



**VARIACIÓN ESPACIO-TEMPORAL DE LA OCURRENCIA Y  
DIVERSIDAD DE AVES MARINAS VARADAS EN LA BAHÍA DE SAN  
ANTONIO, RÍO NEGRO, ARGENTINA**

Autora: Pizá Victoria Magdalena

Director: Dr. Pon Juan Pablo

Co-Director: Dr. Pereyra Patricio Javier

Licenciatura en Biología Marina

Escuela Superior de Ciencias Marinas

Universidad Nacional del Comahue

2023

## ÍNDICE

<b>AGRADECIMIENTOS</b> .....	4
<b>RESUMEN</b> .....	6
<b>ABSTRACT</b> .....	8
<b>1. INTRODUCCIÓN</b> .....	9
<b>2. MATERIALES Y MÉTODOS</b> .....	16
2.1 Área de estudio .....	16
2.2 Toma de muestras .....	18
2.3 Datos ambientales .....	21
2.4 Análisis de los datos .....	22
<b>3. RESULTADOS</b> .....	26
3.1 Composición del ensamble de aves varadas.....	26
3.1.1 Tasa de encuentro de aves varadas .....	28
3.1.2 Clases etarias de pingüino patagónico y gaviota cocinera.....	32
3.1.3 Estados de preservación de aves varadas .....	32
3.2 Variación espacial del ensamble de aves varadas .....	33
3.2.1 Variación espacial de la abundancia .....	33
3.2.2 Variación espacial de la ocurrencia de varamientos .....	34
3.2.3 Variación espacial de la riqueza .....	35
3.2.4 Variación espacial de la diversidad.....	36
3.3 Variación temporal del ensamble de aves varadas .....	36

3.3.1 Variación temporal de la abundancia.....	36
3.3.2 Variación temporal de la ocurrencia de varamientos.....	39
3.3.3 Variación temporal de la riqueza .....	40
3.3.4 Variación temporal de la diversidad .....	40
3.4 Efecto de las variables ambientales y de la escala espacial y temporal sobre la abundancia y riqueza de aves varadas .....	41
3.5 Evidencias de interacción antrópica .....	42
<b>4. DISCUSIÓN.....</b>	<b>43</b>
4.1 Composición del ensamble de aves varadas.....	43
4.2 Estados de preservación y tasa de encuentro de aves varadas.....	47
4.3 Variación espacio-temporal del ensamble de aves varadas.....	49
4.4 Evidencias de interacción con actividades antrópicas.....	52
4.5 Efecto de la variabilidad ambiental sobre los diversos parámetros de aves varadas.....	53
<b>5. CONCLUSIÓN.....</b>	<b>55</b>
<b>6. BIBLIOGRAFÍA.....</b>	<b>56</b>
<b>7. ANEXO .....</b>	<b>85</b>
Tablas.....	85
Figuras .....	103

## **AGRADECIMIENTOS**

*A mi mamá y mi papá, por su amor, por darme alas y empujarme a volar, por apoyarme en todo momento y permitir que no quedara “varada” aún en los momentos más difíciles.*

*A mi hermana, Viole, por su amor, paciencia y ser mi compañera de aventuras.*

*A mi prima, Roci, por estar siempre a pesar de la distancia.*

*A mis abuelos, en especial a Silvia y Novelia.*

*A mis directores, Juan y Pato, por guiarme, transmitirme sus conocimientos y acompañarme en este proceso. Por confiar en mí y hacer realidad mi sueño de trabajar con las aves marinas que tanto me apasionan.*

*A Luli Amione, Giuli Guarascio, Ale Aguilar, Viole y Pato, por pasar frío y calor conmigo en los muestreos que conté y disfruté de su compañía.*

*A los miembros del jurado de esta tesis, al Dr. Raúl González y a la Dra. María Alejandra Romero por la predisposición y por sus sugerencias para contribuir a mejorar la versión original.*

*A mis amigos y compañeros, gracias por haber transitado este camino conmigo, en especial a Agustina Caniguan.*

*A Cecilia Llanqueleo, Gustavo Hubert, Fernanda Llanqueleo y Nora Acosta, por abrirme las puertas de su hogar, hacerme sentir parte de la familia y compartir momentos junto a Maitena y Libertad.*

*A Patricia González, por su sencillez, amabilidad y por ayudarme en la identificación de chorlos y playeros.*

*A Sofía Quiroga, Hernán Povedano, Franco Migliaro, Pablo y Hugo Chafrat por sus consejos y palabras de apoyo.*

*A Rubén de Agencia Sur Librerías y a los integrantes de La Biblioteca del Naturalista, por sus recomendaciones en libros académicos y de naturaleza.*

*A los chicos de Copymax e Imprenta Signo, por su buena onda durante todo este tiempo.*

*A todos aquellos que alguna vez me dieron palabras de aliento a lo largo de estos años.*

*A Río Negro, mi provincia, por tener montaña, estepa, valles y costa; y a San Antonio Oeste, único lugar en Argentina donde se dicta esta hermosa carrera, Licenciatura en Biología Marina.*

*A la Universidad Pública y Gratuita y a la comunidad educativa de la Escuela Superior de Ciencias Marinas, por tantas horas compartidas de estudio, salidas de campo, laboratorios, pasantías, proyectos de extensión, congresos, viajes y mates. Fue muy enriquecedor compartir distintas experiencias tanto a nivel personal como académico.*

*A las autoridades de la Secretaría de Ambiente y Cambio Climático de la Provincia de Río Negro por el permiso otorgado para poder realizar este trabajo.*

*A las aves, que sin sus cantos y colores el mundo no sería el mismo.*

*¡GRACIAS A TODOS Y A LA VIDA!*

*Vicky*

## RESUMEN

Los varamientos de fauna marina constituyen una importante fuente de información sobre las especies costeras. Para evaluar la variación espacio-temporal de aves marino-costeras varadas en la Bahía de San Antonio se realizaron relevamientos sistemáticos a lo largo de dos años (2020-2022) en dos sitios costeros. Se evaluaron las siguientes hipótesis 1) la composición del ensamble de aves varadas se relaciona con los hábitos de las especies y es heterogénea en el tiempo, 2) los varamientos se relacionan con las variables ambientales al ser consideradas forzantes preponderantes en el traslado de carcasas hacia la costa, y 3) las causas de muerte antrópicas contribuyen para que un ave marina vare. Se realizaron muestreos quincenales en dos sitios, recorriéndose a pie 160 transectas lineales de cuatro km de longitud abarcando la totalidad de la playa. Se tomó como referencia la última línea de pleamar para designar dos niveles de la playa. Se registró un total de 672 aves varadas, estimándose una tasa de encuentro de 1,35 aves kilómetro<sup>-1</sup>. El 98% de las aves fueron identificadas a nivel específico, registrándose 27 especies pertenecientes a 11 órdenes; siendo las más abundantes y frecuentes el pingüino patagónico (*Spheniscus magellanicus*, 49,38%), la gaviota cocinera (*Larus dominicanus*, 43,75%) y el biguá (*Nannopterum brasilianus*, 22,5%). Los resultados sugieren que existen diferencias entre los niveles de la playa en cuanto a la abundancia y riqueza de aves varadas, lo opuesto sucedió en los sitios. Dichos parámetros presentaron una disminución significativa en primavera. La altura de pleamares mostró un efecto significativo sobre dichas métricas, mientras que la dirección del viento oeste sólo sobre la abundancia. Se concluye que el ensamble de aves varadas es heterogéneo, compuesto principalmente por especies de hábitos costeros, de las cuales unas pocas dominan en abundancia y frecuencia de ocurrencia a lo largo del espacio y tiempo.

**PALABRAS CLAVES:** aves marinas, varamientos, pingüino patagónico, gaviota cocinera, biguá, Bahía de San Antonio.

## **ABSTRACT**

Strandings of marine fauna are an important source of information on coastal species. To assess the spatiotemporal variation of stranded marine-shorebirds in San Antonio Bay, systematic surveys were conducted over two years (2020-2022) at two coastal sites. The following hypotheses were evaluated 1) the composition of the stranded bird assemblage is related to the habits of the species and is heterogeneous over time, 2) the strandings are related to environmental variables as they are considered preponderant forcing factors in the transfer of carcasses to the coast, and 3) anthropogenic causes of death contribute to the beaching of a seabird. Biweekly samplings were carried out at two sites, covering 160 linear transects of four km in length on foot covering the entire beach. The last high tide line was taken as a reference to designate two levels of the beach. A total of 672 stranded birds were recorded, estimating an encounter rate of 1.35 bird kilometer<sup>-1</sup>. 98% of the birds were identified at a specific level, registering 27 species belonging to 11 orders; the most abundant and frequent being the patagonian penguin (*Spheniscus magellanicus*, 49.38%), the kelp gull (*Larus dominicanus*, 43.75%) and the neotropic cormorant (*Nannopterum brasilianus*, 22.5%). The results suggest that there are differences between the levels of the beach in terms of the abundance and richness of stranded birds, the opposite occurred in the sites. These parameters presented a significant decrease in spring. The height of high tides showed a significant effect on these metrics, while the direction of the west wind only on abundance. It is concluded that the assemblage of stranded birds is heterogeneous, composed mainly of species with coastal habits, of which a few dominate in abundance and frequency of occurrence throughout space and time.

