelo, los patrones de abundancia y distribución anual de las aves playeras en la Bahía Samborombón están explicados por una relación negativa con la distancia al mar (Tabla 3).

Los menores valores de WAIC se observaron en los modelos que consideraron una estructura espacio-temporal variable (Modelos 2, 3 y 4) con funciones de verosimilitud Poisson. Mientras que aquellos modelos en los que no se consideró un campo espacial aleatorio (Modelo 0) o en el que este fue constante (Modelo 1) las distribuciones infladas en cero mostraron menores valores de WAIC (Tabla 2). Esto indica que en los modelos que no consideraron la estructura espacial de los datos o en los que se consideró una estructura simple (igual a lo largo de todo el año), las distribuciones infladas en cero explican en parte las ausencias. Sin embargo, la gran cantidad de ceros observada en la variable respuesta es mejor explicada por la dependencia espacial de los datos.

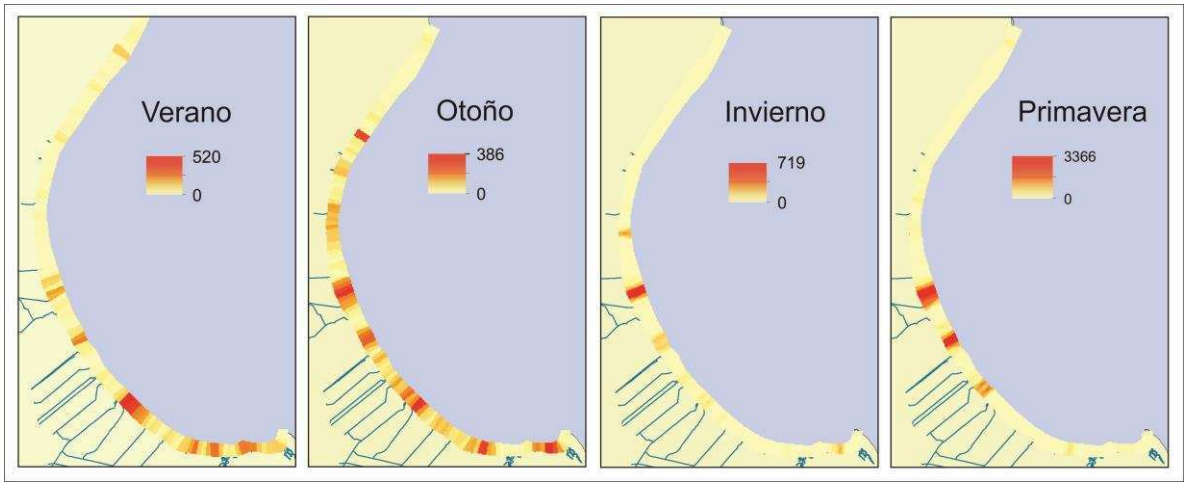


Figura 6. Abundancia y distribución espacial de aves playeras registradas en los conteos aéreos de bajamar realizados durante 2014 en Bahía Samborombón.

Tabla 2: Valores de WAIC para todos los modelos testeados en los que la variable respuesta fue la abundancia de aves playeras en planicies de marea en las cuatro estaciones de 2014. Las mediciones de los índices de paisaje se realizaron considerando ventanas móviles circulares de 1.000, 3.000 y 5.000 m de diámetro. Se contemplaron distribuciones Poisson, Poisson inflada en cero tipo 0, 1 y 2 (zip0, zip1 y zip2), binomial negativa (nb) y binomial negativa inflada en cero tipo 0, 1 y 2 (zinb0, zinb1, zinb2). También se consideraron diferentes efectos aleatorios espacio-temporales: Modelo 0, no hay efecto espacial; Modelo 1, el efecto espacial es constante todo el año; Modelo 2, el efecto espacial es diferente en cada estación; Modelo 3, el efecto espacial está correlacionado en estaciones consecutivas; Modelo 4, el efecto espacial está correlacionado en todas las estaciones.

	1.000					3.000					5.000				
	Modelo0	Modelo1	Modelo2	Modelo3	Modelo4	Modelo0	Modelo1	Modelo2	Modelo3	Modelo4	Modelo0	Modelo1	Modelo2	Modelo3	Modelo4
poisson	101820	131487	2955	2942	2971	100495	88982	2969	2961	3058	99654	99779	3000	2965	3095
zip0	76984	82660	3318	3356	3349	75461	90837	3310	3362	3353	75019	91702	3312	3355	3357
zip1	76984	82884	3346	3536	3480	75461	81275	3213	3401	3381	75019	83067	3695	3380	3454
zip2	76924	83982	NA	NA	NA	75413	91281	NA	NA	NA	74957	95242	NA	NA	NA
nb	4939	4894	4717	4710	4704	4929	4892	4715	4709	4703	4927	4888	4706	4704	4699
zinb0	4941	4882	4739	4741	4738	4934	4879	4745	4745	4742	4939	4878	4743	4746	4742
zinb1	4939	4892	4716	4545	4573	4929	4890	4556	4707	4702	4928	4887	4557	4599	4700
zinb2	4938	4824	4552	4561	4564	4895	4821	4547	4560	4561	4888	4816	4548	4556	4558

Tabla 3: Estimaciones posteriores de la media y el intervalo de confianza de 95% ($Q_{0,025}$, $Q_{0,975}$) de los parámetros fijos del modelo anual con estructura espacial correlacionada en estaciones consecutivas (Modelo 3), considerando una distribución Poisson y medición de los índices de paisaje en ventanas móviles circulares de 1.000 m de diámetro. En el enfoque Bayesiano, un parámetro se considera significativo si su intervalo de confianza no incluye al cero.

Parámetros Fijos	Media	$Q_{0,025}$	$Q_{0,975}$
Intercepto	1.4533	0.8132	2.0732
FactPlea	0.4852	-0.0201	0.9874
DistRasa	-0.9846	-1.7894	-0.1783
DistRios	-0.1081	-0.8784	0.663
Borde	-0.1236	-0.4238	0.1746
Densi	0.1391	-0.1948	0.4718
Alterni	0.1019	-0.2326	0.4342
Sarco	-0.2084	-0.5811	0.1635
Inter	0.1239	-0.2829	0.5292

Considerando la relación entre las variables ambientales medidas y la distribución de las aves en áreas de alimentación (planicies intermareales) para cada estación del año, se observó que en el verano las aves presentaron una relación negativa con la distancia al mar, mientras que en el otoño se observaron relaciones negativas tanto con la distancia al mar como con las desembocaduras de ríos, arroyos y canales. Ninguna de las variables ambientales propuestas explicó significativamente la abundancia de las aves playeras en áreas de alimentación durante el invierno y la primavera (Tabla 4).

Los modelos puestos a prueba para explicar las variaciones de abundancia en las áreas de descanso (marismas interiores) también mostraron un mejor ajuste en los casos en los que se consideró una estructura de correlación espacial (Tabla 5). Sin embargo no se encontraron variables ambientales que explicaran significativamente la abundancia de las aves playeras en ninguno de los modelos competitivos (Poisson y Poisson inflada en cero tipo 1 con escalas de medición de las variables de paisaje de 1000 m y 3000 m).

