



Universidad Nacional del Comahue
Centro Regional universitario Bariloche

Estrategias alimentarias de la Gaviota Cocinera y su relación con fuentes de subsidio antrópicos



Lic. Tatiana Kasinsky

Director: Dr. Pablo Yorio

Co-director: Dr. Nicolás Suárez

Centro Para el Estudios de Sistemas Marinos, CONICET

Tesis presentada para optar por el título de Doctora en Biología

2019

A mi abuelo...

Agradecimientos

A mis directores, Pablo Yorio y Nicolás Suárez, por darme la oportunidad de formar parte de su grupo de trabajo y acompañarme en la realización de este doctorado. Además, quiero agradecerles por compartir conmigo sus conocimientos y por su inagotable paciencia.

A Cristian Marinao por su colaboración en el campo, por brindarme su ayuda cada vez que lo necesite y por su gran amistad.

A Nora y Pato, por su buena predisposición a mis innumerables consultas, y por su calidez en estos cinco años.

A Cynthia Ibarra por su colaboración en el campo, por el día a día, y por ser una excelente compañera de trabajo.

A los Guardafaunas de Punta Tombo por su buena predisposición y ayuda en el campo. Al personal que trabaja en Punta Tombo por la buena onda y los momentos compartidos.

A Jorge y Paula, gracias por las comidas, las charlas y por hacerme sentir una más de la familia.

A Ximena Novoa, Miriam Pollicelli, Juan Carileo y Brenda Aguiar por su colaboración en el campo.

A Gregorio Bigati, Ximena Pissani y Tamara Rubilar por ayuda en la Identificación de muestras.

A María Eva y Nelson por su predisposición a mis consultas.

Al Centro para el Estudios de Sistemas Marinos (CENPAT-CONICET) por el apoyo institucional.

A Wildlife Conservation Society y Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas por el apoyo financiero.

A las autoridades de las Provincias de Buenos Aires y de Chubut por los permisos otorgados para realizar el trabajo.

A los jurados de esta tesis por su tiempo y dedicación para corregir el manuscrito final.

A la universidad pública y gratuita de Argentina.

A mis compañeras de La Colectiva por el aprendizaje compartido, las admiro y las respeto profundamente. Por una ciencia sin machismo!

A mis amigos cenpáticos por su cariño, por los almuerzos y por tantos momentos lindos compartidos. Gracias por hacerme sentir acompañada.

A Mary por su amistad, por contagiarme de su energía y estar ahí cada vez que la necesite.

A mis hermanas de la vida, Lore y Tania, que siempre están ahí para recordarme lo invaluable de la amistad.

A mi familia por ser uno de mis pilares y mi cable a tierra en muchos momentos.

A mi abuelo porque a través de sus ojos aprendí a amar la naturaleza. A mi abuela por su amor sin límites y su sonrisa eterna.

A mi mama por su amor y su incondicionalidad.

A Nacho, por ser en mí, amor y amistad. Gracias por quererme realista y soñadora. Por hacer mi vida más linda cada día, con tus comidas tan ricas y abrazo constante.

A sus pichonas, por su amor tan genuino que sin saberlo me lleno de paz en tantos momentos. Les amo profundamente.

A todos ellos, GRACIAS!

Índice

Resumen.....	1
Abstract.....	4
Capítulo 1.....	7
Introducción general	7
Especie y áreas de estudio	10
Especie de estudio	10
Áreas de estudio	12
Objetivos	15
Capítulo 2	17
Composición dietaria y uso de hábitat de alimentación y su relación con las pesquerías de arrastre	17
Introducción.....	17
Materiales y métodos.....	21
Composición de la dieta.....	21
Ecología espacial.....	25
Resultados	29
Dieta.....	29
Ecología espacial.....	48
Discusión.....	59
Capítulo 3.....	67
Estrategias de alimentación y sus implicancias en parámetros reproductivos	67
Introducción.....	67
Materiales y métodos.....	70
Biología reproductiva	70
Relación entre parámetros reproductivos y dieta.....	75
Resultados.....	76
Biología reproductiva	76

Relación entre parámetros reproductivos y dieta.....	86
Discusión.....	90
Capítulo 4.....	94
Segregación sexual en estrategias de alimentación en diferentes contextos ambientales.....	94
Introducción.....	94
Materiales y métodos.....	97
Áreas de estudio.....	97
Seguimiento de individuos machos y hembras.....	97
Patrón espacial de las operaciones de las embarcaciones.....	98
Análisis espacial.....	98
Nicho isotópico de machos y hembras.....	100
Resultados.....	101
Patrones espaciales.....	101
Isótopos.....	101
Discusión.....	113
Capítulo 5.....	117
Conclusiones Finales.....	117
Referencias.....	121
Trabajo de respaldo.....	138

Resumen – El estudio de las estrategias de alimentación en aves marinas durante la reproducción permite comprender como se relacionan las aves con otros componentes del ecosistema, y además son esenciales para entender el papel que cumplen las actividades humanas en su ecología. Las especies de aves marinas con estrategias alimentarias generalistas y oportunistas pueden utilizar un amplio rango de recursos, aprovechando diferentes hábitats de alimentación y tipos de presas en función de sus requerimientos reproductivos y/o a cambios en la disponibilidad del alimento. Estas estrategias han posibilitado que muchas aves marinas, especialmente gaviotas del género *Larus*, incorporen a su dieta alimento proveniente de actividades humanas. Entre estas especies, la Gaviota Cocinera (*Larus dominicanus*) es una especie generalista y oportunista que hace uso de una gran diversidad de presas y ambientes. La plasticidad que la caracteriza le ha permitido en muchos casos asociarse a fuentes de origen antrópico, como los basurales a cielo abierto y las flotas pesqueras en el mar. Asimismo, al igual que otras especies de aves marinas que presentan estrategias alimentarias similares, sus poblaciones se han incrementado en las últimas décadas en varias de las localidades en las que anida. Comprender cómo esta especie hace uso de los diferentes recursos, tanto naturales como antrópicos, podría ser clave para entender su ecología y algunos de los posibles mecanismos responsables del incremento de sus poblaciones. En este trabajo se evaluaron diferentes aspectos de las estrategias alimentarias de la Gaviota Cocinera durante la temporada reproductiva en tres colonias de la costa Argentina. En las colonias de Punta Tombo e Isla Vernaci Este, ubicadas en el centro y sur de la provincia de Chubut, respectivamente, los adultos reproductores consumieron y alimentaron a sus pichones con una amplia variedad de presas naturales e incorporaron además alimento derivado de fuentes antrópicas, particularmente del descarte generado por las flotas pesqueras. Entre las presas consumidas se registraron invertebrados del intermareal como el mejillín (*Perumytilus purpuratus*) y el cangrejo araña (*Leucippa pentagona*), principalmente en Punta Tombo. Por otro lado, en la colonia de Isla Vernaci Este la plasticidad trófica de esta especie se vio reflejada en la incorporación de la especie invasora *Carcinus maenas*. Sin embargo en ambas colonias los resultados de isótopos estables mostraron una baja contribución de las presas de intermareal. Entre las especies de peces, se destacó el consumo de anchoíta, siendo una de las

principales presas en todas las etapas del ciclo reproductivo, temporadas y sitios estudiados. También se registró la incorporación de peces demersales provenientes del descarte pesquero como merluza común (*Merluccius hubbsi*) y raneya (*Raneya brasiliensis*), las cuales también mostraron ser un componente importante en la dieta de las gaviotas de ambas colonias, reflejando incluso la variación en el esfuerzo pesquero de las flotas de arrastre que operaron en Punta Tombo. Por otro lado, se evaluó la relación entre las estrategias espaciales de la Gaviota Cocinera y las operaciones de las flotas de pesca costera en Punta Tombo e Isla Vernaci Este. Para esto se analizó el uso del espacio por las gaviotas durante la alimentación en relación a la distribución de las flotas, solamente durante la etapa de incubación dado que el tamaño de muestra obtenido en la etapa de pichones fue muy bajo. Asimismo, los análisis espaciales realizados a partir de la colocación de geoposicionadores satelitales fueron concordantes con los datos de dieta obtenidos. Los principales ambientes visitados durante los viajes de alimentación por las Gaviotas Cocineras pertenecientes a la colonia de Punta Tombo fueron los marinos de aguas abiertas, y donde también se registró la utilización de áreas correspondientes a la actividad pesquera, la cual se incrementó en el segundo año, reflejando un aumento en el uso de estas áreas y un cambio en los patrones de movimiento de las aves. En Isla Vernaci Este los ambientes más visitados fueron las áreas marinas asociadas a la actividad pesquera, seguidos por los sectores intermareales. La evaluación de la interacción con las flotas pesqueras de arrastre en ambas colonias demostró la importancia de la intensidad de pesca y de la cercanía a la que operan las embarcaciones de la colonia, influyendo ambas en las estrategias alimentarias de las gaviotas. Asimismo este estudio demostró la importancia de utilizar metodologías complementarias para comprender de manera integral el papel que cumplen estas fuentes en las estrategias alimentarias de la Gaviota Cocinera. Por otra parte, en la colonia de Punta Tombo la información obtenida a partir del estudio de la biología reproductiva mostró diferencias en el éxito de eclosión y el éxito reproductivo entre las dos temporadas de estudio. Por otro lado, los parámetros reproductivos relacionados con el alimento, como el patrón temporal de puesta, tamaño de nidada, tamaño de los huevos, peso y medidas morfométricas en el momento de la independencia de los pichones, y éxito de volantoneo, fueron similares entre ambas temporadas. Debido a

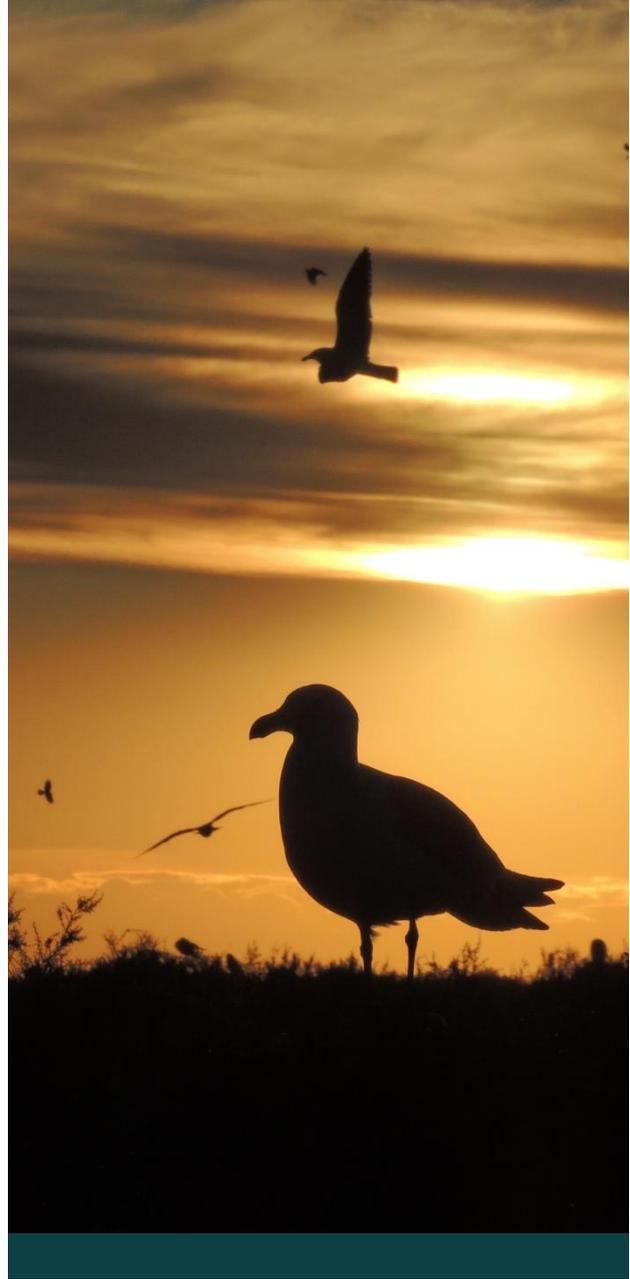
que en este trabajo no se pudo confirmar el efecto del consumo del descarte sobre parámetros durante la puesta y tampoco se encontró una relación entre su consumo y los parámetros de los pichones, se sugiere que se lleven a cabo nuevos estudios realizando ajustes en el diseño de muestreo que permitan evaluar el efecto del descarte sobre los diferentes parámetros reproductivos de la especie. Finalmente, se evaluó la existencia de diferencias en las estrategias de alimentación de machos y hembras, siendo esta información relevante para comprender la partición intraespecífica de los recursos con sus consiguientes implicancias demográficas. Para esto, y para evaluar si la diferente oferta ambiental a lo largo de su distribución reproductiva influye sobre las estrategias de machos y hembras, se evaluaron los patrones espacio-temporales del uso de áreas de alimentación y los nichos isotópicos de ambos sexos en tres colonias ubicadas en contextos ambientales diferentes. Las colonias seleccionadas fueron las dos mencionadas anteriormente y una ubicada en Bahía San Blas, sur de Buenos Aires. Bahía San Blas se caracteriza por presentar una intensa actividad de pesca deportiva a partir de la cual se generan grandes cantidades de residuos de pescado que son depositados en el basural y las costas de la localidad, mientras que en las cercanías de las colonias de Punta Tombo e Isla Vernaci Este la principal actividad antrópica que se desarrolla es la pesca comercial de arrastre a la cual se asocia una alta producción de descarte pesquero que es arrojado al mar. Se encontraron diferencias entre machos y hembras en el uso del espacio en la colonia de Bahía San Blas, asociadas principalmente a la utilización diferencial del basural, pero no se registraron diferencias entre sus nichos isotópicos, sugiriendo que ambos sexos posiblemente consumen las mismas presas pero que las obtienen haciendo un uso diferencial del espacio. Por otra parte, en la colonia de Punta Tombo, se registraron diferencias asociadas al uso de hábitats de alimentación que estuvieron relacionadas con un mayor uso de áreas intermareales por parte de las hembras y también se registró una diferencia en la amplitud de sus nichos isotópicos, posiblemente determinado por la incorporación de presas de origen terrestre y el consumo de presas marinas de mayor tamaño por parte de algunos machos. Por el contrario, en la colonia de Isla Vernaci Este no se registraron diferencias entre machos y hembras en el uso del espacio ni en sus nichos isotópicos. A partir de los resultados obtenidos se demostró que la segregación sexual en estrategias de ali-

mentación se expresó de manera diferente dependiendo de la oferta trófica del sitio de reproducción. Los resultados presentados en esta tesis muestran la plasticidad trófica de la Gaviota Cocinera y de qué manera las fuentes antrópicas pueden influir en sus estrategias alimentarias.

Abstract – The study of seabird feeding strategies during the breeding season allows the understanding of how birds relate to other ecosystem components, and the role that human activities may have in their ecology. Seabird species with generalist and opportunistic food strategies can use a wide range of resources, taking advantage of different feeding habitats and types of prey, depending on their reproductive requirements and/or changes in food availability. These strategies have enabled many seabirds, especially gulls of the genus *Larus*, to include food derived from human activities into their diet. Among these species, the Kelp Gull (*Larus dominicanus*) is a generalist and opportunistic seabird that uses of a great diversity of prey and environments. The plasticity that characterizes this species has favored its association with anthropogenic food sources, such as refuse dumps and fisheries. In addition, similarly to other seabirds with similar feeding strategies, its populations have increased in recent decades in several of its breeding locations. The description of how the Kelp Gull makes use of different resources, both natural and anthropogenic, may be key to understand its ecology and some of the possible mechanisms responsible for the observed population growth. In this thesis, different aspects of Kelp Gull feeding strategies during the breeding season were evaluated at three colonies along the Argentine coast. In the colonies of Punta Tombo and Isla Vernaci Este, located in the coast of central and southern Chubut Province, respectively, breeding adults consumed and fed their chicks with a wide variety of natural prey and also included food derived from anthropogenic sources, specially the discards generated by the fisheries. Among the prey consumed, intertidal invertebrates such as the mussel (*Permytilus purpuratus*) and the spider crab (*Leucippa pentagona*) were recorded, mainly at Punta Tombo. On the other hand, in the colony of Isla Vernaci Este, its trophic plasticity was reflected in the consumption of the invasive species *Carcinus maenas*. However, stable isotope results showed a low contribution of intertidal prey in both colonies. Among fish species, anchovy was one

of the main prey in all stages of the breeding cycle, seasons and sites. Demersal fish obtained from fishing discards, such as common hake (*Merluccius hubbsi*) and banded cusk-eel (*Raneva brasiliensis*), were also recorded. These were an important component in gull diet at both colonies, also reflecting the variation in fishing effort of the trawl fishing fleet operating around Punta Tombo. Also, the spatial relationship between foraging Kelp Gulls and the coastal fisheries operating around Punta Tombo and Isla Vernaci Este was analyzed. With this goal, the spatial use by foraging gulls in relation to fishing vessel distribution was analyzed, only during the incubation stage since the sample size obtained during the chick stage was too low. The results of the spatial analysis, obtained using global positioning system loggers, were consistent with the diet data obtained. The open sea was the most visited environment visited during feeding trips at Punta Tombo. The use of areas with fishing activity was also recorded, and fishing increased during the second year reflecting an increase in the use by gulls of these areas and a change in their movement patterns. In Isla Vernaci Este, the most visited environments were the marine areas associated with fishing activity, followed by intertidal sectors. The evaluation of the interaction between gulls and trawling fisheries at both breeding locations showed that fishing intensity and proximity of vessels to the colony can influence Kelp Gull feeding strategies. This study also showed the importance of using complementary methodologies to comprehensively understand the role that these food sources have in Kelp Gull feeding strategies. In the colony of Punta Tombo, breeding biology data showed differences in hatching and breeding success between the two study seasons. On other hand, reproductive parameters related to food, such as clutch-size, egg-size, and chick weight and morphometric measurements at fledging, in addition to fledging success, were similar between seasons. In this study it was not possible to determine the effects of discard consumption on breeding parameters during the laying period nor a relationship between its consumption and chick parameters, so new studies with adjustments in the sampling design are needed to adequately assess the effects of discard use on different breeding parameters. Finally, differences in male and female feeding strategies are evaluated, being this information relevant to understand intraspecific food partition and its demographic implications. To achieve this goal, and to assess whether different environmental contexts

throughout Kelp Gull breeding distribution can influence the feeding strategies of males and females, the spatio-temporal patterns in the use of feeding areas and the isotopic niches of both sexes in three colonies located in different environmental contexts were evaluated. The colonies selected were the two above mentioned colonies and one located in Bahía San Blas, southern Buenos Aires Province. Bahía San Blas is characterized by an intense recreational fishing activity which generates large quantities of fish waste which is disposed at the urban garbage dump and along town's coast, while in areas near Punta Tombo and Isla Vernaci Este, the main anthropogenic activity is commercial trawling that is associated with a high production of fishing discards dumped at sea. Differences were found between males and females in the spatial use of feeding areas in Bahía San Blas, mainly associated with the differential use of refuse dump, but no differences were found between their isotopic niches suggesting that both sexes possibly consume the same item prey, but in different habitats. On the other hand, differences associated with the use of feeding habitats were found in the colony of Punta Tombo, mainly related to a greater use of intertidal areas by females. A difference in the amplitude of the isotopic niches was also recorded, possibly determined by the inclusion of terrestrial prey and the consumption of larger marine prey by some males. In contrast, in the Isla Vernaci Este colony no differences were found between males and females in the spatial use of feeding areas or in their isotopic niches. These results demonstrated that sexual segregation in feeding strategies can differ depending on the trophic offer at the breeding area. The results presented in this thesis show the trophic plasticity of the Kelp Gull and how anthropic food subsidies can influence its feeding strategies.



Capítulo 1

Introducción general

Muchas especies de aves marinas muestran una estrategia alimentaria generalista (Gaston 2004). Las especies generalistas pueden utilizar un amplio rango de recursos, aprovechando diferentes hábitats de alimentación y tipos de presas de acuerdo a sus requerimientos reproductivos y/o a cambios en la disponibilidad del alimento (Mañosa *et al.* 2004; Elliott *et al.* 2008; Schwemmer y Garthe 2008). Por otro lado, varios estudios han demostrado que una población puede estar compuesta tanto por indivi-

duos generalistas como por individuos que muestran un alto grado de especialización individual, pudiendo estas estrategias alternativas en el aprovechamiento de los recursos tener importantes implicancias en la eficacia individual (Bolnik *et al.* 2003; Araujo *et al.* 2011). La especialización individual en el uso de presas y la consistencia en el uso de hábitats particulares de alimentación han sido reportadas en varias aves marinas (p.e. Votier *et al.* 2004; Woo *et al.* 2008; Masello *et al.* 2013; Ceia *et al.* 2014), resultando en muchos casos en una mayor supervivencia y/o éxito reproductivo (Annett y Pierotti 1999; Golet *et al.* 2000).

Comprender la relación entre las estrategias alimentarias de las aves marinas durante su reproducción y los diferentes componentes del ecosistema es esencial para establecer la relevancia de diferentes procesos ecológicos y para avanzar en la elaboración de estrategias de conservación y manejo. Uno de los principales factores a tener en cuenta al evaluar aspectos de la ecología de las aves marinas durante la reproducción es su condición de forrajeadoras de lugar central, ya que restringe sus estrategias alimentarias a rangos espacio-temporales determinados (Ashmole 1963; Elliott *et al.* 2009). De esta manera, la diversidad, distribución y abundancia de recursos disponibles cercanos a las colonias juega un papel crucial en la forma en que las aves aprovechan los mismos y en el éxito de sus estrategias de alimentación (Alonso *et al.* 2015; Matos *et al.* 2018; Mendes *et al.* 2018), y en consecuencia en su éxito en la reproducción (p. e. Oro *et al.* 1996; Cury *et al.* 2011; Bedolla-Guzmán *et al.* 2017; Barrionuevo *et al.* 2018). En el caso de aves marinas que presentan estrategias de alimentación generalista, las actividades humanas en cercanías a las colonias -pueden promover una asociación entre las aves y dichas actividades, al ser atraídas para aprovechar el alimento de origen antrópico de alta predictibilidad espacio-temporal, resultando en efectos tanto positivos como negativos sobre los individuos (Oro *et al.* 2013; Plaza y Lambertucci 2017; ver abajo). En algunos casos, se han observado efectos diferenciales del uso de estas fuentes de alimento antrópico entre individuos de diferente edad o sexo de una misma población (Gremillet *et al.* 2008; Navarro *et al.* 2010).

Entre las fuentes de alimento de origen antrópico, el descarte pesquero es actualmente de gran relevancia en la ecología trófica de aves marinas pertenecientes a diferentes grupos taxonómicos en varias regiones del mundo. Las operaciones de las

flotas pesqueras de arrastre generan, como resultado de la baja selectividad del arte de pesca, descarte de individuos de tallas no comerciales y de especies acompañantes (Alverson *et al.* 1994). Se estima que entre el año 2010 y 2014 se descartaron a nivel global más de 9 millones de toneladas anuales, de los cuales cerca del 46% (4,2 millones de toneladas) fueron producidos por pesquerías de arrastre demersal (Pérez Roda *et al.* 2019). Estos descartes generados durante las faenas de pesca, constituyen una fuente abundante y predecible de alimento, el cual es aprovechado por las aves marinas (Furness y Monaghan 1987; Tasker *et al.* 2000). En muchos casos, esta asociación ha generado cambios en los patrones espacio-temporales de distribución de las aves en el mar (Cama *et al.* 2012; García-Tarrasón *et al.* 2015; Matos *et al.* 2018), afectado su productividad (Oro *et al.* 1995; Oro *et al.* 1999) y ha favorecido el incremento poblacional (Garthe 1996; Duhem *et al.* 2008; Oro *et al.* 2013). En términos de sus efectos sobre la dieta de las aves marinas, la provisión de descarte de flotas de arrastre de fondo ha permitido a diferentes especies de aves de alimentación superficial, la incorporación de presas demersales que no podrían ser consumidas de manera natural (p.e. González-Zevallos *et al.* 2017; Calado *et al.* 2018). Por otra parte, el aprovechamiento de estas fuentes también puede derivar en interacciones negativas como la mortalidad de aves marinas en los artes de pesca y la superposición en el uso de recursos comunes (Montevecchi 2002).

En especies como las gaviotas del género *Larus*, que combinan características generalistas con el oportunismo, es particularmente frecuente el uso de diferentes fuentes de alimento de origen antrópico (Furness y Monaghan 1987; Pons 1993). Distintas especies de gaviota alrededor del mundo se asocian a flotas pesqueras de arrastre para aprovechar el descarte generado (Abrams 1983; Furness *et al.* 1992; Oro y Ruiz 1997; Bertellotti y Yorío 2000; Branco 2001; Wickliffe y Jodice 2010). Por otro lado, muchos trabajos muestran la utilización de fuentes antrópicas asociadas a áreas terrestres, como es el caso de basurales (Pons 1992; Giaccardi *et al.* 1997; Belant *et al.* 1998; Ramos *et al.* 2009) y zonas agrícolas donde las aves se alimentan de semillas y frutos (Calvino-Cancela 2011) o de invertebrados que quedan a disposición durante la labranza de los campos (Schwemmer y Garthe 2008; Caron-Beaudoin *et al.* 2013). Se argumenta que para varias especies de gaviota, el consumo de alimentos provenientes

de estas fuentes antrópicas es uno de los principales factores determinantes del incremento de sus poblaciones (Duhem *et al.* 2008; Oro *et al.* 2013).

Especie y áreas de estudio

Especie de estudio

Entre las especies del género *Larus* se encuentra la Gaviota Cocinera (*Larus dominicanus*) (Fig. 1.1). Es la especie de gaviota más abundante y ampliamente distribuida del hemisferio sur, anidando en Sudamérica, África, Nueva Zelanda, Australia, islas sub-Antárticas y Península Antártica (Burger y Gochfeld 1996). En la Argentina continental, se reproduce tanto en ambientes marinos como de aguas continentales (Yorio *et al.* 2005), y su población reproductiva en ambientes marinos de la Patagonia se estimó en 106.200 parejas distribuidas en 140 colonias (ver revisión en Yorio *et al.* 2016). Por otra parte, la biología reproductiva de la Gaviota Cocinera ha sido estudiada en algunas localidades de la Patagonia indicando tamaños de puesta de 2,3 - 2,6 huevos por nido, un éxito de eclosión de 1,70 - 2,07 y un éxito reproductivo de 0,84 - 1,21 pichones por nido (Yorio *et al.* 1995; Yorio y García-Borboroglu 2002; Lisnizer *et al.* 2014). En cuanto a su ecología trófica, esta es una especie generalista y oportunista que utiliza durante la temporada reproductiva una gran variedad de ambientes para alimentarse y consume una amplia diversidad de tipos de presas, incluyendo peces, invertebrados del intermareal e insectos en proporciones variables dependiendo de la localidad, e incorporando en forma oportunista alimento derivado de actividades humanas como los descartes pesqueros y residuos urbanos (Bertellotti y Yorio 1999; Petracci *et al.* 2004; Yorio *et al.* 2013; González-Zevallos *et al.* 2017; Marinao *et al.* 2018). Esta gaviota es una de las principales especies que se asocian para aprovechar el descarte en las pesquerías costeras de Río Negro y Chubut (Yorio y Caille 1999; Bertellotti y Yorio 2000; Marinao y Yorio 2011), en las pesquerías de altura en el Golfo San Jorge (González Zevallos y Yorio 2006; González Zevallos *et al.* 2011) y en la pesca deportiva (Yorio *et al.* 2013; Kasinsky *et al.* 2018; Marinao *et al.* 2018). Además existen antecedentes de esta asociación en otros sectores del litoral argentino al norte del área de estudio (Seco Pon *et al.* 2012, 2013) y en otras regiones del Hemisferio Sur (p.e. Abrams 1983; Branco 2001; Villablanca *et al.* 2007; Soares Traversi y Vooren 2010).

Durante la reproducción, los residuos urbanos pueden tener una contribución variable dependiendo de la localidad y la etapa del ciclo reproductivo (Bertellotti y Yorio 1999). Al igual que lo reportado para otras especies de aves marinas que presentan estrategias alimentarias oportunistas, sus poblaciones se han incrementado en las últimas décadas en varias de las localidades de Patagonia, argumentándose que uno de los principales factores determinantes fue la utilización de recursos derivados de la actividad pesquera (Lisnizer *et al.* 2011). La comprensión de cómo esta especie hace uso de los diferentes recursos, tanto naturales como antrópicos, es clave para entender su ecología y algunos de los posibles mecanismos responsables del incremento de sus poblaciones.



Figura 1.1. Gaviota Cocinera (*Larus dominicanus*)

Áreas de estudio

Para este trabajo se seleccionaron tres sitios de estudio con diferentes características ambientales y los tres ubicados en áreas marinas protegidas: Punta Tombo, en la costa central de la Provincia del Chubut asociada al sistema frontal de Península Valdés, Islas Vernaci en la costa sur de Chubut y norte del Golfo San Jorge, y Bahía San Blas en el sur de la Provincia de Buenos Aires.

Punta Tombo

La colonia de Gaviota Cocinera se encuentra en la zona costera central de la Provincia del Chubut, dentro del Área Natural Protegida Punta Tombo (44°02'25''S, 65°11' 45''O) (Fig. 1.2). El número de nidos fue estimado en 6.457 parejas, siendo una de las cuatro colonias más grandes de la Patagonia (Lisnizer *et al.* 2011). Las Gaviotas Cocineras empiezan la puesta durante la primera quincena de noviembre, los huevos comienzan a eclosionar entre fines de noviembre y principios de diciembre y los pichones comienzan a independizarse en enero (Bertellotti y Yorio 1999). La colonia se ubica hacia el final de una península rocosa de 500 m de ancho en promedio, que se extiende hacia el mar aproximadamente unos 4 Km en dirección noreste. La costa se caracteriza por playas de arena, canto rodado y conchilla y plataformas de abrasión de olas. Los ambientes intermareales del área contienen un mosaico de ambientes muy diversos, con pozas de marea de variada dimensión, y microambientes tales como grietas y entradas de mar que constituyen refugios para peces e invertebrados, con dominancia del mejillín (*Perumytilus purpuratus*) (García Borboroglu *et al.* 2006). En Punta Tombo anidan otras especies de aves marinas, cuyos huevos y pichones podrían ser alimento de las Gaviotas Cocineras (Yorio y Boersma 1994; Yorio *et al.* 1996). Estas incluyen el Pingüino de Magallanes (*Spheniscus magellanicus*), Cormorán Imperial (*Leucocarbo atriceps*), Cormorán Cuello Negro (*Leucocarbo magellanicus*), Gaviota Austral (*Larus scoresbii*), Escúa Parda (*Catharacta antarctica*) y, en algunos años, Gaviotín Sudamericano (*Sterna hirundinacea*), Gaviotín Real (*Thalasseus maximus*) y Gaviotín Pico amarillo (*Thalasseus sandvicensis eurygnathus*).

Por otro lado, en las costas de la Provincia del Chubut opera una flota costera de arrastre que tiene como especie blanco el langostino patagónico (*Pleoticus muelle-ri*). La flota consiste de 40 embarcaciones fresqueras de unos 21 m de eslora (Marinao *et al.* 2011; Funes *et al.* 2019). La actividad de esta flota se encuentra solapada temporalmente con la temporada reproductiva de la Gaviota Cocinera, y durante las temporadas de estudio (2016 y 2017) los meses de diciembre y enero fueron los de mayor esfuerzo pesquero. Las tallas no comerciales y el bycatch de peces e invertebrados son descartados por la borda al mar. La especie dominante de la captura incidental de esta flota es la merluza común (*Merluccius hubbsi*), con frecuencias de ocurrencia del

82,0 y 88,5% para las temporadas de 2016 y 2017 respectivamente (Informe Laboratorio de Hidrobiología-Programa de Observadores a Bordo, inédito). El área urbana y puerto pesquero más cercano, Rawson (43°18'S, 65°06'O), se encuentra a más de 80 km al norte. En Punta Tombo, las Gaviotas Cocineras empiezan la puesta durante la primera quincena de noviembre, los huevos comienzan a eclosionar entre fines de noviembre y principios de diciembre y los pichones comienzan a independizarse en enero (Bertellotti y Yorio 1999).

Isla Vernaci Este (Golfo San Jorge)

La colonia de Isla Vernaci Este (45°10'55''S, 66°29'24''O) se encuentra ubicada en el sur de la Provincia del Chubut, dentro del Golfo San Jorge, un sector que concentra cerca del 40% del total poblacional para la Patagonia (Fig. 1.2). Este sector costero se encuentra incluido en el Parque Interjurisdiccional Marino Costero Patagonia Austral, el cual se encuentra bajo la administración conjunta de la Administración de Parques Nacionales y el Gobierno de la Provincia del Chubut. El número de nidos en esta localidad fue estimado en 2.762 (Lisnizer *et al.* 2011). Las costas incluyen intermareales rocosos y de fondos blandos, como planicies y canales de marea. Otras especies de aves marinas anidan en islas e islotes adyacentes de la Caleta Malaspina, como el Pingüino de Magallanes, Cormorán Imperial, Cormorán Cuello Negro, Biguá (*Phalacrocorax brasilianus*), Gaviota de Olrog (*Larus atlanticus*), Escúa Parda y Gaviotín Sudamericano. Entre las principales actividades económicas que se desarrollan en este golfo se encuentran las pesquerías de merluza común y de langostino patagónico (Góngora *et al.* 2012). Estas flotas de arrastre generan miles de toneladas de descarte, principalmente conformado por tallas no comerciales de merluza común, que una vez arrojadas al mar son aprovechadas por más de veinte especies de aves marinas (González-Zevallos y Yorio 2006, González-Zevallos *et al.* 2011, Góngora *et al.* 2012). El área urbana más cercana, Comodoro Rivadavia (45°52'S, 67°30'O) se encuentra a más de 110 km al sudoeste. El patrón temporal de reproducción de la Gaviota Cocinera en esta localidad es similar al descrito más arriba para Punta Tombo (Yorio y García Borboroglu 2002).

Islote Arroyo Jabalí Este (Bahía San Blas)

La colonia ubicada en el Islote Arroyo Jabalí Este ($40^{\circ}32'51''$ S, $62^{\circ}16'50''$ O) (Fig. 1.2) se encuentra en la Bahía San Blas, en el extremo sur de la Reserva de Usos Múltiples Bahía San Blas, Provincia de Buenos Aires. El tamaño de la misma fue estimado en 1,275 nidos (Suárez *et al.* 2014). El área se caracteriza por la presencia de numerosas islas, islotes y bancos conectados por una extensa red de canales cuyas profundidades varían entre 10-14 m (Zalba *et al.* 2008). Presenta marismas de *Spartina* spp. y *Sarcocornia ambigua*, y planicies de marea limo-arcillosas habitadas principalmente por los cangrejos *Neohelice granulata*, *Cyrtograpsus angulatus* y *C. altimanus* y una diversidad de invertebrados (Escapa *et al.* 2004). En los sectores costeros de fondos duros se encuentran bancos de mejillín (*Brachidontes rodriguezii*) y ostras nativa y exótica (*Ostrea la spreta* y *Crassostrea gigas*, respectivamente) (Zalba *et al.* 2008). El centro urbano Bahía San Blas, de unos 1000 habitantes, se ubica a 5 kilómetros de la colonia. En esta localidad se realizan diferentes actividades recreativas, dentro de las que destaca una intensa actividad de pesca deportiva (Zalba *et al.* 2008) cuyo pico en la actividad se encuentra solapado temporalmente con el período reproductivo de la especie de estudio. El área recibe más de 40 mil pescadores por año, los que desarrollan la actividad tanto desde la costa como embarcados (unas 40 embarcaciones habilitadas) (Llompart *et al.* 2012). La actividad de pesca recreativa se encuentra asociada a una alta producción de residuos de pescado (Llompart *et al.* 2011), el cual es depositado por emprendimientos fileteros en el basural urbano a cielo abierto ubicado a 4,5 km de la colonia de estudio, o descartado por los mismos pescadores en las costas donde se realiza la actividad. El sector continental adyacente es usado principalmente para ganadería y la producción de cultivos anuales, como trigo, cebada, centeno y varias pasturas. Otras aves marinas anidan en islas e islotes cercanos, principalmente la Gaviota de Olrog y los gaviotines Real y Pico Amarillo. En esta localidad, las Gaviotas Cocineras empiezan la puesta a fines de septiembre, los huevos comienzan a eclosionar a fines de octubre y los pichones comienzan a independizarse a principios de diciembre.

Objetivos

El objetivo general de esta tesis fue evaluar las estrategias alimentarias de la Gaviota Cocinera y su relación con fuentes de origen antrópico, con el fin de aportar información acerca del grado de aprovechamiento de las mismas y evaluar sus posibles efectos sobre algunos parámetros reproductivos. En el Capítulo 2 se evalúa la relación entre las estrategias alimentarias de la Gaviota Cocinera y las pesquerías de arrastre en distintos años y etapas del ciclo reproductivo para las colonias de Punta Tombo e Isla Vernaci Este. Se cuantifica la dieta y el aprovechamiento del descarte pesquero a partir de metodologías complementarias. Asimismo se caracteriza la distribución espacial de las flotas pesqueras cercanas a las colonias de estudio durante los meses de la temporada reproductiva de la Gaviota Cocinera, y se evalúa la relación entre los patrones espaciales de alimentación de la gaviota y la distribución de la flota. En el Capítulo 3, se evalúa el efecto de diferentes estrategias de alimentación, particularmente el aprovechamiento del descarte pesquero, sobre diferentes parámetros reproductivos de la especie. Para esto, se analizan aspectos de la biología reproductiva y del nicho trófico (composición dietaria y nicho isotópico) de la Gaviota Cocinera en la localidad de Punta Tombo, y se evalúa la relación entre la dieta y diferentes parámetros reproductivos. Finalmente en el Capítulo 4, se evalúa la existencia de diferencias en las estrategias de alimentación de machos y hembras, siendo esta información relevante para comprender la partición intraespecífica de los recursos con sus consiguientes implicancias demográficas. Para esto, y para evaluar si la diferente oferta ambiental a lo largo de su distribución reproductiva influye sobre las estrategias de alimentación de machos y hembras, se evalúan los patrones espacio-temporales del uso de áreas de alimentación y los nichos isotópicos de ambos sexos en tres colonias ubicadas en contextos ambientales diferentes, Punta Tombo, Isla Vernaci Este e Islote Arroyo Jabalí Este.

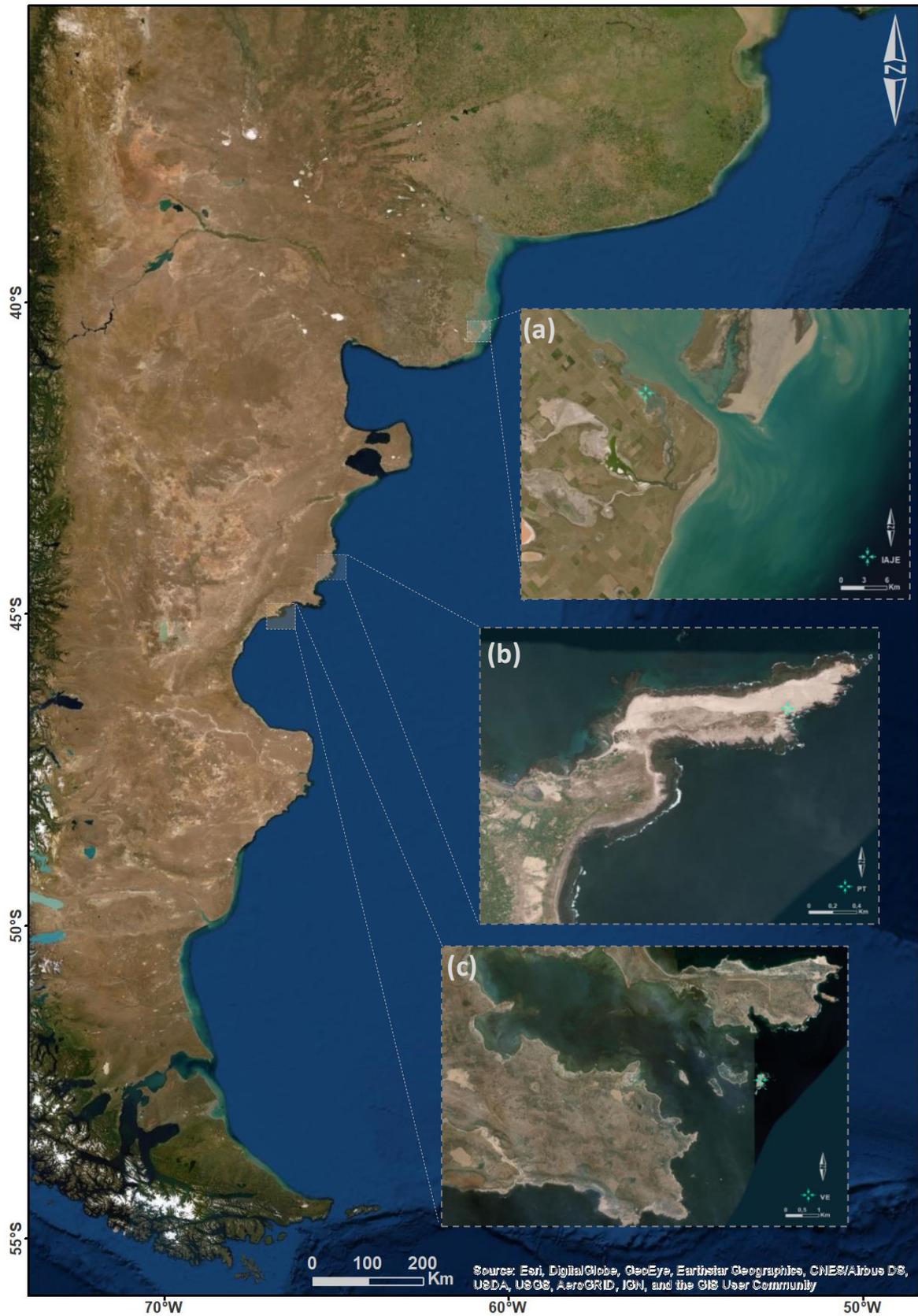
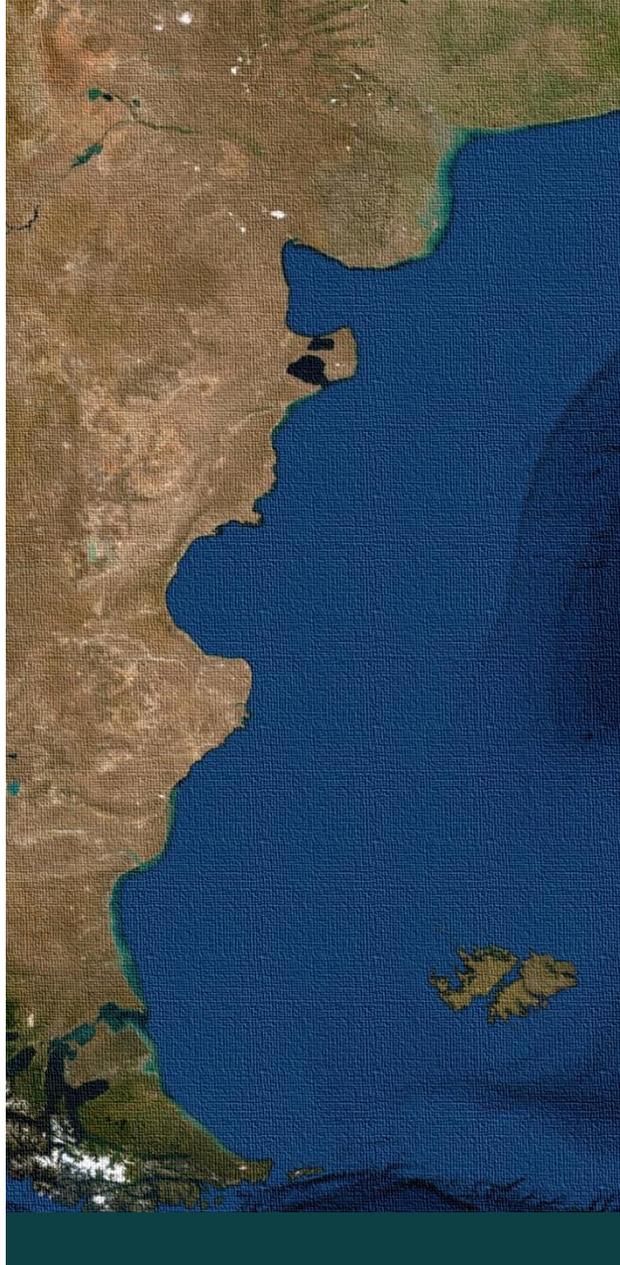


Figura 1.2. Áreas de estudio: (a) Islote Arroyo Jabalí Este (IAJE), Bahía San Blas, Buenos Aires; (b) Punta Tombo (PT), Chubut; (c) Isla Vernaci Este (IVE), Chubut.



Capítulo 2

Composición dietaria y uso de hábitat de alimentación y su relación con las pesquerías de arrastre

El conocimiento de las fuentes de variación en el nicho trófico es fundamental para interpretar adecuadamente aspectos de la historia de vida de los individuos y la ecología de las poblaciones de interés. En general, la composición de la dieta en las aves marinas puede diferir entre localidades (Frere *et al.* 1996; Tremblay y Chere1 2003; Ibarra *et al.* 2018), debido al efecto de las características del hábitat sobre la

disponibilidad de alimento dentro del rango de alimentación de las aves. La composición de la dieta en las aves marinas puede también variar a lo largo de la temporada reproductiva como resultado de cambios en los requerimientos de los individuos entre las distintas etapas del ciclo reproductivo. Por ejemplo, la selección de presas durante la pre-puesta por parte de las hembras puede estar relacionada con los requerimientos para la formación del huevo (Sorensen *et al.* 2009) y en etapas más avanzadas del ciclo reflejar la selección de alimento por ambos padres en función de los requerimientos nutricionales y la capacidad de ingesta de los pichones (Annett y Pierotti 1989; Shealer 1998; Steenweg *et al.* 2011). Por otra parte, las variaciones en la composición dietaria durante la reproducción también pueden ser resultado de cambios en la disponibilidad del alimento (Suryan *et al.* 2002; Ronconi *et al.* 2014; Enners *et al.* 2018).

En especies generalistas y oportunistas como las gaviotas del género *Larus*, los individuos pueden complementar su dieta con alimento derivado de fuentes de origen antrópico, como basurales urbanos y pesquerías, incorporando el recurso provisto en función de las fluctuaciones en su oferta (Stenhouse y Montevecchi 1999; Oro *et al.* 1995; Alonso *et al.* 2015; ver también Capítulo 1). Al ser forrajeadoras de lugar central, las variaciones en la abundancia del alimento de origen antrópico y las distancias de estas fuentes alternativas a las colonias son determinantes de las estrategias de alimentación utilizadas por las aves, y del grado de incorporación a la dieta de estos subsidios antrópicos. Varios trabajos muestran como individuos de colonias ubicadas más próximas a basurales utilizan en mayor número o con mayor frecuencia estas fuentes alternativas (Duhem *et al.* 2003; Ramos *et al.* 2009; Fuirst *et al.* 2018). Asimismo, muchos trabajos han demostrado cambios en los patrones de asociación de las gaviotas a las embarcaciones pesqueras en función de la distribución espacio-temporal de las flotas (García-Tarrasón *et al.* 2015; Sommerfeld *et al.* 2016; Matos *et al.* 2018).

Los estudios realizados sobre la dieta y nicho trófico de aves marinas se han basado mayormente en diferentes métodos convencionales (p.e. egagrópilas y contenidos estomacales) y en métodos bioquímicos (p.e. análisis de isótopos estables) (Barrett *et al.* 2007, Karnovsky *et al.* 2012). El estudio de la dieta a partir del análisis de egagrópilas permite detectar cambios estacionales y diferencias geográficas (Johnstone *et al.* 1990; Mariano-Jelicich y Favero 2006), aunque sobreestima la presencia de presas que

presentan partes duras (Duffy y Jackson 1986; Barrett *et al.* 2007) y a menudo subestima la presencia de peces (Weiser y Powell 2011; Marinao *et al.* 2018). Por otro lado, el lavado estomacal es un método que permite determinar adecuadamente las especies consumidas pero solamente brinda información del último evento de alimentación, lo que resulta en una visión sesgada si la variabilidad temporal en la disponibilidad de alimento durante el periodo de estudio es alta. El análisis de isotopos estables de $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ de tejidos del individuo, por su parte, integra la información de las principales presas consumidas y asimiladas a lo largo de periodos de tiempo que difieren de acuerdo al tejido considerado, pero es inadecuado para caracterizar la composición taxonómica de la dieta en detalle (Inger y Bearhop 2008). Dadas las limitaciones de cada método, se requiere de su uso combinado para lograr una mejor caracterización del espectro trófico (Sydeman *et al.* 1997; Polito *et al.* 2011). De manera complementaria a los estudios de dieta, el uso de dispositivos de seguimiento como los geoposicionadores satelitales permite identificar los hábitats utilizados por las aves, calcular parámetros espacio-temporales de los viajes de alimentación y obtener muestras en estos sitios de las presas identificadas mediante los estudios de dieta. La combinación de estas metodologías es fundamental para poder comprender de manera integral las estrategias alimentarias de las aves marinas.