**KEY WORDS:** seabirds, strandings, patagonian penguin, kelp gull, neotropic cormorant, San Antonio Bay.

## 1. INTRODUCCIÓN

De un total de 10.000 especies de aves descritas hasta el momento, tan solo un 3,5% de las mismas son consideradas aves marinas (Brooke 2002, Favero y Silva Rodríguez 2004, 2005), perteneciendo a los órdenes Sphenisciformes (pingüinos; 17 especies), Procellariiformes (albatros, pardelas, petreles, fulmares, paños, yuncos y priones; 79 especies), Charadriiformes (gaviotas, gaviotines, palomas antárticas y escúas; 127 especies), Pelecaniformes y Suliformes (pelícanos, alcatraces, fragatas, cormoranes y biguás; 62 especies). Otros taxones de aves que pueden asociarse a ambientes costeros o estuariales durante parte de sus ciclos anuales incluye a los Anseriformes (patos, cisnes y cauquenes), Podicipediformes (macáes), Phoenicopteriformes (flamencos), Falconiformes (halcones, caranchos y chimangos) y Cathartiformes (jotes). En particular, las aves marinas transcurren una parte significativa de su vida en el mar, presentan nidificación gregaria y colonias reproductivas de gran tamaño – y a menudo de carácter mixto – en tierra firme, islas oceánicas e incluso en el hielo (Brooke 2002).

Las aves marinas se caracterizan por ser longevas, poseer madurez sexual retardada y tamaños de nidada reducidos; características de historia de vida que las hacen vulnerables a actividades humanas (Schreiber y Burger 2002, Yorio et al. 2005a, Croxall et al. 2012), como la mortalidad incidental en operaciones de pesca con redes de arrastre y palangre (González Zevallos y Yorio 2006, González Zevallos et al. 2012, Oro et al. 2013, Seco Pon et al. 2015), derrames de petróleo (Perkins 1983, Camphuysen y Heubeck 2001, García Borboroglu et al. 2008, 2010), la degradación de hábitats costeros por el desarrollo urbano e industrial y diversas actividades turísticas (Croxall et al. 2012), la influencia de especies exóticas en áreas reproductivas (Sayol et al. 2021), el tráfico marítimo, las plataformas de extracción de hidrocarburos (Fraser et al. 2006) y los parques eólicos marinos (Dierschke et al. 2016). Actualmente un tercio de las 346

especies de aves marinas conocidas presenta algún tipo de amenaza, y su población global ha disminuido un 70% entre 1950 y 2010 (Croxall et al. 2012). En este contexto, la actualización de información sobre el estado de conservación de las poblaciones de aves marinas resulta una necesidad en el contexto de las estrategias de manejo y conservación (Thomas 1996, Mace y Baillie 2007).

Una manera accesible, de bajo costo y logística sencilla de aplicar para obtener información, determinar la ocurrencia de especies y su abundancia relativa en determinada área, son los relevamientos sistemáticos a largo plazo de animales varados (Hamel et al. 2009, Byrd et al. 2014). Los mismos se vienen desarrollando desde mediados del siglo XX en distintos sectores de la costa alrededor del mundo (Powlesland y Imber 1988, Heubeck 1995, Camphuysen y Heubeck 2001, entre otros) y tienen como objetivo establecer el patrón de varamientos e identificar sus causas (naturales y/o antrópicas), permitiendo demostrar cambios a largo plazo en la distribución y abundancia de diversas especies de aves (entre otra megafauna). Para los fines científicos, en el ambiente marino, se considera como varamiento al hallazgo en la línea de costa de cualquier organismo vivo o muerto y/o sus partes del cuerpo (Geraci y Lounsbury 1993, Chiluiza et al. 1998). En cuanto a su número, pueden clasificarse en varamientos individuales, masivos y en raros o infrecuentes (estos últimos son aquellos donde se encuentran especies varadas que no son comunes para un área determinada o están fuera de su rango de distribución).

Diversos factores, ya sean naturales y/o antrópicos, pueden contribuir para que un ave marina vare, entre ellos cambios en la distribución y abundancia de presas (Cairns 1987, Diamond y Devlin 2003), incluso factores intrínsecos como el sexo, clase etaria y condición física de los individuos (Hindwood y McGill 1955, Holmes 1981, Mariani et al. 2019, Seco Pon y García 2022). Como así también el empetrolamiento (Perkins 1983, García Borboroglu et al. 2006,

2008, 2010), la ingesta de residuos antropogénicos (e.g. ítems del tipo plástico; Jiménez et al. 2015, Kühn y van Franeker 2020) y lesiones debido a la interacción con actividades antrópicas (principalmente pesca; González Zevallos y Yorio 2006, Oro et al. 2013, Seco Pon et al. 2015). Es sabido que las anomalías climáticas (Montevecchi y Myers 1997, Trathan et al. 2015) y cambios en condiciones ambientales (e.g. temperatura y salinidad superficial del mar, vientos, corrientes y mareas) son considerados forzantes naturales preponderantes por facilitar el traslado de carcasas hacia la costa (Wiese y Elmslie 2006, Haman et al. 2013). De esta manera y al ser un fenómeno complejo, el estudio de varamientos debe realizarse mediante aproximaciones que contemplen la dinámica oceanográfica del sector costero en cuestión y las diversas causas de mortalidad en la comprensión del patrón espacio-temporal de los mismos (Hart et al. 2006, Tavares et al. 2016).

El hallazgo de vertebrados varados en las costas, y de las aves marinas en particular, es un fenómeno que ocurre regularmente (Bodkin y Jameson 1991, Roletto et al. 2003, Haman et al. 2013). Sin embargo, en Argentina la información existente en relación al relevamiento sistemático de aves varadas es escasa, supeditada a las costas de las provincias de Buenos Aires (Jorge 2016, Seco Pon et al. 2017a, b, 2019, Seco Pon y García 2022) y en menor medida de Tierra del Fuego, Antártida e Islas del Atlántico Sur (Goodall et al. 2009). Estos estudios denotan que independientemente de las áreas relevadas, el ensamble de aves marinas varadas está constituido principalmente por aves de hábitos costeros, aunque también se registran especies de hábitos pelágicos (como albatros y petreles). Empero escasos trabajos evalúan el efecto de las variables ambientales sobre la abundancia y ocurrencia de aves marinas varadas (ver Jorge 2016).

Al menos 70 especies de aves marinas se alimentan en aguas de la Plataforma Continental Argentina (Favero y Silva Rodríguez 2005, González Zevallos et al. 2012, Seco Pon et al.

2015), 17 de las cuales se reproducen en el litoral patagónico incluyendo pingüinos, cormoranes, gaviotas, gaviotines, petreles y escúas (Frere et al. 2005, Schiavini et al. 2005, Yorio 2005, Yorio et al. 2005a, b). En particular, en la provincia de Río Negro el ambiente marino-costero del Golfo San Matías al presentar características únicas como una alta productividad biológica (Carreto et al. 1974, Esteves et al. 1995, Sastre et al. 1995, Gagliardini y Rivas 2004, Rivas y Pisoni 2010, Williams et al. 2010) y una gran diversidad paisajística y ecológica (Curtolo 2004, González et al. 2010) ofrece múltiples sitios de alimentación, descanso y re-aprovisionamiento, tanto para aves marinas residentes como migratorias (González 1991, González y Curtolo 1993, Blanco y Canevari 1995, González 2005). Asimismo, provee zonas de nidificación para diversas especies de aves marinas y costeras, pertenecientes a las Familias Laridae (*Larus dominicanus*, *L. maculipennis*, *Sterna hirundinacea*, *S. trudeaui*, *S. nilotica* y *Thalasseus maximus*), Phalacrocoracidae (*Nannopterum brasilianus*), Haematopodidae (*Haematopus palliatus*, *H. ater*), Ardeidae (*Ardea alba*, *A. cocoi*, *Nycticorax nycticorax*) (González 1996, Bertellotti 1998, González et al. 1998, González 2005, Yorio 2005, Yorio y Bertellotti 2005, Yorio et al. 2005b, García et al. 2008, Lisnizer 2011, Seco Pon y Pereyra 2021), Charadriidae (*Charadrius falklandicus*, *Vanellus chilensis*) (González 1996, Chebez 2005, González 2005), Spheniscidae (*Spheniscus magellanicus*) (Schiavini et al. 2005, Luzenti 2014, Pozzi et al. 2015), Anatidae (*Lophonetta specularioides*) (Yorio y Bertellotti 2005), Falconidae (De Lucca 2016a, b, Bertini y Amione 2019), Accipitridae (*Circus cinereus*, *Geranoaetus melanoleucus*, *G. polyosoma*) (De Lucca et al. 2012a, b, De Lucca y Bertini 2015, Bertini y Amione 2019, De Lucca 2020), Cathartidae (*Cathartes aura* y *Coragyps atratus*) (De Lucca 2016a, De Lucca et al. 2022a), Falconidae (*Falco peregrinus cassini*, *F. sparverius*, *Phalcoboenus chimango*) (De Lucca 2014, De Lucca et al. 2015, De Lucca 2016b, c, 2017, De Lucca et al. 2022b), Psittacidae (*Cyanoliseus*

*patagonus*) (Masello y Quillfeldt 2002, 2005a,b, Masello et al. 2006, Amione 2020) y Hirundinidae (*Progne elegans*) (Masello y Quillfeldt 2012, De Lucca 2016a, Amione 2020). Se han realizado relevamientos de avifauna marina en aguas del mencionado golfo centrados en aspectos vinculados a su distribución, abundancia y asociación con actividades humanas, particularmente la pesca (Yorio y Caille 1999, Bertellotti y Yorio 2000a, b, González Zevallos et al. 2003, 2004, González Zevallos y Firstater 2004, Savigny et al. 2005a, b, Curcio et al. 2017a, b) y la eutrofización (Iribarne et al. 2004).