Tabla 4: Estimaciones de los parámetros fijos de los modelos de cada estación del año, considerando una distribución Poisson y una escala de medición de las variables ambientales de 1000 metros de diámetro. Se muestran la media y el intervalo de confianza (0,025 - 0,975) para cada uno de los parámetros estimados. Las variables explicativas significativas son aquellas en las cuales el cero no se encuentra dentro del intervalo de confianza.

	VERANO			OTOÑO			INVIERNO			PRIMAVERA		
	Media	$Q_{0.025}$	$Q_{0.975}$	media	$Q_{0.025}$	$Q_{0.975}$	Media	$Q_{0.025}$	$Q_{0.975}$	media	$Q_{0.025}$	$Q_{0.975}$
Intercepto	2.1223	1.557	2.6475	3.216	2.7801	3.6329	-2.4051	-4.5674	-0.8142	1.0631	-0.3226	2.3063
FactPlea	0.4035	-0.1144	0.9277	0.1766	-0.2384	0.5907	0.6514	-0.5869	1.7673	0.8075	-0.2367	1.8312
DistRasa	-1.5705	-2.3574	-0.7917	-0.6398	-1.2474	-0.0045	-1.8125	-3.858	0.1033	-1.1482	-2.8261	0.4872
DistRios	0.4357	-0.3094	1.1668	-0.8	-1.4069	-0.2237	-0.9589	-3.1673	0.9109	0.6671	-0.8554	2.2634
Borde	-0.4527	-0.9325	0.0137	-0.1098	-0.4584	0.2378	0.361	-0.3732	1.1323	-0.0817	-0.7128	0.5464
Densi	0.2489	-0.2608	0.7554	0.2136	-0.1636	0.5921	-0.1294	-1.2474	0.9108	-0.1808	-0.8926	0.5197
Alterni	0.0805	-0.4338	0.5956	0.2225	-0.1708	0.6185	0.58	-0.2755	1.478 4	0.3118	-0.3787	1.0099
Sarco	0.3068	-0.2059	0.8205	-0.3155	-0.7127	0.082	-0.1861	-1.1006	0.7348	-0.6899	-1.506	0.1162
Inter	0.0638	-0.4676	0.5879	0.1804	-0.2364	0.5929	0.0374	-0.994	1.0696	0.6031	-0.2622	1.4874

Tabla 5: Valores de WAIC para todos los modelos testeados en los que la variable respuesta fue la abundancia de aves playeras en áreas de descanso (marismas interiores) durante el mes de Abril de 2014. Las mediciones de los índices de paisaje se realizaron considerando ventanas móviles circulares de 1.000, 3.000 y 5.000 m de diámetro. Se contemplaron distribuciones Poisson, Poisson inflada en cero tipo 0, 1 y 2 (zip0, zip1 y zip2), binomial negativa (nb) y binomial negativa inflada en cero tipo 0, 1 y 2 (zinb0, zinb1, zinb2). También se consideraron modelos que incorporaron una estructura espacial aleatoria (Modelo1) y modelos que no consideraron la correlación espacial de los datos (Modelo0).

	1000		3000		5000	
	Modelo0	Modelo1	Modelo0	Modelo1	Modelo0	Modelo1
Poisson	13284.89	436.81	11414.71	440.9	12766.57	444.02
zip0	10511.19	523.85	7874.45	524.79	8962.42	526.89
zip1	10502.48	437.74	7866.41	436.58	8966.27	471.86
zip2	10409.82	NA	7961.59	NA	NA	NA
Nb	692.68	677.08	683.49	672.81	683.23	680.21
zinb0	707.51	696.13	697.28	692.87	695.82	691.5
zinb1	693.36	677.68	683.83	673.83	683.37	680.92
zinb2	686.83	659.77	681.84	658.34	690.89	658.53

DISCUSIÓN

La mayor intensidad de uso de la Bahía Samborombón por parte de las aves playeras ocurre a nivel temporal en las estaciones del año en que las especies neárticas dominan el ensamble (verano, otoño y primavera) y a nivel espacial en el sector que abarca desde canal 15 hasta Punta Rasa. Sin embargo, los patrones de abundancia en áreas de alimentación (planicies intermareales) no se mantienen constantes, sino que varían mostrando una correlación espacio-temporal que indica mayor similitud entre estaciones consecutivas. De este modo, se observó un desplazamiento de las áreas con mayores densidades de aves playeras desde el sur hacia el centro de la bahía en el transcurso del año. La distancia al mar (altamente correlacionada con la salinidad) fue la única variable ambiental que explicó significativamente estos patrones.

La Bahía Samborombón forma parte del estuario del Río de la Plata, el cual constituye una de las cuencas hidrográficas más importantes de América (Guerrero *et al.* 1997). Por este motivo recibe una alta carga de aportes sedimentarios, generando un gradiente ambiental de norte a sur donde covarían una salinidad creciente con un aumento en el tamaño de partícula de los sedimentos (López Laborde & Nagy 1999).

Estudios realizados a escala de parche demostraron que la salinidad y la granulometría están altamente relacionadas con la abundancia y disponibilidad de invertebrados (Goss-Custard *et al.* 1977, Quammen 1982). Consecuentemente influencian la distribución de las aves playeras (Goss-Custard *et al.* 1991, Yates *et al.* 1993) y son considerados predictores confiables de su densidad (Goss-Custard & Yates 1992, Yates *et al*. 1993).

La salinidad también explicó las variaciones en los patrones de abundancia observados durante el verano y el otoño. En el otoño la abundancia de las aves playeras respondió a su vez a la distancia a las desembocaduras de ríos, arroyos y canales. Esta variable ha sido identificada en trabajos previos como uno de los principales factores que determina la presencia de aves playeras en ambientes estuariales (e.g. Moreira 1993, Ravenscroft & Beardall 2003, Rosa *et al.* 2003, Granadeiro *et al.* 2004, Lourenço *et al.* 2005). Los cursos de agua dulce arrastran detritos y nutrientes que se depositan en las inmediaciones de sus desembocaduras, lo que podría generar parches más productivos. Se ha demostrado que con la cercanía a las desembocaduras aumentan tanto la abundancia como la biomasa de invertebrados bentónicos (Lourenço *et al.* 2005). A su vez, en estos sectores el drenaje del agua superficial ocurre de forma más lenta, por lo que los suelos retienen una fina película de agua durante la mayor parte de la marea baja, lo cual mejora la capacidad para detectar presas enterradas a través los corpúsculos de Herbst. Estos son órganos que poseen las aves playeras en sus picos y que detectan gradientes de presión que se forman cuando las presas bloquean el flujo del agua intersticial (Piersma *et al.* 1998). Además podría mejorar la penetrabilidad de los sedimentos; se ha demostrado que tanto la disponibilidad de las presas como el éxito de forrajeo de las aves playeras aumentan con la penetrabilidad (Mouritsen & Jensen 1992, Granadeiro *et al.* 2004, Santos *et al.* 2010). Algunos trabajos indicaron que incluso es un mejor predictor de la densidad de ciertas especies de aves limícolas que la densidad o biomasa de presas (Finn *et al.* 2008).

