

Universidad Nacional de Mar del Plata
Marzo 2007

*Ecología trófica del Rayador Sudamericano
(Rynchops níger): efecto de variables ambientales
sobre sus estrategias de forrajeo en ambientes
estuariales y costeros*

Lic. Rocío Mariano y Jelich

Director: Dr. Marco Favero

Codirector: Dr. Oscar O. Iribarne

UNIVERSIDAD NACIONAL DE MAR DEL PLATA - CONICET

**TESIS PARA ACCEDER AL TÍTULO DE DOCTOR EN CIENCIAS, ÁREA BIOLOGÍA EN LA
UNIVERSIDAD NACIONAL DE MAR DEL PLATA**

INDICE

Resumen	1
Capítulo I: El Rayador Sudamericano (<i>Rynchops niger intercedens</i>).	
1. El Rayador Sudamericano (<i>Rynchops niger intercedens</i>).	2
1.1. Clasificación y caracterización de la especie	2
Sistemática y distribución	2
Características morfológicas	3
Estrategia de alimentación y dieta	6
Reproducción y movimientos estacionales	12
Capítulo II: Descripción del área de estudio.	
2. Descripción del área de estudio. Laguna Costera Mar Chiquita	16
Características generales	16
Condiciones climáticas	21
Capítulo III: Ecología trófica del Rayador Sudamericano (<i>Rynchops niger intercedens</i>) durante la temporada no reproductiva.	
3. Ecología trófica del Rayador Sudamericano (<i>Rynchops niger intercedens</i>) durante la temporada no reproductiva.	22
3.1. Introducción	22
3.2. Materiales y métodos.	24
3.2.1. Recolección y procesado de egagrópilas.	24
3.2.2. Obtención y procesado de lavados estomacales.	26
3.2.3. Cuantificación.	26
3.2.4. Regresiones usadas para el retrocálculo de la talla de las presas.	27
3.2.5. Contenido energético de las presas.	30
3.2.6. Comparación de la dieta del Rayador Sudamericano en dos estuarios bonaerenses.	32
3.2.7. Competencia interespecífica. Cálculo del nivel trófico de las presas y de las aves.	33

3.2.8. Competencia intraespecífica. Dimorfismo sexual y cálculo de la función discriminante entre sexos.	36
3.3. Resultados	39
3.3.1. Aspectos generales de la dieta de <i>R. niger</i> .	39
3.3.2. Diferentes metodologías en el análisis de la dieta. Comparación entre el uso de egagrópilas y regurgitados espontáneos.	43
3.3.3. Comparación de la dieta del Rayador en dos estuarios de la Provincia de Buenos Aires.	47
3.3.4. Contenido energético de las presas presentes en la dieta de <i>Rynchops niger</i> .	48
3.3.5. Segregación trófica interespecífica.	50
3.3.6. Segregación intraespecífica.	53
Dimorfismo sexual.	
Segregación trófica entre sexos.	
3.4. Discusión.	59
3.4.1. Consideraciones generales del espectro trófico de <i>Rynchops niger</i> .	59
3.4.2. Desvíos metodológicos y posibles correcciones.	61
3.4.3. Segregación trófica entre sexos.	63
3.4.4. Segregación trófica interespecífica.	66
 Capítulo IV: Ambientes de forrajeo del Rayador Sudamericano.	
4. Determinación de áreas de forrajeo	68
4.1. Introducción.	68
4.2. Materiales y métodos.	69
4.2.1. Presas como indicadoras de áreas de forrajeo.	69
Contenido energético de las presas provenientes de distintos ambientes	
4.2.2. Patrones de actividad crepuscular en rayadores.	70

4.2.3. Uso de técnicas de radio telemetría.	71
4.2.4. Isótopos estables como indicadores de fuentes de alimento y áreas de alimentación.	72
4.2.5. Caracterización de micro-ambientes utilizados por el Rayador Sudamericano en el sector estuarial de la Laguna Mar Chiquita.	74
4.3. Resultados.	78
4.3.1. Presas como indicadoras de áreas de forrajeo.	78
4.3.2. Patrones de actividad durante horarios crepusculares.	81
4.3.3. Uso de distintos ambientes por ejemplares instrumentados con radio- telémetros.	82
4.3.4. Análisis de isótopos estables de Carbono y Nitrógeno.	85
Resultados generales.	
Valores de isótopos estables de Carbono y Nitrógeno entre sexos.	
Variabilidad temporal de los valores de isótopos estables de carbono y nitrógeno.	
4.3.5. Uso de microambientes en el sector estuarial de la laguna.	94
4.4. Discusión.	96
4.4.1. Aplicación de técnicas radiotelemétricas.	97
4.4.2. Análisis de isótopos estables: consideraciones generales, aplicación del modelo de mezclas y variación temporal.	97
4.4.3. Uso de microambientes.	100
Capítulo V: Efecto de las condiciones ambientales sobre la dieta y las estrategias de forrajeo.	
5. Efecto de las condiciones ambientales sobre la dieta y las estrategias de forrajeo.	102
5.1. Introducción.	102

5.2. Materiales y métodos.	104
5.2.1. Fuente de datos ambientales.	104
5.2.2. Monitoreo de la dieta del Rayador Sudamericano.	107
5.2.3. Captura de especies presa del Rayador Sudamericano por la flota de rada con base en el Puerto de Mar del Plata.	108
5.3. Resultados.	108
5.3.1. Monitoreo de la dieta del Rayador Sudamericano. Variaciones interanuales en el uso de ambientes de forrajeo.	108
5.3.2. Efecto de las condiciones climáticas locales sobre la dieta del Rayador Sudamericano.	110
5.3.3. Efecto del ENSO sobre el espectro trófico del Rayador Sudamericano.	114
5.3.4. Solapamiento de la dieta del Rayador Sudamericano con la industria pesquera. Consumo de especies blanco de la industria pesquera.	117
5.4. Discusión.	119
5.4.1. Efecto de las condiciones climáticas locales y regionales sobre la dieta del Rayador Sudamericano.	119
5.4.2. Solapamiento de la dieta del Rayador Sudamericano con la industria pesquera.	125
Capítulo VI: Síntesis final.	
6. Síntesis final.	128
Estado de conservación del Rayador Sudamericano: diagnóstico para el Sudeste bonaerese y recomendaciones generales.	
Bibliografía general.	135
Agradecimientos.	159

RESÚMEN

El Rayador Sudamericano (*Rynchops niger intercedens*) es una de las aves marinas más abundantes en estuarios del Este-Sudeste bonaerense durante los meses de verano-otoño, con concentraciones que pueden superar los 10.000 ejemplares. Si bien la especie cuenta con una amplia distribución continental, la información referida a la subespecie sudamericana es escasa, con unos pocos trabajos que describen características de las colonias y algunos trabajos recientes referidos a su ecología durante la temporada de invernada. El mayor caudal de información proviene de la subespecie Norteamericana, correspondiendo casi en su totalidad a trabajos realizados durante la temporada reproductiva. En estos trabajos los rayadores son descritos como aves restringidas en el uso de ambientes de forrajeo, utilizando cuerpos de aguas someras y protegidos, estuariales o continentales, siendo ocasional el uso de ambientes marinos. Esta restricción se vincula a una morfología craneana particular y a una táctica de alimentación estereotipada. El presente trabajo se llevó a cabo en la Laguna Costera Mar Chiquita (37°46'S, 57°27'W) y tuvo como objetivo general analizar la ecología trófica de la especie durante la temporada no reproductiva. Para estudiar la dieta de estas aves se analizaron egagrópilas y regurgitados espontáneos. La identificación de áreas de forrajeo fue realizada mediante el análisis de presas indicadoras, isótopos estables y de técnicas radiotelemétricas. Los resultados de este trabajo muestran a los rayadores realizando un uso variado de ambientes de forrajeo explorando tanto áreas marinas como estuariales y utilizando de manera ocasional ambientes de agua dulce. Las presas clave identificadas fueron *Odontesthes incisa* (Cornalito, netamente marina) y *O. argentinensis* (Pejerrey, estuarial). La composición de la dieta y el consecuente uso de áreas de forrajeo de estas aves se vio afectada por variables climáticas como la intensidad del viento y las precipitaciones. Diversos mecanismos como selección de tipo y talla de presas, áreas y horarios de forrajeo estarían relajando la competencia trófica con otras especies de aves marinas simpátricas. Las asimetrías observadas entre sexos y las diferencias en la importancia y tallas de presas, asociado a un eventual uso diferencial de áreas de parches de alimentación, estarían relajando la competencia intraespecífica. La modificación de las áreas de invernada podría afectar un número importante de poblaciones reproductivas de Argentina y posiblemente del sur de Sudamérica. La información contenida en este trabajo puede resultar útil para la mejora de los programas de manejo en desarrollo, particularmente considerando que el Rayador Sudamericano es una de las especies más abundantes y emblemáticas de un ambiente único en nuestro país como la laguna costera Mar Chiquita.

El Rayador Sudamericano
(Rynchops niger intercedens).

Capítulo I

Universidad Nacional de Mar del Plata
Marzo 2007

1. EL RAYADOR SUDAMERICANO (*RYNCHOPS NIGER INTERCEDENS*)

1.1 CLASIFICACIÓN Y CARACTERIZACIÓN DE LA ESPECIE

Clase Aves

Orden Charadriiformes

Suborden Lari

Familia Rynchopidae

Rynchops niger

(Rayador Sudamericano)



Sistemática y distribución

Debido a la ausencia de registros fósiles pertenecientes a la familia Rynchopidae, las estimaciones sobre la historia filogenética de los rayadores se ha visto limitada a comparaciones anatómicas, comportamentales y moleculares de las especies actuales (Sears *et al.* 1974, Sibley *et al.* 1988, Zusi 1996). La familia Rynchopidae se encuentra dentro del suborden Lari junto con las gaviotas (Laridae), gaviotines (Sternidae) y skúas (Stercorariidae). Algunos autores sugieren que las gaviotas y los gaviotines están más relacionados entre sí y a su vez más relacionados con los skúas que cualquiera de estos con los rayadores, por lo que la posición evolutiva de los rayadores dentro del suborden continúa siendo controversial. De todas maneras las relaciones establecidas dentro del suborden Lari presentan problemas dado que los estudios realizados hasta el momento no han incluido a todos los géneros de este taxón. Algunos autores cuestionan las relaciones establecidas entre gaviotines e incluso existe desacuerdo en la inclusión de los skúas dentro del mismo suborden (Zusi 1996). La familia Rynchopidae también ha sido tratada como subfamilia Rynchopinae dentro de la familia Laridae (Burger y Gochfeld 1990) e incluso como tribu Rynchopini dentro de la subfamilia Larinae (Sibley *et al.* 1988)

El género *Rynchops* posee tres especies que presentan una distribución geográfica amplia. El Rayador Indio (*R. albicollis*) se distribuye en el sur asiático, el Rayador Africano (*R. flavirostris*) posee una amplia distribución en África central, oriental y occidental, y el Rayador Americano (*R. niger*) se encuentra distribuido ampliamente en el continente americano. Esta última especie presenta tres subespecies: *R. n. niger* que se distribuye en Norteamérica hasta la costa de Panamá; *R. n. cinarescens* desde Colombia, principalmente sobre la costa Pacífica hasta el sur de Chile, y *R. n. intercedens* que se distribuye desde Brasil hasta el Sur de la Provincia de Buenos Aires en Argentina (Burger y Gochfeld 1990, Zusi 1996) (Fig. 1.1).

En líneas generales, los rayadores distribuidos en Sudamérica y Asia están principalmente restringidos a grandes ríos y estuarios, mientras que los distribuidos en África se encuentran asociados a ríos y lagos. Previo al desarrollo de esta tesis doctoral, buena parte de la información existente sobre este género provenía de la subespecie Norteamericana, la cual a diferencia de las demás posee una atípica dependencia a costas arenosas e islas de barrera.

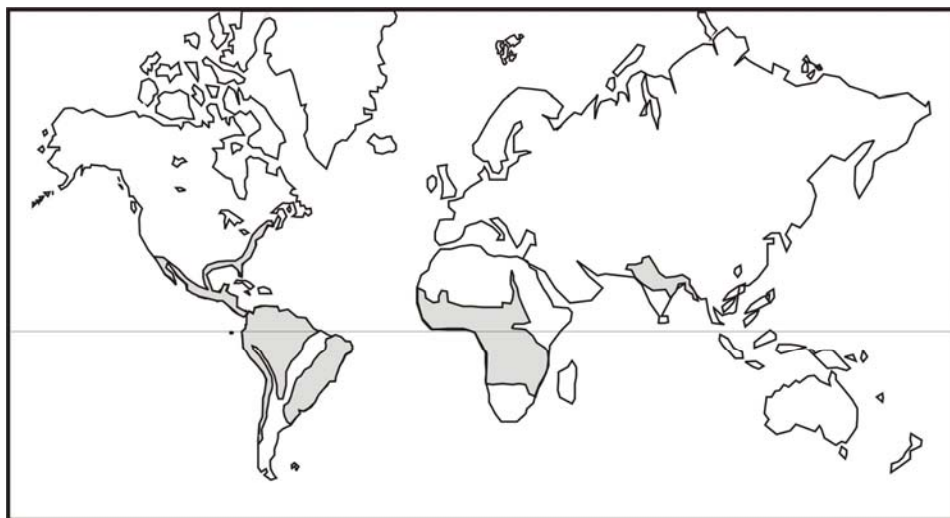


Figura 1.1. Distribución mundial del género *Rynchops*.

Características morfológicas

Los rayadores presentan tallas comparables a gaviotines medianos y grandes. Dado el importante dimorfismo sexual que presentan es difícil asignar una talla para estas especies. La mayor parte, sino todos, los trabajos que

discuten el dimorfismo sexual en estas aves han sido realizados sobre la especie americana (*R. niger*) durante la temporada reproductiva (Quinn 1990, Burger y Gochfeld 1992). En este contexto las estimaciones de peso pueden presentar desvíos relacionados con la condición reproductiva de los individuos. Por otra parte, muchos de los trabajos no especifican como se realizó la confirmación del sexo de los individuos medidos (Erwin 1977a, Burger y Gochfeld 1992). De todas maneras, los rayadores presentan un dimorfismo sexual marcado, siendo los machos más grandes que las hembras (Quinn 1990, Burger y Gochfeld 1992, Zusi 1996). Esta condición es más evidente en las especies americana y asiática, mientras que la especie africana es la más pequeña en tamaño y menos dimórfica (Zusi 1996).

La especie *Rynchops niger* fue descrita por Linnaeus en 1758. El adulto con plumaje nupcial posee la corola, la nuca, la región auricular, el dorso del cuerpo y de las alas negros. La frente, debajo de los ojos, la región ventral del cuerpo y las alas son blancos. El pico es rojo-anaranjado con la punta negra. Durante la temporada de reposo el plumaje es de color negro más opaco que el plumaje reproductivo, y presentan un collar blanco en la nuca (Zusi 1996, Coelho Naves 1999) (Fig. 1.2.). Las restantes especies a diferencia de la americana poseen el pico completamente rojo-anaranjado y la especie asiática (*R. albicollis*) presenta un collar blanco en la nuca en su plumaje reproductivo (Zusi 1996).



Foto: M. Favero

Figura 1.2. Rayador Sudamericano con plumaje de reposo.

*“October 15th:- ...I here saw a very extraordinary bird, called the Scissor-beak (*Rhynchops nigra*). It has short legs, web feet extremely long-pointed wings, and is of about the size of a tern. The beak is flattened laterally, that is, in a plane at right angles to that of a spoonbill or duck. It is as flat and elastic as an ivory paper-cutter, and the lower mandible, differing from every other bird, is an inch and a half longer than the upper.”*(Charles Darwin 1831-1836)

Tal como fue descrito por Charles Darwin en sus diarios del Viaje en el Beagle, la característica más conspicua de los rayadores es el pico, ya que las mandíbulas difieren en el largo. La mandíbula superior es más corta que la inferior, presenta una pequeña curvatura hacia abajo y si bien se encuentra comprimido lateralmente se ensancha en cercanías de la boca. La mandíbula inferior es varios centímetros más larga que la superior. Presenta un ensanchamiento en proximidades de la boca similar a la mandíbula superior, pero su compresión lateral es mayor y el borde dorsal es cortante. A pesar de

las características de la ranfoteca, el hueso que conforma la mandíbula inferior es apenas más largo que la mandíbula superior (Burger y Gochfeld 1990, Zusi 1996) (Fig. 1.2. y 1.3.).

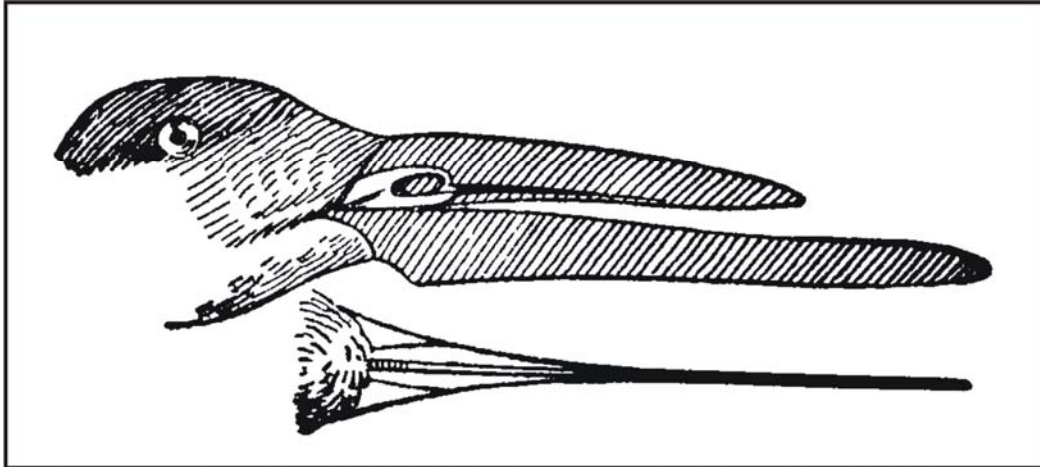


Figura 1.3. Dibujo de un Rayador realizado por Charles Darwin durante su paso por Argentina. En la imagen se muestra una vista lateral del pico y debajo de esta una vista ventral (Darwin, 1831 – 1836).

Estrategia de alimentación y dieta

Los rayadores presentan una táctica de forrajeo muy particular, altamente estereotipada y única entre las aves, que se encuentra en estrecha vinculación con la morfología del pico. La táctica de alimentación consiste en un vuelo lento sobre la superficie del agua sumergiendo parcialmente la mandíbula inferior, explorando de esta manera entre 6 y 10 cm. de la sección más superficial de la columna de agua. Esta estrategia es principalmente táctil; los rayadores exploran un área a lo largo de 50 o 100 m (aunque puede extenderse un poco más), luego de lo cual regresan volando al punto de inicio y retoman el “rayado”. Durante el forrajeo el vuelo consiste en batidos cortos y rápidos o durante condiciones de vientos favorables en planeos, con las alas posicionadas a aproximadamente 40° en relación al plano horizontal. El largo del pico y el cuello permiten que estas aves mantengan su cuerpo separado del agua mientras rayan (Fig. 1.4.).



Foto: C. García-Mata

Figura 1.4. Fotografía tomada a un Rayador durante el forrajeo.

El rayado es un modo de alimentación efectivo en hábitats que presentan altas densidades de peces, en aguas someras o cerca de la superficie en aguas más profundas (Erwin 1977a,b, Zusi 1996). Durante la alimentación la mandíbula inferior se deprime relativamente poco y la mayor apertura está dada por la mandíbula superior que, flexionándose sobre la region nasal, se eleva hasta casi 45° sobre la posición de oclusión. Este cinetismo craneano está generado por el efecto de los cuadrados empujando hacia adelante los pterigoides y cuadrado-yugales, siendo mucho más importante que el observado en especies del mismo suborden (como gaviotas y gaviotines) (Tomkins 1951) (Fig. 1.5).

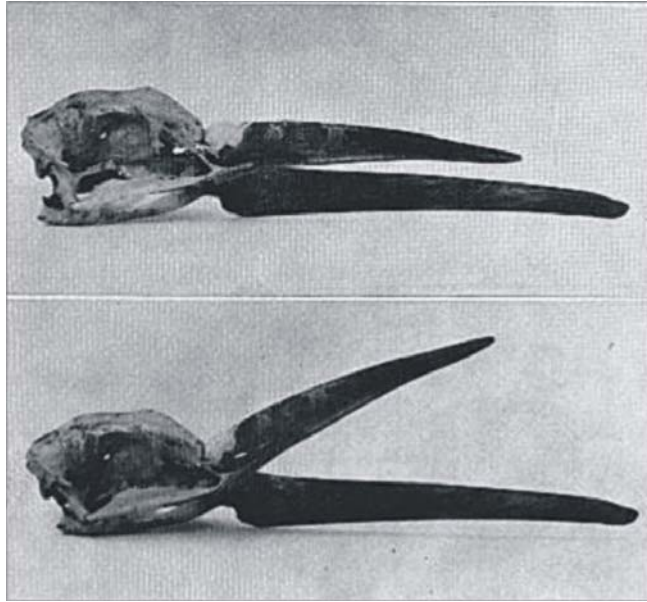


Figura 1.5. Cinetismo craneal en el género *Rynchops*. La fotografía superior muestra un cráneo de Rayador con la mandíbula superior en reposo. La fotografía inferior muestra un cráneo de Rayador con la mandíbula superior en su máxima extensión cinética. Figura tomada de Tomkins 1951

Al momento de capturar una presa, la cabeza y el segmento superior del cuello se doblan hacia abajo y hacia atrás, por debajo del cuerpo, de manera que la mandíbula superior alcanza la presa (Fig. 1.6.).



Foto: C. García-Mata

Figura 1.6. La fotografía muestra el movimiento realizado al momento de capturar una presa.

Las presas son consumidas en vuelo, salvo excepciones cuando fueran demasiado grandes como para ser manipuladas en vuelo o durante el cortejo y

la alimentación a pichones durante la temporada reproductiva. Dada la poca superficie de contacto entre el pico y la presa, se esperaría una baja efectividad en el transporte de las presas pero esto es superado por la fuerza de oclusión y el filo de la ranfoteca que incluso se inserta en las presas (Zusi 1996) (Fig. 1.7.).



Figura 1.7. Presa obtenida de un regurgitado espontáneo de rayador donde pueden observarse las marcas dejadas por el filo del pico.

Charles Darwin describe la particular táctica de forrajeo de esas aves de la siguiente manera:

“In a lake near Maldonado, from which the water had been nearly drained, and which, in consequence, swarmed with small fry, I saw several of these birds, generally in small flocks, flying rapidly backwards and forwards close to the surface of the lake. They kept their bills wide open, and the lower mandible half buried in the water. Thus skimming the surface, they ploughed it in their course: the water was quite smooth, and it formed a most curious spectacle to behold a flock, each bird leaving its narrow wake on the mirror-like surface. In their flight they frequently twist about with extreme quickness, and dexterously manage with their projecting lower

mandible to plough up small fish, which are secured by the upper and shorter half of their scissor-like bills.”

El hecho de que esta táctica de alimentación sea principalmente táctil permite que estas aves exploren sus áreas de alimentación durante horarios crepusculares y nocturnos (Erwin 1977a). La ocurrencia de ritmos nictimerales y el consecuente acercamiento a la superficie en la columna de agua de algunas especies de peces, como la disminución en la intensidad de vientos han sido sugeridas como factores que podrían estar favoreciendo esta estrategia. El forrajeo nocturno ha sido descrito para otras especies de aves como flamencos, algunas especies de garzas y playeros entre otras (Robert *et al.* 1989), y es considerada como una estrategia que permite la segregación trófica con especies que se alimentan en horarios diurnos (Zusi 1996). Esta condición de actividad nocturna, distingue a los rayadores de otras especies de aves emparentadas y al menos parcialmente ictiófagas como las gaviotas y los gaviotines. En relación con esto los ojos de los rayadores presentan una apertura de la pupila inusualmente grande. Durante el día, para evitar los daños que pudieran causar sobre la retina el reflejo generado por la arena y el medio acuático, la pupila se cierra formando una angosta abertura vertical, lo cual se presenta como una adaptación única entre las aves. Por otra parte, los rayadores poseen una mayor proporción de bastones en la retina, lo cual es característico en animales nocturnos (Zusi 1962, Zusi 1996, Rojas *et al.* 1997).

La alimentación nocturna de los rayadores ya había sido evidenciada por C. Darwin, quien lo detalla de la siguiente manera en sus diarios del Viaje del Beagle:

“During the day they rest in flocks on the grassy plains at some distance from the water. Being at anchor, as I have said, in one of the deep creeks between the islands of the Parana, as the evening

drew to a close, one of these scissor-beaks suddenly appeared. The water was quite still, and many little fish were rising. The bird continued for a long time to skim the surface, flying in its wild and irregular manner up and down the narrow canal, now dark with the growing night and the shadows of the overhanging trees. At Monte Video, I observed that some large flocks during the day remained on the mud-banks at the head of the harbour, in the same manner as on the grassy plains near the Parana; and every evening they took flight seaward. From these facts I suspect that the Rhynchops generally fishes by night, at which time many of the lower animals come most abundantly to the surface.”

La mayor parte de la información sobre la dieta de este género corresponde a trabajos realizados en Norteamérica, estos a su vez desarrollados en su mayoría durante la temporada reproductiva (Erwin 1977a, b, White *et al.* 1984, Burger y Gochfeld 1990; pero ver Black y Harris 1983). Estos trabajos señalan que los rayadores utilizan preferentemente como áreas de forrajeo cuerpos de agua someros, calmos y sin vegetación emergente como pozas y/o canales de marea, lo cual se ve reflejado en las especies de peces presa consumidas, siendo principalmente especies estuariales o de agua dulce, mientras que la presencia de presas netamente marinas es menos importante (Erwin 1977a, Zusi 1996). El supuesto en el cual se basan estos trabajos es que especies con comportamientos tróficos estereotipados son más rígidas que plásticas al momento de elegir sus áreas de alimentación. En Argentina, trabajos realizados en Mar Chiquita y Punta Rasa (extremo sur del estuario del Río de la Plata) muestran que los rayadores durante la temporada no reproductiva hacen un uso

importante del ambiente marino, reflejado en la importancia de presas marinas en la dieta. Estos antecedentes indican que, en contraposición con lo planteado para colonias reproductivas en Norteamérica, estas aves a pesar de presentar una táctica de alimentación estereotipada serían plásticas al momento de elegir sus áreas de forrajeo (Favero *et al.* 2001a, Mariano-Jelicich 2001, Mariano-Jelicich *et al.* 2003)

En general, la talla estimada de los peces presa del Rayador en Norteamérica oscila entre 30 – 120 mm (Gochfeld y Burger 1994). De todas maneras los distintos trabajos realizados en Estados Unidos presentan diferencias en las tallas estimadas, asociado esto a las metodologías utilizadas, tal es el caso de las tallas reportadas en Florida, USA donde el largo máximo estimado fue 55 mm (Leavitt 1957) o el estimado entre 10 – 50 mm para presas entregadas a los pichones en Virginia, USA (Erwin 1977b). Trabajos recientes realizados en Sudamérica indican una talla promedio de 73 y 77 mm (para dos estuarios de Argentina, Favero *et al.* 2001a, Mariano-Jelicich *et al.* 2003) y un promedio de 56 mm en Brasil (Coelho Naves y Vooren 2006).

El siguiente es un pasaje llamativo, del diario de C. Darwin durante su paso por Uruguay y Argentina. En el mismo cuanta la observación de M. Lesson en las costas de Chile, donde los rayadores se alimentaban de almejas enterradas en los bancos de arena

“M. Lesson states that he has seen these birds opening the shells of the mastrac buried in the sand-banks on the coast of Chile: from their weak bills, with the lower mandible so much projecting, their short legs and long wings, it is very improbable that this can be a general habit.”

Como bien reconoce C. Darwin, debido a las características morfológicas del pico de los rayadores es improbable este tipo de comportamiento en estas aves. M. Lesson se estaría refiriendo muy probablemente al Ostrero (*Haematopus*

sp.), el cual presenta plumaje negro, tiene un pico rojo-anaranjado y se alimenta de almejas entre otras presas.

Reproducción y movimientos estacionales

En cuanto a las características reproductivas de este género, el gran caudal de información también proviene de colonias en Norteamérica, mientras que información sobre las restantes subespecies de la especie americana como de las restantes especies es escasa o anecdótica. En Argentina, Klimaitis y Moschione (1984) han descripto las características de colonias reproductivas de *Rynchops niger intercedens* relevadas sobre el Río Uruguay. En líneas generales, para las especies en Sudamérica, África y Asia, la reproducción ocurre durante la temporada seca en los grandes ríos, entre los meses de abril y noviembre, pero las fechas varían localmente dependiendo del final de la temporada de lluvia en las nacientes de los ríos (Preston 1962, Klimaitis y Moschione 1984, Krannitz 1989, Zusi 1996, C. F. Raffo com. pers.). En cambio, para la subespecie norteamericana, dado que las colonias se establecen en la costa, la reproducción es estacional comenzando a mediados de la primavera y extendiéndose en algunos casos hasta fines del verano (Burger y Gochfeld 1990, Zusi 1996). Las colonias del género *Rynchops* pueden ser tanto mixtas (junto a gaviotas y/o gaviotines) como monoespecíficas (Zusi 1996), y a excepción de algunas colonias que cuentan con varios miles de parejas en las costas norteamericanas, la información correspondiente para las restantes especies y subespecies refiere a colonias muy pequeñas, en la mayoría de los casos menores a 100 parejas (no mayores a 50 parejas en colonias del Río Uruguay en Argentina, Klimaitis y Moschione 1984, Krannitz 1989, C. F. Raffo com. pers.).

“These birds are common far inland along the course of the Río Parana; it is said that they remain here during the whole year, and breed in the marshes.”

(Darwin, 1831 – 1836)

Excepto en Norteamérica donde tanto la temporada reproductiva como la no reproductiva de los rayadores se desarrollan en áreas costeras, los ciclos anuales migratorios del género *Rynchops* parecen estar asociados a temporadas lluviosas y secas. Esto estaría relacionado al afloramiento de bancos arenosos en los ríos ocupados durante la temporada reproductiva y a las crecidas durante la temporada de lluvias indicando el fin de la temporada reproductiva e inicio de la migración hacia las áreas de invernada (Zusi 1996, Klimaitis y Moschione 1984, C. F. Raffo com. pers.). En Argentina, la Laguna Mar Chiquita es uno de los sitios elegidos por los rayadores durante la temporada no-reproductiva cuando se los suele ver formando densos grupos junto a otras especies de aves marinas (Fig. 1.8).



Foto: C. García-Mata

Figura 1.8. Fotografía de un grupo de rayadores en un banco de la desembocadura de la Laguna de Mar durante el mes de febrero Chiquita.

Si bien el Rayador Sudamericano se encuentra en Mar Chiquita durante todo el año sus abundancias son muy bajas (Favero 1991, Favero et al. 2001b).

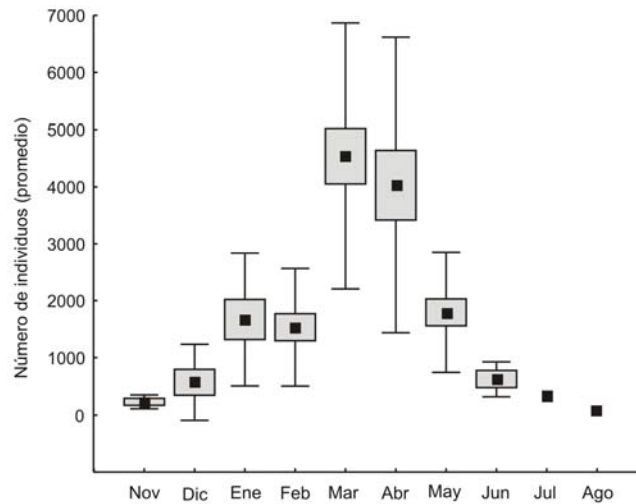


Figura 1.9. Número promedio de individuos de *R. niger intercendens* en la desembocadura de la Laguna de Mar Chiquita estimado a partir de censos de punto. Los puntos indican la media, las cajas el error estándar y los bigotes el desvío estándar.

Durante los meses de verano-otoño el número de rayadores aumenta notablemente con el pico de abundancia observado durante los meses de marzo y abril. Los picos de hasta 12,000 individuos observados en Mar Chiquita en comparación con los casi 5,000 censados en Punta Rasa, convierten a esta laguna en uno de los principales puntos de invernada para estas aves (Favero *et al.* 2001a,b, Mariano-Jelicich 2001, Mariano-Jelicich *et al.* 2003) (Fig. 1.9.).

**Descripción del área de estudio:
Laguna Mar Chiquita.**

Capítulo II

2. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO. LAGUNA COSTERA MAR CHIQUITA.

Características generales

Las lagunas costeras, incluidas en la clasificación de estuarios, son cuerpos de agua poco profundos cuya dinámica esta controlada por la relación entre el rango de mareas, el aporte de agua dulce y la interacción con la atmósfera. Se las encuentra en ambientes litorales de todo el mundo. Las actividades económicas y la diversidad biológica de los ambientes estuariales constituyen el 80% del valor de la costa, lo cual implica la existencia de fuertes impactos ambientales y antropogénicos (Reta *et al.* 2001). La Laguna costera Mar Chiquita no es una excepción y forma parte desde el año 1989 de una Reserva Provincial y desde el año 1996 de la Reserva de Biósfera Parque Atlántico Mar Chiquito MAB-Unesco.

La Laguna Mar Chiquita (37°46'S, 57°27'W) esta localizada a 35 km de la ciudad de Mar del Plata. Forma parte de la cuenca hidrológica de Mar Chiquita la cual es relativamente pequeña, cubre una superficie aproximada de 1.000.000 ha. abarcando la totalidad del partido de Mar Chiquita, norte de General Pueyrredón, Balcarce, Tandil, oeste de Ayacucho, sur de General Madariaga, Maipú y Villa Gesell. Dentro de esta cuenca, la albúfera de Mar Chiquita es la principal colectora de aguas (Fasano 1980). Entre los principales cursos de agua se encuentran los arroyos La Chilcas, Napaleufú y Las Piedras que nacen en las Sierras de Tandil, los arroyos Grande y Dulce que nacen de las sierras de Balcarce, el Arroyo Vivoratá, que nace en las sierras de Mar del Plata y el Canal 7, canal artificial utilizado para el drenaje de precipitaciones (Fasano *et al.* 1982). El volumen de descarga de la laguna Mar Chiquita es de $20 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, lo cual significan el menor volumen de descarga entre los estuarios de Argentina para los cuales se cuenta con información. Esto es más evidente si se lo compara con el estuario del Río de la Plata ($22,031 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) o con Lagoa dos Patos en Brasil ($2000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) (Isacch *et al.* 2006).

La Laguna Mar Chiquita es un cuerpo de agua salobre de aproximadamente 46 km^2 y 25 km de largo afectado por un régimen de micro mareas ($\leq 1 \text{ m}$) con una amplitud media de marea de 0.79 m y caracterizado por planicies de marea de fondos blandos rodeados por marismas de *Spartina*

densiflora (Fasano *et al.* 1982, Bortolus e Iribarne 1999, Reta *et al.* 2001, Isacch *et al.* 2006). Los canales y arroyos que desembocan en ella producen un aporte constante de agua dulce, mientras el agua marina ingresa dependiendo de los vientos y de la periodicidad de las mareas altas (Fasano *et al.* 1982, Spivak *et al.* 1994). La conexión con el océano abierto se realiza por medio de un canal de aproximadamente 6 km de largo, 200 m de ancho y una profundidad que varía entre 3 y 0.5 m. El tramo cercano a la boca está caracterizado por la presencia de deltas de marea altamente variables (Reta *et al.* 2001), frecuentemente utilizados por aves marinas como sitio de descanso (Mariano-Jelicich *et al.* 2003, Mauco y Favero 2004, Mauco 2006).

Desde el punto de vista hidrográfico, la laguna puede dividirse en dos grandes ambientes, un cuerpo lagunar donde la acción de la marea no es percibida y un sector estuarial. El límite entre ambos ambientes es muy variable y se define por la conjunción de los siguientes parámetros: amplitud de mareas, condiciones meteorológicas (como dirección e intensidad del viento) y volumen de agua dulce en la laguna (Reta *et al.* 2001). La poca profundidad de la laguna produce que los cambios térmicos en la misma respondan más rápidamente a las condiciones atmosféricas que en aguas externas más profundas (Reta *et al.* 2001). El presente estudio fue realizado en el sector estuarial de la Laguna, comprendido entre el puente de acceso a la Estación CELPA (Puente CELPA) y la desembocadura al mar (Fig 2.1). Como resultado de la construcción de dicho puente el extremo sur del estuario ha sufrido una importante alteración de la dinámica de circulación del agua y sedimento (Isla y Gaido 2001).

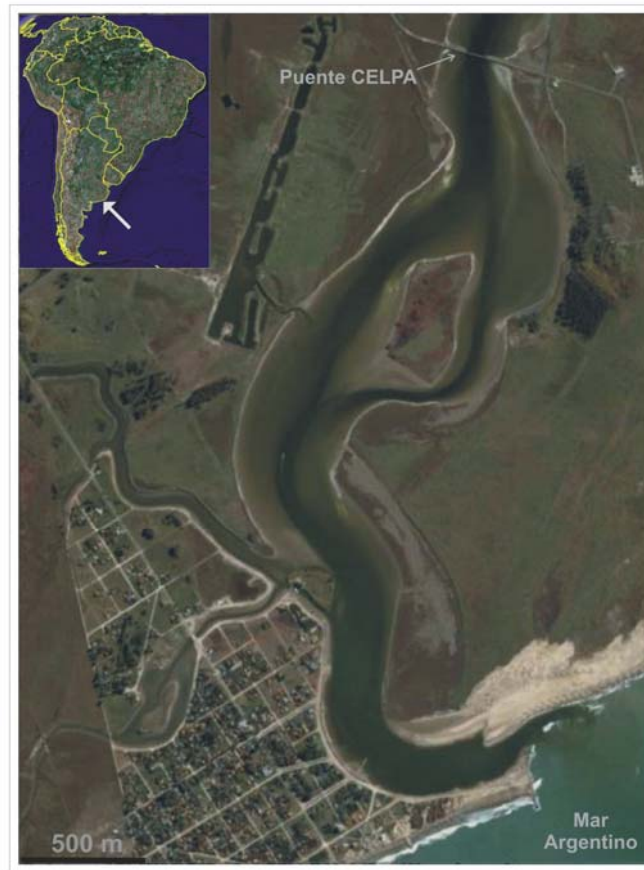


Figura 2.1. Imagen satelital del área de estudio. Imagen obtenida de Google Earth™.

La Laguna Mar Chiquita es un sitio de alto valor de conservación por la biodiversidad que alberga (Canevari *et al.* 1998, ver Iribarne 2001). Al igual que otros ambientes de marismas, Mar Chiquita es utilizada como área reproductiva o asentamiento trófico por diversas especies de aves (solamente en la albúfera se han registrado 88 especies, Ferrero 2001), y es utilizada como sitio de reaprovisionamiento y descanso por numerosas especies migratorias durante sus temporadas no reproductivas (particularmente aves marinas y playeros) (Favero y Lasta 2000, Favero *et al.* 2001b, Silva Rodríguez *et al.* 2005). Entre las aves marinas que se encuentran en Mar Chiquita durante la temporada no reproductiva se destacan los rayadores (*Rynchops niger intercedens*), varias especies de gaviotines de pequeño y gran porte y gaviotas (Fig. 2.2).



Foto: C. García-Mata

Figura 2.2. Fotografía de una sección de una bandada de rayadores y gaviotines en un sector de playa de la desembocadura de Mar Chiquita.

Entre los gaviotines de pequeño tamaño se destacan el Gaviotín Golondrina *Sterna hirundo* que reproduce en América del Norte y en Mar Chiquita se encuentra en números de hasta 3,000 individuos (Mauco y Favero 2004, Mauco 2006) y el Gaviotín Sudamericano *Sterna hirundinacea* que es una especie endémica de América del Sur con un rango de distribución reproductiva que va desde el sur de Perú y este de Brasil hasta Tierra del Fuego e Islas Malvinas. Mar Chiquita alberga a dos especies de gaviotines grandes: el Gaviotín Real *Sterna (Thalasseus) maximus* que reproduce en Patagonia y recientemente se han registrado colonias en la costa de Uruguay; el Gaviotín Pico Amarillo *Sterna (Thalasseus) sandvicensis* que reproduce en las costas de Brasil y Uruguay y en colonias mixtas con *S. maxima* y *S. hirundinacea* en Patagonia (Quintana y Yorio 1997, Silva Rodríguez *et al.* 2005, Yorio 2005, Mauco 2006). Individuos de ambas especies de gaviotines grandes se encuentran a lo largo de todo el año en las costas bonaerenses (incluida Mar Chiquita), con abundancias bajas (menores a 100 individuos), pero sus números aumentan marcadamente entre los meses de febrero y marzo (Mauco 2006). Y en cuanto a las gaviotas, se destacan la Gaviota Cocinera y la Gaviota de Olrog. La Gaviota Cocinera *Larus dominicanus* es una especie ampliamente distribuida en el hemisferio sur. Existen registros de una sola colonia

reproductiva en la Provincia de Buenos Aires y hacia el norte presenta sitios de reproducción en áreas costeras de Uruguay y Brasil. Debido a este patrón de distribución, en la provincia de Buenos Aires se encuentran adultos y juveniles distribuidos a lo largo de la costa con movimientos de dispersión muy complejos hacia el norte y sur de las áreas de invernada (Silva Rodríguez *et al.* 2005). La Gaviota de Olrog (*Larus atlanticus*) es una especie endémica de la costa Atlántica de América del Sur con una distribución acotada a las costas de Uruguay y sur de Argentina. Es una de las seis especies de láridos en el mundo que presentan estatus de Vulnerable (IUCN 2004), debido a sus bajas abundancias (menos de 2,500 parejas) y a su distribución acotada (Silva Rodríguez *et al.* 2005)

En cuanto a la ictiofauna, la laguna es utilizada por un total de 28 especies de peces, cuyas ocurrencias y abundancias muestran patrones espacio temporales que varían a lo largo de los años (Cousseau *et al.* 2001). Algunos de estos peces (*e.g.* Anchoas *Anchoa mitchilli*, Pejerreyes *Odontesthes argentinensis*, Córvalos *Paralichthys brasiliensis*, Corvinas *Micropogonias furnieri*) han sido reportados en la dieta de aves marinas que utilizan la laguna tanto como sitio de reproducción o de invernada (*e.g.* gaviotines, rayadores, gaviotas y ostreros entre otras, Martínez y Bachmann 1997, Bachmann y Martínez 1999, Favero *et al.* 2000a,b, Favero *et al.* 2001b, Ferrero 2001).

Respecto a la fauna de invertebrados, si bien en Mar Chiquita presenta una amplia diversidad incluyendo especies nativas e invasoras, cabe resaltar para el caso particular de este trabajo la ocurrencia de dos especies. En primer lugar, la ocurrencia del cangrejo cavador *Chasmagnathus granulatus*. Las cuevas generadas por este cangrejo forman áreas discretas denominadas cangrejales que son fácilmente identificables y espacialmente estables por ciertos períodos de años (Iribarne *et al.* 1997, Escapa *et al.* 2004). La presencia del cangrejo cavador (*C. granulatus*) genera cambios en la composición química del sedimento (Gutiérrez *et al.* en prensa), transporte y dinámica de fluidos (Botto e Iribarne 2000, Palomo *et al.* 2004) y en la topografía del fondo (Escapa *et al.* 2004, Perillo e Iribarne 2004) generando una distribución de recursos en parches para los organismos que habitan los cangrejales. Trabajos recientes muestran la existencia de asociaciones especie-específicas entre la heterogeneidad espacial generada por la presencia de estos cangrejos y peces

juveniles que predan sobre el bentos (Martinetto *et al.* 2005, Martinetto 2006, Martinetto *et al.* 2006); además de cambios en las abundancias y uso de habitats de otras especies animales y vegetales (Botto e Iribarne 2000, Bortolus *et al.* 2002, 2004; Daleo *et al.* 2003, Iribarne *et al.* 2003, Palomo *et al.* 2004, Escapa *et al.* 2004, Perillo e Iribarne 2004, Iribarne *et al.* 2005). En segundo lugar, vale resaltar la presencia de la almeja navaja *Tagelus plebeius*. Este organismo también genera una heterogeneidad estructural del hábitat a través de la presencia de valvas en posición de vida. El afloramiento de valvas transforma un ambiente de sedimento finos en uno de sustrato mas duro, modifica el balance sedimentario y el tamaño de grano de sedimento, captura nutrientes y modula el efecto de fuerzas abióticas como el impacto del flujo cercano al fondo y la humedad relativa e influye en la abundancia y distribución de organismos bentónicos por la generación de refugios y sustrato para asentarse en un ambiente donde la estructura tridimensional era escasa o nula. Esta modificación en la distribución de la fauna bentónica resulta en cambios en el uso de estas áreas por aves que predan sobre estas especies (Gutiérrez e Iribarne 1999, Gutiérrez y Valero 2001). Además, sumado al efecto que generan las valvas en posición de vida, la presencia de valvas sueltas disminuye la tasa de erosión (Gutiérrez e Iribarne 1999).

Condiciones climáticas

Las frecuencias estadísticas anuales muestran que para el área de estudio los vientos predominantes provienen de los sectores N, O, S, NO y E, con velocidades medias entre 19 y 21 km/h (10.2 y 11.3 nudos). Durante los meses de verano los vientos más frecuentes provienen de los sectores N, S, E y NE, y durante el otoño son más frecuentes los provenientes del O y NO. El rango de precipitación media anual para la Laguna Mar Chiquita oscila entre 578 mm y 1200 mm con un valor medio de 923.6 mm. Los mayores valores medios de precipitaciones ocurren durante los meses de enero, marzo y diciembre mientras que los mínimos tienen lugar durante los meses de junio y julio. La temperatura media representativa para la estación de verano (enero a marzo) es de 19.4 °C y para el otoño (abril a junio) 11.5 °C (Reta *et al.* 2001).

**Ecología trófica del Rayador Sudamericano
(*Rynchops niger intercedens*) durante la
temporada no reproductiva.**

Capítulo III

Universidad Nacional de Mar del Plata
Marzo 2007

3. ECOLOGÍA TRÓFICA DEL RAYADOR SUDAMERICANO (*RYNCHOPS NIGER INTERCEDENS*) DURANTE LA TEMPORADA NO REPRODUCTIVA

3.1. INTRODUCCIÓN

Las regiones costeras en general, y los estuarios en particular, constituyen ecosistemas con una importante producción biológica, áreas de cría y reproducción de peces (Favero y Lasta 2000). Las marismas son ampliamente utilizadas como áreas reproductivas y/o asentamientos tróficos, y durante la temporada no reproductiva, son utilizados como áreas de invernada y/o reaprovisionamiento migratorio (Favero y Lasta 2000). Las aves marinas ocupan el nivel más alto dentro de los consumidores de la mayoría de estos ambientes, alimentándose de peces y macroinvertebrados, constituyendo un eslabón importante en los procesos de transporte de energía y alimento vinculando el litoral, las marismas y los hábitats terrestres (Croxall 1990).