La Gaviota Cocinera es una especie generalista y oportunista que hace uso de una gran diversidad de presas y ambientes, y frecuentemente se asocia durante la temporada reproductiva a fuentes antrópicas como basurales urbanos y pesqueros y a embarcaciones pesqueras operando en el mar (Bertellotti y Yorio 1999, 2000; Yorio y Giaccardi 2002; Yorio y Caille 2004; González-Zevallos *et al.* 2011; Marinao y Yorio 2011). Su plasticidad trófica ha sido reportada en estudios realizados a lo largo de su distribución reproductiva en el hemisferio sur, incluyendo Sudáfrica (Steele 1992), Australia (Coulson y Coulson 1993), Chile (Ludynia *et al.* 2005) y el sector Antártico (Favero y Silva 1998). Estudios previos en las colonias de Punta Tombo e Islas Vernaci en la Provincia de Chubut sugieren una asociación de las Gaviotas Cocineras durante la reproducción con las flotas pesqueras de arrastre en sus eventos de alimentación. En Punta Tombo, las Gaviotas Cocineras consumen principalmente moluscos, crustáceos y peces, incluyendo especies demersales obtenidas posiblemente del descarte de la flota

pesquera como la Merluza Común y la Raneya (*Raneya brasiliensis*), y basura urbana (Bertellotti y Yorio 1999; Yorio y Bertellotti 2002). Por otro lado, observaciones a bordo de embarcaciones costeras de arrastre que operan en el caladero de Isla Escondida, en cercanías de Punta Tombo, muestran que durante la temporada reproductiva las gaviotas se asocian a las mismas para hacer uso del descarte (Yorio y Caille 1999; Marinao y Yorio 2011). En el Golfo San Jorge, por su parte, las Gaviotas Cocineras consumen peces e invertebrados del intermareal como moluscos y poliquetos, y también incluyen Merluza Común (Gonzalez-Zevallos *et al.* 2017) seguramente obtenida del descarte pesquero generado por las flotas de altura merlucera y langostinera que operan en las adyacencias de la colonia. Al igual que en el caladero de Isla Escondida, los registros a bordo de las embarcaciones muestran que las Gaviotas Cocineras se asocian en gran número para aprovechar el descarte durante gran parte de la temporada de cría (González-Zevallos y Yorio 2006; González-Zevallos *et al.* 2011). Estudios en ambas localidades de cría sugieren una estrecha relación entre las Gaviotas Cocineras y las actividades pesqueras, al menos en parte de la temporada reproductiva. Sin embargo, las observaciones a bordo no permiten discriminar si las gaviotas asociadas a las embarcaciones son individuos reproductores, como tampoco determinar la procedencia de las mismas. Por otro lado, los estudios de dieta mencionados estuvieron basados en el análisis de egagrópilas y lavados estomacales, los cuales pueden presentar sesgos al momento de interpretar los resultados (ver arriba). Un enfoque combinado de métodos convencionales y moleculares permitiría una mejor interpretación del uso del descarte por las gaviotas, ya que el análisis de isótopos estables permite además inferir las posibles fuentes del alimento asimilado (Forero y Hobson 2003). En este sentido, la utilización del análisis de isótopos estables para el caso de aves de alimentación superficial, como la Gaviota Cocinera, permite diferenciar si las presas consumidas fueron obtenidas en ambientes intermareales, en aguas superficiales, o en ambientes demersales como en el caso del descarte generado por las pesquerías de arrastre.

Conocer el uso del espacio marino, por parte de las Gaviotas Cocineras, en presencia de actividad pesquera y comprender el grado y variación en la incorporación del descarte al espectro trófico permitirá determinar la importancia de estos subsidios de alimento de origen antrópico en sus estrategias alimentarias. El objetivo general de

este Capítulo es evaluar la relación entre la ecología alimentaria de la Gaviota Cocinera y las operaciones de las flotas pesqueras de arrastre durante el ciclo reproductivo. Para esto, en cada colonia de estudio se caracterizó (1) la dieta y el grado de aprovechamiento del descarte pesquero durante dos temporadas de cría y en diferentes etapas del ciclo reproductivo utilizando métodos de análisis de dieta convencionales y de isótopos estables de $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ y (2) la distribución espacio-temporal de las flotas de arrastre que operan en las zonas aledañas a ambas colonias a lo largo de la temporada de cría y se cuantificó su superposición espacial con las áreas de alimentación de la Gaviota Cocinera durante la etapa de incubación. En base a los antecedentes se espera que la superposición entre el área de pesca y las áreas de alimentación de las gaviotas sea alta y que la proporción del descarte pesquero en las muestras de dieta sea elevada. También se espera que un mayor esfuerzo pesquero en el rango de acción de las gaviotas se vea reflejado en una mayor proporción del descarte en su dieta.

Materiales y métodos

Composición de la dieta

Metodología convencional

Para evaluar la composición dietaria de las Gaviotas Cocineras se obtuvieron muestras de contenidos estomacales y se colectaron egagróplias durante las temporadas reproductivas de 2016 y 2017 en Punta Tombo y de 2015 a 2017 en Isla Vernaci Este. En ambos sitios, el ciclo reproductivo de la Gaviota Cocinera se extiende desde el mes de septiembre hasta enero (Yorio *et al.* 2005, Yorio y García Borboroglu 2002; ver Capítulo 3). La puesta de huevos comienza durante la primera quincena de noviembre y el nacimiento de los pichones comienza en la primera semana de diciembre. Sobre la base de esta información, se seleccionaron cuatro períodos de muestreo caracterizados por el estado reproductivo de la colonia, las etapas de prepuesta, incubación, pichones chicos (menores de 15 días de edad) y pichones grandes (mayores de 15 días). La categorización de los pichones se realizó a partir del tamaño y grado de desarrollo del plumaje (datos no publicados).

Lavados estomacales

Los lavados estomacales de adultos se obtuvieron solo durante la etapa de incubación y de las crías durante las etapas de pichones chicos y pichones grandes (ver en Tabla 2.1). Se realizaron lavados en una muestra de nidos cada dos o tres días, seleccionados en forma aleatoria en cada visita. De esta forma se pudo obtener una muestra representativa del periodo evaluado, dado que los lavados reflejan el alimento recibido durante el último evento de alimentación. En el caso de las crías, se realizó el lavado estomacal solo al pichón de mayor tamaño de cada nido muestreado, asumiendo que todos los pichones hermanos reciben el mismo tipo de alimento. La técnica utilizada consistió en bombear agua al estómago del individuo a través de una sonda quirúrgica colocada en el esófago (5,5 mm para lavados de adultos y 4,0 mm de diámetro para pichones), utilizando una jeringa de 60 ml (Wilson 1984; Ryan y Jackson 1986). Se utilizó agua de mar previamente aclimatada a temperatura ambiente para evitar el estrés térmico del individuo capturado. El material regurgitado fue recolectado en frascos de 250 ml y las muestras fueron preservadas en alcohol 70% hasta ser analizadas en el laboratorio.

Egagrópilas

Las egagrópilas fueron recolectadas en o cerca de los nidos para asegurar que correspondieran a individuos reproductores (ver en Tabla 2.1). Con el objetivo de tener la mayor representatividad posible, la recolección de las mismas se llevó a cabo en varias de las visitas realizadas a las colonias en cada una de las cuatro etapas del ciclo reproductivo (pre-puesta, incubación, pichones chicos y pichones grandes). En la primera visita a las colonias se realizó una limpieza en los sectores de estudio para asegurar que las muestras recolectadas en visitas subsiguientes fueran frescas. Las muestras fueron guardadas individualmente en bolsas Ziplock, rotuladas con marcadores indelebles y se mantuvieron refrigeradas a -20°C para su conservación y posterior análisis en el laboratorio.

Análisis de las muestras

Una vez en el laboratorio cada una de las muestras, tanto de egagrópilas como de lavados estomacales, fue analizada bajo lupa binocular (10 – 15x). Se analizaron los

restos de alimento y en el caso que correspondiera se identificaron hasta el menor nivel taxonómico posible utilizando otolitos y huesos de peces, picos de calamar, fragmentos de caparazón y quelas de crustáceos, fragmentos de valvas de moluscos, y mandíbulas y quetas de poliquetos (Bertellotti y Yorío 1999; Yorío *et al.* 2013). Para la identificación de las presas se usaron claves publicadas (Torno 1976; Clarke 1986; Boschi *et al.* 1992; Gosztonyi y Kuba 1996; González-Zevallos *et al.* 2010) y material de referencia recolectado en las zonas de estudio. Todo material que se encontró demasiado desgastado para ser identificado fue categorizado como “sin identificar”. En los casos donde se encontraron materiales orgánicos presumiblemente provenientes de actividades humanas (yerba, carne vacuna o pollo, arroz, etc.) e inorgánicos (plásticos, bolsas, hilos de pesca, metales, papeles, etc.), se los clasificó bajo la categoría de “basura”.

A partir de la identificación de presas de las muestras de dieta, se calculó la frecuencia de ocurrencia (porcentaje de unidades de muestreo que contienen un tipo de presa particular) (Duffy y Jackson 1986). Debido a que muchas piezas diagnósticas estaban incompletas o muy erosionadas, no se pudo estimar las tallas y pesos de los diferentes ítems presa para estimar su frecuencia numérica y contribución en masa. Para evaluar las diferencias en las frecuencias de ocurrencia de los distintos tipos de presa entre los años y etapas del ciclo reproductivo se utilizó el Análisis de Similitud (ANOSIM) con el programa PRIMER 6 (Clarke y Gorley 2006). Se utilizó ANOSIM a dos vías cruzado para evaluar las diferencias entre los años de muestreo y ANOSIM a una vía para evaluar las diferencias entre las etapas del ciclo reproductivo. Se emplearon porcentajes de similitud (SIMPER) para determinar las especies presa que más contribuyeron a las diferencias entre los grupos (Clarke 1993; Clarke y Warwick 2001).

Isótopos estables

En la colonia de Punta Tombo se obtuvieron muestras de sangre de adultos reproductores de Gaviota Cocinera durante la etapa de incubación en el 2016 y 2017 y durante la etapa de pichones grandes en el 2016 (Tabla 2.1). También se obtuvieron muestras de pichones de aproximadamente 28 días en las dos temporadas de estudio (Tabla 2.1). Por otra parte, en la colonia de Isla Vernaci Este, se obtuvieron 20 muestras de sangre de adultos en las etapas de incubación de los años 2015, 2016 y 2017, y

8 muestras de sangre de adultos en la etapa de cría de pichones grandes en el año 2016 (Tabla 2.1). Las muestras fueron obtenidas de los individuos instrumentados con GPS (ver abajo) y se capturaron al azar adultos adicionales para contar con una muestra mayor. La sangre obtenida integra la composición isotópica de las presas ingeridas por un individuo durante aproximadamente un mes antes de haber tomado la muestra (Hobson y Clark 1992). En cada caso, se extrajeron entre 0,5 y 1 ml de sangre de la vena braquial con una jeringa de tuberculina de 1 ml y agujas de 0,5 x 16 mm. Las muestras fueron conservadas en etanol al 70% como es recomendado cuando no es posible mantenerlas congeladas, ya que se demostró que no tiene efectos significativos sobre los valores isotópicos de la sangre (Hobson *et al.* 1997; Halley *et al.* 2008). Las mismas fueron secadas en laboratorio a 60°C durante 24 h y luego se molieron utilizando un micro mortero. Se pesaron sub-muestras de $1 \pm 0,2$ mg utilizando una balanza con una precisión de 0,001 mg, y se encapsularon en cápsulas de estaño para el análisis de composición de isótopos estables. El análisis de las mismas se realizó en la Stable Isotope Facility de la Universidad de California, Davis (EE.UU.). La riqueza de isótopos estables se expresó utilizando la notación estándar relativa a Vienna PeeDee Belemnite y nitrógeno atmosférico. Los estándares internos de laboratorio utilizados fueron hígado bovino, ácido glutámico USGS-41, Nylon 5, alanina enriquecida y ácido glutámico. Los errores analíticos observados fueron 0,06‰ y 0,17‰ para $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$, respectivamente.

Se realizaron modelos mixtos bayesianos con el paquete SIMMR de R (Parnell 2016) para determinar la contribución relativa de las diferentes presas principales en la mezcla isotópica, siguiendo las recomendaciones sugeridas por Phillips *et al.* (2014). Las presas principales se eligieron a partir de los resultados del análisis de dieta convencional, seleccionando aquellas con frecuencias de ocurrencia más altas (ver lista de presas y valores isotópicos en Tabla 2.3 en Resultados). Las presas seleccionadas para la colonia de Punta Tombo fueron: mejillín (*Permytilus purpuratus*), langostilla (*Munida gregaria*), anchoíta (*Engraulis anchoíta*) y presas demersales consideradas provenientes del descarte pesquero (merluza común y *Raneya brasiliensis*), mientras que para la colonia de Isla Vernaci Este fueron: mejillín y *Carcinus maenas*, anchoíta, descarte pesquero (merluza común) y basura (pollo y carne vacuna). El músculo fue el tejido utili-

zado para estas muestras, las cuales fueron recolectadas en cada uno de los sitios de estudio, y conservadas y procesadas de igual forma que las muestras de sangre (ver arriba). Con el fin de evaluar la factibilidad del polígono de mezcla propuesto, se realizó un análisis de sensibilidad según lo propuesto por Smith *et al.* (2013). Se utilizó el factor de discriminación propuesto por Ceia *et al.* (2014) (promedio de cuatro especies de aves marinas), ya que no se contaba con el factor correspondiente entre las presas y la sangre para la Gaviota Cocinera.

Tabla 2.1. Número de muestras para las diferentes metodologías empleadas en el análisis de dieta de la Gaviota Cocinera.

		Pre-puesta			Incubación			Pichones chicos			Pichones grandes		
		2015	2016	2017	2015	2016	2017	2015	2016	2017	2015	2016	2017
Adultos	Punta Tombo												
	Lavados estomacales				10								
	Egagrópilas	65	71		65	85		44	67		67	70	
	Isotopos estables				22	20					11		
	Isla Vernaci Este												
	Lavados estomacales				29	16	16						
	Egagrópilas	62	74		60	81		54	101				
	Isotopos estables				20	20	20				8		
Pichones	Punta Tombo												
	Lavados estomacales							34	41		43	42	
	Isotopos estables										38	37	
	Isla Vernaci Este												
	Lavados estomacales												20
Isotopos estables													

Ecología espacial

Pesquerías

La información sobre la distribución de las embarcaciones de pesca que operan en aguas adyacentes a las colonias de Punta Tombo e Isla Vernaci Este se obtuvo del Sistema de Monitoreo de Buques (VMS, Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca

de la Nación). Este sistema proporciona la posición GPS de cada embarcación cada 60 minutos. Las posiciones de las embarcaciones fueron filtradas por velocidad, considerándose en el análisis que las embarcaciones estaban pescando cuando se desplazaban a 2-5 nudos. Se contemplaron todas las embarcaciones que operaron en el periodo de estudio en un área determinada, basada en el rango de acción de las aves (Punta Tombo: desde la línea de costa hasta los 63°11'12'' entre 43°03'40'' - 44°57'00''; Golfo San Jorge: desde la línea de costa hasta los 64°28'30'' entre 44°10'00'' - 46°37'30''). Debido a que la información de los barcos artesanales no posee la cobertura adecuada por el sistema de monitoreo, no están consideradas en el análisis. Por otra parte, las embarcaciones pertenecientes a las flotas fresqueras de altura no operaron durante el periodo de estudio porque el cierre de la pesca de langostino en aguas nacionales ocurrió el 7 de noviembre para 2016 y el 31 de octubre para 2017. Cabe señalar que no hubo actividad de pesca de merluza por estas embarcaciones por ser un área de veda.

Para determinar el patrón espacio-temporal de las flotas pesqueras que operan en las áreas de estudio, se realizaron grillas de 1 km² utilizando el software ArcGis 9.3 a partir de la herramienta Hawth's Tools (Beyer 2004), y se calculó la intensidad de pesca contabilizando los registros de barcos por celda y clasificando cada celda en las categorías baja, media y alta según la densidad de registros. Se realizaron mapas independientes para los años de estudio de los meses noviembre, diciembre y enero, debido a que los mismos se corresponden con las etapas de incubación, pichones chicos y pichones grandes, respectivamente. Para los días en los que estuvieron colocados los GPS, se calculó la intensidad de pesca contabilizando los registros por celda (ver arriba) y también se contabilizó el número de embarcaciones promedio por día. En el año 2017 se contó con la categorización de las flotas pero no con las identificaciones de los barcos, por lo que se calculó el número de embarcaciones en base a las diferentes esloras.

Gaviotas

Captura de individuos

Para analizar los patrones espaciales se colocaron geoposicionadores satelitales (GPS) a individuos reproductores de Gaviota Cocinera durante la etapa de incubación

en las dos colonias de estudio. El muestreo se llevó a cabo durante los años 2015, 2016 y 2017 en la colonia de Punta Tombo ($n_{2016} = 14$, $n_{2017} = 13$) y en 2015 en Isla Vernaci Este ($n_{2015} = 11$). También se colocaron GPS durante la etapa temprana de pichones pero debido a que el número de dispositivos recuperados fue bajo ($n = 4$), éstos no se incluyeron en los análisis espaciales. Los cambios comportamentales en los adultos durante la etapa de pichones, sumado a la movilidad de los pichones generaron complicaciones en la recaptura de las gaviotas instrumentadas durante esta etapa.

Un individuo reproductor por nido fue capturado mediante el uso de lazos o trampas de incubación (Weaver y Kadlec 1970). Los instrumentos fueron adheridos a las plumas dorsales de las aves utilizando cinta adhesiva Tesa® (Fig. 2.1a). Además, los individuos fueron marcados con un marcador de ganado no tóxico de color naranja en la región del cuello y pecho para facilitar su identificación a distancia en el momento de la recaptura (Fig. 2.1b). Los nidos fueron identificados y visitados nuevamente luego de una semana para recuperar los GPS y obtener los datos almacenados en la memoria. Tanto en la captura como en la recaptura de las aves el procedimiento de manipulación tuvo una duración menor a los 10 minutos. Una vez liberadas, todas las aves volaron hacia sus nidos o hacia sectores próximos a la colonia, en este último caso retornando al nido luego de menos de 10 minutos. Todas las gaviotas continuaron incubando normalmente luego de la instrumentación. En cada colonia, la muestra incluyó individuos machos y hembras. Se registró en cada individuo instrumentado tres medidas morfométricas (largo de la cabeza, largo de pico y alto de pico) y el peso en gramos, y luego se determinó el sexo mediante una función discriminante propuesta por Torlaschi *et al.* (2000).

Dispositivos

Los dispositivos GPS registran la fecha, hora, latitud y longitud, y poseen una precisión del rango de 5-10 metros, y pesaron entre 15 y 18 g, lo que representó menos del 2,5% de la masa corporal de una Gaviota Cocinera adulta (rango = 730 a 1200 g; Torlaschi *et al.* 2000), por lo que se asumió que no tuvieron un impacto significativo en el comportamiento normal del individuo. Los mismos fueron programados para registrar localizaciones cada 1 minuto.

Análisis de los datos

Para el análisis de los datos se eliminaron todas las posiciones ubicadas dentro de los 300 y 400 m de los centroides de las colonias de Punta Tombo e Isla Vernaci Este, respectivamente, ya que observaciones en el campo indicaron que las Gaviotas Cocineras solo las usaron como áreas de descanso asociadas con la colonia. En ambas colonias se utilizaron todos los viajes de alimentación completos obtenidos durante el muestro, y para cada uno se calcularon los parámetros duración del viaje (min), distancia total recorrida (km), distancia máxima desde la colonia (km) y el número de hábitats de alimentación visitados por viaje. Se calculó la velocidad a partir de los registros consecutivos y se determinó un valor umbral de 7 km h^{-1} ($1,94 \text{ m s}^{-1}$) para clasificar cada posición de un viaje de alimentación como “en tránsito” o “alimentación”. Este valor fue calculado graficando la velocidad de cada uno de los viajes y promediando el valor umbral de velocidad en el cual ésta descendía notoriamente (puntos de inflexión).

Los hábitats de alimentación fueron clasificados en cuatro categorías según la información previa sobre la composición de la dieta de la Gaviota Cocinera en el área de estudio y sobre la base de los resultados de este proyecto de tesis (Bertellotti y Yorrio 1999, Yorrio *et al.* 2013, González-Zevallos *et al.* 2017): 1) Fuentes antrópicas terrestres (sub-categorías: basural, planta pesquera y matadero); 2) ambiente terrestre; 3) costas y 4) mar abierto. Dentro de la categoría de "mar abierto", también se evaluó la asociación de las gaviotas durante sus viajes de alimentación con la actividad de las flotas de arrastre. Los diferentes hábitats utilizados por las Gaviotas Cocineras fueron identificados superponiendo las posiciones de alimentación obtenidas de los GPS en una imagen de satélite SPOT (resolución de 15 m) y sobre la base de observaciones de campo realizadas en forma oportunista durante el período de estudio.

Para evaluar las diferencias en los parámetros de los viajes de alimentación entre las temporadas de 2016 y 2017 en la colonia de Punta Tombo, se realizaron modelos lineales mixtos (LMM) para cada uno de los parámetros utilizando la biblioteca nlme (Pinheiro *et al.* 2009) y el programa estadístico R, Versión 3.5.1 (R Development Core Team 2018). Las variables respuesta para cada uno de los modelos fueron: duración del viaje, distancia total recorrida, distancia máxima alcanzada desde la colonia y



el número de hábitats de alimentación visitados por viaje. En todos los casos el año fue considerado como un factor fijo y aleatorio, y la identidad del individuo como factor aleatorio para evitar pseudo-replicación. Cuando fue necesario, se corrigieron los modelos usando una estructura de correlación de simetría compuesta uniforme (CorCompSyM), especificando la función de ponderación de varianza varIdent .

Figura 2.1. (a) Colocación del geoposicionador satelital en un individuo de Gaviota Cocinera y (b) marcado para recaptura.

Resultados

Dieta

Punta Tombo

Metodología convencional

Los resultados de frecuencia de ocurrencia de presas basados en los análisis de lavados estomacales y egagrópilas recolectadas en la colonia de Punta Tombo mostraron que las gaviotas se alimentaron de un amplio espectro trófico durante las temporadas reproductivas 2016 y 2017, con una contribución variable de las diferentes categorías de presas según el año y la etapa del ciclo reproductivo. La composición de la dieta obtenida de los contenidos estomacales consistió en al menos 18 ítems presa diferentes, siendo la categoría peces la más frecuente tanto en las muestras de adultos en incubación como de pichones chicos y grandes (Tabla 2.2). En las dos temporadas reproductivas y en todas las etapas de ciclo, la anchoíta fue el ítem presa más frecuen-

te (Tabla 2.2). Asimismo, se registró que la langostilla tuvo una alta frecuencia de ocurrencia durante la etapa de pichones grandes en 2016 (51,2%; $n = 43$), pero inferiores al 10% en 2017. El alto consumo de langostilla en dicha etapa del 2016 también estuvo acompañado por la frecuencia de ocurrencia más baja de anchoíta (Tabla 2.2). También se registró el consumo de peces de descarte en todas las etapas reproductivas, principalmente merluza común y raneya, además de castañeta en muy baja proporción (Tabla 2.2). A partir de los análisis de similitud realizados, se encontraron diferencias significativas entre las dos temporadas de estudio para las etapas de pichones chicos y pichones grandes (ANOSIM cruzado de dos vías, $R = 0,106$; $p < 0,001$) y también para cada una de las comparaciones por pares ($R = 0,088$; $p < 0,001$). Los ítems presa que más contribuyeron a las diferencias observadas entre las dos temporadas, designados por SIMPER, fueron la anchoíta (33,5%) y la langostilla (30,4%). Asimismo, las presas que más contribuyeron a las diferencias registradas entre las dos etapas de pichones fueron la anchoíta (34,2%), langostilla (26,7%) e himenópteros (11,2%).

A partir del análisis de egagrópilas, la composición de la dieta comprendió al menos 31 tipos diferentes de presas, aunque el 51,6% y el 45,2% de estos tipos de presa mostraron porcentajes de ocurrencias menores al 5% durante 2016 ($n = 174$ egagrópilas) y 2017 ($n = 223$ egagrópilas), respectivamente (Tabla 2.3). Durante 2016, los mejillines presentaron la mayor frecuencia de ocurrencia durante la etapa de pre-puesta (66,2%; $n = 65$), mientras que la langostilla fue la más frecuente en incubación y ambas etapas de pichones (49,2% $n = 65$; 43,2% $n = 44$; y 65,0% $n = 60$ egagrópilas, respectivamente). Durante 2017, las presas con la mayor frecuencia de ocurrencia fueron el cangrejo araña (*Leucippa pentagona*) en la etapa de pre-puesta (35,2%; $n = 71$), los mejillines en la etapa de incubación (21,2%; $n = 85$), la anchoíta en la etapa de pichones chicos (35,8%; $n = 67$) y la langostilla en la etapa de pichones grandes (57,1%; $n = 70$). La composición de la dieta en la colonia Punta Tombo basada en el análisis de egagrópilas difirió significativamente entre los años 2016 y 2017 (ANOSIM cruzado de dos vías, $R = 0,076$; $p < 0,001$), y también para cada una de las comparaciones por pares ($R < 0,164$; $p < 0,001$). Los ítems presa que más contribuyeron a las diferencias entre temporadas, según lo designado por SIMPER, fueron la langostilla (26,4%), y los mejillines (12,1%). Asimismo, las presas que más contribuyeron a la diferencia entre las

etapas fueron, según lo designado por SIMPER, fueron las siguientes: pre-puesta vs. incubación, mejillines (14,9%), langostilla (14,6%) y cangrejo araña (11,9%); pre-puesta vs. pichones chicos, cangrejo araña (13,7%) y mejillines (11,2%); incubación vs. pichones chicos, langostilla (19,7%); pre-puesta vs. pichones grandes, langostilla (24,4%), mejillines (11,9%) y cangrejo araña(11,9%); incubación vs. pichones grandes, langostilla (34,7%); pichones grandes vs. pichones grandes, langostilla (34,7%).

Tabla 2.2. Frecuencias de ocurrencia (%) de presas en muestras de lavados estomacales de Gaviota Cocinera, obtenidos de individuos adultos durante la etapa de incubación (INC) y de pichones durante las etapas de pichones chicos (PCH) y pichones grandes (PG) en la colonia de Punta Tombo en los años 2016 y 2017.

Presas	2016			2017	
	INC (n = 10)	PCH (n = 34)	PG (n = 43)	PCH (n = 41)	PG (n = 42)
Peces	90,0	91,2	58,1	85,4	88,1
<i>Engraulis anchoita</i>	90,0	91,2	51,2	75,6	85,7
Peces sin identificar	0,0	0,0	7,0	12,2	2,4
Crustáceos	20,0	14,7	51,2	4,9	7,1
Peisos petrunkevitchi	0,0	2,9	0,0	2,4	0,0
Munida gregaria	20,0	11,8	51,2	0,0	7,1
<i>Pleoticus muelleri</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	2,4
Crustáceo sin identificar	0,0	0,0	0,0	2,4	0,0
Moluscos	20,0	0,0	2,3	14,6	7,1
Fisurella sp.	0,0	0,0	0,0	4,9	2,4
<i>Ilex argentinus</i>	10,0	0,0	2,3	0,0	2,4
<i>Perumytilus purpuratus</i>	10,0	0,0	0,0	2,4	0,0
<i>Plaxiphora aurata</i>	0,0	0,0	0,0	7,3	4,8
Insectos	0,0	0,0	0,0	22,0	0,0
Coleoptera	0,0	0,0	0,0	2,4	0,0
Hymenoptera	0,0	0,0	0,0	22,0	0,0
Lepidoptera	0,0	0,0	0,0	2,4	0,0
Descarte pesquero	10,0	20,6	25,6	26,8	26,2
<i>Merluccius hubbsi</i>	10,0	11,8	9,3	9,8	4,8
<i>Raneya brasiliensis</i>	0,0	8,8	9,3	17,1	19,1
<i>Nemadactylus bergi</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	2,4
Basura urbana	0,0	0,0	2,3	4,9	2,4
Material Vegetal	0,0	0,0	7,0	0,0	0,0

Tabla 2.3. Frecuencias de ocurrencia (%) de presas en muestras de egagrópilas de Gaviota Cocinera durante las etapas de pre-puesta (PRE), incubación (INC), pichones chicos (PCH) y pichones grandes (PG) obtenidas en la colonia Punta Tombo en los años 2016 y 2017.

Presas	2016				2017			
	PRE (n = 65)	INC (n = 65)	PCH (n = 44)	PG (n = 60)	PRE (n = 71)	INC (n = 85)	PCH (n = 67)	PG (n = 70)
Peces	13,9	18,5	20,5	8,3	8,5	8,2	58,2	28,6
<i>Engraulis anchoita</i>	0,0	3,1	15,9	1,7	2,8	3,5	35,8	17,1,8
Peces sin identificar	13,9	15,4	4,6	6,7	7,0	4,7	22,4	12,7
Crustáceos	70,8	63,1	65,9	78,3	50,7	29,4	22,4	65,7
<i>Leucippa pentagona</i>	43,1	1,5	15,9	1,7	35,2	8,2	4,5	0,0
<i>Halicarcinus planatus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	7,1	1,5	0,0
<i>Ovalipes trimaculatus</i>	3,1	0,0	0,0	1,7	4,2	0,0	0,0	0,0
<i>Carcinus maenas</i>	0,0	0,0	0,0	3,3	0,0	5,9	1,5	2,9
Crustáceo sin identificar	10,8	6,2	0,0	0,0	2,8	3,5	4,5	0,0
<i>Rochinia gracilipes</i>	9,2	0,0	0,0	3,3	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Peltarium spinosum</i>	6,2	0,0	0,0	0,0	2,8	1,2	0,0	0,0
<i>Laurocyclus tuberculosus</i>	3,1	0,0	0,0	1,7	8,5	1,2	1,5	0,0
<i>Exosphaeroma</i> sp.	0,0	0,0	0,0	0,0	2,8	2,4	1,5	1,4
<i>Munida gregaria</i>	7,7	49,2	43,2	65,0	1,4	8,2	7,5	57,1
<i>Pleoticus muelleri</i>	1,5	9,2	11,4	3,3	1,4	7,1	3,0	4,3
Moluscos	83,1	23,1	27,3	16,7	63,4	32,9	16,4	5,7
<i>Trophon geversianus</i>	7,7	0,0	0,0	1,7	22,5	3,5	0,0	0,0
Gasterópodo sin identificar	6,2	0,0	0,0	0,0	1,4	1,2	0,0	0,0
<i>Pareuthria plumbea</i>	9,2	1,5	2,3	0,0	16,9	3,5	0,0	0,0
<i>Mytilus eudilus</i>	3,1	0,0	0,0	0,0	2,8	0,0	0,0	0,0
<i>Aulacomya atra</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	4,2	1,2	0,0	0,0
<i>Permytilu spurpuratus</i>	66,2	15,4	11,4	8,3	21,1	21,2	4,5	4,3
<i>Brachidontes rodriguezii</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	1,4	1,2	0,0	0,0
<i>Plaxiphora aurata</i>	32,3	4,6	13,6	15,0	25,4	10,6	9,0	1,4
<i>Chaetopleura isabellei</i>	10,8	3,1	2,3	1,7	11,3	1,2	4,5	1,4
<i>Turritella</i> sp.	1,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,5	0,0
<i>Fisurella</i> sp.	10,8	3,1	9,1	8,3	22,5	5,9	7,5	2,9
Poliquetos	7,7	15,4	9,1	3,3	4,2	11,8	3,0	0,0
<i>Aphrodita aculeata</i>	7,7	15,4	9,1	3,3	4,2	11,8	3,0	0,0
Equinodermos	0,0	1,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Asteroidea	0,0	1,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Insectos	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	31,3	0,0
Hymenoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	31,3	0,0
Aves	1,5	0,0	0,0	1,7	2,8	3,5	3,0	0,0
Descarte pesquero	10,8	16,9	22,7	13,3	15,5	23,5	19,5	22,9
<i>Merluccius hubbsi</i>	1,5	6,2	20,5	10,0	12,7	10,6	10,5	15,7
<i>Raneya brasiliensis</i>	9,2	7,7	4,6	5,0	4,2	12,9	9,0	8,6
<i>Cynoscion guatucupa</i>	0,0	4,6	0,0	0,0	0,0	1,2	0,0	0,0
Basura urbana	4,6	0,0	0,0	1,7	9,9	9,4	3,0	0,0
Gramminea	20,0	30,8	36,4	20,0	4,2	18,8	9,0	1,4
Algas	21,5	1,5	0,0	0,0	5,6	10,6	1,5	1,4

Tabla 2.4. Valores de isótopos estables de nitrógeno ($\delta^{15}\text{N}$) y carbono ($\delta^{13}\text{C}$) de las principales presas de Gaviota Cocinera en Punta Tombo e Isla Vernaci Este seleccionadas para los modelos de mezcla de isótopos. Los valores se expresan como medias (\pm DE).

		$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)
Punta Tombo			
anchoíta	(n = 10)	$-18,84 \pm 0,52$	$15,57 \pm 0,60$
descarte (merluza común y raneya)	(n = 40)	$-17,13 \pm 0,49$	$16,86 \pm 0,60$
mejillín	(n = 10)	$-17,17 \pm 0,22$	$12,78 \pm 0,15$
langostilla	(n = 5)	$-19,38 \pm 0,43$	$14,27 \pm 0,44$
Isla Vernaci Este			
anchoíta	(n = 10)	$-18,04 \pm 0,36$	$15,98 \pm 0,73$
descarte (Merluza Común)	(n = 30)	$-17,00 \pm 0,83$	$16,03 \pm 0,64$
invertebrados de intermareal (mejillín y cangrejo verde)	(n = 13)	$-17,75 \pm 0,59$	$13,06 \pm 0,55$
basura (pollo y carne vacuna)	(n = 5)	$-19,27 \pm 1,63$	$5,08 \pm 1,94$

Isotopos estables

Los valores promedio de $\delta^{13}\text{C}$ de adultos de Gaviota Cocinera en etapa de incubación para el año 2016 en Punta Tombo oscilaron entre $-16,5$ y $-18,2\%$, mientras que los de $\delta^{15}\text{N}$ variaron entre $16,5$ y $18,8\%$ (Fig. 2.2a). Para la etapa de incubación del año 2017, los valores promedio de $\delta^{13}\text{C}$ variaron entre $-16,8$ y $-18,5\%$ y los de $\delta^{15}\text{N}$ entre $16,0$ y $18,8\%$ (Fig. 2.2a). Por otra parte, los valores promedio de $\delta^{13}\text{C}$ de adultos durante la etapa de pichones oscilaron entre $-17,3$ y $-18,5\%$ y los de $\delta^{15}\text{N}$ entre $17,4$ y $18,4\%$ (Fig. 2.2b). Los análisis de sensibilidad de los polígonos de mezcla (usando 1500 iteraciones), realizados para la comparación entre temporadas y entre etapas mostraron que los valores isotópicos obtenidos de todos los individuos, utilizando los DTDFs y los valores isotópicos de las presas principales (Tabla 2.4) determinadas a partir de la dieta convencional, fueron incluidos en más del 95% de los polígonos de mezcla simulados, validando los modelos de mezcla propuestos. Teniendo en cuenta los valores isotópicos de las gaviotas durante la incubación, la presa principal fue el descarte en los dos años ($\text{Desc.}_{2016} = 47 \pm 4$; $\text{Desc.}_{2017} = 52 \pm 5$), seguida por los mejillines ($\text{Mej.}_{2016} = 29 \pm 4$; $\text{Mej.}_{2017} = 24 \pm 5$), y la anchoíta ($\text{Anch.}_{2016} = 14 \pm 6$; $\text{Anch.}_{2017} = 14 \pm 7$) (Fig. 2.3a-b). Por otro lado, los valores isotópicos de los adultos durante la etapa de cría de pi-

chones del año 2016 mostraron un uso similar de las cuatro presas incluidas en el análisis (anchoíta = 29 ± 10 ; descarte = 27 ± 7 ; langostilla = 22 ± 9 ; mejillines = 20 ± 6 ; Fig. 2.3c).

Los valores promedio de $\delta^{13}\text{C}$ de pichones de Gaviota Cocinera para el año 2016 oscilaron entre $-17,3$ y $-20,57\text{‰}$ mientras que los de $\delta^{15}\text{N}$ variaron entre $17,5$ y $18,2\text{‰}$ (Fig. 2.1c). Para el año 2017, los valores promedio de $\delta^{13}\text{C}$ de los pichones variaron entre $-16,9$ y $-17,7\text{‰}$ y los de $\delta^{15}\text{N}$ entre $17,2$ y $18,6 \text{‰}$ (Fig. 2.2c). El análisis de sensibilidad del polígono de mezcla (usando 1500 iteraciones), realizados para la comparación entre temporadas mostró que los valores isotópicos de las muestras de todos los individuos, utilizando los DTDFs y los valores isotópicos de las presas principales, determinadas a partir de la dieta convencional, fueron incluidos en más del 95% de los polígonos de mezcla simulados, validando el modelo de mezcla propuesto. Teniendo en cuenta los valores isotópicos de los pichones capturados en el 2016, el aporte de las presas principales fue bastante similar entre sí, siendo la anchoíta (29 ± 6) y el descarte (25 ± 4) las que presentaron las proporciones más altas (Fig. 2.3d). Por otro lado, los valores isotópicos de los pichones en 2017 mostraron una mayor proporción en las presas de descarte (39 ± 3), seguida por los mejillines (28 ± 3), y la anchoíta (21 ± 5) (Fig. 2.3e).

A partir de los diagramas de mezcla realizados para adultos y pichones, se comparó la contribución estimada del descarte entre las dos temporadas de estudio (Fig. 2.4). En el caso de los adultos, la probabilidad calculada por el modelo de que la incorporación del descarte sea mayor en el año 2016 que en 2017 fue alta (0,75) (Fig. 2.1a), aunque no se registraron grandes diferencias en las proporciones de descarte entre las temporadas (Fig. 2.4a). Los valores isotópicos de los pichones, por su parte, reflejan un incremento en la proporción de presas del descarte en el año 2017, donde la probabilidad calculada por el modelo de que esta sea mayor fue de 0,99 (Fig. 2.1c). Por otro lado, a partir de los valores isotópicos de adultos durante la temporada 2016 mostró que la proporción de descarte disminuyó en la etapa de cría de pichones en relación a la etapa de incubación (Fig. 2.5). La probabilidad obtenida por el modelo de que el consumo de descarte fuera mayor en etapa de incubación fue de 0,95 (Fig. 2.1b).

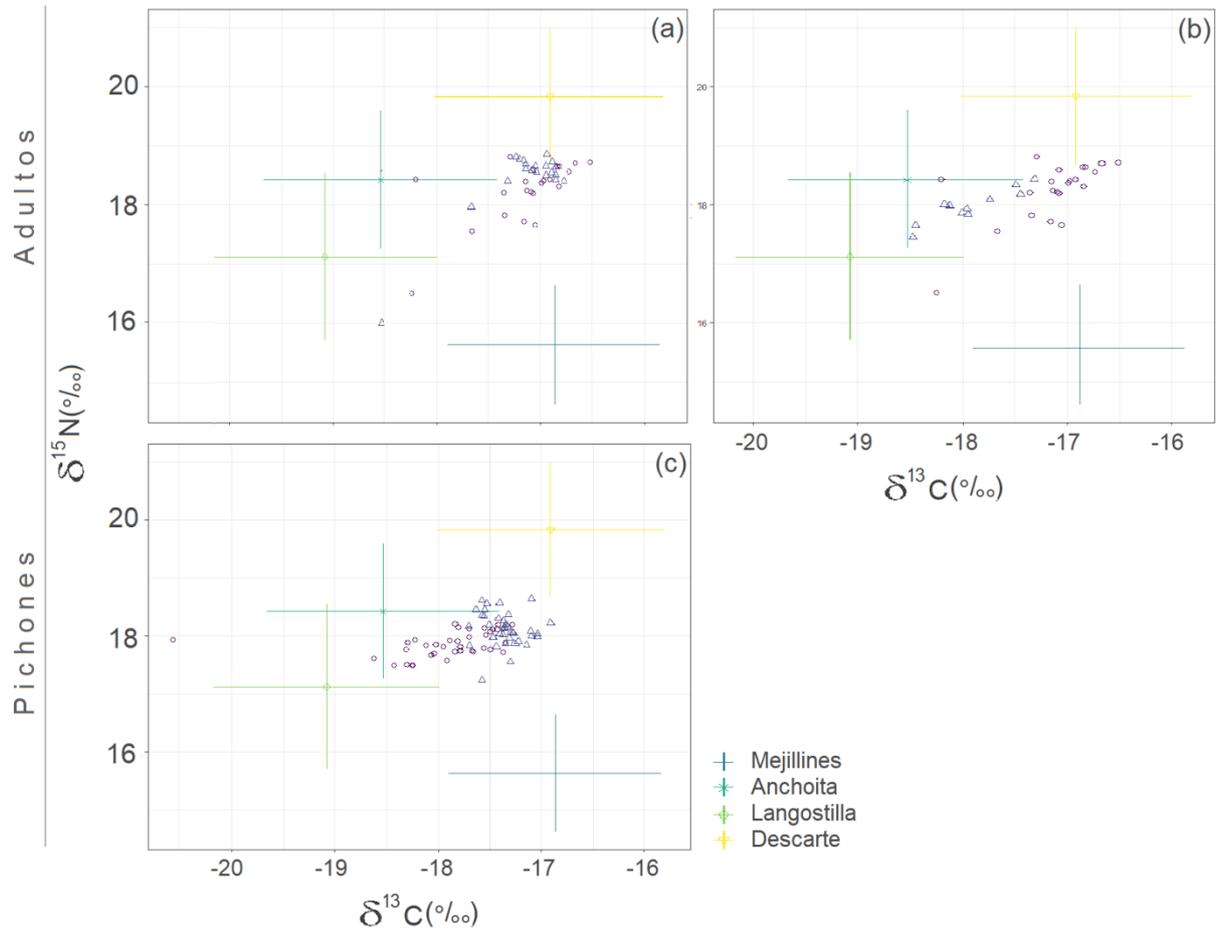


Figura 2.2. Diagrama de mezcla de isotopos estables de nitrógeno-carbono mostrando los valores isotópicos de las potenciales presas y de la sangre de adultos y pichones de Gaviota Cocinera en la colonia de Punta Tombo: (a) sangre de adultos en etapa de incubación durante las temporadas de 2016 (círculos) y 2017 (triángulos); (b) sangre de adultos en etapa de incubación (círculos) y de cría de pichones (triángulos) para el año 2016; (c) sangre de pichones durante las temporadas de 2016 (círculos) y 2017 (triángulos).

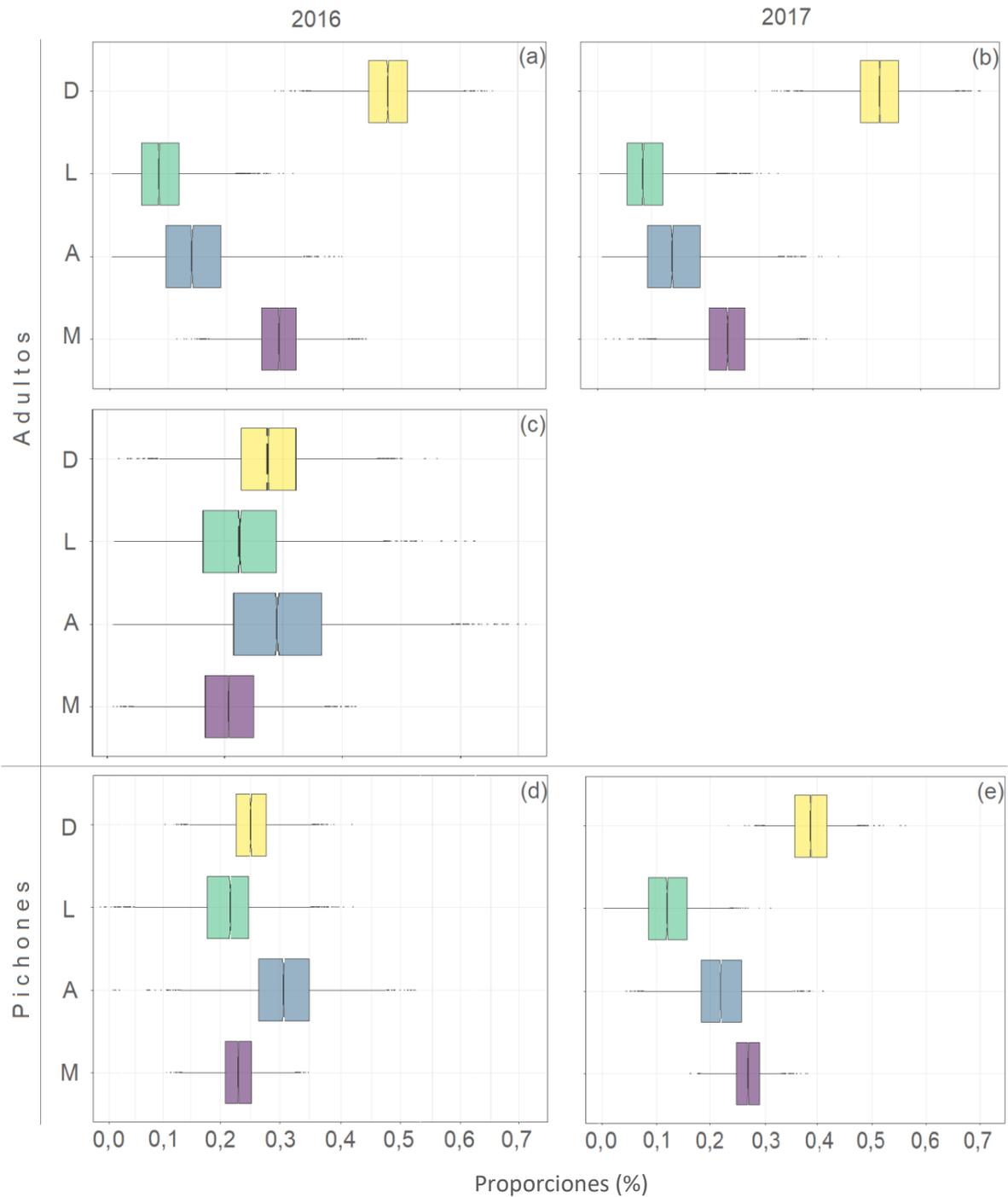


Figura 2.3. Resultados del modelo SIMMR (95, 75 y 50% intervalos de credibilidad) mostrando la contribución estimada de las principales presas en la dieta de adultos y pichones de Gaviota Cocinera en Punta Tombo: (a) adultos en etapa de incubación para el año 2016; (b) adultos en etapa de incubación para el año 2017; (c) adultos en etapa de cría de pichones en el año 2016; (d) pichones en el año 2016; y (e) pichones en el año 2017. En los ejes y se presentan las categorías de presas: descarte (D), langostilla (L), anchoíta (A) y mejillín (M).

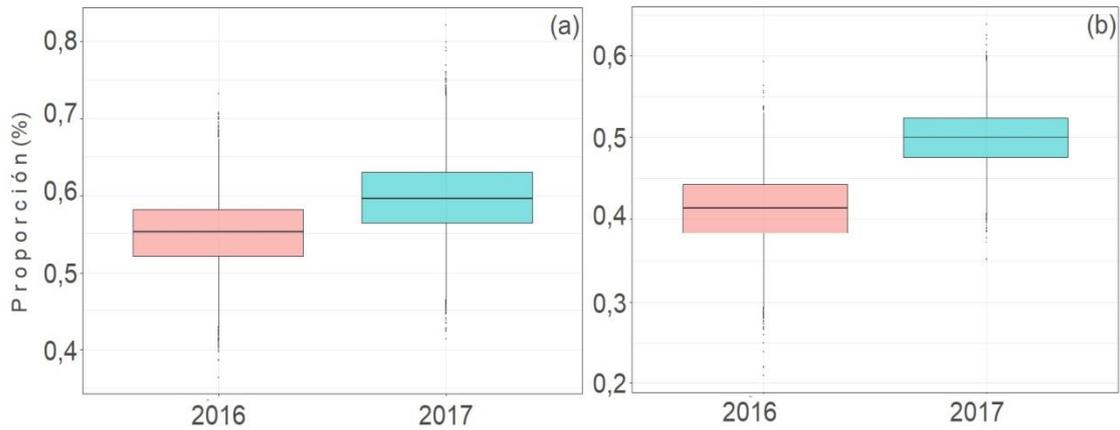


Figura 2.4. Resultados del modelo SIMMR (95, 75 y 50% intervalos de credibilidad) mostrando la contribución estimada de las presas de descarte en la dieta de adultos de Gaviota Cocinera de manera comparada entre la etapa de incubación (Inc) y de cría de pichones (CP) durante el año 2016 en la colonia de Punta Tombo.

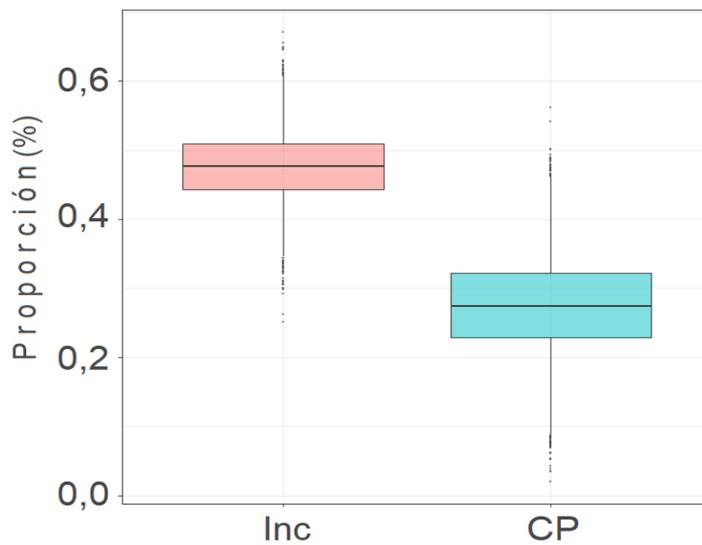


Figura 2.5. Resultados del modelo SIMMR (95, 75 y 50% intervalos de credibilidad) mostrando la contribución estimada de las presas de descarte en la dieta de (a) adultos y (b) pichones de Gaviota Cocinera de manera comparada entre 2016 (boxplot rosa) y 2017 (boxplot verde) en la colonia de Punta Tombo.