Si bien sólo se encontró una asociación con la distancia a desembocaduras de cursos de agua dulce durante el otoño, es importante destacar que en esta estación las aves están en migración hacia las áreas de reproducción. Por este motivo se encuentran sometidas a cuellos de botella temporales más severos que en otras épocas del año (Buehler & Piersma 2008) y por lo tanto disponen de menos tiempo para acumular las reservas pre-migratorias que les permitan llevar a cabo exitosamente su migración y llegar a las áreas de reproducción sincronizados con los picos de abundancia de

alimento (Niles *et al.* 2008). Esto podría ocasionar que las características que determinan las condiciones de alimentación cobren mayor importancia durante el otoño, mientras que en otras épocas del año podrían priorizarse otros factores como por ejemplo aquellos asociados al riesgo de depredación.

La mayoría de las especies de aves playeras tienen comportamientos gregarios en las áreas no reproductivas, por lo que suelen alimentarse y descansar formando bandadas. La distribución de estas aves en la Bahía Samborombón mostró estar fuertemente influenciada por un efecto espacial, que podría explicarse por procesos ecológicos subyacentes, como la cohesión social. Las bandadas de alimentación y descanso consisten esencialmente en ensambles de individuos aleatorios que se unen por las ventajas que les ofrece estar agrupadas, asociados principalmente a una disminución en el riesgo de depredación (Myers 1983, Myers 1984, Goss-Custard 1985, Conklin & Colwell 2008). En este sentido, los principales beneficios son un aumento en las probabilidades de detectar predadores con menores costos de vigilancia individual (Pulliam 1973) y una disminución en las probabilidades individuales de ser depredados a través del efecto de dilución (Hamilton 1971). En las áreas de descanso la tendencia al agrupamiento es mayor que en las áreas de alimentación, ya que al no haber competencia por el alimento se reducen los costos asociados a formar parte de una bandada (Colwell 2010). De este modo los factores sociales cobran un peso mucho mayor durante la pleamar y por consiguiente puede condicionar que sitios con características ambientales adecuadas (sitios potencialmente aptos) no sean utilizados. Esto podría explicar la ausencia de relaciones significativas entre la abundancia de aves en las áreas de descanso y las variables ambientales en los modelos evaluados. A su vez un rol preponderante de los factores sociales en determinar los patrones de abundancia de las aves playeras en áreas de alimentación podría también explicar el bajo ajuste de los modelos de bajamar evaluados y la poca capacidad de las variables de paisaje para predecir las abundancias.

Si bien no se encontraron variables ambientales que expliquen las variaciones en la abundancia durante el invierno y la primavera, en estas dos estaciones se observó que las aves se concentraron casi exclusivamente en el centro del área de estudio. Allí se ubica la desembocadura del canal 15 que desvía más del 70% de las aguas del Río Salado de su curso natural (Carol *et al.* 2014). En el Río Salado confluye la cuenca hidrográfica de mayor caudal que desemboca en el estuario del Río de la Plata (Carol *et*

al. 2013). El patrón de corrimiento de las aves hacia el centro de la bahía a partir del invierno podría estar asociado a su caudal de descarga dado que Julio es el mes más seco del año, mientras que Marzo es el más lluvioso (Carol *et al.* 2013). Durante los meses de menores precipitaciones otras cuencas de menor porte podrían encontrarse secas o con muy bajos caudales, perdiéndose los beneficios del aporte de nutrientes y la mayor penetrabilidad de los suelos en las inmediaciones.

Por otro lado, los resultados indican que aquellos modelos que consideraron variables medidas en unidades circulares de 1.000 metros de diámetro fueron los que mejor se ajustaron a los datos observados. Esto consistente con lo reportado en las Grandes Planicies de Estados Unidos, donde se observó que la densidad de hábitats estimados en una extensión de 1.500 metros era la que mejor explicaba la ocurrencia de las aves playeras (Albanese *et al*. 2012). De este modo, la evidencia disponible sugiere que el grano de configuración de recursos en el cual las aves playeras interactúan con la estructura del paisaje en áreas de alimentación es similar en ambos extremos del continente, tanto en ambientes interiores como costeros.

Con este trabajo también se actualizó y amplió la información sobre la abundancia de aves playeras que utilizan anualmente la Bahía Samborombón. Los resultados indican que las abundancias registradas fueron del mismo orden de magnitud que los valores máximos reportados en los conteos de la década del 90 (Vila *et al.*1994) y un orden de magnitud mayor a la registrada en la década del 80 (Morrison & Ross 1989). No consideramos que las diferencias deban atribuirse a variaciones en las tendencias poblacionales o en el número de aves que utilizan el área, sino a las disimilitudes en la extensión de la escala espacial considerada en los diferentes trabajos. Tanto esta investigación como la de Vila *et al.* (1994) abarcaron exclusivamente la Bahía Samborombón, mientras que la realizada por Morrison & Ross (1989) contempló una escala regional, cubriendo casi la totalidad de las costas de Sudamérica. Esto pudo haber facilitado una selección de días con condiciones climáticas y oceanográficas más propicias para realizar los conteos en los trabajos de menor escala.

Los resultados de relevamientos terrestres en los que las aves fueron contabilizadas a nivel de especie extrapolados a los aéreos en los que fueron clasificadas por tamaño, indican que el área alberga porcentajes significativos de Chorlo Pampa, Playerito Rabadilla Blanca, Becasa de Mar y Playero Rojizo (*Calidris canutus rufa*)