Existe una amplia de evidencia acerca del efecto de las condiciones de alimentación durante los períodos no reproductivos sobre el éxito reproductivo y la dinámica poblacional en diversas especies de aves marinas (Furness y Birkhead 1984; Birkhead y Furness 1985, Favero y Becker 2007). Los estudios de dieta no reproductiva son, por lo tanto, contribuciones importantes para el entendimiento de la ecología, evolución y de las dinámicas poblacionales de las aves entre otros animales (Brown y Ewins 1996; Rosenberg y Cooper 1990).

La cuantificación de la dieta ha sido y continúa siendo uno de los primeros pasos en el estudio de la ecología básica de las especies (Sih y Christensen 2001). El conocimiento de la dieta en última instancia provee de información práctica que facilita el manejo y conservación de las especies en cuestión y la capacidad de predecir cambios en la misma en respuesta a cambios en la disponibilidad de presas, lo cual constituye un objetivo importante a alcanzar en la biología moderna (Brown y Ewins 1996, Sih y Christensen 2001).

Numerosas técnicas de muestreo han sido utilizadas en la determinación de la dieta en aves: fecas, egagrópilas (o pellets), regurgitados espontáneos, regurgitados inducidos, observación directa de ejemplares alimentándose y observación de presas entregadas a pichones. Existe una amplia cantidad de bibliografía que indica las ventajas, desventajas y desvíos de cada una de estas metodologías (Duffy y Jackson 1986; Cézilly y Wallace 1988; van Heezik

y Seddon 1989; Rosenberg y Cooper 1990; Brown y Ewins 1996; Casaux *et al.* 1997; Derby y Lovvorn 1997; González-Solís *et al.* 1997; Bertellotti y Yorio 1999; Favero *et al.* 2000a, b; Favero *et al.* 2001a).

Dentro de los estuarios de la Provincia de Buenos Aires, el Rayador Sudamericano (*Rynchops niger intercedens*) es una de las aves ictiófagas con mayor abundancia durante los meses de verano-otoño. La mayoría de los trabajos sobre esta especie han sido realizados en América del Norte y describen a los rayadores alimentándose en aguas calmas y someras durante la bajamar, siendo poco frecuente el uso de aguas marinas (Erwin 1977b, Black y Harris 1983). Estos estudios se basan en el supuesto de que especies con comportamientos alimentarios estereotipados son más rígidas que plásticas en la elección de áreas de forrajeo (Black y Harris 1983). Trabajos recientes realizados en estuarios de la Provincia de Buenos Aires muestran una mayor plasticidad de estas aves en el uso de áreas de forrajeo, al menos durante la temporada no reproductiva, registrándose una importancia similar de presas marinas y estuariales, e incluso presas dulceacuícolas (Favero *et al.* 2001a, Mariano-Jelicich 2001, Mariano-Jelicich *et al.* 2003, ver Capítulo IV).

Diversos estudios han destacado la importancia que los solapamientos en las dietas de distintos organismos y las interacciones intra o interespecíficas tienen sobre la evolución de las comunidades (Thompson *et al.* 1999, Shealer 2002). En este sentido, el estudio de la ecología alimentaria y de la estructura de las cadenas tróficas es relevante ecológica y evolutivamente. Cabe resaltar, que el Rayador Sudamericano es una especie dimórfica y que si bien existen trabajos que analizan las diferencias morfológicas entre sexos, estos han sido realizados en su mayoría en el Hemisferio Norte durante la temporada reproductiva (Erwin 1977a, Burger y Gochfeld 1990, Quinn 1990, Gochfeld y Burger 1994), a excepción de un trabajo reciente realizado en el sur de Brasil (Coelho Naves y Vooren 2006). De todas maneras ninguno de estos trabajos presenta una cuantificación de la dieta que permita relacionar dicho dimorfismo con la ecología y comportamiento trófico de machos y hembras de esta especie. Por otra parte, en el este-sudeste bonaerense, los rayadores comparten con otras especies de láridos los mismos sitios de descanso durante la temporada no reproductiva por lo cual pueden ocurrir superposiciones en el uso de recursos tróficos disponibles (Favero *et al.* 2001a, b, Silva Rodríguez *et*

al. 2005). Es esperable, por lo tanto, que existan diversos mecanismos de segregación que minimicen los niveles de competencia interespecífica, los cuales podrían estar asociados con un consumo de diferentes presas o de diferentes tallas de presas, así como también segregaciones en tiempo y/o espacio (Zusi 1962, Erwin 1977a,b, Robert *et al.* 1989, Rojas *et al.* 1997).

Teniendo en cuenta lo anteriormente expuesto el presente capítulo tiene como objetivos principales: (1) Analizar la dieta del Rayador Sudamericano durante la temporada no reproductiva, (2) estudiar los posibles solapamientos tróficos tanto intraespecíficos como interespecíficos, (3) analizar los potenciales mecanismos de segregación, (4) analizar el rol de los rayadores como predadores tope en ambientes costeros y estuariales.

3.2. MATERIALES Y MÉTODOS

3.2.1. Recolección y procesado de egagrópillas

Las egagrópillas están conformadas por restos no digeridos y regurgitados por las aves y han sido ampliamente utilizadas para el análisis de la dieta en aves (Duffy y Laurenson 1983, Favero *et al.* 2000a,b, Favero *et al.* 2001a,b, Mauco *et al.* 2001, Mauco *et al.* 2003, Mariano-Jelicich *et al.* 2003, Mauco y Favero 2003, 2004). Si bien es una metodología que puede presentar desvíos, se ha demostrado que brinda información fehaciente y es de gran utilidad ya que además de ser una metodología no invasiva permite con un esfuerzo de campo relativamente bajo la colección de numerosas muestras fundamentalmente durante la temporada no reproductiva (Mariano-Jelicich y Favero 2006).

La colecta de egagrópillas de Rayador Sudamericano entre el año 2002 y 2005 fue realizada semanalmente. De esta manera se intentó obtener la variabilidad mensual de la dieta a lo largo de la temporada no reproductiva, así como posibles variaciones interanuales. Las muestras se obtuvieron en franjas costeras y bancos de arena usados por estas aves para reposar. Cabe aclarar que las egagrópillas varían en tamaño, color, composición y forma entre especies y que por lo tanto es posible identificarlas a campo. En el caso de las egagrópillas de rayador, estas son cilíndricas u ovoides de aproximadamente 15 x 20 mm (Coelho Naves y Vooren 2006), por lo general grises aunque también

pueden ser blancas y están constituidas principalmente por una matriz de escamas entre las cuales se encuentran restos diagnósticos como otolitos, huesos y picos de cefalópodos, entre otros (Fig. 3.1). De todas maneras, para evitar la colecta de egagrópilas de otras especies, los muestreos se realizaron únicamente en áreas donde los rayadores no se encontraban con otras especies, o al menos se encontraran en número dominante (uno y dos órdenes de magnitud más). Se colectaron egagrópilas frescas bajo el supuesto metodológico de que las mismas contenían restos de presas consumidas durante el día anterior (Favero *et al.* 2001a, Mariano-Jelicich *et al.* 2003).

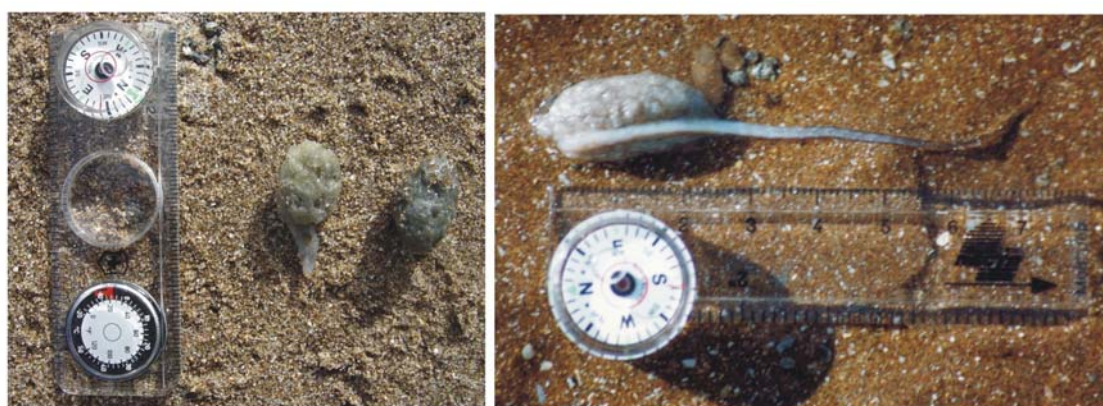


Foto: M. Favero

Foto: C. García-Mata

Figura 3.1. Fotografías tomadas a egagrópilas de Rayador.

Se colectaron egagrópilas entre los meses de enero a mayo de las temporadas 2001-02 (n = 1060, incluyendo muestras de junio), 2002-03 (n = 1066, incluyendo también muestras en los meses de noviembre y diciembre), 2003-04 (n = 582, incluyendo muestras de noviembre y diciembre), 2004-05 (n = 950). Una vez colectadas, cada muestra fue secada en estufa (52°C durante 24 horas) y posteriormente disectadas bajo lupa binocular (20 – 60x). Los restos diagnósticos fueron separados e identificados bajo lupa. Los otolitos fueron identificados hasta la menor categoría taxonómica posible utilizando descripciones e ilustraciones de literatura (Torno 1970, de Ciechomsky 1973, Vilela 1988, Volpedo y Echeverría 1997, Volpedo 2001, Waessle *et al.* 2003) así como material de referencia de colecciones pertenecientes al Laboratorio de Vertebrados de la Universidad Nacional de Mar del Plata. Se separaron los otolitos derechos e izquierdos y el más abundante fue considerado como el número de peces presa representativo en cada muestra.

También fueron usados para la cuantificación urostilos, un elemento impar del complejo hipural de los peces formado por la fusión de las últimas vértebras caudales. Los urostilos fueron identificados en dos tipos mediante el uso de material de referencia de la colección del Laboratorio de Vertebrados y literatura: tipo ateriniforme (Familia Atherinopsidae) y tipo clupeiforme (incluyendo a las familias Engraulidae y Clupeidae) (Segura y Díaz de Astarloa 2004). Los individuos correspondientes a cada tipo fueron asignados a especies de acuerdo a la proporción numérica observada mediante el uso de otolitos.

3.2.2. Obtención y procesado de lavados estomacales

Los rayadores suelen regurgitar espontáneamente el contenido estomacal al ser capturados. Los regurgitados espontáneos fueron colectados mensualmente entre los meses de octubre a mayo de las temporadas 2003-04 y 2004-05 de aves capturadas con redes de niebla (N = 52 regurgitados y 484 restos presa identificados). Las muestras fueron conservadas en alcohol 70% hasta su análisis. Las presas fueron identificadas utilizando claves dicotómicas, ilustraciones y descripciones de la literatura (Cousseau y Perrota 1998) y material de referencia del Laboratorio de Vertebrados.

Para la comparación entre metodologías, las presas identificadas en los regurgitados espontáneos fueron comparados con presas provenientes de egagrópilas colectadas sincrónicamente entre noviembre y abril de los años 2003-2004. En total 582 egagrópilas en las cuales se identificaron 669 restos presa.

3.2.3. Cuantificación

La importancia de cada categoría de presa en la dieta de los rayadores fue cuantificada como: (1) frecuencia de ocurrencia (O%), porcentaje de muestras sobre el total de muestras analizadas en las cuales estuvo presente un determinado tipo de presa, (2) importancia numérica (N%) como el porcentaje de un tipo de ítem presa sobre el total de presas, y (3) importancia en peso (M%) como el porcentaje de biomasa aportado por un tipo de presa sobre la biomasa total de la muestra (Duffy y Jackson 1986, Rosenberg y Cooper 1990). Con estos tres índices se calculó el Índice de Importancia

Relativa (IRI, del inglés *Index of Relative Importance*) para cada categoría de presas (i) (ver Sanger 1987, Silva Rodríguez *et al.* 2005). El índice utilizado es una modificación del índice de Pinkas *et al.* 1971 en el cual el término “contribución en volumen” (V%) fue suplantado por la “contribución en masa” (M%):

$$IRI_i = F_i\% (N_i\% + M_i\%);$$

el IRI porcentual de cada tipo de presa fue calculado como:

$$IRI_i\% = (IRI_i * 100) / IRI_{total}$$

Se realizó un análisis de bondad de ajuste (χ^2) para testear la hipótesis de igualdad respecto a una distribución uniforme de la proporción entre temporadas de cada categoría taxonómica presente en la dieta de los rayadores en Mar Chiquita. En cuanto a la comparación entre metodologías, se utilizó un test de bondad de ajuste (χ^2) para testear la hipótesis de igual proporción de tipos de presa entre métodos.

3.2.4. Regresiones usadas para el retrocálculo de la talla de las presas

En el caso del análisis de egagrópias, las tallas y pesos de peces consumidos fueron estimados utilizando sólo los otolitos que no mostraran significativo grado de desgaste o ruptura. Esto se debió a que los mismos suelen sufrir cierto deterioro al pasar por el tracto digestivo de las aves (Joblin y Breiby 1986, Van Heezik y Seddon 1989), lo que puede llevar a una subestimación de la talla y el peso de los peces consumidos (Johnstone *et al.* 1990). Para la estimación del largo total y peso de los peces presentes en la dieta del Rayador Sudamericano se colectaron peces en el área de estudio que fueron pesados y medidos. Luego se extrajeron los otolitos sagitta y se les tomó el largo total del otolito (LO en mm). En otros casos se usaron regresiones ya existentes (Waessle *et al.* 2003, Mauco 2006). Para el caso de la regresión entre el largo total del pez y el largo de otolitos se ajustaron modelos lineales. A los pesos se les ajustaron modelos potenciales o exponenciales. En todos los casos los modelos explicaron más del 88% de la varianza observada. Los parámetros calculados y sus correspondientes ajustes son los siguientes:

<i>Anchoa marinii</i> (Anchoa)	Largo total (mm) = 28.56 LO + 18.39 ($r^2 = 0.89$) Peso (g) = 0.65 LO ^{2.22} ($r^2 = 0.91$)
<i>Brevoortia aurea</i> (Saraca)	Largo total (mm) = 53.025 LO – 7.2831 ($r^2 = 0.90$) Peso (g) = 0.0818 e ^{2.5306 LO} ($r^2 = 0.95$)
<i>Cynoscion guatucupa</i> (Pescadilla de Red)	Largo total (mm) = 18.84 LO – 2.15 ($r^2 = 0.96$) Peso (g) = 0.06 LO ^{3.07} ($r^2 = 0.93$)
<i>Engraulis anchoita</i> (Anchoíta)	Largo total (mm) = 32.62 LO + 17.87 ($r^2 = 0.97$) Peso (g) = 0.41 LO ^{2.92} ($r^2 = 0.84$)
<i>Micropogonias furnieri</i> (Corvina rubia)	Largo total (mm) = 24.95 LO – 17.08 ($r^2 = 0.97$) Peso (g) = 0.03 LO ^{3.55} ($r^2 = 0.92$)
<i>Odontesthes argentinensis</i> (Pejerrey)	Largo total (mm) = 46.78 LO – 1.17 ($r^2 = 0.98$) Peso (g) = 0.16 e ^{1.55 LO} ($r^2 = 0.88$)
<i>Odontesthes incisa</i> (Cornalito)	Largo total (mm) = 54.39 LO – 9.44 ($r^2 = 0.92$) Peso (g) = 0.48 LO ^{3.45} ($r^2 = 0.95$)
<i>Paralonchurus brasiliensis</i> (Córvalo)	Largo total (mm) = 27.57 LO – 29.09 ($r^2 = 0.88$) Peso (g) = 0.0097 LO ^{4.23} ($r^2 = 0.86$)
<i>Pomatomus saltatrix</i> (Anchoa de Banco)	Largo total (mm) = 44.15 LO – 75.33 ($r^2 = 0.88$) Peso (g) = 0.04 LO ^{3.82} ($r^2 = 0.84$)

Para el caso particular del Pejerrey y del Cornalito, debido a que en una gran proporción de egagrópilas los otolitos se encontraban partidos transversalmente, se construyeron regresiones considerando el ancho del otolito (Tombari *et al.* 2005; Mariano-Jelicich y Favero 2006, Naves y Vooren 2006). Dichos modelos fueron:

<i>Odontesthes argentinensis</i> (Pejerrey)	Largo total (mm) = 67.571 AO + 0.5873 ($r^2 = 0.97$) Peso (g) = 0.1286 e ^{2.568 AO} ($r^2 = 0.96$)
--	--

Odontesthes incisa (Cornalito) Largo total (mm) = 73.63 AO – 11.715 ($r^2 = 0.90$)
 Peso (g) = 0.091 e^{2.612 AO} ($r^2 = 0.99$)

El largo de manto y peso de cefalópodos correspondientes al calamarete (*Loligo sanpaulenisis*) fueron estimados utilizando los picos hallados en las egagrópilas aplicando las siguientes regresiones (Coelho Naves 1999):

$$LM = 13.17 e^{(1.11 \text{ LRI})}$$

$$P = 0.277 e^{(2.66 \text{ LRI})}$$

Donde:

LRI es el largo del rostro inferior (mm),

LM es el largo del manto (mm) y

P es el peso total (g).

Para las estimaciones de importancia en peso se asignó a los insectos un peso promedio de 1 g siguiendo a Bó *et al.* (1996).

El largo total (LT) y peso (M) de las presas obtenidas de los regurgitados espontáneos fue estimado mediante dos métodos diferentes: (1) en el caso de presas no digeridas, se les midió el largo con un calibre digital (precisión 0.01 mm) y se los pesó en una balanza digital (precisión 0.01 g), o (2) en caso de presas parcialmente digeridas tanto LT como M fueron estimados por regresiones entre estos parámetros y largos parciales (desde las aletas preservadas ya sea dorsal, anal o pélvica y el pedúnculo caudal). El promedio de los largos y pesos de las presas identificadas fueron asignados a presas que no pudieron ser medidas siempre y cuando pertenecieran al mismo grupo taxonómico o a la misma muestra. Los modelos utilizados fueron los siguientes:

Odontesthes incisa (Cornalito)

$$\text{Largo total (mm)} = 3.861 ID_2 + 0.1702 (r^2 = 0.95)$$

$$\text{Peso (g)} = 0.2758 e^{0.1079 ID_2} (r^2 = 0.94)$$

$$\text{Largo total (mm)} = 2.664 IA + 3.10 (r^2 = 0.98)$$

$$\text{Peso (g)} = 0.3178 e^{0.073 IA} (r^2 = 0.93)$$

$$\text{Largo total (mm)} = 1.884 IP + 3.304 (r^2 = 0.96)$$

$$\text{Peso (g)} = 0.309 e^{0.052 IP} (r^2 = 0.92)$$

Odontesthes argentinensis (Pejerrey)

$$\text{Largo total (mm)} = 2.989 IA + 1.63 (r^2 = 0.94)$$

$$\text{Peso (g)} = 0.1135 e^{0.089 IA} (r^2 = 0.96)$$

$$\text{Largo total (mm)} = 2.057 IP + 3.17 (r^2 = 0.95)$$

$$\text{Peso (g)} = 0.124 e^{0.089 IP} (r^2 = 0.96)$$

Brevoortia aurea (Saraca)

$$\text{Largo total (mm)} = 2.467 ID - 4.45 (r^2 = 0.98)$$

$$\text{Peso (g)} = 0.113 e^{0.108 ID} (r^2 = 0.97)$$

$$\text{Largo total (mm)} = 3.498 IA + 7.74 (r^2 = 0.98)$$

$$\text{Peso (g)} = 0.202 e^{0.1406 IA} (r^2 = 0.92)$$

Donde:

ID₂ es la distancia entre el inicio de la segunda aleta dorsal y el pedúnculo caudal (mm),

ID es la distancia entre el inicio de la aleta dorsal y el pedúnculo caudal (mm),

IA es la distancia entre el inicio de la aleta anal y el pedúnculo caudal (mm),

IP es la distancia entre el inicio de la aleta pélvica y el pedúnculo caudal (mm)

El análisis de las diferencias entre las tallas y pesos de los peces presentes en el espectro trófico de *Rynchops niger* en Mar Chiquita dentro y entre temporadas fue realizado mediante un test de ANOVA. En caso de presentar diferencias significativas se realizó un análisis *post-hoc* de Tuckey (Underwood 1997, Zar 1999). La comparación entre metodologías (*i.e.* egagrópilas vs. regurgitados), se realizó mediante un test de Student (T).

3.2.5. Contenido energético de las presas

El contenido energético de las presas de los rayadores durante la etapa no reproductiva fue obtenido quemando muestras en una bomba calorimétrica de Parr perteneciente al Laboratorio de Ingeniería de los Alimentos de la Facultad de Ingeniería (UNMDP). Las muestras de peces juveniles estuariales

(Anchoa *Anchoa marinii*, Corvina rubia *Micropogonias furnieri*, Pejerrey *Odontesthes argentinensis* y Saraca *Brevoortia aurea*) presentes en la desembocadura del área de estudio fueron obtenidas utilizando una red de arrastre (malla de 16 mm diseñada para la captura de post-larvas y juveniles). Los ejemplares de peces juveniles costeros – marinos que habitan aguas de mayor profundidad (Anchoita *Engraulis anchoita*, Pescadilla de red *Cynoscion guatucupa* y Córvalo *Paralanchurus brasiliensis*) al igual que moluscos (Calamarete *Loligo sanpaulensis*) fueron obtenidos en campañas del INIDEP (Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero) y cedidos por el Laboratorio Costero del INIDEP. Ejemplares de Cornalito *O. incisa* fueron obtenidos de desembarques a puerto de la flota de rada marplatense operando en áreas de la costa frente a Mar del Plata y áreas próximas.

Las muestras fueron medidas con calibre digital (precisión 0.01 mm) y pesadas en una balanza digital (precisión 0.01 g). Posteriormente fueron secadas en estufa hasta alcanzar un peso constante (entre 50 y 60°C, durante 48 a 72 horas) y pesadas nuevamente, dado que la información de contenidos energéticos generalmente se encuentra referida a unidades de peso seco. Con cada muestra se armó una pastilla de 1g (en el caso de no alcanzar el peso necesario se realizó un pool de individuos de la misma especie y rango de talla similar) que fue insertada en un alambre conductor para ser quemada en la bomba calorimétrica en presencia de 40 atmósferas de oxígeno. El calorímetro fue calibrado con Ácido Benzoico puro y su constante arrojó un valor de $W = 3070.41$ (calorías $g^{-1} \text{ } ^\circ\text{C}^{-1}$). Las calorías aportadas por cada gramo de muestra se calcularon según la siguiente fórmula:

$$\text{Calorías de la muestra} = \frac{(W * DT)}{m}$$

Donde:

W es la constante del calorímetro (3070.41 calorías $g^{-1} \text{ } ^\circ\text{C}^{-1}$),

DT es la variación de temperatura del agua debida a la combustión de la muestra, calculada como la diferencia entre la temperatura alcanzada con la combustión y la temperatura inicial, tomadas con un termómetro de alta precisión ($^\circ\text{C}$).

m es el peso de la pastilla de muestra a quemar (g).

Las comparaciones entre los contenidos energéticos (expresados en KJ g^{-1} peso seco) de las presas de los rayadores entre años y meses se realizaron mediante tests de ANOVA. El contenido energético por egagrópila fue comparado entre años y entre meses para cada año mediante un test de ANOVA. En el caso de obtener diferencias significativas se realizó un análisis post-hoc de Tuckey (Underwood 1997, Zar 1999).

En la tabla 3.1 se muestran los resultados del contenido energético de los peces y cefalópodos presa del Rayador Sudamericano

Tabla 3.1. Contenido energético (en KJ g^{-1} peso seco) para peces y moluscos presentes en la dieta del Rayador Sudamericano durante la temporada no reproductiva

Especie	KJ g^{-1}	% desecho
<i>Engraulis anchoita</i>	27.97	10.39
<i>Odontesthes incisa</i>	23.61	11.46
<i>Cynoscion guatucupa</i>	22.83	11.96
<i>Pomatomus saltatrix</i>	22.92	20.01
<i>Brevoortia aurea</i>	15.73	16.40
<i>Anchoa marinii</i>	18.29	11.05
<i>O. argentinensis</i>	22.88	15.87
<i>Micropogonias furnieri</i>	7.81	19.50
<i>Paralanchurus brasiliensis</i>	22.11	11.20
<i>Lycengraulis olidus</i>	15.46	13.63
<i>Loligo sanpaulensis</i>	25.97	5.41

3.2.6. Comparación de la dieta del Rayador Sudamericano en dos estuarios bonaerenses.

Se utilizó información sobre la dieta del Rayador para la temporada 1999 – 2000 en Punta Rasa (extremo sur de la Bahía Samborombón) y para las temporadas entre 1999 y 2002 para Mar Chiquita. Esta información, en parte, corresponde a estudios previos realizados a través del análisis de egagrópilas (Favero *et al.* 2001a, Mariano-Jelicich 2001, Mariano-Jelicich *et al.* 2003). Estos análisis fueron realizados excluyendo de los mismos aquellas presas que presentaron un IRI% menor al 5% y por lo tanto consideradas como ocasionales.

3.2.7. Competencia interespecífica. Cálculo del nivel trófico de las presas y de las aves.

Para este punto se utilizó información de la dieta de otras aves marinas que pasan su temporada no reproductiva en áreas costeras y estuariales del Este-Sudeste bonaerense. Las especies utilizadas para la comparación fueron cuatro gaviotines: *Sterna hirundo* (Gaviotín Golondrina), *S. hirundinacea* (Gaviotín Sudamericano), *S. sandvicensis* (G. Pico Amarillo) y *S. maxima* (G. Real) (información obtenida de: Favero *et al.* 2000a,b, Mauco 2000, Favero *et al.* 2001a,b, Mauco *et al.* 2001, Mauco *et al.* 2003, Mauco y Favero 2003, 2004) y una especie de gaviota: *Larus dominicanus* (Gaviota Cocinera) (Silva Rodríguez *et al.* 2000, Favero *et al.* 2001b). Las especies contempladas en esta comparación son las más abundantes en simpatria aparte del Rayador Sudamericano, por lo que en términos de abundancia y biomasa se está considerando una porción significativa de los predadores tope. La comparación entre especies se realizó sobre información de dieta de aves invernando en Punta Rasa (extremo sur del estuario del Río de la Plata, Bahía Samborombón) entre los años 1997 y 2000. En el caso del Rayador se utilizó información de dieta de la temporada 1999-2000 para Punta Rasa. Esta información corresponde a estudios previos realizados a través del análisis de egagrópilas (Favero *et al.* 2001a, Mariano-Jelicich 2001, Mariano-Jelicich *et al.* 2003). De esta manera se intentó sincronizar la información de dieta para las diferentes especies de aves marinas.

Para la caracterización del rol en la trama trófica de las aves marinas y sus presas, se consideraron los niveles tróficos definidos por Sanger (1987) siendo: 1 - productores primarios, 2 - herbívoros, 3 - carnívoros primarios, 4 - carnívoros secundarios.

Los niveles tróficos de las presas fueron calculados mediante una recopilación de información bibliográfica sobre sus dietas (Tabla 3.2). Con la información de la dieta de las aves en estudio y de sus presas, se estimaron los niveles tróficos (TL_s) para cada predador utilizando la fórmula descripta a continuación (Sanger 1987, Pauly *et al.* 2001):

$$TL_s = 1 + ((TL_{p_1} * F_{p_1} \%) + (TL_{p_2} * F_{p_2} \%))$$

Donde,

TL_s es el nivel trófico de la presa s del ave considerada,

TL_{p_1} y TL_{p_2} son los niveles tróficos de la presa 1 y 2 respectivamente en la dieta de s y

$F_{p_1}\%$ y $F_{p_2}\%$ son las frecuencias de ocurrencia de las presas 1 y 2 respectivamente en la dieta de s .

El grado de solapamiento trófico entre las especies de aves marinas consideradas para el presente trabajo se analizó aplicando el Índice de Solapamiento Trófico C (Croxall *et al.* 1997).

$$C = \frac{2 \sum_{i=1}^{i=n} x_i y_i}{\sum_{i=1}^{i=n} x_i^2 + \sum_{i=1}^{i=n} y_i^2}$$

Donde,

C es el índice de solapamiento,

x_i es la frecuencia de la presa i en la dieta del predador x ,

y_i es la frecuencia de la presa i en la dieta del predador y ,

n es el número de especies de peces presa presentes en la dieta.

Para facilitar los análisis y las interpretaciones, solo se incluyeron las especies presa que presentaron un IRI% mayor al 5%

Tabla 3.2. Caracterización de la dieta y nivel trófico de los moluscos cefalópodos y peces hallados en la dieta del Rayador Sudamericano en Mar Chiquita

	TL	DIETA	REFERENCIAS
MOLUSCOS			
<i>Loligo sanpaulensis</i>	3,4	Ictiófaga- malacófaga- carcinófaga	Santos y Haimovici 1998
PECES			
<i>Anchoa marinii</i>	3,1	Carcinófaga - planctófaga	Olivier <i>et al.</i> 1968, Fuster de la Plaza y Boschi 1961
<i>Brevoortia aurea</i>	2,3	Fitoplanctófaga - plantófaga	Giangiobbe y Sánchez 1993
<i>Engraulis anchoita</i>	2,6	Zooplanctófaga - zoobentófaga	Ciechomski 1966, Angelescu 1980
<i>Micropogonias furnieri</i>	2,9	Carcinófaga bentónica - anelidófaga	Sánchez <i>et al.</i> 1991, Hozbor y García de la Rosa 2000
<i>Cynoscion guatucupa</i>	3,0	Carcinófaga bentónica	Ciechomski y Ehrlich 1977, López Cazorla 1996
<i>Pomatomus saltatrix</i>	3,7	Ictiófaga- carcinófaga	Haimovici y Krug 1996
<i>Paralonchurus brasiliensis</i>	2,9	Zoobentófaga	Chao 1978
<i>Odontesthes incisa</i>	3,0	Zooplanctófaga	Ciechomsky 1967
<i>O. argentinensis</i>	3,0	Fitoplanctófaga - zooplantófaga	Grosman 1995, Escalante 2001a,b
<i>Corydoras paleatus</i>	3,0	Herbívora - zoobentófaga	Milis y Verers 1989
<i>Pimelodella gracilis</i>	3,0	Micromalacófaga - insectívora (larvas)	Escalante 1984
<i>Rhamdia sapo</i>	3,5	Ictiófaga- carcinófaga	Aramburu y Menni 1967, Ringuelet y Orensanz 1969

3.2.8. Competencia intraespecífica. Dimorfismo sexual y cálculo de la función discriminante entre sexos

Se tomaron medidas morfométricas de 78 aves, de las cuales 55 fueron capturadas con redes de niebla (9 machos y 46 hembras), y 23 (9 machos y 14 hembras) fueron pieles de estudio de las colecciones del Museo de Ciencias Naturales de La Plata (La Plata, Argentina) y del Museo de Ciencias Naturales Bernardino Rivadavia (Buenos Aires, Argentina). Las pieles correspondieron a aves capturadas durante la temporada no reproductiva en otras localidades costeras de la Provincia de Buenos Aires. Se tomaron cuatro medidas morfológicas: largo del culmen (desde el punto distal del pico hasta la bases del mismo, denominado CL, del inglés *culmen length*), largo de mandíbula inferior (LBL del inglés *lower bill length*), largo del tarso-metatarso (TL, del inglés *tarsus length*) (para estas tres medidas se utilizó un calibre digital, precisión 0.01 mm) y el largo máximo (plano) de cuerda de ala (WL del inglés *wing length*, medida en este caso al milímetro más cercano con una regla. Ambos set de muestras (ejemplares vivos y pieles de estudio) fueron agrupados al no presentar diferencias significativas en la comparación de medidas morfométricas (Mann-Whitney test, $p > 0.05$). También se determinó el peso de las aves capturadas (W, medido con una balanza de campo, precisión ± 5 g). Como todos los individuos eran adultos fuera de la temporada reproductiva, se asumió que el peso no se encontraba afectado ni presentaba desvíos debido al estado reproductivo u otra variable reproductiva. Se tomaron muestras de sangre (entre 200 y 500 μ l) de la vena braquial con una jeringa, las cuales se conservaron en frío hasta su análisis en tubos eppendorff conteniendo 1.5 ml de etanol absoluto.

Los individuos fueron sexados mediante dos métodos: (a) inspección gonadal en el caso de los especímenes de museo, y (b) mediante la amplificación con PCR (del inglés *polymerase chain reaction*) del ADN presente en la sangre de los individuos capturados en las redes de niebla. Los primers usados para la amplificación con PCR fueron 2550F (5'-GTTACTGATTCGTCTACGAGA-3') y 2718R (5'-ATTGAAATGATCCAGTGCTTG-3') (elaborados por INVITROGEN Life technologies) (ver Fridolfsson y Ellegren 1999). Se siguió el protocolo térmico detallado en Fridolfsson y Ellegren (1999) el cual comprende un paso inicial de desnaturalización de 94°C

durante 2 minutos, seguido por un esquema de reducción de temperatura donde la temperatura de anillamiento disminuye en 1°C por ciclo comenzando en 60°C hasta alcanzar los 50°C. Luego, se realizan entre 25 y 35 ciclos adicionales donde la desnaturalización ocurre a 94°C durante 30 segundos, el anillamiento a 50°C durante 30 segundos y la extensión a 72°C entre 30 y 40 segundos. Se agregó a este protocolo un paso final de extensión de 5 minutos luego del último ciclo. Los productos de la PCR fueron separados en geles de agarosa al 1.2%, corridos en un buffer TBE 1x standard y visualizados mediante tinción con bromuro de etidio. Los productos resultantes de la PCR fueron comparados con un marcador de peso molecular de DNA de 100 pb. Estos primers amplifican intrones del gen codificador para la proteína DNA-cromo-helicasa (CHD, del inglés *chromo-helicase-DNA binding protein*) asociado a los cromosomas sexuales Z y W en aves (CHD1Z y CHD1W, respectivamente). Los machos son identificados debido a que presentan un solo producto de PCR (del CHD1Z, 600 pb) mientras que las hembras muestran dos bandas resultantes de dos productos diferentes (de CHD1W – 450 pb – y CHD1Z, 600 pb) (Fridolfsson y Ellegren 1999)(Fig. 3.2).

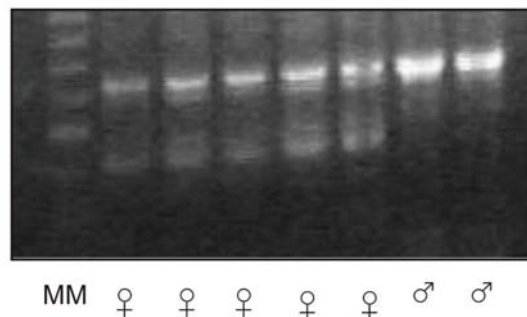


Figura 3.2. Fotografía de un gel de agarosa mostrando los productos obtenidos luego de la amplificación con PCR. Cada calle corresponde a un individuo diferente. MM = marcador molecular, los símbolos debajo de cada calle indican el sexo correspondiente a cada muestra. Los machos muestran una única banda correspondiente al único producto obtenido por PCR, mientras que las hembras presentan dos bandas resultantes de los productos obtenidos por PCR.

Diferencias en el nivel de dimorfismo entre machos y hembras fue calculado para cada variable usando el índice de Storer (S)

$$S = (\bar{x}_m - \bar{x}_h) / [(\bar{x}_m + \bar{x}_h) * 0.5]$$

Donde,

\bar{x}_m es el valor promedio de cierta variable para los machos, y \bar{x}_h es el valor promedio de cierta variable para las hembras (Storer 1966, Blondel *et al.* 2002, González-Solís 2004).

Las diferencias morfológicas entre sexos fueron testeadas con tests t de Student o Mann-Whitney (Zar 1999). Con el objeto de obtener funciones discriminantes, los datos de los individuos sexados fueron sujetos a un Análisis de Funciones Discriminantes. Para este análisis, una submuestra de 30 hembras fue usada, mientras que en el caso de los machos se usó el set completo de muestras. Este análisis se llevo cabo a pesar de que algunas de estas variables no presentaron distribución normal dado que esta violación no es fatal para el resultado significativo del test (Hair *et al.* 1995). Las variables independientes no fueron ingresadas al mismo tiempo en el análisis, sino que se realizó un análisis de funciones discriminantes “de a pasos”, ingresando en cada paso la medida que mostrara mayor separación entre sexos. Esto fue decidido sobre la base del valor del índice Wilks’ lambda, índice que toma valores entre 0 (las medias entre grupos son diferentes) y 1 (las medias entre grupos son iguales). Los estadísticos descriptivos y los Wilk’s lambda entre sexos fueron estimados para ilustrar la capacidad discriminadora entre sexos de cada variable (Hair *et al.* 1995). El tamaño muestral para cada combinación de medidas fue variable ya que no fue posible obtener el set completo de medidas para todos los individuos.

Para la comparación del peso de los regurgitados entre sexos, una submuestra aleatoria de 24 regurgitados de hembras y el set completo de regurgitados de machos fueron usados, intentando de esta manera superar las diferencias en el tamaño muestral de regurgitados para cada sexo. Se aplicó un test t de Student para asignar las diferencias entre sexos en cuanto al peso de los regurgitados. La hipótesis nula de no diferencia en las distribuciones del Índice de Importancia Relativa (IRI) de las especies de peces presa entre sexos fue comparada con un test de bondad de ajuste chi cuadrado (para este caso las categorías *Anchoa marinii*, *Lycengraulis grossidens* y “peces no identificados” se combinaron para el análisis). La comparación de las tallas de peces presa encontradas en la dieta de ambos sexos de Rayador se comparó con un test de Mann-Whitney (*U*-test). Las distribuciones de las frecuencias de tallas fueron comparadas con el test Kolmogorov-Smirnov (*D*-test) (Zar 1999).

3.3. RESULTADOS

3.3.1 Aspectos generales de la dieta de *R. niger*

A través del análisis de egagrópidas colectadas entre las temporadas 2001-02 y 2004-05 se identificaron restos (otolitos y huesos) pertenecientes a peces, restos de exoesqueleto pertenecientes a insectos y crustáceos, y picos pertenecientes a cefalópodos. Se encontraron diferencias respecto a una distribución uniforme tanto en la importancia numérica como en la frecuencia de ocurrencia de peces e insectos (importancia numérica de peces $\chi^2_3 = 254.4$ $p < 0.001$, importancia numérica de insectos $\chi^2_3 = 36.83$ $p < 0.001$; frecuencia de ocurrencia de peces $\chi^2_3 = 187.03$ $p < 0.001$, ocurrencia de insectos $\chi^2_3 = 27.78$ $p < 0.001$), mientras que para los cefalópodos la importancia numérica difirió significativamente respecto a una distribución uniforme ($\chi^2_3 = 9.43$ $p < 0.05$) no se encontraron diferencias en la frecuencia de ocurrencia ($\chi^2_3 = 7.67$ $p > 0.05$).

Los peces presentaron siempre las mayores importancias numéricas (superiores al 93%) y mayor frecuencia de ocurrencia (considerando las muestras que contuvieran otolitos y/o urostilos y algún otro resto presa, siempre mayor al 96%). Los peces presentaron a su vez, durante todas las temporadas, la mayor importancia en biomasa aportada a la dieta (siempre superior al 77%) (Tabla 3.3).

Tabla 3.3. Ocurrencia, importancia numérica y en peso de las diferentes categorías taxonómicas de presas halladas en la dieta del Rayador Sudamericano durante las diferentes temporadas muestreadas.

	2002			2003			2004			2005		
	N%	O%	M%	N%	O%	M%	N%	O%	M%	N%	O%	M%
Peces	96.8	98.9	91.2	96.7	98.7	89.2	97.0	97.7	77.2	93.7	96.8	82.2
Cefalópodos	0.2	0.4	2.3	0.9	1.3	5.9	2.5	3.8	21.7	1.3	2.1	10.8
Insectos	2.3	3.7	2.8	1.2	1.9	2.5	0.1	0.3	0.2	4.5	5.1	6.8
Otros	0.6	0.8	0.8	1.2	1.5	2.4	0.7	1.3	0.9	0.1	0.2	0.2

Se identificaron 12 especies de peces presa, correspondientes a siete familias y a cuatro órdenes. La temporada con mayor riqueza específica fue 2001-2002 con un total de 11 especies, seguida por 2002-03 y 2004-05 ambas

con 7 y por último 2003-04 con seis especies de peces presa identificados (Tabla 3.4). El grupo más importante tanto en número como en ocurrencia durante las temporadas muestreadas fue el compuesto por especies pertenecientes al orden Atheriniforme (Figura 3.3A y 3.3B). Respecto al orden Perciforme, este fue el más importante en cuanto a biomasa aportada a la dieta en la temporada 2001-02, mientras que en las restantes temporadas el orden Atheriniforme fue también el más importante en peso (Figura 3.3C). Las especies correspondientes al orden Siluriformes estuvieron presentes solamente en las temporadas 2001-02 y 2002-03.

Tabla 3.4. Índice de Importancia Relativa porcentual (IRI%) para las diferentes especies de peces presa durante las cuatro temporadas de muestreo.

	2001-02	2002-03	2003-04	2004-05
Atheriniformes				
Atherinopsidae				
<i>Odontesthes argentinensis</i>	19,57	46,63	35,38	5,46
<i>Odontesthes incisa</i>	70,40	46,51	63,86	88,96
Clupeiformes				
Engraulidae				
<i>Engraulis anchoita</i>	0,40	1,98	0,42	1,05
<i>Anchoa marini</i>	2,26	0,12	0,14	3,41
Clupeidae				
<i>Brevoortia aurea</i>	0,09	0,00	0,03	0,00
Perciformes				
Sciaenidae				
<i>Micropogonias furnieri</i>	0,13	0,00	0,00	0,02
<i>Cynoscion guatucupa</i>	5,97	0,07	0,00	0,00
<i>Paralichthys brasiliensis</i>	0,00	0,00	0,00	0,01
Pomatomidae				
<i>Pomatomus saltatrix</i>	0,32	4,51	0,17	1,09
Siluriformes				
Pimelodidae				
<i>Pimelodella laticeps</i>	0,51	0,19	0,00	0,00
<i>Rhamdia sapo</i>	0,03	0,00	0,00	0,00
Callichthyidae				
<i>Corydoras paleatus</i>	0,31	0,00	0,00	0,00

Al realizar el análisis para cada especie en particular, considerando el índice de importancia relativa porcentual se observó que la presa más importante para todos los años fue el Cornalito (*O. incisa*), excepto para la temporada 2002-03 donde el Pejerrey (*O. argentinensis*) presentó un mayor

valor de IRI%. Las restantes especies de peces presa presentaron valores de IRI% siempre menores al 5% (Tabla 3.4)

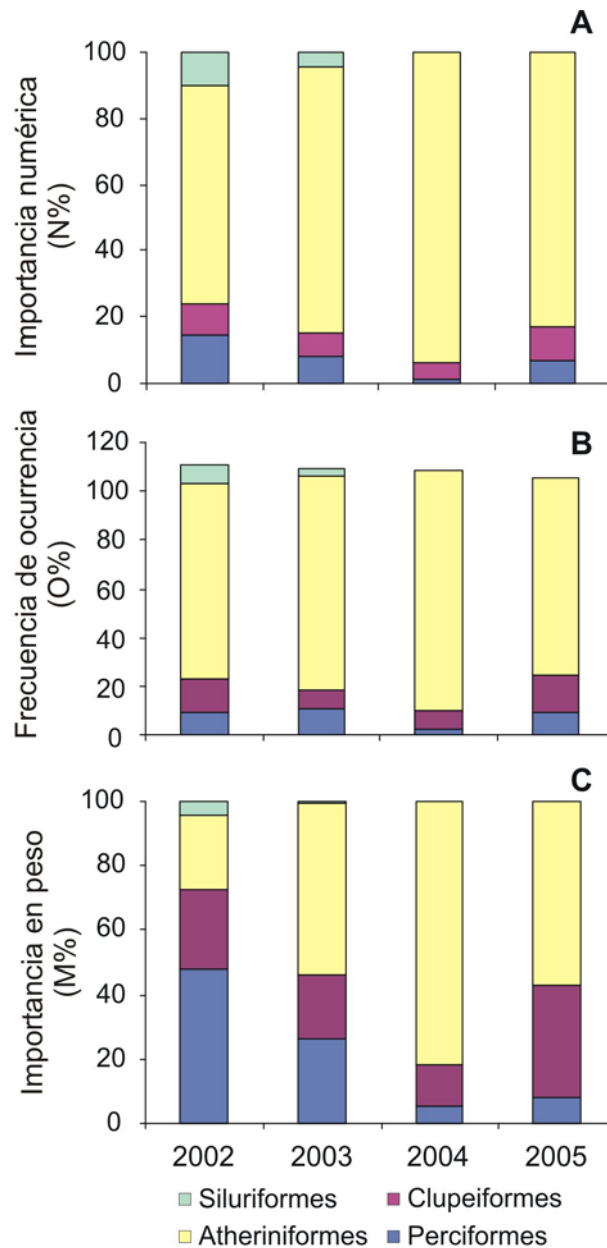


Figura 3.3. A) Importancia numérica (N%), (B) frecuencia de ocurrencia (O%) e (C) importancia en peso de los cuatro órdenes de peces presa encontrados en la dieta del Rayador Sudamericano en Mar Chiquita durante las diferentes temporadas de muestreo

A partir del análisis de egagrópias, pudieron retrocalcularse las tallas de 679 peces presas. El largo total promedio general para las especies de peces presa consumidas por *R. niger* en Mar Chiquita para todas las temporadas analizadas fue 67.69 ± 24.33 mm (rango 17.21 – 204.76 mm), mientras que el

peso promedio fue 2.85 ± 5.07 g (rango 0.04 – 80.08 g). La comparación entre años mostró diferencias significativas tanto en el peso como en el largo total (ANOVA $F_{3, 675} = 37.52$ $p < 0.001$ para LT y $F_{3, 675} = 20.95$ $p < 0.001$ para M). Un análisis posterior mostró que las diferencias en el LT se debieron a los mayores largos de presas en las temporadas 2001-02 (81.27 ± 25.13 mm, $n = 164$) y 2002-03 (73.21 ± 25.11 mm, $n = 130$) en comparación con 2003-04 (61.14 ± 19.79 mm, $n = 216$) y 2004-05 (58.64 ± 21.18 mm, $n = 169$) las cuales a su vez no difirieron entre si (Figura 3.4A). Con respecto al peso de las presas, las diferencias se debieron a los mayores pesos registrados durante la temporada 2001-02 (5.28 ± 8.38 g) respecto a las restantes (Figura 3.4B).