Emplazada en la costa noroeste rionegrina, en el Área Natural Protegida Bahía de San Antonio (ANPBSA) se han registrado al menos 86 especies de aves marino-costeras (Secretaría de Medio Ambiente de la Provincia de Río Negro 2012). La misma fue declarada sitio de Importancia Internacional por la Red Hemisférica de Reservas para Aves Playeras en el año 1993 y fue incluida en la lista de Áreas Importantes para la Conservación de Aves por BirdLife International en el año 2004. Sin embargo, a nivel nacional, la Bahía San Antonio (BSA) no se encuentra listada dentro de la Red de Sitios Ramsar de Argentina, la cual nuclea a aquellos humedales considerados de importancia internacional en el marco de la Convención sobre los Humedales (<https://www.argentina.gob.ar/ambiente/agua/humedales/sitiosramsar>). Empero, se desconocen aspectos biológicos y ecológicos básicos para la mayoría de las aves marinas y costeras presentes en la zona.

En este contexto, considerando la importancia que reviste la costa rionegrina para la avifauna acuática y la escasa información a nivel de ensamble de aves marinas, el objetivo general del presente trabajo es evaluar la variación espacio-temporal de los varamientos de aves marino-costeras en la BSA como indicadores de la comunidad de aves vivas.

Los objetivos particulares son los siguientes:

- 1) Caracterizar los varamientos de aves respecto a su composición específica, abundancia y ocurrencia, determinando las proporciones de distintas clases etarias y sexos presentes en el conjunto de aves varadas y su distribución espacio-temporal.
- 2) Relacionar parámetros comunitarios (abundancia, riqueza) de aves varadas con variables ambientales (intensidad y dirección del viento, intensidad y dirección de la corriente de marea, altura de pleamares, altura de la ola, temperatura superficial del mar), predictores espaciales (sitio de muestreo y nivel de la playa) y temporales (estaciones del año).
- 3) Determinar si la actividad antrópica tiene una incidencia en la mortalidad de las aves varadas.

Las hipótesis a evaluar son:

- 1) La composición del ensamble de aves varadas refleja la ocurrencia de las especies en el ecosistema marino-costero de la BSA y es heterogénea en el tiempo.
- 2) Los varamientos (abundancia y riqueza específica de aves) se relacionan con las variables ambientales al ser consideradas forzantes preponderantes en el traslado de carcasas hacia la costa.
- 3) Las causas de muerte antrópicas (e.g. contaminación con hidrocarburos, ingesta de residuos, interacción con artes de pesca, heridas de arma de fuego) contribuyen para que un ave marina vare.

Se predice que:

- 1) Las aves de hábitos costeros prevalecen en el ensamble de aves varadas independiente de la escala espacial y temporal.

- 2) Los vientos y las corrientes son forzantes más importantes que la altura de las olas en el desplazamiento de las carcasas.
- 3) Las causas antrópicas no serán un factor importante de muerte en el ensamble evaluado.

## **2. MATERIALES Y MÉTODOS**

### **2.1 Área de estudio**

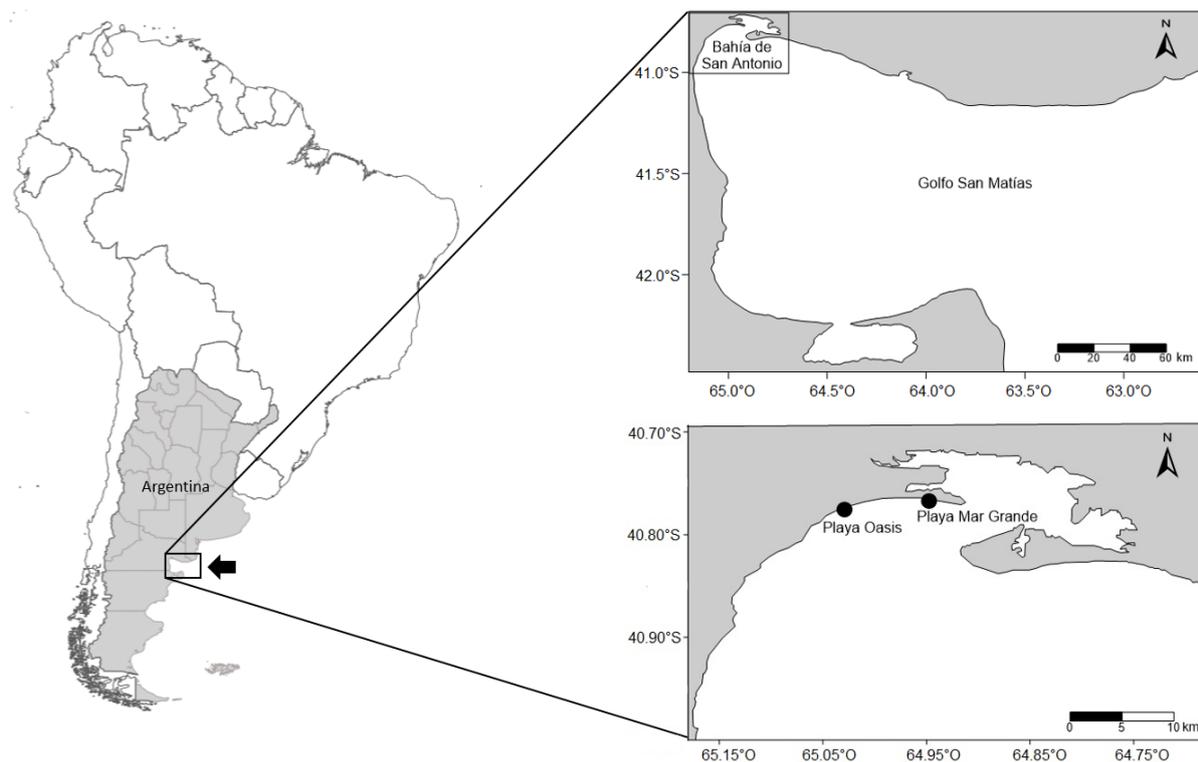
El presente trabajo se realizó en la franja costera del ANPBSA, la cual fue creada por la Ley Provincial N° 2670/1993. La misma se encuentra ubicada al noroeste del Golfo San Matías (GSM), entre los 40°42' - 40°50' S y 64°43' - 65°07' O, y se extiende desde la Baliza San Matías hasta el paraje “El Sótano”, comprende la bahía homónima y unos 45 km lineales de costas adyacentes (González 1996). Es un humedal costero que se caracteriza por la presencia de extensas marismas, planicies y canales de marea, islas, playas con diferente composición de sustrato (arena, conchillas, canto rodado), dunas fijas y móviles, y acantilados que no superan los diez metros de altura (Aliotta et al. 2000, Masera 2005, Zavala y Freije 2005, Carbone et al. 2007, Fucks et al. 2012).

Los relevamientos de aves varadas se llevaron a cabo en dos sitios conocidos localmente como playa “Mar Grande” (40°45'22" S, 64°56'31" O) y “Oasis” (40°46'19" S, 65°2'44" O), por su accesibilidad y/o por reportes previos que indican la ocurrencia de varamientos de vertebrados marinos con cierta regularidad (Savigny y Carbajal 2015, Romero et al. 2021) (Figura 1). Los sitios están separados por aproximadamente ocho kilómetros lineales, donde se destaca la presencia continua de médanos fijos o móviles compuestos por arenas finas sobre la línea de pleamar, pero presentan características físicas diferentes en el sector intermareal durante las bajamares. En la playa “Mar Grande” queda expuesto un amplio banco arenoso (Reparo) que en algunos sectores supera los 5 km de extensión sobre la Formación San Matías sobre la cota superior y Formación Patagonia en la cota inferior. Mientras que en la playa “Oasis” queda expuesta una plataforma de abrasión de aproximadamente un 1 km de longitud en dirección perpendicular a la línea de pleamar; presenta una superficie lisa y está compuesta por

sedimentos limo-arenosos hasta limo-arcillosos y con niveles fosilíferos pertenecientes a la Formación Patagonia (Angulo et al. 1981, Fucks et al. 2012).

El clima característico del área de estudio es Templado Semiárido de Meseta (Thorntwaite 1948), con rasgos bien localizados debido a la influencia del mar. La temperatura superficial promedio del agua es de 15,1°C (similar a la temperatura atmosférica promedio), registrándose, temperaturas mínimas promedio de 11,3°C en invierno y temperaturas máximas promedio de 20,3°C en verano, alcanzando valores máximos de hasta 26,8°C (Saad et al. 2019). Las precipitaciones son inferiores a los 300 mm anuales (Genchi et al. 2010). Durante los meses de marzo a noviembre en el área predominan los vientos del sector noroeste, mientras que en los meses estivales la dirección dominante es del cuadrante sureste (Genchi et al. 2010).

Las mareas en el área de estudio se caracterizan por presentar un régimen macromareal semidiurno, con un rango de amplitud que varía entre 6 y 9 metros. Las corrientes asociadas se encuentran en el orden de 1 a 2 m/s (Mazio y Vara 1983, Vara y Mazio 1983, Aliotta et al. 2000). En el interior de la bahía las corrientes de marea son débiles ( $< 0,5 \text{ m s}^{-1}$ ) pero en la zona cercana a la boca, que se extiende entre Punta Delgado y Punta Villarino, las corrientes de marea son rápidas (hasta  $2 \text{ m s}^{-1}$ ) y hay una fuerte turbulencia (Aliotta et al. 2000). El oleaje más intenso proviene, por lo general, de la dirección sureste, alcanzando períodos de 7-10 s y alturas que oscilan entre 0,5-1,5 m y superan los 3 m en eventos de tormenta (Scalise et al. 2009, Kokot et al. 2013). La deriva litoral resultante junto con el efecto del oleaje del sector sur y sureste, muestra una tendencia hacia el este y oeste, desde Las Grutas hacia las espigas de Punta Delgado y Punta Villarino respectivamente (Kokot 1999, Kokot y Favier Dubois 2017).