Isla Vernaci Este

Dieta convencional

El análisis de las muestras de contenido estomacal de adultos en incubación durante 2015, 2016 y 2017 en Isla Vernaci Este mostró un amplio espectro trófico con al menos 24 ítems presa (Tabla 2.5). La anchoíta y la merluza común (descarte de pesca) fueron las presas más frecuentes en los adultos en 2015 (41,4 y 48,3%, respectivamente; $n = 29$), mientras que la anchoíta seguida de la merluza común lo fueron en el 2016 (37,5 y 25,0%, respectivamente; $n = 16$). En el 2017, la presa más frecuente fue la merluza común, con el 56,3% de frecuencia de ocurrencia ($n = 16$). Por su parte, la langostilla fue la presa más frecuente en la dieta de los pichones (95%; $n = 20$), seguida de la anchoíta (50%). La composición de la dieta basada en muestras de contenido estomacal de adultos durante la etapa de incubación fue significativamente diferente entre los tres años de estudio (ANOSIM de una vía, R Global = 0,088; $p < 0,01$). Los tipos de presas que más contribuyeron a la diferencia observada fueron la merluza común, la anchoíta y los peces sin identificar (SIMPER; 20,9%, 17,4% y 10,2%, respectivamente).

Los resultados obtenidos en el análisis de egagrópilas también mostraron un amplio espectro trófico. La composición de la dieta comprendió al menos 34 tipos diferentes de presas, aunque el 56,2%, el 70,6% y el 61,8% de estos tipos de presas mostraron porcentajes de ocurrencias iguales o menores al 5% durante 2015 ($n = 60$), 2016 ($n = 197$) y 2017 ($n = 175$) (Tabla 2.6). En 2015, el cangrejo verde presentó la mayor frecuencia de ocurrencia (45,0%) seguido por el mejillín *P. purpuratus* (33,3%) ($n = 60$). Durante 2016, el mejillín presentó la mayor frecuencia de ocurrencia en las tres etapas estudiadas (80,6; 51,9; y 64,8% en las etapas de pre-puesta, incubación y pichones chicos, respectivamente; Tabla 2.5). Durante 2017, el mejillín mostró la mayor frecuencia de ocurrencia en la etapa de pre-puesta (70,3%; $n = 74$) mientras que el cangrejo verde mostró la mayor frecuencia de ocurrencia en la etapa temprana de pichones (52,5%, $n = 101$). El análisis de las egagrópilas de Isla Vernaci Este mostró que la composición de la dieta en la etapa de incubación difirió significativamente entre los años 2015 y 2016 (ANOSIM unidireccional, R Global = 0,047; $p < 0,01$), al igual que en la etapa de pichones chicos entre los años 2016 y 2017 (ANOSIM unidireccional, R Global = 0,099; $p < 0,001$). La composición de la dieta durante la etapa de pre-puesta, en

cambio, fue similar entre años (ANOSIM unidireccional, R Global = -0,005; p = 0,590). Los ítems presa que más contribuyeron a la diferencia observada en la composición de la dieta entre años fueron el mejillín y el cangrejo verde (SIMPER; 17,8 y 16,8%, respectivamente). Se encontraron diferencias significativas entre las etapas reproductivas en 2016 (ANOSIM unidireccional, R Global = 0,058; p < 0,02). Las diferencias significativas se observaron entre las etapas de pre-puesta e incubación (ANOSIM unidireccional, R Global = 0,091; p < 0,001) y entre las etapas de pre-puesta y pichones chicos (ANOSIM unidireccional, R Global = 0,059; p < 0,002), mientras que la composición de la dieta fue similar entre la incubación y las etapas de pichones chicos (ANOSIM unidireccional, R Global = 0,023; p = 0,11). Los tipos de presas que más contribuyeron a la diferencia observada en la composición de la dieta fueron el mejillín, el cangrejo verde y el mejillón (*Mytilus edulis*) (SIMPER; 18,1-19,5%; 12,5-18,2%; y 10,30%, respectivamente). Durante el 2017, la composición de la dieta difirió significativamente entre las etapas de pre-puesta y pichones chicos (ANOSIM unidireccional, R Global = 0,181; p < 0,001). Los ítems presa que más contribuyeron a las diferencias observadas fueron el mejillón y el cangrejo verde (SIMPER; 19,2 y 16,6%, respectivamente).

Tabla 2.5. Frecuencias de ocurrencia (%) de presas de Gaviota Cocinera en muestras de lavados estomacales de adultos durante la etapa de incubación (INC) en los años 2015, 2016 y 2017, y de pichones grandes (PG) en 2016 en Isla Vernaci Este.

	2015	2016		2017
	INC (n = 29)	INC (n = 16)	PG (n = 20)	INC (n = 16)
Peces	55,2	68,8	65,0	31,3
<i>Engraulis anchoita</i>	41,4	37,5	50,0	12,5
<i>Notomyxine tridentiger</i>	13,8	0,0	0,0	0,0
Peces sin identificar	10,3	50,0	25,0	18,8
Crustáceos	20,7	25,0	100,0	31,3
<i>Carcinus maenas</i>	0,0	0,0	0,0	6,3
<i>Leucippa pentagona</i>	0,0	0,0	0,0	6,3
<i>Munida gregaria</i>	6,9	0,0	95,0	18,8
<i>Peisos petrunkevitchi</i>	6,9	6,3	0,0	0,0
<i>Pleoticus muelleri</i>	3,5	0,0	0,0	0,0
<i>Idotea balthica</i>	0,0	6,3	0,0	0,0
<i>Exosphaeroma</i> sp.	3,5	0,0	0,0	6,3
<i>Balanus glandula</i>	0,0	0,0	0,0	6,3
Crustáceos sin identificar	0,0	18,8	5,0	0,0
Moluscos	13,8	18,8	15,0	25,0
<i>Trophon geversianus</i>	0,0	0,0	0,0	6,3
<i>Pareuthria plumbea</i>	6,9	0,0	0,0	0,0
<i>Perumytilus purpuratus</i>	6,9	6,3	15,0	18,8
<i>Plaxiphora aurata</i>	0,0	6,3	0,0	0,0
<i>Fisurella</i> sp.	0,0	0,0	0,0	12,5
Moluscos sin identificar	0,0	6,3	0,0	6,3
Insectos	0,0	12,5	20,0	6,3
Coleoptera	0,0	6,3	5,0	6,3
Lepidoptera	0,0	6,3	0,0	0,0
Insectos sin identificar	0,0	0,0	15,0	0,0
Poliquetos	0,0	6,3	5,0	0,0
Polynoidae	0,0	6,3	5,0	0,0
Aves	0,0	0,0	0,0	6,3
Descarte pesquero	0,0	25,1	30,1	56,2
<i>Merluccius hubbsi</i>	48,3	25,0	30,0	56,3
Basura urbana	13,8	6,3	10,0	12,5
Material vegetal	0,0	6,3	5,0	12,5
Gramminea	0,0	6,3	5,0	12,5

Tabla 2.6. Frecuencias de ocurrencia (%) de presas en muestras de egagrópilas de Gaviota Cocinera durante las etapas de pre-puesta (PRE), incubación (INC) y pichones chicos (PCH) obtenidas en la colonia Isla Vernaci Este en los años 2015, 2016 y 2017.

	2015		2016			2017	
	INC (n = 60)	PP (n = 62)	INC (n = 81)	PCH (n = 54)	PP (n = 74)	INC (n = 0)	PCH (n = 101)
Peces	13,3	4,8	6,2	7,4	9,5	--	27,7
<i>Engraulis anchoita</i>	1,7	0,0	1,2	1,9	0,0	--	1,0
Huevos de pejerrey	0,0	0,0	0,0	0,0	2,7	--	17,8
Peces sin identificar	11,7	4,8	4,9	5,6	6,8	--	8,9
Crustáceos	60,0	29,9	71,6	59,3	45,9	--	69,3
<i>Carcinus maenas</i>	45,0	6,5	46,9	24,1	12,2	--	52,5
<i>Leucippa pentagona</i>	1,7	12,9	18,5	14,8	13,5	--	2,0
<i>Halicarcinus planatus</i>	0,0	0,0	1,2	0,0	0,0	--	1,0
<i>Peltarion spinosulum</i>	0,0	0,0	1,2	3,7	2,7	--	3,0
<i>Cyrtograpsus altimanus</i>	0,0	1,6	7,4	13,0	2,7	--	2,0
<i>Munida gregaria</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	--	3,0
<i>Pleoticus muelleri</i>	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0	--	0,0
<i>Idotea balthica</i>	0,0	0,0	1,2	0,0	0,0	--	0,0
<i>Exosphaeroma</i> sp.	0,0	0,0	1,2	1,9	0,0	--	0,0
<i>Balanus glandula</i>	0,0	1,6	3,7	9,3	14,9	--	5,9
Crustáceos sin identificar	16,7	6,5	7,4	0,0	8,1	--	6,9
Moluscos	46,7	83,9	69,1	74,1	83,8	--	43,6
<i>Trophon geversianus</i>	0,0	14,5	13,6	5,6	9,5	--	5,0
<i>Pareuthria pumbea</i>	1,7	24,2	11,1	13,0	14,9	--	3,0
<i>Aulacomya atra</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	2,7	--	2,0
<i>Mytilus edulis</i>	0,0	12,9	11,1	24,1	25,7	--	8,9
<i>Permytilus purpuratus</i>	33,3	80,6	51,9	64,8	70,3	--	25,7
<i>Plaxiphora aurata</i>	10,0	8,1	14,8	13,0	9,5	--	7,9
<i>Cheatopleura isabellei</i>	0,0	0,0	3,7	0,0	0,0	--	8,9
<i>Tegula patagonica</i>	0,0	1,6	2,5	5,6	1,4	--	2,0
<i>Turbonilla madrynensis</i>	5,0	1,6	1,2	3,7	0,0	--	0,0
<i>Fisurella</i> sp.	0,0	1,6	4,9	3,7	4,1	--	7,9
<i>Crepidula protea</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	1,4	--	1,0
<i>Siphonaria lessonii</i>	0,0	0,0	0,0	1,9	1,4	--	0,0
Moluscos sin identificar	0,0	1,6	1,2	3,7	1,4	--	3,0
Poliquetos	1,7	0,0	0,0	1,9	2,7	--	2,0
<i>Aphrodita longicornis</i>	1,7	0,0	0,0	1,9	2,7	--	1,0
Polynoidae	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	--	1,0
Equinodermos	0,0	0,0	1,2	0,0	0,0	--	1,0
<i>Anasterias minuta</i>	0,0	0,0	1,2	0,0	0,0	--	1,0
Insectos	0,0	1,6	2,5	3,7	2,7	--	5,0
Hymenoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	--	2,0
Coleoptera	0,0	1,6	1,2	3,7	1,4	--	1,0
Insectos sin identificar	0,0	0,0	1,2	0,0	1,4	--	2,0
Aves	1,7	3,2	0,0	1,9	1,4	--	3,0
Descarte pesquero	5,0	0,0	1,2	1,9	0,0	--	4,0

	2015		2016			2017	
	INC (n = 60)	PP (n = 62)	INC (n = 81)	PCH (n = 54)	PP (n = 74)	INC (n = 0)	PCH (n = 101)
<i>Merluccius hubbsi</i>	5,0	0,0	0,0	0,0	0,0	--	4,0
<i>Raneya brasiliensis</i>	1,7	0,0	1,2	1,9	0,0	--	0,0
Basura urbana	8,3	1,6	4,9	3,7	5,4	--	6,9
Material vegetal	26,7	6,5	4,9	1,9	6,8	--	6,9
Gramminea	0,0	3,2	0,0	0,0	0,0	--	1,0
Algas	26,7	3,2	4,9	1,9	6,8	--	5,9

Isotopos estables

Los valores promedio de $\delta^{13}\text{C}$ de adultos de Gaviota Cocinera durante la incubación en el año 2015 oscilaron entre -16,9 y -18,6‰ mientras que los de $\delta^{15}\text{N}$ variaron entre 14,9 y 18,7‰ (Fig. 2.6a). Para el año 2016 los valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ de las gaviotas variaron entre -15,4 y -19,6‰, y los de $\delta^{15}\text{N}$ entre 13,7 y 19,2‰ (Fig. 2.6a). Los valores promedio de $\delta^{13}\text{C}$ registrados para el año 2017 oscilaron entre -17,6 y -24,7‰ mientras que los de $\delta^{15}\text{N}$ variaron entre 11,0 y 18,4‰ (Fig. 2.6a). Por otra parte, para los adultos capturados durante la etapa de cría de pichones de 2016 los valores de $\delta^{13}\text{C}$ variaron entre -16,7 y 17,6‰, y los de $\delta^{15}\text{N}$ entre 17,5 y 18,5‰ (Fig. 2.6b). Los análisis de sensibilidad de los polígonos de mezcla (usando 1500 iteraciones), realizados para la comparación entre temporadas y etapas mostraron que los valores isotópicos de las muestras de todos los individuos, utilizando los DTDFs y los valores isotópicos de las presas principales, fueron incluidos en más del 95% de los polígonos de mezcla simulados, validando el modelo de mezcla propuesto. Teniendo en cuenta los valores isotópicos de las gaviotas durante la incubación de 2015, las presas principales fueron la anchoíta (55 ± 9) y el descarte, representado por la merluza común (24 ± 10), mientras que las proporciones de invertebrados de intermareal y basura fueron inferiores al 10% (Fig. 2.7a). Para el año 2016 las principales presas también fueron la anchoíta y la merluza común (33 ± 15 y 32 ± 20 , respectivamente), mientras que las proporciones de basura (18 ± 4) y los invertebrados (16 ± 9) fueron relativamente bajas, pero se incrementaron respecto al año 2015 en un 8 y 6%, respectivamente (Fig. 2.7b). Por último, para el año 2017 las proporciones más altas fueron para la anchoíta (48 ± 11) y la basura (36 ± 6), mientras que el aporte del descarte (10 ± 8) y los invertebrados (5 ± 4) fue considerablemente más bajo, incluso con respecto a los años anteriores (Fig. 2.7d).

Por otro lado, los valores isotópicos de los adultos durante la etapa de cría de pichones de 2016 mostraron que las presas principales fueron el descarte (40 ± 15) y la anchoíta (36 ± 12), mientras que para los invertebrados fue de 16 ± 7 y para la basura de 7 ± 3 (Fig. 2.7c).

La incorporación del descarte en la etapa de incubación fue variable a lo largo de los tres años, siendo más alta durante del año 2016, seguido del 2015 y por último el 2017 (Fig. 2.8a). Esta relación fue corroborada por el modelo, reflejando la probabilidad más alta (Tabla 2.7). Por otra parte, la incorporación de basura se fue incrementando a lo largo del tiempo, de 2015 a 2017 (Fig. 2.8b). Este aumento entre temporadas de estudio fue también corroborado con la probabilidad más alta calculada a partir del modelo (Tabla 2.7).

Por otra parte, la proporción de descarte estimada a partir de los valores isotópicos de adultos durante la temporada de 2016 (Fig. 2.9a) aumentó en la etapa de cría de pichones en relación a la etapa de incubación, siendo la probabilidad calculada por el modelo de 0,64 (Fig. 2.6b). Por el contrario, durante el año 2016 la proporción de basura disminuyó considerablemente en la etapa de pichones, donde la probabilidad calculada por el modelo de que esto ocurra fue de 0,99 (Fig. 2.9b).

Tabla 2.7. Comparación estadística calculada por el modelo SIMMR (probabilidades) entre los años de estudio con respecto a las proporciones de descarte y basura en la dieta de adultos de Gaviota Cocinera en la colonia de Isla Vernaci Este.

Fuente	Combinaciones posibles	Probabilidad
Descarte	2016>2015>2017	0,4942
	2015>2016>2017	0,2684
	2015>2017>2016	0,0975
Basura	2017>2016>2015	0,9386
	2017>2015>2016	0,0565
	2016>2017>2015	0,0049

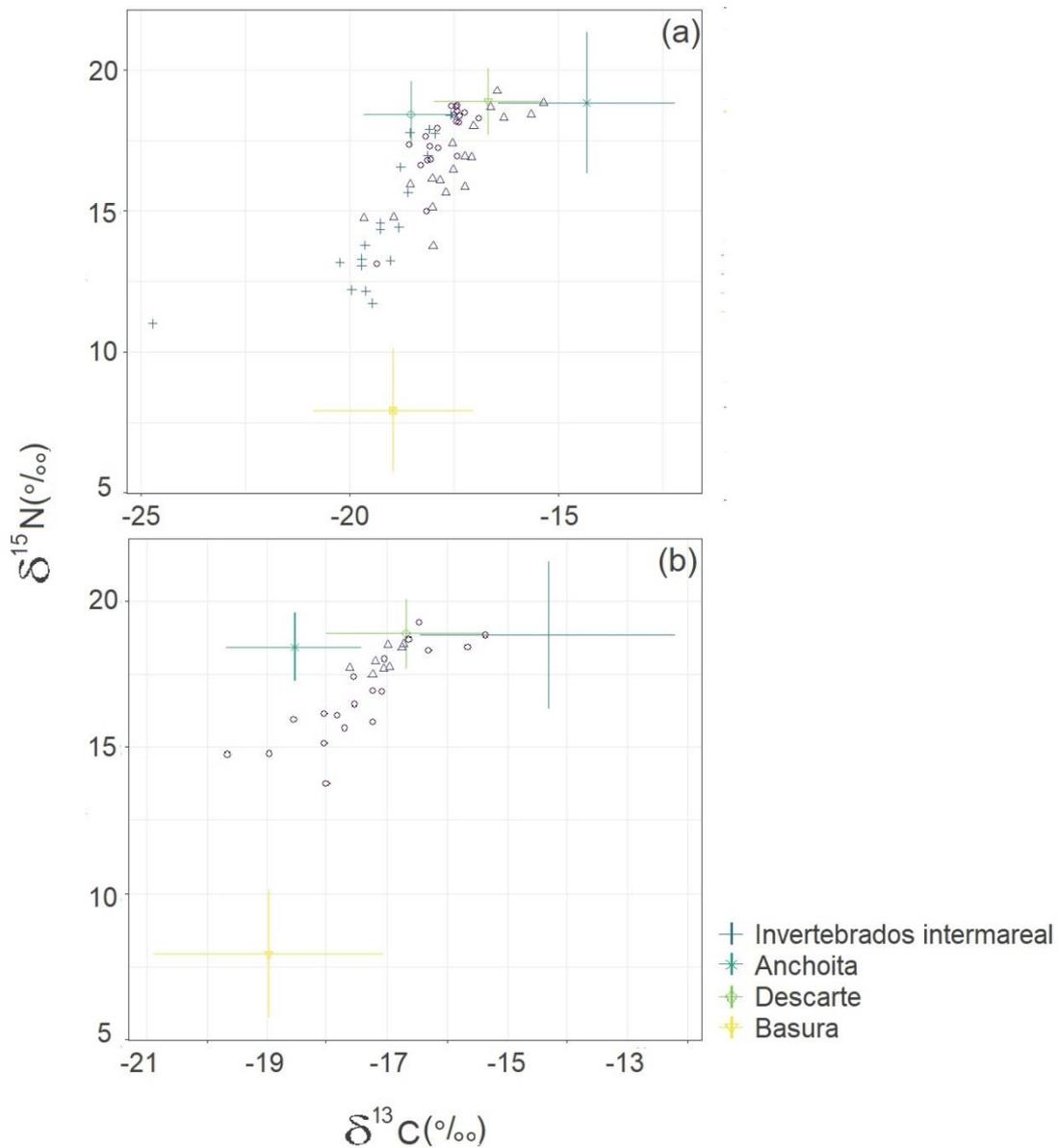


Figura 2.6. Diagrama de mezcla de isotopos estables de nitrógeno-carbono mostrando los valores isotópicos de las potenciales presas y de la sangre de adultos de Gaviota Cocinera en la colonia de Isla Vernaci Este: (a) sangre de adultos en etapa de incubación durante las temporadas de 2015 (círculos), 2016 (triángulos) y 2017(cruces); (b) sangre de adultos en etapa de incubación (círculos) y de cría de pichones (triángulos) para el año 2016.

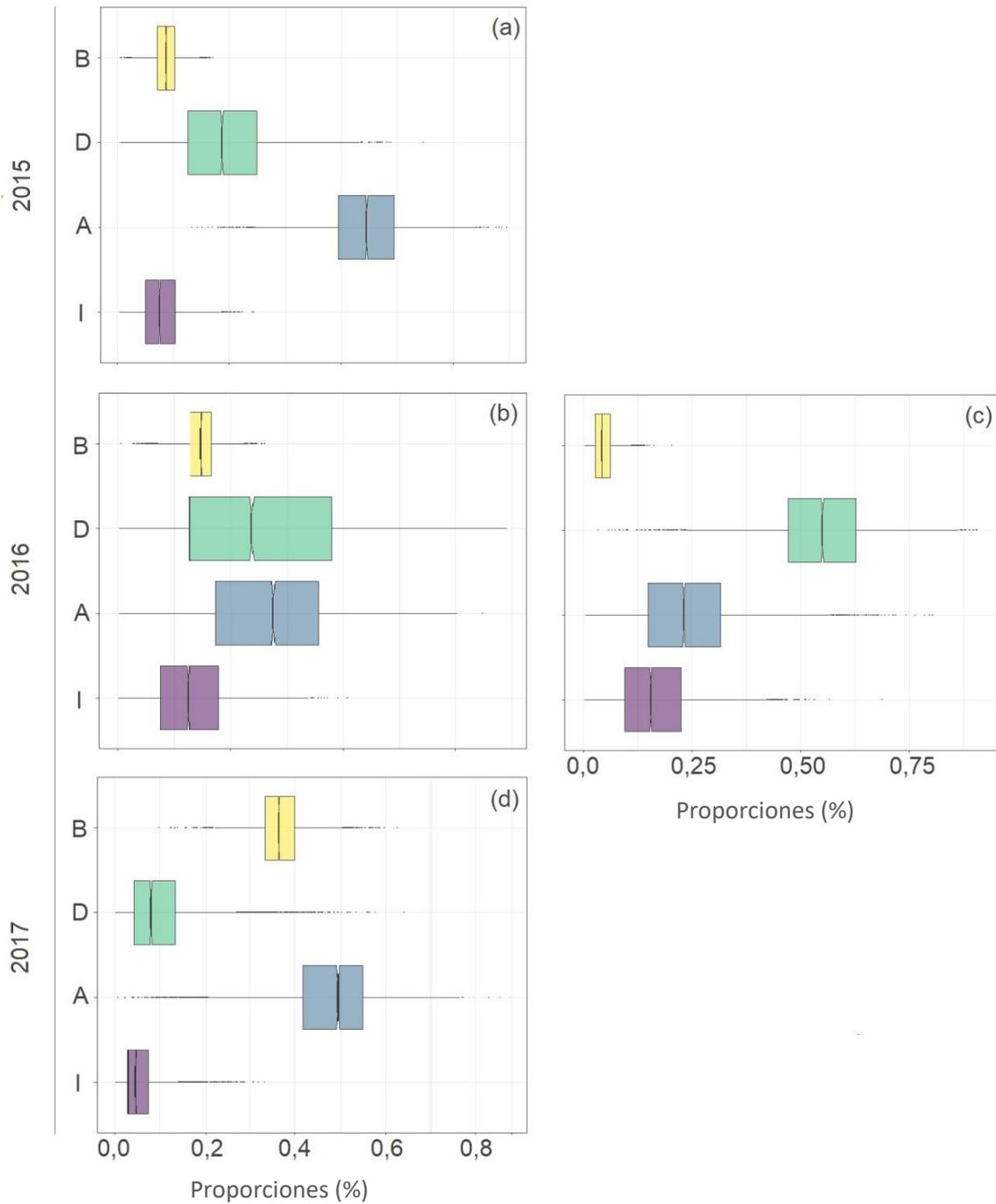


Figura 2.7. Resultados del modelo SIMMR (95, 75 y 50% intervalos de credibilidad) mostrando la contribución estimada de las principales presas en la dieta de adultos de Gaviota Cocinera en la colonia Isla Vernaci Este: (a) adultos en etapa de incubación para el año 2015; (b) adultos en etapa de incubación para el año 2016; (c) adultos en etapa de cría de pichones para el año 2016; (d) adultos en etapa de incubación para el año 2017. En los ejes y se presentan las categorías de presas: basura (B), descarte (D), anchoíta (A) e invertebrados de intermareal (I)

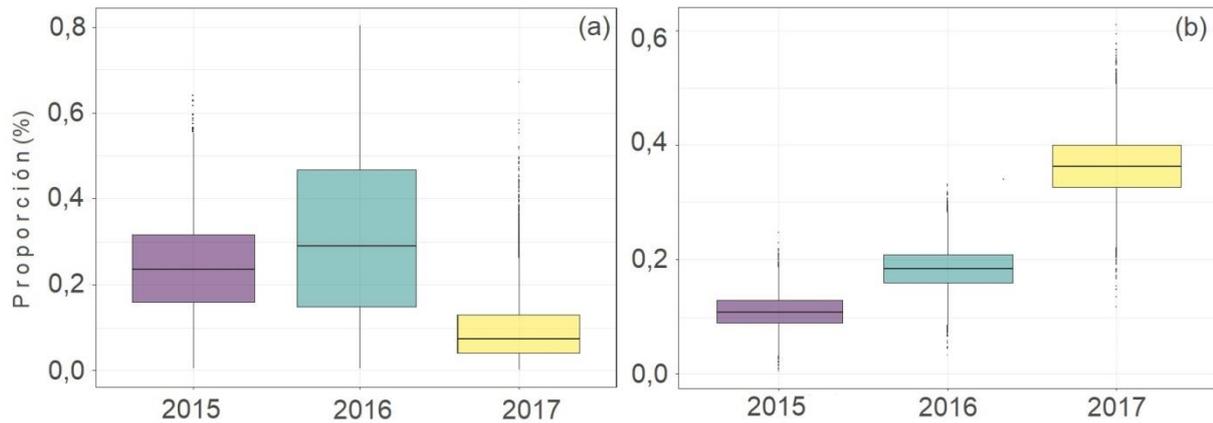


Figura 2.8. Resultados del modelo SIMMR (95, 75 y 50% intervalos de credibilidad) mostrando la contribución estimada de las presas de descarte (a) y la basura (b) en la dieta de adultos de Gaviota Cocinera de manera comparada entre 2015 (boxplot violeta), 2016 (boxplot celeste) y 2017 (boxplot amarillo) en la colonia de Isla Vernaci Este.

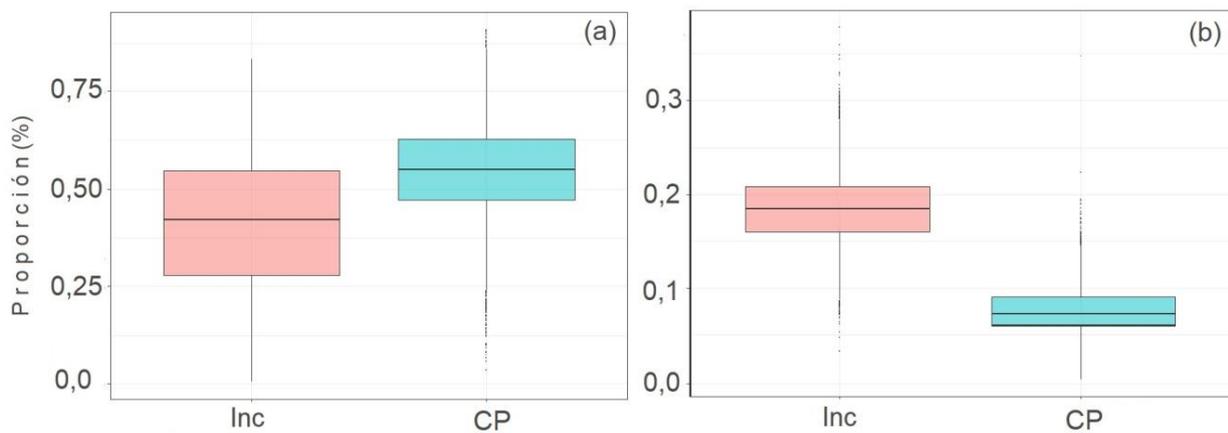


Figura 2.9. Resultados del modelo SIMMR (95, 75 y 50% intervalos de credibilidad) mostrando la contribución estimada de las presas de descarte (a) y la basura (b) en la dieta de adultos de Gaviota Cocinera de manera comparada entre la etapa de incubación (Inc) y de cría de pichones (CP) durante el año 2016 en la colonia de Isla Vernaci Este.

Ecología espacial

Pesquerías

El esfuerzo de la flota costera de arrastre presentó un patrón similar durante los tres meses de las temporadas 2016 y 2017. Asimismo, la zona de mayor esfuerzo (sur de la distribución de la flota) se encontró entre 50 y 60 km de distancia de la colonia. A partir de la grilla de intensidad de uso, se observó que en el año 2016 se incrementó el esfuerzo hacia el final de la temporada. Sin embargo, durante la temporada reproductiva 2017 el esfuerzo de la flota costera fue similar entre los dos meses, pero considerablemente mayor que en la primer temporada (Fig. 2.10).

Por otro lado, el esfuerzo de la flota que opera en el norte del Golfo San Jorge durante la temporada de 2016 mantuvo un patrón similar, concentrándose la zona de mayor actividad en los meses de noviembre y diciembre a 10 y 25 km de distancia de la colonia, respectivamente. En enero de la misma temporada, la actividad de la flota se desplazó hacia el sur a unos 32 km de distancia de la colonia. En la temporada de 2017 el esfuerzo durante los meses de noviembre y diciembre se concentró entre los 10 y los 12 km de la colonia (Fig. 2.11).

Con respecto a los períodos en los cuales se instrumentaron las Gaviotas Cocineras con los GPS en Punta Tombo, el promedio de embarcaciones de la flota de interés que operó en esos días fue de $22,1 \pm 5,6$. Durante la temporada de 2017, esfuerzo de la pesca aumentó, mostrando un promedio de embarcaciones por día de $31,0 \pm 3,8$. Por otro lado, para el Golfo San Jorge en el año 2015, el promedio de embarcaciones que operó en la zona por día fue de 3 ± 1 .

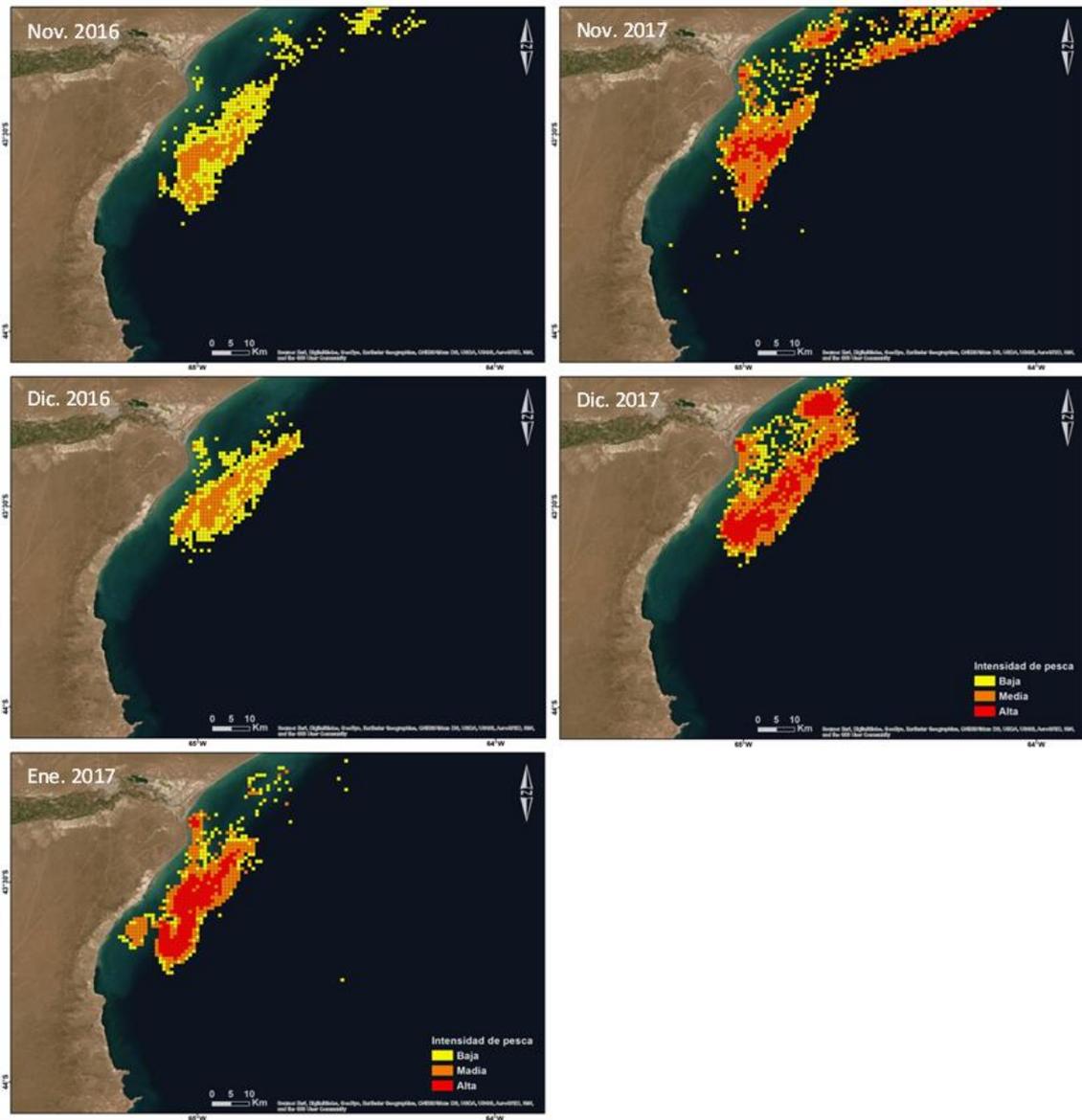


Figura 2.10. Esfuerzo pesquero de la flota costera de arrastre que opera en aguas adyacentes a la colonia de Punta Tombo, durante dos períodos reproductivos de la Gaviota Cocinera: columna izquierda, noviembre de 2016, diciembre de 2016 y enero de 2017; columna derecha, y noviembre y diciembre de 2017.

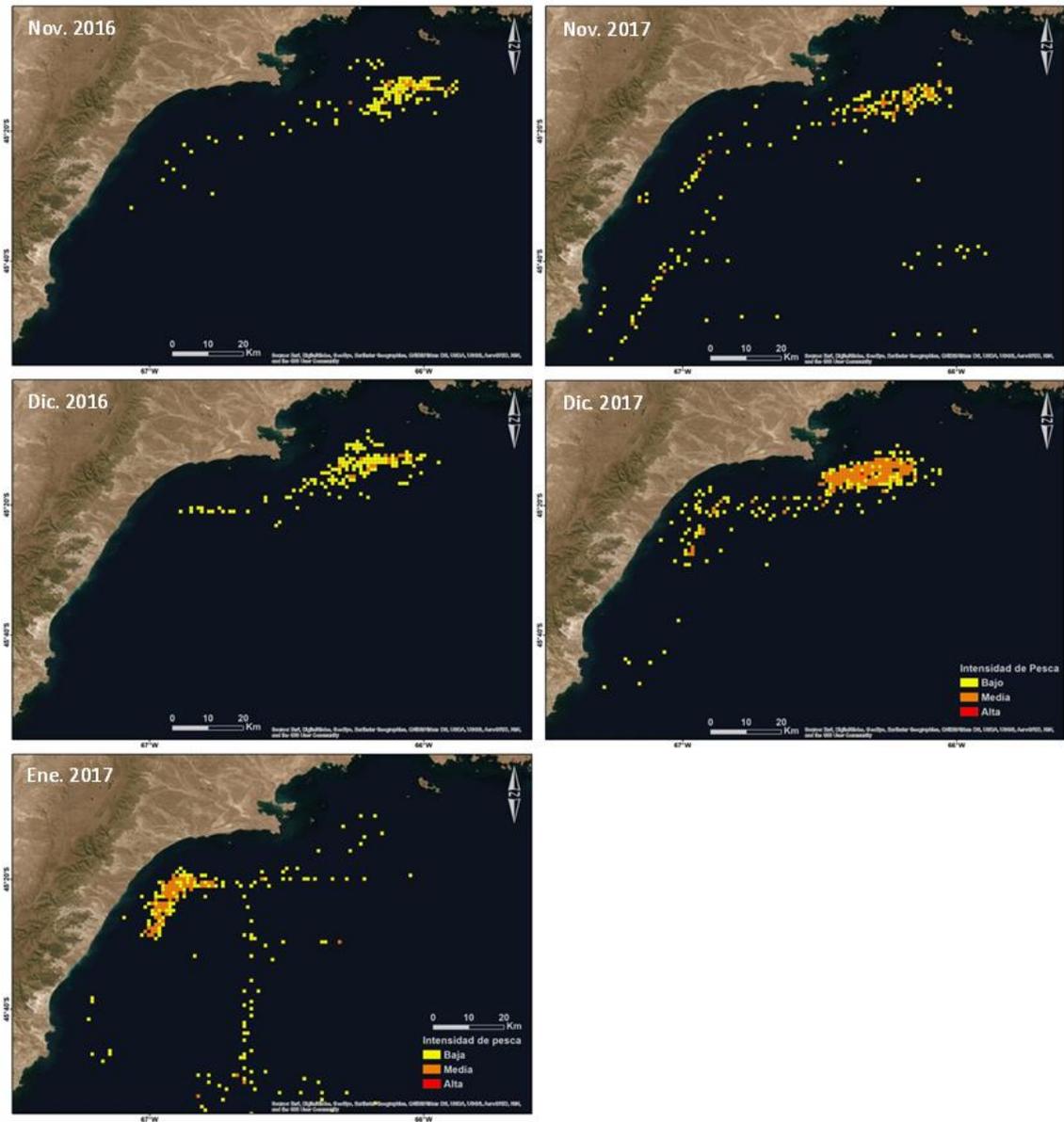


Figura 2.11. Esfuerzo pesquero de la flota de arrastre que opera en aguas adyacentes a la colonia de Isla Vernaci Este, durante dos períodos reproductivos de la Gaviota Cocinera: columna izquierda, noviembre de 2016, diciembre de 2016 y enero de 2017; columna derecha, y noviembre y diciembre de 2017.

Gaviotas

Punta Tombo

Se registró un total de 134 y 122 viajes de alimentación para las temporadas de 2016 y 2017, respectivamente. El promedio de las distancias máximas desde la colonia fue de $42,2 \pm 12,6$ km (rango = 0,4-114,2 km; $n = 134$) para 2016 y de $39,2 \pm 12,7$ km (rango = 0,4- 92,0 km; $n = 121$) para el año 2017 (Tabla 2.7). Las distancias totales recorridas por viaje, mostraron promedios de $107,8 \pm 28,6$ km para 2016 y de $104,4 \pm 35,3$ km para 2017 (rango₂₀₁₆ = 0,8-301,1 km, $n_{2016} = 134$; rango₂₀₁₇ = 0,8-299,7 km, $n_{2017} = 121$). Por otra parte, el promedio de duración de los viajes de alimentación para 2016 fue de $309,8 \pm 94,1$ min (rango = 17,4-1693,2 min; $n = 134$) y para 2017 de $401,9 \pm 169,4$ min (rango = 14,0-1539,9 min; $n = 121$). Durante el año 2016, se observó que en el 84% de los viajes los individuos utilizaron un solo tipo de hábitat de alimentación, mientras que en el 16% restante utilizaron dos o tres por viaje. En el año 2017 la proporción de viajes donde utilizaron un solo tipo de hábitat fue del 70%, con dos a cuatro tipos de hábitat de alimentación en resto de los viajes.

En cuanto a los modelos realizados para las variables distancias máximas ($AIC_C: Nulo = 3609,2$ y $AIC_C: Año+Ind = 3600,5$), distancias totales recorridas ($AIC_C: Nulo = 2901,8$ y $AIC_C: Año+Ind = 2800,7$) y la duración de los viajes ($AIC_C: Nulo = 2364,9$ y $AIC_C: Año+Ind = 2361,4$) aquellos que incluyeron al año como factor fijo tuvieron un mejor ajuste que el modelo nulo. Sin embargo, a partir de los parámetros estimados por el modelo se observó que el año no tuvo un efecto significativo en ninguno de las tres variables ($p > 0,05$). Por otra parte, en cuanto a la variable número de hábitats visitados por viaje, el modelo que mejor se ajustó a los datos fue aquel que contenía la variable año ($AIC_C: Nulo = 281,3$ y $AIC_C: Año+Ind = 276,2$). En base a los parámetros estimados por el modelo se registró que el año tiene un efecto significativo en el número de hábitats visitados por viaje (LMM, $\beta = -0,9914$, $z = -2,62$, $p < 0,01$).

Los ambientes marinos fueron los más utilizados durante los dos años (Tabla 2.8, Fig. 2.12). En la temporada 2017 se observó un mayor uso de ambientes costeros como resultado de un incremento del 35,7% en el número de individuos y un 20% más de viajes de alimentación hacia esos ambientes. Asimismo, en la temporada 2017 se

registró una mayor utilización de áreas marinas asociadas a la actividad pesquera, considerando tanto individuos (19,8%) como el número de viajes (9%) (Fig. 2.12b). En ambos años las gaviotas hicieron uso de fuentes antrópicas terrestres, pero en una proporción considerablemente baja. Durante el año 2016 se registró un único viaje ($n = 134$) a un matadero en la localidad de Trelew, mientras que en el 2017 se registraron dos viajes ($n = 122$) a plantas pesqueras ubicadas en el puerto de la localidad de Rawson y tres a un basural de Trelew.

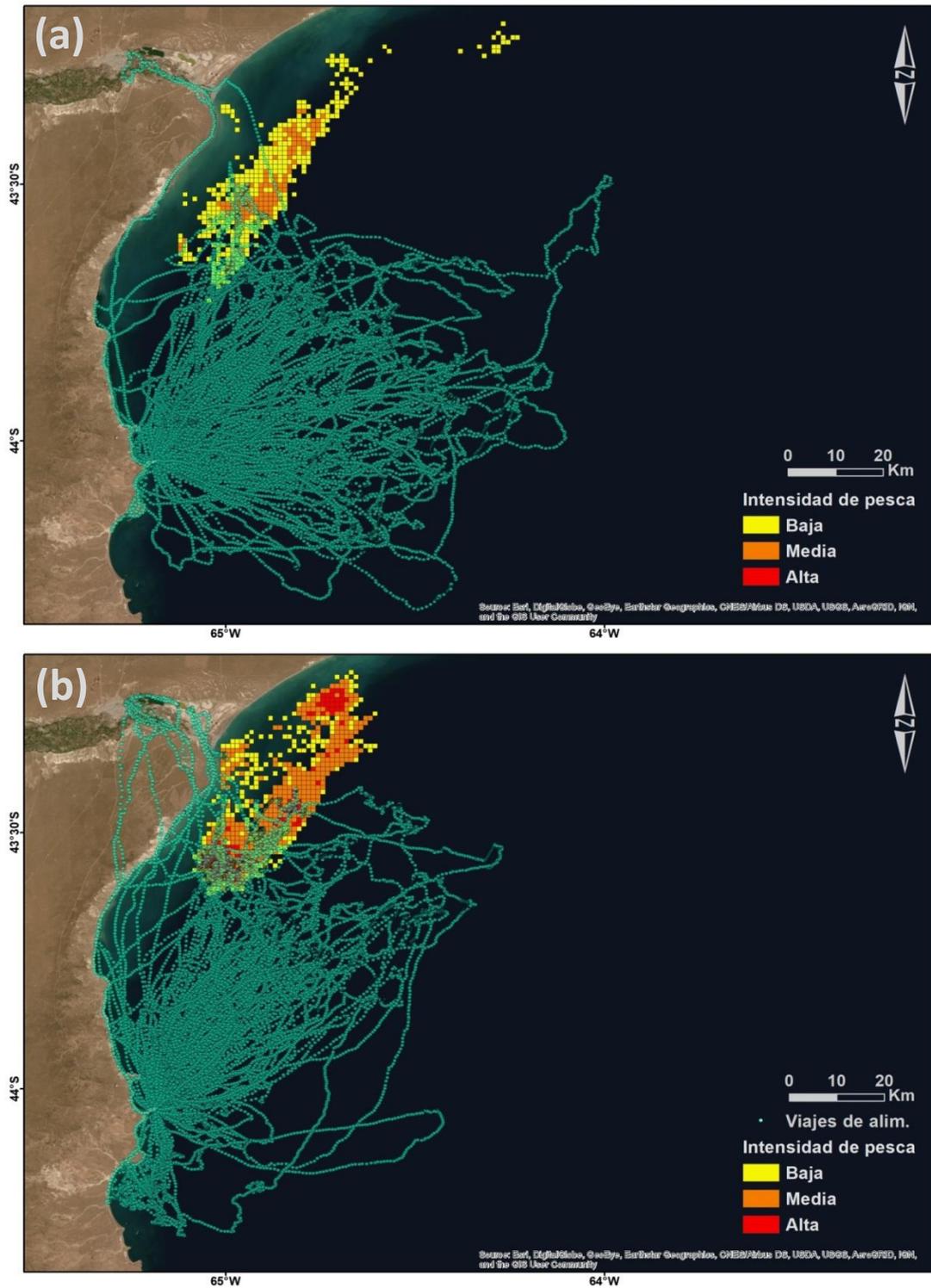


Figura 2.12. Viajes de alimentación de la Gaviota Cocinera en la colonia de Punta Tombo en etapa de incubación, y grilla de intensidad de uso de la flota costera de arrastre durante los días que permanecieron colocados los GPS, en las temporadas de (a) 2016 y (b) 2017.

Isla Vernaci Este

Se registró un total de 55 viajes de alimentación de adultos reproductores de Gaviota Cocinera durante la incubación del año 2015. El promedio de las distancias máximas desde la colonia fue de $26,4 \pm 12,5$ km (rango = 1,9-94,6 km; n = 55). El promedio de las distancias totales recorridas por viaje fue de $82,6 \pm 46,0$ km (rango = 3,8-331,6 km, n = 55). Por otro lado, el promedio de duración de los viajes de alimentación fue de $249,9 \pm 101,0$ min (rango = 51,6-969,0 min; n = 55). En cuanto al número de tipos de hábitat visitados en cada viaje de alimentación, las gaviotas utilizaron un solo tipo de hábitat de alimentación en el 65,4% de los viajes y dos o tres tipos de hábitat en los viajes restantes (Tabla 2.8).

Sobre la base de los registros de forrajeo, los tipos de hábitat de alimentación más utilizados por las gaviotas fueron las áreas marinas donde operan las flotas pesqueras (61,8% de viajes, n = 55), las cuales fueron utilizadas por el 90,1% de los individuos (n = 11) (Fig. 2.13). Las áreas marinas en las cuales no se registró actividad pesquera fueron utilizadas por el 90,1% de los individuos (n = 11) en el 43,0% de los viajes (n = 55). Por otro lado, el 63,6% de las gaviotas (n = 11) utilizó ambientes costeros, en el 58,1% de los viajes de alimentación (n = 55).

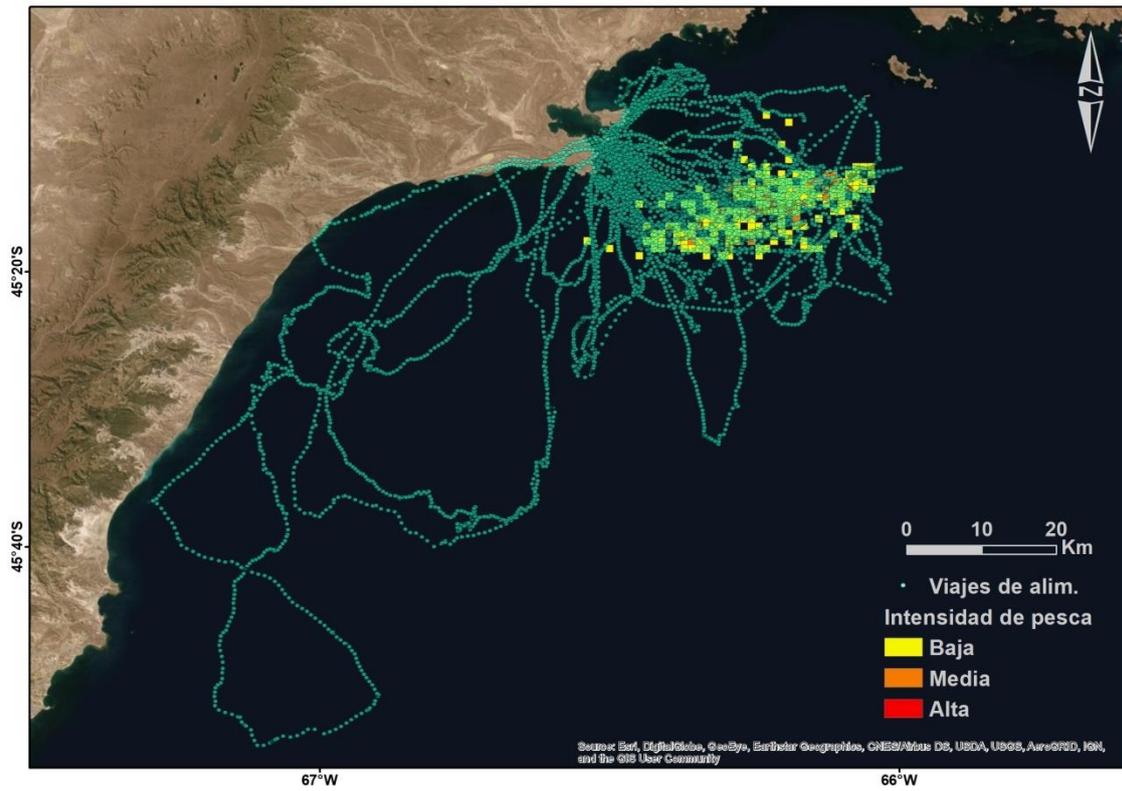


Figura 2.13. Viajes de alimentación de la Gaviota Cocinera en etapa de incubación, y grilla de intensidad de uso de la flota de arrastre durante los días que permanecieron colocados los GPS en la temporada de 2015 en la colonia Isla Vernaci Este.