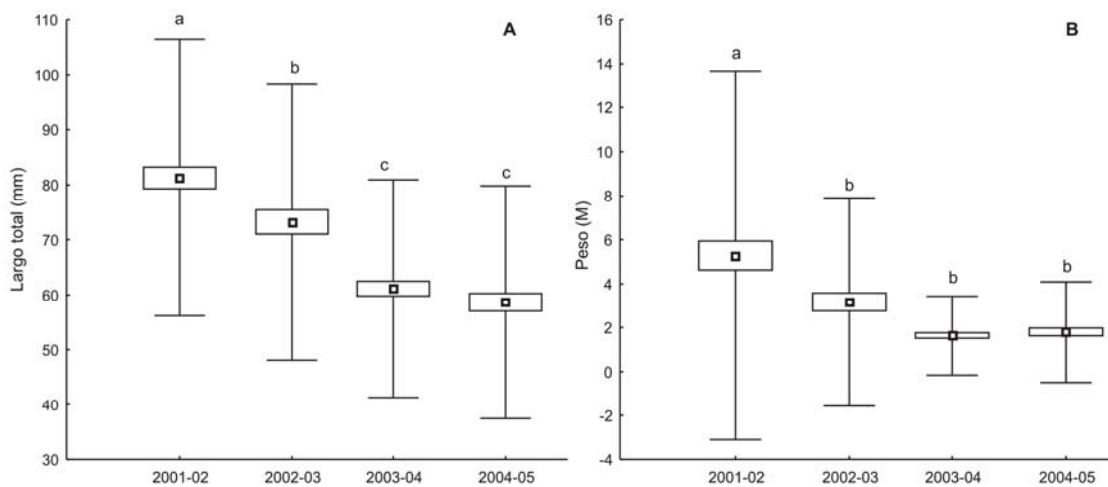


Figura 3.4. Comparación del largo total (A) y peso (B) de los peces presa del Rayador Sudamericano para todas las temporadas muestreadas. Los puntos indican la media, las cajas muestran el error estándar y los bigotes el desvío estándar. Las letras distintas indican diferencias significativas entre años.

Una aproximación mensual, considerando todas las temporadas muestreadas, mostró diferencias significativas en las tallas de los peces consumidos ($F_{7,671} = 29.87$, $p < 0.001$). Estas diferencias se debieron a las mayores tallas observadas en el mes de abril (84.99 ± 29.20 mm, $n = 79$) respecto a noviembre, enero, febrero y marzo, lo cual puede atribuirse a mayores proporciones de esciéndidos durante abril (particularmente *Cynoscion guatucupa*). Por otra parte, las menores tallas observadas en enero (48.94 ± 17.57 mm, $n = 165$) respecto a los restantes meses, puede asociarse a una mayor proporción de *O. incisa* encontrada durante este mes (Fig. 3.5A). Con respecto al peso, también se encontraron diferencias significativas entre meses

($F_{7,671} = 12.70$, $p < 0.001$), resultantes del mayor peso de los peces consumidos durante abril (7.19 ± 10.83 g, $n = 79$) en comparación con los meses restantes.

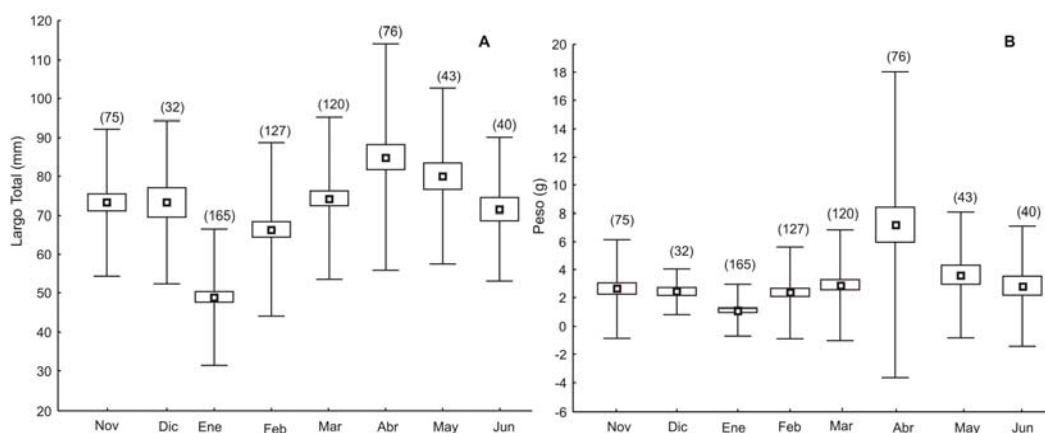


Figura 3.5. Comparación mensual del largo total (A) y peso (B) de los peces consumidos por *R. niger* en Mar Chiquita considerando todas las temporadas muestreadas. Los puntos indican la media, las cajas el error estándar y los bigotes el desvío estándar. Los números entre paréntesis indican el tamaño muestral.

Los cefalópodos siguieron a los peces en importancia en peso durante las temporadas 2002-03, 2003-04 y 2004-05 (Tabla 3.3). Las tallas de los calamaretos presentes en la dieta de los rayadores fueron retrocalculadas a partir de 27 rostros inferiores. El largo total promedio general para los calamaretos consumidos por *R. niger* en Mar Chiquita para todas las temporadas analizadas fue 47.84 ± 20.43 mm (rango 21.69 – 114.40 mm), mientras que el peso promedio fue 8.03 ± 9.8 g (rango 0.91 – 49.54 g).

3.3.2. Diferentes metodologías en el análisis de la dieta. Comparación entre el uso de egagrópilas y regurgitados espontáneos.

El 32% de las egagrópilas contuvieron otolitos (denominadas E_o), y el 66% contuvo otolitos y/o urostilos (denominadas E_{ou}). Se identificaron en total 484 presas a partir del análisis de regurgitados espontáneos y 340 como resultado del análisis de egagrópilas. El ítem presa más importante fueron los peces, pero se observaron diferencias significativas en la composición de la dieta inferida por las diferentes metodologías ($\chi^2_1 = 24.3$, $P < 0.05$; se comparó la categoría “peces” vs “no-peces”). Del análisis de regurgitados se obtuvieron restos correspondientes casi en su totalidad a peces, mientras que el análisis de egagrópilas mostró un mayor número de taxa incluyendo peces (93%), cefalópodos (5%), crustáceos (1.5%) e insectos (0.3%) (Tabla 3.5).

Tabla 3.5. Composición de la dieta del Rayador Sudamericano, referida como importancia numérica (N%) y frecuencia de ocurrencia (O%), en Mar Chiquita obtenida a través del análisis de egagrópilas y regurgitados espontáneos.

	Egagrópilas (otolitos)		Egagrópilas (otolitos+urostilos)		Regurgitados espontáneos	
	N%	O%	N%	O%	N%	O%
Peces	93.2	92.9	96.6	97.7	99.4	100
	(317) ¹	(185) ²	(646)	(383)	(481)	(52)
Cefalópodos	5.0	7.5	2.5	3.8		
(picos)	(17)	(15)	(17)	(15)		
Crustáceos	1.5	2.5	0.7	1.3	0.6	3.8
(exoesqueletos)	(5)	(5)	(5)	(5)	(3)	(2)
Insectos	0.3	0.5	0.1	0.3		
(exoesqueletos)	(1)	(1)	(1)	(1)		

¹ Número total de presas correspondientes a cada ítem (categoría taxonómica).

² Número de muestras analizadas, conteniendo restos de cada categoría taxonómica.

La proporción de peces presa identificados fue mayor en el análisis de regurgitados que en el de egagrópilas (81.9% versus 67.6%, respectivamente). Al considerar los urostilos además de otolitos en el análisis de egagrópilas el número de peces identificados (desde el nivel de especie hasta orden) ascendió a 646, y en comparación a los regurgitados y a E_o se encontraron mayores proporciones de Atherinopsidae, Engraulidae y clupeiformes no identificados como así también una mayor cantidad de peces no identificados (Tabla 3.6).

Un 9% de los ítem presa obtenidos de los regurgitados permitió una medición directa del largo total y biomasa dado que se encontraban sin digestión (método de análisis n° 1, ver sección Materiales y Métodos), mientras que la mayor parte de los ítem presa (57.4%) presentaron una digestión parcial y por lo tanto la asignación de tallas se realizó utilizando regresiones (método de análisis n° 2, ver sección Materiales y Métodos), y finalmente a un 33.3% de las presas se les asignó valores promedio de largo total y peso. Al considerar E_{ou}, un 49% de las presas fueron identificadas utilizando otolitos, de los cuales

un 33% permitieron una estimación de LT y M de los peces presa mientras que al restante 16% se le asignó valores promedio.

A partir del análisis de ambos tipos de muestras se identificaron siete especies de peces presa. Las especies identificadas de los regurgitados espontáneos fueron cinco: Pejerrey (*Odontesthes argentinensis*), Cornalito (*O. incisa*), Saraca (*Brevoortia aurea*), Anchoa (*Anchoa marmorata*) y la Anchoa de Río (*Lycengraulis grossidens*). El análisis de otolitos mostró algunas diferencias, identificándose como principales presas a la Anchoa (*Anchoa marmorata*), la Anchoíta (*Engraulis anchoita*), y la Anchoa de Banco (*Pomatomus saltatrix*) como así también ambas especies de *Odontesthes sp.*

Se observaron diferencias en la importancia en número y frecuencia de ocurrencia para las diferentes especies presa entre metodologías. Resulta interesante resaltar, en primer lugar, la mayor proporción de Saraca en los regurgitados espontáneos (5% de importancia numérica) en comparación tanto con E_o como con E_{ou} . En segundo lugar cabe resaltar el marcado aumento en el número de Atherinopsidae, Engraulidae y clupeiformes no identificados al considerar E_{ou} en comparación tanto con E_o como con los regurgitados (Tabla 3.6). De todas maneras hubo una marcada coincidencia en los principales peces presa de los rayadores identificados a través del análisis de estas diferentes muestras, donde el Cornalito fue la presa más importante en todos los casos (40%, 20% y 58% para E_o , E_{ou} y regurgitados, respectivamente), seguido en importancia por el Pejerrey (24%, 12% y 18%, respectivamente). Estas dos especies en conjunto sumaron casi un 64% en importancia numérica al considerar el análisis de E_o y hasta un 76% al considerar los regurgitados.

También se encontraron muchas similitudes al comparar la importancia en peso de los peces presa identificados en ambas metodologías (E_o y regurgitados); el Cornalito presentó la mayor importancia en peso (35% y 54%, respectivamente) seguido por el Pejerrey (32% y 18%, respectivamente) y los Atherinopsidae no identificados (Tabla 3.6).

Tabla 3.6. Importancia en número (N%), frecuencia de ocurrencia (O%) y peso (M%) de peces presa representados en egagrópillas y regurgitados espontáneos.

	Egagrópillas (otolitos)			Egagrópillas ^a (otolitos + urostilos)		Regurgitados espontáneos		
	N%	O%	M%	N%	O%	N%	O%	M%
	(317) ^b	(185) ^c	(317) ^b	(646)	(383)	(481)	(52)	(481)
Anchoa (<i>Anchoa maringhi</i>)	0.9	1.6	4.1	0.5	0.8	1.2	5.8	1.1
Saraca (<i>Brevoortia aurea</i>)	0.6	1.1	0.6	0.3	0.5	4.6	17.3	7.4
Anchoíta (<i>Engraulis anchoita</i>)	1.9	2.7	10.1	0.9	1.3	-	-	-
Anchoa de Río (<i>Lycengraulis grossidens</i>)	-	-	-	-	-	0.2	1.9	0.4
Pejerrey (<i>Odontesthes argentinensis</i>)	24.0	31.4	31.7	11.8	15.1	18.1	34.6	17.6
Cornalito (<i>Odontesthes incisa</i>)	40.1	41.1	35.2	19.7	19.8	57.8	96.2	54.1
Anchoa de Banco (<i>Pomatomus saltatrix</i>)	-	-	-	0.5	0.8	-	-	-
Clupeiformes No Identificados	-	-	-	12.4	12.5	-	-	-
Aterinidos No Identificados	30.2	45.4	15.7	52.2	69.4	17.7	50.0	19.3
Engraulidos No Identificados	-	-	-	0.5	0.8	-	-	-
Peces No Identificados	2.2	3.8	2.7	1.1	1.8	0.4	1.9	0.2

a. La importancia en peso no se indica ya que no fue posible el retrocálculo de peso a partir de urostilos.

b. Número total de peces presa

c. Número de muestras conteniendo restos de peces

Las tallas (78.3 ± 16.9 mm) y los pesos (3.2 ± 2.7 g) estimados a partir del análisis de regurgitados fueron significativamente mayores a los estimados por las egagrópilas E_o (60.4 ± 18.2 mm y 1.6 ± 1.5 g) ($t_{753} = 13.6$, $p < 0.001$ y $t_{753} = 8.9$, $p < 0.001$, respectivamente). La misma tendencia se encontró al restringir el análisis a las presas que conforman casi la totalidad de la dieta (Cornalito y Pejerrey), donde también los regurgitados presentaron presas más grandes que las egagrópilas ($t_{567} = 11.3$, $p < 0.001$). Estos resultados se debieron a las diferencias en las tallas del Cornalito ($t_{407} = 13.5$, $P < 0.001$) pero no a las del Pejerrey ($t_{158} = 0.83$, n.s.) (Figura 3.6A). A su vez cuando la comparación se realizó considerando el peso, los pesos estimados para los aterínidos obtenidos de los regurgitados fueron mayores que los estimados a partir de egagrópilas ($t_{567} = 8.03$, $p < 0.001$). Al restringir el análisis por especie se observaron diferencias significativas tanto para el Cornalito ($t_{407} = 9.95$, $p < 0.001$) como para el Pejerrey ($t_{158} = 2.3$, $p < 0.05$) (Figura 3.6B).

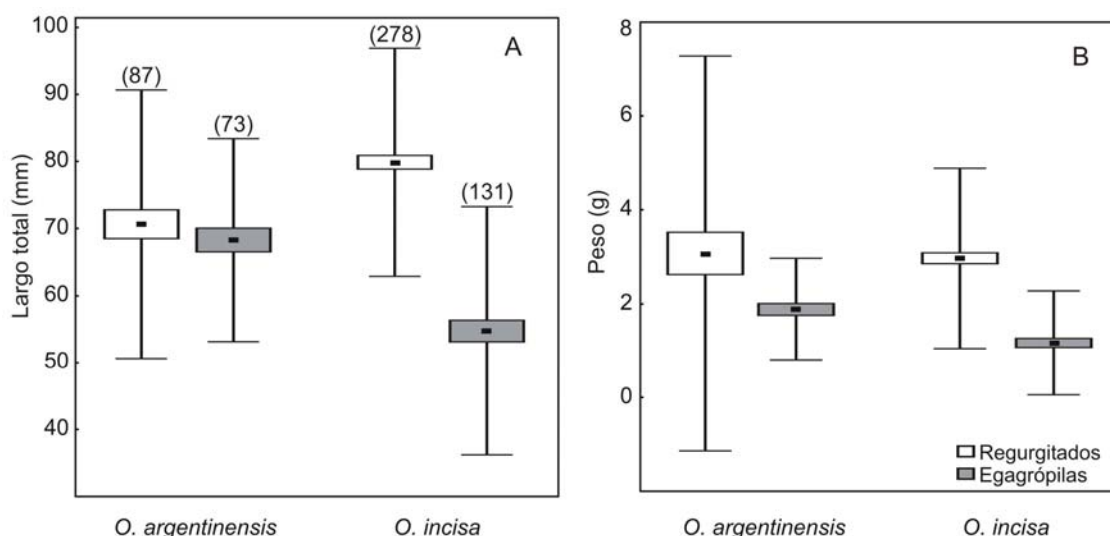


Figura 3.6. Comparación del largo total (A) y peso (B) de ambas especies de aterínidos presentes en la dieta de *R. niger* estimadas de los restos identificados en regurgitados y egagrópilas. Los puntos indican la media, las cajas muestran el error estándar y los bigotes el desvío estándar; el tamaño muestral para cada categoría se muestra entre paréntesis.

Se estimaron factores de corrección para las especies que mostraron diferencias significativas siendo los mismos: 1.5x para el largo total del Cornalito, 2.5x para el peso del Cornalito y 1.6x para el peso del Pejerrey.

3.3.3. Comparación de la dieta del Rayador en dos estuarios de la Provincia de Buenos Aires.

Se comparó el espectro trófico del Rayador Sudamericano en dos estuarios de la Provincia de Buenos Aires: Punta Rasa (Bahía Samborombón) y Mar Chiquita. El nivel trófico fue muy similar en ambas áreas: 3.96 en Punta Rasa y 3.98 en Mar Chiquita. De todas maneras, a pesar de presentar TLs muy similares, el Rayador Sudamericano presentó composiciones de presas muy diferentes en estos estuarios separados por no más de 200 km de costa, consumiendo primariamente aterínidos (*O. argentinensis* y *O. incisa*) en Mar Chiquita y engráulidos (*E. anchoita* y *A. marinii*) en Punta Rasa (Fig. 3.7).

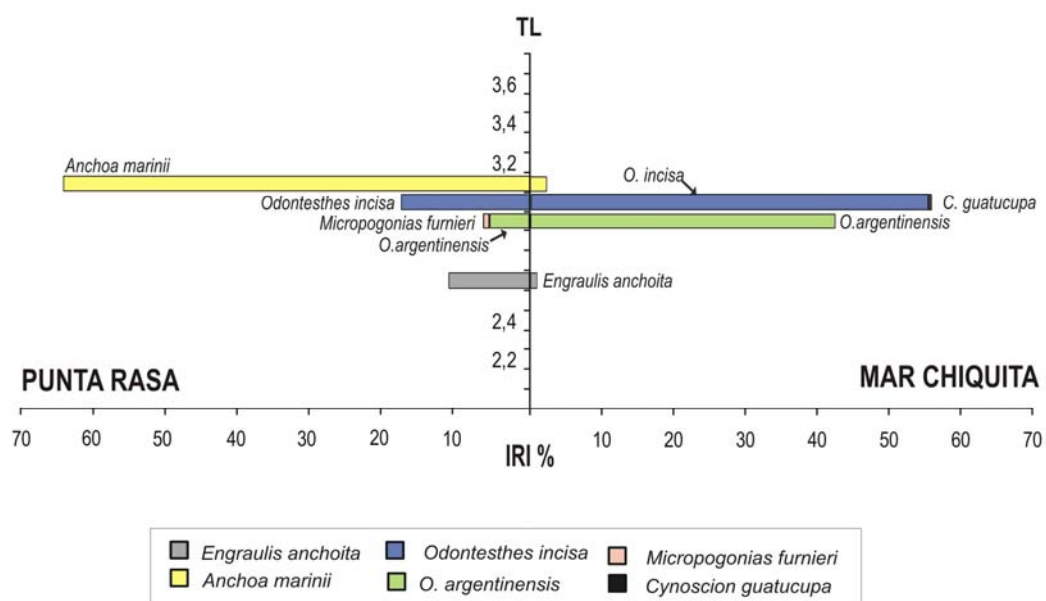


Figura 3.7. Peces en la dieta del Rayador Sudamericano durante las temporadas 1999-2000 en Punta Rasa y 1999-2002 en Mar Chiquita expresada en términos del IRI% en función del nivel trófico (TL).

3.3.4. Contenido energético de las presas presentes en la dieta de *Rynchops niger*

El contenido energético promedio general de los peces presa considerando el total de temporadas muestreadas fue 64.61 ± 100.64 KJ presa⁻¹ (n = 679). Los moluscos, representados por el calamarete (*Loligo sanpaulensis*), presentaron un alto contenido energético, siendo 208.67 ± 255.22 KJ presa⁻¹ (n = 27) el valor promedio general para todas las temporadas muestreadas.

La comparación entre años del contenido energético de los peces presa consumidos por *R. niger* en Mar Chiquita mostró diferencias significativas

($F_{3,675} = 25.56$ $p < 0.001$). Estas diferencias se debieron a los mayores valores energéticos de las presas en la temporada 2001-02 (116.15 ± 150.83 KJ presa⁻¹) respecto a las demás temporadas, al igual que lo mayores valores observados en la temporada 2002-03 (75.09 ± 111.71 KJ presa⁻¹) respecto a 2003-04 (38.28 ± 42.16 KJ presa⁻¹) y 2004-05 (40.19 ± 52.66 KJ presa⁻¹) (Figura 3.8)

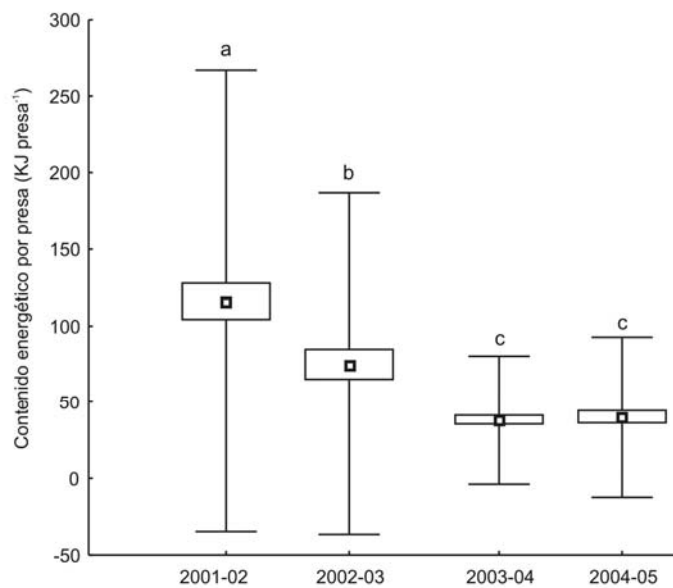


Figura 3.8. Comparación interanual del contenido energético por presa de la dieta del *R. niger* como resultado del aporte de la porción íctica de la dieta. Los puntos indican la media, las cajas muestran el error estándar y los bigotes el desvío estándar. Distintas letras indican diferencias significativas.

Al realizar el análisis a nivel mensual también se encontraron diferencias significativas ($F_{7,671} = 14.68$ $p < 0.001$), con los menores contenidos energéticos observados en enero (25.39 ± 43.02 KJ presa⁻¹), y los más elevados en abril (153.27 ± 175.59 KJ presa⁻¹) (Figura 3.9).

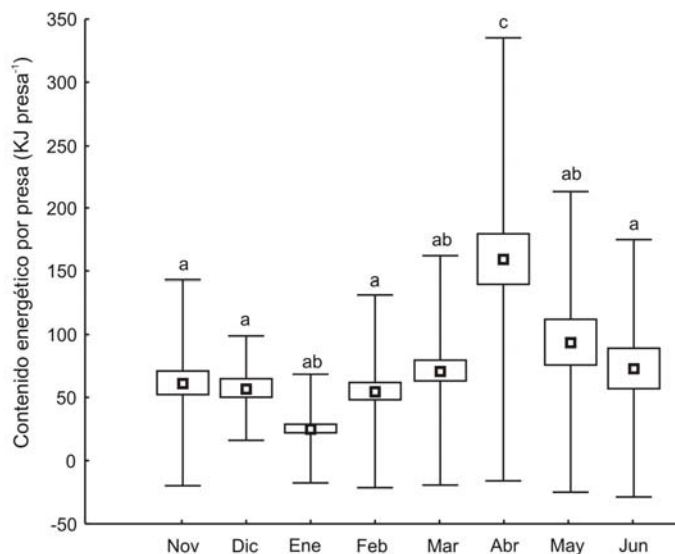


Figura 3.9. Variación mensual del contenido energético por presa de la dieta del Rayador Sudamericano. Los puntos indican la media, las cajas muestran el error estándar y los bigotes el desvío estándar. Distintas letras indican diferencias significativas. Distintas letras indican diferencias significativas entre meses.

El contenido energético promedio de la porción íctica por egagrópila fue 93.47 ± 206.08 KJ, con diferencias significativas en la comparación entre años ($F_{3,465} = 5.62$, $p < 0.001$). Un análisis posterior mostró que estas diferencias se debieron a los mayores valores ocurridos durante la temporada 2001-02 (152.11 ± 364.75 KJ egagrópila⁻¹) en comparación con las temporadas 2003-04 y 2004-05 (61.70 ± 61.38 y 60.11 ± 61.04 KJ egagrópila⁻¹, respectivamente).

La comparación entre meses considerando cada año separadamente mostró diferencias significativas únicamente en la temporada 2004-05 ($F_{4,108} = 2.80$ $p = 0.03$), diferencia generada por los mayores valores observados en marzo 110.87 ± 60.86 en comparación con los meses restantes.

3.3.5. Segregación trófica interespecífica.

Las seis especies comparadas presentaron niveles tróficos entre 3.7 y 4.0, lo cual caracteriza a todas como predadores secundarios, ocupando el rol de predadores tope en el ambiente costero del E-SE de la Provincia de Buenos Aires (Figura 3.10). A pesar de la escasa variación de los TLs los niveles de superposición trófica entre especies (considerando únicamente la porción íctica) fueron relativamente bajos. En lo que respecta al Rayador

Sudamericano, si bien comparte un mismo nivel trófico con las otras especies, presentó un índice de solapamiento muy bajo con los demás láridos contemplados en el análisis (Tabla 3.7). Se observó un mayor solapamiento entre las dos especies de gaviotines grandes (*S. maxima* y *S. sandvicensis*) y la Gaviota Cocinera (*Larus dominicanus*) (Tabla 3.7). Entre estas tres especies se observó una elevada superposición en cuanto a las presas consumidas como la proporción de las mismas en la dieta (e.g. presencia de Corvina Rubia, *Micropogonias furnieri*) (Fig 3.10). En cuanto a las dos especies de gaviotines de menor tamaño (*S. hirundo* y *S. hirundinacea*) si bien la presencia de la Anchoíta (*E. anchoita*) es coincidente en la dieta de ambas especies, las diferencias en las restantes especies consumidas explican el bajo valor de solapamiento trófico entre estos dos gaviotines. El bajo solapamiento observado en el Rayador Sudamericano está relacionado con la mayor proporción de aterínidos en su dieta a diferencia con las demás aves donde tanto el Pejerrey como el Cornalito no fueron presas importantes (Fig. 3.10).

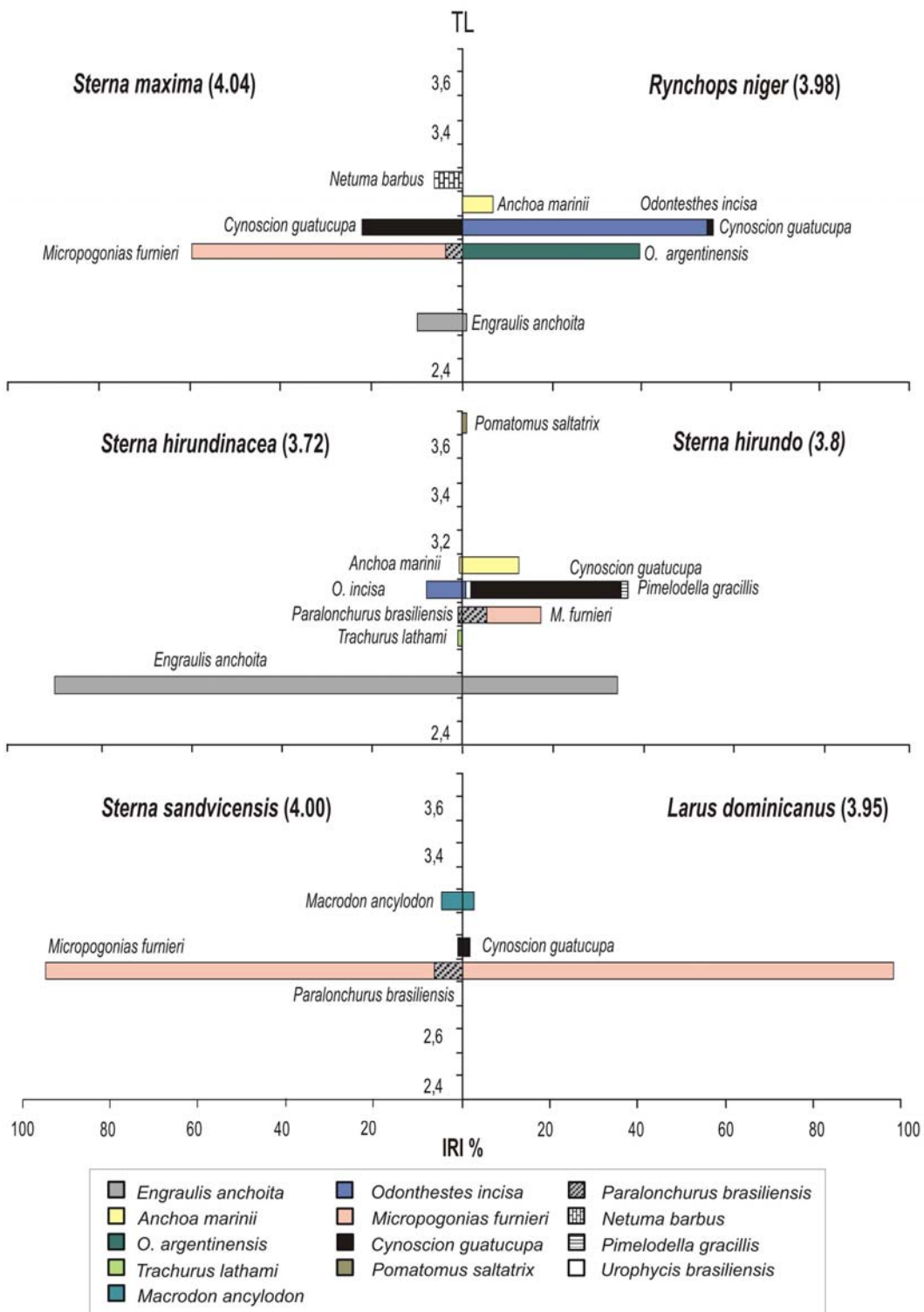


Figura 3.10. Peces en la dieta de seis aves marinas expresada en términos del IRI% en función del nivel trófico (TL) de cada una de sus presas. Entre paréntesis se indica el nivel trófico considerando el espectro íctico de la dieta de cada ave. Fuente: Favero *et al.* 2000a,b, Mauco 2000, Silva Rodríguez *et al.* 2000, Favero *et al.* 2001a,b, Mariano-Jelicich 2001, Mauco

et al. 2001, Mariano-Jelicich y Favero 2003, Mariano-Jelicich *et al.* 2003, Mauco *et al.* 2003, Mauco y Favero 2003, 2004. Figura tomada y modificada de Silva Rodríguez *et al.* (2005).

Tabla 3.7. Índices de superposición trófica entre las especies analizadas considerando únicamente la porción íctica de la dieta (ver Berón *et al.* 2003, Silva Rodríguez *et al.* 2005).

	<i>Sterna</i> <i>hirundo</i>	<i>S.</i> <i>hirundinacea</i>	<i>S.</i> <i>sandvicensis</i>	<i>S.</i> <i>maxima</i>	<i>Larus</i> <i>dominicanus</i>
<i>Rynchops niger</i>	0.12	0.07	0.01	0.02	0.01
<i>Sterna hirundo</i>		0.03	0.02	0.03	0.03
<i>S. hirundinacea</i>			0.05	0.30	0.04
<i>S. sandvicensis</i>				0.83	0.88
<i>S. maxima</i>				-	0.67

3.3.6. Segregación intraespecífica.

Dimorfismo sexual

Los Rayadores presentaron dimorfismo sexual en todos los parámetros considerados, siendo para todos los casos, los machos más grandes que las hembras (Figura 3.11). El Índice de Storer (ΔSI) mostró a los machos un 28% más pesados que las hembras. También se encontraron diferencias más importantes en el largo del culmen ($\Delta SI = 38\%$) y en el largo de la mandíbula inferior ($\Delta SI = 27\%$), mientras que el grado de dimorfismo fue menor al considerar el largo del tarso y el largo de cuerda alar ($\Delta SI = 13\%$ y 16% , respectivamente). Las comparaciones de los diferentes parámetros entre sexos fueron todas estadísticamente significativas (Tabla 3.8).

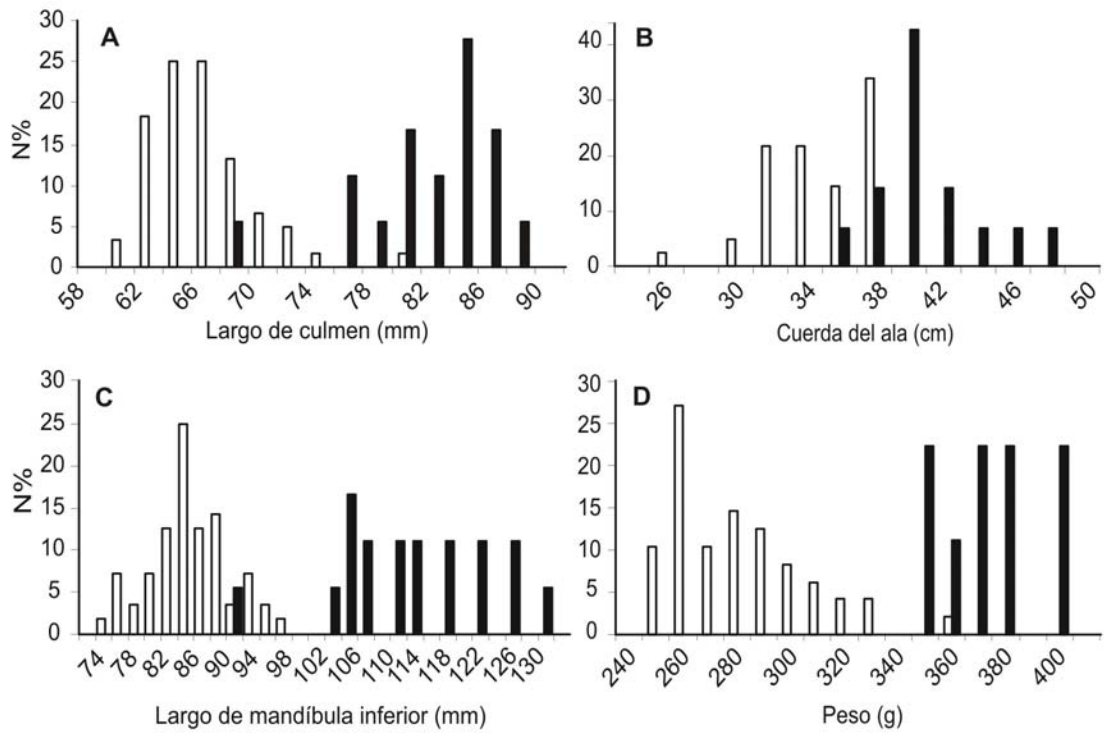


Figura 3.11. Distribución de frecuencias de las medidas morfométricas y peso en machos (en negro) y hembras (en blanco) de Rayador Sudamericano. El tamaño muestral en cada caso fue: 2A) machos n = 18, hembras n = 60; 2B) machos n = 14, hembras n = 41; 2C) machos n = 18, hembras n = 58; 2D) machos n = 9, hembras n = 48.

Tabla 3.8. Medidas morfométricas para el set completo de datos (machos y hembras agrupados) y para cada sexo del Rayador Sudamericano. Los datos se muestran como media \pm 1 desvío estandar y el tamaño de la muestra se encuentra entre paréntesis.

Parámetro	General (n)	Sh-W ¹ (P)	Machos (n)	Hembras (n)	t(df) ²	P
Largo del culmen (mm)	68.4 \pm 7.8 (78)	0.84 (<0.001)	80.5 \pm 5.1 (18)	64.8 \pm 3.7 (60)	6.2*	<0.001
Largo mandíbula inferior (mm)	92.2 \pm 13.2 (74)	0.84 (<0.001)	112.5 \pm 9.9 (18)	85.7 \pm 4.9 (56)	6.3*	<0.001
Largo del tarso (mm)	30.8 \pm 2.6 (78)	0.98 (0.31)	33.9 \pm 2.2 (18)	29.8 \pm 2.0 (60)	7.5 (76)	<0.001
Largo cuerda alar (cm)	35.4 \pm 4.0 (55)	0.97 (0.21)	40.0 \pm 3.3 (14)	33.9 \pm 2.9 (41)	6.6 (53)	<0.001
Peso (g)	292.1 \pm 41.3 (57)	0.87 (<0.001)	369.4 \pm 19.3 (9)	277.6 \pm 24.6 (48)	4.7*	<0.001

¹ Test de Normalidad Shapiro – Wilk

² Test de Student, los grados de libertad se muestran entre paréntesis.

*Dada la falta de normalidad, en estos casos se aplicó el test no paramétrico de Mann-Whitney.

Si bien por lo detallado en la Tabla 3.8 los rayadores de ambos sexos fueron significativamente diferentes en los parámetros considerados, se observaron importantes solapamientos entre las colas de las distribuciones (ver figura 3.11). Por lo tanto, resultó necesario estimar otras funciones que permitieran una diferenciación más precisa de los sexos. El análisis de discriminantes mostró que el largo de mandíbula inferior, peso y largo de culmen asignaron correctamente el sexo de los rayadores en más del 93% de los casos (97.9%, 97.2% y 93.7%, respectivamente), mientras que el largo de cuerda alar y largo de tarso lo hicieron en el 87.9% y 83.3% de los casos, respectivamente. De todas las funciones discriminantes construidas con combinaciones de estos parámetros, el modelo incluyendo largo de culmen y largo de mandíbula inferior fue considerado como el más conveniente dado su elevado poder discriminante (98% de los ejemplares) y la practicidad de su aplicación por las pocas variables requeridas (Tabla 3.9).

Tabla 3.9. Distintas funciones discriminantes considerando distintas combinaciones de parámetros morfológicos obtenidas mediante el análisis de funciones discriminantes.

Función Discriminante	W-L ¹	F(df) P	CT% ²	F% ³	M% ⁴
=0.138*LBL+0.26*WL+0.166*CL+0.0 14*W+0.26*TL-45.31	0.04	73 (5,15) <0.001	100	100	100
=24.04-0.123*CL-0.115*LBL- 0.0001*TL-0.02*W	0.11	64.7 (4,31) <0.001	100	100	100
=16.15-0.098*LBL-0.09*CL	0.20	90.0 (2,45) <0.001	97.9	100	94.4

¹Wilks-lambda (entre 0 y 1 para el máximo y mínimo poder discriminante respectivamente).

²Porcentaje sobre el total de individuos correctamente clasificados.

³Porcentaje de hembras correctamente clasificadas.

⁴Porcentaje de machos correctamente clasificados.

LBL= largo de mandíbula inferior; WL= largo de cuerda alar; CL= largo de culmen; TL= largo de tarso; W= peso

Segregación trófica entre sexos

Se colectaron en total 50 regurgitados espontáneos, 42 de ellos correspondieron a hembras y los restantes ocho a machos. Un total de 481 peces presa fueron identificados. Los regurgitados de machos contuvieron únicamente restos de peces (100%), mientras que en los regurgitados de las hembras se encontraron en dos oportunidades restos de crustáceos (n = 3, F% = 4.8).

De las cinco especies de peces identificadas en los regurgitados espontáneos (ver Resultados 3.3.2), la Anchoa de Río (*Lycengraulis grossidens*) no fue encontrada en las egagrópilas de machos (Tabla 3.10). Se encontraron diferencias significativas entre sexos al comparar el Índice de Importancia Relativa (IRI) de las diferentes especies presa ($\chi^2_4 = 2026$, $P < 0.001$). Para ambos sexos la presas más importantes fueron ambos aterínidos, Cornalito y Pejerrey (componiendo en conjunto el 70% y 77% de la dieta de machos y hembras, respectivamente), seguidos en importancia por la Saraca (Tabla 3.10).

Tabla 3.10. Composición de la dieta de machos y hembras de Rayador Sudamericano, referida como importancia numérica (N%), frecuencia de ocurrencia (O%), importancia en peso (M%) e Índice de Importancia Relativa (IRI%) en Mar Chiquita como resultado del análisis de regurgitados espontáneos.

	Machos				Hembras			
	N%	O%	M%	IRI%	N%	O%	M%	IRI%
<i>Anchoa marinii</i>	2.2	12.5	1.8	0.4	1.0	4.8	0.9	0.1
<i>Brevoortia aurea</i>	11.0	12.5	13.7	2.6	3.1	19.0	5.7	1.2
<i>Lycengraulis grossidens</i>					0.3	2.4	0.5	0.01
<i>Odontesthes incisa</i>	53.8	87.5	43.5	71.8	58.7	97.6	56.9	77.2
<i>O. argentinensis</i>	16.5	62.5	24.7	21.7	18.5	28.6	15.7	6.7
<i>Atherinopsidae</i>	16.5	12.5	16.3	3.5	17.9	57.1	20.1	4.9
Peces no identificados					0.5	2.4	0.2	0.01

La comparación de los pesos de los regurgitados entre sexos no mostró diferencias significativas (39.0 ± 24.5 g, $n = 8$ y 29.6 ± 19.4 g, $n = 24$ para machos y hembras, respectivamente; $t_{30} = 1$, $P = 0.30$).

El rango de tallas de las presas consumidas por los machos fue 42.0 – 190.1 mm mientras que el rango de tallas para las hembras fue 39.8 – 151.7 mm. La comparación de medianas de las distribuciones de tallas de peces presa entre sexos (considerando el espectro trófico completo) no mostró diferencias significativas (las presas de los machos fueron 0.4% más largas y 8.8% más pesadas que las de las hembras; M-W $Z_{390, 91} = 0.54$, $P = 0.59$ para LT y M-W $Z_{390, 91} = 1.24$, $P = 0.20$ para M) (Fig. 3.12A y 3.12C). La comparación estadística de las distribuciones de frecuencias de las tallas de los peces presa entre sexos mostró diferencias significativas (Kolmogorov-Smirnov $D = 0.19$, $P < 0.001$). Este mismo análisis fue realizado considerando únicamente las especies correspondientes a la familia Atherinopsidae. En este caso se encontraron diferencias significativas tanto el largo total como en el peso de *O. argentinensis* (los peces de esta especie presa en machos fueron 21.5% más largos y 49.4% más pesados que en hembras, la mediana del largo

en los machos fue 81.7 mm vs. 63.7 mm observada en las hembras; y en relación al peso la mediana en machos fue 3.75 g vs. 1.7 g para las hembras; M-W $Z_{72, 15} = 3.87$, $P = 0.0001$; K-S $D = 0.0$ $P < 0.001$ para LT, y M-W $Z_{72, 15} = 3.8$, $P = 0.0001$; $D = 0.025$, $P < 0.001$ para M) (Fig. 3.12B y 3.12D). Sin embargo, no se encontraron diferencias para *O. incisa*, otra de las presas más importantes (esta especie en la dieta de las hembras fue 2.4% más larga y 6.7% más pesada que en los machos; mediana del largo en machos 77.6 mm vs. 82.2 mm para las hembras y la mediana del peso para los machos fue 2.5 g vs. 2.8 g en hembras; M-W $Z_{229, 49} = 0.93$, $P = 0.30$, K-S $D = 0.21$, $P > 0.05$ para LT, y M-W $Z_{229, 49} = 0.51$, $P = 0.60$, K-S $D = 0.2$, $P > 0.1$ para M).

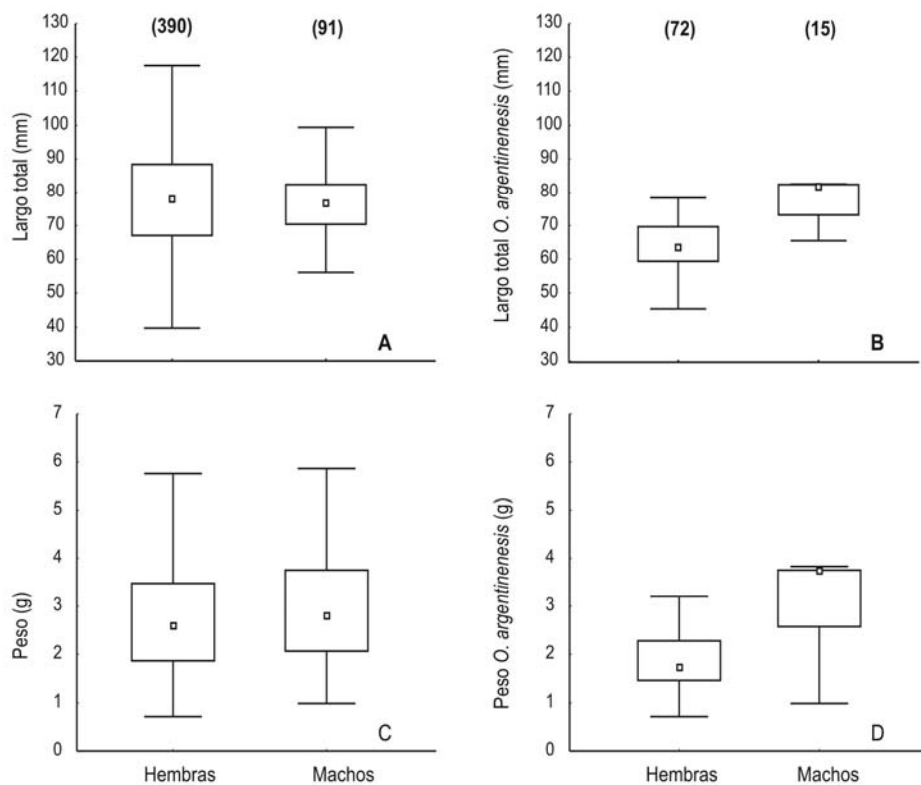


Figura 3.12. Comparación entre sexos del largo total y peso de todas las especies consumidas (A y C, respectivamente) y largo total y peso de *O. argentinensis* (B y D, respectivamente). Los puntos indican el valor de la mediana, las cajas muestran los percentiles de 25 - 75%, los bigotes marcan el rango sin outliers. Los valores extremos no se muestran en la figura pero fueron entre 40 y 190 mm para el largo total y hasta 26 g para el peso. El tamaño de la muestra se indica entre paréntesis.