**Figura 1.** Ubicación del área de estudio en relación a la Bahía de San Antonio, Golfo San Matías, provincia de Río Negro.

## 2.2 Toma de muestras

Los relevamientos de aves varadas se llevaron a cabo a lo largo de dos años, desde junio de 2020 hasta junio de 2022, y se hicieron a pie respetando la legislación vigente que prohíbe la circulación de vehículos por el sector costero. En cada uno de los sitios la frecuencia de los monitoreos fue quincenal, por lo que se hicieron dos muestreos mensuales en cada uno de los mismos. Algunas fechas de muestreo no pudieron realizarse por inclemencias climáticas o las restricciones sanitarias debidas a la pandemia de COVID-19, por lo que el total de monitoreos realizados fue 80. En cada monitoreo y para cada sitio evaluado, se realizaron dos transectas lineales de aproximadamente 4 km de longitud, las cuales fueron recorridas abarcando la

totalidad de la playa y tomando como referencia la última línea de pleamar, por debajo y por encima de la misma, designándolos nivel inferior y superior respectivamente (ver Figura 2); por lo que el total de transectas recorridas fue 160. En cada monitoreo, se registró la posición geográfica de inicio y final de cada transecta como así también la localización de cada ave marina varada (si la hubiese) con GPS de mano. Se utilizó la aplicación de celular OSMTraker para Android v.1.0.1, la cual tiene cuatro metros de error.



**Figura 2.** Secciones de la playa identificadas a partir de la presencia de la última línea de pleamar y relevadas durante las transectas realizadas.

Ante la presencia de un ejemplar varado se realizó un registro fotográfico, y se identificó al menor nivel específico posible utilizando guías especializadas (Kovacs et al. 2005, Narosky y Yzurieta 2010, Povedano 2016, López-Lanús 2020, Savigny 2021). Dependiendo del estado de preservación, se examinó cada ejemplar en búsqueda indicios externos que puedan determinar la posible causa de muerte (contaminación con hidrocarburos, signos de interacción con artes de pesca, predación, heridas de arma de fuego, etc.), y se les asignó un estado de preservación basándose en una escala internacional de valores codificada de 1 a 6 (adaptado de Geraci y Lounsbury 2005) detallados a continuación:

Estado “1” = Animal vivo con heridas, signos de desnutrición y/o deshidratación.

Estado “2” = Animal muerto recientemente, fresco, sin olor, *rigor mortis*.

Estado “3” = Descomposición leve, órganos internos intactos, poco olor, ausencia de ojos.

Estado “4” = Descomposición avanzada, desprendimiento del tegumento (plumas, piel y/o escamas), cuerpo hinchado por la acumulación de gases, alteración del color, textura y/o estructura de los órganos internos dificultando su reconocimiento, olor fuerte.

Estado “5” = Descomposición extremadamente avanzada, cuerpo seco, presencia de heridas post-mortem por autolisis, partes del esqueleto visibles, órganos internos irreconocibles.

Estado “6” = Huesos con o sin restos de tegumento seco.

Una vez culminada la recolección de datos, se procedió a marcar a los individuos (o sus restos) con lana de color y enterrar las carcasas in situ con el fin de evitar el doble registro en las sucesivas salidas, o a coleccionar individuos en estados de preservación apropiados (Estado “2” y “3”) para su posterior determinación de sexo mediante inspección visual de las gónadas.

Particularmente, en las especies que presentaron mayor abundancia en los relevamientos realizados (ver Resultados 3.1) se determinaron las distintas clases etarias, a saber: juveniles y adultos en el caso de *S. magellanicus* y juveniles, subadultos y adultos en *L. dominicanus*. Esta clasificación fue basada de acuerdo al patrón general de coloración del plumaje, picos y patas (Narosky y Yzurieta 2010, Boersma et al. 2015, López-Lanús 2020, Savigny 2021).

### **2.3 Datos ambientales**

Semanalmente, y con cuatro días previos a cada monitoreo, se descargaron datos de variables ambientales para el área de estudio provenientes de portales electrónicos de libre acceso, tales como la altura de pleamares (en metros), la intensidad (en nudos) y la dirección (en grados) de la corriente de marea, todas provenientes del Servicio de Hidrografía Naval (<http://www.hidro.gov.ar/>), y las alturas de las olas (en metros), la intensidad (en nudos) y dirección (en grados) del viento y la temperatura superficial del mar (en grados centígrados), provenientes de Windguru (<http://www.windguru.cz/>). Se procedió a obtener un valor promedio diario de cada variable (sin transformación de las mismas) dado que Windguru reporta un mayor número de datos diarios en comparación al que brinda el Servicio de Hidrografía Naval. Posteriormente se calculó un valor promedio considerando cuatro días previos a cada monitoreo asumiendo que, en el caso de que el ave muriera en mar abierto, la carcasa presentaba flotabilidad para ser transportada a la costa. Este promedio se calculó considerando estudios previos que evalúan el efecto de las variables ambientales sobre la abundancia y ocurrencia de megafauna marina varada (Jorge 2016, Brusius et al. 2021, Vassallo 2021).

## 2.4 Análisis de los datos

Los nombres científicos de las especies de aves utilizados en la presente tesis, así como el estado de conservación internacional según la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza corresponden al Handbook of the Birds of the World y BirdLife International (2022). Los nombres comunes, así como el estado de conservación nacional corresponden a la Categorización de las Aves de la Argentina (MAyDS y AA, 2017). Para determinar los ambientes (costero vs. pelágico) utilizados por las aves halladas varadas y las técnicas de alimentación, se procedió a revisar literatura pertinente en el tema (Kovacs et al. 2005, Narosky y Yzurieta 2010, Povedano 2016, López-Lanús 2020, Savigny 2021). Las especies de aves de hábitos marinos y costeros reproduciéndose en la costa rionegrina y en la BSA se detallan en González (1996, 2005), Bertellotti (1998), González et al. (1998), Frere et al. (2005), Schiavini et al. (2005), Yorio (2005), Yorio y Bertellotti (2005), Yorio et al. (2005b), Lisnizer (2011), Llanos et al. (2011), Luzenti (2014), De Lucca (2014, 2016a, b, c, 2017), De Lucca et al. (2015, 2022a, b), Pozzi et al. (2015), Povedano (2016) y Seco Pon y Pereyra (2021).

El ensamble de aves varadas registrado en cada transecta (incluyendo el sitio de muestreo, el nivel de la playa y cada estación del año) fue caracterizado mediante descriptores de abundancia (número de carcacas), ocurrencia (presencia/ausencia), riqueza específica (S, número de especies) y el índice de diversidad de Shannon-Weaver ( $H' = -\sum P_i \log_e (P_i)$ ; Shannon y Weaver 1963). El tamaño de las muestras colectadas no permitió evaluar estadísticamente la proporción de sexos presentes en el ensamble de aves varadas.

La ocurrencia fue computada a partir de la presencia o ausencia de varamientos de cada especie u órdenes registrados en cada transecta, de acuerdo a la escala (espacial y temporal) considerada, independientemente de la abundancia. Dicha variable fue expresada en términos de frecuencia de ocurrencia absoluta (número de eventos) y relativa (porcentaje). Se calculó la

frecuencia de ocurrencia estacional y anual de varamientos para cada período de estudio (período 1 = 2020-2021, período 2 = 2021-2022) considerando el número de transectas recorridas en cada una de las distintas escalas temporales.

Para visualizar la composición del ensamble de aves varadas se utilizaron los datos de abundancia de cada especie identificada y se emplearon técnicas de análisis multivariado en el Software PRIMER-E v6.1 (Clarke y Gorley 2006). A los datos (sin transformar) se les aplicó el índice de similitud de Bray-Curtis y se realizó un análisis de escalonamiento multidimensional no métrico (nMDS) con el objetivo de visualizar las diferencias en la abundancia entre sitios de muestreo, niveles de la playa y entre estaciones del año (intra- e inter-anual) a partir de un ordenamiento espacial de los datos en dimensiones reducidas. Esta técnica no asume linealidad entre las variables y es muy efectiva para el estudio de comunidades (Cune y Grace 2002). Los valores de estrés que figuran en cada una de las ordenaciones indican el grado confiabilidad de la representación de similitud entre muestras de su espacio original (multidimensional) al espacio reducido (nMDS – 2 dimensiones) (Arcos Pulido y Gómez Prieto 2006). Los valores de estrés  $< 0.2$  brindan una imagen bidimensional potencialmente útil e implican un ordenamiento aceptable (Kruskal, 1964).

Para evaluar estadísticamente las diferencias en la abundancia de aves varadas entre los sitios de muestreo, los niveles de la playa y las estaciones del año se realizó un análisis de similitud de una vía (ANOSIM, Clarke 1993, Clarke y Gorley 2006). Para ajustar la escala espacio-temporal se realizó un ANOSIM de dos vías anidado tomando como factores las estaciones y la combinación sitio-nivel (factor anidado). Para dicho análisis se tomó como significativo un  $R \text{ Global} \geq 0,25$ . Se calcularon los porcentajes de Similitud-Contribución (SIMPER) para determinar cuáles de las especies contribuyeron en mayor proporción a las diferencias observadas. Finalmente, se calcularon los porcentajes de Similitud-Contribución dentro y entre

cada sitio, nivel y estación del año para determinar que especies contribuyeron a la similitud o disimilitud entre las transectas realizadas. Sólo se consideraron significativas aquellas especies que contribuyeron, al menos, en un 10% (Bulleri 2005).