Tabla 2.8. Parámetros de viajes de alimentación de Gaviota Cocinera: distancia total recorrida (DTR), distancia máxima alcanzadas desde la colonia (DMA) y duración (DUR) (media \pm desvío estándar). Se muestra también el porcentaje de visitas a diferentes hábitats de alimentación durante la etapa de incubación del año 2015 en Isla Vernaci Este y en los años 2016 y 2017 en Punta Tombo.

Colonia - año	ID	Sexo	Parámetros de viajes					Hábitats de alimentación			
			Viajes	Días	DMA	DTR	DUR	Costa	Mar abierto	Antrópico terrestre	Áreas marinas con actividad pesquera
Punta Tombo (n _{viajes} = 134)	1	H	3	3	59,9 \pm 11,6	122,6 \pm 55,7	515,5 \pm 338,1	0	100	0	0
	2	H	14	12	25,9 \pm 19,4	66,6 \pm 53,2	231,4 \pm 179,0	57,1	64,3	0	0
	3	H	10	11	60,2 \pm 33,8	149,3 \pm 87,2	452,2 \pm 270,8	20	90	0	0
	4	H	15	13	41,3 \pm 22,2	136 \pm 121,1	329,6 \pm 263,5	33,3	66,7	0	20
	5	H	19	10	30,3 \pm 23,4	76,5 \pm 61,1	283,6 \pm 273,1	42,1	78,9	0	5,3
	6	H	12	11	35,9 \pm 21,8	94,7 \pm 58,6	281,6 \pm 167,7	16,7	50	0	33,3
	7	H	10	9	49,0 \pm 22,7	123,3 \pm 46,2	379,8 \pm 222,0	0	100	0	0
	8	H	9	8	47,6 \pm 6,2	109,5 \pm 23,0	295,6 \pm 102,7	22,2	100	0	11,1
	9	H	12	7	15,6 \pm 20,3	44,3 \pm 54,1	161,7 \pm 156,1	75	66,7	0	0
	10	M	9	9	54,5 \pm 23,5	118,4 \pm 50,3	262,5 \pm 119,6	0	100	0	0
	11	M	5	5	40,2 \pm 9,0	103,5 \pm 38,5	323,2 \pm 153,9	40	100	0	20
	12	M	4	4	45,4 \pm 8,6	113,8 \pm 43,6	298,7 \pm 109,2	0	100	0	0
	13	M	9	9	47,5 \pm 26,2	122,2 \pm 83,3	332,0 \pm 289,7	11,1	88,9	0	11,1
	14	M	3	3	37,6 \pm 5,8	128,6 \pm 129,4	189,8 \pm 104,2	0	100	0	0

Colonia - año	ID	Sexo	Viajes	Días	Parámetros de viajes			Hábitats de alimentación				
					DMA	DTR	DUR	Costa	Mar abierto	Antrópico terrestre	Áreas marinas con actividad pesquera	
Punta Tombo (n _{viajes} = 122)	2017	1	H	7	7	57,2 ± 31,0	150,8 ± 94,5	405,1 ± 268,0	14,3	100	0	14,3
	2	H	5	5	39,8 ± 14,6	112,8 ± 59,8	581,9 ± 563,2	40,0	80,0	0	0	
	3	H	10	8	29,7 ± 26,3	74,4 ± 70,3	255,4 ± 241,4	60,0	70,0	0	20,0	
	4	H	10	9	45,1 ± 33,7	117,7 ± 96,7	391,9 ± 314,4	30,0	90,0	0	20,0	
	5	M	4	5	54,1 ± 16,8	172,1 ± 0,1	734,3 ± 23,8	50,0	50,0	0	100	
	6	M	8	6	25,4 ± 27,6	67,8 ± 80,8	333,3 ± 431,2	100	37,5	0	0	
	7	M	6	5	30,1 ± 24,3	80,4 ± 73,1	344,4 ± 310,5	50,0	66,7	0	16,7	
	8	M	6	7	55,0 ± 33,1	137,2 ± 84,8	637,8 ± 537,2	83,3	66,7	33,3	50,0	
	9	M	17	9	25,8 ± 17,6	60,1 ± 42,5	158,7 ± 149,4	35,3	70,6	0	5,9	
	10	M	17	8	26,3 ± 16,9	63,1 ± 45,4	168,1 ± 161,3	29,4	88,2	0	5,9	
	11	M	8	8	55,9 ± 25,2	122,5 ± 85	434,1 ± 333,9	25,0	62,5	0	37,5	
	12	M	13	10	28,4 ± 19,5	94,4 ± 70,7	414,4 ± 366,9	53,8	100	0	0	
	13	M	11	9	36,3 ± 40,3	103,9 ± 120,4	365,2 ± 334,8	90,9	27,3	18,2	36,4	
Vernaci Este (n _{viajes} = 55)	2015	1	H	3	3	52,5 ± 38,1	195,2 ± 130,5	133,2 ± 85,8	0	66,7	0	66,7
	2	H	11	6	25,8 ± 14,0	72,5 ± 44,1	360,4 ± 251,0	18,2	45,5	0	54,5	
	3	H	5	4	27,3 ± 23,4	73,9 ± 64,6	206,6 ± 252,4	40,0	40,0	0	40,0	
	4	H	5	4	18,8 ± 13,9	61,7 ± 52,2	417,0 ± 292,9	80,0	80,0	0	60,0	

Colonia - año	ID	Sexo	Viajes	Días	Parámetros de viajes			Hábitats de alimentación			
					DMA	DTR	DUR	Costa	Mar abierto	Antrópico terrestre	Áreas marinas con actividad pesquera
	5	H	4	3	17,3 ± 14,7	47,2 ± 40,7	453,7 ± 130,2	100	25,0	0	50,0
	6	M	2	2	35,0 ± 8,7	84,8 ± 45,0	195,3 ± 86,1	0	50,0	0	100
	7	M	3	3	22,9 ± 10,4	73,7 ± 50,3	352,0 ± 298,2	0	33,3	0	100
	8	M	4	5	31,5 ± 5,5	86,2 ± 30,0	355,2 ± 224,6	100	50,0	0	100
	9	M	4	3	24,5 ± 7,5	102,4 ± 113,4	271,2 ± 206,5	25,0	25,0	0	75,0
	10	M	3	3	32,0 ± 3,5	103,6 ± 11,3	213,2 ± 146,5	0	33,3	0	100
	11	M	11	5	2,3 ± 0,1	7,1 ± 2,6	285,6 ± 180,5	100	0	0	0

Discusión

Los resultados del análisis de composición dietaria a lo largo del ciclo reproductivo y de la información espacial obtenida a partir de los individuos instrumentados con GPS durante la etapa de incubación en ambas colonias reflejaron una vez más la plasticidad en las estrategias alimentarias de la Gaviota Cocinera. Debido a problemas en la recaptura de gaviotas adultas durante la etapa de cría de pichones, no fue posible obtener una muestra representativa para sacar conclusiones sobre los patrones de uso espacial durante dicha etapa. Aunque la información sobre su dieta indica claramente su plasticidad en el uso de ambientes durante la crianza de los pichones, futuros estudios deberían completar el análisis de los patrones espaciales en dicha etapa ya que varios estudios en aves marinas muestran que los requerimientos en el uso del espacio pueden cambiar a lo largo del ciclo reproductivo (Huin 2002; Boersma *et al.* 2009; Suárez *et al.* 2012). Los adultos reproductores consumieron y alimentaron a sus pichones con una amplia variedad de presas naturales e incorporaron además alimento derivado de fuentes antrópicas, particularmente del descarte generado por las flotas pesqueras. La plasticidad en la ecología trófica es una característica del género *Larus*, y el aprovechamiento de diversas fuentes de alimento incluidas las de origen antrópico fue registrado en diferentes especies de gaviotas reproduciendo en distintas regiones del mundo, como *Larus audouinii*, *Larus argentatus*, *Larus fuscus*, *Larus delawarensis*, *Larus ridibundus* y *Larus canus* (Kubetzki y Garthe 2003; Mañosa *et al.* 2004; Kim y Monaghan 2006; Schwemmer y Garthe 2008; Caron-Beaudoin *et al.* 2013; Patenaude-Monette *et al.* 2014).

Los resultados de dieta concuerdan con lo registrado en otras localidades del litoral Argentino y regiones del hemisferio sur. Varios estudios han evaluado la dieta de la Gaviota Cocinera en Sudáfrica, Oceanía y Sudamérica, coincidiendo en que esta especie incluye en su dieta principalmente peces e invertebrados del intermareal y que el alimento antrópico puede ser un componente importante (Steele 1992; Coulson y Coulson 1998; Ludynia *et al.* 2005; Flores 2005). En otras localidades de la Provincia del Chubut y en el sur de la Provincia de Buenos Aires, los componentes más frecuentes en su dieta son los invertebrados del intermareal y los peces, complementados con residuos urbanos y alimento derivado de la pesca, siendo el aporte de cada categoría dife-

rente dependiendo de la localidad y la etapa del ciclo reproductivo (Bertellotti y Yorio 1999, Yorio y Bertellotti 2002, González-Zevallos *et al.* 2017; Marinao *et al.* 2018). Un estudio previo en la colonia de Punta Tombo realizado en base a la frecuencia de ocurrencia de presas en egagrópilas indicó que las principales presas consumidas fueron los invertebrados del intermareal, aunque los peces fueron también un componente relevante durante la etapa de pichones (Bertellotti y Yorio 1999). Cabe señalar sin embargo que dicho estudio se basó en el análisis de egagrópilas que sobreestima presas que presentan partes duras como los invertebrados y a menudo subestima la presencia de peces (Brown and Ewins 1986; Johnstone *et al.* 1990), por lo que seguramente el estudio haya subestimado la contribución de especies como la anchoíta y aquellos peces provenientes del descarte. Estudios previos sobre la dieta de la Gaviota Cocinera en el norte del Golfo San Jorge, analizando lavados estomacales en colonias cercanas a Isla Vernaci Este, mostraron en cambio que los peces fueron las presas más frecuentes (González-Zevallos *et al.* 2017).

Entre las especies de peces consumidas, la anchoíta tuvo una alta frecuencia de ocurrencia en la dieta en todas las temporadas y etapas del ciclo reproductivo en ambas colonias. Esta es una especie pelágica que podría ser obtenida por captura directa, a veces en asociación con ensambles de alimentación multiespecíficos que facilitan la captura de presas de aves marinas de alimentación superficial (Camphuysen y Webb 1999; Nasca *et al.* 2004). Aunque la anchoíta es descartada por las flotas de arrastre y podría ser obtenida por las gaviotas cocineras durante las operaciones de pesca, su frecuencia y abundancia en el descarte fue relativamente baja durante los periodos de estudio (FO% < 10% y categoría de abundancia “rara”; Programa de Observadores a Bordo de la provincia de Chubut, datos no publicados). Su ocurrencia en la dieta de la Gaviota Cocinera ha sido registrada en varios estudios previos (Bertellotti y Yorio 1999; González-Zevallos *et al.* 2017; Marinao *et al.* 2018), aunque su contribución pudo haber sido subestimada debido a las metodologías utilizadas. Esto pudo deberse mayormente a la mayor erosión digestiva de sus otolitos y a que las egagrópilas constituidas por esta especie se desarman rápidamente por acción mecánica y pueden ser dispersadas por los frecuentes intensos vientos de la región (obs. pers.). Cabe destacar que la importancia relativa de la anchoíta se reflejó tanto en las muestras de contenidos estomacales como en el análisis de isótopos estables. En particular, los resultados de

isótopos estables mostraron que esta fue la presa con mayor proporción en las tres temporadas de estudio, confirmando su importancia en la dieta de esta especie.

Las Gaviotas en ambas colonias incorporaron diferentes especies de invertebrados en mayor o menor medida dependiendo de la etapa del ciclo reproductivo, mostrando los análisis de isótopos estables un mayor consumo de estas presas en la colonia de Punta Tombo. Al igual que en muchas otras especies de gaviota alrededor del mundo (p.e. Kubetzki y Garthe 2003; Ellis *et al.* 2005; Suárez *et al.* 2012), el consumo de presas del intermareal a lo largo del ciclo reproductivo por parte de la Gaviota Cocinera ha sido reportado en varios trabajos en el litoral Argentino (Yorio y Bertellotti 2002; Petracci *et al.* 2004; Yorio *et al.* 2013; González-Zevallos *et al.* 2017; Marinao *et al.* 2018). La plasticidad trófica de la Gaviota Cocinera también se vio reflejada en la incorporación de una especie de invertebrado invasora, el Cangrejo Verde, particularmente en Isla Vernaci Este. El Cangrejo Verde es una de las especies invasoras de aparición reciente en las costas de Patagonia, estimándose que fue introducido en el Golfo San Jorge, Chubut, entre 1999 y 2000 (Hidalgo *et al.* 2005) luego de lo cual ha expandido su distribución hasta el Golfo Nuevo (Torres y González-Pisani 2016). Los predadores nativos pueden adaptarse a alimentarse de presas introducidas cuando estas se vuelven relativamente abundantes, y por lo tanto beneficiarse en términos de eficacia con este recurso alimenticio novedoso (Carlsson *et al.* 2009). Varias especies de aves predatoras han sido regularmente registradas aprovechando presas introducidas en ecosistemas tanto terrestres como acuáticos (Tablado *et al.* 2010; Bertolero y Navarro 2018). Durante este estudio se registró una alta frecuencia de consumo del Cangrejo Verde en las diferentes etapas de del ciclo reproductivo en Isla Vernaci Este, pero en relativa baja frecuencia en Punta Tombo. Cabe señalar que estos resultados provienen de las muestras de egagrópilas para las cuales solo se pudo calcular la frecuencia de ocurrencia, por lo que su relevancia en la composición de dieta obtenida usando esta metodología probablemente esté sobreestimada. Los resultados del análisis de isótopos estables apoyan esta hipótesis, ya que las contribuciones de presas de ambientes del intermareal fueron relativamente bajas, variando entre el 5 y el 16%. Más allá de su real contribución relativa, los resultados de este trabajo muestran que esta especie de cangrejo de relativamente reciente introducción en nuestras costas ya suplementa la base de presas de la Gaviota Cocinera al menos durante la temporada de cría.

El consumo de especies presa demersales por parte de la Gaviota Cocinera fue reportado en trabajos realizados en distintas localidades del litoral Argentino (Yorio y Bertellotti 2002; González-Zevallos *et al.* 2017; Marinao *et al.* 2018). Las dos especies demersales más frecuentemente consumidas por la gaviota en este estudio fueron la merluza común, uno de los principales componentes del descarte pesquero de las flotas de arrastre, y la raneya, de menor frecuencia en la composición del descarte. Por sus hábitos demersales, estas especies no se encuentran disponibles naturalmente para un ave de alimentación superficial como la Gaviota Cocinera. Su obtención sería también posible a través del cleptoparasitismo sobre otras aves buceadoras que también las consumen, como el Pingüino de Magallanes o el Cormorán Imperial (Frere *et al.* 1996; Punta *et al.* 2003; Yorio *et al.* 2017; Ibarra *et al.* 2018), pero es altamente posible que el aporte provenga mayormente del descarte dada la oferta generada por las flotas en las cercanías de la colonia y su frecuente uso por la Gaviota Cocinera reportado en base a observaciones a bordo (González-Zevallos y Yorio 2006; González-Zevallos *et al.* 2011; Marinao y Yorio 2011). El análisis de isótopos estables mostró que la incorporación del descarte a la dieta varió entre ambas colonias, las temporadas de estudio y las etapas del ciclo reproductivo, seguramente reflejando las diferencias y cambios en la operatoria de la flota pesquera y por lo tanto en la oferta de este subsidio de alimento.

El análisis de isótopos estables mostró que en las etapas de incubación de ambos años en Punta Tombo las presas demersales fueron las que más contribuyeron a la dieta de la Gaviota Cocinera, mientras que en Isla Vernaci Este su contribución fue secundaria y relativamente más baja, a pesar que la flota de arrastre operó más cerca de esta última colonia (al menos 38 vs 6 km, respectivamente) y que las embarcaciones que la componen son de mayor eslora y generan mayor cantidad de descarte (ver Capítulo 1). Esto pudo deberse a que a pesar de estas características, el número de embarcaciones que operaron durante los años de estudio en el norte del Golfo San Jorge fue relativamente bajo, con una media menor a tres embarcaciones por día. Alternativamente, aunque no en forma excluyente, las diferencias en la magnitud de uso del descarte entre colonias podrían haberse debido a diferencias en la disponibilidad de presas alternativas. Cabe señalar que aunque el análisis de isótopos estables muestra que en Isla Vernaci Este la contribución del descarte a la dieta durante la incubación

fue relativamente baja, las áreas marinas con actividad de pesca fueron las más visitadas por los individuos instrumentados y las presas demersales presentaron frecuencias relativamente altas en el análisis de la dieta convencional. Estas diferencias podrían deberse a que hubo una mayor actividad de pesca durante los días en que fueron instrumentadas las aves con GPS y el análisis de dieta convencional fue a través de lavados estomacales, los cuales reflejan las presas consumidas solamente en el último viaje de alimentación y por lo tanto pudo haber reflejado el incremento en el aprovechamiento de descarte en esos días. En Punta Tombo, en cambio, los resultados del análisis de isótopos estables mostraron una contribución relativamente mayor de presas demersales que en el análisis convencional, posiblemente debido a que los lavados estomacales fueron realizados en días con mayor oferta de presas alternativas y que las egagrópilas subestiman el consumo de peces (ver arriba). Estos resultados muestran la relevancia de complementar las diferentes metodologías de estimación de dieta para ayudar a superar sus respectivas limitaciones y lograr una adecuada evaluación de la composición dietaria de las aves marinas, como ya fue resaltado en otros estudios (Bond y Jones 2009; Polito *et al.* 2011; Weiser y Powell 2011; Flemming y van Heezik 2014).

La distribución espacial de la flota que opera en aguas adyacentes a la colonia de Punta Tombo fue similar entre las dos temporadas pero no así el promedio de embarcaciones que operaron por día, el cual se incrementó casi en un 50% en el año 2017. Esto se vio reflejado en un cambio entre años en la actividad de las gaviotas en el mar, incrementándose el número de viajes e individuos que visitaron la zona de actividad pesquera. Además, los viajes realizados al mar durante el primer año se distribuyeron hacia el este y noreste de la colonia, mientras que en 2017 la mayoría de los viajes se orientaron hacia el noreste donde operaron las flotas. Esta modificación de los patrones de movimiento de las aves marinas en relación a la operatoria de flotas pesqueras ha sido reportado en numerosos trabajos (p.e. Cama *et al.* 2012; García-Tarrasón *et al.* 2015; Matos *et al.* 2018). Este cambio en la asociación espacial de las gaviotas con la flota coincidió con un leve incremento en la contribución de presas demersales, identificado tanto a través del análisis de egagrópilas como del análisis de isótopos estables. En forma similar, los datos de isótopos estables mostraron que la proporción del descarte en la dieta de incubación en la Isla Vernaci Este fue diferente

en las tres temporadas de estudio, siendo en los años 2015 y 2016 mayor al 25%, mientras que en 2017 fue menor al 10%. Esto posiblemente refleje la variación inter-anual en el esfuerzo de pesca y consecuentemente en la magnitud del descarte, ya que la distribución espacial de la flota en los tres años fue muy similar.

Al igual que lo reportado en estudios previos en la Gaviota Cocinera (Bertelotti y Yorio 1999; Marinao *et al.* 2018), se observaron diferencias entre las etapas del ciclo reproductivo en la composición dietaria, obtenida tanto a través de las metodologías convencionales como del análisis de isótopos estables. En relación al consumo de descarte en particular, el análisis de isótopos estables indicó que los adultos en Punta Tombo disminuyeron el consumo en la etapa de pichones con respecto a la de incubación de ambos años, mientras que en Isla Vernaci Este aumentaron levemente el consumo en el único año en que se pudo evaluar, sugiriendo que el consumo de descarte estaría determinado más por la oferta relativa de presas que por restricciones impuestas por factores reproductivos. Por otro lado, los valores isotópicos de los adultos presentaron una menor dispersión en la etapa de pichones que en la de incubación, sugiriendo una selección más acotada de las diferentes presas disponibles posiblemente en respuesta a los requerimientos de alimento para los pichones. Coincidentemente, los resultados de Punta Tombo muestran que en el 2016, el único año en que pudo ser evaluado, el consumo de las diferentes categorías de presa fue similar entre adultos y pichones. En este sentido, la selección de presas determinadas en el periodo de cría de los pichones ha sido registrada en distintos trabajos (p.e. Annett y Pierotti 1989; Steenweg *et al.* 2011).

El análisis de los datos provenientes del seguimiento satelital de las gaviotas durante la incubación en Punta Tombo junto con el análisis en las imágenes satelitales mostraron que en algunos de sus viajes de alimentación utilizaron lugares como el basural de la localidad de Trelew, una planta pesquera, e incluso un matadero ubicado entre las localidades de Trelew y Rawson. La contribución de la basura urbana en la dieta de la Gaviota Cocinera durante la incubación fue relativamente baja, en coincidencia con el bajo número de individuos que utilizaron estas fuentes urbanas y los pocos viajes hacia las mismas. En forma similar, el consumo de basura en el resto de las etapas fue considerablemente bajo. Cabe señalar que se ha registrado en estudios

previos que las Gaviotas Cocineras que reproducen en el litoral norte y centro de Chubut incorporan en forma oportunista basura urbana, con un mayor aporte en la dieta cuando la distancia entre la colonia y un centro urbano es menor (Bertellotti y Yorio 1999) al igual que lo reportado en otras especies de gaviota (Ramos *et al.* 2009; Fuirst *et al.* 2018). La baja frecuencia de uso de residuos urbanos en la composición de la dieta en Punta Tombo posiblemente se deba a la lejanía de esta fuente a la colonia, en combinación con la oferta de descarte generado por la flota costera de arrastre en áreas relativamente más cercanas (ver arriba). En Isla Vernaci Este, el aporte de basura en la dieta de las gaviotas durante la etapa de incubación registrado en base al análisis de isótopos estables se fue incrementando a lo largo de las temporadas hasta superar el 35% en 2017. Las gaviotas podrían haber obtenido parte de este recurso antrópico en las instalaciones de Bahía Bustamante cercanas a la colonia, aunque su accesibilidad para las gaviotas es relativamente baja debido a las prácticas de manejo de los residuos. Teniendo en cuenta que las Gaviotas Cocineras pueden alcanzar distancias máximas de hasta 160 km durante sus viajes de alimentación durante la incubación (Kasinsky *et al.* 2018) y que reproductores de Punta Tombo fueron registradas en este estudio en ambientes urbanos a más de 110 km de la colonia, es posible que las gaviotas de Isla Vernaci Este hayan utilizado también los basurales de las localidades de Camarones y/o Comodoro Rivadavia, ubicados a unos 112 km de distancia. La comprensión de la importancia relativa de los residuos urbanos para la reproducción de la Gaviota Cocinera en el norte del Golfo San Jorge y de si su aprovechamiento está relacionado con las fluctuaciones en la oferta del descarte pesquero requiere de más estudios.

Los resultados de este trabajo muestran que al igual que muchas aves marinas generalistas, la plasticidad de la especie le permitió el aprovechamiento de un amplio espectro trófico en una gran variedad de ambientes, tanto naturales como antrópicos. Los resultados también muestran que las estrategias alimentarias de la Gaviota Cocinera se encuentran estrechamente relacionadas con la actividad de las flotas pesqueras que operan dentro del rango de acción de la especie. La incorporación del descarte pesquero a la dieta varió dependiendo la zona de estudio, las temporadas y las etapas del ciclo reproductivo, posiblemente en respuesta a la oferta y los requerimientos propios de la especie en las diferentes etapas del ciclo. Hasta el momento se conocía el

aprovechamiento de las pesquerías de la zona por parte de esta especie (Yorio y Bertelotti 2002; González-Zevallos y Yorio. 2006; Marinao *et al.* 2011; González-Zevallos *et al.* 2017), pero se desconocía si los individuos involucrados eran reproductores, a que colonias pertenecían, o el grado de aprovechamiento en el tiempo por parte de los mismos. El conocimiento acerca de la interacción entre esta especie con las flotas pesqueras de arrastre a lo largo de la temporada reproductiva y en diferentes años de estudio, brinda información de base relevante para la toma de decisiones y las políticas de manejo pesquero en las zonas de estudio. En este sentido, futuros estudios deberían enfocarse en otras colonias que se encuentren a diferentes distancias de los caladeros de pesca de arrastre, para corroborar y profundizar en los patrones observados en este trabajo.



Capítulo 3

Estrategias de alimentación y sus implicancias en parámetros reproductivos

El estudio integrado de las estrategias alimentarias en aves marinas y sus efectos sobre la biología reproductiva es clave para comprender aspectos ecológicos que hacen a su conservación y manejo, y en muchos casos es esencial para entender los mecanismos que afectan su demografía. En este sentido, muchos estudios han demostrado la importancia de la disponibilidad del alimento en el éxito reproductivo de diferentes especies de aves marinas (Cairns 1988; Monaghan *et al.* 1989; Cury *et al.* 2011;

Barrionuevo *et al.* 2018). En las últimas décadas, las actividades humanas han puesto a disposición de especies generalistas y oportunistas, incluidas muchas aves marinas, subsidios alimentarios predecibles tales como residuos urbanos, alimento derivado de la agricultura y descartes pesqueros (Oro *et al.* 2013; Newsome *et al.* 2015). Varios estudios en aves marinas indican que el aprovechamiento de estos alimentos de origen antrópico puede mejorar la condición física de los individuos durante el invierno y la temporada reproductiva (Hüppop y Wurm 2000; Genovart *et al.* 2003; Auman *et al.* 2008) e incrementar la supervivencia de individuos jóvenes (Grémillet *et al.* 2008). Por otra parte, se argumenta que el incremento en la disponibilidad de subsidios de alimento de origen antrópico se relaciona con los cambios demográficos registrados en varias especies de aves marinas (Camphuysen y Garthe 2000; Duhem *et al.* 2008) y puede además afectar la estructura de las comunidades o modificar las redes alimentarias y los ecosistemas al alterar procesos como la competencia y las interacciones depredador-presa (Oro *et al.* 2013). A su vez, la interacción con las fuentes antrópicas también puede resultar en efectos negativos como la mortalidad incidental de individuos adultos en el caso de las pesquerías (Sullivan *et al.* 2006; Croxall 2008; Watkins *et al.* 2008; Favero *et al.* 2010.; González-Zevallos *et al.* 2011) o la infección con patógenos y la ingesta de contaminantes u otros ítems potencialmente perjudiciales como los plásticos en el caso de los basurales urbanos (Plaza y Lambertucci 2017).

Las gaviotas del género *Larus* aprovechan los subsidios de alimento de origen antrópico durante todo el año (Belant 1997; Calvino-Cancellla 2011; Oro *et al.* 2013). El aprovechamiento de subsidios antrópicos predecibles y abundantes durante la temporada reproductiva, en particular, puede tener diferentes consecuencias a nivel individual y poblacional (Oro *et al.* 2013). Por ejemplo, estudios realizados en las gaviotas de Audouin, Patiamarilla y Sombría (*Larus audouin*, *L. michahellis* y *L. fuscus*, respectivamente) han demostrado que el uso del descarte pesquero puede resultar en un aumento en el volumen de los huevos (Oro 1996; Oro *et al.* 1996; Real *et al.* 2017) y/o en el éxito reproductivo (Oro *et al.* 1995; Oro 1996; Oro *et al.* 1996). En poblaciones generalistas, los individuos pueden ser generalistas o mostrar algún grado de especialización individual (Bolnik *et al.* 2003; Araujo *et al.* 2011). Esta variabilidad intrapoblacional en el uso de recursos brinda la posibilidad de evaluar las implicancias sobre diferentes

parámetros reproductivos del uso por los individuos de diferentes estrategias alimentarias.

Como fue mencionado y demostrado en el Capítulo 2, la ecología trófica de la Gaviota Cocinera está estrechamente relacionada con el aprovechamiento de subsidios de alimento de origen antrópico. El monitoreo a largo plazo de más de sesenta colonias del norte de la Patagonia y el desarrollo de modelos demográficos permitió determinar que sus poblaciones se han incrementado en las últimas décadas, presentando un comportamiento demográfico diferencial dependiendo del sector costero donde reproducen (Lisnizer *et al.* 2011, 2015). Estos estudios demográficos sugieren que el crecimiento de sus números poblacionales estaría en parte determinado por la disponibilidad de subsidios de alimento de origen antrópico, particularmente residuos pesqueros (Lisnizer *et al.* 2011). Varios factores operando a lo largo del ciclo anual podrían haber contribuido al crecimiento poblacional observado, como un aumento en la supervivencia de individuos adultos y/o jóvenes, un incremento en la condición física de los individuos y/o un incremento en la productividad, debido al efecto positivo del uso del pescado proveniente del descarte sobre diferentes parámetros reproductivos.

En el Capítulo anterior se mostró que los peces demersales obtenidos del descarte pueden ser un componente relevante de la dieta de la Gaviota Cocinera durante la temporada reproductiva en Punta Tombo. El aprovechamiento del descarte generado por la actividad pesquera puede ser ventajoso para el éxito reproductivo y la supervivencia de las aves debido a que el pescado es más valioso en términos energéticos y nutricionales en comparación con los invertebrados (Massinas y Becker 1990; Pierotti y Annett 1991; Bolton *et al.* 1992; Annett y Pierotti 1999). Estudios en gaviotas han mostrado que la alimentación con pescado es importante tanto para la formación del huevo como para el crecimiento de los pichones (Pierotti y Annett 1991, Bolton *et al.* 1992) y puede contribuir a que las aves vivan más años o incrementar su performance reproductiva en el largo plazo (Annett y Pierotti 1999). A pesar de que la Merluza Común, el principal componente del descarte en las pesquerías de arrastre de Patagonia, posee una menor densidad energética que la principal especie de pez consumida por la Gaviota Cocinera, la anchoíta (Ciancio *et al.* 2007), su disponibilidad a través del descarte pesquero puede ser más predecible y abundante. Por lo tanto, podría esperarse

que tenga un efecto positivo sobre los parámetros reproductivos de la Gaviota Cocinera. A pesar de la amplia distribución y abundancia de esta especie de gaviota y de los numerosos proyectos realizados sobre su ecología en la Patagonia Argentina, la información sobre aspectos de su ciclo reproductivo es limitada y restringida a solo tres de sus localidades de cría (Malacalza *et al.* 1987, Yorio y García Borboroglu 2001; Lisnizer *et al.* 2014), y en ningún caso sus parámetros reproductivos han sido relacionados con la ecología alimentaria. La información acerca de la relación entre las estrategias alimentarias de la Gaviota Cocinera y los posibles efectos sobre sus parámetros reproductivos es clave para comprender el papel que estas fuentes juegan en el comportamiento demográfico observado para la especie. El objetivo de este capítulo es evaluar el efecto del uso del descarte sobre algunos parámetros reproductivos, utilizando la colonia de Punta Tombo asociada al caladero de pesca de arrastre de Isla Escondida como caso de estudio. En base a los antecedentes expuestos se espera que la dieta de prepuesta de la hembra tenga un efecto sobre el tamaño de los huevos y que la proporción del descarte en la dieta de los pichones afecte positivamente el peso y el largo del tarso.

Materiales y métodos

Biología reproductiva

Durante las temporadas reproductivas de 2016 y 2017 se llevó a cabo el monitoreo de nidos de Gaviota Cocinera en la colonia ubicada en Punta Tombo. En ambas temporadas se realizaron visitas cada dos o tres días, desde fines de octubre cuando las gaviotas estaban en etapa de construcción de nidos hasta principios de febrero cuando la mayoría de los pichones ya se habían independizado. Para realizar su seguimiento, los nidos fueron numerados e identificados con estacas y rocas pintadas ($n_{2016} = 160$; $n_{2017} = 161$). Para minimizar la dispersión de los pichones de sus nidos durante las visitas y el consiguiente posible efecto sobre su supervivencia, el sector de estudio (Fig. 3.1, sector 1) fue delimitado parcialmente con una malla plástica de 0,6 cm de altura sostenida por parantes de hierro (Fig. 3.2). Para controlar los posibles

efectos del disturbio de investigación sobre parámetros reproductivos, se seleccionó en las dos temporadas un área control (Fig. 3.1, sector 2) con nidos en ambientes con características similares al sector 1 ($n_{2016} = 90$; $n_{2017} = 93$). Los nidos del sector 2 fueron visitados únicamente en dos ocasiones para determinar productividad a partir del tamaño de nidada y el éxito reproductivo (ver abajo para detalles metodológicos), y



Figura 3.1. Punta Tombo. Colonia de Gaviota Cocinera Punta Tombo (área gris). Sector 1 (área verde): Monitoreo; Sector 2 (área naranja): Control.

donde los individuos pertenecientes al mismo no fueron manipulados. En cada visita realizada al sector 1 se registró la fecha de puesta de los huevos, el tamaño de los huevos, la fecha del nacimiento de los pichones, y el peso y las medidas morfométricas de los pichones (Yorio y García Borboroglu 2002). Esta información fue utilizada para calcular la fenología reproductiva, el tamaño de nidada, el crecimiento de los pichones, la condición física a la independencia, y los éxitos de eclosión, de volantoneo y reproductivo (ver abajo para detalles metodológicos).

En cada nido del sector 1 (Fig. 2.3) los huevos fueron marcados con el número de nido y una letra que indicaba el orden de puesta usando marcadores indelebles. Al nacer, los pichones fueron identificados con una cinta indicando el número de nido y orden de nacimiento (1°, 2° y 3° pichón). Los huevos y pichones fueron medidos utilizando un calibre digital con una precisión de 0,1 mm, y pesados con balanzas Pesola con una precisión de 100, 500, 1000 o 1500 gramos dependiendo del tamaño. Se es-



Figura 3.2. Gaviotas Cocineras en el sector 1 delimitado por el cerco perimetral.

timó el volumen (V) de los huevos a partir de la fórmula propuesta por Hoyt 1979, donde $K_m = 5,34 \times 10^{-4} \text{ g} \times \text{mm}^{-3}$ (Svigelj *et al.* 2015):

$$V = K_m \times \text{Largo} \times \text{Ancho}^2$$

Desde el nacimiento de los pichones y cada 7 días hasta su independencia (aproximadamente 28 días) se tomaron medidas morfométricas incluido el largo de tarso, largo de cabeza, alto de pico a la altura de las narinas y peso. Se calcularon las medias y desvíos de las medidas mencionadas anteriormente al momento de la independencia y se realizó un test de ANOVA (Chambers Y Hastie 1992) para evaluar diferencias entre los años de estudio. Para evaluar los patrones de crecimiento de los pichones se utilizaron modelos no lineales de efectos mixtos apropiados para conjuntos de datos de medidas repetidas (Pinheiro y Bates 2002), donde se tienen en cuenta efectos fijos (parámetros asociados a toda la población) y aleatorios (parámetros asociados a los individuos muestreados al azar de la población de origen) (Pinheiro y Bates 2002). Las variables respuesta utilizadas en los modelos fueron largo de tarso, largo de cabeza, alto de pico y peso; mientras que la edad fue utilizada como factor fijo y el identidad del individuo como factor aleatorio en todos los modelos. Las curvas de crecimiento de los pichones fueron ajustadas a los modelos de Gompertz, Logístico y de Von Bertalanffy y se seleccionaron los modelos de mejor ajuste utilizando el criterio de información de Akaike para muestras pequeñas (AICc; Akaike 1973, Hurvich y Tsai 1989). Los análisis fueron realizados utilizando la biblioteca nlme (Pinheiro *et al.* 2019) del paquete estadístico R, Versión 3.5.1 (R Development Core Team 2018).

La pérdida de huevos y pichones fue registrada, identificando la causa en los casos en que fue posible. La pérdida de huevos se clasificó en cuatro categorías: a) *sin identificar 1*, huevos que desaparecieron no pudiendo identificar la causa entre las visitas efectuadas antes de cumplir el período de incubación (26 días desde su puesta; Yorio y García Borboroglu 2002); b) *sin identificar 2*, huevos que desaparecieron no pudiendo identificar la causa entre las visitas efectuadas en fechas posteriores a la fecha de potencial eclosión (con más de 26 días de incubación), por lo que podrían haber eclosionado y ser el pichón el que haya desaparecido; c) *predación*, registrada por observación directa o a partir de huevos rotos cerca del nido con indicios de predación; y c) *rotura*, huevos rotos colapsados o trizados en el nido. La mortalidad de los pichones fue clasificada como a) *sin identificar*, pichones que desaparecieron entre visitas sin identificar la causa; b) *agresión intraespecífica*, registrada por observación directa o a partir de registros de los pichones muertos cerca de sus nidos con indicios de agresión (ej. con picotazos en la cabeza, falta de plumas, otras heridas); c) *predación*, registrado por observación directa o por registro de pichones muertos dentro y fuera de la colonia con indicios de predación; d) *causa desconocida*, pichones que se encontraron muertos no pudiendo identificar la causa. Debe tenerse en cuenta que para las categorías (a) y (b) de pérdidas de huevos y pichones una posible causa haya sido la predación y no hayan quedado rastros. Se determinó el porcentaje de huevos y pichones perdidos para cada una de las temporadas y se los asignó a cada una de las categorías mencionadas.

Debido a que se observaron eventos de depredación sobre nidos de Gaviota Cocinera por parte de Escúa Parda, durante el año 2016 se contaron los nidos activos de esta última, y durante el pico y finalización de la puesta de la gaviota se realizaron conteos de individuos de esta especie que se encontraban en grupos en las costas adyacentes y cercanas a la colonia, con el fin tener una aproximación de la abundancia de un predador. Para realizar esto se relevó el extremo de la península (últimos 2 km), incluyendo toda el área que ocupó la colonia de Gaviota Cocinera y sus playas. También se registró en cada visita, previo al ingreso a la colonia, si se observaban individuos de Escúas Pardas y/o Gaviotas Australes predando sobre huevos o pichones de Gaviota cocinera en el sector 1 (Fig. 3.4).

El tamaño de puesta se determinó como el número de huevos puesto por nido. El éxito de eclosión se definió como el número de pichones nacidos por nido, el éxito de volantoneo como pichones eclosionados que sobrevivieron por nido y el éxito reproductivo como el número de pichones por nido sobrevivientes a los 28 días de edad. Se calcularon las medias y desvíos correspondientes para cada año, y se realizaron pruebas no paramétricas (Kolmogorov-Smirnov y Mann-Whitney) para contrastar entre ambas temporadas de estudio la duración del período de puesta, el tamaño de nidad, éxito de eclosión, éxito de volantoneo y éxito reproductivo, excepto en los casos que por las características de los datos fue posible utilizar pruebas paramétricas (ANOVA).



Figura 3.3. Nido de Gaviota Cocinera del sector 1.



Figura 3.4. Escúa Parda predando sobre un nido de Gaviota Cocinera.

Relación entre parámetros reproductivos y dieta

Para evaluar la relación entre la composición isotópica de prepuesta y parámetros reproductivos como tamaño de nidada y volumen de los huevos, se recolectaron membranas de huevos recién eclosionados de nidos pertenecientes al sector 1 (Quillfeldt *et al.* 2009). Ese tipo de tejido refleja la dieta de la hembra durante 3 a 5 días antes de la puesta (Hobson 1995). Una vez recolectadas, fueron identificadas con el número de nido y preservadas en bolsas ziplock para su posterior procesamiento en el laboratorio. Por otra parte, para relacionar la dieta en etapa de pichones con parámetros reproductivos se extrajo sangre en pichones de al menos 28 días de edad pertenecientes a nidos del sector 1 (ver detalles metodológicos en el Capítulo 2). Como fue mencionado, la sangre integra la composición isotópica de las presas ingeridas por un individuo durante aproximadamente un mes antes de que se tome la muestra (Hobson y Clark 1992), reflejando en este caso la contribución de las principales presas durante la crianza de los pichones. Una vez en el laboratorio, las muestras de sangre fueron procesadas y preparadas para su envío al laboratorio del exterior como se describe en el Capítulo 2. Las membranas de huevo fueron lavadas con agua destilada para disminuir el riesgo de que hayan sido contaminadas y procesadas siguiendo el mismo protocolo descrito para la sangre.

Para determinar la contribución relativa de las principales presas en la dieta de los pichones muestreados, se realizaron modelos mixtos bayesianos con el paquete SIMMR (Parnell 2016) en el software R, versión 3.5.1 (R Development Core Team 2018), siguiendo las recomendaciones sugeridas por Phillips *et al.* (2014) (ver Capítulo 2). Se comparó además los nichos isotópicos de los pichones pertenecientes a nidos del sector 1 entre las dos temporadas de estudio. Para la evaluación de los nichos isotópicos se siguió la metodología propuesta por Turner *et al.* (2010) y Jackson *et al.* (2011). La amplitud de nicho de los pichones se estimó a partir del análisis de elipses bayesianas (Jackson *et al.* 2011). Este análisis genera áreas estándar de la elipse (SEA), que son equivalentes bivariados a las desviaciones estándar en análisis univariados. Se utilizaron valores de SEA corregidos para tamaños de muestra pequeños (SEAc) para calcular el solapamiento de nicho, y se generaron estimadores bayesianos de SEA (SEAB) para poner a prueba las diferencias en el nicho isotópico mediante la compara-

ción de intervalos de confianza (IC) del 95% (Jackson *et al.* 2012; Thomson *et al.* 2012; Zabala *et al.* 2013). Todos los análisis se realizaron con el software R, versión 3.5.1 (R Development R Core Team 2018).

La relación entre los parámetros reproductivos y la composición isotópica se evaluó mediante modelos lineales (LM) a partir de la librería stats (Chambers 1992), para el programa estadístico R, versión 3.5.1 (Development R CoreTeam 2018). Para evaluar la etapa de pre-puesta, se utilizó como variables respuesta el tamaño de nidada y el volumen de los huevos, y como variables explicativas los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$. Por otro lado, para la etapa de cría de pichones, se utilizó como variables respuesta el peso a la independencia como indicador de condición física, y la tasa de crecimiento calculada a partir de las medidas del tarso (Modelo Logístico). Como variables explicativas se utilizaron el número de pichones hermanos, y las proporciones de dos presas principales, la merluza común (demersal) y la anchoíta (pelágico) calculadas a partir de los modelos de mezcla (ver detalle metodológico en el Capítulo 2). Al realizar los modelos de mezcla individuales no se encontró una alta heterogeneidad entre los individuos con respecto a las proporciones de presas como fuera esperado, pero asimismo se consideró que la variabilidad era suficiente para realizar los modelos de comparación entre la dieta y los parámetros seleccionados. Se seleccionó el modelo que mejor se ajustó a los datos utilizando los criterios de información de Akaike para muestras pequeñas (AICc; Akaike 1973; Hurvich y Tsai 1989).

Resultados

Biología reproductiva

Incubación

El período de puesta en ambas temporadas comenzó a principios de noviembre, registrándose el primer huevo el 8 de noviembre en el 2016, y el 1 de noviembre en el 2017. La fecha de puesta del primer huevo fue similar en las dos temporadas, siendo la mediana el 19 de noviembre para el año 2016 y el 21 para 2017 (Fig. 3.5). La puesta se extendió durante unas cinco semanas en el año 2016 y siete semanas en el año 2017, y fueron similares entre temporadas (Prueba de Kolmogorov-Smirnov, $p = 0,493$). El tamaño medio de nidada también fue similar entre temporadas, siendo $2,09 \pm 0,67$ para el 2016 y $1,99 \pm 0,67$ para el 2017 (Mann-Whitney, $U = 11588$, $p = 0,149$).

El tamaño y el volumen de los huevos en los dos años no difirió para todos los órdenes de puesta y tamaños de nidada (Largo: $F = 0,244$; $p = 0,622$; Ancho: $F = 0,001$; $p = 0,979$; Volumen: $F = 0,042$; $p = 0,838$) (Tabla 3.1). Por el contrario, el éxito de eclosión fue significativamente menor para el año 2017 (Mann-Whitney, $U = 16274$, $p < 0,001$) (Tabla 3.1).

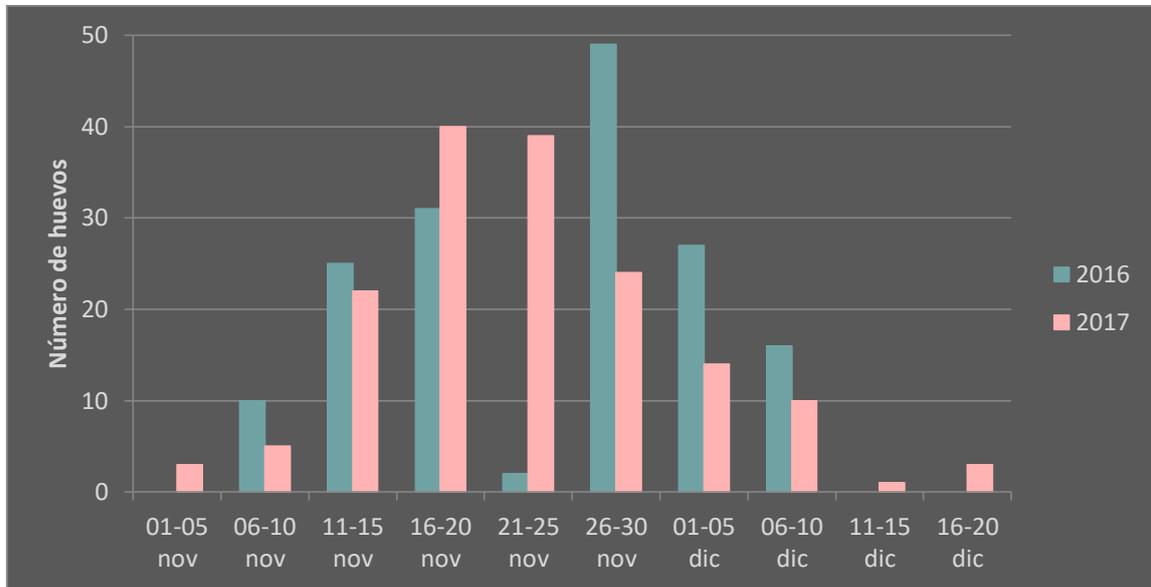


Figura 3.5. Fenología de puesta del primer huevo en nidos de Gaviota Cocinera durante las temporadas de 2016 y 2017 en Punta Tombo.

Tabla 3.1. Largo (mm), ancho (mm) y volumen (g) (media \pm DE) de huevos de Gaviota Cocinera en relación con la secuencia de puesta y el tamaño de la nidada para los años 2016 y 2017. Los huevos fueron codificados según el orden de puesta desde el primero al cuarto como a, b, c y d, respectivamente.

2016				
Tamaño de nidada	Orden de puesta			
	huevos a	huevos b	huevos c	
1 huevo (n = 27)				
Largo (mm)	69,2 \pm 2,9			
Ancho (mm)	47,9 \pm 1,4			
Volumen (g)	85,0 \pm 7,8			
2 huevos (n = 80)				
Largo (mm)	70,3 \pm 4,3	68,4 \pm 3,3		
Ancho (mm)	48,6 \pm 3,6	47,7 \pm 1,4		
Volumen (g)	88,4 \pm 8,6	82,3 \pm 11,4		
3 huevos (n = 53)				
Largo (mm)	71,1 \pm 2,6	69,8 \pm 2,6	68,7 \pm 2,7	
Ancho (mm)	48,4 \pm 2,6	47,9 \pm 4,4	46,9 \pm 1,7	
Volumen (g)	89,1 \pm 9,2	86,3 \pm 12,4	80,8 \pm 7,1	
2017				
Tamaño de nidada	Orden de puesta			
	huevos a	huevos b	huevos c	huevos d
1 huevo (n = 31)				
Largo (mm)	70,0 \pm 2,7			
Ancho (mm)	47,4 \pm 1,7			
Volumen (g)	84,2 \pm 7,8			
2 huevos (n = 88)				
Largo (mm)	70,5 \pm 2,7	69,1 \pm 2,6		
Ancho (mm)	48,4 \pm 1,4	47,7 \pm 1,6		
Volumen (g)	88,3 \pm 6,9	83,1 \pm 11,5		
3 huevos (n = 39)				
Largo (mm)	70,5 \pm 2,6	68,4 \pm 3,8	67,9 \pm 2,2	
Ancho (mm)	48,7 \pm 2,4	48,1 \pm 1,5	47,0 \pm 1,6	
Volumen (g)	89,3 \pm 9,2	84,7 \pm 7,7	80,1 \pm 6,9	
4 huevos (n = 3)				
Largo (mm)	71,4 \pm 2,2	72,7 \pm 2,4	71,0 \pm 1,7	68,6 \pm 3,2
Ancho (mm)	49,4 \pm 0,7	48,8 \pm 0,5	48,2 \pm 1,7	47,3 \pm 0,5
Volumen (g)	93,2 \pm 4,9	92,5 \pm 1,2	88,4 \pm 8,2	81,8 \pm 4,7

En las dos temporadas, las causas de la pérdida de la mayoría de los huevos no pudieron ser identificadas (*Sin identificar 1*, Tabla 3.2). La pérdida de huevos se incrementó aproximadamente un 20% del año 2016 al 2017, encontrándose también patrones diferentes en las fechas de pérdidas entre los dos años (Figs. 3.6 y 3.7). La segunda causa más frecuente de pérdida fue la de aquellos huevos que desaparecieron entre visitas efectuadas luego de su fecha de eclosión, siendo su frecuencia similar entre las dos temporadas (Tabla 3.2). Las pérdidas por predación y roturas fueron poco frecuentes en ambos años, con valores por debajo del 5%. Sin embargo, no se descarta que en ambas categorías *sin identificar* queden enmascarados eventos de predación en los cuales los huevos pudieron haber sido predados y trasladados a otro sitio por los predadores. Durante algunas de las visitas en 2016 se observaron eventos de predación por parte de Escúas Pardas al llegar a la zona de la colonia para efectuar los monitoreos, pero no se cuantificaron dichos eventos. Durante la etapa de incubación se contabilizaron 13 nidos de Escúa Parda en el área de la punta y en numerosas ocasiones se observaron grupos de individuos en la periferia de la colonia de Gaviota Cocinera y en las playas adyacentes, registrándose en las fechas del pico de puesta y hacia el final de la misma 45 y 56 individuos, respectivamente. Teniendo en cuenta esto, durante el año 2017 se realizaron nuevamente conteos donde se registraron 10 parejas con nidos activos, y se observó a lo largo del período de puesta e incubación un número variable de individuos en las playas cercanas a la colonia. Los conteos efectuados durante el inicio, pico y finalización de la puesta de huevos mostraron un total de 102, 130 y 95 individuos, respectivamente. En ambos años, los nidos de Escúas Pardas se situaron a lo largo de la costa norte de la punta y en las adyacencias de la colonia de Gaviota Cocinera, ubicándose entre 80 y 500 m de distancia al sector 1. Asimismo, los individuos que se registraron generalmente en grupos sobre la playa se encontraron en la costa norte de la punta a unos 100 m de la colonia. Durante el año 2017, se registraron entre 2 y 10 individuos de Escúas Pardas predando huevos en el 37,9% de las visitas realizadas al sector 1 durante el período de incubación ($n = 29$) (Fig. 3.8). Estas observaciones fueron realizadas en horas de la mañana, previo al ingreso a la colonia. También se observaron algunos individuos de Gaviota Austral predando huevos junto con las Escúas en tres ocasiones (10, 34%; $n = 29$) (Fig. 3.4).