3.4 DISCUSIÓN

3.4.1. Consideraciones generales del espectro trófico de *Rynchops niger*.

Los resultados de este capítulo se encuentran en línea con resultados obtenidos en estudios en Norteamérica y Brasil, donde las presas más importantes pertenecieron a la familia Atherinopsidae. Respecto a los trabajos desarrollados en Norteamérica las presas correspondieron a géneros estuariales y continentales, mientras que especies marinas como el caso de la anchoa de banco fueron menos abundantes (correspondiendo a menos que el 10% de la dieta). Estos estudios a su vez muestran a los rayadores haciendo un mayor uso de áreas continentales y protegidas para forrajear mientras que el uso de áreas marinas es raro (Erwin 1977a,b). Si bien los trabajos realizados en Lagoa dos Patos (Brasil) muestran a los aterínidos como el ítem presa más importante de los rayadores (Coelho Naves y Vooren 2006) *Odontesthes argentinensis* y *Atherinella brasiliensis* son los ítems más importantes en la dieta mientras que en el presente trabajo las especies predominantes fueron *O. incisa* seguida por *O. argentinensis*. La dieta de los rayadores en Mar Chiquita presenta una baja diversidad, con menos de ocho especies (excepto durante la temporada 2001-02 donde se observó un espectro íctico de 12 especies presa). Esto es coincidente con estudios previos en el área donde la riqueza en la dieta también fue baja incluyendo cinco especies de peces (Mariano-Jelicich *et al.* 2003), pero contrastante con lo reportado para Punta Rasa, extremo sur de la Bahía Samborombón, aprox. 200 km de distancia de Mar Chiquita donde la dieta de los rayadores presentó 12 especie de peces (Favero *et al.* 2001a). Además, en esta última localidad las principales presas fueron la Anchoa (*Anchoa mitchilli*) y la Corvina Rubia (*Micropogonias furnieri*), seguidas por Anchoíta (*Engraulis anchoíta*), Pejerrey y Cornalito (Favero *et al.* 2001a). Las diferencias en la diversidad de presas entre estos dos estuarios con relativa cercanía podrían al menos parcialmente vincularse a las diferencias en la diversidad íctica para cada área considerando 35 especies de peces reportadas para la Bahía Samborombón (Lasta 1995) en comparación con las 28 especies registradas en Mar Chiquita (Cousseau *et al.* 2001). Esto también ha sido observado en Lagoa dos Patos, Brasil, donde la dieta es más diversa y principalmente estuarial, relacionado probablemente a las grandes dimensiones

de este estuario y a la gran diversidad de ictiofauna que presenta (Coelho Naves y Vooren 2006). Las diferencias en la dieta de *R. niger* en estuarios bonaerenses muestran que la importancia de presas y la utilización de determinados ambientes para la alimentación puede presentar variaciones que operan a distintas escalas espacio-temporales. Esto ha sido evidenciado en otras especies de aves marinas como el Gaviotín Sudamericano (*Sterna hirundinacea*), que se alimenta primariamente de anchoítas en el sur y sudeste bonaerense, y de esciéndidos en el este de la provincia (Favero *et al.* 2001b, Silva Rodríguez y Favero 2003), o como el caso del Gaviotín Golondrina (*Sterna hirundo*) que presenta un mayor consumo de engráulidos en Mar Chiquita y de esciéndidos en Punta Rasa (Silva Rodríguez *et al.* 2005, Mauco 2006)

La talla promedio de los peces consumidos por los rayadores en Mar Chiquita presentada en la presente tesis fue menor que la registrada en dos trabajos previos realizados Bahía Samborombón (77 ± 34 mm, Favero *et al.* 2001a) y en el área de estudio (73 ± 17 mm, rango 10 – 164 mm; Mariano-Jelicich *et al.* 2003); pero mayor que la registrada en Brasil (50.1 ± 30.9 mm, rango 9.7 – 212.1 mm; Coelho Naves y Vooren 2006) y en Norteamérica (largo promedio de 55 mm en una colonia de Florida, y entre 10 y 50 mm para diferentes colonias en Virginia) (Leavitt 1957, Erwin 1977a,b). La diferencia con la información proveniente de Lagoa dos Patos podría deberse a la presencia de pequeñas lisas (*Mugil platanus*) en la dieta de los rayadores (Coelho Naves y Vooren 2006). Cabe resaltar que, los rangos de tallas son similares y que los valores máximos en ambos estuarios corresponden a ejemplares de Pejerrey *Odontesthes argentinensis* y que los valores extremos de los rangos difieren de los observados en Norteamérica (30 – 120 mm, Gochfeld y Burger 1994). Las diferencias con los estudios realizados en Norteamérica podrían deberse a que en estos estudios la dieta esta referida a presas encontradas en estómagos o entregada a pichones (ya que estos estudios fueron realizados durante la temporada reproductiva), por lo que se especula que estas diferencias pueden deberse al menos en parte a diferencias en los métodos de muestreo, variaciones estacionales de la dieta, diferencias geográficas o una combinación de las misma.

Los resultados del presente capítulo son consistentes con estudios previos realizados en la Provincia de Buenos Aires (Favero *et al.* 2001a, Mariano-Jelicich *et al.* 2003), mostrando que en las áreas no reproductivas los rayadores hacen uso de hábitats dulceacuícolas, estuariales y marinos y no se encuentran restringidos al uso de ambiente estuariales y de aguas continentales para forrajear como se había postulado para la especie a partir de trabajos realizados exclusivamente en temporadas reproductivas en el Hemisferio Norte (Erwin 1977b).

3.4.2. Desvíos metodológicos y posibles correcciones

Las diferencias en el número de taxa observado entre metodologías de análisis de dieta, mayor en egagrópilas que en regurgitados es consistente con trabajos previos realizados sobre otras especies de aves marinas (Casaux *et al.* 1997; 1998). En general, las aves producen al menos una egagrópila por día conteniendo restos no digeribles de presas obtenidas durante varios turnos de alimentación, mientras que los regurgitados generalmente representan la dieta de un viaje de alimentación (Duffy y Laurenson 1983; Casaux *et al.* 1995). Por lo tanto, el número de “comidas” representadas en una egagrópila sería mayor al de regurgitados. Particularmente en este estudio y considerando los hábitos nocturnos de esta especie, los regurgitados estarían mostrando presas provenientes de un viaje de forrajeo nocturno, mientras que las egagrópilas estarían integrando varios turnos de forrajeo tanto diurnos como nocturnos, por lo tanto al menos parte de las diferencias observadas podrían estar también reflejando diferencias en las distribuciones de las presas durante el día y la noche.

Las presas ícticas más importantes coincidieron en ambas metodologías siendo estas, Cornalito y Pejerrey. Este resultado se encuentra en línea con estudios previos realizados en el área de estudio durante años previos utilizando únicamente egagrópilas (Mariano-Jelicich *et al.* 2003). Sin embargo, la contribución específica de otros ítems en la dieta sí varió entre metodologías. Por ejemplo, la Saraca fue observada en mayores proporciones en los regurgitados que en egagrópilas (donde había sido considerada una presa rara). Esto podría estar relacionado en parte con las características del otolito

en esta especie, pequeño y con una morfología que la hace proclive a la erosión y rotura. La erosión y digestión de otolitos en el tracto gastrointestinal de las aves y mamíferos marinos han sido reconocidas y discutidas por diversos autores (Duffy y Laurenson 1983; Duffy y Jackson 1986; van Heezik y Seddon 1989; Casaux *et al.* 1997; González-Solís *et al.* 1997). La velocidad a la cual un otolito es digerido depende de su tamaño, forma y composición, como también del grado de acidez en el estómago del predador y tiempo de exposición a estos ácidos (Jobling y Breiby 1986; van Heezik y Seddon 1989, Tombari *et al.* 2005). Las diferencias observadas entre métodos sugieren una alta tasa de pérdida de otolitos, al menos para algunas especies. Por otra parte, tanto anchoas como anchoas de banco fueron encontradas en egagrópilas y no en los regurgitados. Una explicación para este hecho es la mayor cantidad de turnos de alimentación representados en las egagrópilas, lo cual podría resultar en la acumulación de restos de presas ocasionales.

Ensayos de alimentación experimental realizados en otras especies de aves concluyen que una subestimación del peso de los peces ingeridos podría ocurrir si se analizan los otolitos hallados en egagrópilas, debida a la erosión sufrida durante el proceso de digestión (Duffy y Laurenson 1983; van Heezik y Seddon 1989; Johnstone *et al.* 1990; Casaux *et al.* 1995). Las mayores subestimaciones observadas en cornalitos en comparación con el Pejerrey podrían estar reflejando una erosión diferencial de otolitos entre especies. Estas diferencias podrían estar también relacionadas con la forma, tamaño relativo o composición (relación calcio-proteína) de los otolitos en ambas especies, o por la combinación de estas características (Mariano-Jelicich y Favero 2006).

En la medida que puedan superarse los desvíos mencionados, las egagrópilas proveen de información valiosa con poco esfuerzo a campo y bajo disturbio a las aves, permitiendo también el estudio y monitoreo de la dieta en áreas no reproductivas. Mediante este análisis se concluye que existe una subestimación en el número de peces presa en el análisis de egagrópilas, al menos para algunas especies (en algunos casos consideradas ocasionales). También se observaron desvíos en la estimación de la talla de las presas, pero esto podría corregirse (al menos en las especies más importantes) utilizando

los factores de corrección propuestos. De todas maneras, considerando que el grueso de los ítem presa tuvieron igual importancia entre regurgitados y egagrópilas, esto sugiere que ambas metodologías brindan una identificación correcta de los principales peces presas. En relación con esto último, vale la pena resaltar la consistencia en los valores de importancia de estos dos ítems principales (ambos aterínidos) observada a lo largo de los años (Mariano-Jelicich *et al.* 2003), enfatizando de esa manera la validez del análisis de egagrópilas para el monitoreo de la dieta a largo plazo.

3.4.3. Segregación trófica entre sexos.

El Rayador Sudamericano es un ave sexualmente dimórfica, los machos son más grandes que las hembras. Esto ha sido descrito en la literatura (Burger y Gochfeld 1992, Gochfeld y Burger 1994, Quinn 1990, Zusi 1996). A pesar que los valores medios de las medidas mostradas en este capítulo estuvieron en línea con los datos de trabajos realizados en Norteamérica (ver Burger y Gochfeld 1992, Quinn 1990), estos estudios no son totalmente comparables en parte porque las medidas seleccionadas no son las mismas en los diferentes trabajos y porque en algunos casos no especifican cómo se realizó la confirmación del sexo de los individuos medidos.

Teniendo en cuenta que las colas de las distribuciones de frecuencias para cada parámetro se solapaban entre sexos, la construcción de una función discriminante es de gran utilidad para alcanzar una buena clasificación de ambos sexos. La función desarrollada en este capítulo es simple con pocas variables incluidas y tiene una importante capacidad discriminante. Quinn (1990) construyó una función discriminante en una colonia en Estados Unidos, pero dado que los individuos presentan una gran fidelidad al sitio de nidificación, las funciones discriminantes desarrolladas en una cierta población reproductiva difícilmente puedan aplicarse a otra población (Genovart *et al.* 2003, Mallory y Forbes 2005). Es posible que la población no reproductiva en Mar Chiquita este constituida por aves de diferentes poblaciones reproductivas dada la alta densidad de individuos observada (alrededor de 10,000 individuos adultos) comparada con las densidades observadas en áreas reproductivas del sur de Sudamérica (i.e. colonias menores a una centena de pares reproductivos localizadas en áreas próximas a ríos -Klimaitis y Moschione

1984, Canevari *et al.* 1991, Raffo com. pers.-). De todas maneras no se conoce si los rayadores que pasan la temporada no reproductiva en Mar Chiquita se segregan en las áreas de invernada según su sitio reproductivo original. Por lo tanto, existe la posibilidad que las aves capturadas no representen un conjunto mixto de aves originarias de múltiples colonias reproductoras. Es por esto que son necesarios estudios sobre la distribución de los rayadores en Mar Chiquita como sitio no reproductivo antes de proponer y aplicar la función desarrollada en este trabajo en otras poblaciones de rayadores.

La dieta de las hembras fue más diversa que la de machos, con presencia (aunque en baja proporción) de presas distintas de peces, como es el caso de crustáceos decápodos. De todas maneras, existen limitaciones en la interpretación estadística y biológica de este resultado y el bajo número de muestras correspondientes a machos y las asimetrías en los tamaños de muestra entre sexos deben ser consideradas. Estudios que incrementen el número de muestras de machos deberían desarrollarse para reforzar este resultado. Esta fue una de las dificultades encontradas en esta parte del trabajo, el bajo número de muestras de machos obtenido. Teniendo en cuenta las diferencias en el tamaño de la mandíbula, y analizando fotografías del grupo de rayadores tomadas en los “dormideros” de Mar Chiquita, se observó un fuerte desvío en la proporción de sexos hacia las hembras (aproximadamente 5 a 1, considerando 530 individuos de 18 fotografías analizadas). Existen diversos ejemplo de aves mostrando diferencias en la distribución, uso y /o preferencias sobre ciertas áreas de invernada (Robertson y Cooke 1999, Croxall *et al.* 2005, Phillips *et al.* 2005). De todas maneras, la dieta de ambos sexos estuvo dominada por los peces, lo cual está en línea con la información existente sobre la especie. Los peces presa más importantes en ambos sexos fueron los aterínidos *Odontesthes incisa* y *O. argentinensis*, seguidos por la Saraca *Brevoortia aurea*. La presencia de aterínidos también es coincidente con trabajos previos y con resultados presentados en este capítulo (Favero *et al.* 2001a, b, Mariano-Jelicich *et al.* 2003, Mariano-Jelicich y Favero 2006, Mariano-Jelicich *et al.* en prensa). La presencia de *B. aurea* en los regurgitados espontáneos difiere de la información existente en trabajos previos llevados a cabo en el área de estudio y áreas cercanas (esto ya fue

discutido en el presente capítulo, ver 3.4.2.), trabajos en los que este ítem fue considerado ocasional e incluso raro (Favero *et al.* 2001a,b, Mariano-Jelicich *et al.* 2003, Silva Rodríguez *et al.* 2005, Mariano-Jelicich y Favero 2006). La similitud en la composición específica y baja diversidad de la dieta de los rayadores de ambos sexos a diferencia de la dieta de otras especies de láridos presentes en el área de estudio (Mauco y Favero 2004, Silva Rodríguez *et al.* 2005) puede explicarse por la táctica estereotipada de alimentación que presentan los rayadores. Esta particular táctica de forrajeo que consiste en introducir la mandíbula inferior en el agua explorando la sección más superficial de la columna de agua, limita a estas aves a consumir especies pelágicas, pudiendo capturar presas bentónicas únicamente al explorar aguas poco profundas. Por otra parte, sí se observaron diferencias en los valores de IRI entre sexos, mostrando variaciones en el consumo relativo de determinadas especies de peces, tal es el caso de los mayores valores de ocurrencia de Saraca en la dieta de hembras y las mayores ocurrencias de Pejerrey en machos.

A pesar de no encontrarse diferencias entre sexos en las tallas de los peces presa en general, sí se observaron diferencias en las distribuciones de las frecuencias de tallas, mostrando que los machos consumieron tallas más grandes que las hembras, lo cual podría estar parcialmente funcionando como un mecanismo de segregación trófica. Este resultado también fue observado al considerar únicamente al Pejerrey. Esto podría vincularse a restricciones mecánicas en las hembras, que al presentar un menor tamaño se encuentren limitadas a consumir presas de menor tamaño en relación a los machos. La falta de diferencias en las tallas de Cornalito entre sexos puede atribuirse al hecho que las tallas máximas capturadas por las hembras de rayador (151.7 mm) coinciden con el largo máximo descrito para esta especie de pez (ca. 150 mm, Cousseau y Perrota 1998).

En la Laguna de Mar Chiquita, las mayores tallas de Pejerrey suelen encontrarse cerca de los tributarios hacia el norte de la laguna, mientras que las tallas medianas y pequeñas se distribuyen principalmente en las áreas estuariales (Cousseau *et al.* 2001). Las diferencias observadas entre machos y hembras de rayador en cuanto a las tallas de Pejerrey consumidas podrían

también estar relacionadas con un uso diferencial de áreas de forrajeo. Los machos podrían estar explorando áreas cercanas al norte de la laguna donde se encuentran las mayores tallas de Pejerrey mientras que las hembras podrían estar evitando o al menos invirtiendo menos esfuerzo de forrajeo en esas áreas, pudiendo existir de esta manera una segregación espacial entre sexos a través de la exploración de diferentes áreas de forrajeo.

3.4.4. Segregación trófica interespecífica.

La información utilizada en el desarrollo de esta sección del capítulo correspondió a distintos estudios monoespecíficos sobre la ecología trófica de aves marinas del sudeste bonaerense (Favero *et al.* 2000a, Silva Rodríguez *et al.* 2000, Favero *et al.* 2001a, Mauco *et al.* 2001, Mariano-Jelicich *et al.* 2003, Mauco y Favero 2003). Las especies consideradas en este análisis son las más abundantes aparte del Rayador Sudamericano, correspondiendo en términos de abundancia y biomasa a una porción significativa de los predadores tope en estas áreas. Abordar el análisis de la dieta de estas especies de manera comparativa resulta interesante ya que las aves marinas en la costa bonaerense utilizan ambiente ricos en ictiofauna de peces juveniles (Lasta 1995, Cousseau *et al.* 2001, Favero *et al.* 2001b, Silva Rodríguez *et al.* 2005). Los resultados del presente capítulo muestran en líneas generales un bajo solapamiento entre especies de láridos en áreas costeras bonaerenses. En lo que respecta al Rayador Sudamericano estos valores de solapamiento fueron en todos los casos muy bajos. Además de la diferente composición íctica de la dieta y/o a diferentes proporciones de las especies de peces consumidos, las diferentes tácticas de alimentación utilizadas, la consecuente exploración de distintos estratos en la columna de agua, diferencias en los horarios utilizados para forrajear y el diferente grado de asociación a recursos antropogénicos son otras variables que podrían estar disminuyendo estas superposiciones y relajando las relaciones ínterespecíficas en este ensamble de aves marinas. Por otra parte, existe una segregación temporal con algunas especies, parcial en el caso del Gaviotín Golondrina, con el cual si bien se solapan durante algunos meses, los números que alcanzan los grupos de gaviotines son mucho menores que los de rayadores. Con otras especies como por ejemplo el

Gaviotín Sudamericano, la segregación temporal es más marcada, ya que estos gaviotines se acercan a Mar Chiquita durante el invierno (Favero *et al.* 2001b, Silva Rodríguez *et al.* 2005), cuando los números de rayadores vuelven a ser muy bajos. Por último, con las dos especies de gaviotines grandes como con las gaviotas (*Larus spp*), las tallas de peces presa consumidas varían, como así también las potenciales fuentes de esas presas. Los rayadores no han sido observados en asociación a actividades antrópicas como la pesca, mientras que gaviotas y gaviotines suelen estar asociados a embarcaciones costeras e incluso a actividades de pesca artesanal y deportiva, siendo estas, fuentes adicionales de alimento (Favero *et al.* 2001b, Silva Rodríguez *et al.* 2005) que en algunos casos pueden tener efectos perjudiciales (Berón *et al.* 2003).

**Ambientes de forrajeo del
Rayador Sudamericano**

Capítulo IV

Universidad Nacional de Mar del Plata
Marzo 2007

4. DETERMINACIÓN DE ÁREAS DE FORRAJEO

4.1. INTRODUCCIÓN

La distribución de los organismos en el ambiente se encuentra influenciada por diversos procesos incluyendo mortalidad diferencial y reproducción, colonización, extinción, transporte pasivo y selección de hábitat. Se entiende por selección de hábitat al uso no azaroso del espacio como resultado de movimientos voluntarios por parte de los organismos (Kramer *et al.* 1997, Craig y Crowder 2000). La teoría de forrajeo óptimo asume que los animales maximizarán su fitness forrajeando de manera tal que la tasa neta de energía ganada sea máxima (Stephen y Krebs 1986). En este sentido predice que los animales utilizarán para forrajear con mayor frecuencia parches o hábitats donde la tasa de energía sea mayor (Krebs y Cowie 1976). La selección de un hábitat puede evolucionar como resultado de respuestas a estímulos ambientales como a elecciones comportamentales entre hábitats alternativos. Los organismos pueden responder a una gran variedad de factores al momento de seleccionar un hábitat incluyendo condiciones abióticas, recursos tróficos, consideraciones energéticas, competencia intra e interespecífica y riesgo de predación. Si bien los factores abióticos pueden influenciar la distribución de las especies entre otras cosas mediante tolerancias fisiológicas, los hábitats varían en la abundancia, disponibilidad y calidad de las fuentes energéticas (Craig y Crowder 2000).

La mayor parte de los trabajos sobre los rayadores han sido realizados en América del Norte. Estos los describen alimentándose en aguas calmas y someras durante la bajamar, siendo poco frecuente el uso de aguas marinas abiertas (Zusi 1962, Erwin 1977a,b, Black y Harris 1983). Estos estudios se basan en el supuesto de que especies con comportamientos alimentarios estereotipados son menos plásticas en la elección de áreas de forrajeo (Black y Harris 1983). Para el caso de los rayadores esto podría estar fuertemente influenciado por características morfológicas únicas del pico y por la singular táctica de forrajeo que consiste en rayar la superficie del agua explorando una franja entre 6 y 10 cm. de profundidad. Sin embargo y al igual que con la mayoría de especies de aves marinas, estos estudios han sido realizados durante el período reproductivo. Durante esta fase del ciclo anual, los

requerimientos energéticos de las aves son particularmente elevados y requieren de cierta continuidad en la provisión de alimento a los pichones, por lo que podría suponerse una mayor dependencia sobre recursos espacio-temporalmente predecibles. Siguiendo este razonamiento, la captura de pequeños peces de agua dulce sería económica a pesar del menor contenido energético en relación a presas marinas pelágicas, las cuales se caracterizan además por tener un mayor tamaño promedio y proporción de tejidos digeribles, aunque poco predecibles en tiempo y espacio (Erwin 1977b, Becker *et al.* 1993, 1997, Wendeln 1997). Si bien los trabajos realizados durante la temporada reproductiva son numerosos, esto no es así respecto a la información existente durante la temporada no reproductiva. En la provincia de Buenos Aires, trabajos recientes sobre dieta del Rayador Sudamericano realizados durante la etapa no reproductiva sugieren un consumo cuantitativamente similar tanto de especies de peces estuariales como marinos, con una menor incidencia de especies dulceacuícolas (Favero *et al.* 2001a, Mariano-Jelicich 2001, Mariano-Jelicich *et al.* 2003).

Teniendo en cuenta lo detallado anteriormente, en este capítulo se analiza (1) la importancia del uso por los rayadores de ambientes estuariales y marinos como áreas de forrajeo, y (2) el efecto de la heterogeneidad ambiental en el estuario sobre el uso de parches de forrajeo.

4.2. MATERIALES Y MÉTODOS

4.2.1. Presas como indicadores de áreas de forrajeo

Como primera aproximación a la identificación a gran escala de las áreas potencialmente utilizadas por los rayadores para forrajear, las presas identificadas a través del material diagnóstico obtenido de egagrópillas y regurgitados espontáneos fueron caracterizadas y asociadas a diferentes áreas a macroescala (considerando la dicotomía mar – estuario) siguiendo la caracterización de tolerancias y salinidades “preferidas” de peces en Rico (2000). Se consideraron presas primariamente estuariales (6 – 17 UPS) y especies preferentemente marinas (29 – 33 UPS) (Tabla 4.1). El análisis de la dieta se realizó de la manera descrita en la sección “Materiales y métodos” del Capítulo III.

Tabla 4.1. Valores promedios de salinidad, rangos salinos máximos y frecuentes “preferidos” por juveniles de diferentes especies de peces.

Especie	Salinidad media (UPS)	Rangos salinos máximos (UPS)	Rangos salinos más frecuentes (UPS)
<i>M. furnieri</i>	15	0 – 33	0 – 26
<i>L. olidus</i>	10	0 – 28	0 – 16
<i>B. aurea</i>	15	0 – 32	0 – 23
<i>A. marinii</i>	19	0.1 – 32	6 – 28
<i>R. arcuata</i>	17	7 – 34	15 – 31
<i>O. incisa*</i>		2.9 – 33.8	
<i>P. orbignyanus</i>	25	8 – 34	17 – 34
<i>P. saltatrix</i>	28	7 – 34	19 – 34
<i>E. anchoita</i>	25	19 – 34	20 – 34
<i>C. guatucupa</i>	30	15 – 33	25 – 33
<i>P. brasiliensis</i>	32	15 - 34	29 – 34

*Rico, R. Junio 2003. Juveniles de peces costeros en el estuario del Río de la Plata. Informe Proyecto Freplata (PNUD/GEF/RLA/99/G31)

Contenido energético de las presas provenientes de distintos ambientes

El contenido energético de las presas de los rayadores durante la etapa no reproductiva fue obtenido utilizando la información presentada en el Capítulo III (sección 3.2.5). Se compararon los contenidos energéticos de las presas considerando las áreas de preferencia de las mismas, siendo a macroescala marinas y estuariales.

Las diferencias en el contenido energético (expresado como KJ g^{-1} de peso seco) de las presas de los rayadores, separadas por ambiente, se analizaron con un test de Student (T) (Zar 1999).

4.2.2. Patrones de actividad crepuscular en rayadores

Entre los meses de marzo y mayo de 2005 se realizaron censos de punto (Bibby *et al.* 1997) en la desembocadura de Mar Chiquita desde el momento de caída del sol durante aproximadamente una hora, obteniéndose el número y rumbo tomado por los individuos que dispersaron desde las áreas “dormidero”.

4.2.3. Uso de técnicas de radio telemetría.

Para identificar áreas frecuentadas por los rayadores a micro y mesoescala se utilizaron técnicas radio-telemétricas que han sido ampliamente utilizadas en estudios sobre el uso de parches en distintas especies animales (ver Bibby *et al.* 1997). En lo que respecta a las aves marinas, y dada la dificultad de observarlas durante la alimentación, estas técnicas han sido aplicadas exitosamente inclusive en especies de pequeño porte (Becker *et al.* 1993). Para el presente estudio, nueve individuos (ocho hembras y un macho) fueron instrumentados con radiotransmisores VHF (Advanced Telemetry Systems, Inc.) durante los meses de abril y mayo de 2005 (durante el mes de abril se observan los picos de abundancia) (Fig. 4.1). Se utilizaron receptores FM16 (Advanced Telemetry Systems, Inc.) y antenas Yagi de tres elementos. El alcance máximo de la señal a campo fue de 5 km, el cual fue estimado a partir de la lectura de la señal emitida por transmisores ubicados a distancias conocidas. Estas lecturas se realizaron a nivel de mar para reproducir las condiciones de muestreo. Los transmisores pesaron 10 g, consistiendo en aproximadamente el 3% del peso corporal promedio de un rayador, debajo del máximo sugerido de 5%, lo cual permite suponer que los efectos de la instrumentación sobre el comportamiento y supervivencia del individuo fueron mínimos (Klaasen *et al.* 1992). Los individuos instrumentados se siguieron durante ocho semanas en horarios diurnos y nocturnos. La posición relativa de los individuos fue determinada a partir de dos lecturas simultáneas obtenidas desde puntos fijos a lo largo de la costa y de la laguna. La ubicación geográfica de los puntos fijos fue determinada mediante el uso de sistemas de posicionamiento global (GPS Garmin[®], ± 30 m). La dirección de proveniencia de la señal fue considerada con un error de $\pm 15^\circ$. Considerando este desvío, se estimó un área posible ocurrencia del individuo instrumentado que aumentó en función de la distancia al punto de muestreo. Estas experiencias con aves marinas de pequeño tamaño son las primeras desarrolladas en Argentina. Los transmisores fueron fijados utilizando cinta resistente al agua, y el telémetro se colocó de manera tal que la antena apuntara en dirección de la cabeza. La fijación de los transmisores se completó en un lapso de tiempo no mayor a 10 minutos. Una vez liberadas, las aves se dirigieron a las áreas de reposo.



Foto: M. Favero

Figura 4.1. Fotografía tomada un Rayador con el telémetro colocado.

4.2.4. Isótopos estables como indicadores de fuentes de alimento y áreas de alimentación.

La medición de la abundancia proporcional de isótopos estables de carbono y nitrógeno así como de otros elementos esta siendo ampliamente utilizada como trazador trófico en aves marinas, entre otras utilidades (Hodum y Hobson 2000, Forero *et al.* 2004, Bearhop 2004, entre otros). Este análisis se basa en el hecho de que la relación de isótopos estables de nitrógeno ($^{15}\text{N}:^{14}\text{N}$, expresado como $\delta^{15}\text{N}$) y carbono ($^{13}\text{C}:^{12}\text{C}$, expresado como $\delta^{13}\text{C}$) en el tejido de los consumidores refleja la existente en sus presas de manera predecible. En el ambiente marino un enriquecimiento en ^{15}N en promedio de 3 ‰ ocurre típicamente en cada nivel trófico (Hobson y Clark 1992). El enriquecimiento en ^{13}C es de aproximadamente 1 ‰ (DeNiro y Epstein 1981, Bearhop *et al.* 2000) y revela fuentes de alimentación, incluyendo alimentación costera y mar adentro (“offshore”) en el caso de hábitats marinos dado que la relación de $\delta^{13}\text{C}$ en las fuentes de carbono para las tramas tróficas marinas y continentales varían (Forero *et al.* 2002, Botto *et al.* 2005).

El período por el cual la concentración isotópica de un tejido puede reflejar la dieta depende, en parte, de la tasa de recambio (“turnover rate”) de este

(Tieszen *et al.* 1983, Hobson y Clark 1992, Hobson 1993, Bearhop 1999). En el caso de la sangre, las señales de isótopos estables representadas en una muestra de sangre completa integran la información dietaria de un periodo de al menos cuatro semanas (Hobson y Clark 1992). Es por esto que al analizar la variabilidad temporal se consideró que los valores de isotópicos obtenidos para un muestreo correspondieron al mes previo de realizado el mismo. Se analizaron 33 muestras provenientes de individuos capturados con redes de niebla (22 hembras, 10 machos y un individuo cuyo sexo no pudo ser determinado) entre los meses de noviembre y mayo de los años 2004 y 2005. Aproximadamente 0.5 ml de sangre fue extraída de la vena braquial y transferida a un vial conteniendo 1.5 ml de alcohol absoluto y conservada en el mismo hasta su procesado. Posteriormente, las muestras fueron secadas en estufa y pulverizadas con un mortero (Hobson *et al.* 1997). La información obtenida de los predadores se comparó con datos de presas procesadas en el Laboratorio de Vertebrados y en el Laboratorio de Ecología (UNMdP). La mayor parte de las especies de peces presa fueron colectadas usando una red de arrastre (tamaño de malla de 16 mm) arrastrada 50 metros en paralelo a la costa. Combinaciones de al menos tres individuos de cada especie fueron realizadas con el fin de generar muestras más representativas. Las presas fueron lavadas con agua destilada, secadas a 60°C durante dos a tres días, posteriormente fueron procesadas con un mortero. El análisis de isótopos fue realizado en un espectrómetro de masas en el Stable Isotope Facility de la Universidad de California, Davis, Estados Unidos. Las relaciones de isótopos estables se expresan como valores δ en partes por mil (‰): $\delta X = [(R_{sample}/R_{standard})-1]*1000$, donde $X = {}^{13}\text{C}$ o ${}^{15}\text{N}$, y R es la relación correspondiente ${}^{13}\text{C}:{}^{12}\text{C}$ o ${}^{15}\text{N}:{}^{14}\text{N}$. Los standards utilizados fueron belemnita Viena Peedee para C, y N_2 (aire) para N.

Para determinar la contribución relativa de las diferentes presas en la mezcla isotópica observada en los rayadores se utilizó un modelo de mezclas ("mixing model") desarrollado por Phillips y Gregg (2003). Para el mismo se utilizó el programa IsoSource (<http://www.epa.gov/wed/pages/models.htm>). La señal isotópica para la mezcla en rayadores fue corregida considerando el fraccionamiento (factor de enriquecimiento Δ_{dt}) del N y C durante la digestión y asimilación. Para $\delta^{13}\text{C}$ el factor de enriquecimiento utilizado fue 1.1 ‰ (Bearhop

et al. 2002) y para $\delta^{15}\text{N}$ se utilizó un factor de enriquecimiento dieta-sangre de 2.95 ‰ (Forero *et al.* 2004).

El modelo de mezclas evalúa todas las combinaciones de cada fuente de alimento (desde 0 a 100%) con un incremento definido por el usuario (en este caso 2%) para identificar combinaciones de las fuentes que sumen el valor de señal isotópica conocido para la mezcla (en este caso la sangre del predador) dentro de un rango de tolerancia pequeño (en este caso, ± 0.05 ‰). Con las soluciones generadas por el modelo se crea una distribución de frecuencias y un rango de la potencial contribución de los distintos tipos de alimento. El modelo de mezclas no ofrece una única solución, pero permite la evaluación de restricciones (“constraints”) estadísticas sobre las contribuciones relativas de las diferentes fuentes de alimento (Sauter 2005).

4.2.5. Caracterización de micro-ambientes utilizados por el Rayador Sudamericano en el sector estuarial de la Laguna Mar Chiquita.

El Rayador es una especie gregaria que reproduce en colonias y reposa en grupos densos al igual que otras especies de gaviotines y gaviotas (Zusi 1996). Durante horarios diurnos, los rayadores pasan gran parte del tiempo en reposo (Burger y Gochfeld 1990, Zusi 1996). Con el fin de caracterizar estos sitios, se seleccionaron diez áreas, a lo largo de ambas orillas del canal de la desembocadura de la Laguna Mar Chiquita. Las áreas correspondieron a playas y bancos de arena usadas o no por los rayadores como áreas de reposo o dormitorio en cercanías de las cuales se los ha observado alimentarse en horarios diurnos (Fig. 4.2). La caracterización de la ictiofauna en las diferentes áreas se realizó utilizando una red de arrastre de 10 metros de ancho, 1 m de alto y malla de 16 mm usada para la captura de juveniles. En cada sitio se realizaron arrastres de 50 metros de largo sobre la línea de costa, realizándose durante la temporada 2002-2003 tres réplicas en cada área y durante las temporadas 2003-04 y 2004-05 dos réplicas por área.

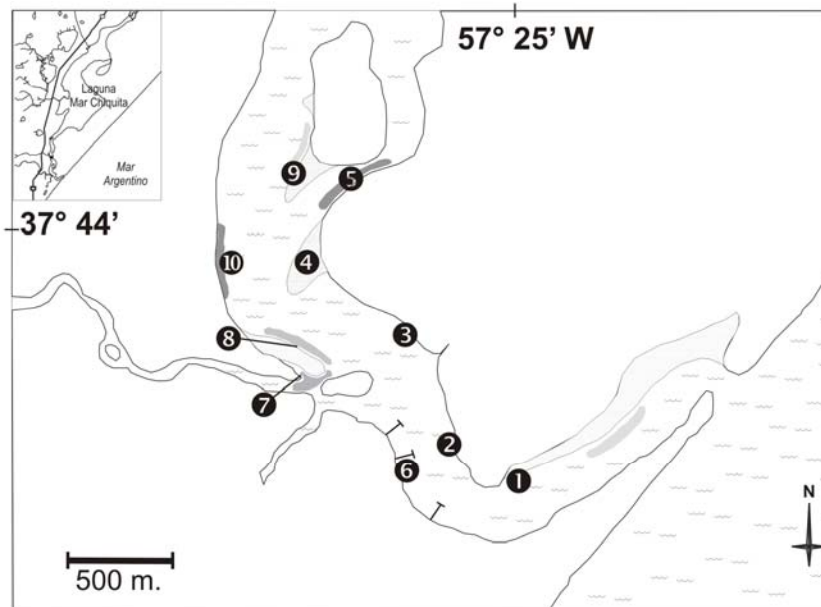


Figura 4.2. Vista de la desembocadura de la Laguna. Los números indican las áreas donde fueron realizados los muestreos.

De las muestras colectadas se identificaron y cuantificaron las especies capturadas, se les midió el largo total (LT) con calibre digital (precisión: ± 0.01 mm), y se pesaron en balanza digital (precisión: ± 0.01 g) por intervalos de talla. Para las comparaciones se calculó la diversidad (calculada como el índice de Shannon-Wiener), abundancia total 100 m^{-2} recorridos, abundancia 100 m^{-2} recorridos de las siguientes especies: *Odontesthes argentinensis*, *Brevoortia aurea*, *Lycengraulis olidus* y *Micropogonias furnieri* (las dos primeras halladas frecuentemente en la dieta de *R. niger*, y las dos últimas con frecuencia ocasional pero abundantes en el área de estudio); biomasa total fresca 100 m^{-2} (como $W_{\text{total}} 100 \text{ m}^{-2}$) y biomasa *O. argentinensis* 100 m^{-2} (como $W_{O.a} 100 \text{ m}^{-2}$). Todas las variables fueron transformadas utilizando el $\text{Log}_{10}(x+1)$ con el fin de alcanzar la normalidad de sus distribuciones. Debido a que diferentes transformaciones no lograron normalizar las distribuciones de las abundancias de *B. aurea*, *L. olidus* y *M. furnieri* dada la gran cantidad de ceros y considerando que *O. argentinensis* es la principal presa en la dieta de *R. niger* entre las especies de peces pescadas, se decidió trabajar únicamente con esta última. Debido a la correlación significativa hallada entre determinadas variables de ictiofauna consideradas, finalmente la biomasa total y biomasa de *O. argentinensis* no fueron usadas para las comparaciones (Tabla 4.2.).

Tabla 4.2. Valores de coeficientes de correlación y probabilidades para las correlaciones entre los parámetros de ictiofauna.

	Abundancia total	Abundancia <i>O. argentinensis</i>	Biomasa total	Biomasa <i>O. argentinensis</i>
Índice de diversidad	0.17 p = 0.12	0.05 p = 0.63	0.14 p = 0.20	-0.04 p = 0.73
Abundancia total		0.51 p = 0.00	0.82 p = 0.00	0.33 p = 0.00
Abundancia <i>O. argentinensis</i>			0.57 p = 0.00	0.81 p = 0.00
Biomasa total				0.62 p = 0.00

La presencia del cangrejo cavador *Chasmagnatus granulatus* y el afloramiento de valvas de almejas navaja *Tagelus plebeius*, a través de cambios en el sedimento, tasa de erosión, en la dinámica de fluidos y en la topografía del suelo generan una distribución de recursos en parches para los organismos que habitan estas áreas modificadas (Gutiérrez e Iribarne 1999, Botto e Iribarne 2000, Escapa *et al.* 2004, Palomo *et al.* 2004, Perillo e Iribarne 2004) (ver Capítulo 2). Trabajos recientes muestran la existencia de asociaciones especie-específicas entre la heterogeneidad espacial generada particularmente por la presencia de estos cangrejos y peces juveniles que predan sobre el bentos (Martinetto *et al.* 2005, Martinetto 2006, Martinetto *et al.* 2006); además de cambios en las abundancias y uso de hábitats de otras especies generados tanto por la presencia de los cangrejos como de valvas de almeja (Gutiérrez e Iribarne 1999, Botto e Iribarne 2000, Bortolus *et al.* 2002, 2004; Daleo *et al.* 2003, Iribarne *et al.* 2003, Palomo *et al.* 2004, Escapa *et al.* 2004, Perillo e Iribarne 2004, Iribarne *et al.* 2005). Con el objeto de considerar a estas dos especies generadoras de heterogeneidad en el ambiente, se cuantificó la ocurrencia y densidad de cuevas de cangrejo cavador (*Chasmagnatus granulatus*) y valvas de la almeja navaja (*Tagelus plebeius*) en posición de vida. Para esto se realizaron 10 cuadrículas (1 m x 1 m) al azar a lo largo de una transecta a 0.50 m por encima de la línea de bajamar. Los muestreos fueron realizados en las áreas sobre las cuales se realizaron las pescas. Para las comparaciones se consideró la presencia (categoría 1) o ausencia (categoría 0) de cuevas del cangrejo cavador, no se utilizó la

densidad de las mismas. De la misma manera la presencia de valvas de almejas se clasificó en dos categorías: 0 para ausencia y 1 para presencia.

Las diferentes áreas fueron también caracterizadas por el tipo de pendiente que presentaron. Las pendientes fueron calculadas midiendo la profundidad cada medio metro hasta una distancia desde la orilla igual a 10 m. La profundidad fue medida con una cinta métrica (error ± 1 mm) montada sobre una varilla rígida. Las pendientes para las diferentes áreas fueron agrupadas en dos categorías: 1 (pendiente $< 10^\circ$) y 2 (pendiente $\geq 10^\circ$).

Durante las diferentes temporadas de muestreo se realizaron censos a lo largo de la zona de la desembocadura de la Laguna Mar Chiquita. En los mismos se cuantificó el número de rayadores presentes en diferentes áreas o cuando las condiciones no fueron propicias para la cuantificación se censó la presencia de individuos en las diferentes áreas. Los censos de individuos haciendo uso de áreas de reposo o dormideros se agruparon en dos categorías según los valores de frecuencia de ocurrencia (F%, número de veces en que rayadores fueron censados en un área en particular sobre el número total de censos, $N = 88$). Las categorías utilizadas fueron: 1 (F% $< 20\%$, uso bajo) y 2 (F% $\geq 20\%$, uso alto)

La evaluación del efecto de variables ambientales físicas y biológicas sobre la presencia o ausencia de individuos en diferentes áreas de la desembocadura se analizó mediante un Modelo Lineal Generalizado (Generalized Linear Model, GLMs; MC Cullagh y Nelder 1989). Los GLMs permiten el uso de “formulaciones de error” apropiadas para las diferentes familias de distribuciones evitando las restricciones de los modelos de regresión tradicionales (Martínez *et al.* 2003). Se utilizó una regresión logística, la cual es un modelo generalizado binomial empleado para investigar eventos con una variable respuesta binaria donde los valores son: 1 = presencia y 0 = ausencia; y con logaritmo como función de enlace (Donázar *et al.* 1993; Bustamante *et al.* 1997). Las variables independientes fueron tanto categóricas (pendiente, presencia de cuevas de cangrejo cavador, presencia de valvas) como continuas (medidas de ictiofauna: diversidad, abundancia, biomasa). Cada variable fue testada en su significancia de manera separada, considerando aquellas que tuvieran mayor contribución al cambio en

“deviance”. La significancia de cada coeficiente de regresión (estimado) se evaluó mediante el estadístico de χ^2 (Nicholls 1989).

4.3. RESULTADOS

4.3.1. Presas como indicadores de áreas de forrajeo

Dentro de las especies presa identificadas en la dieta de *R. niger* se observaron especies con diferente tolerancia a niveles de salinidad. Las especies presas indicadoras del ambiente marino, halladas en la dieta de *R. niger* fueron Cornalito *O. incisa*; Anchoíta *E. anchoita*, Anchoa de banco *P. saltatrix* y Pescadilla de red *C. guatucupa*. Las consideradas indicadoras del ambiente estuarial fueron Anchoa *A. marinii*, Pejerrey *O. argentinensis* y Saraca *B. aurea*. Por otra parte, las presas indicadoras del ambiente de agua dulce encontradas en la dieta de rayador correspondieron a tres especies de bagres: Bagre Cantor *Pimelodella laticeps*, Tachuela *Corydoras paleatus* y Bagre Sapo *Rhamdia sapo*).

Las especies marinas tuvieron en promedio contenidos energéticos más elevados ($24.12 \pm 2.17 \text{ KJ g}^{-1}$) que las estuariales ($18.05 \pm 5.70 \text{ KJ g}^{-1}$) ($T_{12} = 2.45$, $p = 0.03$). Además, la especies marinas tuvieron una menor proporción de materiales no digeribles como huesos, radios y escamas (% desechos, 11.74 ± 4.70) por gramo de pez que las presas estuariales (16.36 ± 2.85) ($T_{12} = 2.29$, $p = 0.04$). La comparación del retorno energético de los peces presa provenientes de los dos ambientes principales (mar y estuario) a lo largo de todas las temporadas muestreadas mostró diferencias significativas observándose un mayor contenido energético en presas de origen marino ($24.18 \pm 3.12 \text{ KJ g}^{-1}$) que en presas estuariales ($17.84 \pm 3.72 \text{ KJ g}^{-1}$) ($T_{23} = 4.63$, $p < 0.001$).

La distribución de frecuencias de presas provenientes de los diferentes ambientes difirió de una distribución uniforme en todos los años muestreados (año 2002 $\chi^2_2 = 4482$, $p < 0.001$; año 2003 $\chi^2_2 = 3188$, $p < 0.001$; año 2004 $\chi^2_1 = 748$, $p < 0.001$; año 2005 $\chi^2_1 = 5556$, $p < 0.001$; Fig. 4.3). La importancia numérica de presas marinas fue siempre mayor al 58% (Tabla 4.4.). Las presas de origen dulceacuícola estuvieron presentes en la dieta en escasa proporción y únicamente en los dos primeros años de muestreo (2002 y 2003) (Fig 4.3.).

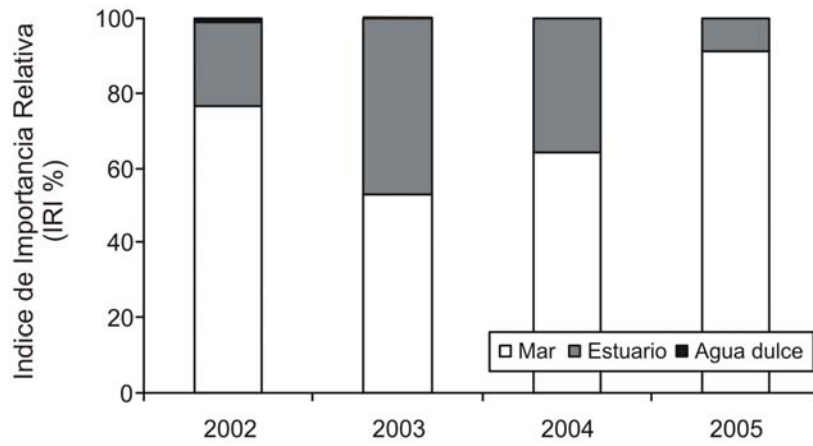


Figura 4.3. Índice de importancia relativa (IRI%) de las presas identificadas en la dieta del Rayador Sudamericano provenientes del mar, estuario y agua dulce para las distintas temporadas de muestreo.

Tabla 4.4. Importancia numérica (N%), frecuencia de ocurrencia (F%) e importancia en peso (W%) de las especies presa identificadas en la dieta de *R. niger* durante la temporada no reproductiva separados por el ambiente de procedencia.