Para determinar posibles diferencias o variaciones espaciales y temporales en la ocurrencia, riqueza y en el índice de diversidad de Shannon-Weaver, se aplicaron análisis de varianza (ANOVA) de una vía y se verificaron los supuestos de normalidad y homocedasticidad. Al no cumplirse los mismos se aplicó su análogo no paramétrico, test de Kruskal-Wallis (Kruskal y Wallis 1952).

Mediante Modelos Lineales Generalizados (MLGs), se evaluó el posible efecto de las variables ambientales tales como altura de pleamares, intensidad de la corriente de marea, altura de la ola, dirección del viento (sector norte, sur, este y oeste), espaciales considerando los sitios de muestreo (Mar Grande y Oasis) y los niveles de playa (por encima y por debajo de la última línea de pleamar) y temporales (estaciones del año) sobre la abundancia y riqueza de la avifauna varada (independientemente de la especie). Dada la naturaleza de los datos de cada una de las variables respuesta, abundancia y riqueza, se utilizó una distribución Binomial Negativa y Poisson respectivamente, con función de enlace log (McCullagh y Nelder 1989, Crawley 2007, Zuur et al. 2009). La validación y el ajuste de los modelos se realizaron por inspección visual mediante gráficos de diagnóstico de residuos utilizando el paquete DHARMA (Hartig 2022). Pevio a la realización de los modelos, se verificó la relación entre las distintas variables ambientales mediante análisis de correlación de Spearman de acuerdo a la naturaleza de los datos. Se descartaron las variables dirección de la corriente de marea, intensidad del viento y temperatura superficial del mar por presentar correlación significativa (los valores de correlación obtenidos presentaron un rango entre -0,44 y 0,75).

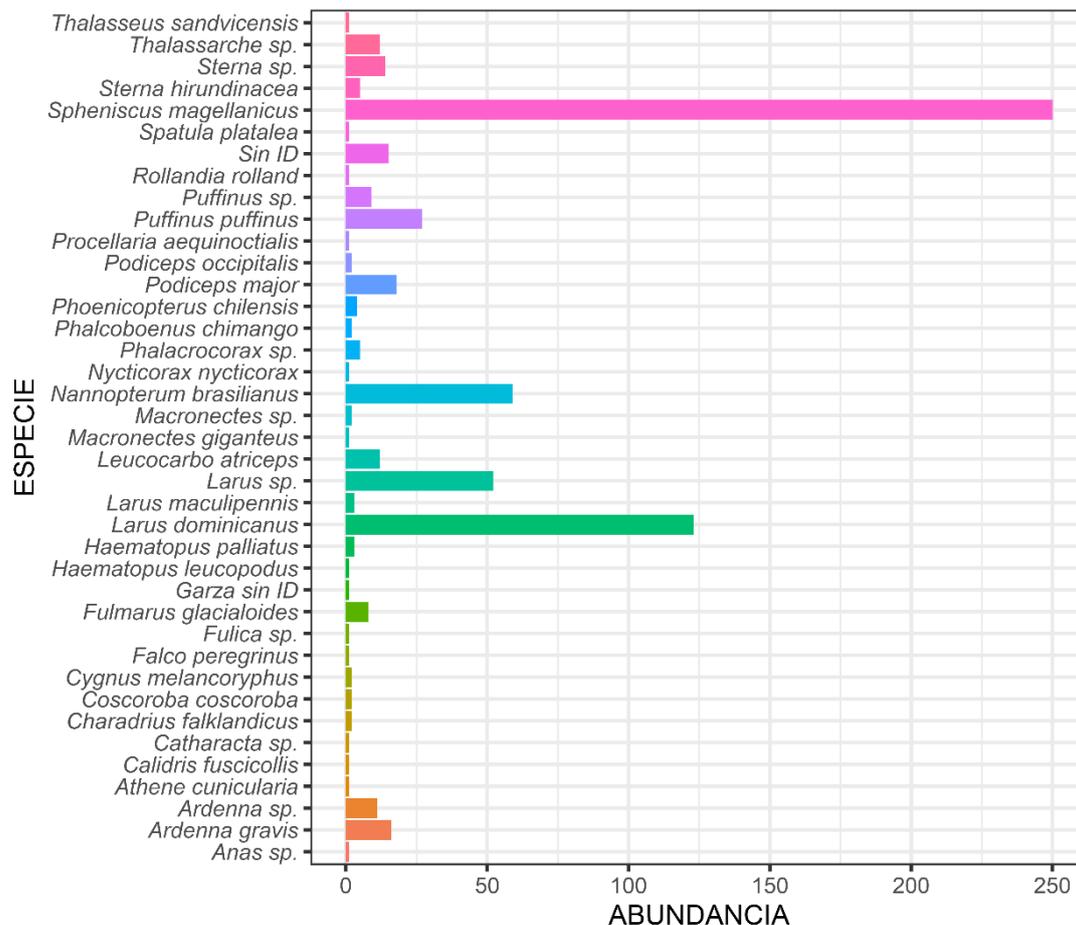
Con el fin de obtener un estimador del esfuerzo de muestreo, se calculó la tasa de encuentro total de aves varadas (combinando todas las especies, incluidas aquellas sin identificar) y para las especies más abundantes a partir del número de aves por kilómetro lineal de playa recorrido.

Todos los análisis estadísticos, excepto el multivariado, fueron realizados utilizando el programa de acceso libre R Studio (Team RStudio, 2021). El nivel de significancia fue fijado en  $\alpha = 0,05$ . Se utilizaron los paquetes car (Fox y Weisberg 2019), DHARMA (Hartig 2022), dplyr (Wickman et al. 2021), emmeans (Lenth 2022), ggpbur (Kassambara 2020), ggplot2 (Wickhman 2016), kableExtra (Zhu 2021), lme4 (Bates et al. 2015), MASS (Venables y Ripley 2002), nlme (Pinheiro y Bates 2000), nortest (Gross y Liggers 2015), rstatix (Kassambara 2021), tidyverse (Wickham et al. 2019) y vegan (Oksanen et al. 2022).

### **3. RESULTADOS**

#### **3.1 Composición del ensamble de aves varadas**

A lo largo del período de estudio y combinando ambos sitios de muestreo y niveles de la playa, se recorrió un total de 160 transectas (496,76 km lineal de playa). Se registró un total de 672 aves varadas, con un máximo de 30 aves por transecta, de las cuales el 100% de las mismas fueron halladas muertas. Un elevado porcentaje de aves varadas (98%; n = 657) pudo ser identificado al menor nivel taxonómico registrándose un total de 27 especies de aves pertenecientes a 11 órdenes (Tabla 1, Figura 3). Una pequeña fracción (2%; n = 15) del total de aves varadas no pudo ser identificada; sin embargo, se pudo determinar a partir del material hallado que no pertenecen al Orden Sphenisciformes.



**Figura 3.** Abundancia total (número de carcasas) halladas a lo largo del período de estudio según su identificación al menor nivel específico.

La abundancia (número de carcasas; independientemente de las especies, sitios de muestreo, niveles de la playa y estaciones del año) fue variable entre los años de muestreo (junio de 2020 a junio de 2021:  $n = 408$ ; junio de 2021 a junio de 2022:  $n = 264$ ). Sin embargo, no se hallaron diferencias significativas entre los mismos (test Kruskal-Wallis  $H_1 = 1,31$ ;  $p = 0,25$ ). Del total de aves identificadas, las aves que poseen hábitos costeros fueron las más representadas (87%;  $n = 569$ ), mientras que las que poseen hábitos pelágicos se registraron en menor proporción (13%;  $n = 88$ ) (ver Tabla 1).

El ensamble de aves varadas estuvo dominado principalmente, en términos de abundancia y frecuencia de ocurrencia, por el pingüino patagónico (49,38%; n = 250), la gaviota cocinera (43,75%; n = 123) y el biguá (22,5%; n = 59) (ver Tabla 1).

### **3.1.1 Tasa de encuentro de aves varadas**

Durante el período de estudio se estimó una tasa de encuentro promedio ( $\pm 2$  DE) de  $1,35 \pm 1,59$  aves por kilómetro lineal recorrido. Para aquellas especies que presentaron mayor abundancia en el ensamble de aves marinas varadas (ver Tabla 1), se registró una tasa de encuentro de  $0,50 \pm 0,84$  aves para el pingüino patagónico;  $0,25 \pm 0,39$  para la gaviota cocinera y  $0,11 \pm 0,28$  para el biguá.

**Tabla 1.** Nombre científico y común de las especies de aves halladas varadas a lo largo del período de estudio (n = 160 transectas). Número de individuos (N), contribución numérica (%N), abundancia promedio, DE = desvío estándar, rango (mín. = valor mínimo y máx. = máximo), FA = frecuencia de ocurrencia absoluta computada como presencia/ausencia de ejemplares por transecta a lo largo del período de estudio, FR = porcentaje de ocurrencia donde estuvo presente cada orden y especie por transecta a lo largo del período de estudio, hábitos = uso del espacio (C = costero, P = pelágico), técnicas de alimentación (B = buceo, BS = búsqueda superficial, C = carroñeo, F = filtración, H = halconeo, IP = inmersión parcial, M = mixta, P = picoteo, PA = predación aérea, PS = persecución subacuática, V = vadeo, Z = zambullida superficial), estado de conservación según la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (LC = preocupación menor, VU = vulnerable, NT = casi amenazada), categorización del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable y Aves Argentinas/Asociación Ornitológica del Plata 2015 (VU = vulnerable, NA = no amenazada, A = amenazada), sin ID = no identificadas. \* = especie que nidifica en la provincia de Río Negro, \*\* = especie que nidifica en el ANPBSA.