Tabla 3.2. Causas de pérdida de huevos de Gaviota Cocinera (número de huevos y porcentaje entre paréntesis) en Punta Tombo durante las temporadas 2016 y 2017.

	2016 (n = 350)	2017 (n = 344)
Sin identificar 1	90 (25,7)	153 (44,5)
Sin identificar 2	45 (12,9)	46 (13,4)
Predación	5 (1,49)	17 (4,9)
Rotura	2 (0,6)	4 (1,2)
Total	142 (40,6)	220 (63,9)

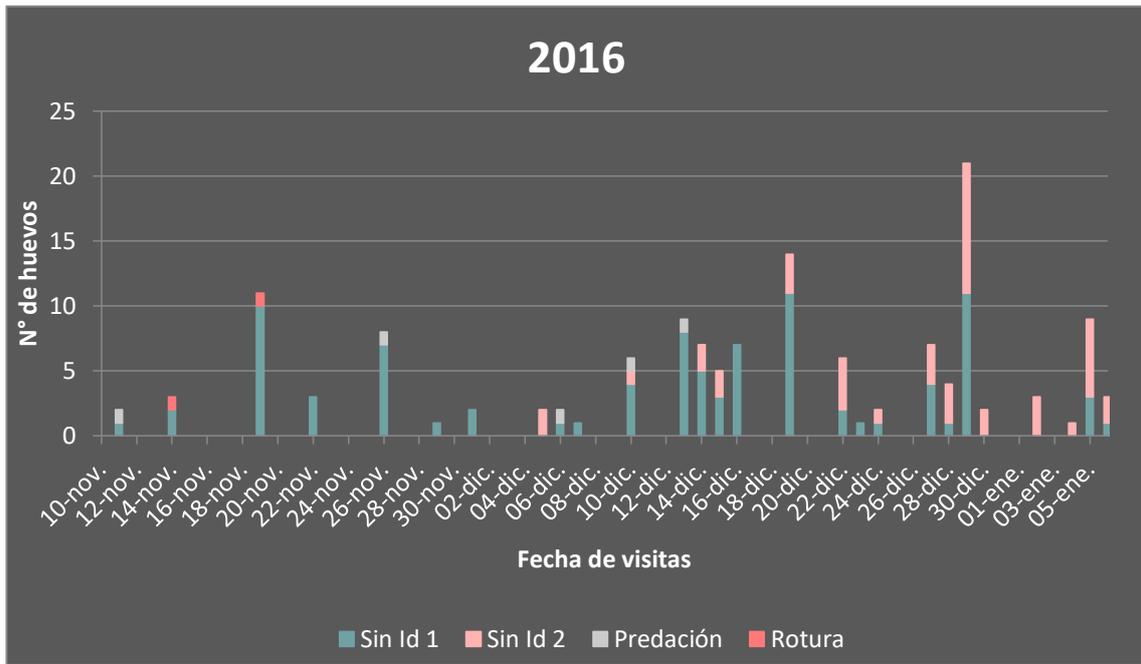


Figura 3.6 Número de huevos perdidos entre visitas en relación a las causas de pérdida (Sin identificar 1, Sin identificar 2, Predación y Rotura) durante la temporada de 2016.

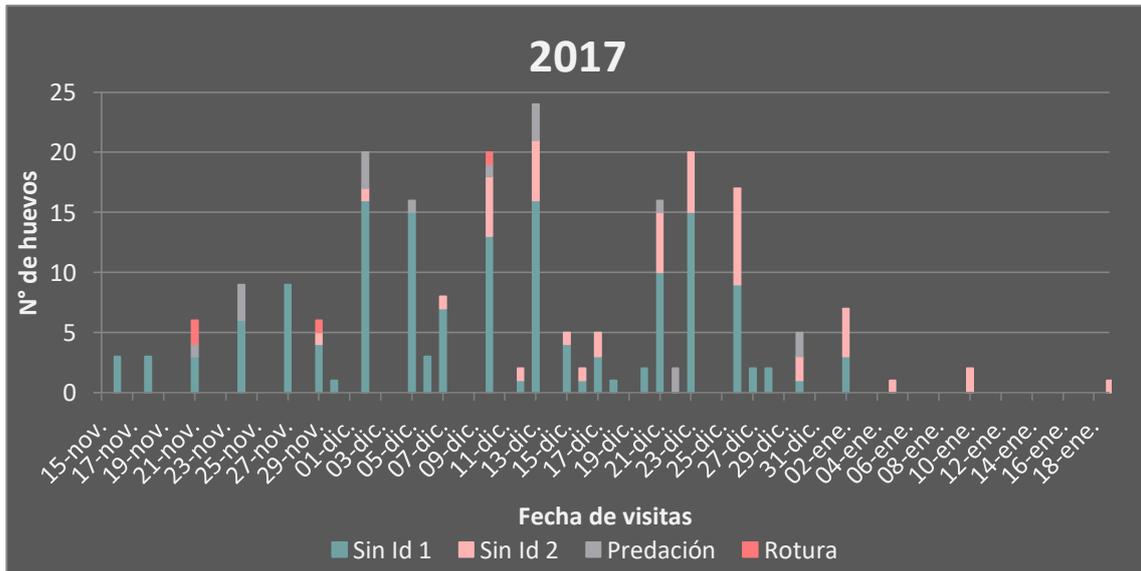


Figura 3.7. Número de huevos perdidos entre visitas en relación a las causas de pérdida (Sin identificar 1, Sin identificar 2, Predación y Rotura) durante la temporada de 2017.

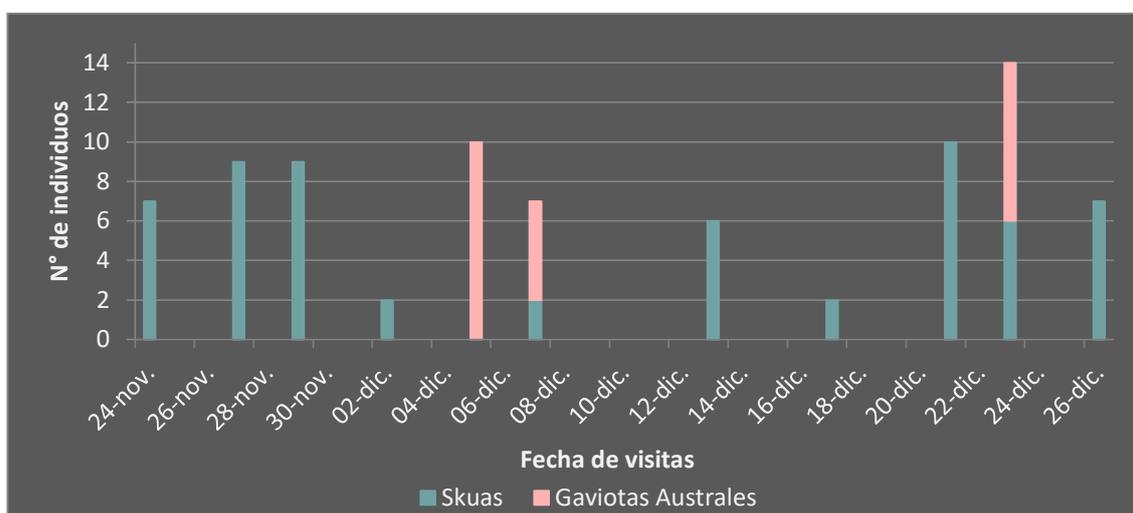


Figura 3.8. Número de individuos de Escúas Parda y Gaviota Austral observados predando en los sectores de estudio durante las visitas realizadas en 2017.

Cría de pichones

La etapa de cría de pichones comenzó a principios de diciembre en ambos años de estudio. Las primeras eclosiones fueron registradas el 5 de diciembre y el 24 de noviembre para las temporadas de 2016 y 2017, respectivamente. A pesar de que existen dos semanas de diferencia en el inicio de eclosiones entre ambas temporadas, cabe señalar que en el año 2017 pasaron 15 días, entre el primer y segundo nido en los cuales eclosionaron los huevos, fecha a partir de la cual se comenzaron a registrar nacimientos con mayor frecuencia por día. Las últimas eclosiones se registraron el 5 y 10 de enero para los años 2016 y 2017, respectivamente. La duración de la etapa de cría de pichones se extendió 9 semanas en el año 2016 y 10 semanas en el 2017.

Los tres modelos de crecimiento individual evaluados para el año 2016 (Gompertz, Logístico y Von Bertalanffy) presentaron un buen ajuste para las tres medidas morfométricas (largo del tarso, largo de cabeza y alto del pico). El Criterio de Información de Akaike (AIC) fue menor para el modelo Logístico para las medidas de largo del tarso ($AIC_{\text{Logístico}} = 1720,97$; $AIC_{\text{Gompertz}} = 1731,67$; $AIC_{\text{Bertalanffy}} = 1767,82$) y alto del pico ($AIC_{\text{Logístico}} = 625,33$; $AIC_{\text{Bertalanffy}} = 636,60$; $AIC_{\text{Gompertz}} = 655,80$). Por el contrario, el AIC del modelo de Von Bertalanffy fue levemente menor que el del modelo Logístico para el largo de cabeza ($AIC_{\text{Bertalanffy}} = 1637,51$; $AIC_{\text{Gompertz}} = 1637,93$; $AIC_{\text{Logístico}} = 1663,52$). El crecimiento del largo del tarso alcanzó la asíntota aproximadamente hacia el día 35,

edad para la cual el largo de la cabeza y el alto del pico continuaron incrementándose (Fig.3.7).

Para el año 2017, los tres modelos de crecimiento individual evaluados también presentaron un buen ajuste para las tres medidas morfométricas evaluadas. Al igual que el año anterior, el AIC fue menor para el modelo Logístico en el caso del tarso ($AIC_{\text{Logístico}} = 1069,1$; $AIC_{\text{Gompertz}} = 1082,8$; $AIC_{\text{Bertalanffy}} = 1106,7$) y el alto de pico ($AIC_{\text{Logístico}} = 302,8$; $AIC_{\text{Gompertz}} = 303,9$; $AIC_{\text{Bertalanffy}} = 306,7$). Por el contrario, para el largo de cabeza el AIC más bajo correspondió al modelo de Gompertz ($AIC_{\text{Gompertz}} = 1138,9$; $AIC_{\text{Bertalanffy}} = 1142,1$; $AIC_{\text{Logístico}} = 1143,4$) (Fig. 3.6). De manera similar a la temporada anterior, el crecimiento del tarso en el 2017 alcanzó la asíntota aproximadamente hacia el día 32, mientras el largo de la cabeza y el alto del pico continuaron creciendo (Fig. 3.8).

Las tres medidas morfométricas tomadas a los 30 ± 2 días de edad de los pichones (largo del tarso, largo de cabeza y alto del pico) fueron similares entre las temporadas de 2016 y 2017 (Tabla 3.4). Asimismo, el peso de los pichones a la independencia no fue significativamente diferente entre los años de estudio (Tabla 3.4).

Los porcentajes de pérdida de pichones para las dos temporadas de estudio fueron similares (Tabla 3.5). Las pérdidas de pichones ocurrieron generalmente en las primeras semanas de vida (7 y 15 días de edad). La causa principal de pérdida de pichones correspondió a la categoría “sin identificar” (Tabla 3.5). La mortalidad asignada a las demás categorías fue inferior al 10 % (Tabla 3.5).

El éxito reproductivo fue significativamente menor en la temporada de 2017 (Mann-Whitney, $U = 15284$, $p < 0,001$). Por el contrario, el éxito de volantoneo fue similar entre las dos temporadas (Mann-Whitney, $U = 4863$, $p = 0,4857$) (Tabla 3.3). Por otra parte, en ambas temporadas no se detectaron diferencias significativas entre el sector 1 y sector 2 (área control) para las variables tamaño de nidada (TN) y éxito reproductivo (ER) (Pruebas de Mann-Whitney: TN_{16} : $U = 8173$, $p = 0,1504$, ER_{16} : $U = 7117$, $p = 0,5147$; TN_{17} : $U = 7426$, $p = 0,7107$, ER_{17} : $U = 6613$, $p = 0,1302$).

Tabla 3.3. Parámetros reproductivos de la Gaviota Cocinera (media \pm SD) en Punta Tombo para las temporadas 2016 y 2017.

Temporada	Tamaño de nidada	Éxito de eclosión	Éxito de volantoneo	Éxito reproductivo
2016 (n = 160)	2,09 \pm 0,67	1,23 \pm 0,89	0,36 \pm 0,44	0,53 \pm 0,73
2017 (n = 161)	1,99 \pm 0,67	0,81 \pm 0,99	0,40 \pm 0,43	0,34 \pm 0,66

Tabla 3.4. Medidas morfométricas (largo de tarso, largo de cabeza y alto de pico) y peso de pichones de Gaviota cocinera a los 30 \pm 2 días de vida (media \pm SD) durante las temporadas de 2016 y 2017 en la colonia de Punta Tombo.

Temporada	Tarso	Largo de cabeza	Alto de pico	Peso
2016 (n = 38)	75,4 \pm 4,4	97,6 \pm 7,2	13,4 \pm 0,8	787,4 \pm 137,3
2017 (n = 37)	75,7 \pm 3,3	100,4 \pm 5,5	13,8 \pm 1,2	743,5 \pm 113,6
ANOVA	p = 0,137	p = 0,781	p = 0,058	p = 0,085

Tabla 3.5. Causas de mortalidad de pichones de Gaviota Cocinera (número de individuos y porcentaje entre paréntesis) en Punta Tombo durante las temporadas 2016 y 2017.

	2016 (n = 150)	2017 (n = 118)
Sin identificar	55 (36,6)	43 (36,4)
Agresión intraespecífica	4 (2,7)	3 (2,5)
Predación	3 (2,0)	4 (3,4)
Causa desconocida	1 (0,7)	0 (0,0)
Total	63 (42,0)	50 (42,4)

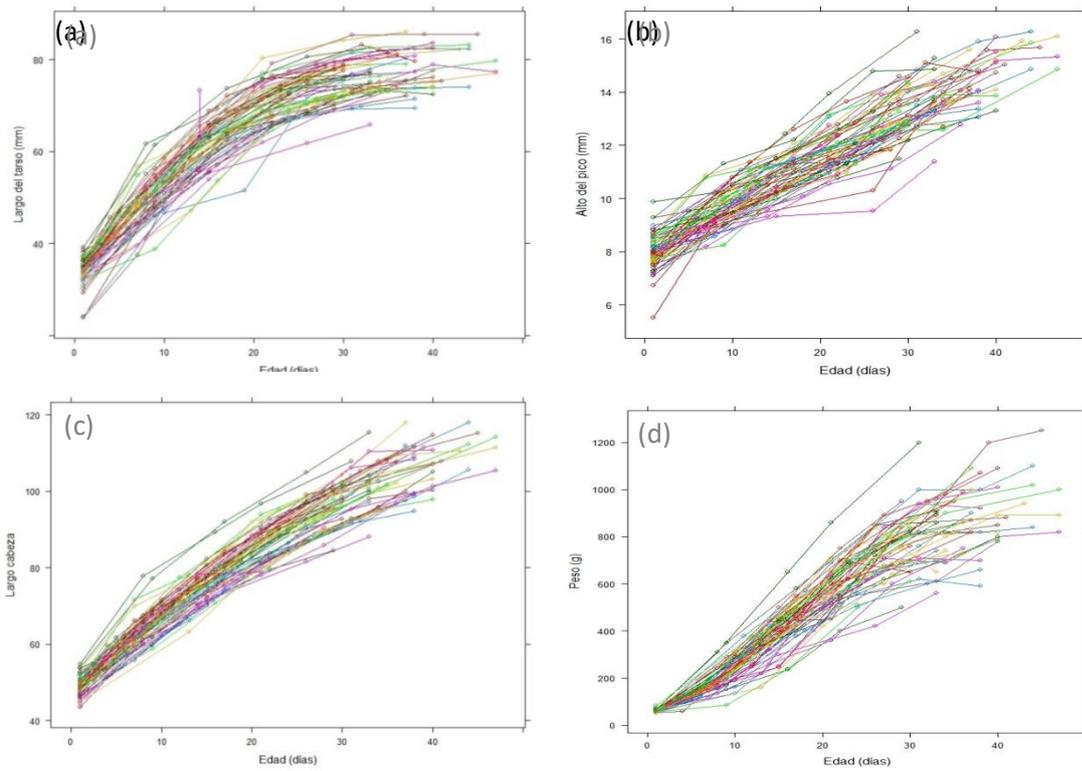


Figura 3.7. Curvas de crecimiento del primer pichón de Gaviota Cocinera durante la temporada 2016, a) tarso, b) alto de pico, c) largo de cabeza y d) peso.

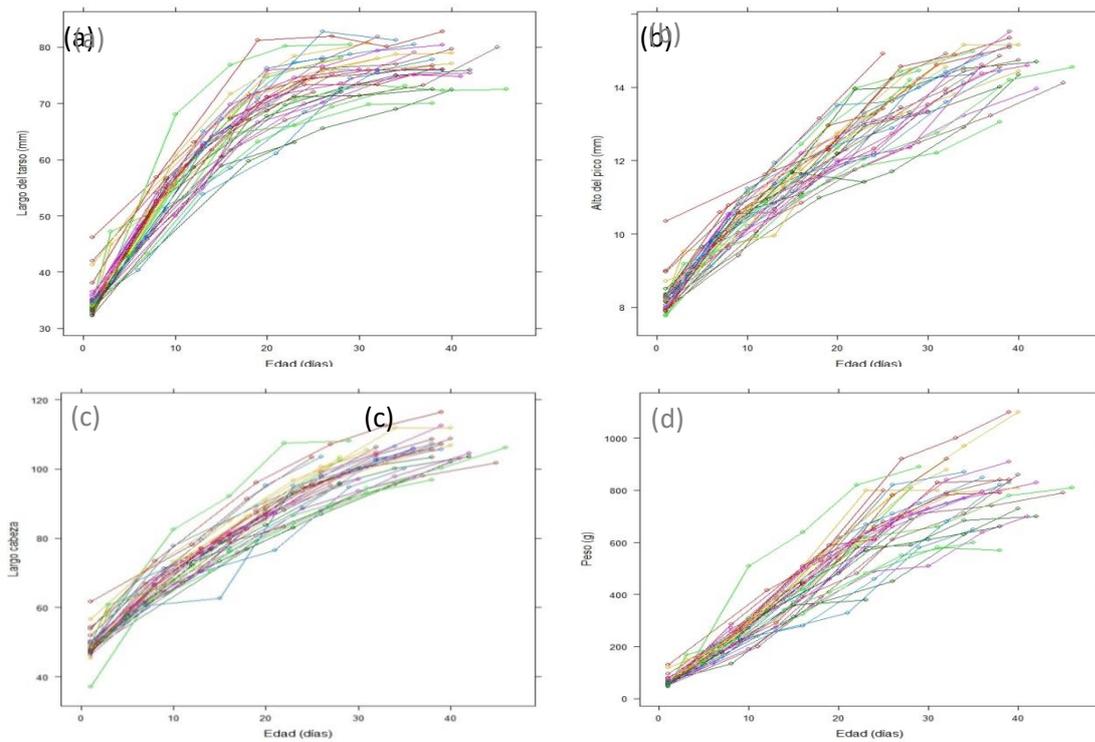


Figura 3.8. Curvas de crecimiento del primer pichón de Gaviota Cocinera durante la temporada 2017, a) tarso, b) alto de pico, c) largo de cabeza y d) peso.

Relación entre parámetros reproductivos y dieta

Composición isotópica en etapa de pre-puesta y parámetros reproductivos en incubación

Durante la etapa de prepuesta de 2017, los valores promedio de $\delta^{13}\text{C}$ pertenecientes a membranas de huevos de Gaviota Cocinera oscilaron entre $-14,9$ y $-17,5$ ‰ mientras que los valores de $\delta^{15}\text{N}$ variaron entre $14,8$ y $19,4$ ‰ (Fig. 3.9). En cuanto a la relación entre el tamaño de nidada y los valores isotópicos de las membranas, el modelo que más se ajustó fue el modelo nulo, ya que los AIC_c de los modelos que contenían a las variables $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ fueron más altos, indicando que no existe relación entre el número de huevos puestos y la variación en los valores isotópicos. Por otra parte, de los modelos explorados para el volumen de los huevos, el modelo que más se ajustó fue el que contenía la variable explicativa $\delta^{13}\text{C}$ ($\text{AIC}_c: \text{Nulo} = 392,4$ y $\text{AIC}_c: \delta^{13}\text{C} = 386,9$), explicando un 12,7% de la variación. La relación observada entre el volumen de los huevos y los valores de $\delta^{13}\text{C}$, fue positiva (LM, $\beta = 4,8$; $z = 2,8$, $p < 0,01$), indicando que a valores más altos de $\delta^{13}\text{C}$ el volumen de los huevos fue mayor.

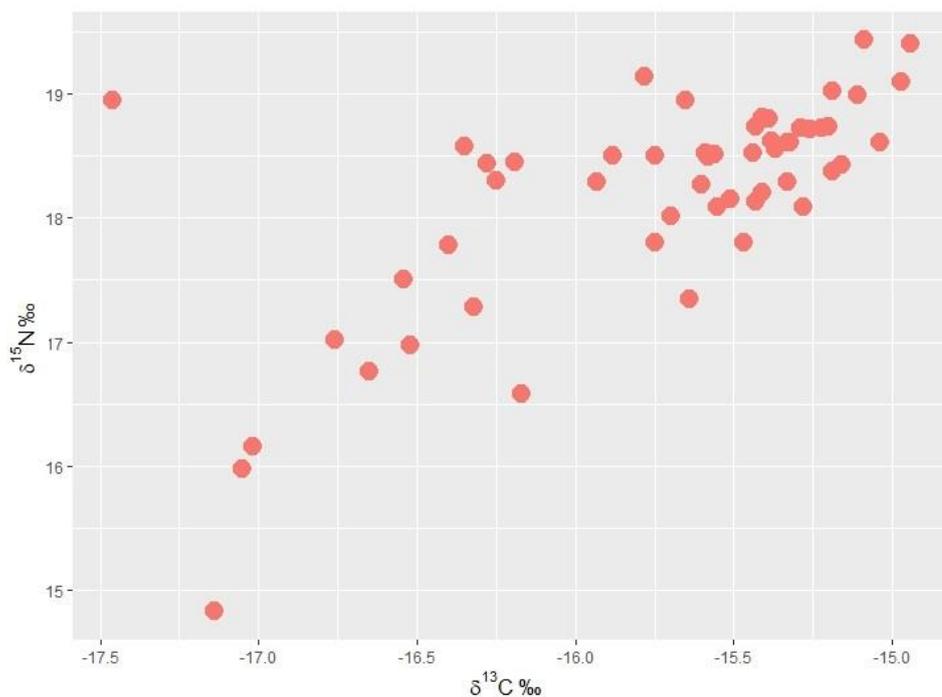


Figura 3.9. Biplot de valores isotópicos $\delta^{13}\text{C}$ (‰) y $\delta^{15}\text{N}$ (‰) de membranas de huevos de Gaviota Cocinera recolectadas durante la temporada de 2017 en Punta Tombo.

Composición isotópica en pichones

A partir de los modelos de mezcla realizados para los pichones, no se observó una contribución dominante por ninguna de las presas consideradas, mostrando una baja heterogeneidad entre los pichones con respecto a las proporciones de las presas principales (Fig. 3.10). En cuanto a los modelos realizados para el peso de los pichones, el mejor modelo incluyó las variables número de hermanos, año, proporción de descarte y proporción de anchoíta, explicando el 6,6% de la variación en el peso (Tabla 3.7a). Sin embargo, los parámetros del modelo indicaron que ninguna de las variables incluidas en el modelo tuvo un efecto significativo en el peso de los pichones ($p > 0,05$). Por su parte, el mejor modelo ajustado para la variable tasa de crecimiento fue el modelo nulo, es decir aquel que no contenía ninguna de las variables explicativas puestas a prueba (Tabla 3.7b), indicando que el número de hermanos, el año y las proporciones de las presas (descarte o anchoíta) no influyeron sobre la tasa de crecimiento de los pichones.

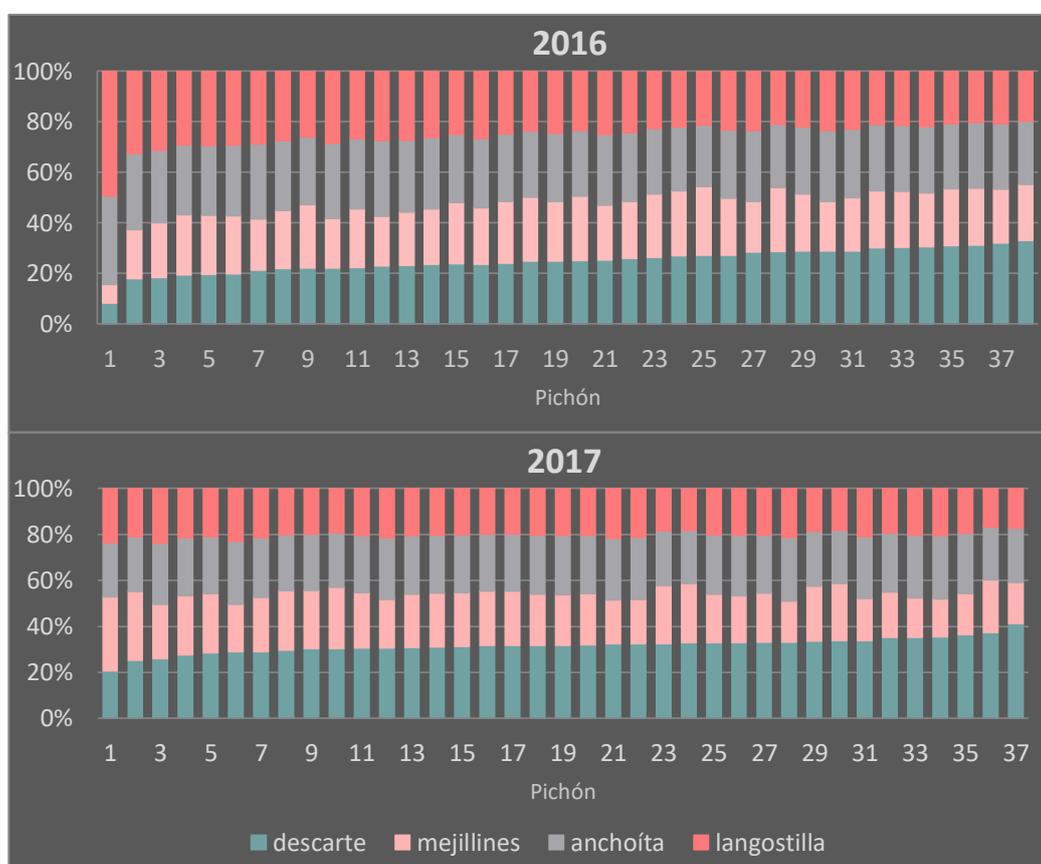


Figura 3.10. Proporciones (%) de las diferentes presas en la composición isotópica en muestras de sangre de pichones de Gaviota Cocinera durante las temporadas 2016 y 2017 en Punta Tombo. Los números indican diferentes individuos.

Tabla 3.7. Regresiones logísticas ordenadas explicando la variación en el peso (a) y la tasa de crecimiento del tarso (b) durante las temporadas reproductivas de 2016 y 2017, An: proporción de anchoíta; Añ: año; De: proporción de descarte; Nh: número de hermanos.

Variables explicativas	df	AIC _c	ΔAIC	w _i
(a)				
An + Añ + De + Nh	8	887,6	0,0	0,98
An + De + Nh	7	896,0	8,4	0,02
De + Nh	6	910,1	22,4	< 0,001
Nh	5	921,1	33,4	< 0,001
Nulo	3	937,5	49,8	< 0,001
(b)				
Nulo	3	117,4	0,0	0,86
An + De + Nh	7	122,4	4,9	0,07
Nh	5	124,4	6,9	0,03
De + Nh	6	124,6	7,2	0,02
An + Añ + De + Nh	8	125,7	8,3	0,01

Las posiciones isotópicas de los pichones en base a la ubicación de sus centroides mostraron diferencias significativas entre las temporadas de 2016 y 2017 ($p < 0,001$, Fig. 3.11), debido a que las marcas isotópicas de los individuos en el año 2017 se encontraron agrupadas hacia valores más altos de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ que en el 2016. Por otro lado, no se registraron diferencias significativas entre los años en cuanto a la distancia media al centroide ($p = 0,06$), la distancia media al vecino más cercano ($p = 0,90$) y la excentricidad ($p = 0,51$). La amplitud del nicho isotópico fue significativamente diferente entre las dos temporadas de estudio ($p < 0,001$, Fig. 3.9), siendo menor en el año 2017. En concordancia con el análisis de centroides, se observó una superposición muy baja entre los nichos isotópicos estimados por SEA_c de pichones de Gaviota Cocinera de los años 2016 y 2017 (7,9 y 16,0%, respectivamente; Fig. 3.12).

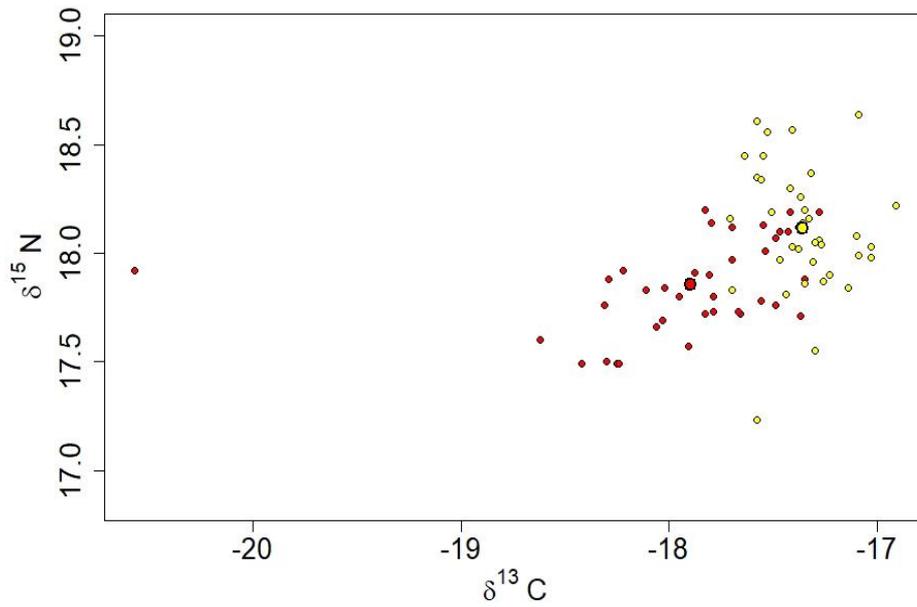


Figura 3.11. Análisis de centroides. Los puntos representan valores isotópicos de $\delta^{15}\text{N}$ (‰) y $\delta^{13}\text{C}$ (‰), con sus respectivos centroides, de pichones de Gaviota Cocinera pertenecientes a la temporada 2016 (rojo) y 2017 (amarillo).

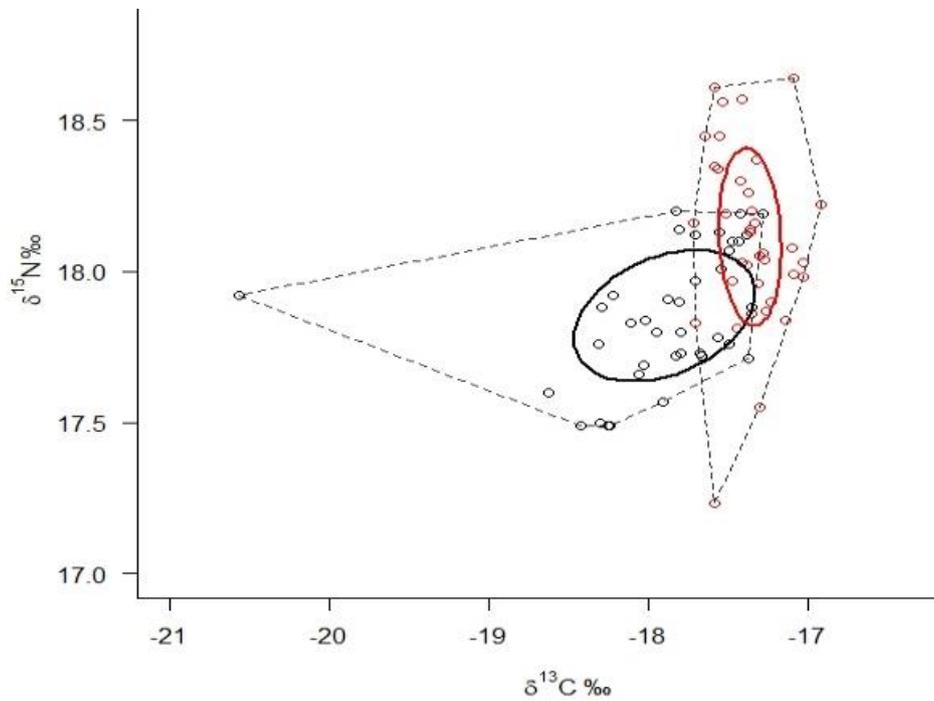


Figura 3.12. Valores isotópicos de $\delta^{15}\text{N}$ (‰) y $\delta^{13}\text{C}$ (‰) de pichones de Gaviota Cocinera. Las elipses representan el nicho isotópico de los pichones pertenecientes a la temporada 2016 (negro) y 2017 (rojo).

Discusión

Los resultados indican que varios parámetros reproductivos relacionados en mayor o menor medida con el alimento, como el patrón temporal de puesta, tamaño de nidada, tamaño de los huevos, peso y medidas morfométricas a la independencia, y éxito de volantoneo, fueron similares entre ambas temporadas de estudio. Sin embargo, tanto el éxito de eclosión como el éxito reproductivo presentaron diferencias entre los dos años, siendo ambos parámetros significativamente más bajos en el 2017. La similitud en el éxito de volantoneo entre los dos años sugiere que la diferencia observada en el éxito reproductivo se debió mayormente a la disminución en el éxito de eclosión durante la segunda temporada. La pérdida de huevos principalmente estuvo relacionada con su desaparición de los nidos sin dejar rastro alguno, lo que sugiere que el factor responsable fue la predación o el canibalismo. El canibalismo es un comportamiento reportado en varias especies de gaviota incluida la Gaviota Cocinera (Fordham 1964; Burger y Gochfeld 1981; Stanback y Koenig 1992), pero no fue observado durante las frecuentes visitas a la colonia durante este estudio. Sin embargo, en numerosas ocasiones se registraron eventos de predación por parte de Escúas Pardas dentro y en las cercanías del área de estudio. La predación por parte de diferentes especies de escúas sobre otras aves marinas ha sido reportada en varios trabajos (p. e. Reinhardt *et al.* 2000; Votier *et al.* 2004, 2007), y fue sugerida como una de las causas de pérdida de pichones de Gaviota Cocinera en la colonia de Isla Vernaci Sudoeste (Yorio y García Borboroglu 2002). Los resultados muestran en ambas temporadas de estudio un bajo número de parejas de Escúas Pardas anidando en cercanías de la colonia de Gaviota Cocinera pero una gran cantidad de individuos, muchos de ellos posiblemente no reproductores, en las playas adyacentes. El número de estos individuos fue significativamente mayor en el año 2017, coincidente con una mayor desaparición de huevos en ese año. Varios trabajos han mostrado que la pérdida de nidada en especies semipreciales como las gaviotas puede estar en parte asociada al disturbio de investigación generado por las visitas a la colonia y la consiguiente predación inducida (Götmark 1992; Yorio y Quintana 1996). Sin embargo, tanto el tamaño de nidada como el éxito reproductivo en el área de estudio fueron similares a los obtenidos en el área control,

sugiriendo que el disturbio generado por la investigación no fue significativo y que las pérdidas de nidada fueron ocasionadas por causas naturales.

En cuanto a los parámetros medidos en los pichones, no se encontraron diferencias significativas entre años en el éxito de volantoneo, el peso o las medidas morfométricas a la edad de la independencia, a pesar de haber encontrado diferencias significativas en sus nichos isotópicos entre los dos años de estudio. Los resultados de isótopos estables en los pichones mostraron una disminución en la amplitud del nicho en el 2017 y un solapamiento bajo entre los dos años. La reducción del nicho y la diferencia entre los centroides de ambos años, podrían deberse a un incremento en la incorporación de presas provenientes del descarte y una reducción en el consumo de anchoíta durante el segundo año (ver Capítulo 2). Es posible que ambos tipos de presas representen un aporte similar en la dieta durante la crianza de los pichones y por lo tanto el reemplazo de un tipo de presa por otra no haya afectado los parámetros medidos en los pichones.

En cuanto a la relación entre la dieta de las hembras en la etapa de prepuesta y los parámetros reproductivos, los resultados mostraron una relación directa entre los valores de $\delta^{13}\text{C}$ de las membranas de los huevos y el volumen de los mismos sugiriendo que las presas con mayores valores de $\delta^{13}\text{C}$ son más beneficiosas. Dentro de las presas consumidas durante la prepuesta identificadas a partir del análisis de egagrópilas (ver Capítulo 2), las presas que presentaron mayores valores de $\delta^{13}\text{C}$, fueron las presas de intermareal, como el mejillín y el cangrejo araña, y las presas provenientes del descarte. Las presas del intermareal fueron considerablemente más frecuentes que las del descarte en esta etapa, pero no debería descartarse que se haya subestimado la importancia de peces del descarte en este análisis basado en egagrópilas (Weiser y Powell 2011; ver Capítulo 2). Aunque este trabajo no pudo determinar el aporte relativo de peces e invertebrados en la dieta de las hembras durante la prepuesta, cabe resaltar que el consumo de peces es importante para la formación de los huevos (Pierotti y Annett 1991) y que el aporte de descarte pesquero puede afectar positivamente parámetros reproductivos como el tamaño de nidada y el volumen de los huevos (Oro 1996; Oro *et al.* 1996). Futuros estudios deberían profundizar en el análisis de la dieta de prepuesta para poder identificar las presas responsables del incremento en el vo-

lumen de los huevos. Por otra parte, en cuanto al tamaño de nidada no se encontró una relación con respecto a los valores de isótopos estables, sugiriendo que la dieta de las hembras durante los días previos a la puesta no tiene un efecto sobre éste parámetro.

Los modelos realizados para evaluar la relación entre la dieta de los pichones y los parámetros reproductivos, en cambio, mostraron que las proporciones de anchoíta y descarte no influyeron sobre la tasa de crecimiento de los pichones ni el peso a la independencia. Cabe señalar que el cálculo de la composición isotópica individual de los pichones durante ambos años mostró que la contribución de las cuatro presas fue similar entre todos ellos, sugiriendo un bajo nivel de especialización individual en la dieta de los mismos. Pese a que se esperaba hallar un mayor grado de variabilidad entre las proporciones de presas de los diferentes pichones, se consideró que la variabilidad encontrada en las proporciones del descarte y la anchoíta era suficiente como para explorar si el consumo de estos alimentos tenía alguna relación con el crecimiento y las medidas corporales a la independencia en los pichones. Es posible que la variabilidad interindividual en la composición isotópica de los pichones no haya sido suficiente para permitir detectar un efecto del alimento sobre los parámetros reproductivos evaluados. Por otro lado, debería considerarse que estas proporciones fueron calculadas a partir de la sangre de pichones al momento de la independencia, es decir crías pertenecientes a nidos que fueron exitosos. Lamentablemente no se obtuvo en este trabajo información sobre la composición dietaria de pichones que sufrieron mortalidad en fechas más tempranas de esta etapa, lo que pudo haber contribuido a que no se haya detectado un efecto de la alimentación sobre la productividad. Estudios en otras especies de gaviota muestran que los pichones mal alimentados suelen alejarse más de los nidos, resultando en un incremento en el riesgos de sufrir mortalidad principalmente por agresión intraespecífica (Hunt y McLoon 1975; Pierotti y Murphy 1987). Fordham (1970), por ejemplo, reporta que la mortalidad derivada de la agresión intraespecífica en la Gaviota Cocinera reproduciendo en Nueva Zelanda fue mayor cuando la disponibilidad de alimento fue menor. En este trabajo, la causa de pérdida de pichones no pudo ser identificada en la mayoría de los casos, ya que los mismos desaparecieron sin dejar evidencias, y por lo tanto no puede descartarse que la interacción entre el ali-

mento y los factores de mortalidad mencionados hayan sido en parte responsables. Es más, la agresión intraespecífica y en algunos casos la mortalidad subsiguiente fue registrada en este estudio. En este contexto, futuros estudios deberían evaluar si la contribución a la dieta de las principales presas consumidas en esta colonia difiere entre pichones que mueren en etapas tempranas y aquellos que sobreviven a la independencia, y si estas diferencias se ven reflejadas en los parámetros reproductivos.

La relación entre el aprovechamiento del descarte generado por la operatoria de las flotas pesqueras y distintos parámetros reproductivos de aves marinas ha sido clave para entender la importancia de estas fuentes alternativas en la ecología de las aves y a su vez brindar información que ayude a explicar algunos procesos demográficos (ver revisión en Oro *et al.* 2013). En este trabajo no se pudo confirmar el efecto del consumo del descarte sobre parámetros durante la puesta y no se encontró una relación entre su consumo y los parámetros de los pichones, pero una evaluación adecuada de estas relaciones requerirá de nuevos estudios con un ajuste en el diseño de muestreo. Por otro lado, los resultados sugieren que una disminución en el aporte de presas naturales como la anchoíta coincidente con un incremento en el aporte del descarte no afecta las condiciones de los pichones, indicando que este último podría ser una buena opción como alimento alternativo. En este sentido, teniendo en cuenta la importancia de las pesquerías en las estrategias alimentarias de esta especie (ver Capítulo 2), este recurso podría ser valioso para amortiguar cambios en la disponibilidad de especies forrajeras como la anchoíta, que suelen mostrar importantes fluctuaciones interanuales en su disponibilidad debido a efectos “bottom-up” en respuesta a cambios oceanográficos (Hansen *et al.* 2001; Ware and Thomson 2005).



Capítulo 4

Segregación sexual en estrategias de alimentación en diferentes contextos ambientales

La variación intrapoblacional del nicho trófico puede ser el resultado de diferentes estrategias de alimentación relacionadas con el sexo, la edad, la morfología y la especialización individual (Bolnick *et al.* 2003; Bearhop *et al.* 2006; Ceia y Ramos 2015). Entre las aves marinas, es común la segregación sexual en estrategias de alimentación (Wearmouth y Sims 2008; Phillips *et al.* 2011). Por ejemplo, se han reportado diferencias entre machos y hembras en relación con la dieta (Bearhop *et al.* 2006; Lavoie *et al.* 2012, Washburn *et al.* 2013), rango de alimentación y profundidad (Weimerskirch *et*

al. 2009; Zavalaga *et al.* 2007; Cleasby *et al.* 2015) y patrón temporal de alimentación (Cook *et al.* 2007, Quintana *et al.* 2010). La segregación sexual se ha atribuido principalmente al dimorfismo sexual en el tamaño (González-Solis *et al.* 2000; Phillips *et al.* 2011), aunque también puede ocurrir en especies monomórficas (Lewis *et al.* 2002; Welckler *et al.* 2009) o ser resultado de diferencias sexuales en las actividades parentales y sus requerimientos nutricionales (Ludynia *et al.* 2012; Pinet *et al.* 2012). La mayoría de las aves marinas ocupan amplios rangos de distribución reproductiva y, por lo tanto, las poblaciones de una misma especie pueden mostrar diferencias en su ecología trófica debido al efecto de las características del hábitat sobre la disponibilidad de presas dentro de su rango de alimentación. Estos distintos contextos ambientales pueden dar lugar a diferentes presiones ecológicas sobre individuos machos y hembras, llevando a diferencias geográficas en la segregación sexual (Wearmouth y Sims 2008, Phillips *et al.* 2011).

Como resultado de su plasticidad trófica, muchas especies de gaviotas también aprovechan los subsidios alimentarios antropogénicos en la forma de descartes pesqueros y residuos urbanos (Oro *et al.* 2013). Por lo tanto, las poblaciones de una misma especie pueden estar expuestas a diferentes oportunidades de alimentación dependiendo de su accesibilidad a los recursos de alimento suplementarios (Bertellotti y Yorio 1999; Duhem *et al.* 2003b). Al igual que en otras especies de aves marinas, en varias especies de gaviota se ha reportado la segregación en parámetros tróficos entre machos y hembras. Por ejemplo, se han encontrado diferencias sexuales en relación con la composición de la dieta, el nivel trófico y las áreas de alimentación (p.e. Lavoie *et al.* 2012; Camphuysen *et al.* 2015; Kazama *et al.* 2016), y estas diferencias se han atribuido a diferentes requerimientos nutricionales durante una determinada etapa del ciclo reproductivo (Navarro *et al.* 2010; García-Tarrason *et al.* 2015) o a la exclusión competitiva por machos más grandes y dominantes (Pons 1994, Kazama *et al.* 2016). En las gaviotas, los machos son típicamente más grandes (Székely *et al.* 2000) y, por lo tanto, pueden excluir a las hembras desplazándolas a alimentarse en parches de menor calidad o a cambiar el lugar de alimentación (Greig *et al.* 1983; Pons 1994; Kazama *et al.* 2018). Esto puede ser particularmente cierto en contextos altamente competitivos, como cuando las gaviotas se alimentan detrás de buques pesqueros o en basuras (Greig *et al.* 1983; Arcos *et al.* 2001).

Como fuera expuesto anteriormente, la Gaviota Cocinera se alimenta durante la temporada reproductiva principalmente de peces, invertebrados marinos y alimentos derivados de actividades humanas como residuos urbanos y descartes pesqueros, variando la composición de su dieta según el sitio de reproducción (Bertellotti y Yorio 1999; González-Zevallos *et al.* 2017; Marinao *et al.* 2018; ver Capítulo 2). La información disponible muestra que en Bahía San Blas, provincia de Buenos Aires, las Gaviotas Cocineras dependen en gran medida de los residuos generados por las pesquerías recreativas que se disponen principalmente en el basural urbano (Yorio *et al.* 2013; Katsinsky *et al.* 2018; Marinao *et al.* 2018). En Punta Tombo e Isla Vernaci Este, provincia de Chubut, las Gaviotas Cocineras complementan el consumo de presas naturales como peces pelágicos e invertebrados del intermareal con el aprovechamiento de los descartes pesqueros de las embarcaciones de arrastre, las que operan en aguas adyacentes a estas colonias pero más cercanas a la segunda (ver Capítulo 2). Sin embargo, hasta la fecha no existe información sobre la segregación trófica entre machos y hembras, ni sobre cómo las oportunidades de alimentación geográficamente dependientes pueden influir de manera diferencial en las estrategias de alimentación de machos y hembras y, en consecuencia, en dicha segregación trófica. En este Capítulo se evalúa la existencia de diferencias sexuales en el comportamiento de alimentación de la Gaviota Cocinera durante el período de incubación en los tres sitios reproductivos mencionadas más arriba, caracterizadas por diferentes contextos de alimentación. Para lograr este objetivo, en cada una de las tres colonias se evaluaron diferencias sexuales en los parámetros de los viajes de alimentación, el uso del hábitat de alimentación y el nicho trófico isotópico. Como fuera mencionado, las poblaciones de Gaviota Cocinera han aumentado en la región de estudio durante las últimas décadas y el crecimiento observado se ha atribuido al uso de subsidios de alimentos antropogénicos (Lisnizer *et al.* 2011), por lo que esta información no solo contribuirá a comprender la partición intraspecífica del nicho trófico sino también las posibles consecuencias demográficas del uso diferencial de los recursos de alimento derivados de actividades humanas por parte de machos y hembras. Se espera que las áreas de alimentación difirieran entre machos y hembras, que las hembras se alimenten más lejos de la colonia y que los machos muestren un mayor uso de subsidios alimentarios antropogénicos. En relación

con el nicho isotópico, también se espera encontrar diferencias sexuales, mostrando los machos un nicho más amplio y un nivel trófico más alto.

Materiales y métodos

Áreas de estudio

El estudio se realizó en las colonias de Islote Arroyo Jabalí Este (IAJE), en la Provincia de Buenos Aires, y de Punta Tombo (PT) e Isla Vernaci Este (VE) en la Provincia de Chubut (ver Capítulo 1 para la descripción ambiental de cada localidad) (Fig. 1.1).