	Especie	2002			2003			2004			2005		
		N%	F%	W%	N%	F%	W%	N%	F%	W%	N%	F%	W%
Marino	<i>C. guatucupa</i>	11,33	5,63	39,79	0,62	0,82	4,56	-	-	-	-	-	-
	<i>O. incisa</i>	45,32	52,82	18,96	44,44	45,08	21,31	58,53	56,30	43,14	70,69	66,67	39,06
	<i>E. anchoita</i>	1,97	2,82	4,90	5,56	5,74	16,39	2,76	3,70	7,32	3,45	5,00	13,86
	<i>P. saltatrix</i>	2,46	2,82	3,06	7,41	9,84	21,80	1,38	2,22	5,37	5,75	7,50	6,18
Estuarial	<i>M. furnieri</i>	0,49	0,70	8,75	-	-	-	-	-	-	0,57	0,83	1,59
	<i>O. argentinensis</i>	20,20	27,46	14,16	36,42	43,44	32,00	35,02	42,96	38,77	12,07	15,00	17,84
	<i>B. aurea</i>	1,48	2,11	0,58	-	-	-	0,92	1,48	1,12	-	-	-
	<i>A. marinii</i>	6,40	9,15	5,50	1,23	1,64	3,33	1,38	2,22	4,29	6,90	10,00	21,14
	<i>P. brasiliensis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,57	0,83	0,34
Agua dulce	<i>P. laticeps</i>	4,93	4,23	0,94	4,32	2,46	0,61	-	-	-	-	-	-
	<i>C. paleatus</i>	4,93	2,11	2,06	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>R. sapo</i>	0,49	0,70	1,29	-	-	-	-	-	-	-	-	-

4.3.2. Patrones de actividad durante horarios crepusculares

Los censos de punto realizados en la desembocadura de la Laguna Mar Chiquita, mostraron que la dispersión de individuos desde los sitios de reposo se inició aproximadamente 30 minutos antes del crepúsculo civil (coincidente con la caída del sol) (Fig. 4.4 A). A su vez, pudo observarse que al momento del crepúsculo civil aproximadamente el 80% de los individuos censados habían dispersado y que estas salidas fueron sincrónicas y grupales (Fig. 4.4 B). Si bien en la figura 4. 4 se muestra lo ocurrido un día en particular, este patrón fue muy consistente a lo largo de todos los días de censos.

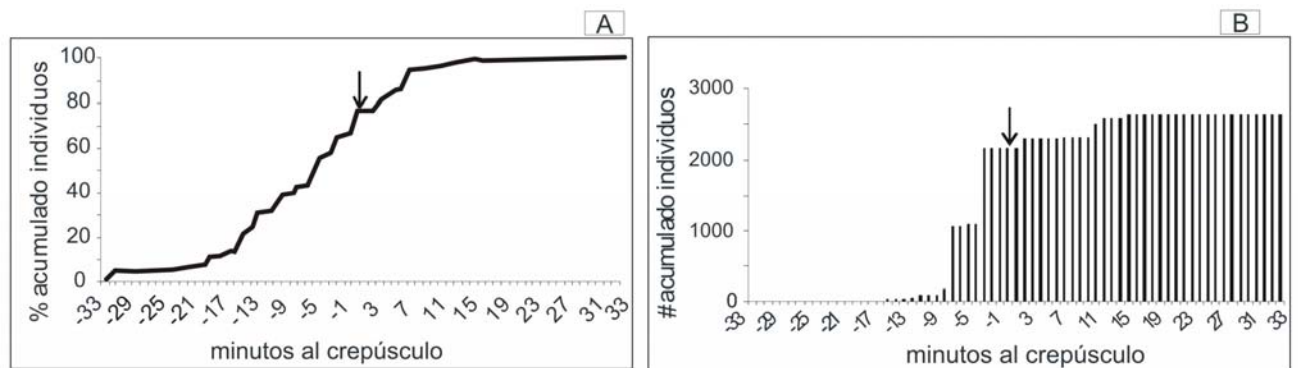


Figura 4.4. Porcentaje (A) y número (B) acumulado de individuos dispersantes en relación a los minutos al crepúsculo civil (indicado con la flecha).

En cuanto a la dirección tomada por los grupos de individuos dispersantes, pudo observarse que los mismos volaron hacia cuadrantes marinos (NE, E, y SE) (Fig. 4.5). El número final de individuos censados, no necesariamente se correspondió con el número de individuos observados en las áreas de reposo ya que la falta de visibilidad impidió la continuación del censo. Los ejemplares observados pudieron ser seguidos con la ayuda de binoculares y/o monoculares en sus vuelos hacia el mar y perdidos de vista siguiendo la misma dirección a una distancia entre 1000 y 2000 metros.

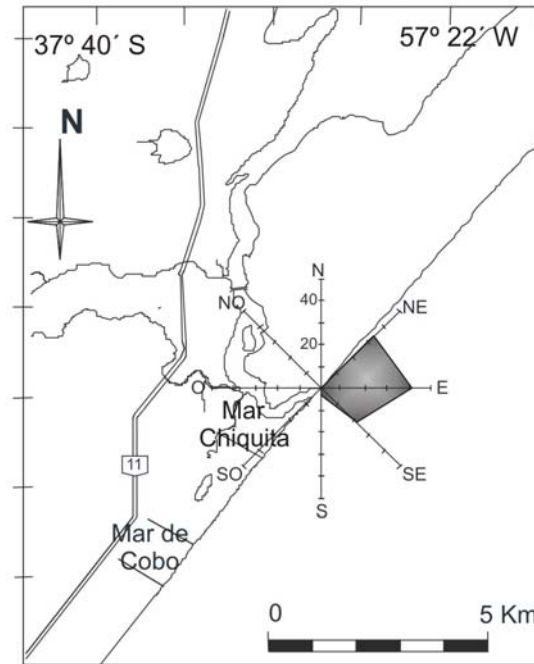


Figura 4.5. Porcentaje de rayadores observados desplazándose en horarios crepusculares en distintas direcciones desde la desembocadura del estuario.

4.3.3. Uso de distintos ambientes por ejemplares instrumentados con radio- telémetros

Se trabajó con un total de 110 señales filtradas de un total 137 distribuidas sobre áreas de la laguna como sobre áreas costeras y marinas. Del total de señales obtenidas, el 49 % correspondió a ejemplares en reposo (en bancos y dormideros) y 51% correspondió a señales de individuos en movimiento (Fig. 4.6). Considerando estos últimos, el 66 % de los movimientos ocurrió en direcciones paralelas a la costa y sobre mar. La totalidad (17/17) de los movimientos hacia áreas marinas, el 87 % (20/23) de los costeros y un 44 % (7/16) de los correspondientes a áreas de laguna fueron realizados durante horarios crepusculares y nocturnos (Fig. 4.7.).

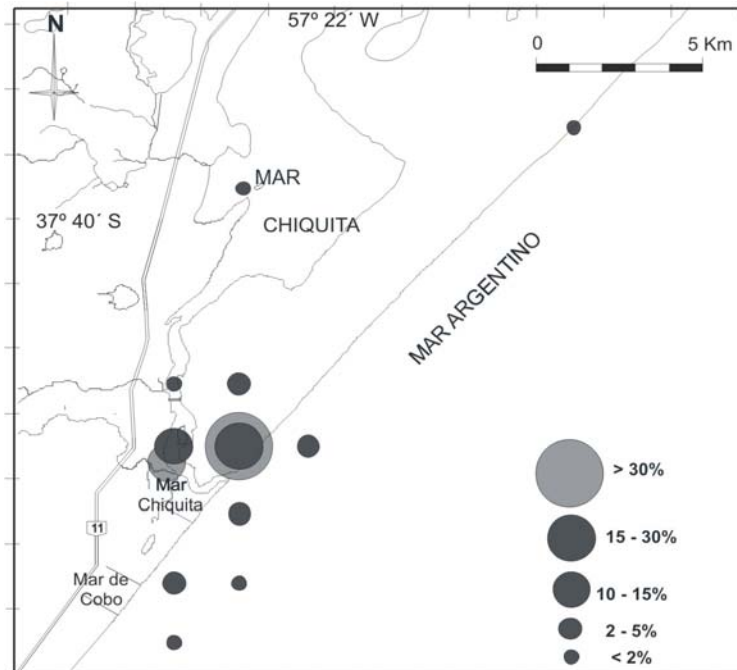


Figura 4.6. Proporción de localizaciones correspondientes a individuos en reposo (burbujas claras) y en movimiento (burbujas oscuras) en áreas de la desembocadura de Mar Chiquita y alrededores. Las burbujas fueron centradas en cuadrículas de 2 km x 2 km (1' x 1').

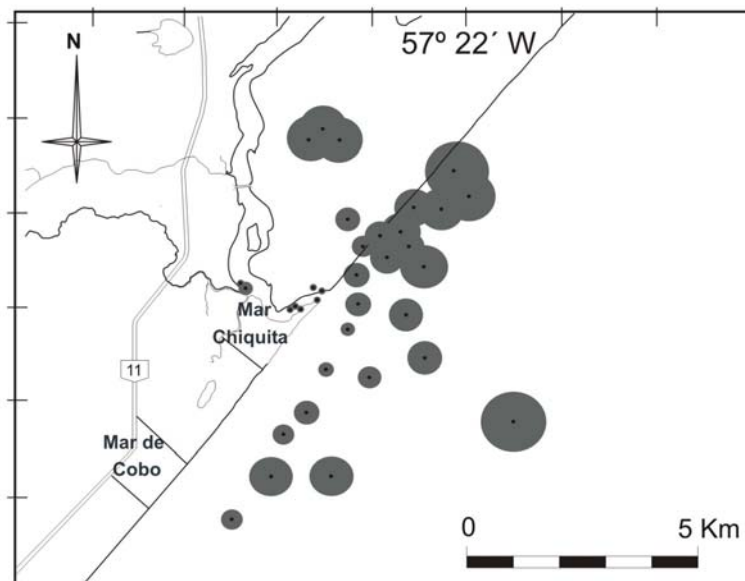


Figura 4.7. Posición relativa de las señales correspondientes a movimientos de distintos individuos. El tamaño de las burbujas indica el área de proveniencia de la señal considerando un error en la medición de $\pm 15^\circ$ desde distintos puntos fijos de control.

A modo de ejemplo, la figura 4.8 muestra de manera gráfica el recorrido seguido por tres individuos en distintas oportunidades. Las líneas fueron dibujadas sobre información discreta tomada cada 5 – 10 minutos desde distintos puntos de referencia mientras los individuos se trasladaban. A su vez,

las flechas fueron dibujadas con la intención de indicar la dirección del movimiento de cada individuo al momento de perderse la señal.

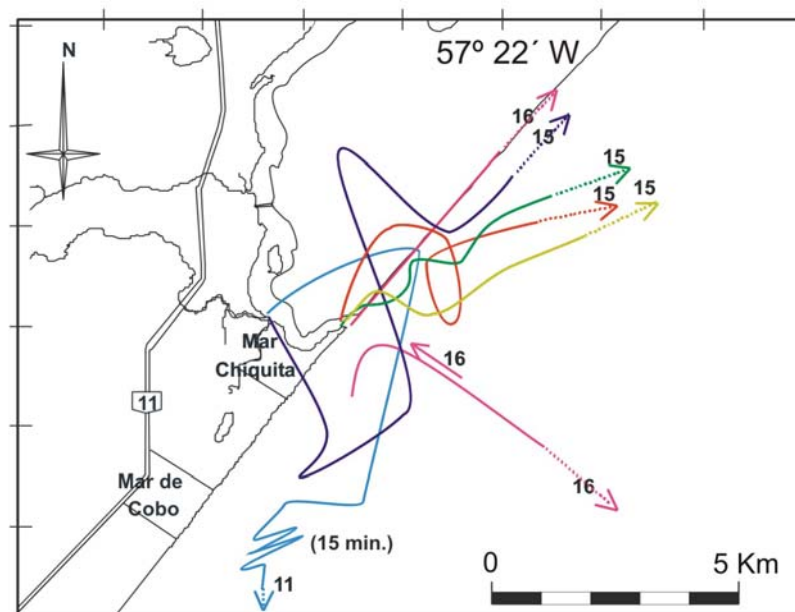


Figura 4.8. Dirección tomada y recorrido seguido por 3 individuos distintos (#11, #15 y #16) en distintos viajes de forrajeo.

4.3.4. Análisis de isótopos estables de Carbono y Nitrógeno

Resultados generales

Los valores de isótopos estables para *R. niger* y para las diferentes especies presa se presentan en la Fig. 4.9 y Tabla 4.5. Las concentraciones de $\delta^{15}\text{N}$ en las presas (media \pm SE) variaron entre 13.5 ± 0.6 ‰ para *Brevoortia aurea* y 15.8 ± 0.2 para *Odontesthes argentinensis* (16.3 ± 0.5 ‰ para *Loligo* e *Illex* sp. ver Forero *et al.* 2004). La comparación de estas concentraciones entre especies no mostró diferencias significativas (ANOVA $F_{6,15} = 2.1$, $p = 0.115$).

Las concentraciones de $\delta^{13}\text{C}$ en las presas (media \pm SE) variaron entre -18.9 ± 0.2 ‰ para *Engraulis anchoita* y -16.1 ± 0.3 ‰ para *Micropogonias furnieri* (Tabla 4.5). La comparación de estas concentraciones arrojó diferencias significativas entre especies (ANOVA $F_{6,15} = 13.6$, $p < 0.001$). El valor de $\delta^{13}\text{C}$ de *Engraulis anchoita* fue significativamente menor al del resto de las especies presa (Post hoc Holm-Sidak $p < 0.05$). También se observaron diferencias entre *M. furnieri* y *P. orbignyanus* en comparación con las restantes especies.

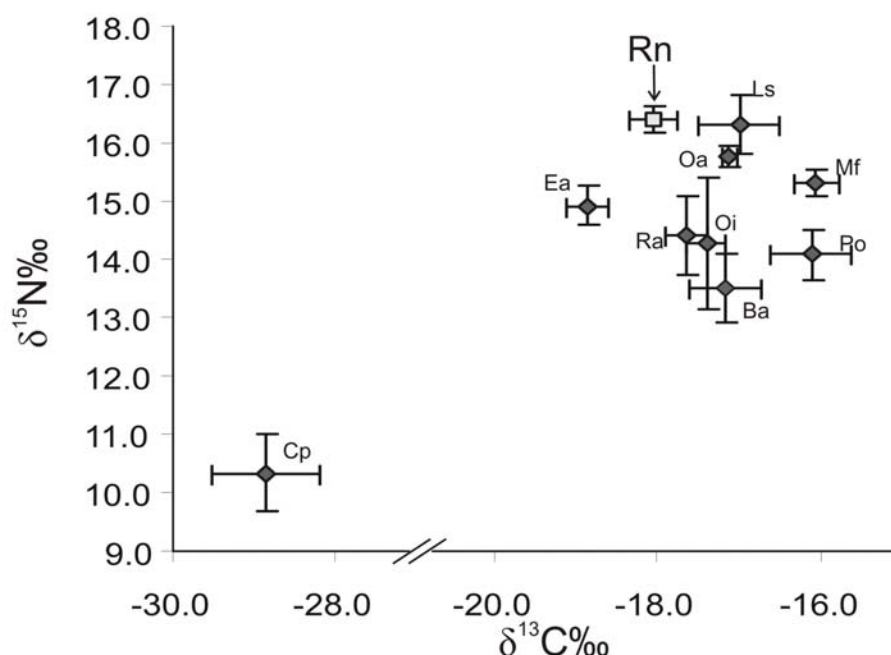


Figura 4.9. Valores de isótopos estables de nitrógeno y carbono (media \pm ES) para rayadores y especies presa. Abreviaturas: Ba = *Brevoortia aurea*; Cp = *Corydoras paleatus*; Ea = *Engraulis anchoita*; Ls = *Loligo sanpaulensis*; Mf = *Micropogonias furnieri*; Oa = *Odontesthes argentinensis*; Oi = *Odontesthes incisa*; Po = *Paralichthys orbignyanus*; Ra = *Ramnogaster arcuata*; Rn = *Rynchops niger*

Tabla 4.5. Valores de isótopos estables de Nitrógeno y Carbono (media ‰ ± ES y rango) medidos en tejido blando de peces presa identificados en la dieta del Rayador Sudamericano y en muestras de sangre de individuos de distinto sexo de Rayador Sudamericano durante la temporada no reproductiva en la Laguna Mar Chiquita.

Especie	$\delta^{15}\text{N}$		$\delta^{13}\text{C}$		n
	Media ± ES	rango	Media ± ES	rango	
<i>Engraulis anchoita</i> ^a	14.9 ± 0.3	14.4 -15.6	-18.9 ± 0.2	-19.2 -18.4	3
<i>Odontesthes incisa</i> ^a	14.3 ± 1.1	12.0 -15.5	-17.4 ± 0.2	-17.9 -17.1	3
<i>Odontesthes argentinensis</i> ^c	15.8 ± 0.2	15.3 -16.1	-17.1 ± 0.1	-17.4 -16.9	5
<i>Brevoortia aurea</i> ^c	13.5 ± 0.6	12.9 -14.1	-17.2 ± 0.4	-17.6 -16.7	2
<i>Micropogonias furnieri</i> ^f	15.3 ± 0.2	14.9 -15.9	-16.1 ± 0.3	-16.7 -15.4	3
<i>Paralichthys orbignyanus</i> ^c	14.1 ± 0.4	13.6 -14.5	-16.1 ± 0.5	-16.6 -15.6	2
<i>Ramnogaster arcuata</i> ^c	14.4 ± 0.7	13.1 -15.3	-17.6 ± 0.2	-18.1 -17.3	3
<i>Loligo sanpaulensis</i> ^b	16.3 ± 0.5	12.3 -18.3	-17.0 ± 0.5	-21.0 -15.1	17
<i>Corydoras paleatus</i> ^a	10.3 ± 0.7	9.2 – 11.4	-28.9 ± 0.6	-29.9 - 27.6	3
<i>Rynchops niger</i> (general) ^a	16.4 ± 0.2	13.4 -19.2	-18.0 ± 0.3	-23.3 -16.1	33
<i>Rynchops niger</i> (machos) ^a	17.1 ± 0.3	15.8 – 19.2	-17.8 ± 0.4	-20.0 -16.1	10
<i>Rynchops niger</i> (hembras) ^a	16.1 ± 0.3	13.6–17.6	-18.1± 0.4	-23.3 -16.1	22

^a Este trabajo

^b Valor extraído de Forero *et al.* 2004.

^c Valor extraído de Botto *et al.* 2005.

El modelo de mezclas IsoSource arrojó 1652 posibles combinaciones para seis fuentes de alimento que reproducen las señales isotópicas de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ observadas en la mezcla de rayadores considerando un incremento de 2% y una tolerancia de 0.05 ‰. El rango de los posibles valores para cada fuente es descrito estadísticamente como aquel que cae dentro del mínimo (1°) y máximo (99°) percentil. De esta manera se cubre el 98% de los posibles valores y se evita incluir en el rango la pequeña proporción de los datos existentes en las colas de las distribuciones. A pesar de existir una gran cantidad de posibles soluciones, las comparaciones pueden realizarse basándose en los valores extremos que definen los percentiles de 1 y 99.

En cuanto a lo hallado para la mezcla isotópica considerando el total de rayadores (sin distinguir por sexo), las contribuciones de *B. aurea* y *O. incisa* representaron una proporción considerable sobre los porcentajes totales. (Tabla 4.6.).

Tabla 4.6. Resultados del IsoSource. Contribuciones potenciales de cada fuente (presa) a la dieta de los rayadores. Cada distribución está definida por la media y el 1^{er} y 99^{vo} valor percentil lo cual cubre el 98% de las posibles soluciones. Los resultados se presentan para la condición sin restricción y con la restricción impuesta (*O. argentinensis* y *O. incisa* mayores al 5% en su contribución).

Fuente	Grupo	Sin restricción			Con restricción		
		Percentil 1%	Media	Percentil 99%	Percentil 1%	Media	Percentil 99%
<i>O. incisa</i>	general	0	17	56	6	17	44
	machos	0	16	44	6	20	46
	hembras	0	10	30	6	11	24
<i>O. argentinensis</i>	general	0	5	16	6	9	16
	machos	0	18	48	6	22	48
	hembras	0	4	14	6	8	14
<i>B. aurea</i>	general	24	46	60	32	47	56
	machos	0	11	56	0	9	25
	hembras	46	59	68	50	59	64
<i>E. anchoita</i>	general	0	7	22	0	4	16
	machos	0	22	56	0	19	50
	hembras	0	4	16	0	1	4
<i>C. paleatus</i>	general	14	16	20	14	17	18
	machos	8	14	20	8	14	20
	hembras	16	18	20	18	18	18
<i>M. furnieri</i>	general	0	9	32	0	6	18
	machos	0	19	58	0	16	52
	hembras	0	6	22	0	4	8

Valores de isótopos estables de Carbono y Nitrógeno entre sexos.

Los valores de isótopos estables para ambos sexos de *R. niger* y para las diferentes especies presa se presentan en la Fig. 4.10 y Tabla 4.5.

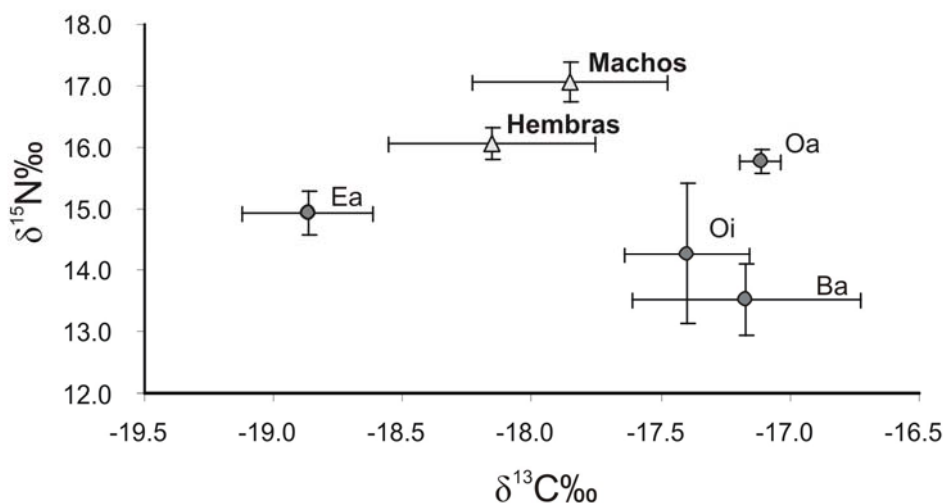


Figura 4.10. Valores de isótopos estables de Carbono y Nitrógeno (media \pm ES) de rayadores y especies presa (fueron consideradas presas frecuentemente halladas en la dieta de los rayadores). Los triángulos abiertos corresponden a los valores isotópicos para los ambos sexos de los predadores, mientras que los círculos cerrados corresponden a los valores isotópicos para las presas. Abreviaturas: Ba = Saraca (*Brevoortia aurea*), Ea = Anchoíta (*Engraulis anchoíta*), Oa = Pejerrey (*Odontesthes argentinensis*), Oi = Cornalito (*Odontesthes incisa*).

La relación entre los valores de isótopos estables de carbono y nitrógeno en hembras fue significativamente positiva a diferencia de lo observado en machos donde los valores no se estuvieron correlacionados (Fig. 4.11).

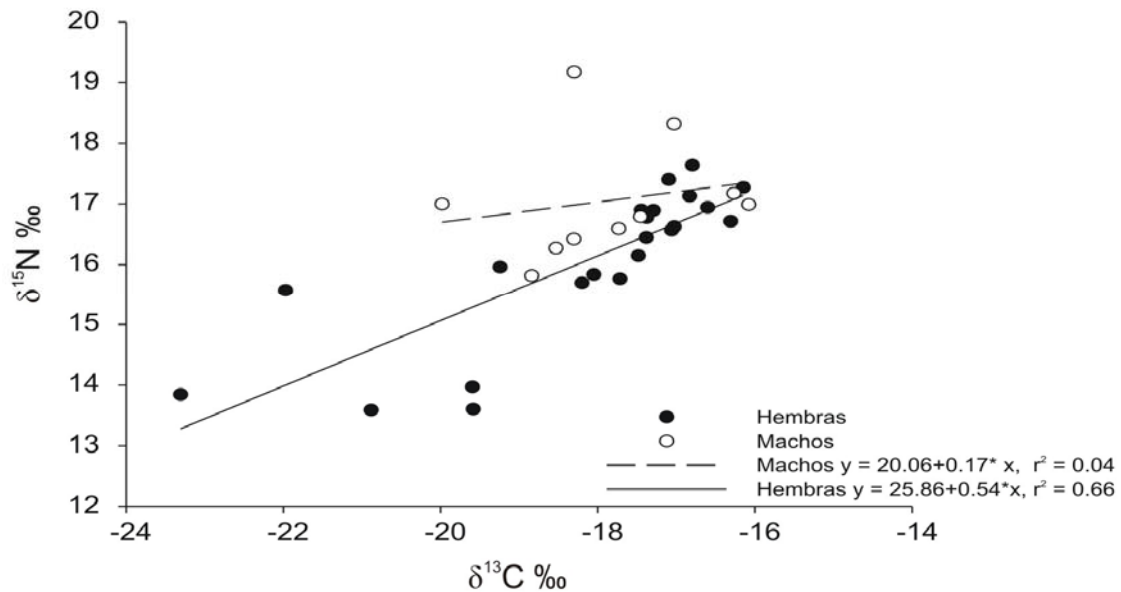


Figura 4.11. Correlación de los valores de isótopos estables de Carbono y Nitrógeno para individuos de ambos sexos de Rayador Sudamericano.

Se encontraron diferencias significativas en la comparación de $\delta^{15}\text{N}$ entre sexos ($T_{30} = 2.2$, $p < 0.05$). Los machos presentaron valores promedios más elevados ($17.06 \pm 0.3 \text{ ‰}$, $n = 10$) que las hembras ($16.06 \pm 0.3 \text{ ‰}$, $n = 22$). Por el contrario, la comparación de $\delta^{13}\text{C}$ entre sexos no mostró diferencias significativas ($T_{30} = 0.47$, $p = 0.64$). El valor promedio para las hembras (media \pm SE) fue de $-18.16 \pm 0.4 \text{ ‰}$ ($n = 22$) y para los machos $-17.85 \pm 0.4 \text{ ‰}$ ($n = 10$) (Tabla 4.5).

En la figura 4.12 se muestra el polígono de mezcla para las señales $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de seis fuentes de alimento para machos (A) y para hembras (B) de Rayador Sudamericano. El modelo de mezclas arrojó 524 y 9622 posibles soluciones para hembras y machos respectivamente. Los rangos de posibles soluciones para *O. incisa* y *O. argentinensis* fueron similares entre si y mayores en machos (44 y 48%) respecto a lo hallado para hembras (30 y 14%). Para estas últimas, el rango de posibles soluciones incluyendo a *B. aurea* representó la mayor proporción sobre los porcentajes totales, con un valor mínimo distinto a cero indicando que en todos los casos *B. aurea* contribuye a la dieta en hembras. En el caso de machos, si bien la contribución de *B. aurea* también fue importante al considerar el percentil de 99%, la media fue mucho menor que la de hembras y no contribuyó a la dieta en todos los casos. Los machos

presentaron sobre los rangos de posibles soluciones mayores proporciones de los ítems *E. anchoita* y *M. furnieri* y estos fueron siempre mayores a los observados en hembras (Tabla 4.6).

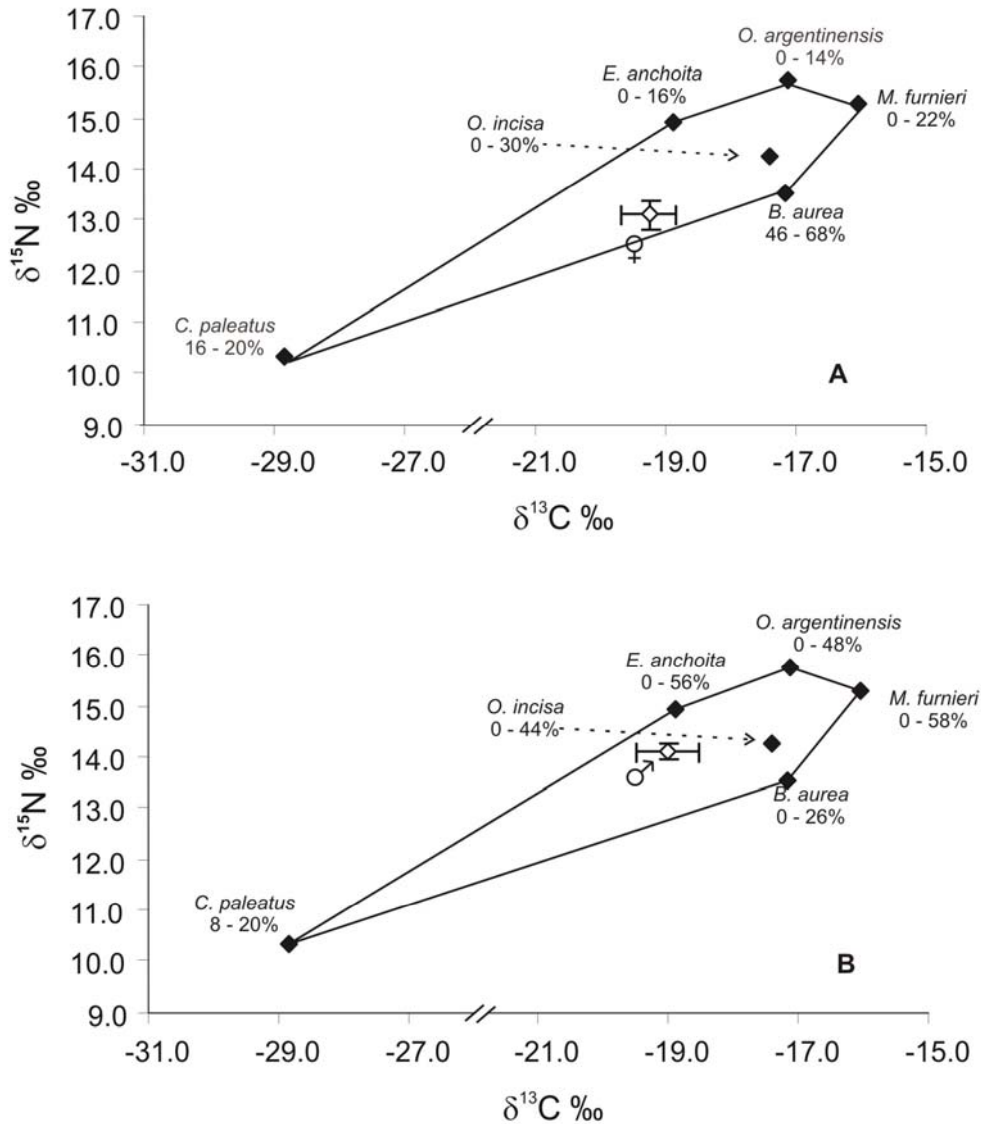


Figura 4.12. Polígonos de mezcla para las señales $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de seis fuentes de alimento para machos (Fig. A) y para hembras (Fig. B) de Rayador Sudamericano durante la temporada no reproductiva en la Provincia de Buenos Aires (Argentina).

El modelo desarrollado por Phillips y Gregg (2003) permite la evaluación de restricciones sobre las contribuciones relativas de las diferentes fuentes de alimento. En este caso, conociendo las importancias numéricas de las distintas fuentes en la dieta de *R. niger* a través del análisis de egagrópilas y regurgitados, se utilizó como supuesto metodológico que las especies presa *O. argentinensis* y *O. incisa* (dos de los ítems más importantes en la dieta, más del

70% de frecuencia de ocurrencia en la dieta, ver Capítulo III Tabla 3.6) no corresponden a presas ocasionales y que por lo tanto su contribución en la dieta deberá ser siempre mayor al 5%. Esta restricción fue aplicada a los resultados obtenidos del IsoSource. El modelo de mezclas arrojó 492 posibles soluciones al considerar la mezcla de rayadores sin distinguir entre sexos, y 90 y 6326 posibles soluciones para hembras y machos respectivamente. Esta restricción permite ajustar las distribuciones de posibles soluciones y aunque en líneas generales los resultados son similares a lo obtenido sin la restricción, las diferencias observadas entre sexos para las contribuciones de las diferentes especies presa son más notorias (Tabla 4.6).

Variabilidad temporal de los valores de isótopos estables de carbono y nitrógeno.

La comparación entre meses de las concentraciones de ambos isótopos mostró diferencias significativas (K-W $H_4 = 13.65$, $p = 0.008$ para $\delta^{13}\text{C}$ y K-W $H_4 = 19.04$, $p < 0.001$ para $\delta^{15}\text{N}$). Estas diferencias estuvieron debidas en el caso de $\delta^{13}\text{C}$ a las diferencias observadas entre los meses de diciembre, enero y febrero entre sí; y las diferencias entre los meses de diciembre y enero respecto a marzo (Fig 4.13) (Tabla 4.7).

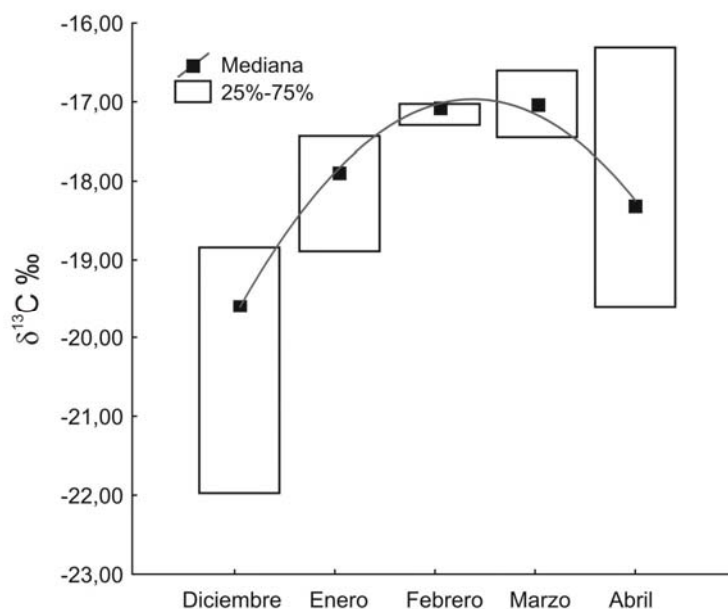


Figura 4.13. Comparación de los valores de isótopos estables de Carbono a través de los meses muestreados. Los datos se ajustaron a una función cuadrática (Ecuación de la función: $y = -22.36 + 3.23x - 0.48x^2$)

Para el caso de $\delta^{15}\text{N}$, las diferencias se debieron a diferencias entre los mismos meses que para el carbono y además por diferencias entre el mes de diciembre y abril (Fig. 4.14) (Tabla 4.7).

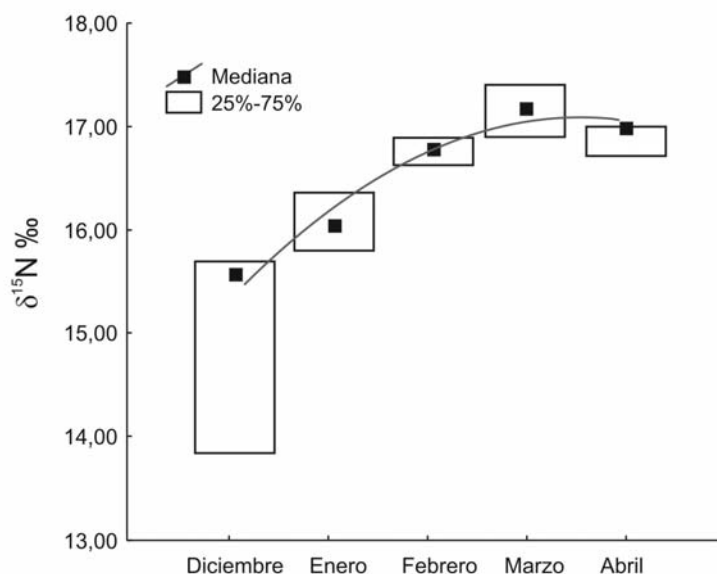


Figura 4.14. Comparación de los valores de isótopos estables de Nitrógeno a través de los meses muestreados. Los datos se ajustaron a una función cuadrática (Ecuación de la función: $y = 0.14 + 0.1 x - 0 x^2$)

Tabla 4.7. Valores y probabilidades calculadas con el test no paramétrico Mann-Whitney para las comparaciones de a pares de los valores de isótopos estables del C (diagonal superior en negro) y N (diagonal inferior, en gris)

	Diciembre	Enero	Febrero	Marzo	Abril
Diciembre		$Z_{5,8} = 2.05$ $p = 0.04$	$Z_{5,5} = 2.61$ $p = 0.009$	$Z_{5,9} = 2.87$ $p = 0.004$	n.s.
Enero	$Z_{8,5} = 2.05$ $p = 0.04$		$Z_{8,5} = 2.63$ $p = 0.008$	$Z_{8,9} = 2.40$ $p = 0.016$	n.s.
Febrero	$Z_{5,5} = 2.61$ $p = 0.009$	$Z_{5,8} = 2.63$ $p = 0.008$		n.s.	n.s.
Marzo	$Z_{9,5} = 3.0$ $p = 0.003$	$Z_{9,8} = 3.17$ $p = 0.001$	n.s.		n.s.
Abril	$Z_{5,4} = 1.98$ $p = 0.047$	n.s.	n.s.	n.s.	

4.3.5. Uso de microambientes en el sector estuarial de la laguna

La calidad de diferentes áreas seleccionadas a lo largo de la boca de la Laguna Mar Chiquita fue analizada teniendo en cuenta diferentes factores bióticos como características de la ictiofauna, presencia de cuevas del cangrejo cavador *Chasmagnatus granulatus* y ocurrencia de valvas de almejas *Tagelus plebeius*.

Se encontraron un total de 14 especies de peces en las diferentes áreas exploradas. Las mismas fueron Pejerrey (*Odontesthes argentinensis*), Madrecita (*Jenynsia multidentata*), Lisa (*Mugil platanus*), Saraca (*Brevoortia aurea*), Corvina Rubia (*Micropogonias furnieri*), Saraquita (*Ramnogaster arcuata*), Platana (*Platanichthys platana*), Anchoa de Río (*Lycengraulis olidus*), Bagre Cantor (*Pimelodella laticeps*), Tachuela (*Corydoras paleatus*), Lenguado (*Paralychthys orbignyanus*), Lengüita (*Symphurus jenynsi*), Mojarrita (*Cheirodon interruptus*) y Dientudo (*Oligosarcus jenynsii*). Especies de agua dulce como la Tachuela, el Bagre Cantor, la Mojarrita y el Dientudo solo fueron encontradas en los muestreos realizados durante la temporada 2002-03, otras especies de peces de agua dulce como la Platana y la Madrecita si bien fueron halladas en las tres temporadas muestreadas, se las encontró con mayor abundancia durante la temporada 2002-03 (Tabla 4.8).

Tabla 4.8. Listado de las especies de peces pescadas en el área de estudio en las diferentes temporadas.

	2002-03	2003-04	2004-05	Rango de tallas (Lt, mm)
Orden Atheriniformes				
Familia Atherinopsidae				
<i>Odontesthes argentinensis</i>	2849	2623	779	17,05 - 136,16
Orden Clupeiformes				
Familia Engraulidae				
<i>Lycengraulis olidus</i>	247	40	1	15,89 - 118,10
Familia Clupeidae				
<i>Brevoortia aurea</i>	15756	388	554	19,01 - 78,92
<i>Platanichthys platana</i>	318	361	2	20,54 - 60,65
<i>Ramnogaster arcuata</i>	0	12	1	21,45 - 50,52
Orden Cyprinodontiformes				
Familia Anablepidae				
<i>Jenynsia multidentata</i>	2662	92	1	12,34 - 77,99
Orden Mugiliformes				
Familia Mugilidae				
<i>Mugil platanus</i>	438	385	161	20,46 - 65,39
Orden Characiformes				
Familia Characidae				
<i>Cheirodon interruptus</i>	71	0	0	25,95 - 81,42
<i>Oligosarcus jenynsii</i>	81	0	0	46,64 - 146,87
Orden Perciformes				
Familia Sciaenidae				
<i>Micropogonias furnieri</i>	543	83	53	16,65 - 194,29
Orden Pleuronectiformes				
Familia Paralichthyidae				
<i>Paralichthys orbignyanus</i>	5	0	2	36,63 - 78,42
Familia Cynoglossidae				
<i>Symphurus jenynsi</i>	1	0	1	14,69 - 47,62
Orden Siluriformes				
Familia Pimelodidae				
<i>Pimelodella laticeps</i>	10	0	0	32,96 - 52,25
Familia Callichthyidae				
<i>Corydoras paleatus</i>	1	0	0	39,54 - 57,03

El modelo de regresión logística mostró que la probabilidad de encontrar grupos de Rayador Sudamericano aumentó en áreas con presencia de valvas de almejas, mientras que disminuyó en las áreas con presencia de cuevas de cangrejo cavador. Con respecto a las variables cuantitativas de ictiofauna se observó una relación positiva entre la probabilidad de encontrar grupos de rayadores con el índice de diversidad y la abundancia de peces (Tabla 4.9).

Tabla 4.9. Modelo de Regresión Lineal (GLM) para la probabilidad de encontrar al Rayador Sudamericano en áreas de reposo usando distribución binomial y función de enlace logística. Las probabilidades significativas están resaltadas en negro

Variable	Medida	Estimado	Error estándar	Chi ²	p
Índice de diversidad		9.51	3.92	6.36	0.01
Abundancia total		0.86	0.44	3.99	0.046
Biomasa total		0.63	0.51	1.57	0.21
Biomasa <i>O. argentinensis</i>		0.36	0.58	0.39	0.53
Pendiente	< 10°	0.25	0.22	1.36	0.24
	≥ 10°				
Cuevas	Ausente	-2.30	0.38	64.89	0.00
	Presente				
Valvas	Ausente	0.67	0.26	6.94	0.008
	Presente				

4.4. DISCUSIÓN

La información sobre áreas de alimentación surgida por diferentes metodologías y con diferentes escalas de aproximación, considerando presas indicadoras y el uso de radiotelemetría mostró coincidencias, indicando un uso importante del ambiente marino por parte del Rayador Sudamericano. Estos resultados coinciden con antecedentes en la dieta de esta especie para la provincia de Buenos Aires (Favero *et al.* 2001, Mariano-Jelicich *et al.* 2003, Silva Rodríguez *et al.* 2005) en contraposición a los antecedentes para la especie en Norteamérica, donde las áreas marinas son exploradas ocasionalmente (Zusi 1962, Erwin 1977b, Black y Harris 1983).

La mayor parte de los antecedentes sobre esta especie corresponden al período reproductivo, momento del ciclo de vida en que los requerimientos energéticos de las aves son particularmente elevados por lo que podría suponerse una mayor dependencia sobre recursos espacio-temporalmente predecibles (Erwin 1977b, Becker *et al.* 1993, 1997, Wendeln 1997). En este sentido el consumo de presas marinas pelágicas (tales como *Odonthestes incisa* o *Engraulis anchoita*) sería menos económico que el consumo de presas

estuariales o de agua dulce (a pesar del mayor contenido energético en comparación a las dos últimas) dada su poca predictibilidad en tiempo y espacio (Erwin 1977b, Becker *et al.* 1993, 1997, Wendeln 1997). Trabajos realizados durante temporada reproductiva en distintas especies de aves marinas muestran la vinculación de las variaciones del éxito reproductivo y la tasa de crecimiento de pichones con el origen y valor energético de las presas (Fraser 1989, Massias y Becker 1990, Favero y Silva 1998, Silva Rodríguez *et al.* 2000, Silva *et al.* 2001). Estos trabajos muestran que a pesar del mayor contenido energético de las presas marinas y ante determinadas restricciones ambientales, los pichones también son alimentados con presas provenientes de otras áreas (e.g. agua dulce o intermareales) que funcionarían como amortiguadores (buffers) de la gran variabilidad de los recursos marinos (Fraser 1989, Massias y Becker 1990, Frank 1992, Wendeln 1997). Teniendo en cuenta lo anteriormente descrito, podría especularse que durante la temporada no reproductiva, sin las restricciones anteriormente detalladas, un mayor consumo de presas marinas se vería favorecido dada la mejor calidad de las mismas.

4.4.1. Aplicación de técnicas radiotelemétricas

La información obtenida en el presente trabajo a partir del uso de radiotransmisores y de los censos realizados en la desembocadura del estuario sugiere que el uso del ambiente marino estaría concentrado en horarios crepusculares y nocturnos. El forrajeo nocturno ya ha sido documentado para esta especie (Erwin 1977, Zusi 1996). Uno de los beneficios asociados a la alimentación nocturna sería el acercamiento a la superficie de algunas especies de peces, larvas de peces y otras presas que durante horarios diurnos no se encuentran disponibles (Rojas *et al.* 1997). Esta capacidad de forrajeo nocturno les permitiría a los rayadores segregarse ecológicamente de especies que se alimentan en horarios diurnos (Zusi 1996).

4.4.2. Análisis de isótopos estables: consideraciones generales, aplicación del modelo de mezclas y variación temporal

A partir del análisis de isótopos estables y posteriormente con los modelos de mezclas, puede especularse que el enriquecimiento en carbono en sangre

de rayadores se deba al consumo de presas marinas y estuariales. Esto concuerda con los antecedentes locales (Mariano-Jelicich *et al.* 2003, Mariano-Jelicich y Favero 2006). Cuando se analizaron ambos sexos por separado, se observó un enriquecimiento significativamente mayor del $\delta^{15}\text{N}$ en machos en comparación con las hembras. Trabajos realizados sobre el metabolismo del nitrógeno en aves muestran que las concentraciones de nitrógeno difieren según el estado metabólico en que se encuentren los individuos. Durante etapas de crecimiento o en el caso de las hembras, durante la etapa reproductiva, cuando la actividad metabólica es mayor, se pueden encontrar diferencias en la composición de ^{15}N que no estarían necesariamente relacionadas con la dieta (Bearhop *et al.* 2000). En el presente trabajo, con muestras sobre ejemplares adultos fuera de la temporada reproductiva es posible que las diferencias observadas en $\delta^{15}\text{N}$ estén reflejando diferencias en las tallas de las presas y/o en las especies presa consumidas por ambos sexos. En cuanto al $\delta^{13}\text{C}$, no se observaron diferencias significativas entre sexos, indicando similitud en las áreas de donde provienen sus principales presas, o mejor dicho mostrando similitud en las fuentes de carbono utilizadas por las presas. Dentro de Mar Chiquita, los peces estarían en su mayoría consumiendo una mezcla de fitoplancton y microalgas bentónicas (Botto *et al.* 2005). De todas maneras las hembras de Rayador mostraron mayor variabilidad que los machos en la composición del isótopo estable ^{13}C , resultado que podría estar afectado por el menor tamaño muestral en machos.

Al aplicar el modelo de mezclas, se observó que ambos sexos presentaron una mezcla de presas estuariales y marinas con contribuciones relativas de cada tipo de presa diferentes para los dos sexos. Las hembras mostraron una contribución importante de saraca (*B. aurea*) seguida en importancia por el cornalito (*O. incisa*), mientras que los machos mostraron como principales contribuyentes al cornalito, el pejerrey (*O. argentinensis*), la anchoíta (*E. anchoita*) y la corvina (*M. furnieri*). Es llamativa la importancia que parece tener la saraca en la dieta de las hembras contrastando con lo observado en machos. En el caso de los machos resulta interesante la importancia de pejerrey contrapuesto a lo observado en hembras. La mayor importancia de saraca en hembras al igual que la importancia de pejerrey observada en machos coincide con lo observado a través del análisis de

regurgitados espontáneos (ver Capítulo 3, Tabla 3.10.). Del análisis de isótopos estables de carbono y nitrógeno y la contribución de distintas presas a la mezcla isotópica presente en rayadores, no se puede concluir fehacientemente un uso diferencial de áreas por los distintos sexos, pero se advierte que existe una contribución diferente de las presas a la dieta de cada sexo, donde en las hembras la saraca (presa estuarial) tendría mayor importancia y en machos la dieta cuenta con proporciones similares e importantes de peces marinos (cornalito) y estuariales (pejerrey). Esta aproximación a través del modelo de mezclas deberá ser mejorada en un futuro incluyendo en el mismo presas como *A. marinii* y *L. grossidens* que no fueron incluidas en este trabajo debido a la falta de información isotópica de las mismas.