Orden/Especie	Nombre común	N	%N	Media ± DE	Rango		FA	FR	Hábitos	Téc. de Alim.	Estado IUCN	Cat. MAyDS 2015
					mín	máx						
<b>Sphenisciformes</b>		<b>250</b>	<b>37,20</b>	<b>1,56 ± 2,61</b>	<b>0</b>	<b>18</b>	<b>79</b>	<b>49,38</b>				
<i>Spheniscus magellanicus</i>	Pingüino patagónico*	250	37,20	1,56 ± 2,61	0	18	79	49,38	C	B	LC	VU
<b>Charadriiformes</b>		<b>206</b>	<b>30,65</b>	<b>1,29 ± 1,63</b>	<b>0</b>	<b>8</b>	<b>92</b>	<b>57,5</b>				
<i>Larus dominicanus</i>	Gaviota cocinera*,**	123	18,30	0,77 ± 1,19	0	6	70	43,75	C	M	LC	NA
<i>Larus sp.</i>	Gaviotas sin ID	52	7,74	0,33 ± 0,71	0	4	37	23,13	C	-	-	-
<i>Larus maculipennis</i>	Gaviota capucho café*,**	3	0,45	0,02 ± 0,14	0	1	3	1,88	C	IP	LC	NA
<i>Sterna hirundinacea</i>	Gaviotín sudamericano*,**	5	0,74	0,03 ± 0,17	0	1	5	3,13	C	ZS	LC	NA
<i>Sterna sp.</i>	Gaviotines sin ID	14	2,08	0,09 ± 0,30	0	2	13	8,13	C	-	-	-
<i>Thalasseus sandvicensis</i>	Gaviotín pico amarillo*	1	0,15	0,01 ± 0,08	0	1	1	0,63	C	ZS	LC	NA
<i>Catharacta sp.</i>	Escúa sin ID	1	0,15	0,01 ± 0,08	0	1	1	0,63	C, P	-	-	-
<i>Haematopus palliatus</i>	Ostrero común*,**	3	0,45	0,02 ± 0,14	0	1	3	1,88	C	P	LC	NA
<i>Haematopus leucopodus</i>	Ostrero austral*	1	0,15	0,01 ± 0,08	0	1	1	0,63	C	P	LC	NA

<i>Charadrius falklandicus</i>	Chorlito doble collar*,**	2	0,30	0,01 ± 0,11	0	1	2	1,25	C	P	LC	NA
<i>Calidris fuscicollis</i>	Playerito rabadilla blanca	1	0,15	0,01 ± 0,08	0	1	1	0,63	C	P	LC	NA
<b>Procellariiformes</b>		<b>87</b>	<b>12,95</b>	<b>0,54 ± 1,53</b>	<b>0</b>	<b>13</b>	<b>38</b>	<b>23,75</b>				
<i>Fulmarus glacialisoides</i>	Petrel plateado	8	1,19	0,05 ± 0,33	0	3	4	2,50	P	BS, BS,	LC	NA
<i>Puffinus puffinus</i>	Pardela boreal	27	4,02	0,17 ± 0,84	0	8	13	8,13	P	PS	LC	NA
<i>Puffinus sp.</i>	Pardelas <i>Puffinus</i> sin ID	9	1,34	0,06 ± 0,26	0	2	8	5,00	P	-	-	-
<i>Ardenna gravis</i>	Pardela cabeza negra	16	2,38	0,10 ± 0,42	0	3	11	6,88	P	BS, PS	LC	NA
<i>Ardenna sp.</i>	Pardelas <i>Ardenna</i> sin ID	11	1,64	0,07 ± 0,28	0	2	10	6,25	P	-	-	-
<i>Procellaria aequinoctialis</i>	Petrel barba blanca	1	0,15	0,01 ± 0,08	0	1	1	0,63	P	BS, PS	VU	A
<i>Macronectes giganteus</i>	Petrel gigante del sur	1	0,15	0,01 ± 0,08	0	1	1	0,63	C, P	M, ZS, C	LC	VU
<i>Macronectes sp.</i>	Petreles sin ID	2	0,30	0,01 ± 0,11	0	1	2	1,25	C, P	-	-	-
<i>Thalassarche sp.</i>	Albatros sin ID	12	1,79	0,08 ± 0,36	0	3	8	5,00	P	-	-	-
<b>Suliformes</b>		<b>76</b>	<b>11,31</b>	<b>0,48 ± 0,96</b>	<b>0</b>	<b>7</b>	<b>48</b>	<b>30,00</b>				
<i>Nannopterum brasilianus</i>	Biguá*	59	8,78	0,37 ± 0,92	0	7	36	22,50	C	B	LC	NA
<i>Leucocarbo atriceps</i>	Cormorán imperial	12	1,79	0,08 ± 0,29	0	2	11	6,88	C	B	LC	NA
<i>Phalacrocorax sp.</i>	Cormoranes sin ID	5	0,74	0,03 ± 0,21	0	2	4	2,50	C	-	-	-
<b>Podicipediformes</b>		<b>21</b>	<b>3,13</b>	<b>0,13 ± 0,45</b>	<b>0</b>	<b>3</b>	<b>15</b>	<b>9,38</b>				
<i>Podiceps major</i>	Huala*	18	2,68	0,11 ± 0,39	0	2	14	8,75	C	B	LC	NA
<i>Podiceps occipitalis</i>	Macá plateado*	2	0,30	0,01 ± 0,11	0	1	2	1,25	C	B	LC	NA
<i>Rollandia rolland</i>	Macá común*	1	0,15	0,01 ± 0,08	0	1	1	0,63	C	B	LC	NA
<b>Anseriformes</b>		<b>6</b>	<b>0,89</b>	<b>0,04 ± 0,22</b>	<b>0</b>	<b>2</b>	<b>5</b>	<b>3,13</b>				
<i>Coscoroba coscoroba</i>	Coscoroba*	2	0,30	0,01 ± 0,16	0	2	1	0,63	C	IP	LC	NA

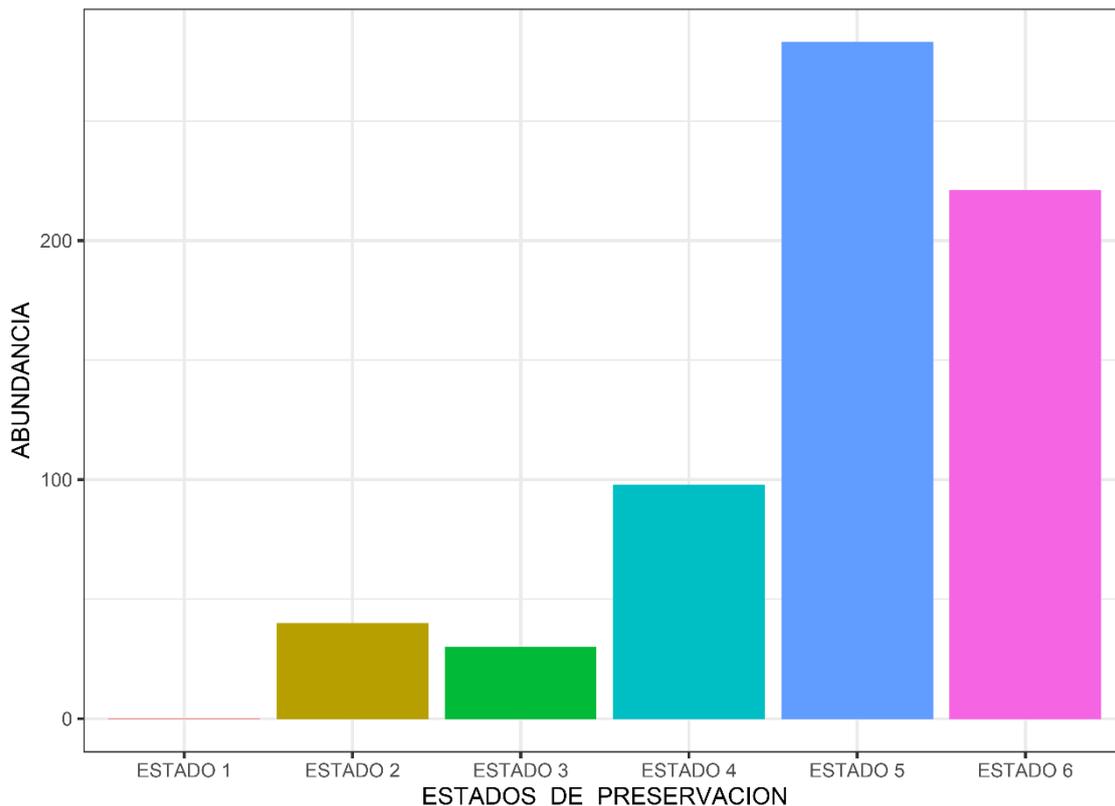
<i>Cygnus melancoryphus</i>	Cisne cuello negro*	2	0,30	0,01 ± 0,11	0	1	2	1,25	C	IP	LC	NA
<i>Spatula platalea</i>	Pato cuchara*	1	0,15	0,01 ± 0,08	0	1	1	0,63	C	IP	LC	NA
<i>Anas sp.</i>	Pato sin ID	1	0,15	0,01 ± 0,08	0	1	1	0,63	C	-	-	-
<b>Phoenicopteriformes</b>		<b>4</b>	<b>0,60</b>	<b>0,03 ± 0,16</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>4</b>	<b>2,50</b>				
<i>Phoenicopus chilensis</i>	Flamenco austral	4	0,60	0,03 ± 0,16	0	1	4	2,50	C	F	NT	VU
<b>Pelecaniformes</b>		<b>2</b>	<b>0,30</b>	<b>0,01 ± 0,11</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>1,25</b>				
<i>Nycticorax nycticorax</i>	Garza bruja*,**	1	0,15	0,01 ± 0,08	0	1	1	0,63	C	V	LC	NA
<i>Garza sin ID</i>	Garza sin ID	1	0,15	0,01 ± 0,08	0	1	1	0,63	C	-	-	-
<b>Gruiformes</b>		<b>1</b>	<b>0,15</b>	<b>0,01 ± 0,08</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>0,63</b>				
<i>Fulica sp.</i>	Gallareta sin ID	1	0,15	0,01 ± 0,08	0	1	1	0,63	C	-	-	-
<b>Falconiformes</b>		<b>3</b>	<b>0,45</b>	<b>0,02 ± 0,14</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>4</b>	<b>2,50</b>				
	Halcón											
<i>Falco peregrinus</i>	peregrino*,**	1	0,15	0,01 ± 0,08	0	1	1	0,63	C	PA, H	LC	NA
<i>Phalacroboenus chimango</i>	Chimango*,**	2	0,30	0,01 ± 0,11	0	1	2	1,25	C	C	LC	NA
<b>Strigiformes</b>		<b>1</b>	<b>0,15</b>	<b>0,01 ± 0,08</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>0,63</b>				
	Lechucita											
<i>Athene cunicularia</i>	vizcachera*,**	1	0,15	0,01 ± 0,08	0	1	1	0,63	C	PA	LC	NA
<b>Sin ID</b>		<b>15</b>	<b>2,23</b>	<b>0,09 ± 0,29</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>14</b>	<b>8,75</b>				
<b>Total Aves Varadas</b>		<b>672</b>	<b>100,00</b>									