entre las neárticas; Chorlito Doble Collar entre las neotropicales y Ostrero Común (*Haematopus palliatus*) entre las residentes. Siguiendo los criterios de la "Red Hemisférica de Reservas de Aves Playeras" (www.whsrn.org), un sitio es de importancia regional si alberga al menos el 1% de la población biogeográfica de una especie y de importancia internacional si alberga al menos el 10%. La Bahía Samborombón fue incorporada a la RHRAP por presentar al menos el 10% de la población biogeográfica del Playerito Canela (*Tryngites subruficollis*) que habita los pastizales cortos de la región (Lanctot *et al.* 2009). Nuestras estimaciones indican que además aproximadamente el 1% de la población global de Chorlo Pampa (estimada en 294.200-705.800 individuos; Andres *et al.* 2012) utiliza el área durante la primavera. Este porcentaje, sin embargo, podría estar subestimado dado que si bien la especie se encuentra en ambientes costeros tiene hábitos más asociados a pastizales (Johnson & Connors 2010). Se estima que un porcentaje similar de la población global de Playerito Rabadilla Blanca (que oscila entre los 560.100 – 3.827.900 individuos; Andres *et al.* 2012) utiliza el área durante el verano, el otoño y la primavera. Más del 1% de la población global de Becasa de Mar (para la que se calculan 77.000 individuos; Andres *et al.* 2012) utiliza el área durante el otoño y la primavera. Estas estimaciones coinciden con trabajos previos que resaltaron la importancia de la Bahía Samborombón para las especies mencionadas (p. ej. Blanco *et al.* 1988, Vila *et al.* 1994). No obstante, cabe destacar que nuestros relevamientos aéreos cubrieron sólo un día en la ventana temporal de migración en la cual la tasa de recambio de bandadas es elevada. De esta manera, es probable que los porcentajes estimados subestimen a los reales, especialmente durante el otoño y la primavera. Asimismo, podría ocurrir que no se haya interceptado el pico de paso migratorio de algunas especies cuyas poblaciones globales también tengan estrecha dependencia con la Bahía Samborombón. En este sentido es importante mencionar al Chorlo Ártico (*Pluvialis squatarola*), al Vuelvepiedras (*Arenaria interpres*) y al Pitotoy Chico (*Trynga flavipes*) cuyas abundancias destacaron en los relevamientos de la década del 90 (Vila *et al.* 1994). Considerando que el Chorlo Doble Collar fue la especie más abundante registrada en los relevamientos de invierno, estimamos que entre el 5 y el 10% de la población sudamericana (estimada en 25.000-100.000 individuos, Wetlands International 2013) utiliza la Bahía Samborombón como área de descanso no reproductivo. Si bien las especies residentes fueron un grupo minoritario dentro del ensamble, se observó que el área es de particular importancia para el Ostrero Común. De manera consistente a lo reportado en el capítulo II, estimamos que cerca del 10% de

la población del extremo sur de Sudamérica (*H. p. durnfordi*; estimada en 10.000 – 15.000 individuos) o el 1% de la población global considerando las cinco subespecies (ver estimaciones en Clay *et al.* 2009) reside en el área.

En conclusión, este trabajo resalta la importancia de la Bahía Samborombón para las poblaciones globales de al menos seis especies de aves playeras y muestra que las variaciones en la abundancia están principalmente influenciadas por variables simples, mayormente la distancia al mar y en menor medida la distancia a las desembocaduras de ríos, arroyos y canales. Desde el punto de vista de la conservación de estas aves, nuestros resultados resaltan la importancia de la red de canales de drenaje. En el último siglo se han realizado numerosas intervenciones sobre los procesos hidráulicos de la Bahía Samborombón con el objetivo de mejorar y ampliar el uso de la tierra con fines agrícolas y ganaderos. De este modo se controlaron las escorrentías mediante diques, terraplenes y canales artificiales (Carol *et al.* 2014) e incluso son cada vez más importantes las obras de canalización clandestina realizadas por los propietarios de predios privados. Por su parte, las obras de canalización artificial tienden a concentrar las descargas de aguas en sectores limitados, eliminando cauces de drenaje que naturalmente forman redes más densas con mayor cantidad de puntos de descarga al estuario. Por lo tanto, futuras obras hídricas en la Bahía Samborombón deberían considerar la necesidad de minimizar la pérdida de puntos naturales de entrada de agua al estuario a fin de preservar el valor del área para la alimentación de las aves playeras (Lourenço *et al.* 2005).

BIBLIOGRAFÍA

Albanese, G. & Davis, C. A. 2012. Spatiotemporal scaling of North American continental interior wetlands: implications for shorebird conservation. Landscape Ecology 27: 1465-1479.

Albanese, G. & Davis, C. A. 2013. Broad-scale relationship between shorebirds and landscapes in the Southern Great Plains. The Auk 130: 88-97.

Albanese, G. & Davis, C. A. 2015. Characteristics within and around stopover wetlands used by migratory shorebirds: is the neighborhood important? Condor 117: 328-240.

Andres, B. A., Smith, P. A., Morrison, R. I. G., Gratto-Trevor, C. L., Brown, S. C. & Friis, C. A. 2012. Population estimates of North American shorebirds. Wader Study Group Bulletin 119:178-194.

Blanco, D. E., Pugnali, G. D. & Rodriguez Goñi, H. 1988. Punta Rasa: su importancia en la conservación de las aves migratorias. Reporte técnico no publicado. (International Council for Bird Preservation: Buenos Aires, Argentina).

Blanco, D. E., Roriguez Goñi, H. & Pugnali, G. 1992. La importancia de Punta Rasa, Buenos Aires, en la migración del Chorlo Rojizo (*Calidris canutus*). Hornero 13: 193-199.

Blanco, D. E., Yorio, P., Petracci, P. F. & Pungali, G. 2006. Distribution and abundance of non-breeding shorebirds along the coasts of Buenos Aires Province, Argentina. Waterbirds 29: 381-390.

Blangiardo, M. & Cameletti, M. 2015. Spatial and spatio-temporal Bayesian models with R-INLA. (Wiley: West Sussex, Reino Unido).

Buehler, D. M. & Piersma, T. 2008. Travelling on a Budget: predictions and ecological evidence for bottlenecks in the annual cycle of long-distance migrants. Philosophical Transactions of the Royal Society B 363: 247-266.

Buler, J. J., Moore, F. R. & Woltmann, S. 2007. A multi-scale examination of stopover area used by birds. Ecology 88:1789-1802.

Carol, E., Mas-Pla, J. & Kruse, E. 2013. Interaction between continental and estuarine waters in the wetlands of the northern coastal plain of Samborombón Bay, Argentina. Applied Geochemistry 34: 152-163.

Carol, E. S., Braga, F., Kruse, E. E. & Tosi, L. 2014. A retrospective assessment of the hydrological conditions of the Samborombón coastland (Argentina). Ecological Engineering 67: 223-237.

Clay, R. P., Lesterhuis, A. J., Schulte, S., Brown, S., Reynolds, D. & Simons, T. R. 2010. Conservation Plan for the American Oystercatcher (*Haematopus palliatus*)

throughout the Western Hemisphere. Versión 1.1. (Manomet Center for Conservation Sciences: Massachusetts, Estados Unidos).

Colwell, M. A. 2010. Shorebird ecology, conservation and management. (University of California Press: California, Estados Unidos).

Conklin, J. R. & Colwell, M. A. 2008. Individual associations in a wintering shorebird population: do Dunlin have friends? Journal of Field Ornithology 79: 32-40.

Cosandey-Godin, A., Krainski, E. T., Worm, B. & Flemming, J. M. 2015. Applying Bayesian spatiotemporal models to fisheries bycatch in the Canadian Arctic. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 72: 1-12.

Cressie, N., Calder, C. A., Clark, J. S., ver Hoef J. M. & Wikle, C. K. 2009. Accounting for uncertainty in ecological analysis: the stregths and limitations of hierarchical statistical modeling Ecological Applications 19: 553-570.

Farina, A. 2006. Principles and methods in landscape ecology. Toward a science of landscape. (Springer: Dordrect, Paises Bajos).

Finn, P. G., Catterall, C. P. & Driscoll, P. V. 2008. Prey versus substrate as determinants of habitat choice in a feeding shorebird. Estuarine, Coastal and Shelf Science 80: 381-390.