El modelo de mezclas mostró importantes contribuciones de presas consideradas previamente como ocasionales para los rayadores en el área de estudio sobre la base de información del espectro trófico determinado mediante el análisis de egagrópilas (ver Capítulo III). Un ejemplo de esto es lo observado con la saraca *B. aurea*. La pérdida de información respecto a esta especie en el análisis de egagrópilas podría estar relacionada en parte con las características del otolito de esta especie. La erosión y digestión de los otolitos en el tracto digestivo de aves y mamíferos ha sido ampliamente discutida (Duffy y Laurenson 1983, Duffy y Jackson 1986, van Heezik y Seddon 1989, Casaux *et al.* 1997, González-Solís *et al.* 1997). La velocidad a la cual se digiere un otolito depende del tamaño, forma y composición del mismo como también al grado de acidez y tiempo de exposición en el estómago del predador (Jobling y Breiby 1986; van Heezik y Seddon 1989). En contraposición a esto, el alto número de urostilos correspondientes al orden Clupeiforme (al cual pertenece el género *Brevoortia*) recuperados de las egagrópilas (Ver Capítulo III Tabla 3.6), permiten suponer que al menos en parte podrían corresponder a individuos de *B. aurea*. En cuanto a la importancia de otra presa considerada ocasional, en este caso la corvina rubia, vale aclarar que el modelo de mezclas propuesto fue realizado en base al uso de información isotópica de presas abundantes y ocasionales identificadas previamente en la dieta de los rayadores en Mar Chiquita. El modelo genera combinaciones de contribuciones que alcancen el valor de la composición isotópica observada en los predadores, estas contribuciones podrían ser generadas por otras especies no incluidas en el

modelo que presenten una composición de isótopos estables de carbono y nitrógeno similares.

La variación temporal del $\delta^{13}\text{C}$, indica una variación en la combinación de fuentes de carbono presentes en la dieta. En Mar Chiquita existen tres fuentes principales de carbono que estarían sustentando la trama trófica, estas son la *Spartina* (“pasto marino”), microalgas bentónicas y fitoplancton. Estas tres fuentes difieren en sus valores de $\delta^{13}\text{C}$. Si bien la mayor parte de los peces en la desembocadura de la laguna subsisten en base a una mezcla de microalgas bentónicas y fitoplancton (Botto *et al.* 2005), distintas combinaciones de especies o la aparición de especies más marinas donde el fitoplancton es la fuente de carbono predominante podrían generar esta variabilidad. Con respecto a esto último, estas variaciones podrían relacionarse con momentos de acercamiento a la costa de especies de peces como la anchoíta o el cornalito (Cousseau y Perrota 1998).

El aumento temporal en el $\delta^{15}\text{N}$ podría deberse a una variación en las especies de presas consumidas o en la proporción en que estas fueron consumidas. Otra posible explicación sería el consumo de peces de distinta talla. Estudios realizados en arrecifes muestran variaciones en el $\delta^{15}\text{N}$ relacionados con diferencias en los niveles tróficos de individuos de diferente talla dentro de una población (Jennings *et al.* 1997, Botto *et al.* 2005). En la laguna de Mar Chiquita, Martinetto *et al.* 2005 describe una transición en la dieta de *O. argentiniensis* conforme aumenta su talla, donde individuos menores a 8 cm. de largo total presentan una dieta planctívora (al igual que *B. aurea*, Giangiobe y Sanchez 1993 y *R. arcuata*, Cousseau *et al.* 2001) mientras que individuos con tallas mayores presentan una dieta bentívora (al igual que *M. furnieri*, Hozbor y García de la Rosa 2000 y *P. laticeps*, Martinetto *et al.* 2005). También se deben considerar las diferencias en la composición isotópica del N observadas en especies no asociadas a los cangrejales respecto a las que si se asocian, lo cual también estaría incorporado a la variación intra-poblacional en varias de las especies que componen el espectro trófico de un determinado predador (Botto *et al.* 2005).

4.4.3. Uso de microambientes

Black y Harris (1983) en un trabajo realizado en la costa de Florida, Estados Unidos, describen los microambientes frecuentemente utilizados por los rayadores para forrajear, observando en coincidencia con los resultados de este capítulo que, la elección y el uso diferencial de parches de alimentación que estas aves realizan no estaría determinado por las abundancias de ictiofauna y/o especies presa. En su trabajo, Black y Harris (1983) concluyeron que las características generales en la estructura de las áreas utilizadas para forrajear por los rayadores incluyen aguas someras, reparadas y una alta alternancia de agua-tierra. Estas características observadas en Norteamérica no son necesariamente aplicables al área de estudio del presente trabajo debido a diferencias latitudinales, ambientales y a condiciones particulares de los estuarios de la costa atlántica sudoccidental como la presencia de cangreiales, entre otras. Para lograr una mejor interpretación de los resultados obtenidos en el sector estuarial de la laguna de Mar Chiquita se debería realizar un estudio a diversas escalas. La definición de un hábitat o parche depende de la escala temporal y espacial considerada como también de la movilidad y capacidad sensorial del organismo en cuestión (Craig y Crowder 2000). Se ha sugerido que los animales son capaces de tomar decisiones respecto a los recursos necesarios a escalas consecutivamente más pequeñas. Por lo tanto la selección de un hábitat podría seguir una jerarquización espacial, donde el espacio adecuado para reposar no se corresponda con la escala apropiada de selección de áreas adecuadas para forrajear (Martínez *et al.* 2003).

En conclusión, se encontró evidencia directa e indirecta acerca del uso de ambientes marinos como áreas de forrajeo por parte del Rayador Sudamericano, durante la temporada no reproductiva y al menos durante determinados momentos del día (particularmente en horarios crepusculares y nocturnos). La coincidencia de la información encontrada en Mar Chiquita con información previa obtenida en Punta Rasa, donde la dieta de los rayadores estuvo compuesta principalmente por presas marinas y estuariales (Favero *et al.* 2001), indicaría que la estrategia de forrajeo en áreas marinas y estuariales anexas podría generalizarse a nivel regional.

**Efecto de las condiciones ambientales
sobre la dieta y las estrategias
de forrajeo.**

Capítulo V

Universidad Nacional de Mar del Plata
Marzo 2007

5. EFECTO DE LAS CONDICIONES AMBIENTALES SOBRE LA DIETA Y LAS ESTRATEGIAS DE FORRAJEO

5.1 INTRODUCCIÓN

Al momento de alimentarse, las aves marinas deben afrontar, eventualmente, fluctuaciones en las condiciones ambientales que pueden ser muy importantes (Dunn 1975, Durant *et al.* 2003). De hecho, el uso de distintas áreas de forrajeo puede estar influenciado por variables extrínsecas como disponibilidad de presas, influencia de las mareas o condiciones microclimáticas que afecten de manera diferente a las áreas usadas por las aves para alimentarse. Las condiciones ambientales desfavorables pueden afectar a las aves directa o indirectamente alterando la eficiencia de forrajeo, al afectar la distribución o el comportamiento de las presas (Frank 1992, Finney *et al.* 1999). Variables climáticas como el viento, temperatura y precipitaciones al alterar la superficie del agua afectan la distribución y disponibilidad de los peces. Por otra parte, las precipitaciones, pueden afectar los ambientes estuariales disminuyendo la salinidad y ampliando los rangos de distribución de especies dulceacuícolas (García *et al.* 2003, Martinetto *et al.* 2006). Diversos trabajos han indicado que ante condiciones ambientales desfavorables en el mar algunas aves marinas cambian su elección en el área de forrajeo, utilizando un recurso más predecible en tiempo y espacio como las presas de agua dulce (Frank 1992, Wendeln 1997).

El Niño (EN) y la Oscilación del Sur (OS) constituyen un fenómeno oceánico y atmosférico global conocido por la sigla ENSO (del inglés “El Niño – Southern Oscillation”) (Woodman 1998). Las anomalías climáticas asociadas a este evento perduran durante varios meses y pueden ser de considerable magnitud. Debido a cambios en la circulación atmosférica y oceánica, en latitudes tropicales pueden observarse tanto sequías (Indonesia, Australia, norte de Brasil y Centroamérica) como precipitaciones anormalmente abundantes (Perú, Ecuador e Islas del Pacífico central y este). Fuera de estas latitudes también se observan anomalías como altas temperaturas en Alaska, Asia, sur y sudeste de Brasil y un aumento en las precipitaciones en el sur y sudeste de Brasil, Uruguay y norte y centro de Argentina (Holmgren *et al.* 2001, Oribe Rocha de Agarao 1998). Estos cambios en

áreas remotas son producidos a través de “teleconexiones” y pueden ocurrir con retraso de varios meses respecto al evento de origen (Favero y Becker 2007).

Existe una nutrida evidencia acerca de la variedad de respuestas biológicas a la variabilidad climática en ecosistemas marinos y terrestres (Stenseth *et al.* 2002). Trabajos realizados en el hemisferio norte en relación a la Oscilación del Atlántico Norte (NAO) muestran que este es uno de los parámetros más importantes al momento de explicar la variabilidad en la composición del ensamble, abundancia y crecimiento de peces marinos juveniles durante la residencia estuarial. Esta influencia ambiental también parece afectar de manera importante la abundancia del zooplancton (componente importante en la dieta de peces juveniles) a través de un aumento en las abundancias de algunas especies de copépodos (Beaugrand y Reid 2003). Estos trabajos a su vez, muestran que la temperatura superficial del mar, como señal dominante de variabilidad climática NAO, posee un rol importante en los niveles de reclutamiento de peces. Muchas especies de peces marinos poseen estadios juveniles que dependen fuertemente de áreas estuariales como nurseries; las cuales estarían actuando como amortiguadores (buffers) térmicos contra condiciones más severas que puedan ocurrir en mar abierto y evitando de esta manera el efecto directo de las condiciones marinas (Attrill y Power 2002). Este efecto sobre las abundancias en el zooplancton y peces estaría afectando mediante procesos de “bottom up” las historias de vida de predadores tope como las aves marinas (Kitaysky y Golubova 2000, Stenseth *et al.* 2002, Favero y Becker 2007).

Estudios en aves han demostrado impactos del cambio climático y oscilaciones en el clima en varios aspectos de sus historias de vida (Sillet *et al.* 2000, Lima *et al.* 2002, Stenseth *et al.* 2002). Para las aves marinas, el impacto del cambio y oscilaciones climáticas han sido observados principalmente en colonias reproductivas (Schreiber y Schreiber 1984, Kitaysky y Golubova 2000, Favero y Becker 2007). En cambio estos estudios en áreas de invernada son menos abundantes. Las condiciones ecológicas durante la invernada pueden afectar el balance energético, la condición individual y muda de las aves, afectando por lo tanto el momento de partida y estrategia migratoria con

consecuencias significativas para la historia de vida (Mauco y Favero 2005, Favero y Becker 2007). Es por eso que existe la necesidad de conocer y comprender las consecuencias que las oscilaciones climáticas y las condiciones ambientales operando en las áreas de invernada y a lo largo de las rutas migratorias tienen sobre estos predadores marinos.

Siendo predadores tope y en algunos casos incluso carroñeros, las aves marinas pueden afectar y verse afectadas por cambios en las tramas tróficas. La disponibilidad de presas en el mar no solo puede verse afectada por condiciones climáticas sino también por el desarrollo de actividades humanas en el mar como es el caso de la pesca. La industria pesquera puede afectar positiva o negativamente las poblaciones de aves marinas (Tasker y Reid 1997, Tasker *et al.* 2000). Si bien existen diversos efectos negativos (ver Oro 1995, Tasker *et al.* 2000, Yodzis 2001, Favero *et al.* 2003, Gomez Laich *et al.* 2006), cabe resaltar la alteración de las tramas tróficas marinas por reducción en los stocks de ciertas especies de peces (Furness 2002). La mayor parte de los trabajos que estudian la interacción pesquerías – aves marinas han sido realizados durante la temporada reproductiva de estas últimas (Brothers *et al.* 1998, Berrow *et al.* 2000, Gremillet *et al.* 2000, Huin 2002, Cuthbert *et al.* 2005, entre otros), y si bien en los últimos años se han realizado estudios durante la temporada no reproductiva estos se han enfocado principalmente en la mortalidad incidental (Favero *et al.* 2003, Gomez Laich *et al.* 2006, González-Zeballos y Yorio 2006).

En el presente capítulo se analiza el efecto de la variabilidad climática y ambiental sobre el espectro trófico y el uso de áreas de forrajeo de los rayadores.

5.2. MATERIALES Y MÉTODOS

5.2.1. Fuente de datos ambientales

Los valores de precipitaciones acumuladas mensuales fueron obtenidos del sitio de Internet del Global Historical Climatological Network, National Climatic Data Centre (<http://lwf.ncdc.noaa.gov/oa/climate/climatedata.html>). La laguna Mar Chiquita se caracteriza por sufrir cambios significativos en la salinidad principalmente generados por las lluvias y los vientos (Reta *et al.* 2001), estas

variaciones pueden afectar la ictiofauna como ha sido observado en otros estuarios (García *et al.* 2003). Estas variaciones finalmente podrían estar afectando a los predadores tope. Este efecto debería tener un cierto desfase (o lag), la ictiofauna durante la temporada de invernada de los rayadores puede verse afectada por las precipitaciones sobre la cuenca hidrológica de Mar Chiquita durante los meses previos al verano (García *et al.* 2003, Martinetto *et al.* 2006). Para este punto se utilizó el valor de la anomalía de la precipitación, esto es la diferencia entre el acumulado mensual y el promedio del acumulado mensual histórico obtenido del Servicio Meteorológico Nacional (Argentina) (Fig 5.1). Dado que se espera que existan cambios en la composición íctica por el efecto no de la lluvia de un día en particular sino de la precipitación acumulada caída en la cuenca de drenaje de la Laguna Mar Chiquita, en este caso se consideró un desfase de seis meses, por lo tanto en las comparaciones se utilizó el valor promedio de la anomalía de la precipitación para el semestre julio-diciembre previo a cada temporada de muestreo de dieta (Fig. 5.2).

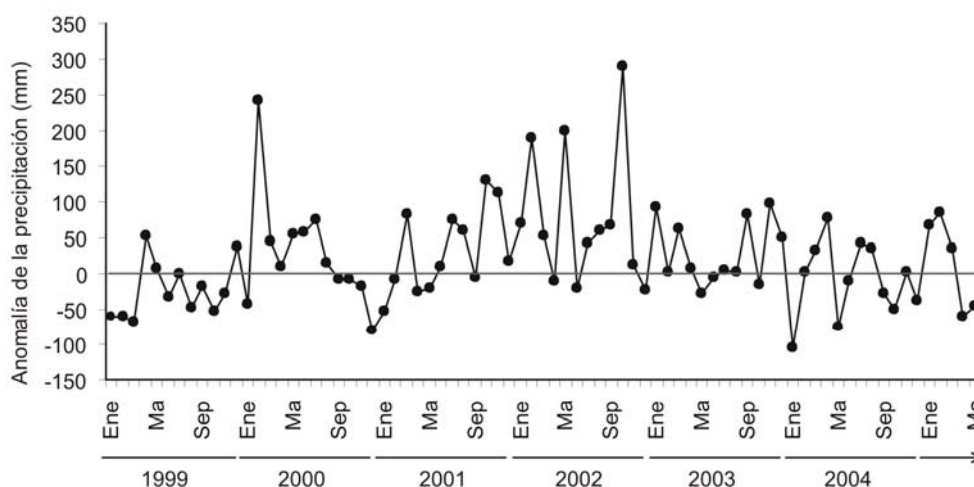


Figura 5.1. Anomalía de la precipitación para la estación climatológica de Mar del Plata (distante 25 km de la Laguna Mar Chiquita) entre los años 1999 y 2005. Los puntos indican la diferencia entre el acumulado de precipitaciones mensual y el promedio del acumulado mensual histórico.

A su vez se obtuvieron datos de temperatura superficial del mar (TSM) (<http://iridl.ldeo.columbia.edu/SOURCES/.NOAA/.NCDC/.ERSST>) para las cuadrículas comprendidas entre los 36-38° S y 56-58° W, se utilizó el promedio de

la temperatura superficial del mar para el semestre enero-junio (Fig. 5.2). Los promedios diarios de temperatura ambiental fueron obtenidos del Global Historical Climatological Network, National Climatic Data Centre (<http://lwf.ncdc.noaa.gov/oa/climate/climatedata.html>) para la estación de Mar del Plata. Dada la fuerte correlación entre estas dos variables ($r_{78} = 0.89$, $p < 0.001$), los análisis fueron hechos únicamente con la TSM.

La variabilidad del ENSO (El Niño – Oscilación del Sur) fue cuantificada empleando el índice de Oscilación del Atlántico Sur (SOI), con valores bajos indicando eventos cálidos del Niño y valores altos indicando eventos fríos de La Niña. Los valores del SOI fueron extraídos del sitio de internet del Bureau of Meteorology del National Climate Centre (<ftp://ftp.bom.gov.au/anon/home/ncc/www/sco/soi/soiplaintext.html>). Los efectos de las oscilaciones climáticas sobre la dieta de los predadores son evidenciados con cierto retraso ya que dependen del efecto de estas sobre las presas (Setseth *et al.* 2002). Es por esto que se usaron los valores promedios de SOI para determinados intervalos de tiempo retrasados en relación a los parámetro a considerar (*e.g.* valores promedio del índice para el período i en relación a los parámetros de la dieta durante el período $i+1$). En este caso, se usó el promedio de los valores estandarizados del SOI para el semestre julio-diciembre previo a los datos de dieta utilizados (es decir, con un desfase de seis meses, Fig. 5.2). Valores negativos indican semestres más secos y valores positivos semestres más húmedos en comparación con el histórico.

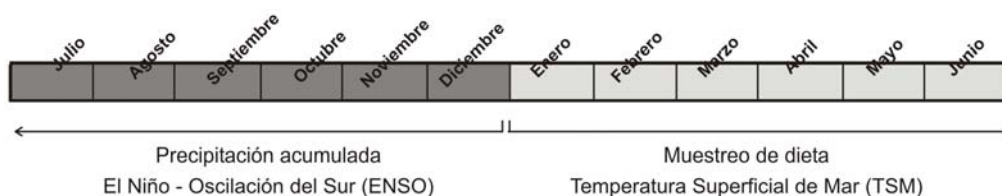


Figura 5.2. Esquema temporal indicando los meses de temporada de invernada del Rayador Sudamericano en Mar Chiquita (en gris claro) y los periodos considerados para el análisis de la dieta y para las diferentes variables ambientales.

Los valores de dirección del viento fueron obtenidos del Marine Observing Systems Team (<http://manati.orbit.nesdis.noaa.gov/quickscat>), mientras que los

correspondientes a la intensidad del viento fueron obtenidos del Global Historical Climatological Network, National Climatic Data Centre (<http://lwf.ncdc.noaa.gov/oa/climate/climatedata.html>). En el caso del viento, el desfase empleado fue a una escala temporal menor que las variables anteriormente descritas. Los valores utilizados correspondieron al día previo a aquel en el cual se realizaron las colectas de egagrópilas, considerando de esta manera, que la información de vientos coincide con el momento de captura de presas representadas en dichas egagrópilas (asumiendo que las egagrópilas se corresponden principalmente con las presas capturadas el día anterior). La unidad de intensidad de viento utilizada fue nudos (unidad original hallada en la página web del National Climatic Data Centre), siempre considerando que un nudo equivale a 1.852 km/h.

Tanto para los datos de precipitaciones como para la intensidad del viento se utilizó la información existente para la estación climatológica de Mar del Plata situada a 25 km del área de estudio. Por último, teniendo en cuenta los hábitos crepusculares y nocturnos de la especie (ver Capítulo IV, sección 4.3.2.), también se utilizaron datos sobre el porcentaje de luminosidad de la luna, los cuales se obtuvieron del sitio de internet www.wunderground.com para la noche previa a la colecta de egagrópilas.

5.2.2 Monitoreo de la dieta del Rayador Sudamericano

Para analizar la variabilidad interanual en el uso de ambientes de forrajeo y la variabilidad del espectro trófico en relación a variables ambientales, se emplearon los datos de dieta presentados en el Capítulo III. Se utilizaron las salinidades preferidas de las presas (Rico 2000) como indicadores de los ambientes de forrajeo. Con la finalidad de aumentar la escala temporal de análisis se incluyeron datos de dieta para las temporadas 2000 y 2001 obtenidas en el mismo área y con la misma metodología en estudios previos (Mariano-Jelicich 2001, Mariano-Jelicich *et al.* 2003). La influencia de la dirección e intensidad del viento como también el efecto de la luminosidad nocturna fueron comparadas únicamente con los datos de dieta obtenidos entre las temporadas 2002 y 2005 dado que en estos años los

muestreos se realizaron semanalmente y existe información discreta para diferentes días (N = 54 días, N egagrópilas = 3495 egagrópilas).

Se analizó el efecto de las diferentes variables climáticas sobre la importancia de presas marinas y estuariales en general, la importancia numérica de algunas presas en particular y la diversidad de la dieta (medida como el índice de Shannon – Wiever = $-\sum \log p_i$).

5.2.3. Captura de especies presa del Rayador Sudamericano por la flota de rada con base en el Puerto de Mar del Plata.

Los valores de desembarques para diferentes especies de peces, en distintos meses para el Puerto de Mar del Plata se obtuvieron de la página de la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos (<http://www.sagpya.mecon.gov.ar>). Para las comparaciones se utilizaron las tallas de *Odontesthes incisa* (Cornalito) consumidas por los rayadores entre los años 2000 y 2005 (n = 643). Para estimar la talla de la captura por parte de la pesquería se midieron 129 individuos de *O. incisa* obtenidos de los desembarques en el Puerto de Mar del Plata. Si bien existe información de desembarques de otras especies de peces presentes en la dieta del Rayador Sudamericano en Mar Chiquita (e.g. *Engraulis anchoita*, *Pomatomus saltatrix*, *Cynoscion guatucupa*), sólo se realizó la comparación con *O. incisa* debido a que esta es una de las especies más abundantes en la dieta de los rayadores.

5.3. RESULTADOS

5.3.1. Monitoreo de la dieta del Rayador Sudamericano. Variaciones interanuales en el uso de ambientes de forrajeo.

La comparación de la importancia numérica de presas provenientes de ambientes asociados a la laguna (estuario y agua dulce) mostró diferencias en sus distribuciones entre años (Test de bondad de ajuste $\chi^2_5 = 351.1$, $p < 0.001$). También se observaron diferencias significativas en la distribución de las importancias numéricas de presas marinas consumidas entre años ($\chi^2_5 = 196.8$, $p < 0.001$) (Fig. 5.3).

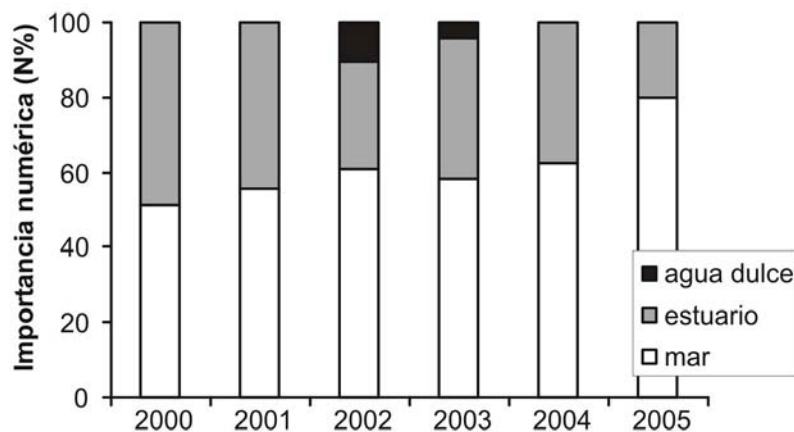


Figura 5.3. Importancia numérica de las presas según su ambiente de procedencia para los años muestreados.

Cuando las comparaciones se realizaron de a pares entre años, se observó que la distribución de presas estuariales y de agua dulce no difirió entre el año 2003 ni con 2002 ni 2004; y el año 2005 sólo no mostró diferencias con 2001. En cambio con respecto al consumo de presas marinas no se encontraron diferencias en los patrones de distribución entre los años 2002 con todos excepto 2000 y 2001 y entre los años 2004 y 2005 (Tabla 5.1).

Tabla 5.1. Comparación de las importancias numéricas anuales de presas estuariales y dulceacuícolas (en negro) y marinas (en gris) consumidas por *R. niger*. Se muestran los valores de Chi cuadrado y entre paréntesis las probabilidades. Grados de libertad para todos los casos = 1.

	2000	2001	2002	2003	2004	2005
2000		159.7 (0.00)	87.1 (0.00)	102.2 (0.00)	84.5 (0.00)	159.7 (0.00)
2001	154.0 (0.00)		17.8 (0.00)	11.2 (0.00)	19.0 (0.00)	0.01 (0.9)
2002	48.6 (0.00)	39.0 (0.00)		0.7 (0.41)	0.05 (0.81)	16.2 (0.00)
2003	78.3 (0.00)	18.8 (0.00)	3.9 (0.05)		1.3 (0.25)	9.9 (0.002)
2004	39.3 (0.00)	48.0 (0.00)	0.6 (0.42)	8.0 (0.004)		17.5 (0.00)
2005	37.1 (0.00)	50.4 (0.00)	0.97 (0.32)	9.1 (0.003)	0.1 (0.81)	

5.3.2. Efecto de las condiciones climáticas locales sobre la dieta del Rayador Sudamericano

No se encontró una correlación significativa entre los valores de precipitaciones respecto a la importancia numérica de presas marinas ($r_{28} = -0.25$, $p = 0.19$) (Fig. 5.4C). Cuando el análisis se realizó considerando una de las especies marinas más importantes en la dieta de los rayadores en Mar Chiquita, el Cornalito, sí se encontró una correlación negativa ($r_{28} = -0.41$; $p = 0.03$) (Fig. 5.4A) y por lo tanto un mayor consumo de esta presa durante temporadas menos lluviosas. Se observó una relación positiva entre las precipitaciones y la diversidad de la dieta ($r_{28} = 0.43$; $p = 0.023$) (Fig. 5.4D), indicando una mayor diversidad de la dieta, dada por la presencia de presas estuariales y de agua dulce, durante temporadas más lluviosas.

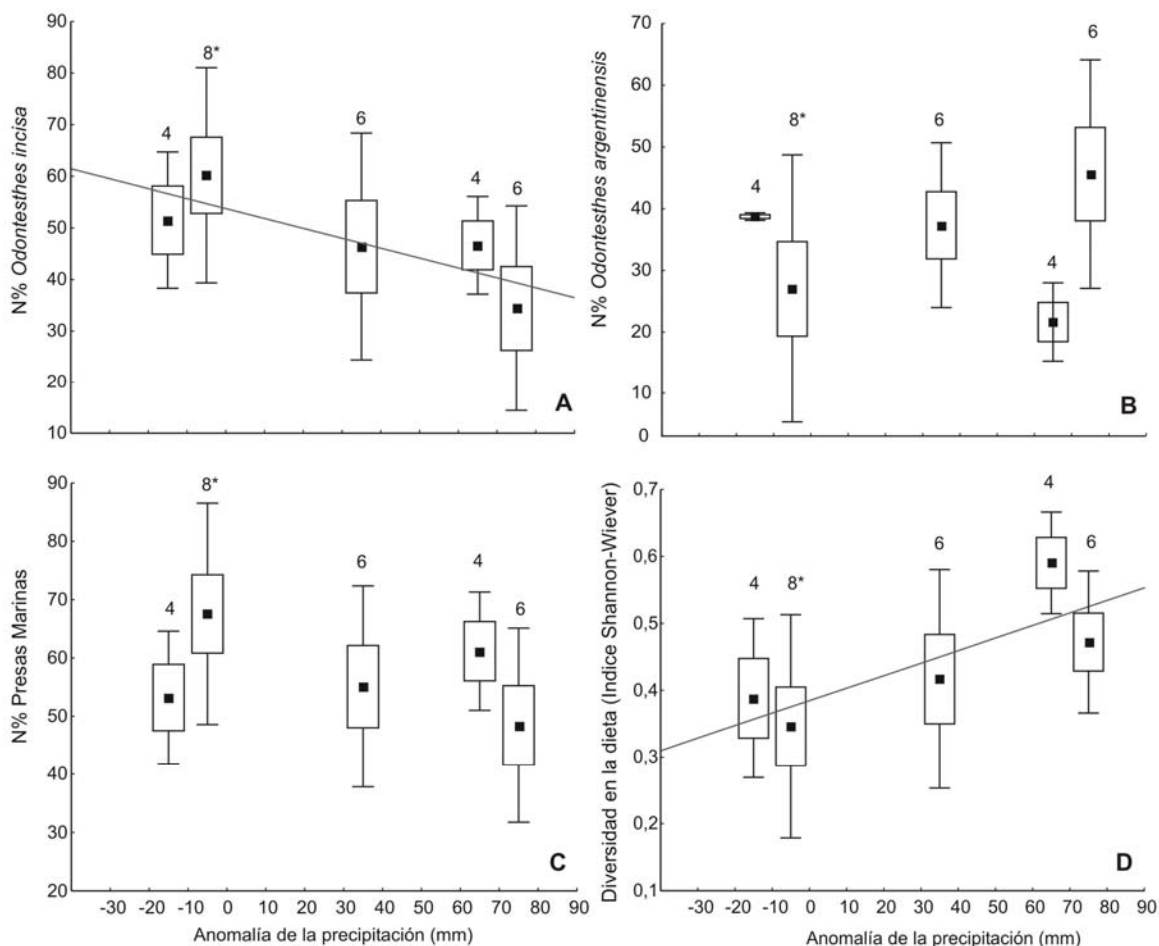


Figura 5.4. Relación entre la precipitación promedio para el semestre previo a cada temporada de muestreo y A) la importancia numérica de *Odontesthes incisa* (Cornalito), B) la importancia numérica de *O. argentinensis* (Pejerrey), C) la importancia numérica de presas marinas y D) la diversidad en la dieta del Rayador Sudamericano. Los puntos corresponden a las medias de la distribución, las cajas son el error estándar y los bigotes el desvío estándar. Los números sobre las cajas indican la cantidad de meses incluidos en cada categoría. El asterisco indica que en dicha caja se incluyen los meses analizados durante dos temporadas. Solo se muestran las líneas en aquellas correlaciones que resultaron estadísticamente significativas.

Cuando las comparaciones se realizaron considerando la temperatura superficial del mar promedio para el semestre enero – junio, se observó una relación positiva con el Cornalito ($r_{28} = 0.44$; $p = 0.02$) (Fig 5.5A) y negativa con el Pejerrey ($r_{28} = -0.38$; $p = 0.049$) (Fig 5.5B).

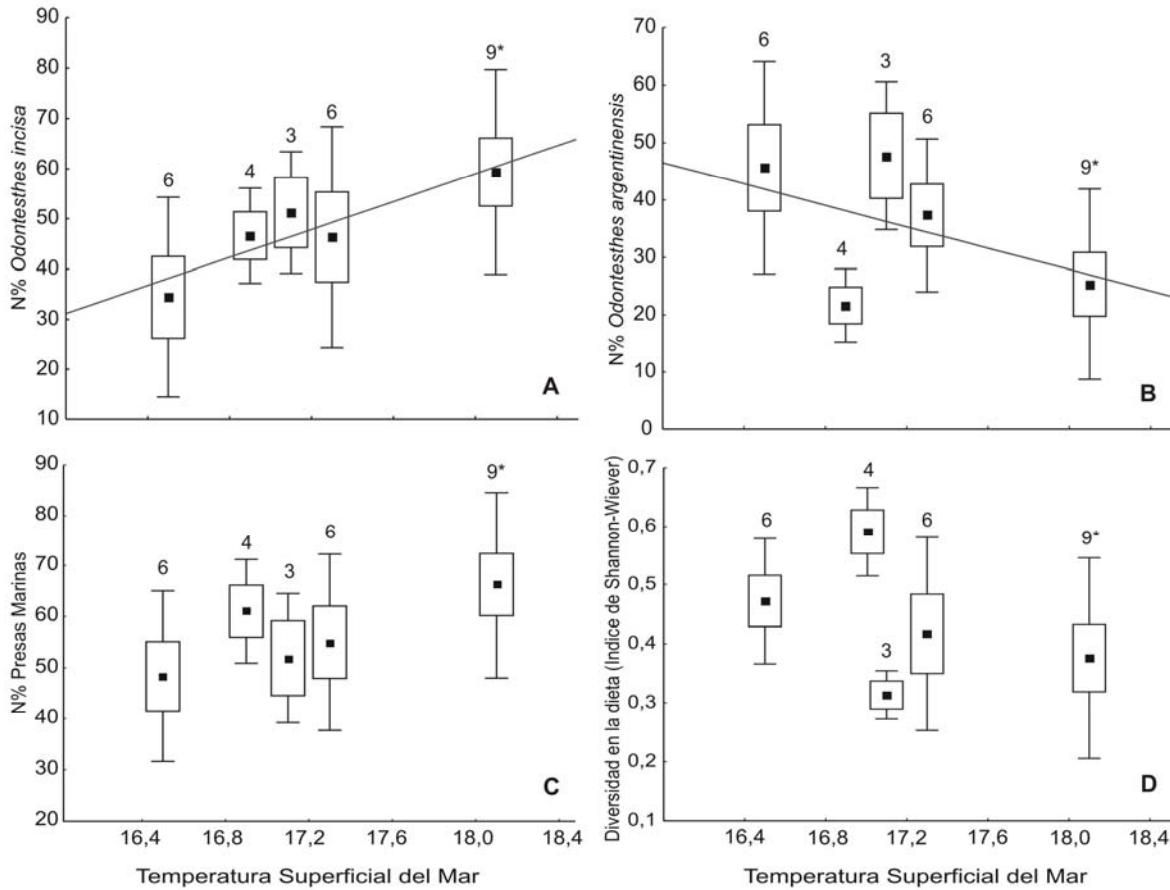


Figura 5.5. Relación entre la temperatura superficial del mar y A) la importancia numérica de *Odontesthes incisa* (Cornalito), B) la importancia numérica de *Odontesthes argentinensis* (Pejerrey), C) la importancia numérica de las presas marinas y D) la diversidad de la dieta del Rayador Sudamericano. Los puntos corresponden a las medias de la distribución, las cajas son el error estándar y los bigotes el desvío estándar. Los números sobre las cajas indican la cantidad de meses incluidos en cada categoría. El asterisco indica que en dicha caja se incluyen los meses analizados durante dos temporadas. Solo se muestran las líneas en aquellas correlaciones que resultaron estadísticamente significativas.

Se realizó un análisis de regresión múltiple entre variables climáticas locales de precipitación y temperatura superficial del mar y diferentes variables relacionadas a la dieta del Rayador Sudamericano (importancia numérica de presas marinas, importancias numéricas de diferentes presas en particular y la diversidad de la dieta). Este modelo explicó proporciones significativas de la variabilidad en la importancia numérica del Pejerrey (N% = 27%) y de la diversidad en la dieta (Sh-W) (23%) (Tabla 5.2). Las correlaciones parciales post-hoc mostraron que la precipitación explicó aproximadamente el 40% de la variabilidad

en la importancia numérica del Pejerrey y de la diversidad de la dieta mientras que la TSM explicó el 50% de la importancia numérica del Pejerrey (Tabla 5.1).

Tabla 5.2. Regresión múltiple y análisis de correlaciones parciales de la importancia numérica de presas marinas; *Odontesthes incisa*, *O. argentinensis*, *Pomatomus saltatrix* y diversidad de la dieta con la anomalía de la precipitación y temperatura superficial del mar (TSM) como variables independientes

	N% marinas	N% O. i.	N% O. a.	N% P. s.	Sh-W
r múltiple	0.40	0.44	0.52	0.35	0.48
r ² múltiple	0.16	0.19	0.27	0.12	0.23
F _{2,25}	2.36	3.01	4.72	1.77	3.68
p	0.11	0.07	0.02	0.19	0.039
Anomalía precipitación β	0.17	-0.06	-0.39	0.21	0.40
(p)	(0.39)	(0.76)	(0.04)	(0.28)	(0.04)
TSM β	0.32	0.17	-0.50	0.05	0.23
(p)	(0.10)	(0.39)	(0.007)	(0.80)	(0.25)

Otra variable climática local considerada fue la intensidad del viento. No se observó una relación significativa entre la intensidad del viento y la importancia de presas marinas en la dieta del Rayador Sudamericano ($r_{54} = -0.25$, $p = 0.06$). Cuando los datos fueron agrupados en categorías (bajo = intensidad < 6 nudos; intermedio = 6 – 8 nudos; alto = intensidad ≥ 9 nudos) se observaron diferencias significativas (K-W $H_{2, 54} = 6.93$; $p = 0.03$) generadas por mayores importancias de presas marinas ante bajas intensidades de viento comparadas con altas intensidades (M-W $Z_{18,16} = 2.49$; $p = 0.01$) (Fig. 5.6)

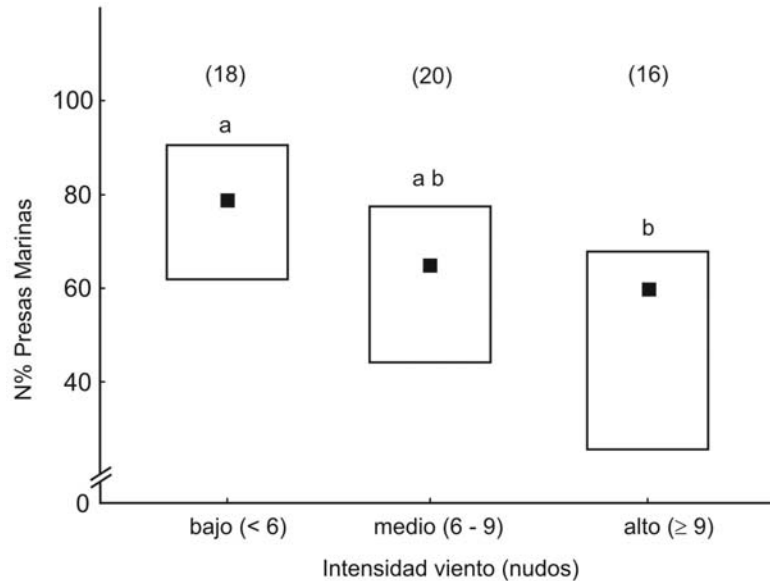


Figura 5.6. Comparación entre categorías de intensidad del viento (nudos) y la importancia numérica de presas marinas en la dieta del Rayador Sudamericano. Entre paréntesis se indica el número de días considerados para cada categoría. Diferentes letras indican diferencias significativas. Los puntos corresponden a las medianas de la distribución y las cajas al percentil de 25 y 75%.

No se encontraron diferencias en la comparación de la importancia numérica de presas marinas en la dieta de los rayadores y la dirección del viento (agrupada en dos categorías: vientos provenientes de cuadrantes marinos y terrestres) (M-W $Z_{32, 22} = 1.08$, $p = 0.28$). Tampoco se halló una relación significativa entre el porcentaje de luna iluminada y la importancia numérica de presas marinas ($r_{54} = -0.113$, $p = 0.40$).

5.3.3. Efecto del ENSO sobre el espectro trófico del Rayador Sudamericano.

No se encontraron correlaciones significativas entre el SOI (promedio para el semestre julio – diciembre) y las dos variables climáticas locales consideradas (precipitaciones y temperatura superficial del mar), ya sea para el mismo semestre que el considerado para el SOI o utilizando el semestre inmediatamente posterior (lag +1 semestre; es decir el semestre enero – junio siguiente). Tampoco se encontraron correlaciones significativas entre la precipitación y la temperatura superficial del mar (con o sin el lag de un semestre) (Tabla 5.3).

Tabla 5.3. Correlaciones entre el SOI y las variables climáticas locales Precipitación y Temperatura Superficial del Mar (TSM) con y sin el lag de un semestre.

	Índice de Oscilación del Atlántico Sur (SOI)	Anomalía de la precipitación	Temperatura Superficial del Mar (TSM)
Índice de Oscilación del Atlántico Sur (SOI)		$r = 0.27$ $r^2 = 0.07$ $p = 0.19$	$r = 0.032$ $r^2 = 0.001$ $p = 0.88$
Anomalía de la precipitación			$r = 0.16$ $r^2 = 0.03$ $p = 0.44$
Anomalía de la precipitación (lag+1 semestre)	$r = 0.19$ $r^2 = 0.036$ $p = 0.36$		
Temperatura Superficial del Mar (lag+1 semestre)	$r = 0.11$ $r^2 = 0.01$ $p = 0.59$	$r = 0.15$ $r^2 = 0.02$ $p = 0.46$	

El modelo de regresión múltiple entre SOI y las variables climáticas locales (precipitación y la temperatura superficial del mar) no mostró relaciones significativas entre variables como así tampoco el análisis de correlaciones parciales (Tabla 5.4).

Tabla 5.4. Modelo de regresión múltiple y análisis de correlaciones parciales del Índice de Oscilación del Atlántico Sur (SOI) con la anomalía de la precipitación (sin desfazar) y la temperatura superficial del mar (TSM, desfasada un semestre respecto al SOI) como variables independientes

	SOI
r múltiple	0.28
r^2	0.08
$F_{2,22}$	0.94
p	0.40
Anomalía precipitación β	-0.26
(p)	(0.22)
TSM β	0.07
(p)	(0.74)

De las especies presentes en la dieta del Rayador Sudamericano durante las diferentes temporadas, la única que presentó una correlación significativa con el SOI fue la Anchoa de Banco (*Pomatomus saltatrix*), más importante durante años de índices negativos (eventos cálidos de El Niño) ($r_{28} = -0.50$; $p = 0.007$) (Fig 5.7C).

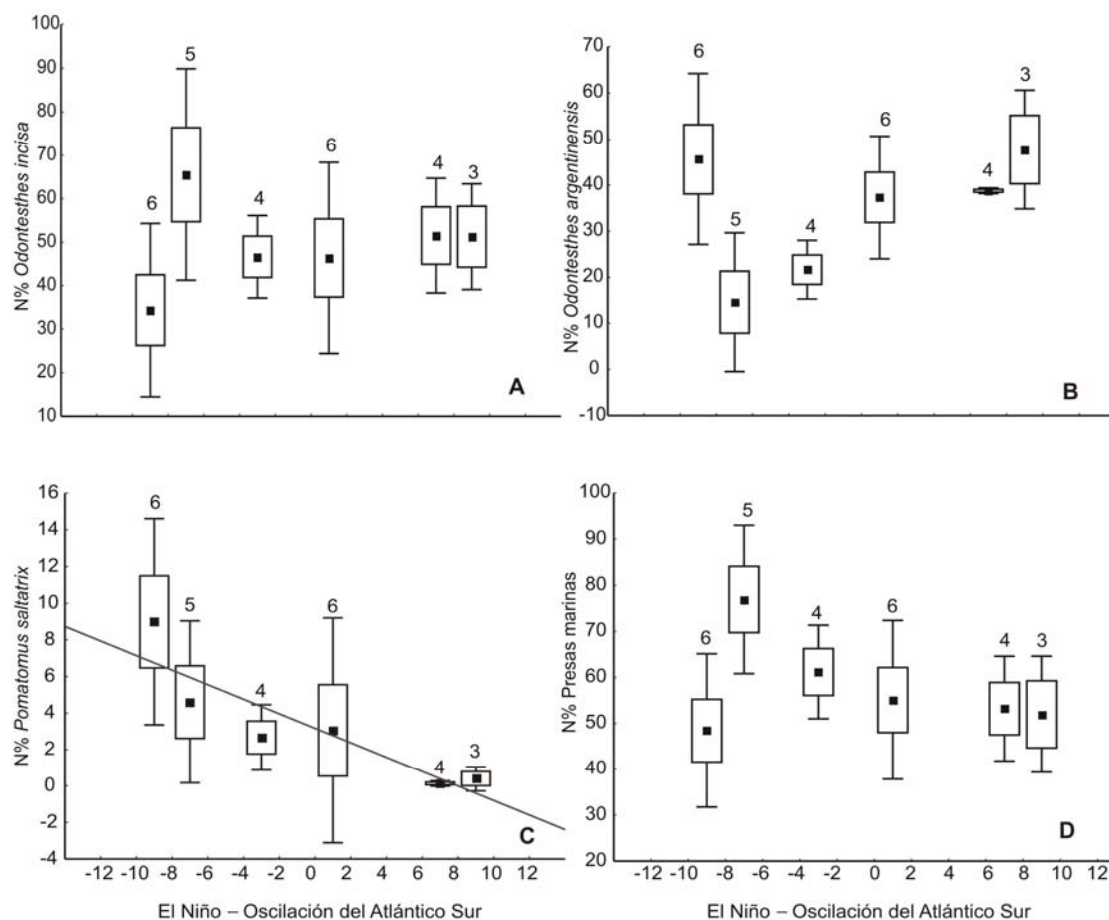


Figura 5.7. Relación entre el Índice de Oscilación del Sur (SOI) durante el semestre previo a cada temporada de muestreo y A) la importancia numérica de *Odontesthes incisa*, B) la importancia numérica de *O. argentinensis*, C) la importancia numérica de *Pomatomus saltatrix* (Anchoa de banco) y D) la importancia numérica de presas marinas. Los puntos corresponden a las medias de la distribución, las cajas son el error estándar y los bigotes el desvío estándar. Los números sobre las cajas indican la cantidad de meses incluidos en cada categoría. Solo se muestran las líneas en aquellas correlaciones que resultaron estadísticamente significativas

El modelo de regresión múltiple entre variables climáticas regionales (SOI) y locales (precipitación y la temperatura superficial del mar) como variables independientes y diferentes variables relacionadas a la dieta del Rayador Sudamericano (importancia numérica de presas marinas, importancias numéricas

de diferentes presas y diversidad de dieta), explicó proporciones significativas de la variabilidad en la importancia numérica del Pejerrey (31%) (Tabla 5.5). Las correlaciones parciales post-hoc mostraron que (1) el SOI explicó un 40% de la variabilidad en la importancia numérica de la Anchoa de Banco, como presa, (2) la precipitación explicó el 40% de la variabilidad en la diversidad de la dieta; y (3) la TSM explicó el 41% de la importancia numérica del Pejerrey (Tabla 5.5).

Tabla 5.5. Regresión múltiple y análisis de correlaciones parciales de la importancia numérica de presas marinas; *Odontesthes incisa*, *O. argentinensis*, *Pomatomus saltatrix* y diversidad de la dieta con el Índice de Oscilación del Atlántico Sur (SOI), la anomalía de la precipitación y la temperatura superficial del mar (TSM) como variables independientes.