### **3.1.2 Clases etarias de pingüino patagónico y gaviota cocinera**

Del total de ejemplares de *S. magellanicus* (n = 250) se pudo identificar que la mayoría perteneció a la clase etaria juvenil (80%; n = 200), y en menor medida fueron hallados individuos adultos (5%; n = 13) e indeterminados (15%; n = 37) (Figura A1 del Anexo). En el caso de *L. dominicanus*, un elevado porcentaje de los ejemplares hallados perteneció a la clase etaria adultos (62%; n = 76), seguido por individuos subadultos (28%; n = 35) y juveniles (10%; n = 12) (Figura A2 del Anexo).

### **3.1.3 Estados de preservación de aves varadas**

Se registró el estado de preservación de la totalidad de las aves varadas, siendo mayormente encontradas en estado de descomposición extremadamente avanzada (Estado “5”, 42%; n = 283); seguido por carcasas compuestas por partes del cuerpo, huesos con o sin restos de tegumento seco (Estado “6”, 33%; n = 221), y por las aves halladas en descomposición avanzada (Estado “4”, 15%; n = 98). En menor cantidad se encontraron aves muertas recientemente, frescas, sin olor, *rigor mortis* (Estado “2”, 6%; n = 40) y aves en descomposición leve, con órganos internos intactos, poco olor, ausencia de ojos (Estado “3”, 4%; n = 30) (Figura 4).



**Figura 4.** Abundancia (número de carcacas) de los ejemplares hallados según los estados de preservación consignados sobre el total de las aves halladas varadas.

### 3.2 Variación espacial del ensamble de aves varadas

#### 3.2.1 Variación espacial de la abundancia

Para evaluar la variación espacial en la composición del ensamble de aves varadas a lo largo del período de estudio, se utilizaron los datos de abundancia para todas las especies de acuerdo a los sitios de muestreo y niveles de la playa. La ordenación de datos a partir del análisis nMDS evidenció que no existen grupos diferentes de aves varadas entre sitios (Figura A3 del Anexo) y niveles de la playa (Figura A4 del Anexo). Los resultados del ANOSIM indicaron que tanto

los sitios de muestreo como los niveles de la playa presentan una baja diferenciación ( $R$  global  $< 0,25$  en ambos casos;  $p < 0,05$ ).

El análisis SIMPER para los sitios de muestreo sugiere que la composición del ensamble de aves varadas en el sitio Mar Grande presentó una similitud promedio del 23%, siendo *S. magellanicus*, *L. dominicanus* y *Larus sp.* las principales especies que contribuyeron en más de un 96% a esa similitud (Tabla A1 del Anexo). En el sitio Oasis, la composición del ensamble mostró una similitud de un 11%; *S. magellanicus*, *L. dominicanus* y *N. brasilianus* contribuyeron casi en un 90% a esa similitud (Tabla A1 del Anexo). Además, los sitios de muestreo difieren entre sí en un 86%, siendo las especies que mayor contribuyeron a esa disimilitud incluyeron a *S. magellanicus*, *L. dominicanus*, *N. brasilianus* y *Larus sp.* (Tabla A2 del Anexo).

El análisis SIMPER para los niveles de la playa detectó que hubo una baja similitud en el ensamble de aves varadas tanto en el nivel inferior como en el nivel superior de la playa, en un 10% y 23% respectivamente; dos especies contribuyeron a esas similitudes, *S. magellanicus* y *L. dominicanus* (Tabla A3 del Anexo). La disimilitud promedio entre niveles de la playa fue elevada (85%). Las especies que contribuyeron a esa disimilitud fueron *S. magellanicus*, *L. dominicanus*, *N. brasilianus* y *Larus sp.*, superando el 70% (Tabla A4 del Anexo).

### **3.2.2 Variación espacial de la ocurrencia de varamientos**

La ocurrencia de varamientos varió de manera significativa entre los niveles de la playa (Kruskal-Wallis  $H_1 = 21,03$ ;  $p < 0,001$ ), lo opuesto sucedió entre los sitios (Kruskal-Wallis  $H_1 = 3,80$ ;  $p = 0,051$ ). A lo largo del período de estudio, en ambos sitios de muestreo y niveles de la playa, la ocurrencia relativa (FR) de varamientos estuvo dominada principalmente por el

pingüino patagónico y la gaviota cocinera (con valores de FR cercanos al 40% y superando el 60%), seguido de gaviotas pertenecientes al género *Larus* y el biguá (con valores que variaron entre el 10 y el 35% de FR). Cabe destacar que la ocurrencia de Procellariiformes (pardelas, albatros y petreles) y Podicipediformes (macáes) fue más frecuente en el sitio Oasis sobre el nivel superior de la playa con valores que rondaron entre el 10 y el 15% (Tabla A5 del Anexo).

### 3.2.3 Variación espacial de la riqueza

Los valores de riqueza específica en los sitios de muestreo, a lo largo de todo el período de estudio, no presentaron diferencias significativas (Kruskal-Wallis  $H_1 = 0,59$ ;  $p = 0,43$ ). En el sitio Mar Grande se registró un número mínimo de especies en comparación al sitio Oasis ( $S = 24$ ,  $S = 31$ ; respectivamente, Tabla A6 del Anexo). Del total de especies identificadas, 11 fueron registradas en ambos sitios (Tabla A5 del Anexo). Mientras que entre los niveles de la playa los valores fueron significativamente diferentes (Kruskal-Wallis  $H_1 = 44,11$ ;  $p < 0,001$ ), el nivel inferior presentó menor riqueza que el nivel superior ( $S = 23$ ,  $S = 33$ ; respectivamente) (Tabla A6 del Anexo); y de la totalidad de especies identificadas, 12 fueron observadas en ambos niveles.

Del total de especies registradas solo ocho fueron halladas varadas en ambos sitios y niveles: *S. magellanicus*, *L. dominicanus*, *L. maculipennis*, *F. glacialoides*, *P. puffinus*, *N. brasilianus*, *P. major* y *P. chilensis* (Tabla A5 del Anexo). Algunas especies fueron registradas de manera ocasional y en bajo número de individuos, como el caso de *Thalasseus sandvicensis*, *Catharacta sp.*, *Procellaria aequinoctialis*, *Coscoroba coscoroba*, *Cygnus melancoryphus* y *Phoenicopterus chilensis* entre otras (ver Tabla A5 del Anexo).

### **3.2.4 Variación espacial de la diversidad**

Los valores del índice de diversidad de Shannon-Weaver considerando todo el período de estudio (Tabla A6 del Anexo), presentaron variación significativa en relación a los niveles de la playa (Kruskal-Wallis  $H_1 = 39,71$ ;  $p < 0,05$ ), no así entre los sitios (Kruskal-Wallis  $H_1 = 0,34$ ;  $p > 0,05$ ). La diversidad de aves varadas fue mayor en el sitio Oasis y en el nivel superior, indicando que las abundancias estuvieron más equitativamente distribuidas entre las especies. Lo opuesto sucedió en Mar Grande y en el nivel inferior de la playa, mostrando una mayor dominancia de alguna o pocas especies (ver Tabla A5 del Anexo).

## **3.3 Variación temporal del ensamble de aves varadas**

### **3.3.1 Variación temporal de la abundancia**

Para evaluar la variación temporal en la composición del ensamble de aves varadas a lo largo del período de estudio, se utilizaron los datos de abundancia de todas las especies de acuerdo a las estaciones de cada año asociadas a la escala espacial. La ordenación de datos a partir del análisis nMDS evidenció que no existen grupos diferentes de abundancia de aves varadas entre estaciones (Figura A5 del Anexo) ni entre el factor sitio-nivel (Figura A6 del Anexo).