Seguimiento de individuos machos y hembras

Los patrones de alimentación de las Gaviotas Cocineras durante la etapa de incubación se evaluaron utilizando geoposicionadores satelitales (GPS) (Cat-Track), sellados en un tubo termocontraible (ver Capítulo 2 para las características de los instrumentos). Para las colonias de Punta Tombo e Isla Vernaci Este se utilizó la misma información obtenida de individuos instrumentadas con GPS durante la incubación (ver Capítulo 2). Al igual que en dichas colonias, en Bahía San Blas se capturó un adulto en nidos en los que ambos adultos de la pareja estaban presentes usando las mismas metodologías descritas en el Capítulo 2. Las capturas se distribuyeron entre el 20 de octubre y el 23 de noviembre de 2013 en Islote Arroyo Jabalí Este, entre el 24 de noviembre y el 7 de diciembre de 2016 en Punta Tombo y entre el 12 y 17 de diciembre de 2015 en Isla Vernaci Este. Se utilizó información de un total de 45 adultos en las tres colonias estudiadas, instrumentando 20 adultos (10 machos; 10 hembras), 14 adultos (9 machos; 5 hembras) y 11 adultos (5 machos; 6 hembras) en las colonias Islote Arroyo Jabalí Este, Punta Tombo e Isla Vernaci Este, respectivamente. Las gaviotas fueron sexadas utilizando una función discriminante basada en las dimensiones de la cabeza y el pico siguiendo a Torlaschi *et al.* (2000). El procedimiento para adosar el GPS a la gaviota fue el mismo descrito en el Capítulo 2 utilizando cinta adhesiva Tesa®. Los nidos de los individuos instrumentados fueron numerados e identificados con estacas y rocas pintadas y los GPS fueron recuperados después de 4-9 días para descargar la información. Los procedimientos de captura y recaptura fueron realizados en menos de 10

minutos; todas las gaviotas luego de ser liberadas regresaron a sus nidos en menos de 10 minutos y reanudaron el comportamiento normal de incubación. No se registró pérdidas de huevos en ninguno de los 45 nidos al momento de la recuperación de los GPS de las gaviotas instrumentadas.

Los diferentes tipos de ambientes utilizados por las Gaviotas Cocineras en Bahía San Blas fueron identificados, al igual que en Punta Tombo e Isla Vernaci Este, superponiendo los viajes de alimentación en una imagen de satélite SPOT (resolución de 15 m) y en base a observaciones de campo realizadas en forma oportunistas durante todo el período de estudio (ver también Capítulo 2). Para la clasificación de hábitats de alimentación se utilizaron las cuatro categorías descritas en el Capítulo 2, teniéndose en cuenta también la información previa sobre la composición dietaria de la gaviota en estas localidades (Yorio *et al.* 2013; ver Capítulo 2).

Patrón espacial de las operaciones de las embarcaciones

La información sobre la distribución de las embarcaciones de pesca que operan en aguas adyacentes a las colonias de Punta Tombo e Isla Vernaci Este se obtuvo del Sistema de Monitoreo de Buques (VMS, Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación) (ver Capítulo 2). La información utilizada para el análisis incluyó solo las localizaciones de las embarcaciones que operaron durante el período en que se efectuó el seguimiento de las gaviotas. A partir de las posiciones de las flotas pesqueras que operaron en ambas áreas de estudio se determinaron las áreas de utilización del contorno del 95% de densidad derivadas del análisis de kernel (Wood *et al.* 2000), con un parámetro de suavizado h calculado a partir de la función KernelUD, del paquete `adehabitatHR` con el programa estadístico R, Versión 3.5.1 (R Development Core Team 2018).

Análisis espacial

Para el análisis espacial, al igual que en las colonias de Punta Tombo e Isla Vernaci Este, se eliminaron todas las posiciones ubicadas dentro de los 400 m del centroide de la colonia de Islote Arroyo Jabalí Este, ya que observaciones en el campo indicaron que las Gaviotas Cocineras solo las usaron como áreas de descanso asociadas con la colonia. En cada viaje de alimentación, se clasificaron las posiciones como “en tránsi-

to” o “alimentación” sobre la base de la metodología descrita en el Capítulo 2. En las tres colonias de estudio, se calculó para la totalidad de los viajes la duración (min), la distancia total recorrida (km), la distancia máxima (km) y el número de hábitats de alimentación visitados por viaje, discriminados por sexo. Para evaluar diferencias entre sexos en relación a los diferentes parámetros de viaje, se aplicaron modelos lineales mixtos (LMM) utilizando la biblioteca nlme (Pinheiro *et al.* 2009) y el programa estadístico R, Versión 3.5.1 (R Development Core Team 2018). Fueron considerados como variables respuesta los parámetros: duración del viaje, distancia total recorrida, distancia máxima alcanzada y número de hábitats visitados por viaje. Además, se consideró el sexo como factor fijo y la identidad de los individuos como factor aleatorio para evitar pseudo-replica. Cuando fue necesario, se corrigieron los modelos utilizando una estructura de correlación de simetría compuesta uniforme (CorCompSyM), especificando la función de ponderación de varianza varIdent.

Para tener la misma representatividad individual en el análisis de superposición, se utilizaron los viajes realizados por ambos sexos dentro de un período de tiempo específico para cada colonia (IAJE = 2-3 días, PT = 3-4 días, VE = 3-4 días) basado en el número mínimo de días completos registrados para todas los individuos más un día. Los registros de cada viaje se re muestrearon cada 60 s, y solo se consideraron aquellos clasificados como "alimentación". Se definieron las áreas utilizadas por las Gaviotas Cocineras en base a las áreas resultantes del contorno del 95% de densidad derivadas del análisis de kernel (Wood *et al.* 2000). Para cada colonia, se determinó un parámetro de suavizado específico h como el ARS promedio derivado del tiempo de primer paso (FPT), siguiendo a Lascelles *et al.* (2016).

La superposición entre las áreas utilizadas por los machos y las hembras, y entre cada sexo y las pesquerías de arrastre, se estimó utilizando el índice de afinidad de Bhattacharyya (BA, Fieberg y Kochanny 2005), una medida no direccional de la superposición del área de acción que oscila entre 0 (separación completa) y 1 (distribuciones de probabilidad completamente coincidentes) y considerado uno de los índices más apropiados para cuantificar la similitud entre distribuciones de utilización.

Para evaluar el uso diferencial de machos y hembras de los diferentes hábitats de alimentación en cada una de las colonias de estudio, se utilizaron modelos lineales

generalizados de efectos mixtos (GLMM), utilizando la biblioteca lme4 (Bates *et al.* 2011) en el programa estadístico R, Versión 3.5.1 (Desarrollo R Core Team 2018). Para realizar estos modelos se generó para cada sitio una variable respuesta de presencia (1) y ausencia (0), y se incorporó a los mismos la variable individuo como factor aleatorio para prevenir la pseudo-replica. Además, se incluyó como factores fijos el tipo de hábitat y el sexo. Al ser la variable respuesta de carácter binario, se asumió una distribución de error binomial y se utilizó una función de enlace logit (Zuur *et al.* 2009, Logan 2011). Se consideraron los modelos con todas las combinaciones posibles de variables predictoras y se seleccionaron los modelos de mejor ajuste utilizando el criterio de información de Akaike para muestras pequeñas (AICc; Akaike 1973, Hurvich y Tsai 1989).

Nicho isotópico de machos y hembras

Para evaluar la superposición en el nicho isotópico entre machos y hembras en las tres colonias de estudio, se obtuvo un total de 62 muestras de sangre completa (IAJE: $n_H = 10$, $n_M = 10$; PT: $n_H = 12$, $n_M = 10$; VE: $n_H = 11$, $n_M = 9$). Las muestras de sangre completa integran la composición isotópica de las presas ingeridas por un individuo durante aproximadamente un mes antes de la recolección de la muestra (Hobson y Clark 1992). Las muestras se obtuvieron de los individuos equipados con GPS, complementando con muestras adicionales de individuos seleccionados al azar que se encontraban incubando en las colonias de Punta Tombo e Isla Vernaci Este de manera de contar con un tamaño de muestra mayor. Para el procedimiento de extracción de sangre y procesamiento de las muestras ver Capítulo 2.

Los nichos isotópicos y su superposición entre sexos se evaluaron utilizando el procedimiento analítico propuesto por Turner *et al.* (2010) y el enfoque bayesiano basado en métricas de elipse multivariadas (Jackson *et al.* 2011). La ubicación del centroide representa dónde se centra el nicho trófico en el espacio isotópico. Se evaluaron las diferencias en la ubicación del centroide entre machos y hembras usando modelos lineales anidados y procedimientos de permutación de residuos (ver Turner *et al.* 2010 para detalles estadísticos). Para describir la extensión de los puntos, se calcularon los parámetros propuestos por Layman *et al.* (2007): distancia media al centroide (MDC), distancia media al vecino más cercano (MNN) y excentricidad (ECC), que proporcionan

información sobre las diferencias en la distribución subyacente de los datos $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$. Se construyeron cascos convexos para estimar el área de nicho isotópico total (AT) más pequeña que contenía a todos los individuos en el espacio isotópico. La métrica del área total puede interpretarse como una medida del nicho isotópico total de una población (Layman *et al.* 2007). Se estimó la amplitud de nicho para machos y hembras usando métricas basadas en un análisis de elipses bayesianas (Jackson *et al.* 2011) (ver detalles analíticos en el Capítulo 3). Este análisis genera áreas estándar de la elipse (SEA), que son equivalentes bivariadas a las desviaciones estándar en análisis univariados. Se utilizaron valores de SEA corregidos para tamaños de muestra pequeños (SEAC) para calcular el solapamiento de nicho, y se generaron estimadores bayesianos de SEA (SEAB) para poner a prueba las diferencias en el nicho isotópico comparando sus intervalos de confianza (IC) del 95% (Jackson *et al.* 2012, Thomson *et al.* 2012, Zabala *et al.* 2013). Todos los análisis se realizaron en R, Versión 3.5.1 (R Development Core Team 2018)

Resultados

Patrones espaciales

Los resultados mostraron que la segregación sexual en el uso del espacio varió entre las colonias de estudio. El análisis de kernel mostró que el área total utilizada por las hembras durante los viajes de alimentación fue más extensa que la de los machos en las tres colonias, duplicando y hasta cuadruplicando su extensión (Tabla 4.1). También se observó que las medias de las áreas abarcadas por los individuos durante el forrajeo fueron mayores en las hembras que en los machos para las tres colonias (Fig. 4.1). En la colonia de Islote Arroyo Jabalí Este, para la variable duración del viaje el modelo que presentó un mejor ajuste a los datos fue aquel que contenía al sexo como factor fijo ($\text{AIC}_{\text{C: Nulo}} = 1999,8$ y $\text{AIC}_{\text{C: sexo+Ind}} = 1993,5$); sobre la base de los parámetros estimados se registró un efecto significativo del sexo (LMM, $\beta = -141,5$, $z = -4,1$, $p < 0,0001$), indicando que la duración de los viajes de los machos es menor a la de las hembras. En cuanto a las distancias máximas alcanzadas, el modelo que presentó un mejor ajuste a los datos también incluyó la variable sexo como factor fijo ($\text{AIC}_{\text{C: Nulo}} = 1170,3$ y $\text{AIC}_{\text{C: sexo+Ind}} = 1164,9$), y los parámetros estimados por el mismo demostraron

un efecto significativo de este factor (LMM, $\beta = -20,5$, $z = -2,8$, $p < 0,05$), indicando que las distancias máximas alcanzadas por los machos son menores a las alcanzadas por las hembras. Finalmente de los modelos realizados para la variable distancia total recorrida, el que mejor se ajustó a los datos contenía como factor fijo la variable sexo ($AIC_{C: Nulo} = 1521,5$ y $AIC_{C: Sexo+Ind} = 1514,3$); a partir de los parámetros estimados por el modelo se registró un efecto del sexo sobre las distancias totales recorridas (LMM, $\beta = -60,7$, $z = -3,2$, $p < 0,05$), probando que estas también son menores en los machos que en las hembras. En cambio, en la colonias de Punta Tombo, en cuanto a los modelos realizados para las variables duración de los viajes ($AIC_{C: Nulo} = 1853,4$ y $AIC_{C: Sexo+Ind} = 1844,4$), distancias máximas alcanzadas ($AIC_{C: Nulo} = 1222,5$ y $AIC_{C: Sexo+Ind} = 1218,0$) y distancias totales recorridas ($AIC_{C: Nulo} = 1504,0$ y $AIC_{C: Sexo+Ind} = 1498,2$) aquellos que incluyeron al sexo como factor fijo tuvieron un mejor ajuste que el modelo nulo, pero a partir de los parámetros estimados por el modelo se demostró que esta variable no tuvo un efecto significativo en ninguno de los tres parámetros ($p > 0,05$). De igual manera, en Isla Vernaci Este, de los modelos realizados para estas tres variables los que incluyeron al sexo como factor fijo presentaron un mejor ajuste que el modelo nulo (DUR, $AIC_{C: Nulo} = 758,9$ y $AIC_{C: Sexo+Ind} = 749,6$; DTR, $AIC_{C: Nulo} = 554,7$ y $AIC_{C: Sexo+Ind} = 548,4$; DMA, $AIC_{C: Nulo} = 366,4$ y $AIC_{C: Sexo+Ind} = 362,6$), sin embargo mediante los parámetros estimados por el modelo se demostró que el sexo no tuvo un efecto significativo sobre los parámetros de los viajes.

En Isla Arroyo Jabalí Este, el solapamiento entre las áreas de forrajeo entre ambos sexos fue de 0,53 (BA) (Fig. 4.2a). El área de solapamiento representó para los machos el 51,1% de su área total de alimentación, mientras que para las hembras representó solamente un 5,5% del total de su área de alimentación. Este solapamiento se restringió a unos 22 km² que se corresponden con el basural de la localidad de Bahía San Blas y un área de playas cercanas a la colonia (Fig. 4.2a). El uso de sectores de playa fue diferente entre los sexos. Los machos utilizaron principalmente playas al norte de Bahía San Blas presentando un solo viaje hacia playas al sur, mientras que las hembras utilizaron sectores de playa hacia el sur de la localidad (Fig. 4.2a). Dentro de los hábitats usados por los machos el basural de Bahía San Blas fue el principal (72,1%, $n_{Viajes} = 111$ y 90,0%, $n_{Ind} = 10$). El basural de Pocitos, ubicado unos 17 km hacia el norte

de la colonia, fue visitado en muy pocas ocasiones (3,6%; $n_{\text{viajes}} = 111$ y 20,0%, $n_{\text{Ind}} = 10$).

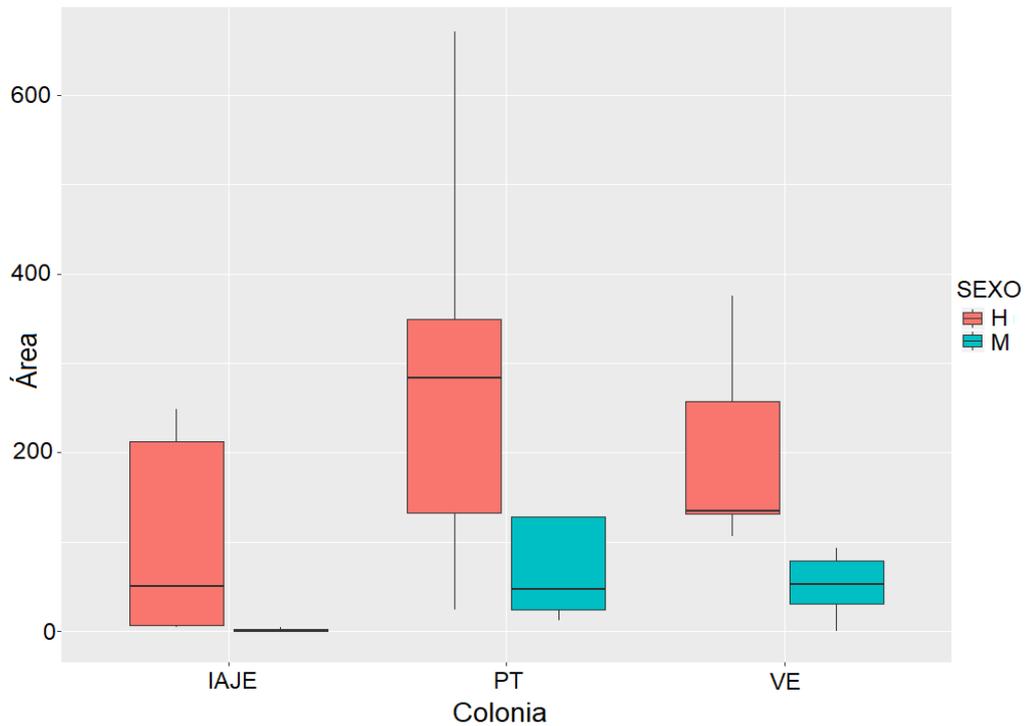


Figura 4.1. Boxplots de áreas utilizadas (km²) por machos y hembras de Gaviota cocinera pertenecientes a las colonias Islo Arroyo Jabali Este (IAJE), Punta Tombo (PT) e Isla Vernaci Este (VE).

También utilizaron áreas costeras ubicadas a pocos kilómetros de la colonia (41,4%, $n_{\text{viajes}} = 111$ y 90,0%, $n_{\text{Ind}} = 10$) y algunas zonas terrestres (3,6%, $n_{\text{viajes}} = 111$ y 40,0%; $n_{\text{Ind}} = 10$), pero ninguno de los machos utilizó áreas marinas. Por el contrario, las hembras utilizaron principalmente ambientes costeros relacionados a la actividad de pesca deportiva (70,8%, $n_{\text{viajes}} = 48$ y 100%, $n_{\text{Ind}} = 10$), basurales (52,0%, $n_{\text{viajes}} = 48$ y 50,0%, $n_{\text{Ind}} = 10$), y en menor medida ambientes marinos (31,2%, $n_{\text{viajes}} = 48$ y 70,0%, $n_{\text{Ind}} = 10$) y hábitats terrestres (18,8%, $n = 48$ y 50,0%, $n_{\text{Ind}} = 10$). De los viajes al basural, todos fueron al de Bahía San Blas salvo uno realizado al de Carmen de Patagones.

De los modelos explorados para evaluar el uso de hábitat por parte de las Gaviotas Cocineras que reprodujeron en la colonia de Isla Arroyo Jabalí Este, el que mejor se ajustó a los datos fue el que contenía en conjunto a las variables sexo, hábitat e interacción sexo*hábitat ($AIC_C: N_{\text{ulo}} = 816,5$ y $AIC_C: \text{Hab}+\text{Sex}+\text{Sex}*\text{Hab} = 553,0$), explicando un 32,3% de la variación total. En base a los parámetros estimados por el modelo, se re-

gistró para los machos una relación positiva únicamente con el hábitat basural (GLM, $\beta = 3,9$, $z = 8,3$, $p < 0,0001$), mientras que con la categoría costa se relacionaron negativamente (GLM, $\beta_{M*Costa} = - 2,2$, $z_{M*Costa} = - 4,3$, $P < 0,0001$);. En contraste, las hembras se relacionaron de forma negativa con los basurales (GLM, $\beta = - 2,4$, $z = - 3,6$, $p < 0,0001$) y positivamente con los hábitats costeros (GLM, $\beta = 0,2$, $z = 0,2$, $p < 0,0001$) y marinos (GLM, $\beta = 18,2$, $z = 0,1$, $p < 0,0001$).

Tabla 4.1. Parámetros de los viajes de alimentación (media \pm DS; rango entre paréntesis) y áreas de alimentación estimadas (contornos kernel del 95%) de machos y hembras de Gaviotas Cocineras durante la incubación en las tres colonias de estudio.

Colonia	Sexo	Parámetros de viajes			Área utilizada
		Duración (min)	Distancia recorrida (km)	Distancia máxima (km)	Forrajeo (Km ²)
IAJE	Hembras (n =10)	251,7 \pm 267,8 (19,8–1094,1)	83,5 \pm 118,7 (0,8 - 429,5)	29,2 \pm 44,3 (0,3 - 158,5)	400
	Machos (n = 10)	97,4 \pm 121,3 (7,7–679,2)	16,6 \pm 14,9 (2,4 - 93,8)	6,1 \pm 4,9 (0,7 - 31,8)	44
PT	Hembras (n = 9)	317,9 \pm 266,8 (17,4 - 1693,2)	96,2 \pm 67,4 (0,2 – 301,1)	38,0 \pm 25,0 (0,4 - 114,2)	3000
	Machos (n = 5)	296,8 \pm 181,8 (31,8 - 958,2)	114,4 \pm 57,1 (1,6 - 284,2)	47,3 \pm 19,9 (1,1 - 89,0)	1727
VE	Hembras (n = 5)	332,1 \pm 243,0 (51,6 - 969,0)	80,3 \pm 70,1 (3,8 - 331,6)	26,5 \pm 20,3 (2,0 - 94,6)	1033
	Machos (n = 6)	286,4 \pm 184,9 (56,4 - 682,9)	59,2 \pm 62,3 (4,0 - 271,9)	17,9 \pm 14,6 (2,1 - 43,5)	600

Los machos de la colonia de Islote Jabalí Este utilizaron en mayor proporción un único hábitat de alimentación por viaje (77,5%), a diferencia de las hembras que visitaron más de uno en la mayoría de los suyos (Tabla 4.2). En cuanto a los modelos realizados para la variable número de hábitats visitados por viaje, aquel que mejor se ajustó a los datos incluyó al sexo como factor fijo ($AIC_C: Nulo = 195,6$ y $AIC_C: Sex+Ind = 191,1$), y sobre la base de los parámetros estimados por el modelo se registró que el sexo tiene

un efecto significativo en el número de hábitats visitados por viaje (LMM, $\beta = 1,5$, $z = 4,1$, $p < 0,01$). Teniendo en cuenta únicamente los viajes donde las gaviotas visitaron solo un tipo de hábitat, se observó que para los machos el porcentaje más alto estuvo asociado a basurales (68,6%), seguido de ambientes costeros y terrestres (Tabla 4.3). En el caso de las hembras, en contraste, el mayor porcentaje de los viajes en los que visitaron un único hábitat se correspondió con zonas costeras (47,6%), mientras el porcentaje de viajes en los cuales visitaron únicamente basurales fue solo del 23,8% (Tabla 4.3). Por lo tanto, en la mayoría de las ocasiones que las hembras visitaron el basural también utilizaron otros ambientes en el mismo viaje, aunque el basural fue el primer hábitat al que accedieron en la mayoría de estos viajes (72%; $n = 25$).

En cuanto al tiempo de permanencia en los diferentes hábitats, en los viajes al basural realizados por los machos, éstos invirtieron un tiempo significativamente menor que las hembras (Mann Whitney, $U = 1592$, $p < 0,001$) (Tabla 4.4). Por otro lado, en zonas costeras y terrestres el tiempo efectivo fue similar entre machos y hembras (Tabla 4.4).

Para la colonia ubicada en Punta Tombo el grado de solapamiento entre los sexos fue de 0,33 (BA), siendo las áreas compartidas principalmente ambientes marinos y unas pocas zonas intermareales (Fig. 4.1b). Estas áreas de superposición representaron para los machos el 34,9% de su área total de alimentación, mientras que para las hembras representaron el 20,1%. Por otra parte, no se observaron diferencias significativas entre machos y hembras en cuanto al número de tipos de hábitat visitados por viaje de alimentación, registrándose también que ambos sexos utilizaron principalmente un solo hábitat por viaje (Tabla 4.2). Los hábitats de alimentación utilizados considerando la totalidad de los viajes de machos y hembras fueron principalmente ambientes marinos, 90% ($n_{\text{Viajes}} = 30$; y 90%; $n_{\text{Ind}} = 5$) y 71,0% respectivamente ($n_{\text{Viajes}} = 104$; y 100%; $n_{\text{Ind}} = 9$). También se registró el uso de hábitats costeros, en el caso de los machos sólo en dos de los viajes 6% ($n_{\text{Viajes}} = 30$; y 40%; $n_{\text{Ind}} = 5$), mientras que las hembras utilizaron este tipo de ambientes en el 29% de los viajes ($n_{\text{Viajes}}=104$; y 77%; $n_{\text{Ind}} = 9$). Por otra parte, se registró entre los machos un único individuo que visitó un matadero de ganado en la ciudad de Trelew, a 120 km de la colonia. Dentro de los ambientes marinos utilizados, algunos de ellos se encontraron asociados a áreas de actividad pesquera, en

el caso de los machos en un 13% ($n_{\text{Viajes}} = 30$; y 40%; $n_{\text{Ind}} = 5$) y para las hembras en un 10% ($n_{\text{Viajes}} = 104$; y 44%; $n_{\text{Ind}} = 9$). Asimismo, el grado de solapamiento con áreas la actividad pesquera fue menor al 15% para ambos sexos ($BA_M = 0,12$; $BA_H = 0,14$) (Fig. 4.2b). De igual manera que en IAJE, el modelo que mejor ajustó para la colonia de Punta Tombo es el que contempla las tres variables ($AIC_C: \text{Nulo} = 544,4$ y $AIC_C: \text{Hab+Sex+Sex*Hab} = 374,1$), explicando un 33.4% la variación de los datos. Los parámetros estimados por el modelo indicaron que la única relación positiva hallada para los machos fue con la categoría de hábitat marino (GLM, $\beta = 3,9$, $z = 3,0$, $p < 0,0001$). Por otra parte, las hembras se relacionaron en forma positiva, con el hábitat costero (GLMM, $\beta = 3,7$, $z = 3,0$, $p < 0,0001$) y hábitat marino (GLMM, $\beta = 2,6$, $z = 1,9$, $p < 0,0001$). Debido a que en la mayoría de los casos los viajes de machos y hembras fueron a un único sitio, los ambientes visitados en los mismos, se correspondieron con los porcentajes calculados a partir de la totalidad de los viajes. Asimismo, para la variable número de hábitats visitados por viaje, el modelo que incluyó el sexo como factor fijo presentó un mejor ajuste que el modelo nulo ($AIC_C: \text{Nulo} = 544,4$ y $AIC_C: \text{Sex*Ind} = 374,1$), pero sobre la base de los parámetros estimados por el modelo, el sexo no tuvo un efecto significativo sobre la variable de estudio ($p > 0,05$).

Por otra parte, el tiempo invertido (min/viaje) en áreas marinas fue similar entre machos y hembras (Tabla 4.4). Debido a que el número de visitas a hábitats costeros y ambientes marinos con actividad de pesca fue muy bajo para los machos, no se pudieron realizar pruebas estadísticas para testear diferencias entre los sexos.

Para las gaviotas pertenecientes a la colonia de Vernaci Este, el solapamiento entre las áreas de forrajeo fue de 0,59 (BA), la cual representó el 69,8% del área total usada por los machos y el 40,9% del área abarcada por las hembras (Fig. 4.2c). Los ambientes marinos fueron utilizados por machos y hembras en un 22,2% ($n_{\text{Viajes}} = 27$; y 38,3%; $n_{\text{Ind}} = 6$) y 50% ($n_{\text{Viajes}} = 28$; y 100%; $n_{\text{Ind}} = 5$) respectivamente. También se registró el uso de zonas costeras en un 59,1% de los viajes para los machos ($n_{\text{Viajes}} = 27$; y 50%; $n_{\text{Ind}} = 6$) y un 42,8% de los casos para las hembras ($n_{\text{Viajes}} = 28$; y 80%; $n_{\text{Ind}} = 5$). Como un caso particular, un único macho visitó el mismo intermareal en todos sus viajes, ubicado a 2,5 km de la colonia. Por otra parte, la asociación de las áreas de alimentación de las gaviotas con el área de acción de las pesquerías, fue del 55% de los

viajes para los machos ($n_{\text{Viajes}} = 27$; y 83,3%, $n_{\text{Ind}} = 6$) y del 53,3% para las hembras ($n_{\text{Viajes}} = 28$; y 100%, $n_{\text{Ind}} = 5$). De igual manera, a partir del análisis de kernel realizado para ambos sexos se determinó el solapamiento con las pesquerías, el cual fue de 0,60 para los machos y de 0,56 para las hembras (BA). De los modelos de uso de hábitat realizados, en Isla Vernaci Este, el modelo que más se ajustó a los datos fue aquel que solo contenía la variable hábitat ($AIC_{\text{C: Nulo}} = 231,4$ y $AIC_{\text{C: Hab}} = 230,1$), explicando el 2% de la variación total. El modelo seleccionado a partir del Criterio de Información de Akaike no contuvo el sexo como variable explicativa, sugiriendo que el sexo no influye en el tipo de hábitat de alimentación utilizado.

No se registraron diferencias significativas entre los sexos en el uso de uno o más hábitats. Los porcentajes de viajes en los que utilizaron un solo tipo de hábitat para machos y hembras fueron del 70,4 y 60,7% respectivamente (Tabla 4.2). En cuanto a los modelos realizados para la variable número de hábitats visitados por viaje, al igual que en Punta Tombo, el modelo que contenía la variable sexo como factor fijo presentó un mejor ajuste que el modelo nulo ($AIC_{\text{C: Nulo}} = 544,4$ y $AIC_{\text{C: Sex*Ind}} = 374,1$), sin embargo a partir de los parámetros estimados por el modelo se demostró que el sexo no tiene efectos significativos sobre el número de hábitats visitados. Si se considera únicamente los viajes donde visitaron un solo tipo de hábitat, las áreas marinas utilizadas por los machos siempre estuvieron asociadas a la actividad pesquera y fueron del 42,2% (Tabla 4.3), y la proporción de viajes a zonas costeras fue del 57,9% pero correspondieron a un único individuo (Tabla 4.3). Por otra parte, la proporción de hábitats únicos visitados por las hembras fue del 47,1% y 41,2% de los viajes a zonas marinas con y sin actividad pesquera, respectivamente, mientras que las visitas a áreas costeras fueron solo del 11,8% de los viajes (Tabla 4.3).

Con respecto al tiempo empleado en los diferentes hábitats de alimentación, no se registraron diferencias significativas entre machos y hembras para ninguna de los hábitats (Tabla 4.4).

Tabla 4.2. Porcentaje de viajes en los cuales las Gaviotas Cocineras visitaron uno o más tipos de hábitats de alimentación.

Colonia	Sexo	Número de tipos de hábitats visitados en cada viaje			
		1	2	3	4
IAJE	Hembras (n = 48)	43,8%	43,8%	10,4%	2,1%
	Machos (n = 111)	77,5%	21,6%	0,9%	0,0%
PT	Hembras (n = 104)	82,7%	15,4%	1,9%	0,0%
	Machos (n = 30)	86,7%	10,0%	3,3%	0,0%
VE	Hembras (n = 28)	60,7%	32,1%	7,1,8%	0,0%
	Machos (n = 27)	70,4%	22,2%	7,4%	0,0%

Tabla 4.3. Porcentaje de hábitats únicos visitados durante los viajes de machos (M) y hembras (H) de Gaviota Cocinera.

			Fuente antrópica:							
			Basural/área de pesca		Mar		Costa		Terrestre	
			<i>viajes</i>	<i>Ind</i>	<i>viajes</i>	<i>Ind</i>	<i>viajes</i>	<i>Ind</i>	<i>viajes</i>	<i>Ind</i>
IAJE	H	(n _{viajes} = 21; n _{Ind} = 9)	23,8	66,7	33,0	44,0	47,6	66,7	-	-
			M	(n _{viajes} = 86; n _{Ind} = 10)	68,6	70,0	-	-	27,9	50,0
VE	H	(n _{viajes} = 8; n _{Ind} = 5)	47,1	60,0	41,2	80,0	11,8	60,0	-	-
			M	(n _{viajes} = 19; n _{Ind} = 5)	42,2	66,6	-	-	57,9	16,6

Tabla 4.4. Tiempo de permanencia (minutos; media \pm DS) en distintos hábitats de alimentación durante los viajes de machos y hembras de Gaviota Cocinera.

		Fuente antrópica: Basural/Área de pesca	Mar	Costa	Terrestre
IAJE	Hembras	92,6 \pm 75,1	138,3 \pm 85,7	79,9 \pm 126,1	122,0 \pm 166,4
	Machos	56,9 \pm 52,7	0,0	72,3 \pm 95,1	22,2 \pm 10,7
		(n _M = 84, n _H = 25)	(n _H = 15)	(n _M = 46, n _H = 34)	(n _M = 6, n _H = 9)
	Mann-Whitney	U = 1592, p < 0,001	-	U = 804, p = 0,8339	U = 44, p = 0,0511
PT	Hembras	155,7 \pm 115,9	144,4 \pm 177,8	80,7 \pm 100,7	0,0
	Machos	108,5 \pm 116,7	104,9 \pm 64,1	24,3 \pm 5,1	0,0
		(n _M = 2, n _H = 9)	(n _M = 29, n _H = 79)	(n _M = 3, n _H = 36)	-
	Mann-Whitney	-	U = 1129,5, p = 0,9144	-	-
VE	Hembras	120,5 \pm 75,1	128,0 \pm 112,2	96,1 \pm 79,5	0,0
	Machos	152,3 \pm 95,9	58,5 \pm 39,7	125,1 \pm 86,4	0,0
		(n _M = 15, n _H = 15)	(n _M = 16, n _H = 12)	(n _M = 6, n _H = 14)	-
	Mann-Whitney	U = 78,5, p = 0,1646	U = 65,3, p = 0,1373	U = 53, p = 0,3863	-

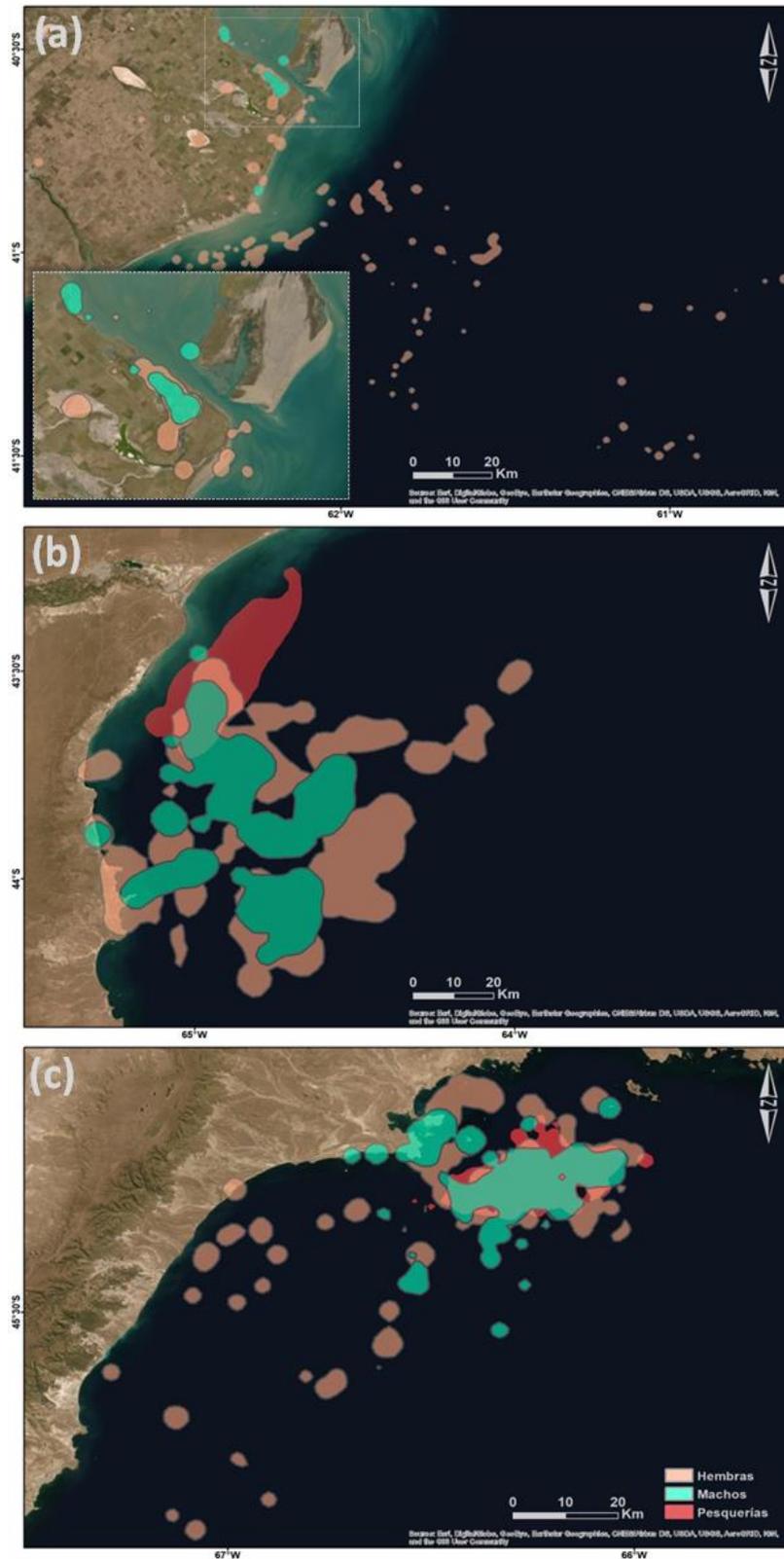


Figura 4.2. Análisis de superposición. Contornos de kernel 95% estimados para las áreas de alimentación de machos (verde) y hembras (rosa) Gaviota Cocinera durante la incubación de en cada una de las colonias, y para el área de actividad pesquera (rojo). a) Islote Arroyo Jabalí Este, Bahía San Blas, Buenos Aires; b) Punta Tombo, Chubut; (c) Isla Vernaci Este, Golfo San Jorge, Chubut.

Isótopos

No se encontraron diferencias significativas entre machos y hembras, en relación a las ubicaciones de los respectivos centroides, para las tres colonias (IAJE: $MD_M - MD_H = 0,95$, $p = 0,391$; PT: $MD_M - MD_H = 0,32$, $p = 0,287$; VE: $MD_M - MD_H = 0,18$, $p = 0,825$; Fig. 4.3). Estos resultados fueron obtenidos utilizando 1000 iteraciones (Turner *et al.* 2010). En cuanto a las medidas de dispersión, la comparación de la amplitud de nicho dada por el valor absoluto de la diferencia de la distancia media al centroide (MDC), no difirió significativamente de cero en las colonias Islote Arroyo Jabalí Este e Isla Vernaci Este (IAJE: $MDC_M - MDC_H = 0,37$, $p = 0,473$; VE: $MDC_M - MDC_H = 0,03$, $p = 0,983$; Figs. 4.3a y 4.3c), mientras que en Punta Tombo difirió significativamente de cero (PT: $MDC_M - MDC_H = 0,42$, $p = 0,007$). No se observaron diferencias significativas entre los sexos en relación al valor absoluto de la diferencia entre las distancias medias al vecino más cercano (MNN) para las tres colonias (IAJE: $MNN_M - MNN_H = 0,08$, $p = 0,673$; PT: $MNN_M - MNN_H = 0,21$, $p = 0,156$; VE: $MNN_M - MNN_H = 0,21$, $p = 0,349$; Fig. 4.3). Finalmente, tampoco se registraron diferencias significativas entre machos y hembras en cuanto a las diferencias absolutas en los valores de excentricidad (ECC) en los tres sitios de estudio (IAJE: $ECC_M - ECC_H = 0,05$, $p = 0,066$; PT: $ECC_M - ECC_H = 0,16$, $p = 0,608$; VE: $ECC_M - ECC_H = 0,03$, $p = 0,767$; Fig. 4.3).

En cuanto a los nichos isotópicos estimados mediante SEAc, se registró que existe un solapamiento similar entre machos y hembras de las colonias Islote Arroyo Jabalí Este e Isla Vernaci Este (IAJE_M vs. IAJE_H = 43,63%; VE_M vs. VE_H = 42,87%), y para las cuales no se encontraron diferencias significativas en cuanto a la amplitud de nichos (Figs. 4.3a y 4.3b). Por otra parte, en la localidad de Punta Tombo al estar contenido el nicho de las hembras dentro del de los machos (Fig. 4.3c), el solapamiento estimado mediante SEAc se calculó por separado, siendo para las hembras del 99,9% mientras que para los machos fue sólo del 26,6% (Fig. 4.3c).

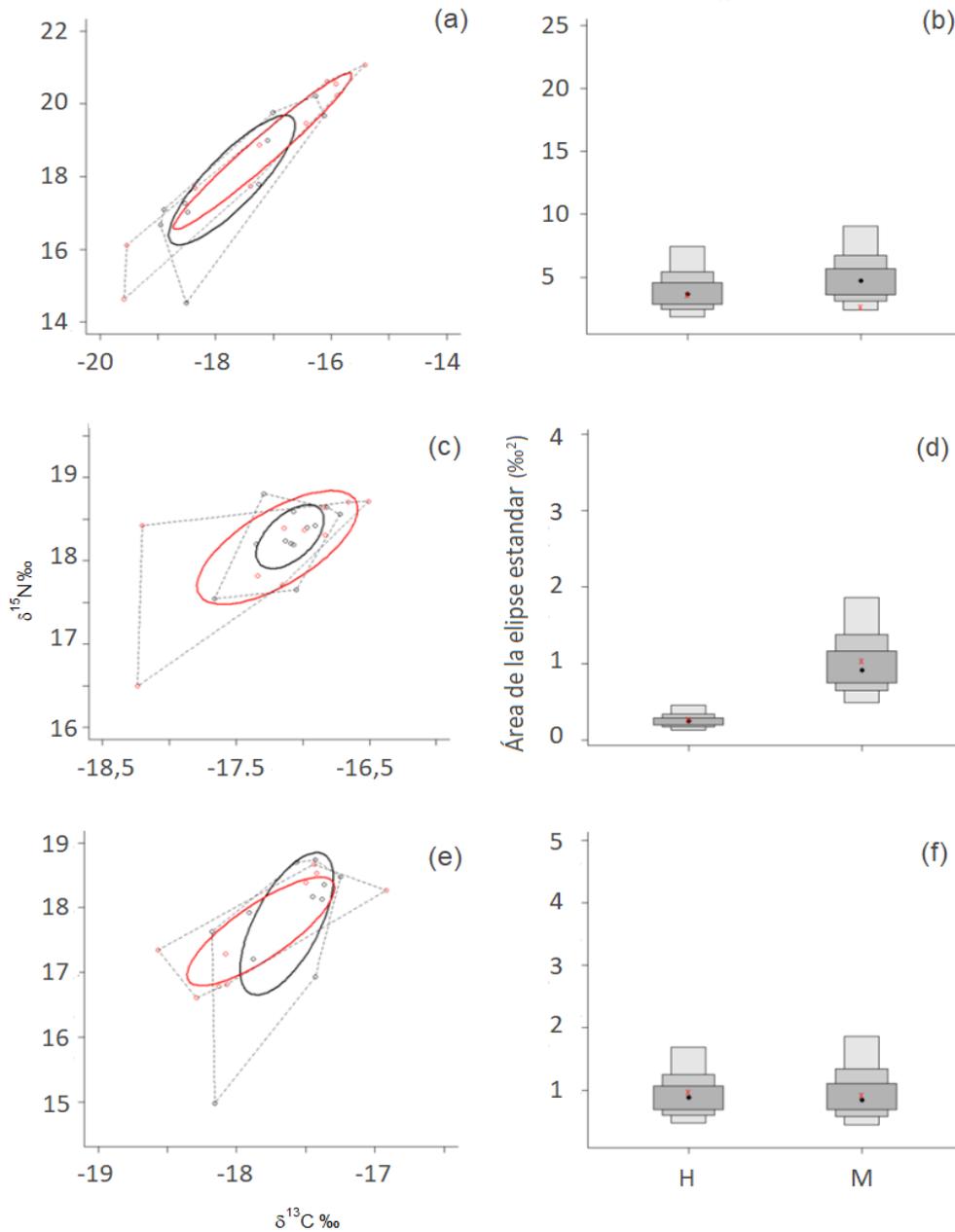


Figura 4.3. Nichos isotópicos de machos y hembras de Gaviota Cocinera en las tres colonias basados en valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de sangre. Los nichos isotópicos están representados como las elipses estándar usadas para calcular SEA_c . Línea negra: hembras; Línea roja: machos. Amplitud del nicho isotópico obtenido de las estimaciones bayesianas posteriores del área de elipse estándar (SEAb). Las gráficas de densidad representan intervalos probables de 50, 75 y 95%. a - b) Islote Arroyo Jabalí Este, Bahía San Blas, Buenos Aires; c - d) Punta Tombo, Chubut; e - f) Isla Vernacci Este, Golfo San Jorge, Chubut.

Discusión

Los resultados muestran que las diferencias en las estrategias de forrajeo de machos y hembras de Gaviota Cocinera dependen de la estructuración ambiental y disponibilidad de presas en donde se ubican las colonias. El grado de solapamiento de las áreas de alimentación utilizadas por machos y hembras difirió entre las colonias, al igual que el aprovechamiento de las fuentes de origen antrópico. Además, se observó que en la mayoría de los casos estas zonas de solapamiento se encontraron relacionadas principalmente con fuentes de origen antrópico. La proporción del área compartida por las hembras fue menor con respecto a la de los machos en las tres colonias. Los datos reflejaron un uso diferencial del basural por parte de machos y hembras en la colonia ubicada en San Blas, y por otra parte una utilización similar de las pesquerías por parte de ambos sexos en las colonias de Isla Vernaci Este y Punta Tombo. La segregación en muchos casos es en respuesta a situaciones de competencia a las que se enfrentan las aves, donde el dimorfismo sexual puede jugar un papel crucial e incluso derivar en el desplazamiento del sexo de menor tamaño, pudiendo en algunos casos llevarlos a explorar áreas más lejanas (García-Tarrason *et al.* 2015; Kazama *et al.* 2018). En este sentido, en las tres colonias de estudio, las estrategias espaciales de las hembras consistieron en el uso de áreas de forrajeo más extensas que las de los machos, con mayores distancias máximas y duraciones máximas de viaje, aunque en una sola de las colonias (Bahía San Blas) las diferencias fueron significativas.

En Bahía San Blas, se encontró un patrón claro de segregación en el uso de áreas de alimentación por parte de machos y hembras. Nueve de los diez machos instrumentados usaron como área principal de alimentación el basural de la localidad de San Blas, realizando allí la mayoría de sus viajes. Por el contrario, usaron los sectores de playa de la Isla del Jabalí y del sector continental hacia el sur. El solapamiento entre las áreas utilizadas por machos y hembras se observó principalmente en el basural urbano, el cual como se describió anteriormente es una fuente de alimento predecible y abundante. El uso diferencial del basural por ambos sexos podría ser el resultado de la exclusión competitiva de las hembras por parte de los machos, dadas las características de esta fuente con el alimento concentrado y fácilmente defendible. En algunos casos se han demostrado diferencias en la habilidad competitiva de machos y hembras

(González-Solís *et al.* 2000; Phillips *et al.* 2004), resultando incluso en el desplazamiento y exclusión de las hembras de menor tamaño por parte de los machos (Pons 1994, Kazama *et al.* 2016). En el caso de Bahía San Blas, el mayor tamaño que presentan los machos podría permitirles imponerse ante las hembras reduciendo su eficiencia de forrajeo o forzándolas a usar parches de menor calidad o incluso otras áreas, como ha sido observado en otras especies de gaviotas en basurales urbanos (p.e. Monaghan *et al.* 1980; Greig *et al.* 1985). En concordancia con esto, el tiempo que invirtieron las hembras en el basural fue significativamente mayor que el de los machos, sugiriendo una mayor dificultad en acceder al recurso. Futuros trabajos deberán cuantificar los presupuestos de tiempo de machos y hembras y sus interacciones para corroborar esta hipótesis.