	N% marinas	N% O. i.	N% O. a.	N% P. s.	Sh-W
r múltiple	0.48	0.46	0.56	0.51	0.49
r ²	0.23	0.21	0.31	0.26	0.24
F _{3,24}	2.46	2.11	3.68	2.85	2.6
p	0.086	0.12	0.026	0.058	0.07
SOI β	-0.30	-0.13	0.24	-0.40	0.15
(p)	(0.13)	(0.51)	(0.24)	(0.04)	(0.46)
Anomalía precipitación β	-0.05	-0.13	-0.19	-0.08	0.40
(p)	(0.79)	(0.52)	(0.35)	(0.69)	(0.04)
TSM β	0.19	0.10	-0.41	-0.12	0.27
(p)	(0.35)	(0.62)	(0.04)	(0.54)	(0.18)

5.3.4. Solapamiento de la dieta del Rayador Sudamericano con la industria pesquera. Consumo de especies blanco de la industria pesquera.

Las especies de peces consumidas por los rayadores en Mar Chiquita tienen diferente presión de pesca comercial. En lo que respecta a las dos principales especies de peces en la dieta de *R. niger*, el Cornalito tiene una mayor presión de pesca que el Pejerrey por parte de la flota de rada operando desde el Puerto de Mar del Plata. Los desembarques de Cornalito en el Puerto de Mar del Plata entre los años 1998 y 2005 oscilaron entre las 10.4 – 585.5 Toneladas (161.7 ± 196.8

Ton), mientras que para Pejerrey nunca superaron las 10.9 Ton (6.1 ± 3.5 Ton). Durante el año 2000 no se registraron desembarques en Mar del Plata de ninguna de las dos especies. El gran desvío observado en los datos de desembarque de Cornalito se encuentra relacionado con el bajo valor comercial que presenta esta especie (Cousseau y Perrota 1998) y por lo tanto con la variabilidad en su pesca dependiendo del mercado y la preferencia de captura de otras especies blanco con mayor valor comercial (como es el caso de la Anchoíta *Engraulis anchoita*).

Las distribuciones de tallas de *O. incisa* consumidas por *R. niger* y capturadas por la flota de rada fueron significativamente distintas (Kolmogorov-Smirnov $D = -0.67$ $p < 0.001$). La talla promedio de los cornalitos consumidos por los rayadores en áreas cercanas a la Laguna Mar Chiquita entre los años 2000-2005 fue 61.63 ± 17.44 cm mientras que la talla media pescada fue 92.16 ± 17.36 cm. De todas maneras existe un solapamiento entre ambas distribuciones, que corresponde al 52.3 % de las tallas consumidas y al 93.0 % de las pescadas (Fig. 5.8). Las tallas encontradas en la dieta de las aves indican que las mismas estarían consumiendo preferentemente juveniles (menor a 90 mm, valor considerado para especies emparentadas dentro de la familia Atherinidae, Coelho Naves y Vooren 2006), mientras que la pesquería captura tanto juveniles como adultos.

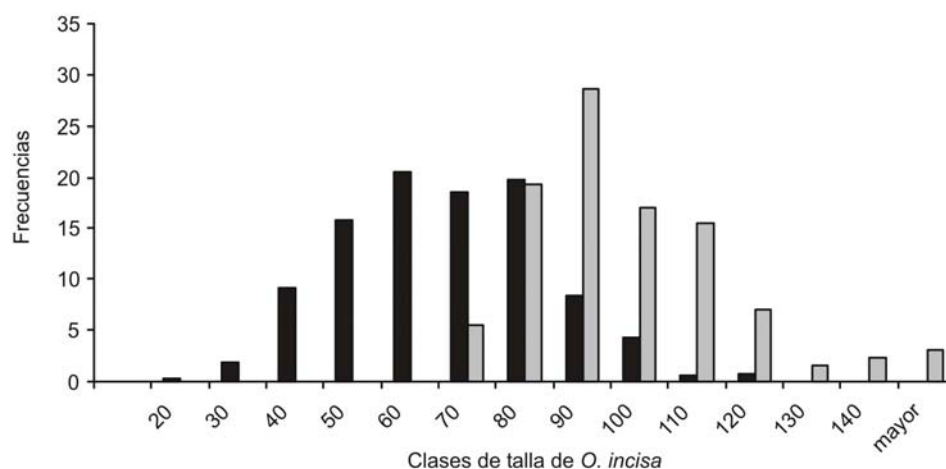


Figura 5.8. Frecuencias para las distintas clases de talla del Cornalito (*O. incisa*) consumidas por los rayadores (en negro) y capturadas por la flota de rada con base en el Puerto de Mar del Plata (en gris).

5.4. DISCUSIÓN

Los resultados del presente capítulo muestran un uso variado de ambientes de forrajeo por parte de los rayadores y que algunos componentes del espectro trófico se encuentran significativamente afectados por diferentes variables climáticas.

5.4.1. Efecto de las condiciones climáticas locales y regionales sobre la dieta del Rayador Sudamericano

De las principales especies consumidas por los rayadores, la única que presentó una relación negativa con las precipitaciones en el área de estudio fue el Cornalito. Es esperable que en años más húmedos, la descarga de agua dulce a la laguna de Mar Chiquita aumente, generando a su vez una mayor descarga hacia las áreas marinas costeras adyacentes, efecto que ha sido observado en otros río y estuarios en Argentina (Acha *et al.* 2004, Mauco y Favero 2005). El Cornalito es una especie marino costera (Cousseau y Perrota 1998) que podría estar siendo consumida por los rayadores en áreas cercanas a la desembocadura de la laguna. Es posible que ante la mayor descarga de la laguna, esta especie se encuentre más alejada de la boca debido a restricciones fisiológicas originadas por salinidades desfavorables.

A su vez se observó una relación positiva entre la anomalía de la precipitación y la diversidad íctica de la dieta (Fig. 5.4D), siendo incluso el factor que mejor explicó la variabilidad en la diversidad de la dieta al incorporar las restantes variables locales y regionales (Tabla 5.5). Esto podría estar relacionado con la aparición en la dieta de especies de agua dulce durante años más húmedos (Fig. 5.3.), lo cual también fue observado al realizarse pescas en la boca de la laguna (ver Capítulo IV, Tabla 4.8). Según puede verse en la figura 5.1, las lluvias estacionales durante los años 2001 y 2002 fueron mayores que el promedio para la zona. Esto también ha sido detallado por Canepuccia (2005) y Martinetto (2006) quien a su vez, también reporta para estos años la presencia de especies dulceacuícolas en zonas de la desembocadura de Mar Chiquita. Un aumento en la descarga de agua continental sobre la laguna favorecería la expansión de los

rangos de distribución de especies dulceacuícolas hacia la zona estuarial en la desembocadura de la laguna, quedando más disponibles para el consumo por parte de los rayadores (García *et al.* 2003). Trabajos recientes en Bahía Samborombón, Buenos Aires, reportan un aumento en la importancia de peces de agua dulce en la dieta del Gaviotín Golondrina (*Sterna hirundo*) asociado a una mayor descarga del Río de la Plata (Mauco y Favero 2005, Mauco 2006).

Con respecto a la temperatura superficial de mar (TSM), ambas especies de aterínidos mostraron relaciones estadísticamente significativas pero opuestas. El Cornalito tuvo una relación positiva, indicando una mayor incidencia en la dieta del Rayador durante años más cálidos (Fig 5.5A). Esta respuesta podría vincularse a características de desove y eclosión en esta especie, la cual ocurre más tempranamente a mayores temperaturas ambientales (de Ciechomski 1972, Cousseau y Perrota 1998). Por otro lado, la temperatura del agua afecta también al crecimiento de los juveniles de peces (Atrill y Power 2002, Stenseth *et al.* 2002) relacionado esto con la variabilidad en la productividad y disponibilidad de zooplancton. Los aumentos en las abundancias de organismos del meso-zooplancton, principal alimento para juveniles de muchas especies de peces marinos, han sido explicados por aumentos en la temperatura del agua (Kitaysky y Golubova 2000). Estas dos condiciones -eclosión temprana y mayor supervivencia de los juveniles- podrían ser posibles explicaciones para la mayor incidencia de esta especie en la dieta de los rayadores en años con mayores temperaturas de la superficie del agua.

Con respecto al Pejerrey, presentó una relación negativa con la TSM (Fig. 5.5B), y fue la única especie para la cual gran parte de su variabilidad fue explicada por el modelo que incorporó tanto condiciones climáticas locales como regionales (Tabla 5.5). En cuanto a la respuesta negativa en relación a la TSM, una explicación podría estar relacionada con limitaciones fisiológicas. En cuerpos de agua de poca profundidad, al aumentar la temperatura y por consiguiente aumentar la evaporación existen una tendencia al aumento de la salinidad (Humphries *et al.* 1999). En el caso de la Laguna Mar Chiquita, su poca profundidad hace que los cambios térmicos en la misma respondan más

rápida a las condiciones atmosféricas que en aguas externas más profundas (Reta *et al.* 2001). En relación a esto, trabajos realizados en el Río de la Plata y su estuario muestran que tanto la temperatura como la salinidad del agua influyen sobre distintos componentes espaciales y estacionales en la distribución del ensamble de peces, afectando la biomasa relativa de algunas especies (Jaureguizar *et al.* 2004.), e incluso afectando la distribución de individuos de diferente edad dentro de la misma especie (Jaureguizar *et al.* 2003). Podría especularse que variaciones de este tipo en la salinidad de la laguna limiten los rangos de distribución del Pejerrey y los mismos se encuentren desplazados de las aguas más superficiales y/o de las áreas usadas más intensamente por los rayadores para forrajear. Otra posible explicación para la menor importancia del Pejerrey es que, si la abundancia y disponibilidad del Cornalito es mayor durante años más cálidos, los rayadores estén explotando un recurso que es más rico energéticamente y con menor porcentaje de desechos (ver Tabla 4.2). De manera contraria durante años más fríos una menor tasa de encuentro y por consiguiente menor consumo de Cornalito se vea compensado con un aumento en el consumo de Pejerrey. Este cambio en la elección del área de forrajeo y uso de un recurso más predecible en tiempo y espacio como son las presas de aguas interiores es consistente con antecedentes de predadores de similar tamaño en ambientes estuariales, como es el caso del Gaviotín Golondrina, *Sterna hirundo* (Frank 1992, Wendeln 1997, Mauco y Favero 2005).

Debido al singular método de forrajeo empleado por los Rayadores, (ver Capítulo I) es esperable que la condición de la superficie del agua (en términos de rugosidad) determine el uso de las áreas de forrajeo. Las variables climáticas que afectan la superficie del agua son principalmente la temperatura y los vientos (Stenseth *et al.* 2002). Para el caso de Mar Chiquita, sus aguas pueden ser sumamente afectadas por vientos y temporales del cuadrante Este y Sudeste. Las diferentes condiciones del clima y por consiguiente el disturbio de la superficie del agua, podrían alterar el comportamiento de las presas afectando su disponibilidad (Dunn 1975, Jaureguizar *et al.* 2003, Jaureguizar *et al.* 2004), cobrando esto importancia si se considera que los rayadores exploran aproximadamente 10 cm

de la sección más superficial de la columna de agua. En este sentido se esperaba que ante condiciones de estrés ambiental bajo (e.g. vientos suaves, mar calmo), los rayadores utilizaran a las presas marinas como principal recurso. Los resultados de este capítulo están en línea con lo postulado mostrando una mayor importancia de presas marinas ante bajas intensidades de vientos. Trabajos realizados en áreas próximas a Mar Chiquita sobre el Gaviotín Golondrina muestran un efecto de la intensidad del viento sobre el consumo de peces (menor ante condiciones de vientos intensos) y un consecuente reemplazo de este ítem por el consumo de insectos. Entre las posibles explicaciones de este hecho se menciona el efecto negativo de la rugosidad del agua para la captura de peces dado por la disminución de la visibilidad, condición importante en el caso de especies con tácticas visuales de forrajeo (Frank 1992, Mauco 2006). Esto último no podría explicar el cambio en rayadores al tratarse de predadores táctiles. Sin embargo, considerando que los rayadores forrajean principalmente en horarios nocturnos es posible que el menor uso del ambiente marino ante mayores intensidades de viento esté relacionado con el evitamiento de un ambiente hostil a favor de las áreas estuariales, las cuales se encuentran más protegidas que las marinas. Las aves marinas y sobre todo marino-costeras pueden mostrar una susceptibilidad variable a la intensidad de vientos, esto dependiendo no solo de la capacidad de maniobrabilidad y habilidades de vuelo de la especie, sino también al momento de historia de vida. Es posible que ante condiciones de mayor demanda, como podría ser la alimentación de pichones, el umbral de susceptibilidad a las intensidades de vientos sea más elevado (como ha sido observado para *S. hirundo* en Dunn 1975 en comparación con Mauco 2006 en áreas no reproductivas). Y la decisión de utilizar un recurso menos nutritivo pero más accesible ante condiciones adversas, como es el caso de un recurso estuarial o continental en comparación con recursos marinos, sea considerada cuando las condiciones en el mar pudieran ser realmente perjudiciales afectando el fitness o incluso implicando el riesgo de muerte del individuo. En cambio, durante la temporada no reproductiva, ante la falta de ese tipo de demandas es posible que

la decisión de consumir presas menos ricas pero en ambientes más seguros sea tomada ante intensidades de viento menores.

Entre las principales alteraciones generadas por el ENSO en Sudamérica se encuentran las modificaciones en los patrones de lluvias que inducen cambios en los balances hidrológicos de algunas cuencas. Un evento de El Niño (cálido) en el Pacífico, produce con un determinado retraso, un exceso de precipitaciones en el Sur de Brasil, Uruguay y Noreste de Argentina, ocasionando un incremento en el caudal de los ríos de vertiente Pacífica y Atlántica (Ciotti et al. 1995), finalmente afectando la dinámica hídrica de los estuarios y probablemente aumentando los efectos de fertilización de los océanos adyacentes (Acha et al. 2004). Esta variabilidad observada en los estratos inferiores de la trama trófica pueden transmitirse mediante efectos de cascada tipo “bottom-up” a los niveles superiores, como ha sido ejemplificado para algunas especies de aves marinas como el Gaviotín Golondrina en la Bahía de Samborombón, Argentina (Mauco y Favero 2005). En lo que respecta al Rayador Sudamericano (como predador tope en estuarios de la Provincia de Buenos Aires), en la laguna costera Mar Chiquita, no se observó un efecto del ENSO sobre su dieta (con excepción de la importancia de *Pomatomus saltatrix*, detallado en párrafos siguientes). De la misma manera, el modelo de regresión múltiple mostró una ausencia de relaciones significativas entre los valores de SOI y variables climáticas locales, sugiriendo que al menos para el área de Mar Chiquita, variables locales como la precipitación y la temperatura superficial del mar no estarían explicando la variabilidad existente en una variable climática de tipo regional como el ENSO.

Por otro lado, la alteración del patrón de precipitaciones es importante en la cuenca parano-platense, modificando la descarga del Río de la Plata (Piola et al. 2000, Piola et al. 2005) y es posible que fuera de esta cuenca exista una dilución o confusión de efectos. Debe considerarse que la cuenca hidrológica de Mar Chiquita cubre una superficie aproximada de 1.000.000 ha. (Fasano 1980); de pequeñas dimensiones si se la compara con la del Río de la Plata que es la segunda en importancia en Sudamérica (Acha et al. 2004). Por lo tanto dado su menor tamaño, es posible que esta cuenca se encuentre regulada por variabilidad

de tipo local y no regional (escala en la que actúan fenómenos de variabilidad climática global como ENSO). En este sentido, vale la pena destacar la diferencia observada con información existente para el Gaviotín Golondrina (*Sterna hirundo*) en la Bahía de Samborombón, parte del estuario formado por el Río de la Plata el cual abarca una superficie de aproximadamente 35,000 km² y se encuentra fuertemente afectado por efectos de variabilidad ambiental regional sobre la cuenca parano-platense (Guerrero *et al.* 1997). En estos estudios se encontró asociación significativa entre las precipitaciones (resultante de eventos de El Niño) y el consumo de presas de agua dulce, como también una relación positiva entre la importancia de presas estuariales en la dieta de los gaviotines y los valores del SOI. Estas diferencias no solo pueden deberse a las diferencias en las dimensiones de las cuencas sino también a posibles rangos de forrajeo más extensos en los gaviotines en comparación a los rayadores, favoreciendo de esta manera la existencia de un efecto ambiental a escala regional o al menos a una escala mas grande que la existente al considerar Mar Chiquita como área de estudio (Mauco y Favero 2005, Mauco 2006).

Como ya fue mencionado, la Anchoa de Banco (*Pomatomus saltatrix*) fue la única de las especies presa del Rayador Sudamericano en Mar Chiquita que presentó un efecto significativo con los valores del SOI. Teniendo en cuenta las tallas consumidas por los rayadores, los individuos de *P. saltatrix* consumidos corresponderían a juveniles, ya que la talla de primera madurez es alcanzada en el tercer año de vida entre los 350 – 400 mm de largo total (Haimovici y Krug 1996, Cousseau y Perrota 1998). Como se mostró en la tabla 4.1 del Capítulo IV, esta especie es una de las presas netamente marinas, presente en aguas con valores promedio de salinidad de 28 UPS (Rico 2000). Los resultados de este capítulo mostraron que la Anchoa de Banco fue más abundante en la dieta de los rayadores en años más cálidos (valores negativos del SOI, Fig 5.7C), el SOI fue la variable que mejor explicó la variabilidad en la importancia numérica de esta presa (Tabla 5.5). Esto posiblemente este relacionado con el efecto del SOI sobre la TSM, aunque esta relación no fue observada en el presente trabajo, probablemente además del desfasaje (o lag) considerado debiera considerarse

algún desplazamiento geográfico, o algún otro efecto que funcione a mayor escala que la que se midió. La Anchoa de Banco es una especie que realiza puestas múltiples entre los meses de primavera media y verano tardío (Haimovici y Krug 1996, Cousseau y Perrota 1998). El patrón migratorio es similar en muchas de las regiones de su distribución: se dirigen hacia latitudes bajas en invierno cuando la temperatura superficial del agua disminuye y hacia latitudes altas en primavera tardía y verano a lo largo de la plataforma y talud (Haimovici y Krug 1996). Se la ha descrito como una especie que desova en aguas oceánicas con temperaturas entre 18 y 22 °C y salinidad de 31 UPS donde se mantienen las larvas y los juveniles se desplazan hacia áreas costeras, bahías o estuarios (fuente: Atlantic Status Marine Fisheries Comisión <http://www.asmf.org>). Trabajos realizados en estuarios del sur de Brasil muestran una fuerte influencia del fenómeno ENSO y años anormalmente cálidos sobre el reclutamiento y dinámicas de inmigración y emigración de los peces que se encuentran en áreas marinas adyacentes a los estuarios y dentro de estos (García *et al.* 2001). Otros trabajos, a su vez, muestran la existencia de una modificación en la abundancia de larvas en áreas costeras y proporción de larvas transportadas inshore durante eventos del Niño (Bailey y Picquelle 2002) indicando que durante estos eventos existen condiciones que promueven la advección “inshore” y por lo tanto estarían jugando un rol muy importante en el reclutamiento de especies marinas en las zonas de nurseries.

5.4.2. Solapamiento de la dieta del Rayador Sudamericano con la industria pesquera

Si bien las tallas promedio de los cornalitos consumidos por los rayadores y capturados por la pesquería difieren, existe un solapamiento entre ambas distribuciones de tallas. Por otra parte, aunque el Cornalito no es una especie de importante valor comercial, es pescada durante todo el año con picos de mayor intensidad que varían entre años pero que en general se centran en los meses de verano medio y otoño (entre febrero y mayo) coincidiendo con los meses de mayor abundancia de rayadores en la Laguna Mar Chiquita. Además, el Cornalito posee un periodo de puesta que va de noviembre a marzo, coincidiendo con los meses

de mayor captura por parte de la pesquería (Cousseau y Perrota 1998). Observaciones realizadas en Mar del Plata indican que existiría una agrupación diferencial de *O. incisa* por sexos durante la época de reposo gonadal (Cousseau y Perrota 1998), lo cual podría implicar una presión diferencial de pesca sobre alguno de los sexos. Todo esto sumado a la falta de conocimiento sobre el tamaño del recurso, muestran la necesidad de generar información sobre especies que podrían revestir gran importancia para el mantenimiento de las poblaciones de aves marinas durante la temporada de invernada. En cuanto al Pejerrey (*O. argentinensis*), si bien no presenta altos valores de desembarque, y su captura por parte de la flota de rada es muy variable a lo largo de los años, es una de las especies con mayor valor sinérgico en la Laguna de Mar Chiquita. El desove de Pejerrey en Lagoa dos Patos, Brasil tiene lugar entre fin del invierno y primavera media (entre junio y noviembre con un pico en septiembre) (Bemvenuti 2006), es posible que debido a la diferencia latitudinal el desove en Mar Chiquita este desplazado unos meses. La Resolución 1185 del Ministerio de Producción de la Provincia de Buenos Aires especifica que, para todos los ambientes de aguas interiores bonaerenses rige una veda para la pesca del Pejerrey (*Odontesthes sp.*) desde el 1^{ro} de septiembre hasta el 1^{ro} de diciembre (veda para todas las especies del género *Odontesthes* basada en el período de desove de *O. bonariensis*). Durante este período solo se permite la pesca de hasta 20 piezas por pescador, siendo el tamaño mínimo permitido 250 mm de largo total (Resolución 1185 del Ministerio de Producción de la Provincia de Buenos Aires, enmarcado dentro la Ley Provincial de Pesca de la Provincia de Buenos Aires 11.477). La temporada de pesca del Pejerrey en Mar Chiquita tiene lugar durante los meses de invierno, y durante los meses de verano, si bien las especies blanco de la pesca deportiva y recreativa son otras, los juveniles de Pejerrey son utilizados como carnada para la pesca principalmente del Lengüado (*P. orbignianus*). De todas formas la pesca deportiva del Pejerrey, no supone un gran solapamiento con los rayadores, ya que las capturas corresponden a tallas que difícilmente puedan ser consumidas por estas aves. Por otra parte el respeto de la veda asegura el reclutamiento de juveniles de esta especie de pez que sí son consumidos por los rayadores.

Debido a las necesidades del mercado y al desarrollo de diferentes pesquerías hay que destacar la potencialidad de algunas pesquerías que hasta el momento no revisten de importancia, de serlo en un futuro. Como ejemplo, se puede citar a la Anchoíta (*Engraulis anchoita*), que constituye un recurso abundante y subexplotado, que funciona como un recurso de gran importancia para diversas especies de aves marinas y para el cual existen planes de desarrollo en un futuro (Silva Rodríguez y Favero 2003, Silva Rodríguez *et al.* 2005). Diversos estudios han revelado la problemática de la alteración de tramas tróficas marinas por reducción en los stocks de peces (Tasker y Reid 1997, Furness 2002), remarcando la necesidad de avanzar en estudios de ecología alimentaria de aves marinas, sobre todo durante la temporada de invernada, para poder interpretar el impacto sobre las tramas tróficas generado por las aves y la presión ejercida por las pesquerías sobre estas últimas.

Síntesis final

Capítulo VI

Universidad Nacional de Mar del Plata
Marzo 2007

6. SÍNTESIS FINAL

El Rayador Sudamericano (*Rynchops niger intercedens*) es una especie ampliamente distribuida en el centro y este de sudamerica. A pesar de esto la información existente sobre su biología en esta región es mucho menor que la disponible para la subespecie norteamericana (*R. n. niger*). Los trabajos que relevan sitios de nidificación y que describen características reproductivas de esta especie en Sudamérica son escasos y confinados a unas pocas localidades a lo largo de toda su distribución (Klimaitis y Moschione 1984, Zusi 1996, Efe *et al.* 2001, Branco y Fracasso 2005). A su vez, considerando la distribución total de *R. niger*, existe muy poca información sobre la biología de esas aves durante la temporada de invernada. De hecho, en Sudamérica, solo recientemente han surgido trabajos relacionados con la ecología alimentaria de estas aves (Favero *et al.* 2001, Mariano-Jelicich *et al.* 2003, Coelho Naves y Vooren 2006, Mariano-Jelicich y Favero 2006), de hecho varios originados a partir del presente proyecto.

El período de invernada en especies migratorias es crucial para asegurar la supervivencia individual y el éxito de futuras reproducciones, es por esto que abordar estudios que incrementen el conocimiento sobre la ecología de las aves marinas durante la temporada no reproductiva resulta particularmente importante (Sherry y Holmes 1995, Alerstam y Hedenström 1998, Mauco 2006, Favero y Becker 2007). La ecología de forrajeo del género *Rynchops* ha sido ampliamente documentada, aunque esta información se encuentra limitada a la especie americana (particularmente *R. n. niger*) durante la temporada reproductiva en costas de Norteamérica. La dieta y el comportamiento trófico de una especie pueden variar espacial y temporalmente a lo largo de su distribución geográfica y momento del ciclo anual. Por lo tanto, la información referida al período reproductivo es igualmente importante a la referida al período no-reproductivo.

El espectro trófico del Rayador Sudamericano en el área de estudio estuvo principalmente conformado por dos especies clave, los aterínidos: *Odontesthes argentinensis* (Pejerrey) y *O. incisa* (Cornalito). La presencia de aterínidos en la dieta se encontró en línea con la información de dieta en áreas reproductivas de

Norteamérica y no reproductivas en Brasil y Argentina (Erwin 1977a,b, Coelho Naves y Vooren 2006). Sin embargo, a diferencia de estos trabajos y en concordancia con información de otros estuarios bonaerenses, en Mar Chiquita (Favero *et al.* 2001) una de las presas dominantes en el espectro trófico es el Cornalito, una especie netamente marino-costera (Cousseau y Perrota 1998). Las diferencias entre sexos en algunos componentes del espectro trófico y tallas de presas estarían relajando la competencia intraespecífica en grupos de invernada muy abundantes como el caso en estudio. Esta segregación trófica se vería además favorecida ante un eventual uso diferencial de áreas de forrajeo entre sexos (ver Mariano-Jelicich *et al.* en prensa), hecho que requerirá de investigaciones adicionales para ser corroborado.

Hasta la fecha, la literatura mostraba a los rayadores como una especie restringida en su uso de ambientes de forrajeo, utilizando casi exclusivamente áreas protegidas como canales y pozas de marea siendo y ocasionalmente los ambientes marinos offshore (Erwin 1977a,b, Burger y Gochfeld 1990). Estos trabajos basan la restricción en el uso de ambientes en el supuesto de que aves con comportamientos estereotipados son menos plásticas al momento de elegir parches de alimentación, dependiendo de recursos relativamente uniformes en espacio y predecibles a una corta escala temporal (ver Erwin 1977b). Estas características no pueden ser aplicadas a los recursos marinos los cuales, a diferencia de los recursos de aguas continentales, son más ricos energéticamente y presentan una menor predictibilidad temporal y espacial (Erwin 1977b, Becker *et al.* 1993, 1997). La caracterización trófica mencionada difirió radicalmente de lo hallado en este trabajo. Estas diferencias podrían relacionarse con las mayores demandas y restricciones temporales durante la reproducción, por lo que la explotación de un recurso más pobre energéticamente pero uniforme en espacio y tiempo posiblemente resulte más conveniente para la economía reproductiva de la especie. Sin embargo, en temporada no reproductiva los rayadores hicieron un uso muy importante del ambiente marino, lo que fue corroborado a partir de diversos métodos tales

como observaciones de comportamiento, presas indicadoras, radiotelemetría e indicadores moleculares.

Antes del desarrollo de esta tesis, la literatura contaba con un único trabajo sobre la biología del Rayador en Norteamérica realizado durante la temporada no-reproductiva donde se describen los ambientes utilizados por estas aves para forrajear (Black y Harris 1983). El análisis de uso de hábitats estuariales a pequeña escala indicó que los rayadores utilizan bancos y playas en la boca de la laguna y eventualmente en playas asociadas a recreos de pesca como dormideros o sitios de reposo, funcionando como ambientes clave dentro del estuario. Posiblemente la conjunción de diversidad de ambientes explorables y disponibilidad y predictibilidad de áreas adecuadas para descansar sean la clave para explicar la importancia que Mar Chiquita tiene para los rayadores como sitio de invernada.

Estudios realizados en la última década han demostrado los impactos que las oscilaciones y cambios climáticos ejercen sobre diversos aspectos de las historias de vida en aves. Estos trabajos muestran la necesidad de comprender los efectos sobre los parámetros demográficos de una población de las condiciones ambientales y oscilaciones climáticas que tienen lugar en las áreas de invernada y rutas migratorias. En este sentido, trabajos realizados recientemente muestran la importancia de estudiar la variabilidad en la dieta de las aves marinas en relación con el clima en las áreas de invernada, ya que eso puede explicar gran parte de variaciones en las poblaciones reproductivas (Mauco 2006, Favero y Becker 2007). Futuros estudios implicando un monitoreo a más largo plazo, y la evaluación de diferentes desfases (o lags) de las oscilaciones respecto a la información de dieta deberán considerarse para complementar los resultados del presente trabajo.

Estado de conservación del Rayador Sudamericano: diagnóstico para el Sudeste bonaerense y recomendaciones generales

De las tres especies incluidas en el género *Rynchops*, únicamente la especie asiática *Rynchops albicollis* presenta estatus vulnerable (IUCN 2004). Esta vulnerabilidad está relacionada con sus bajos números poblacionales y al decrecimiento observado en los mismos. El incremento en la actividad antrópica con la subsecuente degradación, explotación y polución de ríos y lagos sumada a la construcción de represas que alteran los ciclos naturales de los cuerpos de agua frecuentados por estas aves parecen ser la razón de los decrecimientos observados (IUCN 2004). Las otras dos especies no se encuentran amenazadas pero la información existente, aunque abundante como en el caso de la especie americana *R. niger*, está concentrada en la temporada reproductiva y restringida a una región de su distribución, incluyendo por lo tanto en el caso de *R. niger* una gran proporción de información referida a la subespecie norteamericana *R. n. niger*. En este sentido, si bien los censos realizados entre los '50s y '70s en las costas norteamericanas indicaban una población de 68000 parejas, no se cuenta con la misma calidad de información para las regiones Neotropicales (Zusi 1996).

Se estima que en los últimos años el 90% de las especies de aves migratorias americanas han sufrido disminuciones importantes en sus poblaciones debido principalmente a la destrucción o modificación de los humedales que utilizan (Boneto y Hurtado 1999). En Norteamérica, las poblaciones de rayadores también han decrecido notablemente (Burger y Gochfeld 1990, Zusi 1996). En Sudamérica, debido a la distribución aislada de las colonias y a las bajas densidades que presentan, es difícil estimar con algún grado de certeza los números poblacionales de esta especie impidiendo por lo tanto conocer la dinámica de las mismas y su estado de conservación. Para Brasil y Argentina, los números reportados son muy bajos oscilando entre 5 – 50 parejas por colonia (Preston 1962, Klimaitis y Moschione 1984, Krannitz 1989, Efe *et al.* 2001). Consecuentemente, los altos números de rayadores registrados en las áreas de invernada (sobre todo en Mar Chiquita donde han alcanzado los 12000 individuos, Favero *et al.* 2001b, Mariano-Jelicich *et al.* 2003) hace suponer que esta concentración no reproductiva está conformada por

poblaciones provenientes de diversas áreas reproductivas. Hasta la actualidad se desconoce la proveniencia concreta de estos grupos y su respectivos patrones migratorios, lo que constituiría un interesante tema a ser abordado en el futuro (Branco y Fracasso 2005, Mariano-Jelicich *et al.* en prensa). Por lo tanto, si bien *R. niger* no se encuentra listada como una especie amenazada, existe una gran asimetría en la calidad y cantidad de información sobre las dos subespecies sudamericanas como para considerar que la especie no presenta ningún tipo de peligro.

Cualquier impacto que altere la estrategia de invernada de una especie puede afectar el fitness de los individuos, incrementando el riesgo de mortalidad o afectando su desempeño reproductivo futuro. Esto a su vez puede tener un efecto sobre los parámetros demográficos de las poblaciones lo cual fue descrito en otras especies de aves marinas (Cramp 1985, Nisbet 2002, Favero y Becker 2007). Los rayadores, junto con otras especies de aves marinas, utilizan de manera importante las áreas estuariales y costeras como áreas de invernada a lo largo de su distribución, dependiendo de recursos que potencialmente pueden ser afectados por las actividades humanas como la pesca deportiva y el turismo (Copello y Favero 2001, Cornelius *et al.* 2001, Mauco y Favero 2004, Silva Rodríguez *et al.* 2005, Mauco 2006). Por lo tanto también es esperable que esta especie se enfrente a amenazas en las áreas de invernada. Diferentes especies migratorias como el Rayador Sudamericano pasan su temporada no reproductiva en Mar Chiquita (y otros estuarios del Sudeste bonaerense en números menores) donde se reaprovisionan y recuperan una calidad individual que les permita afrontar la siguiente temporada reproductiva. Por lo tanto, el manejo y conservación de estas áreas no es trivial. Dada la concentración poblacional y actividades económicas que caracterizan estos ambientes costeros, los mismos se encuentran expuestos a potenciales impactos ambientales de origen antrópico. En los últimos años, la Laguna de Mar Chiquita ha experimentado un crecimiento notable en las actividades turísticas y recreativas. Durante el pico de la temporada estival unas 600 personas visitan diariamente el estuario (con máximos de 1800 personas, J. Mangiarotti *com.*

pers.). Si bien este crecimiento trajo aparejado una mejora substancial en la economía de la comunidad el mismo se vió acompañado por aumentos en las actividades de pesca deportiva, deportes acuáticos como kitesurf, motonáutica, aumento de mascotas y la circulación y ocupación humana de las áreas usadas por diversas aves para descansar. En las reservas de la costa Atlántica las actividades de tipo recreativas no se encuentran en la actualidad reguladas (Sapoznikow *et al.* 2002, Silva Rodríguez *et al.* 2005, Mauco 2006) y, tal como ha sido documentado en especies afines, pueden tener un efecto negativo en las aves silvestres (Burger 1998, Mauco 2006, Berón *et al.* en revisión).

La Laguna de Mar Chiquita está incluida en la Reserva Provincial Mar Chiquita (Ley N° 1581/89) y fue declarada Reserva Mundial de Biósfera “Parque Atlántico Mar Chiquito” por MAB-UNESCO en abril de 1996. En febrero de 1999 fue a su vez declarada Reserva Natural de Uso Múltiple por el gobierno provincial (Mangiarotti y Cañete 2002). Finalmente, en abril de 2004 se constituyó el Comité de Gestión de la Reserva MAB, integrado por representantes de la población local, autoridades municipales e instituciones provinciales y nacionales (Laguné 2004). La Reserva Provincial incluye el espejo de agua, sus riberas, el cordón de dunas y las playas (SIAN-APN 2006). La Reserva de la Biósfera es más amplia e incluye al área de la reserva provincial en su totalidad. Este solapamiento de jurisdicciones y el hecho de que los programas y objetivos para cada reserva difieran, presentan un panorama complejo que ha traído aparejado demoras en la elaboración e implementación de planes de manejo. Organismos asociados a la Reserva de Biósfera (Comité de Gestión) y a la Reserva Provincial (representados por los Guardaparques Provinciales), han estado elaborando de manera conjunta la zonificación de ambas reservas. La zonificación realizada permitió la elaboración de mapas consensuados, considerando como zonas intangibles (*i.e.* donde solo se admitiría uso científico) a los asentamientos de aves marinas (incluyendo los bancos y playas cercanos a la Villa usados como dormideros por rayadores y gaviotines y las desembocaduras de arroyos y canales). El resto del espejo de agua funcionaría como una zona de amortiguación donde sólo estaría permitida

la pesca deportiva (J.P. Isacch *com. pers.*). Estas acciones recientes muestran que existe consenso entre los actores de los diferentes organismos respecto a las zonas a proteger dentro de la reserva, considerando de manera importante los asentamientos de aves marinas representativas de la laguna. Si bien esta zonificación aun no ha sido aprobada, es importante destacar la elaboración de la misma como una herramienta valiosa para la conservación de las especies que utilizan la Laguna Mar Chiquita. Otros aspectos regulatorios deberían ser contemplados para evitar modificaciones drásticas en la dinámica de aguas del estuario, tales como eventuales operaciones de dragado de la desembocadura que generen efectos cascada sobre la ictiofauna y especies dependientes. En relación a esto pueden destacarse el efecto perjudicial que pueden tener iniciativas sin la evaluación previa adecuada como ha sido la construcción del puente de la Estación CELPA, el cual generó un cambio importante en la dinámica del estuario y de la laguna (Isla y Gaido 2001).

Las riberas y bancos de arena y limo de la desembocadura de Mar Chiquita, junto al ambiente costero vecino a la desembocadura y algunos sectores clave del cuerpo de agua hacia las cabeceras resultan críticos para *Rynchops niger* durante la temporada no reproductiva. La alteración de estos ambientes y sus respectivas ictiofaunas afectaría un número importante de poblaciones reproductivas en Argentina y posiblemente el Sur de Sudamérica. Buena parte de la información contenida en este volumen podría ser utilizada para la mejora de los programas de manejo en desarrollo, particularmente considerando que el Rayador Sudamericano es una de las especies más abundantes y emblemáticas en un ambiente que es único en nuestro país.

Bibliografía general

Universidad Nacional de Mar del Plata
Marzo 2007

BIBLIOGRAFÍA GENERAL

- Acha, E. M., H. Mianzan, R. Guerrero, M. Favero y J. Bava. 2004. Marine fronts at the continental shelves of austral South America: Physical and ecological processes. *Journal of Marine Systems* 44: 83–105
- Alerstam, T. y A. Hedenström. 1998. The development of bird migration theory. *Journal of Avian Biology* 29: 343-369.
- Angelescu, V.A. 1980. Ecología trófica de la anchoíta del Mar Argentino (Engraulidae, *Engraulis anchoita*). Parte II: Alimentación, comportamiento y relaciones tróficas con el ecosistema. *Contribución de INIDEP N° 431*: 15-26.
- Aramburu, R. H. y R. H. Menni. 1967. Composición a nivel específico e intraespecífico de la fauna íctica de lagunas "piloto" de la pampasia bonaerense. En *Trabajos Técnicos 2da etapa (1966)*. Conv. Est. Riqueza Ictícola. La Plata.
- Atrill, M. J. y M. Power. 2002. Climatic influence on a marine fish assemblage. *Nature* 417: 275 – 278.
- Bachmann, S. y M. M. Martinez. 1999. Feeding tactics of the American Oystercatcher (*Haematopus palliatus*) on Mar Chiquita coastal Lagoon, Argentina. *Ornitología Neotropical*. 10: 81-84.
- Bailey, K. M. y S. J. Picquelle. 2002. Larval distribution of offshore spawning flatfish in the Gulf of Alaska: potential transport pathways and enhanced onshore transport during ENSO events. *Marine Ecology Progress Series* 236: 205 – 217.
- Bearhop, S., C. E. Adams, S. Waldron, R. A. Fuller y H. Macleod. 2004. Determining trophic niche width: a novel approach using stable isotope analysis. *Journal of Avian Ecology* 73: 1007-1012.
- Bearhop, S., D. R. Thompson, S. Waldron, I. C. Russell, G. Alexander y R. W. Furness. 1999. Stable isotopes indicate the extent of freshwater feeding by cormorants *Phalacrocorax carbo* shot at inland fisheries in England. *Journal of Applied Ecology* 36:75–84.

- Bearhop, S., M. A. Teece, S. Waldron y R. Furness. 2000. Influence of lipid and uric acid on $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ values of avian blood: implications for trophic studies. *Auk* 117: 504 – 507.
- Beaugrand, G. y P. C. Reid. 2003. Long-term changes in phytoplankton, zooplankton and salmon related to climate. *Global Change Biology* 9: 1-17.
- Becker, P.H., D Frank y M Wagener. 1997. Luxury in freshwater and stress at sea? The foraging ecology of the Common Tern *Sterna hirundo*. *Ibis* 139: 264-269.
- Becker, P.H., D. Frank y S. R. Sudmann. 1993. Temporal and spatial pattern of Common Tern (*Sterna hirundo*) foraging in the Wadden Sea. *Oecología* 93: 389-393.
- Bemvenuti, M. A. 2006. Silversides in South Brazil: morphological and ecological aspects. *Biocell* 30: 111 – 118.
- Berón M. P., M. Favero y A. Gómez-Laich. Use of natural and anthropogenic resources by the Olrog's Gull *Larus atlanticus*: implications for the conservation of the species in nonbreeding habitats. *Bird Conservation International*. En revisión.
- Berón, M. P., A. Arias y M. Favero. 2005. Mortalidad incidental en Gaviota de Olrog (*Larus atlanticus*) asociada a la pesquería deportiva en la Provincia de Buenos Aires. XI Reunión Argentina de Ornitología.
- Berón, M. P., R. Mariano-Jelicich, L. Mauco y M. Favero. 2003. Niveles tróficos y superposición de dieta en aves marinas ictiófagas del este-sudeste bonaerense. V Jornadas Nacionales de Ciencias del Mar.
- Berrow, S. D., A. G. Wood y P. A. Prince. 2000. Foraging location and range of White-chinned Petrels *Procellaria aequinoctialis* breeding in the South Atlantic. *Journal of Avian Biology* 31: 303 – 311.
- Bertellotti, M. y P. Yorio. 1999. Spatial and temporal patterns in the diet of the Kelp Gull in Patagonia. *Condor* 101: 790-798.
- Bibby C. J.; N. D. Burgess & D. A. Hill. 1997. Bird census for Ornithology. Academic Press. London. 257 pp

- Birkhead, T. R. y R. W. Furness. 1985. Regulation of seabird populations. Capítulo 8, pp. 145-166. En R. Sibly y R. Smith (eds.) Behavioral Ecology, 26th Symp. Br. Ecol. Soc. Symp., Londres.
- Black, B. B. y L. D. Harris. 1983. Feeding habitat of Black skimmers wintering on the Florida Gulf coast. *Wilson Bulletin* 95: 404-415.
- Blondel, J., P. Perret, M.C. Anstett y C. Thebaud. 2002. Evolution of sexual size dimorphism in birds: test of hypotheses using blue tits in contrasted Mediterranean habitats. *Journal of Evolutionary Biology* 15: 440-450.
- Bó M. S., S. M. Cicchino y M. M. Martínez. 1996. Diet of long-winged Harrier (*Circus buffoni*) in Southeastern Buenos Aires Province, Argentina. *J. Raptor Research* 30: 237-239.
- Bonetto A. A. y S. Hurtado. 1999. Cuenca del Plata, en Los Humedales de la Argentina: clasificación, situación actual, conservación y legislación. P. Canevari, D. Blanco, E. Bucher, G. Castro & I. Davidson. Ed. Wetland Internacional- Publicación N° 46.
- Bortolus, A. y O. Iribarne. 1999. Effect of the SW Atlantic burrowing crab *Chasmagnathus granulata* on a *Spartina* saltmarsh. *Marine Ecology Progress Series* 178: 79-88.
- Bortolus, A., E. Schwindt y O. Iribarne. 2002. Positive plant-animal interactions in the high marsh of an Argentinean coastal lagoon. *Ecology* 83: 733 –742.
- Bortolus, A., P. Laterra y O. Iribarne. 2004. Crab-mediated phenotypic changes in *Spartina densiflora* Brong. *Estuaries, Coastal and Shelf Science* 59: 97-107.
- Botto, F. y O. Iribarne. 2000. Contrasting effects of two burrowing crabs (*Chasmagnathus granulata* and *Uca uruguayensis*) on sediment composition and transport in estuarine environments. *Estuaries, Coastal and Shelf Science* 51: 141-151.
- Botto, F., G. Palomo, O. Iribarne y M. Martinez. 2000. The effect of Southwestern Atlantic burrowing crabs on habitat use and foraging activity of migratory shorebirds. *Estuaries* 23: 208-215.
- Botto, F., I. Valiela, O. Iribarne, P. Martinetto y J. Alberti. 2005. Effect of burrowing crabs in isotope signatures of sediment, primary producers, and

- the food web in SW Atlantic salt marshes. *Marine Ecology Progress Series* 293: 155 -164.
- Botto, F., O. Iribarne, M. Martinez, K. Delhey y M. Carrete. 1998. The effect of migratory shorebirds on the benthic fauna of three SW Atlantic estuaries. *Estuaries* 21: 700-709
- Branco, J. O. y H. A. A. Fracasso. 2005 Ocorrência e abundância de *Rynchops niger* Linnaeus, no litoral de Santa Catarina, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 22: 430 – 432.
- Brothers, N., R. Gales, A. Hedd y G. Robertson. 1998. Foraging movements of the Shy Albatross *Diomedea cauta* breeding in Australia, implications for interactions with longline fisheries. *Ibis* 140: 446 -457..
- Brown, K. M. y P. J. Ewins. 1996. Technique-dependent biases in determination of diet composition: an example with Ring-billed gulls. *Condor* 98: 34-41.
- Burger J. 1998. Effects of motorboats and personal watercraft on flight behavior over a colony f Common Terns. *Condor* 100: 528- 535.
- Burger, J. y M. Gochfeld. 1990. *The Black Skimmer: Social dynamics of a colonial species*. Columbia University Press, New York.
- Burger, J. y M. Gochfeld. 1992. Heavy Metal and Selenium Concentrations in Black Skimmers (*Rynchops niger*): Gender Differences. *Archives of Environmental Contaminants and Toxicology* 23: 431-434.
- Bustamante, J.; J. A. Donázar, F. Hiraldo, O. Ceballos y A. Travaini. 1997. Diferencial habitat selection by immature and adult Grey Eagle-buzzards *Geranoaetus melanoleucus*. *Ibis* 139: 322 – 330.
- Canepuccia, A. D. 2005. Efecto del incremento de las precipitaciones sobre la estructura comunitaria de un pastizal del sudeste de la región Pampeana, Argentina. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Mar del Plata. Pp. 124.
- Canevari M., P. Canevari, G. R. Carrizo, G. Harris, J. Rodriguez Mata y R. J. Straneck. 1991. Nueva guía de las aves argentinas. Tomo II. Editorial Fundación Acindar. Buenos Aires, Argentina.