Goss-Custard, J. D. 1985. Foraging behavior of wading birds and the carrying capacity of estuaries. En 'Behavioural Ecology', Eds. R. M. Sibly & R. H. Smith. (Blackwell: Oxford, Reino Unido).

Goss-Custard, J. D. & Yates, M. G. 1992. Predicting the effect of salt-marsh on feeding bird numbers on the Wash. Journal of Applied Ecology 29: 330-340.

Goss-Custard, J. D., R. E. Jones & P. E. Newbery. 1977. The ecology of the Wash. Distribution and diet of wading birds (Charadrii). Journal of Applied Ecology 14: 681-700.

Goss-Custard, J. D., Warwick, R. M., Kirby, R., McGrorty, S., Clarke, R. T., Pearson, B., Rispin, W. E., Le V. Dit Durrel, S. E. A. & Rose, R. J. 1991. Towards

predicting wading bird densities from predicted prey densities in a post-barrage severn estuary. Journal of Applied Ecology 28: 1004-1026.

Granadeiro, J. P., Andrade, J. & Palmeirim, J. M. 2004. Modelling the distribution of shorebirds in estuarine areas using generalised additive models. Journal of Sea Research 52: 227-240.

Guerrero, R. A., Acha, E. M., Framiñan, M. B. & Lasta, C. A. 1997. Physical oceanography of the Río de la Plata estuary, Argentina. Continental Shelf Research 17: 727-742.

Hamilton, W. D. 1971. Geometry for the selfish herd. Journal of Theoretical Biology 31: 295-311.

Holland, J. D., Bert, D. G. & Fahrig, L. Determining the spatial scale of species' response to habitat. Bioscience 54: 227-233.

Holloway, S. J., Rehfisch, M. M. & Clark, N. A. 1992. Dispersion of waterfowl on the Mersey in relation to their prey. (The British Trust for Ornithology: Norfolk, Reino Unido).

Hooten, M. B. & Hobs, N. T. 2015. A guide to Bayesian model selection for ecologists. Ecological Monographs 85: 3-28.

Hutto, R. L. 1985. Habitat selection by nonbreeding, migratory land birds. En 'Habitat Selection in Birds', Ed. M. L. Cody. (Academic Press: Florida, Estados Unidos).

Iribarne, O., Bruschetti, M., Escapa, M., Bava, J., Botto, F., Gutiérrez, J., Palomo, G., Delhey, K., Petracci, P. & Gagliardini, A. 2005. Small and large-scale effect of the SW Atlantic burrowing crab *Chasmagnathus granulatus* on habitat use of migratory shorebirds. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 315: 87-101.

Isacch, J. P., Costa, C. S. B., Rodríguez-Gallego, L., Conde, L, D., Escapa, M., Gagliardini, D. A. & Iribarne, O. O. 2006. Distribution of saltmarsh plant communities associated with environmental factors along a latitudinal gradient on the SW Atlantic coast. Journal of Biogeography 33: 888-900.

Johnson, O. W. & Connors, P. G. 2010. American Golden-Plover. *Pluvialis dominica*. En 'The Birds of North America on line', Ed. A. Poole. (Cornell Lab of Ornithology: New York, Estados Unidos). Disponible en http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/201

Lanctot, R. B., Aldabe, J., Almeida, J. B., Blanco, D., Isacch, J. P., Jorgensen, J., Norland, S., Rocca, P., Strum, K. M. 2009. Conservation Plan for the Buff-breasted Sandpiper (*Tryngites subruficollis*).Version 1.0. (U. S. Fish and Wildlife Service: Anchorage, Alaska & Manomet Center for Conservation Sciences: Massachusetts, Estados Unidos). Disponible en http://www.whsrn.org/conservation-plans.

Lindgren, F. & Rue, H. 2013. Bayesian spatial and spatio-temporal modelling with R-INLA. Disponible en, http://www.math.ntnu.no/inla/r-inla.org/papers/jss/lindgren.pdf.

Lindgren, F., Rue, H. & Lindström, J. 2011. An explicit link between Gaussian fields and Gaussian Markov random fields: the stochastic partial differential equation approach. Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Statistical Methodology) 73: 423-498.

López Laborde, J. & Nagy, G. J. 1999. Hydrography and sediment transport characteristics of the Río de la Plata: a review. En 'Estuaries of South America. Their Geomorphology and dynamics', Eds. G. M. E. Perillo, M. C. Piccolo & M. Pino-Quivira. (Springer: Berlin, Alemania).

Lourenço, M. L., Granadeiro, J. P. & Palmeirim, J. M. 2005. Importance of drainage channels for waders foraging on tidal flats: relevance for the management of estuarine wetlands. Journal of Applied Ecology 42: 477-486.

McGarigal, K. , Cushman, S. A. & Ene, E. 2012. Fragstats v4: Spatial pattern analysis program for categorical and continuous maps. (University of Massachusetts: Massachusetts, Estados Unidos). Disponible en http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html

Moore, F. R., Gauthreaux, S. A. J., Kerlinger, P. & Simons, T. R. 1995. Habitat requirements during migration: important link in conservation. En 'Ecology and

management of Neotropical migratory birds.', Eds. T. E. Martin & D. M. Finch. (Oxford University press: New York & Oxford, Estados Unidos).

Moreira, F. 1993. Macrohabitat selection by waders in the Tagus estuary (Portugal). Portugaliae Zoologica 2: 1–15.

Morrison, R. I. G. & Ross, R. K. 1989. Atlas of Nearctic shorebirds on the coast of South America. Special Publication. (Canadian Wildlife Service: Ottawa, Canada).

Mouritsen, K.N. & Jensen, K.T. 1992. Choice of microhabitat in tactile foraging dunlins *Calidris alpina*: the importance of sediment penetrability. Marine Ecology Progress Series 85: 1–8.

Myers, J. P. 1983. Space, time and the pattern of individual association in a group-living species: Sanderlings have no friends. Behavioral Ecology and Sociobiology 12: 129-134.

Myers, J. P. 1984. Spacing behavior of nonbreeding shorebirds. En 'Shorebirds: Migration and foraging behavior', Eds. J. Burger & B. L. Olla. (Plenum Press: New York, Estados Unidos).

Newton, I. 1998. Population limitation in birds. (Academic Press: London, Reino Unido).

Niles, L. J., Sitters, H. P., Dey, A. D., Atkinson, P. W., Baker, A. J., Bennett, K. A., Carmona, R., Clark, K. E., Clark, N. A., Espoz, C., González, P. M., Harrington, B. A., Hernández, D. E., Kalasz, K. S., Lathrop, R. G., Matus, R. N., Minton, C. D. T., Morrison, R. I. G., Peck, M. K., Pitts, W., Robinson, R. A. & Serrano, I. L. 2008. Status of the Red Knot (*Calidris canutus rufa*) in the Western Hemisphere. Studies in Avian Biology 36: 1-185.

Piersma, T., van Alest, R., Kurk, K., Berkhoudt, H. & Mass, L. R. M. 1998. A new pressure sensory mechanism for prey detection in birds: the use of principles of seabed dinamics? Preceding of the Royal Society B 265: 1377-1383.