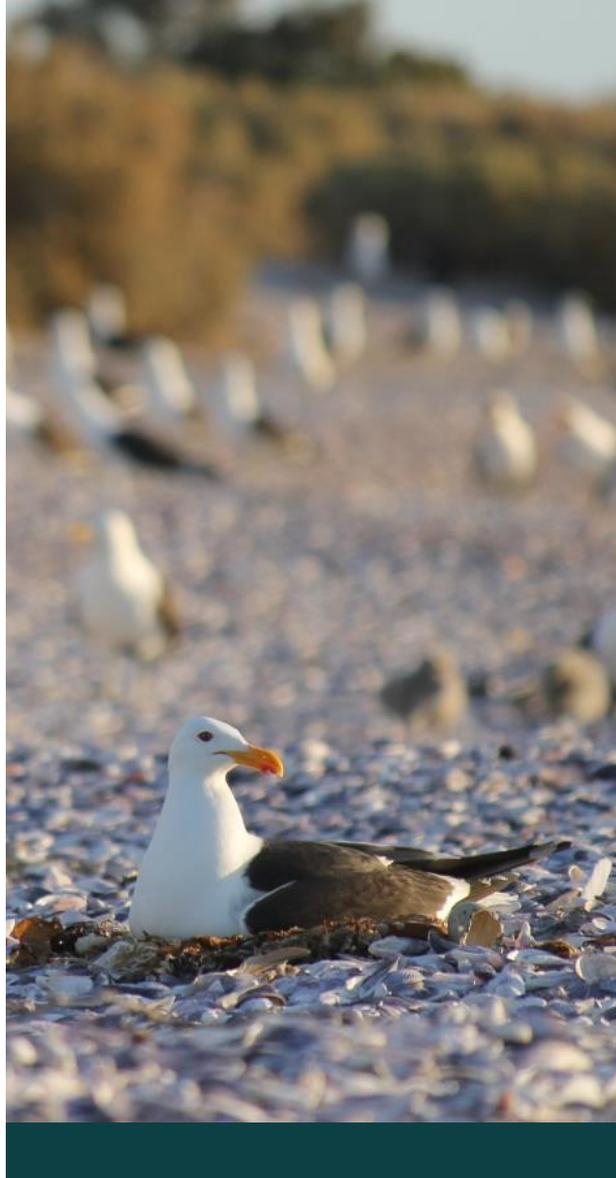
Los resultados del análisis de isótopos estables indicaron que tanto machos como hembras en Bahía San Blas presentaron nichos isotópicos similares. Esto podría deberse a que a pesar de que las hembras utilizaron en menor medida el basural urbano donde se depositan grandes cantidades de residuos de pesca recreativa, complementaron el uso de esa fuente con una mayor utilización de playas en las cuales se desarrolla la pesca recreativa de costa y donde también se depositan residuos de la pesca deportiva. De la misma manera, el aporte de presas consumidas en forma natural podría ser similar, pero no necesariamente obtenido de los mismos sitios como reflejan los resultados de solapamiento espacial. Los viajes realizados por las hembras en Bahía San Blas tuvieron una mayor duración y extensión, teniendo en promedio mayores distancias a las colonias. Este patrón se observa en un gran número de especies de aves marinas pertenecientes a diferentes grupos taxonómicos, donde en general el sexo de menor tamaño viaja a mayor distancia de la colonia (Wearmouth y Sims 2008), segregación espacial que muchas veces puede contribuir a la existencia de diferencias dietarias, aunque no siempre es el caso como se reporta en este y otros estudios (p.e. Kazama *et al.* 2018)

En la colonia de Punta Tombo, con un contexto de oferta ambiental diferente, los resultados muestran que no existen diferencias entre los parámetros de los viajes de alimentación, pero sí un mayor uso de los intermareales por parte de las hembras. Esta preferencia de ambientes costeros por las hembras también ha sido reportado

para la especie *L. fuscus*, donde los autores sugieren que la segregación sexual responde a una partición de los recursos (Camphuysen *et al.* 2015). Los resultados también indican un bajo grado de solapamiento entre las áreas, las cuales se encuentran asociadas a áreas marinas y en baja proporción a la actividad pesquera, y dicho bajo solapamiento posiblemente se haya debido a la gran extensión de las áreas utilizadas. El aprovechamiento de las áreas marinas asociadas a la pesca de arrastre fue relativamente bajo, con un uso similar por ambos sexos. En cuanto a fuentes de origen antrópico terrestres, se registró el uso de un matadero de ganado por parte de un macho en la localidad de Trelew, aunque únicamente en un viaje de alimentación. Por otra parte, los resultados del análisis de isotopos estables mostraron que en Punta Tombo los machos presentaron una mayor amplitud en su nicho isotópico, como ha sido reportado en otros estudios realizados en gaviotas (Navarro *et al.* 2010; Lavoie *et al.* 2012; Ronconi *et al.* 2014). Esta amplitud posiblemente este dada por la incorporación de presas de origen terrestre y el consumo de presas marinas de mayor tamaño por parte de algunos machos. En este sentido, Lavoie *et al.* (2012) demuestra que el grado de dimorfismo sexual se relaciona directamente con el tamaño del nicho isotópico, sugiriendo que los machos de mayor tamaño presentan habilidades competitivas que les permiten acceder a un rango más amplio de presas e incluso de mayor tamaño.

En Isla Vernaci Este, se registró el solapamiento de las áreas de alimentación de machos y hembras más alto de las tres colonias, el cual estuvo relacionado con el mayor uso por parte de los individuos de ambos sexos de áreas marinas asociadas la actividad pesquera. Asimismo, tampoco se encontraron diferencias significativas entre los hábitats naturales utilizados, como áreas marinas sin actividad pesquera o ambientes intermareales. Las hembras realizaron viajes más largos que los machos al igual que en las otras colonias, aunque las diferencias observadas no fueron significativas. Por otra parte, no se detectaron diferencias entre los nichos isotópicos de machos y hembras, lo que sugiere que ambos sexos estarían haciendo uso de las mismas presas y en las mismas proporciones y alimentándose en hábitats similares. La similitud en las estrategias alimentarias de machos y hembras de Gaviota Cocinera en esta localidad posiblemente esté relacionada con una mayor oferta de recursos que en las otras localidades evaluadas.

Los resultados de este trabajo muestran como la plasticidad en las estrategias alimentarias de la Gaviota Cocinera pueden estar influenciadas por las características del ambiente en donde se alimentan, generando diferencias geográficas en su segregación sexual. Teniendo en cuenta el oportunismo característico de esta especie y al aprovechamiento de subsidios de alimento de origen antrópico asociados a centros urbanos demostrado en muchos estudios (p.e. Giaccardi et al. 1997; Bertellotti y Yorio 1999; Yorio y Giaccardi 2002), este estudio muestra también que la oferta antrópica característica de los basurales puede afectar diferencialmente las estrategias de uso del espacio y el aprovechamiento del alimento por parte de machos y hembras.



Capítulo 5

Conclusiones Finales

En este trabajo de tesis se muestra la plasticidad en la ecología trófica de la Gaviota Cocinera en las costas del norte de Patagonia, corroborando que se alimenta de un amplio espectro trófico y utilizando una diversidad de ambientes. Los resultados coinciden con evaluaciones de la composición dietaria realizadas en décadas pasadas en dos colonias de la Provincia de Chubut, Punta Tombo e Islas Vernaci, y permiten una interpretación más adecuada de las relaciones tróficas al haber usado metodologías complementarias que ayudan a superar los sesgos de aquellas utilizadas en estudios previos. Por ejemplo, la complementación de metodologías, y particularmente el análisis de isótopos estables, permitió confirmar la relevancia de la anchoíta en la dieta

de la Gaviota Cocinera, una presa que había sido subestimada en anteriores estudios. La información que brinda este trabajo refleja también la estrecha relación entre las estrategias alimentarias de la Gaviota Cocinera y las fuentes de origen antrópico, y muestra cómo esta oferta de alimento alternativo puede resultar en la modificación de su dieta y estrategias de sus patrones espaciales de alimentación. Muchos trabajos en basurales urbanos y a bordo de embarcaciones pesqueras cuantificaron el aprovechamiento de residuos y descartes pesqueros, sin conocer el origen ni el estado reproductor de los individuos. Este estudio cuantificó por primera vez la relación espacial entre individuos reproductores y dichas fuentes, particularmente la pesca de arrastre, y permitió estimar el aporte del descarte pesquero a su dieta durante la temporada reproductiva. Las pesquerías de arrastre que operaron en las cercanías de las colonias de Punta Tombo e Isla Vernaci Este fueron las principales fuentes antrópicas utilizadas por las Gaviotas Cocineras. Estas flotas pesqueras producen en forma predecible grandes cantidades de descarte, principalmente peces demersales, y dado el valor de los peces para la ecología de las gaviotas demostrado en varios trabajos, se esperaba que fuera aprovechado regularmente por estas aves oportunistas. Sin embargo, la incorporación del descarte varió entre las diferentes localidades, temporadas de cría y etapas del ciclo reproductivo, sugiriendo que su consumo estaría determinado por su accesibilidad. Los patrones espaciales de las gaviotas apoyan este supuesto, mostrando cómo la cercanía de las flotas a la colonia y el esfuerzo pesquero pueden influir en las decisiones individuales en relación a la alimentación. Cabe resaltar que aunque los patrones de uso del espacio marino de las gaviotas mostraron de un moderado a alto grado de solapamiento espacial con la actividad pesquera, esto no indica necesariamente que estuvieran utilizando el descarte en esos viajes de alimentación, como lo sugieren los resultados del análisis de isótopos estables. Las diferencias en la dieta entre localidades, temporadas o etapas del ciclo reproductivo podrían estar también sujetas a variaciones en la disponibilidad del alimento que consumen naturalmente, a sus requerimientos energéticos y a las variaciones en la oferta antrópica alternativa, y el papel de estos factores en la ecología trófica de la Gaviota Cocinera requerirá de nuevos estudios.

La información obtenida mostró que a pesar de encontrar diferencias en la dieta entre las dos temporadas de estudio en la colonia de Punta Tombo, no se detecta-

ron diferencias en algunos parámetros reproductivos relacionados con el alimento, como el tamaño de nidada, tamaño de los huevos, éxito de volantoneo, y peso a la independencia. Esto podría estar sugiriendo que el mismo no es determinante en la ecología de la Gaviota Cocinera, al menos en esta localidad en el periodo en que se realizó el muestreo. Sin embargo, sí se encontraron diferencias entre las dos temporadas en el éxito de eclosión, que a su vez contribuyó a las diferencias observadas en el éxito reproductivo. El menor éxito de eclosión en la segunda temporada estuvo acompañado de una alta tasa de desaparición de huevos y al registró de importantes números de Escúas Pardas y numerosos eventos predación de huevos por las mismas, sugiriendo que las diferencias entre años estuvieron vinculadas a una importante presión de predación. Por otro lado, los análisis realizados para la etapa de pre-puesta mostraron una relación entre el volumen de los huevos y los valores de $\delta^{13}\text{C}$, indicando que los aportes de presas como el descarte o los invertebrados del intermareal pueden influir en el tamaño de los huevos. Aunque los antecedentes en otras especies de gaviota sugieren que el descarte podría ser un factor determinante del aumento en el volumen de los huevos, la definición del papel relativo de los peces del descarte y los invertebrados requerirá de más estudios. Por otra parte, los resultados mostraron que las proporciones de anchoíta y descarte en la dieta no influyeron sobre la tasa de crecimiento ni sobre el peso a la independencia de los pichones. Cabe señalar que como los resultados mostraron un bajo grado de especialización individual en la dieta, es posible que el diseño de muestreo no haya permitido detectar los efectos del alimento sobre los parámetros reproductivos evaluados. Por lo tanto, los resultados no son concluyentes sobre el papel de la dieta, y en particular, del descarte pesquero sobre la reproducción de la Gaviota Cocinera. Por otra parte, los resultados obtenidos sugieren que la incorporación del descarte en la dieta de los pichones podría ser valioso para amortiguar cambios en la disponibilidad de especies forrajeras como la anchoíta.

Finalmente, este estudio brinda por primera vez información sobre la segregación trófica entre machos y hembras de Gaviota Cocinera, la cual es relevante dadas las posibles consecuencias demográficas del uso diferencial de los subsidios de alimento derivados de actividades humanas por parte de ambos sexos. Es más, el estudio realizado en tres colonias con diferentes contextos ambientales permitió evaluar de qué manera las distintas oportunidades de alimentación influyen sobre las estrategias

alimentarias de las gaviotas, y en última instancia en la partición de recursos entre machos y hembras. El uso de las áreas de alimentación por parte de machos y hembras y sus nichos isotópicos difirieron entre las tres localidades. Los resultados en la colonia de Islote Arroyo Jabalí Este mostraron un uso diferencial de las áreas de alimentación por parte de machos y hembras, con un uso significativamente mayor del basural donde se disponen los residuos de la pesca recreativa por parte de los machos. En cambio, el nicho isotópico fue similar, indicando que ambos sexos comparten las mismas presas, principalmente el residuo de pescado obtenido en ambientes diferentes. El estudio en las colonias de Punta Tombo e Isla Vernaci Este, en cambio, mostró una superposición entre machos y hembras de las áreas de alimentación, particularmente aquellas con actividad pesquera, aunque la superposición en la segunda colonia fue mayor. Ambas colonias, sin embargo, mostraron un patrón diferente en relación al nicho isotópico, siendo diferente entre ambos sexos en Punta Tombo pero similar en Isla Vernaci Este. En resumen, este trabajo muestra que la oferta de subsidios de alimento de origen antrópico puede afectar de diferentes maneras el uso de las áreas de alimentación y el aprovechamiento de la amplia oferta de alimento por parte de las Gaviotas Cocineras. Como fue mencionado anteriormente, las poblaciones de esta especie han aumentado en las últimas décadas en la región de estudio, donde se considera que el uso de fuentes de alimento de origen antrópico ha sido un factor determinante. La información brindada en esta tesis contribuye a entender mejor la relevancia de estas fuentes para las Gaviotas Cocineras, pero sugiere que el alimento aprovechado, particularmente el pesquero, no es un factor relevante en el aumento de su productividad. Futuros estudios no solo deberían confirmar este resultado en base a un diseño más adecuado, sino comenzar a explorar el papel de los subsidios de alimento de origen antrópico en relación a otros posibles mecanismos involucrados en el cambio demográfico observado, como la supervivencia individual de adultos y jóvenes tanto en la temporada reproductiva como en la no reproductiva.

Referencias

- Akaike, H. 1973. Information theory as an extension of the maximum likelihood principle. En: Petrov, B.N. y Csaki, F. (Eds.), *Proceedings of the Second International Symposium on Information Theory*. Akademiai Kiado, Budapest: 267–281.
- Abrams, R.W., 1983. Pelagic seabirds and trawl-fisheries in the southern Benguela current region. *Marine Ecology Progress Series*, 11: 151e156.
- Alonso, H., Almeida, A., Granadeiro, J.P. y Catry, P. 2015. Temporal and age-related dietary variations in a large population of yellow-legged gulls *Larus michahellis*: implications for management and conservation. *European Journal of Wildlife Research*, 61(6): 819–829.
- Alverson, D.L., Freeberg, M.H., Murawski, S.A. y Pope, J.G. 1994. A global assessment of fisheries bycatch and discards. *FAO Fisheries Technical Paper*, 339: 1–233.
- Annett, C.A. y Pierotti, R. 1989. Chick hatching as a trigger for dietary switching in the Western Gull. *Waterbirds*, 12: 4–11.
- Annett, C.A. y Pierotti, R. 1999. Long-term reproductive output in western gulls: consequences of alternate tactics in diet choice. *Ecology*, 80: 288–297.
- Ashmole, N.P. 1963. The regulation of numbers of tropical oceanic birds. *Ibis*, 103b: 458–473.
- Ashmole, N.P. 1971. Seabird ecology and the marine environment. En: Farmer, D.S. y King, J.R. (Eds.), *Avian biology*. Vol. 1. Academic Press, New York: 223–286.
- Barrett, R.T., Camphuysen, K.(C.J.), Anker-Nilssen, T., Chardine, J.W., Furness, R.W., Garthe, S., Hüppop, O., Leopold, M.F., Montevecchi, W.A. y Veit, R.R. 2007. Diet studies of seabirds: a review and recommendations. *ICES Journal of Marine Science*, 64: 1675–1691.
- Barrionuevo, M., Ciancio, C., Marchisio, N. y Frere, E. 2018. Parental body condition and high energy value of fish determine nestling success in Magellanic penguin (*Spheniscus magellanicus*). *Marine Biology*, 165: 105.
- Bartumeus, F., Giuggioli, L., Louzao, M., Bretagnolle, V., Oro, D. y Levin, S.A. 2010. Fishery discards impact on seabird movement patterns at regional scales. *Current Biology*, 20: 215–222.
- Bates, D., Maechler, M. y Bolker, B. 2011. *lme4: linear mixed-effects models using S4 classes*, v. 0.999375-42. <https://cran.r-project.org/package=lme4>

- Bearhop, S., Phillips, R.A., McGill, R., Cherel, Y., Dawson, D.A. y Croxall, J.P. 2006. Stable isotopes indicate sex-specific and long-term individual foraging specialisation in diving seabirds. *Marine Ecology Progress Series*, 311: 157–164.
- Bedolla-Guzmán, Y., Masello, J.F., Aguirre-Muñoz, A., Lavaniegos, B.E. y Quillfeldt, P. 2017. Breeding biology, chick growth, and diet of the least storm-petrel *Oceanodroma microsoma* on Islas San Benito, Mexico. *Marine Ornithology*, 45: 129–138.
- Belant, J.L. 1997. Gulls in urban environments: landscape-level management to reduce conflict. *Landscape and Urban Planning*, 38: 245–258.
- Bertellotti, M. y Yorio, P. 1999. Spatial and temporal patterns in the diet of the Kelp gull in northern Chubut, Patagonia. *Condor*, 101: 790–798.
- Bertellotti, M. y Yorio, P. 2000. Utilization of fishery waste by Kelp Gulls attending coastal trawl and longline vessels in northern Patagonia, Argentina. *Ornis Fennica*, 77: 105–115.
- Bertolero, A. y Navarro, J. 2018. A native bird as a predator for the invasive apple snail, a novel rice field invader in Europe. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 28: 1099–1104.
- Beyer, H.L. 2004. *Hawth's analysis tools for ArcGIS*. Environmental Systems Research Institute, Redlands, California. Consultado en Mayo 2016. <http://spatialecology.com/htools>.
- Boersma, P.D. y Rebstock, G.A., 2009. Foraging distance affects reproductive success in Magellanic penguins. *Marine Ecology Progress Series*, 375: 263–275.
- Bolnick, D.I., Svanbäck, R., Fordyce, J.M., Yang, L.H., Davis, J.M., Hulsey, C.D. y Forister, M.L. 2003. The ecology of individuals: incidence and implications of individual specialization. *American Naturalist*, 161: 1–28.
- Bolton, M., Houston, D. y Monaghan, P. 1992. Nutritional constraints on egg formation in the lesser black-backed gull: an experimental study. *Journal of Animal Ecology*, 61(3): 521–532.
- Boschi, E.E., Fischbach, C.E. y Iorio, M.I. 1992. Catálogo ilustrado de los crustáceos esotomatópodos y decápodos marinos de Argentina. *Frente Marítimo*, 10: 7–94.
- Branco, J. O. 2001. Descartes da pesca do camarão setebarbas como fonte de alimento para aves marinhas. *Revista Brasileira de Zoologia* 18: 293-300. (In Portuguese).
- Brown, K.M. y Ewins, P.J. 1996. Technique-dependent biases in determination of diet composition: an example with Ring-billed Gulls. *Condor*, 98: 34–41.

- Burger, J. y Gochfeld, M. 1981. Nest site selection by Kelp Gulls in southern Africa. *Condor*, 83: 243–251.
- Cairns, D.K. 1988. Seabirds as indicators of marine food supplies. *Biological Oceanography*, 5(4): 261–271.
- Calado, J.G., Matos, D.M., Ramos, J.A., Moniz, F., Ceia, F.R., Granadeiro, J.P. y Paiva, V.H. 2018. Seasonal and annual differences in the foraging ecology of two gull species breeding in sympatry and their use of fishery discards. *Journal of Avian Biology*, 49(1). doi: 10.1111/jav.01463.
- Cama, A., Abellana, R., Christel, I., Ferrer, X. y Vieites, D.R. 2012. Living on predictability: modelling the density distribution of efficient foraging seabirds. *Ecography*, 35(10): 912–921.
- Campagna, C., Verona, C. y Falabella, V. 2006. Situación ambiental en la ecorregión del mar argentino. En: Brown, A., Martínez Ortiz, U., Acerbi, M. y Corcuera, J. (Eds.), *La situación ambiental Argentina*. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires: 321–337.
- Camphuysen, K.C.J. y Webb, A. 1999. Multi-species feeding associations in North Sea seabirds: jointly exploiting a patchy environment. *Ardea*, 87: 177–198.
- Camphuysen, K.C.J., Shamoun-Baranes, J., van Loon, E.E. y Bouten, W. 2015. Sexually distinct foraging strategies in an omnivorous seabird. *Marine Biology*, 162(7): 1417–1428.
- Carlsson, N.O.L., Sarnelle, O. y Strayer, D.L. 2009. Native predators and exotic prey- an acquired taste? *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7: 525–532.
- Caron-Beaudoin, É., Gentes, M-L., Patenaude-Monette, M., Hélie, J-F., Giroux, J-F. y Verreault, J. 2013. Combined usage of stable isotopes and GPS-based telemetry to understand the feeding ecology of an omnivorous bird, the Ring-billed Gull (*Larus delawarensis*). *Canadian Journal of Zoology*, 91: 689–697.
- Ceia, F.R., Paiva, V.H., Fidalgo, V., Morais, L., Baeta, A., Crisóstomo, P., Mourato, E., Garthe, S., Marques, J.C. y Ramos, J.A. 2014. Annual and seasonal consistency in the feeding ecology of an opportunistic species, the yellow-legged gull *Larus michahellis*. *Marine Ecology Progress Series*, 497: 273–284.
- Ceia, F.R. y Ramos, J.A. 2015. Individual specialization in the foraging and feeding strategies of seabirds: a review. *Marine Biology*, 162: 1923–1938.
- Chambers, J.M. y Hastie, T.J. 1992. *Statistical Models in S*. Wadsworth y Brooks/Cole. 608 pp.

- Cherel, Y., Le Corre, M., Jaquemet, S., Ménard, F., Richard, P. y Weimerskirch, H. 2008. Resource partitioning within a tropical seabird community: new information from stable isotopes. *Marine Ecology Progress Series*, 366: 281–291.
- Clarke, M.R. 1986. *A handbook for the identification of cephalopods beaks*. Clarendon Press, Oxford. 220 pp.
- Clarke, K.R. y Warwick, R.M. 2001. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. 2nd ed. PRIMER-E, Plymouth.
- Clarke, K.R. y Gorley, R.N. 2006. PRIMER v6: User Manual/Tutorial. PRIMER-E, Plymouth.
- Cook, T.R., Cherel, Y., Bost, C. y Tremblay, Y. 2007. Chick-rearing Crozet shags (*Phalacrocorax melanogenis*) display sex-specific foraging behaviour. *Antarctic Science*, 19: 55–63.
- Coulson, R. y Coulson, G. 1993. Diets of the Pacific gull *Larus pacificus* and the kelp gull *Larus dominicanus* in Tasmania. *Emu - Austral Ornithology*, 93: 50–53.
- Croxall, J.P. 2008. Seabird mortality and trawl fisheries. *Animal Conservation*, 11: 255–256.
- Cury, P.M., Boyd, I.L., Bonhommeau, S., Anker-Nilssen, T., Crawford, R.J.M., Furness, R.W., Mills, J.A., Murphy, E.J., Österblom, H., Paleczny, M., Piatt, J.F. Roux, J.-P., Shannon, L. y Sydeman, W.J. 2011. Global seabird response to forage fish depletion – one-third for the birds. *Science*, 334: 1703–1706.
- Danchin, E. 1992. Food shortage as a factor in the 1988 Kittiwake *Rissa tridactyla* breeding failure in Shetland. *Ardea*, 80: 93–98.
- Duffy, D.C. y Jackson, S. 1986. Diet studies of seabirds: a review of methods. *Colonial Waterbirds*, 9(1): 1–17.
- Duhem, C., Vidal, E., Legrand, J. y Tatoni, T. 2003a. Opportunistic feeding responses of the yellow-legged gull *Larus michahellis* to accessibility of refuse dumps: the gulls adjust their diet composition and diversity according to refuse dump accessibility. *Bird Study*, 50: 61–67.
- Duhem, C., Vidal, E., Roche, P. y Legrand, J. 2003b. Island breeding and continental feeding: How are diet patterns in adult yellow-legged gulls influenced by landfill accessibility and breeding stages. *Ecoscience*, 10(4): 502–508.
- Duhem, C., Roche, P., Vidal, E. y Tatoni, T. 2008. Effects of anthropogenic food resources on yellow-legged gull colony size on Mediterranean islands. *Population Ecology*, 50: 91–100.

- Elliott, K.H., Woo, K., Gaston, A.J., Benvenuti, S., Dall'Antonia, L. y Davoren, G.K. 2008. Seabird foraging behaviour indicates prey type. *Marine Ecology Progress Series*, 354: 289–303.
- Ellis, J.C. 2005. Marine birds on land: a review of plant biomass, species richness, and community composition in seabird colonies. *Plant Ecology*, 181(2): 227–241.
- Enners, L., Corman, P.S.A., Voigt, C.C. y Garthe, S. 2018. Intercolony variations in movement patterns and foraging behaviors among herring gulls (*Larus argentatus*) breeding in the eastern Wadden Sea. *Ecology and Evolution*, 8: 7529–7542.
- Escapa, M., Isacch, J.P., Daleo, P., Alberti, J., Iribarne, O., Borges, M., Dos Santos, E.P., Gagliardini D.A. y Lasta M. 2004. The distribution and ecological effects of the introduced Pacific oyster *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793) in northern Patagonia. *Journal of Shellfish Research*, 23: 765–772.
- Favero, M. y Silva, M.P. 1998. How important are pelagic preys for the Kelp Gull during chick-rearing at the South Shetland Islands? *Polar Biology*, 19: 32–36.
- Fieberg, J. y Kochanny, C.O. 2005. Quantifying home-range overlap: the importance of the utilization distribution. *Journal of Wildlife Management*, 69: 1346–1359.
- Favero, M., Blanco, G., García, G., Copello, S., Seco Pon, J. P., Frere, E., Quintana, F., Yorio, P., Rabuffetti, F., Cañete, G., y Gandini, P. 2010. Seabird mortality associated with ice trawlers in the Patagonian Shelf: effect of discards on the occurrence of interactions with fishing gear. *Animal Conservation*, **14**: 131–139.
- Flemming, S.A. y van Heezik, Y. 2014. Stable isotope analysis as a tool to monitor dietary trends in little penguins *Eudyptula minor*. *Austral Ecology*, 39: 656–667.
- Flores, E. 2005. Hábitos alimenticios de la gaviota dominicana durante el período de crianza en la Isla La Vieja. *VI Congreso Nacional de Ornitología*, Chiclayo, Perú.
- Fordham, R.A. 1964. Breeding biology of the Southern Black-backed Gull. I: pre-egg and egg stage. *Notornis*, 11: 3–34.
- Forero, M.G. y Hobson, K.A. 2003. Using stable isotopes of nitrogen and carbon to study seabird ecology: applications in the Mediterranean seabird community. *Scientia Marina*, 67: 23–32.
- Frere, E., Gandini, P.A. y Lichtschein, V. 1996. Variación latitudinal en la dieta del pingüino de Magallanes (*Spheniscus magellanicus*) en la costa patagónica, Argentina. *Ornitología Neotropical*, 7: 35–41.
- Fordham, R. A. 1970. Mortality and population change of Dominican Gulls in Wellington, New Zealand *Journal of Animal Ecology* 39: 13-27.

- Funes, M., Marinao, C. y Galván, D.E. 2019. Does trawl fisheries affect the diet of fishes? A stable isotope analysis approach. *Isotopes in environmental and health studies*, 55(4): 327–343.
- Furness, R.W. y Monaghan, P. 1987. *Seabird ecology*. Blackie 6 Son Ltd., London. 166 pp.
- García Borboroglu, P., Reyes, L. y Tagliorette, A. 2006. Plan de manejo del área natural protegida Punta Tombo. *Subsecretaría de Turismo y áreas protegidas del Chubut*, 1-72.
- García Borboroglu, P., Yorio, P., Moreno, J. y Potti, J. 2008. Seasonal decline in breeding performance of the Kelp Gull *Larus dominicanus*. *Marine Ornithology*, 36: 153–157.
- García-Tarrasón, M., Becares, J., Bateman, S., Arcos, J.M., Lluís, J. y Sanpera, C. 2015. Sex-specific foraging behavior in response to fishing activities in a threatened seabird. *Ecology and Evolution*, 5: 2348–2358.
- Gaston, A.J. 2004. *Seabirds: a natural history*. Oxford University Press, Oxford. 224 pp.
- Giaccardi, M., Yorio, P. y Lizurume, M.E. 1997. Patrones estacionales de abundancia de la gaviota cocinera (*Larus dominicanus*) en un basural patagónico y sus relaciones con el manejo de residuos urbanos y pesqueros. *Ornitología Neotropical*, 8: 77–84.
- Golet, G.H., Kuletz, K.J., Roby, D.D. y Irons, D.B. 2000. Adult prey choice affects chick growth and reproductive success in pigeon guillemots. *Auk*, 117: 82–91.
- Góngora, M.E., González-Zevallos, D., Pettovello, A. y Mendía, L. 2012. Caracterización de las principales pesquerías del golfo San Jorge, Patagonia, Argentina. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 40: 1–11.
- González-Solís, J. 2003. Impact of fisheries on activity, diet and predatory interactions between yellow-legged and Audouin's gulls breeding at the Chafarinas Islands. *Scientia Marina*, 67: 83–88.
- González-Solís, J., Croxall, J.P. y Wood, A.G. 2000. Foraging partitioning between giant petrels *Macronectes* spp. and its relationship with breeding population changes at Bird Island, South Georgia. *Marine Biology*, 204: 279–288.
- González-Zevallos, D. y Yorio, P. 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.
- González-Zevallos, D. y Yorio, P. 2011. Consumption of discards and interactions between Black-browed Albatrosses (*Thalassarche melanophrys*) and Kelp Gulls (*Larus dominicanus*) at trawl fisheries in Golfo San Jorge, Argentina. *Journal of Ornithology* 152: 827–838.

- González-Zevallos, D., Kuba, L. y Gosztonyi, A. 2010. Estimación de la longitud utilizando relaciones morfométricas de huesos del cráneo la cintura escapular, otolitos y medidas específicas del cuerpo en *Merluccius hubbsi* en aguas patagónicas. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 45: 341–345.
- González-Zevallos, D., Marinao, C. y Yorio, P. 2017. Importancia de los descartes pesqueros en la dieta de la Gaviota Cocinera (*Larus dominicanus*) en el Golfo San Jorge, Patagonia. *Ornitología Neotropical*, 28: 103–111.
- Gosztonyi, A.E. y Kuba, L. 1996. Atlas de los huesos craneales y de la cintura escapular de peces costeros patagónicos. *Informes Técnicos del Plan de Manejo Integrado de la Zona Costera Patagónica – Fundación Patagonia Natural*, 4: 1–29.
- Greig, S.A., Coulson, J.C. y Monaghan, P. 1984. Feeding strategies of male and female adult Herring gulls (*Larus argentatus*). *Behaviour*, 94: 41–59.
- Grémillet, D., Pichegru, L., Kuntz, G., Woakes, A., Wilkinson, S., Crawford, R. y Ryan, P. 2008. A junk-food hypothesis for gannets feeding on fishery waste. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 275: 1149–1156.
- Halley, D.J., Minagawa, M., Nieminen, M. y Gaare, E. 2008. Preservation in 70% ethanol solution does not affect $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ values of Reindeer blood samples – relevance for stable isotope studies of diet. *Rangifer*, 28: 9–12.
- Hansen J.E., Martos, P. y Madirolas, A. 2001. Relationship between spatial distribution of the Patagonian stock of Argentine Anchovy, *Engraulis anchoita*, and sea temperatures during late spring to early summer. *Fisheries Oceanography* 10:193-206.
- Hunt, G. L. y S. C. McLOON. 1975. Activity patterns of gull chicks in relation to feeding by parents: their potential significance for density-dependent mortality. *Auk* 92: 523-527.
- Heubeck, M., Mellor, R.M., Harvey, P.V., Mainwood, A.R. y Riddington, R. 1999. Estimating the population size and rate of decline of kittiwakes *Rissa tridactyla* breeding in Shetland, 1981–97. *Bird Study*, 46(1): 48–61.
- Hidalgo, F., Baron, P. y Orensanz, J.M. 2005. A prediction comes true: *Carcinus maenas*, a new invasive species in the Patagonian coast. *Biological Invasions*, 7: 547–552.
- Hobson, K.A. 1995. Reconstructing avian diets using stable-carbon and nitrogen isotope analysis of egg components: Patterns of isotopic fractionation and turnover. *Condor*, 97: 752–762.
- Hobson, K.A. y Clark, R.G. 1992. Assessing avian diets using stable isotopes. I: Turnover of ^{13}C in tissues. *Condor*, 94: 181–188.

- Hobson, K.A., Gibbs, H.L. y Gloutney, M.L. 1997. Preservation of blood and tissue samples for stable-carbon and stable-nitrogen isotopes analysis. *Canadian Journal of Zoology*, 75: 1720–1723.
- Hoyt, D.F. 1979. Practical methods of estimating volume and fresh weight of bird eggs. *Auk*, 96: 73–77.
- 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.
- Hüppop, O. y Wurm, S. 2000. Effects of winter fishery activities on resting numbers, food and body condition of large gulls *Larus argentatus* and *L. marinus* in the south-eastern North Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 194: 241–247.
- Hurvich, C.M. y Tsai, C.L. 1989. Regression and time series model selection in small samples. *Biometrika*, 76: 297–307.
- Ibarra, C., Marinao, C., Suárez, N. y Yorio, P. 2018. Differences between colonies and chick-rearing stages in Imperial Cormorant (*Phalacrocorax atriceps*) diet composition: implications for trophic studies and monitoring. *The Wilson Journal of Ornithology*, 130(1): 224–234.
- Inger, R. y Bearhop, S. 2008. Applications of stable isotope analyses to avian ecology. *Ibis* 150: 447–461.
- Jackson, A.L., Inger, R., Parnell, A. y Bearhop, S. 2011. Comparing isotopic niche widths among and within communities: SIBER – Stable Isotope Bayesian Ellipses in R. *Journal of Animal Ecology*, 80: 595–602.
- Jackson, M.C., Donohue, I., Jackson, A.L., Britton, J.R., Harper, D.M. y Grey, J. 2012. Population-level metrics of trophic structure based on stable isotopes and their application to invasion ecology. *PLoS One*, 7: e31757.
- Johnstone, I.G., Harris, M.P., Wanless, S. y Graves, J.A. 1990. The usefulness of pellets for assessing the diet of adult Shags *Phalacrocorax aristotelis*. *Bird Study*, 37: 5–11.
- Karnovsky, N.J., Hobson, K.A. y Iverson, S.J. 2012. From lavage to lipids: estimating diets of seabirds. *Marine Ecology Progress Series*, 451: 263–284.
- Kasinsky, T., Suárez, N., Marinao, C. y Yorio, P. 2018. Kelp Gull (*Larus dominicanus*) use of alternative feeding habitats at the Bahía San Blas protected area, Argentina. *Waterbirds*, 41: 285–294.

- Kazama, K., Nishizawa, B., Tsukamoto, S., Gonzalez, J.E. y Kazama, M.T. 2018. Male and female Black-tailed Gulls *Larus crassirostris* feed on the same prey species but use different feeding habitats. *Journal of Ornithology*, 159: 923–934.
- Kubetzki, U. y Garthe, S. 2003. Distribution, diet and habitat selection by four sympatrically breeding gull species in the south-eastern North Sea. *Marine Biology*, 143: 199–207.
- Lascelles, B.G., Taylor, P.R., Miller, M.G.R., Dias, M.P., Opper, S., Torres, L., Hedd, A., Corre Le, M., Phillips, R.A., Shaffer, S.A., Weimerskirch, H. y Small, C. 2016. Applying global criteria to tracking data to define important areas for marine conservation. *Diversity and Distributions*, 22: 422–431.
- Lavoie, R.A., Rail, J. y Lean, D.R.S. 2012. Diet composition of seabirds from Corossol Island, Canada, using direct dietary and stable isotope analyses. *Waterbirds*, 35(3): 402–419.
- Layman, C.A., Arrington, D.A., Montaña, C.G. y Post, D.M. 2007. Can stable isotope ratios provide for community-wide measures of trophic structure? *Ecology*, 88: 42–48.
- Lenzi, J., González-Bergonzoni, I., Machín, E., Pijanowski, B. y Flaherty, E. 2019. The impact of anthropogenic food subsidies on a generalist seabird during nestling growth. *Science of the Total Environment*, 687: 546–553.
- Lewis, S., Benvenuti, S., Antonia, L.D., Griffiths, R., Money, L., Sherratt, T.N., Wanless, S. y Hamer, K.C. 2002. Sex-specific foraging behaviour in a monomorphic seabird. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 269: 1687–1693.
- Lisnizer, N., García Borboroglu, P. y Yorio, P. 2011. Spatial and temporal variations in kelp gull population trends in northern Patagonia, Argentina. *Emu - Austral Ornithology*, 111: 259–267.
- Lisnizer, N., García Borboroglu, P. y Yorio, P. 2014. Demographic and breeding performance of a new Kelp Gull (*Larus dominicanus*) colony in Patagonia, Argentina. *Ardeola*, 61: 3–14.
- Lisnizer, L., García Borboroglu, P., Pascual, M. y Yorio, P. 2015. Transfer processes drive population dynamics of Kelp Gull colonies in Patagonia: implications for management strategies. *Marine Biology Research*, 11(7): 738–746.
- Llompарт, F.M. 2011. *La ictiofauna de Bahía San Blas (Provincia de Buenos Aires) y su relación con la dinámica de las pesquerías deportiva y artesanal*. Tesis doctoral. Universidad Nacional de La Plata, Argentina.
- Logan, M. 2011. *Biostatistical design and analysis using R: a practical guide*. John Wiley y Sons, Oxford. 574 pp.

- Ludynia, K., Garthe, S. y Luna-Jorquera, G. 2005. Seasonal and regional variation in the diet of the Kelp Gull in Northern Chile. *Waterbirds*, 28: 359–365.
- Mañosa, S., Oro, D. y Ruiz, X. 2007. Activity patterns and foraging behaviour of Audouin's gulls in the Ebro Delta, NW Mediterranean. *Scientia Marina*, 68: 605–614.
- Mariano-Jelicich, R. y Favero, M. 2006. Assessing the diet of the black skimmer through different methodologies: Is the analysis of pellets reliable? *Waterbirds*, 29: 81–87.
- Marinao, C. y Yorio, P. 2011. Use of fishery discards and incidental mortality of seabirds attending coastal shrimp trawlers in Isla Escondida, Patagonia, Argentina. *The Wilson Journal of Ornithology*, 123: 709–719.
- Marinao, C., Kasinsky, T., Suarez, N. y Yorio, P. 2018. Contribution of recreational fisheries to the diet of the opportunistic Kelp Gull. *Austral Ecology*, 43: 1–15.
- Masello, J.F., Wikelski, M., Voigt, C.C. y Quillfeldt, P. 2013. Distribution patterns predict individual specialization in the diet of Dolphin Gulls. *PLoS One*, 8: e67714.
- Matos, D.M., Ramos, J.A., Calado, J.G., Ceia, F.R., Hey, J. y Paiva, V.H. 2018. How fishing intensity affects the spatial and trophic ecology of two gull species breeding in sympatry? *ICES Journal of Marine Science*, 75: 1949–1964.
- Mendes, R.F., Ramos, J.A., Paiva, V.H., Calado, J.G., Matos, D.M. y Ceia, F.R. 2018. Foraging strategies of a generalist seabird species, the yellow-legged gull, from GPS tracking and stable isotope analyses. *Marine Biology*, 165(10): 168.
- Monaghan, P. 1980. Dominance and dispersal between feeding sites in the Herring Gull (*Larus argentatus*). *Animal Behavior* 28, 521-527.
- Monaghan, P., Uttley, J.D., Burns, M.D., Thaine, D. y Blackwood, J. 1989. The relationship between food supply, reproductive effort and breeding success in arctic terns *Sterna paradisaea*. *Journal of Animal Ecology*, 58: 261–274.
- Montevecchi, W.A. 2002. *Interactions between Fisheries and Seabirds*. En *Biology of Marine Birds*, Washington. 527-555 pp.
- Nasca, P.B., Gandini, P.A. y Frere, E. 2004. Caracterización de las asociaciones de alimentación multiespecíficas de aves marinas en la Ría Deseado, Santa Cruz, Argentina. *Hornero*, 19: 29–36.
- Navarro, J., Oro, D., Bertolero, A., Genovart, M., Delgado, A. y Forero, M.G. 2010. Age and sexual differences in the exploitation of two anthropogenic food resources for an opportunistic seabird. *Marine Biology*, 157: 2453–2459.

- Newsome, T.M., Dellinger, J.A., Pavey, C.R., Ripple, W.J., Shores, C.R., Wirsing, A.J. y Dickman, C.R. 2015. The ecological effects of providing resource subsidies to predators. *Global Ecology and Biogeography*, 24: 1–11.
- O'Hanlon, N.J., McGill, R.A.R. y Nager, R.G. 2017. Increased use of intertidal resources benefits breeding success in a generalist gull species. *Marine Ecology Progress Series*, 574: 193–210.
- 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.
- Oro, D. 1996. Effects of trawler discard availability on egg laying and breeding success in the lesser black-backed gull *Larus fuscus* in the western Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series*, 132: 43–46.
- Oro, D., Genovart, M., Tavecchia, G., Fowler, M.S. y Martínez-Abraín, A. 2013. Ecological and evolutionary implications of food subsidies from humans. *Ecology Letters*, 16: 1501–1514.
- Parnell, A. 2016. *simmr: a stable isotope mixing model*, v. 0.3. <https://cran.r-project.org/web/package=simmr>
- Patenaude-Monette, M., Bélisle, M. y Giroux, J.F. 2014. Balancing energy budget in a central-place forager: which habitat to select in a heterogeneous environment? *PLoS One*, 9: e102162.
- Pérez, G.E., Schondube, J.E. y Martínez del Rio, C. 2008. Isótopos estables en ornitología: una introducción breve. *Ornitología Neotropical*, 19(Suppl.): 95–112.
- Pérez Roda, M.A., Gilman, E., Huntington, T., Kennelly, S.J., Suuronen, P., Chaloupka, M. y Medley, P. 2019. A third assessment of global marine fisheries discards. *FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper*, 633: 1–78.
- Petracci, P.F., La Sala, L.F., Aguerre, G., Pérez, C.H., Acosta, N., Sotelo, M. y Pamparana, C. 2004. Dieta de la Gaviota Cocinera (*Larus dominicanus*) durante el período reproductivo en el estuario de Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina. *Hornero*, 19: 23–28.
- Phillips, R.A., Thompson, D.R. y Hamer, K.C. 1999. The impact of great skua predation on seabird populations at St Kilda: a bioenergetics model. *Journal of Applied Ecology*, 36(2): 218–232.
- Phillips, R.A., Silk, J.R.D., Phalan, B., Catry, P. y Croxall, J.P. 2004. Seasonal sexual segregation in two *Thalassarche* albatross species: competitive exclusion, reproductive role specialization or foraging niche divergence? *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 271: 1283–1291.

- Phillips, R.A., McGill, R.A.R., Dawson, D.A. y Bearhop, S. 2011. Sexual segregation in distribution, diet and trophic level of seabirds: insights from stable isotope analysis. *Marine Biology*, 158(10): 2199–2208.
- Phillips, D.L., Inger, R., Bearhop, S., Jackson, A.L., Moore, J.W., Parnell, A.C., Semmens, B.X. y Ward, E.J. 2014. Best practices for use of stable isotope mixing models in food-web studies. *Canadian Journal of Zoology*, 92: 823–835.
- Pierotti, R. y E. Murphy. 1987. Intergenerational conflicts in gulls. *Animal Behaviour* 35: 435-444.
- Pierotti, R. y Annett, C. 1991. Diet choice in the herring gull: Constraints imposed by reproductive and ecological factors. *Ecology*, 72: 319–328.
- Pinet, P., Jaquemet, S., Phillips, R.A. y Le Corre, M. 2012. Sex-specific foraging strategies throughout the breeding season in a tropical, sexually monomorphic small petrel. *Animal Behaviour*, 83: 979–989.
- Pinheiro, J.C. y Bates, D.M. 2002. Mixed-effects models in S and S-plus, Corr. 3. print. edn. Springer Verlag, New York. 528 pp.
- Pinheiro, J., Bates, D., DebRoy, S., Sarkar, D., y Team, R. D. C. 2009. *nlme: Linear and nonlinear mixed effects models*. R package ver. 3.1–96.
- Pinheiro, J.C., Bates, D.M., DebRoy, S., Sarkar, D. y R Core Team. 2019. *nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models*, v. 3.1-142. <https://cran.r-project.org/package=nlme>.
- Plaza, P. I., y Lambertucci, S. A. 2017. How are garbage dumps impacting vertebrate demography, health, and conservation?. *Global Ecology and Conservation*, 12: 9-20.
- Polito, M.J., Trivelpiece, W.Z., Karnovsky, N.J., Ng, E., Patterson, W.P. y Emslie, S.D. 2011. Integrating stomach content and stable isotope analyses to quantify the diets of Pygoscelid penguins. *PLoS One*, 6: e26642.
- Pons, J. 1992. Effects of changes in the availability of human refuse on breeding parameters in a Herring Gull *Larus argentatus* population in Brittany, France. *Ardea*, 80: 143–150.
- Pons, J. 1994. Feeding strategies of male and female Herring gulls during the breeding season under various feeding conditions. *Ethology Ecology and Evolution*, 6: 1–12.
- Pons, J.M. y Migot, P. 1995. Life-history strategy of the Herring Gull: changes in survival and fecundity in a population subjected to various feeding conditions. *Journal of Animal Ecology*, 64: 592–599.

- Punta, G., Yorio, P. y Herrera, G. 2003. Temporal patterns in the diet and food partitioning in Imperial Cormorants (*Phalacrocorax atriceps*) and Rock Shags (*P. magellanicus*) breeding at Bahía Bustamante, Argentina. *Wilson Bulletin*, 115: 307–315.
- Quillfeldt, P., McGill, R.A.R., Masello, J.F., Poisbleau, M., Van Noordwijk, H., Demongin, L. y Furness, R.W. 2009. Differences in the stable isotope signatures of seabird egg membrane and albumen – implications for non-invasive studies. *Rapid Communications in Mass Spectrometry*, 23: 3632–3636.
- Quintana, F., Wilson, R., Dell'Arciprete, P., Shepard, E. y Laich, A.G. 2011. Women from Venus, men from Mars: inter-sex foraging differences in the imperial cormorant *Phalacrocorax atriceps* a colonial seabird. *Oikos*, 120(3): 350–358.
- Team, R. C. 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.Org>.
- Ramírez, F., Navarro, J., Afan, I., Hobson, K.A., Delgado, A. y Forero, M.G. 2012. Adapting to a changing world: unraveling the role of man-made habitats as alternative feeding areas for Slender-billed Gull (*Chroicocephalus genei*). *PLoS One*, 7: e47551.
- Ramos, R., Ramírez, F., Sanpera, C., Jover, L. y Ruiz, X. 2009. Diet of Yellow-legged Gull (*Larus michahellis*) chicks along the Spanish Western Mediterranean coast: the relevance of refuse dumps. *Journal of Ornithology*, 150(1): 265–272.
- Ronconi, R.A., Steenweg, R.J., Taylor, P.D. y Mallory, M.L. 2014. Gull diets reveal dietary partitioning, influences of isotopic signatures on body condition, and ecosystem changes at a remote colony. *Marine Ecology Progress Series*, 514: 247–261.
- Ryan, P.G. y Jackson, S. 1986. Stomach pumping: Is killing sea-birds necessary? *The Auk*, 103: 427–428.
- Seco Pon, J. P., García, G., Copello, S., Moretinni, A., Lértora, H. P., Pedrana, J., Mauco, L., y Favero, M. 2012. Seabird and marine mammal attendance in the chub mackerel *Scomber japonicus* semiindustrial Argentinian purse seine fishery. *Ocean and Coastal Management*, 64: 56–66.
- Seco Pon, J. P. , Copello, S., Moretinni, A., Lértora, H. P., Bruno, I., Bastida, J., Mauco, L., y Favero, M. 2013.. Seabird and marine-mammal attendance and bycatch in semi-industrial trawl fisheries in near-shore waters of northern Argentina. *Marine and Freshwater Research* 64: 237-248.
- Steenweg, R.J., Ronconi, R.A. y Leonard, M.L. 2011. Seasonal and age-dependent dietary partitioning between the great black-backed and herring gulls. *Condor*, 113: 795–805.

- Székely, T., Reynolds, J.D. y Figuerola, J. 2000. Sexual size dimorphism in shorebirds, gulls, and alcids: the influence of sexual and natural selection. *Evolution*, 54: 1404–1413.
- Shealer, D.A. 1998. Size-selective predation by a specialist forager, the Roseate Tern. *The Auk*, 115: 519–525.
- Schwemmer, P. y Garthe, S. 2008. Regular habitat switch as an important feeding strategy of an opportunistic seabird species at the interface between land and sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 77: 12–22.
- Smith, G.C., Carlile, N. y Louwarse, I. 1991. The importance of human refuse as a food source for silver gulls *Lams novaehollandiae*. *Australian Bird Watcher*, 14: 24–27.
- Smith, J.A., Mazumder, D., Suthers, I.M. y Taylor, M.D. 2013. To fit or not to fit: evaluating stable isotope mixing models using simulated mixing polygons. *Methods in Ecology and Evolution*, 4: 612–618.
- Soares Traversi, G. y C. M. Vooren. 2010. Interactions between seabirds and the trawl fishery in coastal waters of southern Brazil in summer. *Revista Brasileira de Ornitologia* 18: 183-193.
- Stanback, M.T. y Koenig, W.D. 1992. Cannibalism in birds. En: Elgar, M.A. y Crespi, B.E. (Eds.), *Cannibalism: ecology and evolution among diverse taxa*. Oxford University Press, Oxford.
- Steele, W.K. 1992. Diet of Hartlaubs Gull *Larus hartlaubii* and the Kelp Gull *L. dominicanus* in the southwestern Cape Province, South Africa. *Ostrich*, 63: 68–82.
- Steenweg, R.J., Ronconi, R.A. y Leonard, M.L. 2011. Seasonal and age-dependent dietary partitioning between the great black-backed and herring gulls. *The Condor*, 113: 795–805.
- Stenhouse, I.J. y Montevecchi, W.A. 1999. Indirect effects of the availability of capelin and fishery discards: gull predation on breeding storm-petrels. *Marine Ecology Progress Series*, 184: 303–307.
- Suárez, N., Retana, M.V. y Yorío, P. 2012. Spatial patterns in the use of foraging areas and its relationship with prey resources in the threatened Olrog's Gull (*Larus atlanticus*). *Journal of Ornithology*, 153(3): 861–871.
- Suarez, N., Marinao, C., Kasinsky, T. y Yorío, P. 2014. Distribución reproductiva y abundancia de gaviotas y gaviotines en el Área Natural Protegida Bahía San Blas, Buenos Aires. *Hornero*, 29: 29–36.