- Canevari, P, D. E. Blanco, E. Bucher, G. Castro y I. Davidson. 1998. Los humedales de la Argentina: clasificación, situación actual, conservación y legislación. Wetlands International, publ. No 46, 207 pp.
- Casaux, R. J., E. R. Barrera-Oro, M. Favero y P. Silva. 1998. New correction factors for the quantification of fish represented in pellets of the Imperial Cormorant *Phalacrocorax atriceps*. Marine Ornithology 26: 35-39.
- Casaux, R. J., M. Favero, E. R. Barrera-Oro y P. Silva. 1995. Feeding trial on an Imperial Cormorant *Phalacrocorax atriceps*: preliminary results on fish intake and otolith digestion. Marine Ornithology 23: 101-106.
- Casaux, R. J., M. Favero, N. Coria y P. Silva. 1997. Diet of the Imperial Cormorant *Phalacrocorax atriceps*: comparison of pellets and stomach contents. Marine Ornithology 25: 1-4.
- Cézilly, F. y J. Wallace. 1988. The determination of prey captured by birds through direct field observations: a test of the method. Colonial Waterbirds 11: 110-112.
- Chao, L. N. 1978. Scianidae. In: W. Fischer (ed) FAO species identification sheets for fishery purposes West Atlantic (Fishing Area 31). Volumen 4. FAO Roma.
- Ciotti, A. M, C. Debrecht, G. Fillmann y O. O. Moller Jr. 1995. Freshwater outflow and Subtropical Convergence influence on phytoplankton biomass on the southern Brazilian continental shelf. Continental Shelf Research 15: 1737-1756.
- Coelho Naves, L. 1999. Ecología alimentar do talha-mar *Rhynchops nigra* (Aves: Rhynchopidae) na desembocadura da Lagoa dos Patos. Tesis de Maestría. Fundación Universidad Federal de Rio Grande, Brasil.
- Coelho Naves, L. y C. M. Vooren. 2006. Diet of Black Skimmers in Southern Brazil. Waterbirds 29: 335-344
- Copello, S. y M. Favero. 2001. Foraging ecology of Olrog's Gull *Larus atlanticus* in Mar Chiquita Lagoon (Buenos Aires, Argentina): are there age-related differences? Bird Conservation International 11: 175-188.

- Cornelius, C., S. A. Navarrete y P. A. Marquet. 2001. Effects of human activity on the structure of coastal marine bird assemblages in Central Chile. *Conservation Biology* 15: 1396-1404.
- Cousseau M. B. y R. G. Perrota. 1998. Peces marinos de Argentina. Biología, distribución, pesca (2^{da} edición). Instituto Nacional de Investigación y desarrollo Pesquero, INIDEP. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación. Argentina. Buenos Aires, Argentina. 163 pp
- Cousseau, M. B., J. M. Díaz de Astarloa y D. Figueroa. 2001. La ictiofauna de la Laguna Mar Chiquita. In: Iribarne O. (ed.) Reserva de la Biosfera Mar Chiquita. Características físicas, biológicas y ecológicas, 187-203. Editorial Martín. Mar del Plata, Argentina.
- Craig, J.K. y L.B. Crowder. 2000. Factors influencing habitat selection in fishes with a review of marsh ecosystems. pp. 241-266. En: M.P. Weinstein and D.A. Kreeger (eds.) Concepts and controversies in tidal salt marsh ecology. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Cramp, S. 1985. The Birds of the Western Palearctic. Vol 4. Oxford University Press, Oxford.
- Croxall, J. P. 1990. Use of indices of predator status and performance in CCAMLR fishery management strategies. CCAMLR Selected Papers 353-365.
- Croxall, J. P., P. A. Prince y K. Reid. 1997. Dietary segregation of krill-eating South Georgia seabirds. *Journal of Zoology of London* 242: 531- 556.
- Croxall, J.P., J.R.D. Silk, R.A. Phillips, V. Afanasyev y D.R. Briggs. 2005. Global circumnavigations: tracking year-round ranges of nonbreeding Albatrosses. *Science* 307: 249 – 250.
- Cuthbert, R., G. Hilton, P. Ryan y G. N. Tuck. 2005. At-sea distribution of breeding Tristan albatrosses *Diomedea dabbenena* and potential interactions with pelagic longline fishing in the South Atlantic Ocean. *Biological Conservation* 121: 345–355.

- Daleo, P., P. Ribeiro y O. Iribarne. 2003. The SW Atlantic burrowing crab *Chasmagnathus granulatus* affects the distribution and survival of the fiddler crab *Uca uruguayensis*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 291: 255-267.
- Darwin, Charles. 1831 – 1836. *The Voyage of the Beagle*. Journal of researches into the natural history and geology of the countries visited during the voyage of H. M. S. Beagle round the world (1831-1836). The modern library. New York
- de Ciechomski, J. 1966. Investigations of food and feeding habitats of larvae and juveniles of the argentine anchovy, *Engraulis anchoita*. *California Cooperative oceanic fisheries investigations*. Report 11: 72-81.
- de Ciechomski, J. 1967. La alimentación del cornalito (*Austroloatherina incisa*) juvenil en la zona de Mar del Plata. *Revista del Museo de La Plata. Acta Zoológica* 10 (74): 55-68.
- de Ciechomski, J. 1973. Crecimiento y características de los otolitos en larvas de la anchoita, *Engraulis anchoita*, en diferentes épocas del año. *Physis* 32: 251-262.
- de Ciechomski, J. D. 1972. Desarrollo embrionario y larval del Cornalito, *Austroatherina incisa* (Jenyns 1942). *Anales de la Sociedad Científica Argentina* 273
- de Ciechomski, J. y M.D. Ehrlich. 1977. Alimentación de juveniles de Pescadilla, *Cynoscion striatus* (Cuvier 1829) Jordan y Evermann, 1889 en el Mar y en condiciones experimentales, Pisces, Sciaenidae. *Physis, Sec. A.* 93: 1-12.
- DeNiro, M. J. y S. Epstein. 1981. Influence of diet on the distribution of nitrogen isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 45: 341 – 351.
- Derby, C. E. y J. R. Lovvorn. 1997. Comparison of pellets versus collected birds for sampling diets of Double-crested Cormorants. *Condor* 99: 549-553.
- Donázar, J. A.; F. Hiraldo y J. Bustamante. 1993. Factors influencing nest-site selection, breeding density and breeding success in the bearded vulture (*Gypaetus barbatus*). *Journal of Applied Ecology* 30: 504 – 514.

- Duffy, D. C. y L. J. B. Laurenson. 1983. Pellets of Cape Cormorants as indicators of diet. *Condor* 85: 305-307.
- Duffy, D. C. y S. Jackson. 1986. Diet studies of seabirds: a review of methods. *Colonial Waterbirds* 9: 1-17.
- Dunn, E. K. 1975. The role of environmental factors in the growth of tern chicks. *Journal of Animal Ecology* 44: 743 – 754.
- Durant, J. M., T. Anker-Nielssen y N. C. Stenseth. 2003. Trophic interactions under climate fluctuations: the Atlantic puffin as an example. *Proceedings of the Royal Society of London B* 270: 1461–1466.
- Efe, M. A., L. Bugoni, L. V. Mohr, A. Scherer, S. B. Scherer y O. P. Bairro. 2001. First-known record of breeding for the Black Skimmer (*Rynchops niger*) in a mixed colony in Iticuí river, Rio Grande do Sul state, Southern Brazil. *International Journal Ornithology, Belo Horizonte* 4: 103 – 107.
- Erwin, R. M. 1977a. Black Skimmer breeding ecology and behavior. *The Auk* 94: 709-717.
- Erwin, R. M. 1977b. Foraging and breeding adaptations to different food regimes in three seabirds: the Common Tern, *Sterna hirundo*, Royal Tern, *Sterna maxima*, and Black Skimmer, *Rynchops niger*. *Ecology* 58: 389-397.
- Escalante A. H. 2001a. Alimentación natural del pejerrey. Capítulo IX. Pp. 67- 75. En *Fundamentos biológicos, económicos y sociales para una correcta gestión del recurso pejerrey*. F. Grosman (ed). Editorial Astyanax. Azul, Buenos Aires. Argentina.
- Escalante, A. H. 2001b. Alimentación de juveniles y adultos del pejerrey (*Odontesthes bonariensis*). En *Reserva de Biósfera Mar Chiquita: Características Físicas, biológicas y ecológicas*. UNESCO. O. Iribarne (ed). Ed. Martin. Argentina
- Escalante, R. 1984. Problemas de la conservación de dos especies de láridos sobre la costa atlántica de Sud América (*Larus (belcheri) atlanticus* y *Sterna maxima*). *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia"*. *Zoología* 13: 147-152.

- Escapa, M., O. Iribarne y D. Navarro. 2004. Effects of the intertidal burrowing crab *Chasmagnathus granulatus* on infaunal zonation patterns, tidal behavior, and risk of mortality. *Estuaries* 27: 120-131.
- Fasano JL, 1980. Geohidrología de la laguna Mar Chiquita y alrededores, provincia de Buenos Aires. Proc. Simposio Bonaerense: Mar del Plata, 59 - 71.
- Fasano, J. L., M. A. Hernandez, F. I. Isla y E. J. Schnack. 1982. Aspectos evolutivos y ambientales de la laguna Mar Chiquita (Provincia de Buenos Aires, Argentina). *Oceanologica Acta* N° SP: 285 – 292.
- Favero M. y P. H. Becker. 2007. Effect of NAO and ENSO on return rates, body mass and timing of migration of Common Terns breeding in Germany. pp 258-262. En G. C. Boere, C. A. Galbraith, D. Scott, D. A. Stroud y L. G. Underhill (eds.) "Waterbirds of the World". The Stationery Office, Edinburgh.
- Favero, M. 1991. Avifauna de la albufera Mar Chiquita (Buenos Aires, Argentina). Ensamble táctico de aves que buscan el alimento desde el aire o desde perchas. *Bolletino del Museo Regionale di Scienze Naturali di Torino* 9: 287-298.
- Favero, M. y C. Lasta. 2000. Área de Cría de Peces de la Bahía Samborombón Como Sustento de Aves Ictiófagas: Interacciones Tróficas. IV Jornadas de Ciencias del Mar. Puerto Madryn, Puerto Madryn, Septiembre de 2000.
- Favero, M. y M. P. Silva. 1998. How important are pelagic preys for the kelp gull during chick-rearing at the South Shetland Island?. *Polar Biology* 19: 32-36.
- Favero, M., C.E. Khatchikian, A. Arias, M.P. Silva Rodriguez, G. Cañete, y R. Mariano-Jelicich y H. Brachetta. 2003. Estimates of seabird by-catch along the Patagonian Shelf by Argentine Longline Fishing Vessels: 1999 - 2001. *Bird Conservation International* 13: 273-281.
- Favero, M., M. S. Bó, M. P. Silva Rodríguez y C. García-Mata. 2000a. Food and feeding biology of the South American Tern during nonbreeding season. *Waterbirds* 23: 125-129.
- Favero, M., P. Silva Rodríguez y L. Mauco. 2000b. Diet of Royal Tern (*Thalasseus maximus*) and Sandwich Tern (*Thalasseus sandvicensis*)

- during the Austral Winter in the Buenos Aires Province, Argentina. *Ornitología Neotropical* 11: 259-262.
- Favero, M., R. Mariano-Jelicich, M. P. Silva, M. S. Bó y C. García-Mata. 2001a. Food and feeding biology of the Black Skimmer in Argentina: evidence supporting offshore feeding in nonbreeding areas. *Waterbirds* 24: 413-418.
- Favero, M., S. Bachmann, S. Copello, R. Mariano-Jelicich, M. P. Silva, M. Ghys, C. Khatchikian y L. Mauco. 2001b. Aves Marinas del Sudeste bonaerense. En Reserva de Biósfera Mar Chiquita: Características Físicas, biológicas y ecológicas. UNESCO. O. Iribarne (ed). Ed. Martin, pp. 251- 267. Argentina
- Ferrero, L. 2001. Avifauna de Mar Chiquita. Síntesis del trabajo de Mariano Manuel Martínez. Pp. 187- 203 En Iribarne O.(ed). Reserva de Biósfera Mar Chiquita: características físicas, biológicas y ecológicas. UNESCO. Editorial Martin. Buenos Aires. Argentina.
- Finney, S. K.; S. Wanless y M. P. Harris. 1999. The effect of weather conditions on the feeding behavior of a diving bird, the Common Guillemot *Uria algaeae*. *Journal of Avian Biology* 30: 23-30.
- Forero, M. G., G. R. Bortolotti, K. A. Hobson, J. A. Donazar, M. Bertelotti y G. Blanco. 2004. High trophic overlap within the seabird community of Argentinean Patagonia: a multiscale approach. *Journal of Animal Ecology* 73: 789 – 801.
- Forero, M. G., K. A. Hobson, G. R. Bortolotti, J. A. Donázar, M. Bertelotti y G. Blanco. 2002. Food resource utilization by the Magellanic Penguin evaluated through stable-isotope analysis: segregation by sex and age and influence on offspring quality. *Marine Ecology Progress Series* 234: 289 – 299.
- Frank, D. 1992. The influence of feeding conditions on food provisioning of chicks in Common Terns *Sterna hirundo* nesting in the german Wadden Sea. *Ardea* 80: 45-55.
- Fraser, W. R. 1989. Aspects of the ecology of Kelp Gull (*Larus dominicanus*) on Anvers Island, Antarctic Peninsula. Tesis Doctoral, Univ. Minn., Minneapolis, USA.

- Fridolfsson, A. K. y H. Ellegren. 1999. A simple and universal method for molecular sexing non-ratite birds. *Journal of Avian Biology* 30: 116 – 121.
- Furness, R. W. 2002. Management implications of interactions between fisheries and sandeel-dependent seabirds and seals in the North Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 59: 261–269.
- Furness, R. W. y T. R. Birkhead. 1984. Seabird colony distributions suggest competition for food supplies during the breeding season. *Nature* 311: 655-656.
- Fuster de la Plaza, M. L. y E. Boschi. 1961. Dieta de la anchoa (*Anchoa mitchini*) en el mar Argentino.
- García, A. M., J. P. Vieira y K. O. Winemiller. 2001. Dynamics of the shallow-water fish assemblage of the Patos Lagoon estuary (Brazil) during cold and warm ENSO episodes. *Journal of Fish Biology* 59: 1218–1238.
- García, A. M., J. P. Vieira y K. O. Winemiller. 2003. Effects of 1997-1998 El Niño on the dynamics of the shallow-water fish assemblages of the Patos Lagoon Estuary (Brazil). *Estuaries, Coastal and Shelf Science* 57: 498 - 500.
- Genovart, M., M. McMinn y D. Bowler. 2003. A discriminant function for predicting sex in the Balearic Shearwater. *Waterbirds* 26(1): 72-76
- Giangiobbe, A y F. Sánchez. 1993. Alimentación de la Saraca (*Brevoortia aurea*). *Frente Marítimo* 14: Sec. A: 71-80.
- Gochfeld, M. y J. Burger 1994. Black Skimmer (*Rynchops niger*). In Poole A. & Gill F. (eds) *The Birds of North America*, No. 108. Washington, D.C.: The American Ornithologists' Union.
- Gómez Laich, A, M. Favero, R. Mariano-Jelicich, G. Blanco, G. Cañete, A. Arias, P. Silva Rodríguez y H. Brachetta. 2006. Environmental and operational variability affecting the mortality of Black-browed Albatrosses associated with long-liners in Argentina. *Emu* 106: 21–28.
- González-Solís, J. 2004. Sexual size dimorphism in northern giant petrels: ecological correlates and scaling. *Oikos* 105: 247 – 254.

- González-Solís, J., D. Oro, V. Pedrocchi, L. Jover y X. Ruiz. 1997. Biases associated with diet samples in Audouin's gulls. *Condor* 99: 773-779.
- González-Zeballos, D. y P. Yorío. 2006. Seabird use of discards and incidental captures at the Argentine hake trawl fishery in the Golfo San Jorge, Argentina. *Marine Ecology Progress Series* 316: 175 – 183.
- Gremillet, D., R. P. Wilson, S. Wanless y T. Chater. 2000. Black-browed albatrosses, international fisheries and the Patagonian Shelf. *Marine Ecology and Progress Series* 195: 269 – 280.
- Grosman, F. S. 1995. Variación estacional en la dieta del pejerrey (*Odontesthes borariensis*). *Revista de la Asociación de Ciencias Naturales del Litoral* 26(1): 9-18.
- Guerrero, R. A., Acha, E. M., Framiñan, M. B., y C. A. Lasta. 1997. Physical oceanography of the Río de la Plata Estuary, Argentina. *Continental Shelf Research* 17: 727–742.
- Gutiérrez, J. L. y J. Valero. 2001. La Almeja navaja *Tagelus plebeius* y su participación en mecanismos ecológicos de comunidades intermareales mediante la producción de valvas. En: Iribarne, O. (ed.), *Reserva de la Biosfera Mar Chiquita: características físicas, biológicas y ecológicas*. Editorial Martín, Argentina, pp. 121 – 128.
- Gutiérrez, J. L. y O. O. Iribarne. 1999. Role of Holocene beds of the stout razor clam *Tagelus plebeius* in structuring present benthic communities. *Marine Ecology Progress Series* 185:213–228
- Gutiérrez, J. L., C.G. Jones, P.M. Groffman, S.E. G. Findlay, O.O. Iribarne, P.D. Ribeiro y C. M. Bruschetti. The contribution of crab burrow excavation to carbon availability in surficial salt-marsh sediments. *Ecosystem* 9: 647 - 658.
- Haimovici, M. y L. C. Krug. 1996. Life History and Fishery of the Enchova, *Pomatomus saltatrix*, in Southern Brazil. *Marine and Freshwater Research* 47: 357 – 363.
- Hair, J. F., R. L. Tatham, R. E. Anderson y W. Black. 1995. *Multivariate data analysis: with readings*. Pp 744. Prentice-Hall, New Jersey.

- Hobson, K. A. y R. G. Clark. 1992. Assessing avian diets using stable isotopes II: factors influencing diet-tissue fractionation. *Condor* 94: 189 – 197.
- Hobson, K. A. y R. G. Clark. 1993. Turnover of ^{13}C in cellular and plasma fractions of blood: implications for nondestructive sampling in avian dietary studies. *The Auk* 110: 638 - 641.
- Hobson, K. A., H. L. Gibbs y M. L. Gloutney. 1997. Preservation of blood and tissue samples for stable-carbon and stable-nitrogen isotope analysis. *Canadian Journal of Zoology* 75: 1720 – 1723.
- Hodum, P. J. y K. A. Hobson. 2000. Trophic relationships among Antarctic fulmarine petrels: insights into dietary overlap and chick provisioning strategies inferred from stable-isotope ($\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$) analyses. *Marine Ecology Progress Series*, 198, 273–281.
- Holmgren, M.; M. Scheffer; E. Ezcurra, J. R. Gutierrez y G. M. J. Mohren. 2001. El Niño effects on the dynamics of terrestrial ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* 16: 89 -94.
- Hozbor, N. M. y S. B. García de la Rosa. 2000. Alimentación de juveniles de Corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en la Laguna Mar Chiquita. *Frente Marítimo* 18: 59 – 70.
- Huin, N. 2002. Foraging distribution of the Black-browed Albatross, *Thalassarche melanophris*, breeding in the Falkland Islands. *Aquatic Conservation: marine and freshwater ecosystems* 12: 89 - 99.
- Humphries, P., A. J. King y J. D. Koehn. 1999. Fish, flows and flood plains: links between freshwater fishes and their environment in the Murray-Darling River system, Australia. *Environmental Biology of Fishes* 56: 129 – 151.
- Iribarne, O. 2001. Reserva de Biosfera Mar Chiquita: características físicas, biológicas y ecológicas. Editorial Martín. Mar del Plata. Argentina.
- Iribarne, O., A. Bortolus y F. Botto. 1997. Between habitat differences in burrow characteristics and trophic modes in the Southwestern Atlantic burrowing crab *Chasmagnathus granulata*. *Marine Ecology Progress Series* 155: 132–145.

- Iribarne, O., M. Bruschetti, M. Escapa, J. Bava, F. Botto, J. Gutiérrez, G. Palomo, K. Dellhey, P. Petracci, y A. Gagliardini. 2005. Small- and large scale effect of the SW Atlantic burrowing crab *Chasmagnathus granulatus* on habitat use by migratory shorebirds. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 315: 87-101.
- Iribarne, O., P. Martinetto, E. Schwindt, F. Botto, A. Bortolus, P. García Borboroglu. 2003. Geographic and local evidence of habitat displacement between two common SW Atlantic intertidal crabs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 296: 167– 182.
- Isacch, J. P., C. S. B. Costa, L. Rodríguez-Gallego, D. Conde, M. Escapa, D. A. Gagliardini y O. O. Iribarne. 2006. Distribution of saltmarsh plant communities associated with environmental factors along a latitudinal gradient on the south-west Atlantic coast. *Journal of Biogeography* 33: 888–900.
- Isla, F. I. y E. S. Gaido. 2001. Evolución geológica de la laguna Mar Chiquita: 19-30. En: O. Iribarne (Ed.). *Reserva de Biosfera Mar Chiquita: características físicas, biológicas y ecológicas*. Editorial Martín. Mar del Plata. Argentina.
- IUCN 2004. BirdLife International (2004) *Threatened birds of the world 2004*. CD-ROM. Cambridge, UK: BirdLife International.
- Jaureguizar, A., J. Bava, C. Carozza y C. A. Lasta. 2003. Distribution of the whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* in relation to environmental factors at the Río de la Plata estuary, South América. *Marine Ecology progress Series* 255: 271-282.
- Jaureguizar, A., R. Menni, R. Guerrero y C. Lasta. 2004. Environmental factors structuring fish communities of the Río de la Plata estuary. *Fisheries research* 66: 195 – 211.
- Jennings, S., O Reñones, B. Morales-Nin, N. V. C. Polunin, J. Moranta y J. Coll. 1997. Spatial variation in the ¹⁵N and ¹³C isotope composition of plants, invertebrates and fishes on Mediterranean reefs: implications for the study of trophic pathways. *Marine Ecology Progress Series* 146: 109 – 116.

- Jobling, G. M. y A. Breiby. 1986. The use and abuse of fish otoliths in studies of feeding habits of marine piscivores. *Sarsia* 71: 265-274.
- Johnstone, I., M. Harris, S. Wanless y J. Graves. 1990. The usefulness of pellets for assessing the diet of adult Shags *Phalacrocorax aristotelis*. *Bird Study* 37: 5-11.
- Kitaysky, A. S. y E. G. Golubova. 2000. Climate change causes contrasting trends in reproductive performance of planktivorous and piscivorous alcids. *Journal of Animal Ecology* 69: 248 – 262.
- Klaassen, M., P. H. Becker y M. Wagener. 1992. Transmitter loads do not affect the daily energy expenditure of nesting Common Terns. *Journal of Field Ornithology* 63: 181 – 185.
- Klimaitis, J. F. y F. Moschione. 1984. Observaciones sobre nidificación asociada en *Charadrius collaris*, *Sterna superciliaris* y *Rynchops nigra* en el Río Uruguay, Entre Ríos, Argentina. *El Hornero* 12: 197 – 202.
- Kramer, D. L., R. W. Rangeley, L. J. Chapman. 1997. Habitat selection: patterns of spatial distribution from behavioural decisions. En: *Behavioural ecology of teleost fishes*. Godin J. J. (ed). Pp 37-80. Oxford University Press.
- Krannitz, P. G. 1989. Nesting biology of black skimmers, large-billed terns, and yellow-billed terns in Amazonian Brazil. *Journal of Field Ornithology* 60: 216 – 223.
- Krebs, J. R. y J. Cowie. 1976. Foraging strategies in birds. *Ardea* 64: 98-116.
- Laguné, F. 2004. Acta constitutiva del Comité de Gestión de la Reserva de Biosfera Parque Atlántico Mar Chiquito. Mar Chiquita, 23 de abril de 2004
- Lasta, C. A. 1995. La Bahía Samborombón: zona de desove y cría de peces. Tesis Doctoral Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata 304 pp.
- Leavitt, B. B. 1957. Food of the Black Skimmer (*Rynchops nigra*). *The Auk* 74: 394.
- Lima M., C. Nils, N. C. Stenseth y F. M. Jaksic. 2002. Food web structure and climate effects on the dynamics of small mammals and owls in semi-arid Chile. *Ecology Letters* 5: 273 - 284.

- Lopez Cazola, A. 1996. The food of *Cynoscion striatus* (Cuvier) (Pisces: Sciaenidae) in the Bahía Blanca area, Argentina. Fisheries Research 28: 371-379.
- Mallory, M. L. y M. R. Forbes. 2005. Sex discrimination and measurement bias in Northern Fulmars *Fulmarus glacialis* from the Canadian Arctic. Ardea 93: 25 – 36.
- Mangiarotti, J. y R. Cañete. 2002. Informe del Servicio de Guardaparques de la Reserva Natural Mar Chiquita. Página web del Partido de Mar Chiquita (marchiquitadigital.com.ar., junio 2002)
- Mariano-Jelicich, R. 2001. Ecología trófica del Rayador Sudamericano (*Rynchops niger intercedens*) en la albufera de Mar Chiquita, Provincia de Buenos Aires. Tesis de Grado. Universidad Nacional de Mar del Plata. 31 pp.
- Mariano-Jelicich, R., E. Madrid y M. Favero. Sexual dimorphism and diet segregation in the Black Skimmer (*Rynchops niger*). Ardea En prensa.
- Mariano-Jelicich, R. y M. Favero. 2006. Assessing the diet of the Black Skimmer through different methodologies: is the analysis of pellets reliable? Waterbirds 29: 81 – 87.
- Mariano-Jelicich, R., M. Favero y M. P. Silva Rodriguez. 2003. Fish prey of the Black Skimmer (*Rynchops niger*) at Mar Chiquita, Buenos Aires Province, Argentina. Marine Ornithology 31: 199-202.
- Martinetto, P. 2006. Efecto del cangrejo cavador *Chasmagnathus granulatus* en las interacciones biológicas y el uso de habitat de cangrejos y peces juveniles. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Mar del Plata. 142 pp.
- Martinetto, P., O. Iribarne y G. Palomo. 2005. Effect of fish predation on intertidal benthic fauna is modified by crab bioturbation. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 318: 71 – 84.
- Martinetto, P., P. Ribeiro, y O. Iribarne 2006. Changes in distribution and abundance of juvenile fishes in intertidal soft sediment areas dominated by the burrowing crab *Chasmagnathus granulatus*. Marine and Freshwater Research 194 - 203.

- Martinez, J. A.; D. Serrano e I. Zuberogoitia. 2003. Predictive models of habitat preferences for the Eurasian eagle owl *Bubo bubo*: a multiscale approach. *Ecography* 26: 21 – 28.
- Martínez, M. M, y S. Bachmann. 1997. Kleptoparasitism of the American Oystercatcher *Haematopus palliatus* by gulls *Larus* spp. in Mar Chiquita Lagoon, Buenos Aires, Argentina. *Marine Ornithology* 25: 68-69.
- Massias, A. y P. H. Becker. 1990. Nutritive value of food and growth in Common Tern *Sterna hirundo* chicks. *Ornis Scandinavica* 21: 187-194.
- Mauco, L. 2000. Ecología trófica del Gaviotín golondrina (*Sterna hirundo*) en la Bahía Samborombón. Tesis de Licenciatura en Ciencias Biológicas. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata.
- Mauco, L. 2006. Ecología trófica del Gaviotín Golondrina (*Sterna hirundo*) en la Provincia de Buenos Aires, Argentina. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Mar del Plata, Argentina. Pp 150.
- Mauco, L. y M. Favero. 2003. Monitoring the food and feeding biology of the Common Tern (*Sterna hirundo*) at wintering areas in Argentina: influence of environmental conditions. 27th Annual Meeting of the Waterbird Society, Cuiabá, Brasil.
- Mauco, L. y M. Favero. 2004. Diet of the Common Tern (*Sterna hirundo*) during the non-breeding season in Mar Chiquita Lagoon, Buenos Aires, Argentina. *Ornitologia Neotropical* 15: 317–328.
- Mauco, L. y M. Favero. 2005. Food and feeding biology of the Common Tern (*Sterna hirundo*) at wintering areas in Argentina: influence of environmental conditions. *Waterbirds* 28: 450- 457.
- Mauco, L., M. Favero y M. S. Bó. 2001. Food and feeding biology of the Common Tern during nonbreeding season in Samborombón Bay, Buenos Aires, Argentina. *Waterbirds* 24: 89-96.
- Mc Cullagh, P. y J. A. Nelder. 1989. Generalized Linear Modelling. Chapman and Hall.

- Milis, D. y G. Verers. 1989. The tetra-encyclopedia of freshwater tropical aquarium fishes. Tetra press. New Jersey. 208 pp.
- Nicholls, A. O. 1989. How to make Biological surveys go further with Generalized Linear Models. *Biological Conservation* 50: 51 – 75.
- Nisbet, I. C. T. 2002. Common Tern (*Sterna hirundo*). En: *The Birds of North America* 618: 1- 40. A Poole y F. Gill (eds.). Inc. Philadelphia, Estados Unidos.
- Olivier, S. R., R. Bastida y M. R. Torti. 1968. Sobre el ecosistema de las aguas litorales de Mar del Plata. Niveles tróficos y cadenas pelágico- demersales y bentónico- demersales. Servicio de Hidrografía Naval. Talleres gráficos del S. H. N. Buenos Aires, Argentina.
- Oribe Rocha de Agarao, J. 1998. O impacto do ENSO e do dipolo do Atlantico no nordeste do Brasil. En: Cadier, E., G. Gómez, R. Galarraga y C. Fernández – Jauregui (eds). *Consecuencias climáticas e hidrológicas del evento El Niño a escala regional y local. Incidencia en América del Sur.* UNESCO.
- Oro, D. 1995. The influence of commercial fisheries in daily activity of Audouin's Gull *Larus audouinii* in the Ebro Delta, NE Spain. *Ornis Fennica* 72: 154 - 158.
- Palomo, G., P. Martinetto y O. Iribarne. 2004. Changes in the feeding behaviour of the deposit-feeding polychaete *Laeonereis acuta* on soft sediments inhabited by burrowing crabs. *Mar. Biol.* 145: 657-667.
- Pauly, D., M. L. Palomares, R. Froese, P. Sa-a, M. Vakily, D. Preikshot y S. Wallace. 2001. Fishing down Canadian aquatic food webs. *Canadian Journal of Aquatic Science* 58: 1-12.
- Perillo, G. y O. Iribarne. 2004. Processes of tidal channel development in salt and freshwater marshes. *Earth Surf. Proc. Landf.* 28: 1473-1482.
- Phillips, D. L. y J. W. Gregg. 2003. Source partitioning using stable isotopes: coping with too many sources. *Oecologia* 136: 261 – 269.

- Phillips, R. A, J. R. D. Silk, J. P. Croxall, V. Afanasyev y V. J. Bennett. 2005. Summer distribution and migration of nonbreeding albatrosses: individual consistencies and implications for conservation. *Ecology* 86: 2386 – 2396.
- Pinkas, L., M. S. Oliphant y I. L. K. Iverson. 1971. Food habits of Albacore, Bluefin Tuna, and Bonito in California waters. *Fisheries Bulletin* 152: 1-103.
- Piola A. R., R. P. Matano, E. D. Palma, O. O. Möller Jr. y E. J. D. Campos. 2005. The influence of the Plata River discharge on the western South Atlantic shelf. *Geophysical Research Letters* 32: L01603.
- Piola, A. R., E. J. D Campos., O.O Jr.Moller, M. Charo y C. Martinez. 2000. The subtropical shelf front off eastern South America. *Journal of Geophysical Research* 105: 6565–6578.
- Preston, F. W. 1962. A nesting of Amazonian terns and skimmers. *The Wilson Bulletin* 74: 286 – 287.
- Quinn, J.S. 1990. Sexual size dimorphism and parental care patterns in a monomorphic and dimorphic larid. *Auk* 107: 260-274.
- Quintana, F. y P. Yorio. 1997. Breeding biology of Royal and Cayene Terns at a mixed-species colony in Patagonia. *Wilson Bulletin*. 104: 650-662.
- Reta R., O. Martos, G. Perillo, C. Piccolo y A. Ferrante. 2001. Características hidrológicas del estuario de la Laguna Mar Chiquita. En *Reserva de Biósfera Mar Chiquita: Características Físicas, biológicas y ecológicas*. UNESCO. O. Iribarne (ed). Ed. Martin. Argentina
- Rico, R. 2000. La salinidad y la distribución espacial de la ictiofauna en el estuario del Río de la Plata. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional de Mar del Plata. 76 pp.
- Rico, R. Junio 2003. Juveniles de peces costeros en el estuario del Río de la Plata. Informe Proyecto Freplata (PNUD/GEF/RLA/99/G31).
- Ringuelet, R. A. y J. M Orensanz. 1969. Complejo bentónico y peces. Albufera Mar Chiquita, estudio preliminar 1967-68. En *Trabajos Técnicos, IV etapa (1968- 1969) Conv. Est. Riqueza ictícola*. La Plata, Argentina.

- Robert, M, R. McNeil y A. Leduc. 1989. Conditions and significance of night feeding in shorebirds and other water birds in a tropical lagoon. *The Auk* 106: 94-101.
- Rojas, L. M., R. McNeil y T. Cabana. 1997. Diurnal and nocturnal visual function in two tactile foraging waterbirds: the American white ibis and the black skimmer. *Condor*. 99: 191-200.
- Rosenberg, K. V. y R. J. Cooper. 1990. Approaches to avian diet analysis. *Studies on Avian Biology* 13: 80-90.
- S.A.G.P. y A. 2003. Estadísticas de capturas marítimas totales por especie, mes y puerto (1998-2005). Area estadística. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación. Gobierno de la Nación Argentina. Buenos Aires, Argentina.
- Sánchez, F, N Mari, C Lasta y A Giangiobbe. 1991. Alimentación de la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en la Bahía Samborombín. *Frente Marítimo* 8, Sec A: 43-50.
- Sanger, G. A. 1987. Trophic levels and trophic relationships of seabirds in the Gulf of Alaska. In: Croxall J. P. (ed.) *Seabirds: feeding, ecology and role in marine ecosystems*, 229-257. Cambridge University Press.
- Santos, R. A. y M Haimovici. 1998. Trophic relationships of the long-finned squid *Loligo sanpaulensis* on the southern Brazilian shelf. *South African Journal Marine Science* 20:81-91.
- Sapoznikow A., A. Vila, J. Lopez de Casenave & P. Vuillermoz. 2002. Abundance of Common Tern at Punta Rasa, Argentina; a major wintering area. *Waterbirds* 25: 378-381.
- Sauter, A. 2005. Shall we feed suburban Florida Scrub-Jays *Aphelocoma coerulescens*? The importance of human-provided foods on parental food choice, nestling growth and survival. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Naturales y Matemáticas, Universidad de Zürich, Austria. 116 pp.
- Schreiber, R. W. y E. A. Schreiber. 1984. Central Pacific Seabirds and El Niño Southern Oscillation: 1982 to 1983 perspectives. *Science* 225: 713 -716.

- Sears, H. F., L. J. Moseley y H. J. C. Mueller. 1974. Behavioral evidence on skimmers' evolutionary relationships. *The Auk* 93: 170 -174.
- Segura, V. y J. M. Díaz de Astarloa. 2004. Análisis osteológico de la saraca *Brevoortia aurea* (Spix) (Actinopterygii: Clupeidae) en el Atlántico suroccidental. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 39: 37 – 52.
- Shealer, D. A. 2002. Foraging behavior and food of seabirds. En: Schreiber EA, Burger J (eds) *Biology of marine birds*. CRC Press, Boca Raton, FL, p 137–177.
- Sherry, T. W. y R.T. Holmes. 1995. Summer versus winter limitation of populations: what are the issues and what is the evidence? En: Martin T.E. y Finch D.M. (eds.) *Ecology and management of neotropical migratory birds. A synthesis and review of critical issues*, 85 - 120. Oxford University Press Inc, New York
- SIAN-APN. 2006. Secretaria de información ambiental nacional – Administración de Parque Nacionales
- Sibley, C. G., J. E. Ahlquist y B. L. Monroe. 1988. A classification of the living birds of the world based on DNA-DNA hybridization studies. *The Auk* 105: 409 – 423.
- Sih, A. y B. Christensen. 2001. Optimal diet theory: when does it work, and when and why does it fail? *Animal Behaviour* 61: 379-390.
- Sillett, T. S, R. T. Holmes y T. W. Sherry. 2000. Impacts of a global climate cycle on population dynamics of a migratory songbird. *Science* 288: 2040-2042.
- Silva Rodríguez, M. P. y M. Favero. 2003. The Argentine Anchovy as key resource of South American terns in nonbreeding areas. VII Congreso de Ornitología Neotropical. Termas de Puyehue, Chile. Octubre 5 – 11 de 2003. Pp 149.
- Silva Rodríguez, M.P., R. Bastida y C.A. Darrieu. 2000. Dieta de la Gaviota Cocinera (*Larus dominicanus*) en zonas costeras de la Provincia de Buenos Aires, Argentina. *Ornitología Neotropical* 11: 331-340.

- Silva Rodríguez, P., M. Favero, M. P. Berón, R. Mariano-Jelicich y L. Mauco. 2005. Ecología y conservación de aves marinas que utilizan el litoral Bonaerense como área de invernada. *El Hornero* 20: 111-130.
- Silva, M. P.; M Favero; S. Copello y R. Bastida. 2001. Does access to high-quality pelagic prey increase the breeding success of Kelp Gulls *Larus dominicanus* in the Antarctic Peninsula? *Marine Ornithology* 28: 85 - 88.
- Spivak, E. D., Anger, K., Luppi, T., Bas, C. e Ismael, D. 1994. Distribution and habitat preferences of two grapsid crab species in Mar Chiquita Lagoon (Province of Buenos Aires, Argentina). *Helgoland Meeresunters.* 48: 59 – 78.
- Stenseth, N. Chr., A. Mysterud, G. Ottersen, J. W. Hurrell, K-S. Chan y M. Lima. 2002. Ecological Effects of Climate Fluctuations. *Science* 297: 1292 -1296.
- Stephens, D. W. y J. R. Krebs. 1986. Foraging theory. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Storer, R. W. 1966. Sexual dimorphism and food habits in three North American Accipiters. *Auk* 83: 423 – 436.
- Tasker, M. L. y J. B. Reid 1997. Seabirds in the marine environment. *ICES Journal of Marine Science*, 54: 505 – 506. 1997
- Tasker, M. L., C. J. Camphuysen, J. Cooper, S. Garthe, W. A. Montevecchi y S. J. M. Blaber. 2000. The impacts of fishing on marine birds. *ICES Journal of Marine Science* 57: 531 - 547.
- Thompson, D. R., K. Lilliendahl, J. Solmundsson. R. W. Furness, S. Waldron y R. A. Phillips. Trophic relationships among six species of Icelandic seabirds as determined through stable isotope analysis. *The Condor* 101: 898 – 903.
- Tieszen, L. L., T. W. Boutton, K. G. Tesdahl y N. A. Slade. 1983. Fractionation and turnover of stable carbon isotopes in animal tissues: implications for $\delta^{13}\text{C}$ analyses of diet. *Oecologia* 57: 32 – 37.
- Tombari, A. D., A. V. Volpedo y D. D. Echeverria. 2005. Desarrollo de la sagitta en juveniles y adultos de *Odontesthes argentinensis* (Valenciennes, 1835) y *O. bonariensis* (Valenciennes, 1835) de la provincia de Buenos Aires,

- Argentina (Teleostei: Atheriniformes). Revista de Historia Natural Chilena 78: 623 – 633.
- Tomkins, I. T. 1951. Method of feeding of the Black Skimmer, *Rynchops nigra*. The Auk 68: 236 - 239.
- Torno, A. E. 1970. Descripción y comparación de los otolitos de algunas familias de peces de la plataforma Argentina. Revista Museo Argentino de Ciencias Naturales Bernardino Rivadavia. 7: 3-20.
- Underwood, A. 1997. Experiments in ecology. Their logical design and interpretation using analysis of variance. Cambridge University Press, Cambridge.
- Van Heezik, Y. y P. Seddon. 1989. Stomach sampling in the Yellow eyed penguin: erosion of otoliths and squid beaks. Journal of Field Ornithology 60: 451- 458.
- Vilela, N. M. 1988. Morfología y morfometría de los otolitos sagitta de peces del mar Argentino. Tesis de licenciatura Universidad Nacional de Mar del Plata, Argentina.
- Volpedo, A. 2001. Estudio de la morfometría de las sagittae en poblaciones de sciaenidos marinos de aguas cálidas del Perú y aguas templado-frías de Argentina. Tesis Doctoral, Universidad de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales.
- Volpedo, A. V. y D. D. Echeverría. 1997. Catálogo y claves de otolitos para la identificación de peces del Mar Argentino. 1) Peces de importancia económica. Editorial Dunken 89 pp.
- Waessle, J. A., C. A. Lasta y M. Favero. 2003. Otolith morphology and body size relationships for juvenile Sciaenidae in the Río de la Plata Estuary (35-36° S). Scientia Marina 67: 233-240.
- Wendeln, H. 1997. Body mass of female Common Terns (*Sterna hirundo*) during courtship: relationships to male quality, egg mass, diet, laying date and age. Colonial Waterbirds 20: 235 - 243.

- White, D. H., C. A. Mitchel y D. M. Swineford. 1984. Reproductive success of Black Skimmers in Texas relative to environmental pollutants. *Journal of Field Ornithology* 55: 18-30.
- Woodman, R. 1998. El fenómeno El Niño y el clima en Perú. En "El Perú en los albores del siglo XXI/2; ciclo de conferencias 1997 – 1998", ediciones del Congreso del Perú, Lima; pp. 201 - 242.
- Yodzis, P. 2001. Must top predators be culled for the sake of fisheries? *Trends in Ecology and Evolution* 16: 78 - 84.
- Yorio, P. 2005. Estado poblacional y de conservación de gaviotines y escúas que se reproducen en el litoral marítimo argentino. *Hornero* 20: 75 – 93.
- Zar, J. 1999. *Biostatistical Analysis*. Pp 663. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, New Jersey.
- Zusi, R. L. 1962. Structural adaptations of the head and neck in the Black Skimmer, *Rynchops nigra* Linnaeus. *Publications Nuttall Ornithology Club*. No. 3.
- Zusi, R. L. 1996. Family Rynchopidae (Skimmers). En: Del Hoyo J., A. Elliot y J. Sargatal (eds) *Handbook of the birds of the world*. Vol. 3 Hoatzin to Auks, 668-677. Lynx Editions, Barcelona.




Agradecimientos

Este estudio fue financiado por subsidios de la Universidad Nacional de Mar del Plata (subsidios 103/97 y 15/E238) y la Fundación Antorchas (subsidios A-13672/1-4 y A-13900-13) Se llevó a cabo gracias a una beca Doctoral Interna otorgada por el Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET).

- Agradezco al Laboratorio de Vertebrados, y al Departamento de Biología de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la Universidad Nacional de Mar del Plata por el lugar de trabajo.*
- A los jurados de esta tesis: Dr. Flavio Quintana, Dra. Mirta García y Dr. Juan Martín Díaz de Astarloa por sus sugerencias y buena predisposición.*

A las siguientes personas e instituciones les agradezco por la facilitación de información y el acceso a equipamiento y colecciones:

- ✓ A Carlos F. Raffo por la información brindada sobre colonias de Rayador Sudamericano sobre el Río Uruguay.*
- ✓ Al Doctor L. Davidovich del Laboratorio de Ingeniería de los Alimentos de la Facultad de Ingeniería (UNMDP), por facilitar la bomba calorimétrica de Parr donde se procesaron las muestras para estudiar el contenido energético.*

- 
- ✓ Al Laboratorio Costero del Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP), por ceder material utilizado para la elaboración de regresiones y análisis de contenido energético
 - ✓ A los curadores del Museo de Ciencias Naturales de La Plata (La Plata, Argentina) y del Museo de Ciencias Naturales Bernardino Rivadavia (Buenos Aires, Argentina) por permitirme el acceso a sus colecciones.
 - ✓ Al Dr. P. Yorio (WCS - CENPAT) por facilitar equipamiento de telemetría, específicamente dos receptores FM16 (Advanced Telemetry Systems, Inc.) y dos antenas Yagi de tres elementos.
 - ✓ Al Lic. Alejandro Gatto (Ale), por introducirme en el “mundo” de la radio-telemetría, enseñándome a colocar transmisores, a utilizar el equipo de radio-telemetría e interpretar la información obtenida.
 - ✓ Al Lic. Enrique Madrid por su invaluable ayuda en los análisis moleculares para la determinación del sexo de los rayadores.
 - ✓ Al Guardaparque Julio Mangiarotti, encargado del Centro de Atención al Visitante Sala de Interpretación de la Naturaleza Mariano Martínez Reserva de Biosfera Parque Atlántico Mar Chiquito Mab UNESCO, por la información suministrada respecto al aumento en la afluencia de turistas a la zona de desembocadura de la Laguna de Mar



Chíquita. Dicha información corresponde a las temporadas estivales 2004-5 y 2005-6.

- ✓ A los Guardaparques de Mar Chiquita Julio Mangiarotti y Ricardo Cañete por permitirme guardar material de trabajo en el Centro de Interpretación
- ✓ Al Dr. Juan Pablo Isacch, miembro del Comité de Gestión de la Reserva de Biósfera “Parque Atlántico Mar Chiquito” Mab-UNESCO, por su actualización respecto a las medidas que se están elaborando en pos de la realización de un plan de manejo para la Reserva.
- ❖ A todos los que me acompañaron en alguna campaña. Fueron muchos... Gracias por aguantar el frío, los mosquitos, el sueño, etc. Y por contener mis ataques de locura cuando “no caía ningún bicho”.
- ❖ A todos los integrantes del Laboratorio de Vertebrados, presentes y pasados. Cada uno tuvo su rol en este trabajo.
- ❖ A Laura, Agus GL y Ger, por oficiarse de secretarios en este último tiempo.
- ❖ A Marco y Patri. A Marco por ser además de director, amigo. Porque siempre ha confiado en mí (aún cuando yo no). A Patri por la compañía, los dibujos, los mates charrúas, por tantas tardes.
- ❖ A mis amigos fuera del laboratorio: Mica, Agus, Mati, Ana, Pablo. Por los buenos momentos y en alguno casos por los



cursos compartidos, pero sobre todo por los buenos momentos.

❖ Al Anamora, por tanto aguante!

Por último quiero agradecer a las personas más importantes en mi vida. Las personas que han ayudado a ser lo que hoy soy y seré:

A Chars, por ser el compañero ideal. Por la contención, la palabra justa, por el apoyo incondicional. En fin, no tengo palabras...por quererme.

A Emília, por habernos dado la alegría de venir, por ser el sol que nos ilumina todos los días.

A mis papás porque siempre han querido lo mejor para mí y nunca han dejado de apoyarme, aún yéndonos lejos. Los quiero mucho.

A Borja y Clara, mis hermanos, por estar, porque así es más divertido.

A mi familia, toda, por ser tan compañeros, porque de esta manera se siente que la distancia no existe.

Es posible que me esté olvidando de alguien. Perdón, es sin mala intención. Pero bueno, a lo largo de estos 5 años muchas personas colaboraron en este trabajo. Sin esa colaboración quizás hoy no estaría diciendo estas palabras.

A todos y cada uno de ustedes, simplemente

Muchas gracias