Pulliam, H. R. 1973. On the advantages of flocking. Journal of Theoretical Biology 38: 419-422.

Quammen, M. L. 1982. Influence of subtle substrate differences on feeding by shorebirds on intertidal mudflats. Marine Biology 71: 339-343.

R Development Core Team. 2013. R: a language and environment for statistical computing. (R foundation for statistical computing: Vienna, Austria). Disponible en http://www.r-project.org/

Ravenscroft, N. O. M. & Beardall, C. H. 2003. The importance of freshwater flows over estuarine mudflats for wintering waders and wildfowl. Biological Conservation 113: 89–97.

Rettie, W. J. & Messier, F. 2000. Hierarchical habitat selection by woodland caribou: its relationship to limiting factors. Ecography 23: 466-478.

Ribeiro, P. D., Iribarne, O. O., Navarro, D. & Jáureguy, L.. 2004. Environmental heterogeneity, spatial segregation of prey, and the utilization of southwest Atlantic mudflats by migratory shorebirds. Ibis 146: 672-682.

Rogers, D. I., Piersma, T. & Hassell, C. J. 2006. Roost availability may constrain shorebird distribution: exploring the energetic costs of roosting and disturbance around a tropical bay. Biological Conservation 133: 225-235.

Rosa, S., Palmeirim, J.M. & Moreira, F. 2003. Factors affecting waterbird abundance and species richness in an increasingly urbanized area of the Tagus estuary in Portugal. Waterbirds 26: 226–232.

Rue, H., Marino, S. & Chopin, N. 2009. Approximate Bayesian inference for latent Gaussian models by using integrated nested Laplace approximations. Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Statistical Methodology) 71: 319-392.

Santos, C. D., Palmeirim, J. M. & Granadeiro, J. P. 2010. Choosing the best foraging microhabitats: individual skills constrain the choices of dunlins *Calidris alpina.* Journal of Avian Biology 41: 18-24.

Tobler, W. R. 1970. A computer movie simulating urban growth in the Detroit region. Economic Geography 2: 234-240.

Turner, M. G. 2005. Landscape ecology: what is the state of the science? Annual review of ecology, evolution and systematics 36: 319-344.

Vila, A. R., Bremer, E. R. & Beade, M. S. 1994. Censos de Chorlos y playeros migratorios en la Bahía Samborombón, provincia de Buenos Aires, Argentina. Reporte técnico número 2. (Fundación Vida Silvestre Argentina: Buenos Aires, Argentina).

Watanabe, S. 2010. Asymptotic equivalence of Bayes cross-validation and widely applicable information criterion in singular learning theory. Journal of Machine Learning Research 11: 3571-3594.

Watanabe, S. 2013. A widely applicable Bayesian information criterion. Journal of Machine Learning Research 14: 867-897.

Wetlands International. 2013. Waterbird Population Estimates 5. Disponible en wpe.wetlands.org

Yates, M. G., Goss-Custard, J. D., McGrorty, S., Lakhani, K. H., Le V. Dit Durrel, S. E. A., Clarke, R. T., Rispin, W. E., Moy, I., Yates, T., Plant, R. A. & Frost, A. J. 1993. Sediment characteristics, invertebrate densities and shorebird densities on the inner banks of the Wash. Journal of Applied Ecology 30: 599-614.

Zuur, A. F., Saveliev, A. A. & Ieno, E. N. 2012. Zero inflated models and generalized linear models with R. (Highland Statistics Ltd.: Newburgh, Reino Unido).

Zuur, A. F., Saveliev, A. A. & Ieno, E. N. 2015. A beginner's guide to generalised additive mixed models with R. 2nd edition. (Highland Statistics Ltd.: Newburgh, Reino Unido).

CAPITULO VII

CONSIDERACIONES FINALES

"The truth of the matter is, the birds could very well live without us, but many --perhaps all-- of us would find life incomplete, indeed almost intolerable without the birds."
(Roger Tory Peterson)

El objetivo principal de esta tesis fue evaluar las causas que condicionan la distribución y abundancia de las aves playeras en la Bahía Samborombón, uno de los sitios de mayor importancia para estas aves identificado en el continente Americano. Dado que más de la mitad de sus poblaciones globales están declinando principalmente a causa de la degradación de hábitat, el manejo eficiente de los sitos de mayor importancia resulta prioritario. Para alcanzarlo se requiere un sólido conocimiento sobre la dinámica espacial y temporal en términos de uso de hábitat, tiempos de permanencia y obtención del alimento. Esta tesis abarcó escalas de diferente extensión espacial y temporal. Se trabajó a escala de hábitat y de paisaje a nivel espacial y a largo y corto plazo a nivel temporal. A escala de hábitat se evaluaron aspectos asociados al ensamble de aves playeras, tales como la caracterización de su estructura y patrones de uso de hábitat en diferentes estaciones del año (capítulo II); y la incidencia del co-uso de recursos tróficos (capítulo III). También en esta escala espacial se consideraron aspectos poblacionales de una de las especies de mayor prioridad de conservación, el Playero Rojizo (*Calidris canutus rufa*). Por un lado se evaluaron las tendencias en abundancia y uso de hábitat a largo plazo, considerando datos de los últimos 30 años (capítulo IV). Por otro lado, se realizó un estudio a corto plazo para describir el comportamiento de individuos de esta especie que no realizan su migración hacia las áreas de cría (fenómeno conocido como sobre-veraneo) y evaluar las posibles causas (capítulo V). Finalmente se evaluó la incidencia de características del paisaje en los patrones de distribución y abundancia de las aves playeras en el área (capítulo VI).

- **Caracterización de la abundancia estacional y los patrones de uso de hábitat:** En el capítulo II se describieron las variaciones temporales tanto en abundancia como en estructura del ensamble durante tres estaciones del año y se evaluó el uso de las costas marinas y estuariales que hacen las distintas especies de aves playeras durante la bajamar.

Los ambientes estuariales presentan una mayor abundancia y riqueza de especies que los marinos. Once de las especies de presencia regular en el área presentan una fuerte dependencia con las planicies de marea estuariales para su alimentación, mientras que ninguna especie muestra asociaciones fuertes a playas marinas. A partir de estos resultados, se profundizaron las investigaciones sobre la abundancia estacional y los patrones de uso de hábitat a escala de paisaje en ambientes estuariales (Capítulo VI).

Punta Rasa, extremo sur de la Bahía Samborombón alberga una mayor abundancia de aves playeras durante el verano, estación en que las migrantes neárticas dominan el ensamble, destacando el Chorlo Pampa (*Pluvialis dominica*), la Becasa de Mar (*Limosa haemastica*) y el Playerito Rabadilla Blanca (*Calidris fuscicollis*). En el otoño el ensamble sigue dominado mayormente por migrantes neárticas, entre las que destacan la Becasa de Mar y el Playerito Rabadilla Blanca, pero en esta estación se observan diferencias relevantes respecto a lo que indican relevamientos realizados 25 años atrás. En este sentido, el Playero Rojizo pasó de ser una de las especies más abundantes en el pasado a ser una especie representada por números relativamente bajos en la actualidad, lo cual estaría reflejando la delicada situación de su población. En el invierno la abundancia de aves playeras en Punta Rasa se hace mínima y el ensamble está dominado por especies residentes. En particular se destaca el Ostrero Común, especie para la cual Punta Rasa clasifica como un sitio de importancia global.