- Sullivan, B. J., Reid, T. A., y Bugoni, L. (2006). Seabird mortality on factory trawlers in the Falkland Islands and beyond. *Biological Conservation*, 131(4): 495–504.
- Suryan, R.M., Irons, D.B., Kaufman, M., Benson J. y Jodice P.G.R. 2002. Short-term fluctuations in forage fish availability and the effect on prey selection and brood-rearing in the Black-legged Kittiwake *Rissa tridactyla*. *Marine Ecology Progress Series*, 236: 273–287.
- Svagelj, W., Lisnizer, N., García Borboroglu, P. y Yorio, P. 2015. Variation in the size of eggs of Kelp Gulls (*Larus dominicanus*) at two colonies in Patagonia, Argentina. *Waterbirds*, 38: 92–98.
- Tablado, Z., Tella, J.L., Sánchez-Zapata, J.A. y Hiraldo, F. 2010. The paradox of the long-term positive effects of a North American crayfish on a European community of predators. *Conservation Biology*, 24: 1230–1238.
- Tasker, M., Camphuysen, C.J., Cooper, J., Garthe, S., Montevecchi, W.A. y Blaver, S.J.M. 2000. The impacts of fishing on marine birds. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 531–547.
- Thomson, J.A., Heithaus, M.R., Burkholder, D.A., Vaudo, J.J., Wirsing, A.J. y Dill, L.M. 2012. Site specialists, diet generalists? Isotopic variation, site fidelity, and foraging by Loggerhead Turtles in Shark Bay, Western Australia. *Marine Ecology Progress Series*, 453: 213–226.
- Torlaschi, C., Gandini, P., Frere, E. y Martinez Peck, R. 2000. Predicting the sex of Kelp Gulls by external measurements. *Waterbirds*, 23: 518–520.
- Torno, A.E. 1976. Descripción y comparación de los otolitos de algunas familias de peces de la Plataforma Argentina. *Revista Museo Argentino de Ciencias Naturales Bernardino Rivadavia, Zoología*, 12: 2–20.
- Torres, P.J. y González-Pisani, X. 2016. Primer registro del cangrejo verde, *Carcinus maenas* (Linnaeus, 1758), en Golfo Nuevo, Argentina: un nuevo límite norte de distribución en costas patagónicas. *Ecología Austral*, 26: 134–137.
- Tremblay, Y. y Cherel, Y. 2003. Geographic variation in the foraging behaviour, diet and chick growth of rockhopper penguins. *Marine Ecology Progress Series*, 251: 279–297.
- Turner, T.F., Collyer, M.L. y Krabbenhoft, T.J. 2010. A general hypothesis testing framework for stable isotope ratios in ecological studies. *Ecology*, 91: 2227–2233.
- Uttley, J., Tatner, P. y Monaghan, P.T. 1994. Measuring the daily energy expenditure of free-living Arctic terns (*Sterna paradisaea*). *Auk*, 111: 453–459.

- Villablanca, R., G. Luna-Jorquera, V. H. Marin, S. Garthe y A. Simeone. 2007. How does a generalist seabird species use its marine habitat? The case of the Kelp Gull in a coastal upwelling area of the Humboldt Current. *ICES Journal of Marine Science*, 64: 1348-1355.
- Votier, S.C., Bearhop, S., Ratcliffe, N. y Furness, R.W. 2004. Reproductive consequences for Great Skuas specializing as seabird predators. *Condor*, 106: 275–287.
- Votier, S.C., Bearhop, S., Crane, J.E., Arcos, M. y Furness, R.W. 2007. Seabird Predation by Great Skuas *Stercorarius skua*: Intra-Specific Competition for Food? *Journal of Avian Biology*, 38(2): 234–246.
- Ware D.M. y Thomson, R.E. 2005. Bottom-up ecosystem trophic dynamics determine fish production in the Northeast Pacific. *Science*. 308:1280-1284.
- Washburn, B.E., Bernhardt, G.E., Kutschbach-Brohl, L., Chipman, R.B. y Francoeur, L.C. 2013. Foraging ecology of four Gull species at a coastal-urban interface. *Condor*, 115: 67–76.
- Watkins, B.P., Petersen, S.L. y Ryan, P.G. 2008. Interactions between seabirds and deep water hake trawl gear: an assessment of impacts in South African waters. *Animal Conservation*, 11:247–254.
- Wearmouth, V.J. y Sims, D.W. 2008. Sexual segregation in marine fish, reptiles, birds and mammals: behaviour patterns, mechanisms and conservation implications. *Advances in Marine Biology*, 54: 107–170.
- Weaver, D.K. y Kadlec, J.A. 1970. A method for trapping breeding adult gulls. *Bird Banding*, 41: 28–31.
- Weimerskirch, H., Shaffer, S.A., Tremblay, Y., Costa, D.P., Gadenne, H., Kato, A., Ropert-Coudert, Y., Sato, K. y Aurióles, D. 2009. Species- and sex-specific differences in foraging behaviour and foraging zones in blue-footed and brown boobies in the Gulf of California. *Marine Ecology Progress Series*, 391: 267–278.
- Weiser, E.L. y Powell, A.N. 2011. Evaluating gull diets: a comparison of conventional methods and stable isotope analysis. *Journal of Field Ornithology*, 82: 297–310.
- Welcker, J., Steen, H., Harding, A.M. y Gabrielsen, G.W. 2009. Sex-specific provisioning behaviour in a monomorphic seabird with a bimodal foraging strategy. *Ibis*, 151(3): 502–513.
- Wilson, R.P. 1984. An improved stomach pump for penguins and other seabirds. *Journal of Field Ornithology*, 55: 109–112.

- Wood, A.G., Naef-Daenzer, B., Prince, P.A. y Croxall, J.P. 2000. Quantifying habitat use in satellite tracked pelagic seabirds: application of kernel estimation to Albatross locations. *Journal of Avian Biology*, 31: 278–286.
- Yorio, P., Bertellotti, M., Gandini, P. y Frere, E. 1998. Kelp Gull *Larus dominicanus* breeding on the argentine coast: population status and relationship with coastal management and conservation. *Marine Ornithology*, 26: 11–18.
- Yorio, P. y Caille, G. 1999. Seabird interactions with coastal fisheries in northern Patagonia: Use of discards and incidental captures in nets. *Waterbirds*, 22: 201–216.
- Yorio, P. y Caille, G. 2004. Fish waste as an alternative resource for gulls along the Patagonian coast: Availability, use, and potential consequences. *Marine Pollution Bulletin*, 43: 778–783.
- Yorio, P. y Giaccardi, M. 2002. Urban and fishery waste tips as food sources for birds in northern coastal Patagonia, Argentina. *Ornitología Neotropical*, 13: 283–292.
- Yorio, P., Bertellotti, M. y García Borboroglu, P. 2005. Estado poblacional y de conservación de gaviotas que se reproducen en el litoral marítimo argentino. *Hornero*, 20: 53–74.
- Yorio, P., Marinao, C., Retana, M.V. y Suárez, N. 2013. Differential use of food resources between the kelp gull (*Larus dominicanus*) and the threatened Olrog's gull (*L. atlanticus*). *Ardeola*, 60: 29–44.
- Yorio, P., González-Zevallos, D., Gatto, A., Biagioni, O. y Castillo, J. 2017. Relevance of forage fish in the diet of Magellanic penguins breeding in northern Patagonia, Argentina. *Marine Biology Research*, 13: 603–617.
- Zabala, S., Bigatti, G., Botto, F., Iribarne, O.O. y Galván, D.E. 2013. Trophic relationships between a Patagonian gastropod and its epibiotic anemone revealed by using stable isotopes and direct observations. *Marine Biology*, 160: 909–919.
- Zalba, S.M., Nebbia, A.J. y Fiori, S.M. 2008. *Propuesta de plan de manejo de la Reserva Natural de Uso Múltiple Bahía San Blas*. EdiUNS, Bahía Blanca. 139 pp.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., Walker, N.J., Saveliev, A.A. y Smith, G.M. 2009. *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer, New York. 574 pp.



Trabajo de respaldo

Kelp Gull (*Larus dominicanus*) Use of Alternative Feeding Habitats at the Bahía San Blas Protected Area, Argentina

TATIANA KASINSKY^{1,*}, NICOLÁS SUÁREZ¹, CRISTIAN MARINAO¹ AND PABLO YORIO^{1,2}

¹Centro para el Estudio de Sistemas Marinos (CONICET), Boulevard Brown 2915, (9120) Puerto Madryn, Chubut, Argentina

²Wildlife Conservation Society Argentina, Amenábar 1595, Piso 2, Office 19, Buenos Aires, Argentina

*Corresponding author; E-mail: kasinsky@cenpat-conicet.gob.ar

Abstract.—Kelp Gull (*Larus dominicanus*) foraging patterns were studied by deploying GPS loggers on 20 incubating individuals at their colony in the Bahía San Blas protected area, Argentina. Mean number of trips per day was 1.5 ± 0.5 , and mean trip duration was 272.6 ± 165.2 min. Mean maximum distance from the colony was 19.6 ± 24.4 km. Incubating Kelp Gulls visited natural and anthropogenic environments. Individuals switched between two or three different habitat types 47% of the time during a given foraging trip. Kelp Gulls showed a differential use of feeding areas, with a significantly higher use of refuse dumps (75%; $n = 151$ trips) than coastal (47%), terrestrial (10%) and offshore (10%) habitats. In 72% of the recorded trips, Kelp Gulls targeted the dump located in the small town of Bahía San Blas, where waste generated by recreational fishing is regularly disposed. Moreover, most visited shoreline locations were those regularly used by recreational fishers. Despite showing plasticity in foraging habitat use, the local refuse dump and nearby shoreline sites where fish waste is regularly disposed were the main feeding habitats for incubating Kelp Gulls. Received 4 August 2017, accepted 24 April 2018.

Key words.—anthropogenic food sources, foraging patterns, Kelp Gull, *Larus dominicanus*, Patagonia, recreational fishing, seabirds.

Waterbirds 41 (3): 285-294, 2018

Studies on several gull species have shown they have a great plasticity in the use of feeding habitats, being able to alternatively use intertidal, open sea, and terrestrial environments, as well as areas with human derived food sources (Kubetzki and Garthe 2003; Caron-Beaudoin *et al.* 2013; Patenaude-Monette *et al.* 2014). The ability to exploit novel food provided by human activities can result in improved individual body condition, higher breeding success and ultimately population growth (Oro *et al.* 2013), often leading to conflicts with human populations (Thomas 1972; Belant 1997; but see Oro and Martínez-Abraín 2007). Knowledge of how gulls make use of alternative natural and anthropogenic food sources may increase our understanding of their role in coastal ecosystems, assess potential conflicts with humans and define management actions.

The Kelp Gull (*Larus dominicanus*) is a widely distributed seabird throughout the Southern Hemisphere, breeding in South America, southern Africa, Australia, New Zealand, subantarctic islands, and the Antarctic Peninsula (Jiguet *et al.* 2012). It is a generalist and opportunistic feeder that consumes a wide variety of prey during the

breeding season (Steele 1992; Coulson and Coulson 1993; Bertellotti and Yorio 1999; Ludynia *et al.* 2005). Studies at different coastal breeding locations in Argentina have shown they have a wide trophic spectrum that includes different species of fish, mollusks, crustaceans and insects (Yorio and Bertellotti 2002; Petracci *et al.* 2004; Yorio *et al.* 2013), reflecting their great plasticity in the use of foraging habitats. Their generalist and opportunistic feeding habits also allows them to take advantage of anthropogenic food subsidies such as urban and fishery waste (Yorio and Giaccardi 2002; Marinao and Yorio 2011). Although previous diet studies provided indirect evidence of the different feeding habitats used, direct information on the spatial use of foraging areas by breeding individuals is still lacking.

The Bahía San Blas protected area in Argentina is an important breeding ground for several seabirds including the Kelp Gull (Suárez *et al.* 2014) and the site of one of the main shore-based marine recreational fisheries of the southwestern Atlantic coast (Llompert *et al.* 2012). Knowledge of Kelp Gull foraging patterns and their relationship with human activities taking place in

the protected area will not only contribute to the understanding of the foraging ecology of this generalist species but is also key for coastal zoning and the development of adequate management guidelines.

The objective of this study was to quantify the spatial foraging patterns of incubating Kelp Gulls to: 1) characterize their foraging trips; 2) identify their foraging areas; and 3) assess the importance of anthropogenic feeding habitats to their feeding ecology.

METHODS

Study Area

The study was conducted in the southwestern area of the Bahía San Blas protected area in Buenos Aires Province, Argentina (Fig. 1). The Kelp Gull study colony was located at Islote Arroyo Jabalí Este ($40^{\circ} 32' 50''$ S, $62^{\circ} 16' 46''$ W), 3 km from the town of Bahía San Blas. Colony size during 2013 was estimated at 1,275 breeding pairs (Suárez *et al.* 2014).

The coastal area is mainly characterized by extensive mudflats and marshes of cordgrass (*Spartina* spp.) and pickleweed (*Sarcocornia perennis*), with crab beds consisting of burrowing crab (*Neohelice granulata*), rock

crab (*Cyrtograpsus altimanus*) and mud crab (*C. angulatus*) (Zalba *et al.* 2008). The town of Bahía San Blas is located on Isla del Jabalí (Fig. 1) and has about 600 inhabitants. The main human activity in this area is recreational fishing (Zalba *et al.* 2008). The recreational fishing activity is both shore- and boat-based and is concentrated during the spring and summer months. Main target species include striped weakfish (*Cynoscion guatucupa*), whitemouth croaker (*Micropogonias furnieri*), narrownose smooth-hound (*Mustelus schmitti*), and rays (*Sympterygia bonapartii* and *S. acuta*) (Llompart *et al.* 2012). Nearby lands are used for cattle (*Bos primigenius* and *Ovis orientalis*) grazing and crop production. A refuse dump is located within the town limits, approximately 4.5 km from our Kelp Gull study colony. This dump receives domestic waste in addition to waste derived from recreational fishing, oyster harvesting and ranching activities.

Tracking of Individuals and Spatial Analyses

We visited the area every 3 days from 3 October to 30 November 2013. We assessed the foraging patterns of incubating Kelp Gulls using global positioning system (GPS) loggers (Cat-Track), sealed using a rubber shrink tube. Studies using GPS with other gull species suggest minimum effects on weight, breeding success and/or survival (Masello *et al.* 2013; Camphuysen *et al.* 2015; Thaxter *et al.* 2016). Using a leg-noose trap, we captured one incubating adult from 20 nests at which both parents were present, with captures distributed

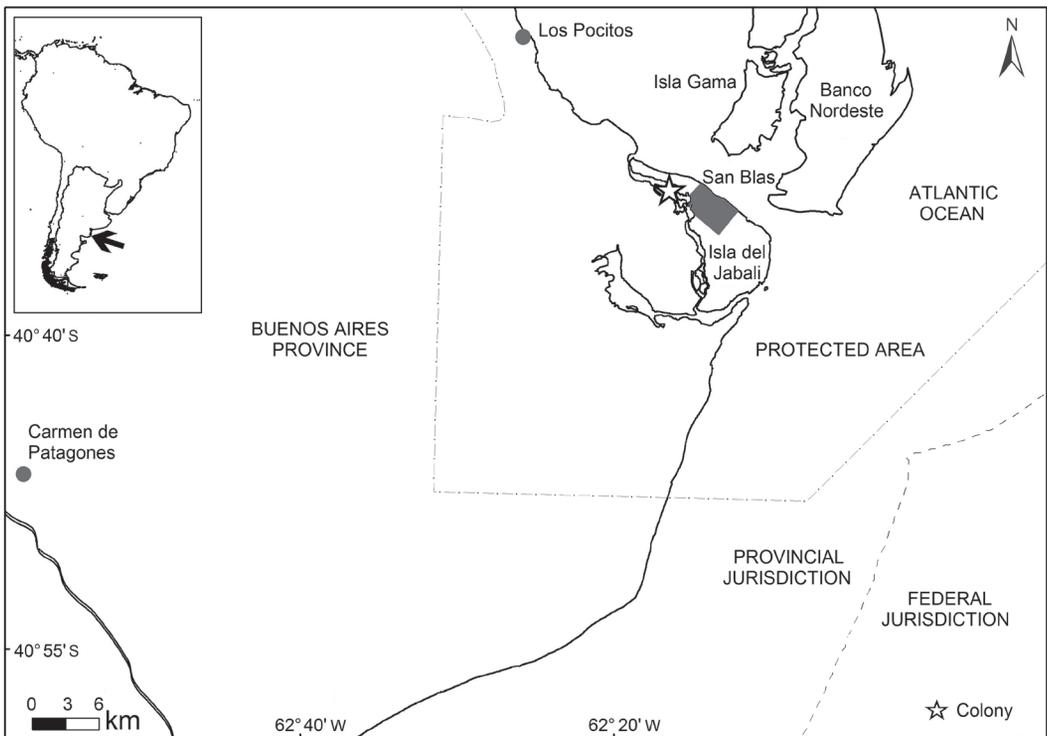


Figure. 1 Map of the study area showing the location of the Kelp Gull colony (star) and the town of San Blas (gray box).

evenly between 20 October and 23 November 2013 to obtain a representative sample throughout the incubation period. We tagged 10 males and 10 females, which were sexed using a discriminant function on head and bill dimensions following Torlaschi *et al.* (2000). We attached the GPS loggers to the dorsal feathers with TESA tape and programmed loggers to collect locations every 1 min, with accuracy within the 5-10 m range. GPS devices weighed 15-18 g, which represents less than 2.5% of Kelp Gull adult body mass (Range = 730-1,200 g; Torlaschi *et al.* 2000) and was assumed to have negligible impact on individual flight performance. We also marked instrumented individuals with an orange pigment on the neck or breast feathers and banded them with a numbered plastic color-band to facilitate individual identification at a distance. We marked nests and retrieved loggers after 4 to 9 days to download information. We completed the capture and recapture procedures in less than 10 min; all released birds returned to their nests in less than 10 min and resumed normal incubating behavior. We did not record egg losses in any of the 20 nests at the time of Kelp Gull recapture.

We assigned GPS positions to a foraging trip when they were > 500 m from the colony boundaries. We excluded positions located up to 500 m from the colony as our field observations indicated that Kelp Gulls used them only as resting areas associated with the colony. For each feeding trip, we calculated the maximum distance from the colony (km), total trip length (km) and trip duration (min). We also determined the number of feeding trips made per day. We tested for individual effects on foraging trip parameters using linear mixed-effects models (LMMs) with trip or day as random effects to prevent pseudoreplication, using the *nlme* library (Pinheiro *et al.* 2009) for statistical program R (R Development Core Team 2014). The models were corrected using a uniform composite symmetry correlation structure (CorComp Sym), specifying the variance weighting function varIdent. We considered models with all possible combinations of predictor variables and selected best-fitting models using Akaike's Information Criterion for small samples sizes (AIC_c; Akaike 1973; Hurvich and Tsai 1989). We used all trips made by each of the 20 individuals to characterize Kelp Gull spatial use, considering records for the whole trip. We made this analysis using the fixed kernel method (Wood *et al.* 2000) with ArcGIS (Environmental Systems Research Institute 2008). We calculated the 50, 75 and 90% density contour areas, defining the core area as the area enclosed by the 50% area contour. In addition, we divided the study area in 1 x 1 km grid cells built with Hawth's Tools (Beyer 2004) and determined the number of different instrumented individuals that used each cell.

We considered a Kelp Gull was in a potential feeding area when it remained at the same site for at least 15 min, based on travel speed (m per sec) calculated from consecutive GPS records. We identified different types of environments used by Kelp Gulls by overlaying foraging trips on a SPOT satellite image (15-m resolution) and on the basis of field observations made throughout the study period. We classified feeding habitats into four

categories based on previous information on Kelp Gull diet composition in the study area (Yorio *et al.* 2013): 1) refuse dumps; 2) terrestrial environments; 3) coastal areas; and 4) open sea. To test the differential use of habitats types, we used generalized linear mixed-effects models (GLMMs) with individual as the random effect to prevent pseudoreplication, using the *lme4* library (Bates *et al.* 2011) for statistical program R (R Development Core Team 2014). We assumed a binomial error distribution and used a logit link function because this is a binary variable (Zuur *et al.* 2009; Logan 2011). We considered models with all possible combinations of predictor variables and selected best-fitting models using Akaike's Information Criterion for small samples sizes (AIC_c; Akaike 1973; Hurvich and Tsai 1989).

RESULTS

Spatial Patterns

We recorded a total of 151 trips for the 20 individuals with GPS loggers. One or two trips per day were made by 80% of the Kelp Gull individuals we marked with a maximum of five trips per day recorded for one individual. Mean number of trips per day was 1.5 ± 0.5 ($n = 20$). The LMM, which included the effect of the individual, explained 2.4% of the variation (AIC_{c, null} = 248 and AIC_{c, Ind} = 256). The parameters of the model indicated that the individual did not have a significant effect on the number of trips made per day ($\beta_i = 1.6$; $df = 127$; $t_{127} = 0.9$; $P = 0.3$) (Table 1). Mean trip duration was 272.6 ± 165.2 min (Range = 36.5-1,656.7; $n = 20$) (Table 1). The variance explained by the LMM, which included individual effects, was 0.1% (AIC_{c, null} = 2,110 and AIC_{c, Ind} = 2,109). The parameters of the model indicated that the individual did not have a significant effect on the number of trips made per day ($\beta_i = 0.1$; $df = 83$; $t_{83} = 1.2$; $P = 0.2$). Mean maximum distances from the colony was 19.6 ± 24.4 km (Range = 3.7-76.9 km; $n = 20$), while mean total distance traveled was 58.1 ± 74.1 km (Range = 10.6 - 281.8 km; $n = 20$). The maximum foraging range recorded was 158.5 km (Table 1). Half of the individuals traveled during all of their trips to maximum distances of less than 7 km (mean = 4.8 ± 0.6 km; $n = 20$), while the rest of the individuals combined relatively short and long trips, generally > 24 km (Table 1).

Table 2. Estimated parameters for predictors of probability of use (presence of individuals) for the selected model. The table shows the estimated parameter (β_i), standard error (SE), statistic value (t_{dir}) and associated probability (P) for each predictor.

Variable	β_i	SE	t_{600}	P
Refuse dumps	1.0513	0.2153	4.883	< 0.001
Coastal areas	-1.1012	0.2481	-4.439	< 0.001
Open sea	-3.2122	0.3350	-9.588	< 0.001
Terrestrial environments	-3.2122	0.3350	-9.588	< 0.001

The 50% kernel contour allowed the identification of two main foraging areas, one at the urbanized sector of Isla del Jabalí and the other on the southwest coast of Isla Gama (40° 33' 55.26" S, 62° 27' 02.55" W; Fig. 2). Only the urbanized sector of Isla del Jabalí was used by many individuals (75%; $n = 20$) (Fig. 3). The southwest coast of Isla Gama was visited by only one individual who made several trips and remained there for extended periods of time while other locations in the study area were used by 1-3 tagged individuals (Fig. 3). Seven of the in-

strumented individuals (35%; $n = 20$) used areas within the Provincial and Federal jurisdictions located beyond the boundaries of the Bahía San Blas protected area in all or part of their foraging trips.

Feeding Areas

The 15,589 positions obtained during 151 feeding trips made by 20 individuals allowed the identification of foraging areas in both natural and anthropogenic environments. Forty-seven percent of the individuals

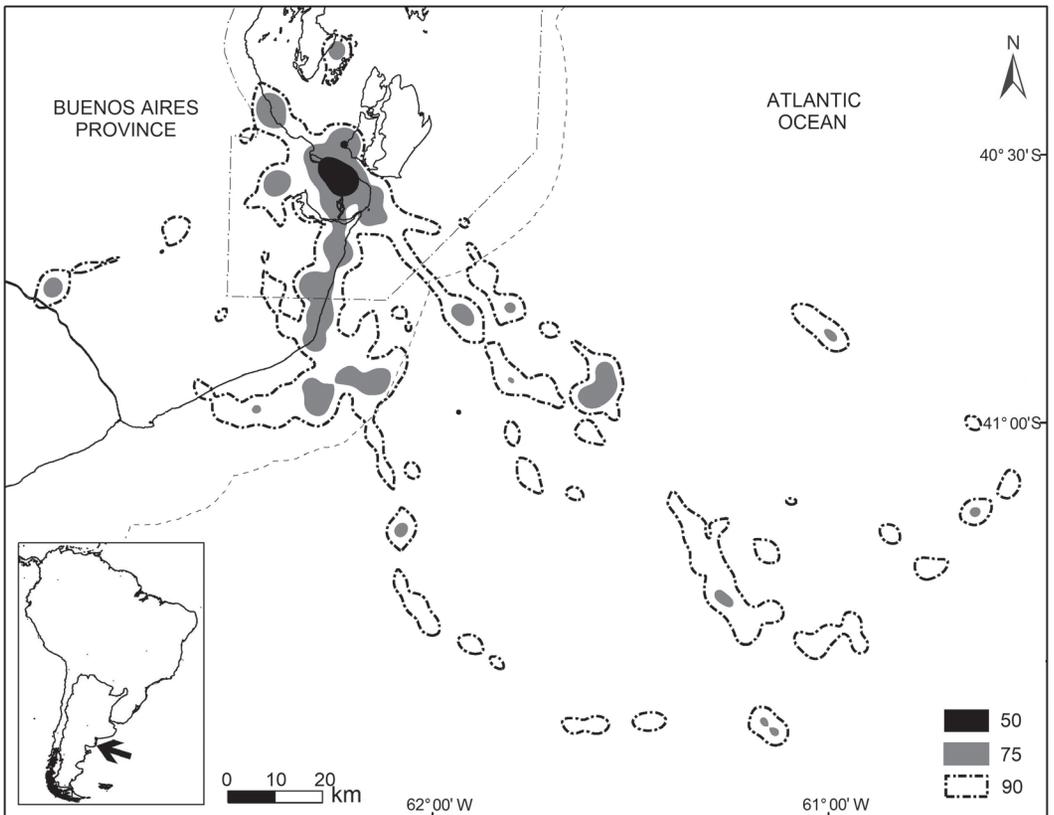


Figure 2 Use of areas by Kelp Gulls incubating at Islote Arroyo Jabalí Este, Bahía San Blas, Argentina, during 2013. Kernel contours shown as 50, 75 and 90% of locations.

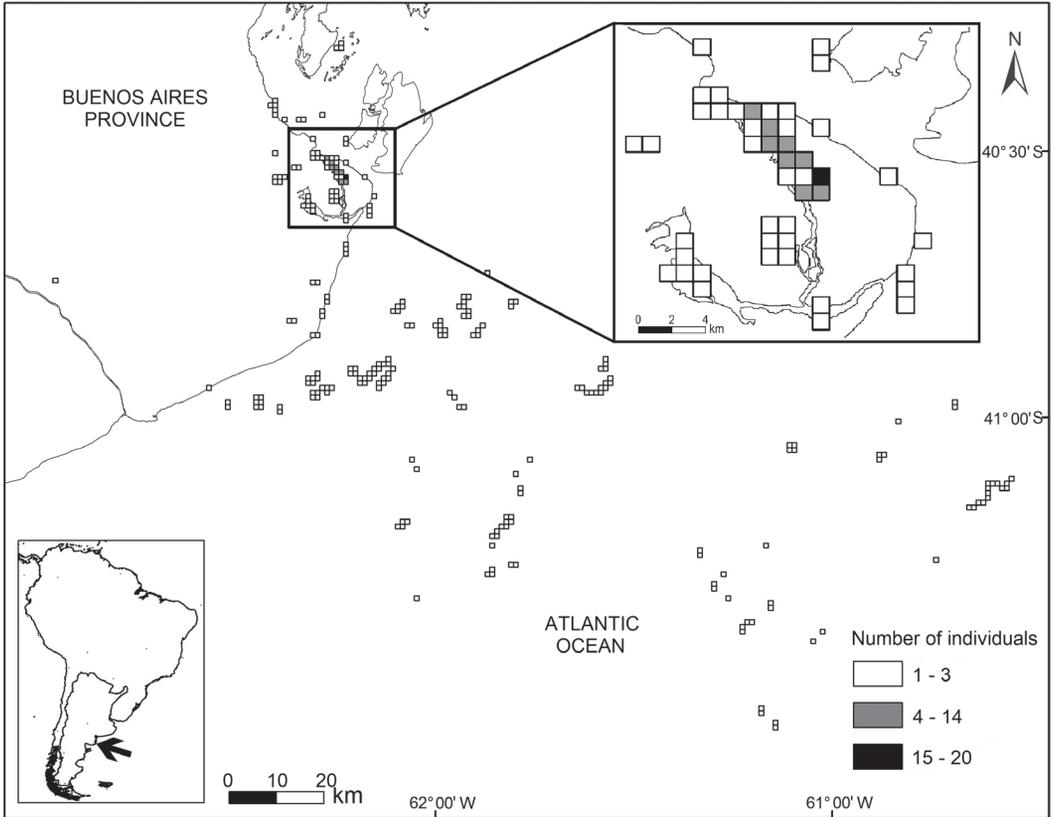


Figure 3. Use of areas by Kelp Gulls incubating at Isote Arroyo Jabali Este, Bahía San Blas, Argentina, as a function of the number of tagged individuals (1 km² cells).

switched between two or three different habitat types during a given foraging trip. Of the used habitats, refuse dumps were the most visited with 113 trips (75%; $n = 151$ trips). Of the 113 trips to refuse dumps, 108 were to the dump in Bahía San Blas, four were to the dump in Los Pocitos, located 17 km north of the colony, and one was to the dump in Carmen de Patagones, located 63 km southwest of the colony. In 47% ($n = 151$) of the trips, Kelp Gulls visited coastal habitats that included intertidal areas and beaches regularly used by recreational fishers located to the north and south of the colony. In a total of 15 trips (10%), Kelp Gulls also visited terrestrial environments that are regularly used for cattle grazing and crop production. In 10% ($n = 151$) of cases, trips included offshore locations, two to the north of the colony within the San Blas Bay (10 and 24 km, respectively) and the remaining eight to areas located between 33 and 158 km offshore

to the southeast of the colony. Seventy-five percent of the tagged individuals ($n = 20$) visited the Bahía San Blas refuse dump in over half of their foraging trips.

Based on the GLMMs, the best model describing the variation in habitat use during the feeding trip included the effect of the different types of habitats visited and the individual ($AIC_{c: Ind} = 783$ and $AIC_{c: Ind+Hab} = 592$). The model with these factors explained 25.3% of the variation. The probability of a habitat being used by Kelp Gulls (presence of individuals) was positively related to refuse dumps (Table 2).

DISCUSSION

Kelp Gulls during incubation visited a variety of habitats including both natural and anthropogenic environments. The analysis of foraging trips complemented with satel-

Table 1. Trip parameters (mean \pm SD; range in parentheses) during the incubation period of Kelp Gulls breeding at Islote Arroyo Jabali Este, Bahía San Blas, Argentina.

# Individual	Total Trips	Days	Trips Per Day	Trip Duration (min)	Maximum Distance (km)	Total Distance Traveled (km)
1	7	4	1.6 \pm 0.5 (1-2)	240.9 \pm 108.7 (111.3-176.7)	3.7 \pm 1.9 (0.8-5.2)	12.6 \pm 6.3 (2.4-18.7)
2	3	9	1.5 \pm 0.7 (1-2)	215.7 \pm 125.6 (109.7-354.5)	4.8 \pm 0.1 (4.7-4.9)	11.9 \pm 1.0 (10.7-12.8)
3	2	2	1.0 \pm 0.0	205.6 \pm 100.2 (134.8-276.4)	4.8 \pm 0.1 (4.7-4.8)	16.3 \pm 6.3 (11.2-20.8)
4	14	2	1.7 \pm 0.4 (1-2)	87.3 \pm 23.8 (45.9-132.8)	4.8 \pm 0.1 (4.6-5.1)	11.3 \pm 1.3 (10.2-14.8)
5	7	8	1.1 \pm 0.4 (1-2)	377.2 \pm 195.6 (201.2-689.1)	4.6 \pm 1.3 (1.7-5.9)	19.1 \pm 9.0 (13.2-36.9)
6	6	6	2.0 \pm 0.0	95.9 \pm 18.8 (69.4-115.4)	4.8 \pm 0.2 (4.7-5.1)	11.1 \pm 1.2 (9.6-13.1)
7	7	3	1.2 \pm 0.6 (1-2)	60.9 \pm 19.8 (44.2-88.8)	4.8 \pm 0.2 (4.6-5.1)	10.6 \pm 1.2 (9.4-12.0)
8	8	7	2.0 \pm 1.4 (1-4)	154.7 \pm 204.7 (49.2-656.1)	4.8 \pm 0.1 (4.6-4.9)	15.3 \pm 4.9 (11.2-23.6)
9	7	4	1.2 \pm 0.5 (1-2)	389.8 \pm 560.9 (113.1-1,656.7)	4.9 \pm 1.2 (4.9-5.1)	15.4 \pm 2.2 (11.5-19.0)
10	13	6	1.8 \pm 1.5 (1-4)	178.1 \pm 230.3 (43.5-842.3)	5.1 \pm 0.6 (4.6-6.3)	15.7 \pm 10.8 (9.8-21.7)
11	15	7	1.6 \pm 0.5 (1-2)	145.3 \pm 67.4 (42.4-248.9)	6.2 \pm 5.2 (4.6-25.0)	14.9 \pm 11.1 (9.2-53.8)
12	3	2	1.5 \pm 0.7 (1-2)	450.3 \pm 387.1 (37.6-805.4)	15.8 \pm 11.8 (2.8-25.8)	57.1 \pm 45.4 (6.2-93.7)
13	29	9	3.2 \pm 0.9 (2-5)	86.2 \pm 38.8 (36.5-179.8)	7.0 \pm 4.3 (0.7-16.8)	18.4 \pm 11.5 (2.7-40.8)
14	2	2	1.0 \pm 0.0	398.1 \pm 48.8 (363.6-432.6)	31.7 \pm 0.1 (31.7-31.8)	75.7 \pm 1.6 (74.5-76.8)
15	4	3	1.3 \pm 0.5 (1-2)	528.9 \pm 233.9 (211.1-754.3)	43.7 \pm 28.8 (1.6-66.5)	148.3 \pm 101.0 (9.18-244.1)
16	8	7	1.1 \pm 0.3 (1-2)	570.8 \pm 398.8 (118.7-1,147.0)	76.0 \pm 68.0 (4.6-158.5)	190.7 \pm 172.4 (11.2-429.5)
17	6	4	1.5 \pm 0.2 (1-2)	180.6 \pm 170.9 (70.8-520.1)	10.9 \pm 17.4 (0.5-46.2)	29.6 \pm 47.6 (10.6-126.1)
18	4	3	1.3 \pm 0.5 (1-2)	211.4 \pm 259.3 (39.3-592.4)	18.5 \pm 32.1 (1.1-66.5)	65.5 \pm 117.2 (3.1-241.1)
19	4	3	1.3 \pm 0.5 (1-2)	310.5 \pm 239.1 (67.8-624.7)	57.8 \pm 60.7 (2.4-144.3)	139.8 \pm 142.6 (6.7-341.8)
20	2	2	1.0 \pm 0.0	564.5 \pm 321.5 (337.1-791.8)	76.9 \pm 31.8 (54.4-99.3)	281.8 \pm 8.5 (275.8-287.9)

lite images corroborated the use of refuse dumps as their primary foraging habitat. Urban waste is a common component in Kelp Gull feeding ecology at other breeding locations worldwide (Steele 1992; Coulson and Coulson 1993; Bertellotti and Yorío 1999), but information obtained at a nearby islet indicated that domestic refuse is little represented in their diet (Yorío *et al.* 2013). On the other hand, the waste generated by recreational fishing, which is regularly disposed of at the Bahía San Blas refuse dump, was identified as an important diet component of Kelp Gulls breeding in the study area (Yorío *et al.* 2013). In agreement with individual tracking and diet information, our field team regularly observed large flocks of up to 700 individuals in adult plumage feeding on fish waste at the Bahía San Blas refuse dump during the study period, suggesting this food source is important for Kelp Gull populations breeding in the protected area.

Many gull species around the world use intertidal environments during the breeding season (Kubetzki and Garthe 2003; Ellis *et al.* 2005; Suárez *et al.* 2012). Research conducted at the study site (Yorío *et al.* 2013) and at different locations in coastal Argentina shows the significance of intertidal habitats for breeding Kelp Gulls, where they prey on a wide variety of crustaceans, mollusks, polychaetes and echinoderms (Yorío and Bertellotti 2002; Petracci *et al.* 2004; Yorío *et al.* 2013). The analysis of tracking data in combination with satellite images shows that in fact Kelp Gulls at Bahía San Blas used different shoreline locations. Although they were in part likely preying on mollusks or crabs at several feeding sites, observations by our field team confirmed that shoreline locations used by several of the tracked individuals corresponded to sites where fish caught by recreational fishers were regularly cleaned and where Kelp Gull flocks were feeding on the generated waste. This suggests that Kelp Gull use of the shoreline in our study area is highly influenced by recreational fishing activities. Given the methodology used, however, some of the identified coastal sites may have been used in fact as roosting areas. Our observations documented that some of the

sites along the Arroyo del Jabalí that were used by instrumented individuals for short periods before and after visiting the Bahía San Blas refuse dump were also regularly used as roosting areas by Kelp Gull flocks (T. Kasinsky, pers. obs.). This indicates that the use of shoreline environments as feeding habitat was somewhat overestimated.

Several instrumented individuals were recorded traveling offshore to areas where they may have been preying upon pelagic fish such as argentine anchovy (*Engraulis anchoita*) (Yorío *et al.* 2013) or taking advantage of waste discarded from commercial trawl vessels. Seco Pon and Favero (2011) reported that Kelp Gulls feed on discards from vessels operating during the austral spring in areas offshore from our study site. Similarly, the at-sea locations of two of the tracked individuals in nearshore locations within the San Blas Bay correspond to areas regularly used for boat-based recreational fishing, suggesting that Kelp Gulls were also likely feeding on waste generated during on-board processing of fish.

Although less often, Kelp Gulls also visited terrestrial environments that are used for crop production and cattle grazing. Several studies on different gull species indicate they regularly forage in agricultural areas, taking advantage of a variety of food items such as cereals (Calvino-Cancela 2011) and invertebrates, some made available during ploughing (Schwemmer and Garthe 2008; Caron-Beaudoin *et al.* 2013). This is consistent with previous dietary analyses conducted in the Bahía San Blas area, which show that breeding Kelp Gulls consume cereal and insects, particularly of the order Coleoptera (Yorío *et al.* 2013).

Even though the Bahía San Blas refuse dump was a primary feeding site for most of our tagged Kelp Gulls, individuals alternated the use of urban, coastal, open-sea and/or terrestrial habitats between feeding trips and even during the same trip. However, given the methodology used, we cannot rule out that individuals obtained food in only one of the visited habitats and thus assess the degree of individual specialization. Further studies are needed to simultaneously assess

foraging patterns and food consumption of marked individuals. Moreover, further research is needed to confirm Kelp Gull foraging strategy during other breeding stages, as in many seabirds the spatial requirements may change throughout the reproductive cycle (Huin 2002; Boersma and Rebstock 2009; Suárez *et al.* 2012). Nevertheless, previous diet studies at a nearby colony indicated that prey composition was similar between the incubation and chick stages (Yorio *et al.* 2013), suggesting a similar spatial foraging pattern throughout the season. Foraging habitat choice can be also affected by foraging profitability and distance from the colony (Duhem *et al.* 2005; Patenaude-Monette *et al.* 2014). Most foraging trips made by Kelp Gulls were to feeding habitats located relatively close to their colony, mainly the Bahía San Blas refuse dump which is located 4.5 km away, but several relatively long trips of up to almost 156 km were made to offshore waters. The relatively low numbers of individuals and foraging trips associated with offshore and terrestrial environments may be because nesting Kelp Gulls have an alternative predictable and apparently abundant high quality food source close to their nesting site.

Gulls breeding near urban centers or fishing grounds may greatly benefit from anthropogenic food resources (see review in Oro *et al.* 2013; but see Ramírez *et al.* 2012). As in other opportunistic gull species (Oro *et al.* 2013), the use of these anthropogenic food subsidies could favor Kelp Gull individual survival and reproductive success and ultimately result in population growth (Lisnizer *et al.* 2011). Censuses conducted between 2000 and 2013 indicated a significant increase in the number of breeders at colonies located in the Bahía San Blas area (Suárez *et al.* 2014), suggesting a possible causal link between Kelp Gull demographic behavior and availability of anthropogenic food resources, and the need for effective recreational fishery waste management. Feeding areas most frequently used by Kelp Gulls were associated with recreational fishing within the boundaries of the Bahía San Blas protected area, thus facilitating decision

making and the implementation of management actions. However, our results also show that Kelp Gulls traveled outside the boundaries of the protected area and even went from Provincial to offshore Federal waters. Therefore, management approaches will require the coordination of different jurisdictions to implement complementary actions beyond the boundaries of the protected area.

ACKNOWLEDGMENTS

We thank the Wildlife Conservation Society for financial support, Centro Nacional Patagónico (CONICET) for institutional support, and Dirección de Administración de Áreas Protegidas (Ministerio de Asuntos Agrarios Provincia de Buenos Aires) for the permits to work at Bahía San Blas protected area. Special thanks to Jose Saravia for help with statistical analyses. We thank two anonymous reviewers for their comments on the manuscript.

LITERATURE CITED

- Akaike, H. 1973. Information theory as an extension of the maximum likelihood principle. Pages 267-281 in *Proceedings of the 2nd International symposium on information theory* (B. N. Petrov and F. Csaki, Eds.). Akademiai Kiado, Budapest, Hungary.
- Bates, D., M. Maechler and B. Bolker. 2011. lme4: linear mixed effects models using Eigen and Eigen++. R package v. 0.999375-39. <https://cran.r-project.org/web/packages/lme4/index.html>, accessed 20 June 2016.
- Belant, J. L. 1997. Gulls in urban environments: landscape-level management to reduce conflict. *Landscape Urban Planning* 38: 245-258.
- Bertellotti, M. and P. Yorio. 1999. Spatial and temporal patterns in the diet of the Kelp Gull in northern Chubut, Patagonia. *Condor* 101: 790-798.
- Beyer, H. L. 2004. Hawth's analysis tools for ArcGIS. Environmental Systems Research Institute, Redlands, California. <http://spatial ecology.com/htools/>, accessed 10 May 2016.
- Boersma, P. D. and G. A. Rebstock. 2009. Foraging distance affects reproductive success in Magellanic Penguins. *Marine Ecology Progress Series* 375: 263-275.
- Calvino-Cancela, M. 2011. Gulls (Laridae) as frugivores and seed dispersers. *Plant Ecology* 212: 1149-1157.
- Camphuysen, K. C. J., J. Shamoun-Baranes, E. E. van Loon and W. Bouten. 2015. Sexually distinct foraging strategies in an omnivorous seabird. *Marine Biology* 162: 1417-1428.
- Caron-Beaudoin, É., M. L. Gentes, M. Patenaude-Monette, J. F. Hélie, J. F. Giroux and J. Verreault. 2013. Combined usage of stable isotopes and GPS-based telemetry to understand the feeding ecology of an omnivorous bird, the Ring-billed Gull (*Larus delawarensis*). *Canadian Journal of Zoology* 91: 689-697.

- Coulson, R. and G. Coulson. 1993. Diets of the Pacific Gull *Larus pacificus* and the Kelp Gull *Larus dominicanus* in Tasmania. *Emu* 93: 50-53.
- Duhem, C., E. Vidal, P. Roche and J. Legrand. 2005. How is the diet of the Yellow-legged Gull chicks influenced by parents' accessibility to landfills? *Waterbirds* 28: 46-52.
- Ellis, J. C., W. Chen, B. O'Keefe, M. J. Shulman and J. D. Witman. 2005. Predation by gulls on crabs in rocky intertidal and shallow subtidal zones of the Gulf of Maine. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 324: 31-43.
- Environmental Systems Research Institute. 2008. ArcGIS v. 9.3. Environmental Systems Research Institute, Redlands, California.
- Huin, N. 2002. Foraging distribution of the black-browed albatross, *Thalassarche melanophrys*, breeding in the Falkland Islands. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 12: 89-99.
- Hurvich, C. M. and C. L. Tsai. 1989. Regression and time series model selection in small samples. *Biometrika* 76: 297-307.
- Jigueta, F., P. Capainolo and A. Tennyson. 2012. Taxonomy of the Kelp Gull *Larus dominicanus* Lichtenstein revisited with sex-separated analyses of biometrics and wing tip patterns. *Zoological Studies* 51: 881-892.
- Kubetzki, U. and S. Garthe. 2003. Distribution, diet and habitat selection by four sympatrically breeding gull species in the south-eastern North Sea. *Marine Biology* 143: 199-207.
- Lisnizer, N., P. García Borboroglu and P. Yorío. 2011. Spatial and temporal variations in Kelp Gull population trends in northern Patagonia, Argentina. *Emu* 111: 259-267.
- Olmpart, F., D. C. Colautti and C. R. M. Baigún. 2012. Assessment of a major shore-based marine recreational fishery in Southwest Atlantic, Argentina. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 46: 57-70.
- Logan, M. 2011. *Biostatistical design and analysis using R: a practical guide*. John Wiley & Sons, Oxford, U.K.
- Ludynia, K., S. Garthe and G. Luna-Jorquera. 2005. Seasonal and regional variation in the diet of the Kelp Gull in Northern Chile. *Waterbirds* 28: 359-365.
- Marinao, C. J. and P. Yorío. 2011. Fishery discards and incidental mortality of seabirds attending coastal shrimp trawlers at Isla Escondida, Patagonia, Argentina. *Wilson Journal of Ornithology* 123: 709-719.
- Masello, J. F., M. Wikelski, C. C. Voigt and P. Quillfeldt. 2013. Distribution patterns predict individual specialization in the diet of Dolphin Gulls. *PLOS ONE* 8: e67714.
- Oro, D. and A. Martínez-Abraín. 2007. Deconstructing myths on large gulls and their impact on threatened sympatric waterbirds. *Animal Conservation* 10: 117-126.
- Oro, D., M. Genovart, G. Tavecchia, M. S. Fowler and A. Martínez-Abraín. 2013. Ecological and evolutionary implications of food subsidies from humans. *Ecology Letters* 16: 1501-1514.
- Patenaude-Monette, M., M. Bélisle and J. F. Giroux. 2014. Balancing energy budget in a central-place forager: which habitat to select in a heterogeneous environment? *PLOS ONE* 9: e102162.
- Petracci, P. F., L. F. La Sala, G. Aguerre, C. H. Pérez, N. Acosta, M. Sotelo and C. Pamparana. 2004. Dieta de la Gaviota Cocinera (*Larus dominicanus*) durante el período reproductivo en el estuario de Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina. *Hornero* 19: 23-28. (In Spanish).
- Pinheiro, J., D. Bates, S. DebRoy, D. Sarkar and the R Core Team. 2009. nlme: linear and nonlinear mixed effects models. R package v. 3.1-86. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://cran.r-project.org/web/packages/nlme/index.html>, accessed 10 March 2018.
- R Development Core Team. 2014. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>, accessed 5 March 2018.
- Ramírez, F., J. Navarro, I. Afán, K. A. Hobson, A. Delgado and M. G. Forero. 2012. Adapting to a changing world: unraveling the role of man-made habitats as alternative feeding areas for Slender-billed Gull (*Chroicocephalus genei*). *PLOS ONE* 7: e47551.
- Schwemmer, P. and S. Garthe. 2008. Regular habitat switch as an important feeding strategy of an opportunistic seabird species at the interface between land and sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 77: 12-22.
- Seco Pon, J. P. and M. Favero. 2011. The Olog's Gull (*Larus atlanticus*) attending high-seas trawlers during the breeding season. *Hornero* 26: 105-109.
- Steele, W. K. 1992. Diet of Hartlaub's Gull *Larus hartlaubii* and the Kelp Gull *L. dominicanus* in the southwestern Cape Province, South Africa. *Ostrich* 63: 68-82.
- Suárez, N., M. V. Retana and P. Yorío. 2012. Spatial patterns in the use of foraging areas and its relationship with prey resources in the threatened Olog's Gull (*Larus atlanticus*). *Journal of Ornithology* 153: 861-871.
- Suárez, N., C. Marinao, T. Kasinsky and P. Yorío. 2014. Distribución reproductiva y abundancia de gaviotas y gaviotines en el área natural protegida Bahía San Blas, Buenos Aires. *Hornero* 29: 29-36. (In Spanish).
- Thaxter, C. N., V. H. Ross-Smith, J. A. Clark, N. A. Clark, G. J. Conway, E. A. Masden, H. M. Wade, E. H. K. Leat, S. C. Gear, M. Marsh and others. 2016. Contrasting effects of GPS device and harness attachment on adult survival of Lesser Black-backed Gulls *Larus fuscus* and Great Skuas *Stercorarius skua*. *Ibis* 158: 279-290.
- Thomas, G. J. 1972. A review of gull damage and management methods at nature reserves. *Biological Conservation* 4: 117-127.
- Torlaschi, C., P. Gandini, E. Frere and R. Martinez Peck. 2000. Predicting the sex of Kelp Gulls by external measurements. *Waterbirds* 23: 518-520.
- Wood, A. G., B. Naef-Daenzer, P. A. Prince and J. P. Croxall. 2000. Quantifying habitat use in satellite-

- tracked pelagic seabirds: application of kernel estimation to Albatross locations. *Journal of Avian Biology* 31: 278-286.
- Yorio, P. and M. Bertellotti. 2002. Espectro trófico de la Gaviota Cocinera (*Larus dominicanus*) en tres áreas protegidas de Chubut, Argentina. *Hornero* 17: 91-95. (In Spanish).
- Yorio, P. and M. Giaccardi. 2002. Urban and fishery waste tips as food sources for birds in northern coastal Patagonia, Argentina. *Ornitología Neotropical* 13: 283-292.
- Yorio, P., C. Marinao, M. V. Retana and N. Suárez. 2013. Differential use of food resources between the Kelp Gull (*Larus dominicanus*) and the threatened Olog's Gull (*L. atlanticus*). *Ardeola* 60: 29-44.
- Zalba, S. M., A. J. Nebbia and S. M. Fiori. 2008. Propuesta de Plan de Manejo de la Reserva Natural de Uso Múltiple Bahía San Blas. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca. (In Spanish).
- Zuur, A. F., E. N. Ieno, N. J. Walker, A. A. Saveliev and G. M. Smith. 2009. *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer, New York, New York.