Durante el invierno también se destaca la presencia de individuos de nueve especies migrantes neárticas. En esta estación la mayoría de las aves de este grupo se encuentran en sus áreas de reproducción en latitudes septentrionales, mientras que las que permanecen al sur de las áreas de cría son conocidas como sobre-veraneantes. En Punta Rasa, las especies sobre-veraneantes más abundantes son el Chorlo Ártico, la Becasa de Mar y el Playero Rojizo. Dado que de los resultados de este capítulo se desprende que el área podría ser, en este sentido, una de las de mayor importancia para la amenazada población de playeros rojizos de Tierra del Fuego, se profundizaron las investigaciones para evaluar la importancia histórica y actual (capítulo IV) y explicar las causas del sobre-veraneo (capítulo V).

- **Descripción de la dieta y las interacciones tróficas de las especies migratorias más abundantes a escala de hábitat:** En el capítulo III se describieron la dieta y los patrones de uso de los recursos tróficos en la baja y la pleamar de cuatro de las especies migratorias más abundantes durante el otoño y el invierno (Becasa de Mar, Playerito Rabadilla Blanca, Playero Rojizo y Chorlito Doble Collar). A su vez se evaluó el rol del co-uso de los recursos en la estructuración del ensamble comparando el grado de similitud de la dieta de las especies coexistentes.

Las aves consumen ítems de al menos 15 taxones, pero sólo unos pocos constituyen los principales recursos alimenticios. Las cuatro especies exhiben

flexibilidad en sus dietas en función al estado de marea y la estación del año. Los Playeros Rojizos se alimentan principalmente de moluscos, siendo el Mejillón Charrúa (*Mytella charruana*) el principal ítem presa en el otoño durante la bajamar y el gasterópodo *Littoridina australis* la presa más abundante tanto en el otoño durante la pleamar como en el invierno en ambos estados de marea. Las otras tres especies consumen principalmente poliquetos en ambas estaciones y estados de marea, mayormente de la especie *Laeonereis culveri* que es la especie bentónica más abundante de los intermareales limoarcillosos del extremo sur de la Bahía Samborombón.

Las especies de aves playeras coexistentes muestran diferenciación complementaria en dos dimensiones de su nicho trófico; por un lado en la composición taxonómica y por otro en la talla del principal ítem presa. Las mayores diferencias en la composición taxonómica ocurren entre los Playeros Rojizos y las restantes especies. Entre los consumidores de poliquetos, las especies que son más abundantes durante el otoño (Becasa de Mar y Playerito Rabadilla Blanca) se enfocan en presas de diferentes tamaños. Por el contrario, las especies que son más abundantes durante el invierno (Becasa de Mar y Chorlito Doble Collar) se alimentan de poliquetos de tamaños similares pero exhiben diferencias en la composición taxonómica de sus dietas.

Los parámetros demográficos del poliqueto *L. culveri* probablemente influyan sobre los patrones de la dieta de la comunidad local de aves playeras. En otoño la población de poliquetos está compuesta por individuos de dos cohortes con dos clases de talla, que son depredados diferencialmente por dos especies de aves playeras. Mientras que en el invierno la población de poliquetos está compuesta por una única cohorte sobre la que depredan las aves playeras que coexisten en esta estación. Esto sugiere que los poliquetos podrían ser un recurso limitado durante el invierno; estación en la que la dieta de la Becasa de Mar se caracteriza por una mayor amplitud de nicho trófico y una menor frecuencia de ocurrencia de poliquetos que la registrada en el otoño. Este patrón es congruente con la teoría del forrajeo óptimo en cuanto a que los predadores tienden a especializarse en una pocas presas altamente rentables cuando estas son abundantes, pero tienden a incorporar más tipos de presa, incluso aquellas menos rentables, cuando los recursos alimenticios se vuelven escasos. La mayor presión de depredación sobre poliquetos de menor tamaño ejercida por las becasas de mar y los chorlitos doble collar durante el invierno podría a su vez explicar la ausencia de playeritos rabadilla blanca sobre-veraneantes, los cuales también dependen de

poliquetos de pequeño tamaño. Si bien la competencia interespecífica por explotación es difícil de probar en condiciones naturales, este capítulo indica que es una de las explicaciones más plausibles para los patrones observados en la composición del ensamble de aves playeras en el extremo sur de la Bahía Samborombón, al menos durante el otoño y el invierno.

- **Variaciones en la abundancia anual del Playero Rojizo (Calidris canutus rufa) en Punta Rasa, en un período de 30 años:** En el capítulo IV se describieron los patrones de abundancia de playeros rojizos en Punta Rasa en los últimos 30 años y se reevaluó la importancia del área para los individuos en migración al hemisferio norte y los sobre-veraneantes, sobre la base del número mínimo de aves presente anualmente durante el otoño y el invierno.

  En el pasado eran más los individuos que utilizaban el área como parada migratoria que los que la utilizaban durante el sobre-veraneo. Sin embargo, el patrón se revirtió en la última década y en la actualidad el área tiene un rol más relevante durante el sobre-veraneo.

  El número de playeros rojizos que utiliza Punta Rasa durante la migración disminuyó en los últimos 30 años, de manera consistente con la drástica declinación que sufrió su población desde principios de milenio. Sin embargo, en el otoño no sólo disminuyó el número total de aves que utiliza el área sino también el porcentaje de individuos respecto de la población de Tierra del Fuego. En el período anterior al declive poblacional (1985-2000), el conteo máximo de aves en migración representó aproximadamente al 5,4% de los individuos de Tierra del Fuego. Por el contrario, para el período más reciente (2001-2014) el conteo máximo representó aproximadamente el 1,6%. Esto puede deberse a que las condiciones ambientales del área sufrieron deterioros significativos en las últimas dos décadas. En este sentido, las actividades de turismo recreacional incrementaron considerablemente en años recientes. Los mayores disturbios a las aves están asociadas con el tránsito vehicular y prácticas deportivas como el kite-surfing y el kite-buggying, actividades que se intensifican durante los meses más cálidos (fines de primavera a principios de otoño) coincidiendo con el paso migratorio de los playeros rojizos.

El número de aves que sobre-veranean en Punta Rasa también disminuyó en los últimos años. Sin embargo, esta disminución fue menos pronunciada que la registrada en la época de paso migratorio hacia el norte y el porcentaje de individuos respecto a la población de Tierra del Fuego que utiliza Punta Rasa durante el invierno se mantuvo relativamente constante a lo largo del período de estudio (cercano al 1%). El porcentaje de individuos adultos sobre-veraneantes incrementó desde un 10-15% en 1987 a un 19-54% en 2011-2014. Esto sugiere que en la actualidad grandes números de aves sexualmente maduras no logran completar su migración hacia las áreas de cría y consecuentemente no contribuyen a la reproducción de la especie; lo cual podría ser un síntoma de una población en problemas y un factor que debería ser investigado de forma prioritaria.

- **Caracterización del sobre-veraneo del Playero Rojizo y evaluación de sus posibles causas:** En el capítulo V se pusieron a prueba distintas hipótesis para explicar las causas del sobre-veraneo de los playeros rojizos y se amplió el conocimiento acerca de esta etapa del ciclo de vida escasamente estudiada.

Los sobre-veraneantes son aves de ambos sexos que permanecen en Punta Rasa por aproximadamente cuatro meses, desde mediados de mayo hasta fines de septiembre. Son individuos tanto juveniles como adultos que no lograron alcanzar las condiciones pre-migratorias necesarias para afrontar el vuelo hacia las áreas de cría y reproducirse exitosamente. La mayoría de los sobre-veraneantes presenta al inicio del sobre-veraneo escasa o nula acumulación de reservas pre-migratorias y ausencia o retraso en los patrones de muda esperados para individuos en condiciones de migrar (plumas primarias nuevas y completamente desarrolladas y plumaje alterno cercano al 100% en el caso de individuos adultos).

La mayor parte de los juveniles se encuentra con plumas primarias desgastadas o muda activa de las mismas, lo que indica que en el primer año de vida los costos asociados a la migración son mayores. Afrontar un vuelo migratorio con las plumas de vuelo en estas condiciones implica asumir un mayor riesgo. Por un lado, el plumaje desgastado ofrece poca capacidad de termorregulación y disminuye el desempeño durante el vuelo. Por otro lado, la muda activa reduce el área del ala y por lo tanto incrementa los costos del vuelo.

Por su parte, los adultos sobre-veraneantes presentan retrasos en la muda del plumaje de contorno para adquirir plumaje alterno. El plumaje alterno es considerado una señal honesta de selección sexual. Su adquisición implica una elevada demanda energética que puede suprimirse si la energía disponible es limitada ya que no es esencial para la supervivencia. Esto indica que el plumaje alterno incompleto, podría estar asociado a problemas, ya sea de salud o ambientales, a los que se hayan enfrentado las aves en la última etapa del período de descanso no reproductivo o la primera etapa de la migración hacia el norte, lo que también podría explicar su bajo peso y escasa acumulación de reservas. Pese a estos problemas, la mayoría de los adultos sobre-veraneantes logran reestablecer sus migraciones y probablemente contribuir a la reproducción en años subsiguientes.

- **Evaluación a escala de paisaje del rol de variables ambientales en la abundancia y distribución espacial y temporal de las aves playeras en las costas estuariales de la Bahía Samborombón:** En el capítulo VI se evaluó el grado de uso de las costas estuariales de la Bahía Samborombón por aves playeras en las cuatro estaciones del año y se identificaron los principales factores ambientales medidos a escala de paisaje que determinan su distribución.

El área reviste importancia para las poblaciones globales de al menos seis especies de aves playeras: el Chorlo Pampa, el Playerito Rabadilla Blanca, la Becasa de Mar y el Playero Rojizo entre las neárticas; el Chorlito Doble Collar entre las neotropicales y el Ostrero Común entre las residentes. La mayor intensidad de uso de la Bahía Samborombón por parte de las aves playeras ocurre a nivel temporal en las estaciones del año en que las especies neárticas dominan el ensamble (verano, otoño y primavera) y a nivel espacial en el sector que abarca desde canal 15 hasta Punta Rasa. La distribución de las aves está fuertemente influenciada por un efecto espacial, que podría explicarse por procesos ecológicos subyacentes, como la cohesión social. Los patrones de abundancia en áreas de alimentación no se mantienen constantes, sino que varían mostrando una correlación espacio-temporal que indica mayor similitud entre estaciones consecutivas. De este modo, las áreas con mayor intensidad de uso se desplazan desde el sur hacia el centro de la bahía en el transcurso del año. Este patrón es explicado significativamente por la distancia al mar (altamente correlacionada con la salinidad); variable que también explica las variaciones en los patrones de abundancia

observados durante el verano y el otoño. Trabajos previos demostraron que la salinidad está altamente relacionada con la abundancia y disponibilidad de invertebrados dentro de ambientes estuariales. En el otoño la abundancia de las aves playeras responde a su vez a la distancia a las desembocaduras de ríos, arroyos y canales, que ofrecen condiciones más propicias para la alimentación. Durante el otoño las aves playeras están en migración hacia las áreas de reproducción, por lo que se encuentran sometidas a cuellos de botella temporales más severos que en otras épocas del año y por lo tanto disponen de menos tiempo para acumular reservas pre-migratorias.

IMPLICANCIAS PARA LA CONSERVACIÓN

Las costas estuariales son los principales ambientes de alimentación utilizados por las aves playeras en la Bahía Samborombón durante la bajamar. Debido a las grandes dificultades de acceso, estas costas no reciben en la actualidad grandes disturbios antrópicos que afecten directamente a las poblaciones de aves playeras que utilizan el área. Sin embargo, los resultados de esta tesis resaltan la importancia de la red de canales de drenaje para proporcionar áreas de alimentación con condiciones más propicias. En el último siglo se han realizado numerosas intervenciones sobre los procesos hidráulicos de la Bahía Samborombón con el objetivo de mejorar y ampliar el uso de la tierra con fines agrícolas y ganaderos. De este modo se controlaron las escorrentías mediante diques, terraplenes y canales artificiales e incluso son cada vez más importantes las obras de canalización clandestina realizadas por los propietarios de predios privados. Por su parte, las obras de canalización artificial tienden a concentrar las descargas de aguas en sectores limitados, eliminando cauces de drenaje que naturalmente forman redes más densas con mayor cantidad de puntos de descarga al estuario. Por lo tanto, futuras obras hídricas en la Bahía Samborombón deberían considerar la necesidad de minimizar la pérdida de puntos naturales de entrada de agua al estuario a fin de preservar el valor del área para la alimentación de las aves playeras.

Por otro lado, esta tesis destaca la importancia de Punta Rasa para el sobre-veraneo del Playero Rojizo, una de las aves playeras de mayor prioridad de conservación a nivel nacional e internacional (ver anexo, capítulo I). La información sobre la distribución de sobre-veraneantes es un paso importante hacia la protección de áreas clave que faciliten el asentamiento de juveniles y la recuperación de adultos con condiciones deficientes. Consecuentemente se resalta la necesidad de garantizar las

condiciones ambientales que permitan un adecuado descanso y alimentación de los playeros rojizos en el área durante el invierno. En este sentido es importante proteger las principales áreas de alimentación situadas en planicies de marea estuariales durante la bajamar. Dado que esta especie se desplaza a las costas marinas para continuar alimentándose durante la pleamar, también es importante considerar un manejo del área que limite las actividades de turismo y recreación en las costas marinas en las horas de marea alta.