Los resultados del análisis ANOSIM (2 vías anidado) para las estaciones del año, y considerando la escala espacial (sitio-nivel), indicaron que las estaciones del año presentaron un  $R$  global = 0,06 y un p-valor = 0,009; y que el grupo anidado sitio-nivel presentó un  $R$  global = 0,29 y un p-valor = 0,001.

El análisis SIMPER para la escala espacial sitio-nivel (Tabla A7 del Anexo), evidenció que la composición del ensamble de aves varadas halladas durante todas las estaciones del año en el

nivel inferior del sitio Mar Grande presentó una similitud promedio de un 23%. Las especies *S. magellanicus*, *L. dominicanus* y *Larus sp.* contribuyeron con un 99% a esa similitud. Mientras que el nivel superior del mismo sitio de muestreo mostró un 33% de similitud; se determinó que las mismas especies mencionadas anteriormente contribuyeron con más de un 93% a esa similitud. Por otro lado, la composición del nivel inferior del sitio Oasis presentó una similitud del 6%; tres especies, *N. brasilianus*, *S. magellanicus* y *L. dominicanus* contribuyeron con más de un 87% a esa similitud. Mientras que el nivel superior del mismo sitio de muestreo mostró un 22% de similitud; se determinó que las mismas especies contribuyeron con más de un 88% a esa similitud.

El análisis SIMPER de comparación entre la escala espacial sitio-nivel basado en las estaciones del año (Tabla A8 del Anexo) mostró que hay una elevada disimilitud promedio entre sitios en cuanto a la composición del ensamble de aves varadas halladas en todas las estaciones del año tanto en el nivel inferior (89%) como en el nivel superior (77%). Se determinó que las mismas tres especies, *S. magellanicus*, *L. dominicanus* y *N. brasilianus*, y *Larus sp.*, contribuyeron a esas disimilitudes (con un 75% de contribución en el nivel inferior y un 68% en el nivel superior). Lo mismo se vio reflejado en la composición de cada sitio de muestreo en relación a los niveles de la playa. En el sitio Mar Grande, *S. magellanicus*, *L. dominicanus* y *Larus sp.* contribuyeron con más del 73% a la disimilitud promedio entre niveles (76%). Mientras que, en el sitio Oasis, *S. magellanicus*, *N. brasilianus* y *L. dominicanus* contribuyeron con más del 62% a la disimilitud promedio entre niveles (87%).

La rutina SIMPER de similitud para las estaciones del año ajustada a la escala espacial sitio-nivel para el primer año de muestreo, i.e. período 2020-2021 (Tabla A9 del Anexo) evidenció que la composición del ensamble de aves varadas en el invierno del año 2020 presentó un 21% de similitud; *S. magellanicus* y *L. dominicanus* contribuyeron con más de un 83% a esa

similitud. Durante la primavera del período 2020-2021 la composición mostró una similitud del 13%; tres especies, *S. magellanicus*, *N. brasilianus* y *L. dominicanus*, contribuyeron con más de un 92% a esa similitud. La composición durante el verano del período 2020-2021 presentó un 35% de similitud; *S. magellanicus*, *L. dominicanus* y *P. puffinus* contribuyeron con más de un 74% a esa similitud. Mientras que, en otoño del período 2020-2021, la composición mostró una similitud de un 17% y tres especies, *L. dominicanus*, *S. magellanicus*, *N. brasilianus*, y *Larus sp.*, contribuyeron con más de un 94% a esa similitud.

La rutina SIMPER de similitud para las estaciones del año ajustada a la escala espacial sitio-nivel para el segundo año de muestreo, i.e. período 2021-2022 (Tabla A10 del Anexo) mostró que la composición del ensamble de aves varadas en el invierno de dicho período presentó un 16% de similitud; *Larus sp.* y *S. magellanicus*, contribuyeron con más de un 97% a esa similitud. Durante la primavera del mencionado período la composición presentó una similitud del 17%. Dos especies, *N. brasilianus* y *L. dominicanus*, contribuyeron con más de un 88% a esa similitud. La composición del ensamble en el verano del período 2021-2022 mostró una similitud del 32%; *S. magellanicus*, *L. dominicanus* y *Larus sp.* contribuyeron con más de un 97% a esa similitud. Mientras que, en otoño del período antes mencionado, la composición presentó un 38% de similitud; y dos especies, *S. magellanicus* y *L. dominicanus*, contribuyeron con casi un 94% a esa similitud.

Los resultados SIMPER de comparación entre las estaciones del año para ambos años de muestreo, ajustado a la escala espacial sitio-nivel (Tabla A11 del Anexo), arrojaron que hubo una elevada disimilitud interanual en todas las estaciones analizadas. En otoño la disimilitud fue de un 82%, en promedio, y dos especies, *S. magellanicus* y *L. dominicanus*, contribuyeron con más del 53% a esa disimilitud. En invierno, la disimilitud promedio fue de 86% y tres especies, *S. magellanicus*, *L. dominicanus* y *P. major*, y *Larus sp.*, contribuyeron con alrededor

de un 69% a esa disimilitud. En primavera la disimilitud fue del 81%, en promedio, y tres especies, *L. dominicanus*, *S. magellanicus* y *N. brasiliensis*, contribuyeron con más del 75% a esa disimilitud. Por último, en verano la disimilitud promedio fue del 65%, *S. magellanicus*, *P. puffinus*, *L. dominicanus*, y *Larus sp.*, contribuyeron con un 73% a esa disimilitud.

### 3.3.2 Variación temporal de la ocurrencia de varamientos

Durante el período 2020-2021 (Tabla A12 del Anexo), la frecuencia de ocurrencia anual (FOA) de varamientos estuvo dominada por dos especies, *S. magellanicus* (FOA = 47,5%) y *L. dominicanus* (FOA = 45%), seguidas en menor medida por *N. brasiliensis* (FOA = 32,5%) y *Larus sp.* (FOA = 22,5%); estas especies estuvieron presentes en todas las estaciones del año. Las dos especies de pardelas más registradas fueron *P. puffinus* y *A. gravis*, ambas presentaron una FOA de 11,25%, y se hallaron más frecuentemente en el verano. Los albatros pertenecientes al género *Thalassarche* presentaron una FOA del 10%, registrándose principalmente en invierno. El resto de las especies identificadas registraron una FOA inferior al 10%. Mientras que en el período 2021-2022 (Tabla A13 del Anexo), la frecuencia de ocurrencia anual de varamientos estuvo dominada por *S. magellanicus* y *L. dominicanus*, con una FOA de 51,25% y 42,5% respectivamente, seguidas por *Larus sp.* (FOA = 23,75%); estas especies estuvieron presentes en todas las estaciones del año. El biguá registró una FOA de 12,5%. Las restantes especies identificadas registraron una FOA inferior al 10%.

No se hallaron diferencias significativas en la ocurrencia de varamientos, tanto para las estaciones del período 2020-2021 (Kruskal-Wallis  $H_3 = 5,44$ ;  $p = 0,14$ ), como para las comprendidas en el período 2021-2022 (Kruskal-Wallis  $H_3 = 4,12$ ;  $p = 0,24$ ). Lo mismo sucedió a lo largo de todo el período de estudio (Kruskal-Wallis  $H_7 = 7,24$ ;  $p = 0,40$ ).

### 3.3.3 Variación temporal de la riqueza

Durante el período 2020-2021, la riqueza específica registró un número mínimo de especies en primavera ( $S = 12$ ) y un máximo en invierno ( $S = 21$ ). Mientras que, en el período 2021-2022, el mínimo de especies fue registrado nuevamente en primavera ( $S = 9$ ) y el máximo en otoño ( $S = 15$ ; Tabla A14 del Anexo). Del total de especies, *S. magellanicus*, *L. dominicanus* y *Larus sp.*, fueron halladas varadas en todas las estaciones durante todo el período de estudio. Algunas especies sólo fueron halladas de manera ocasional (Tabla A12 y A13 del Anexo). La riqueza específica de aves varadas no varió de manera significativa con respecto a la estacionalidad durante el período 2020-2021 (Kruskal-Wallis  $H_3 = 4,76$ ;  $p = 0,19$ ), tampoco durante el período 2021-2022 (Kruskal-Wallis  $H_3 = 7,06$ ;  $p = 0,06$ ). Lo mismo sucedió a lo largo de todo el período de estudio (2020-2022, Kruskal-Wallis  $H_7 = 14,02$ ;  $p = 0,05$ ).

### 3.3.4 Variación temporal de la diversidad

Durante el período 2020-2021, los valores del índice de diversidad de Shannon-Weaver, mostraron un mínimo en primavera ( $H' = 1,82$ ) y un máximo en invierno ( $H' = 2,28$ ; Tabla A14 del Anexo); sin embargo, no se hallaron diferencias significativas entre estaciones (Kruskal-Wallis  $H_3 = 3,32$ ;  $p = 0,34$ ). Durante el período siguiente (2021-2022), la diversidad fue mínima en verano ( $H' = 1,32$ ) y máxima en invierno ( $H' = 1,83$ ; Tabla A14 del Anexo); en consonancia con lo ocurrido en el período anterior, no se encontraron diferencias significativas (Kruskal-Wallis  $H_3 = 5,67$ ;  $p = 0,12$ ). A lo largo de todo el período de estudio se observó que la diversidad de aves varadas varió según la estacionalidad (Kruskal-Wallis  $H_7 = 16,07$ ;  $p = 0,02$ ), siendo mayor en otoño e invierno y menor en primavera y verano (Tabla A14 del Anexo).

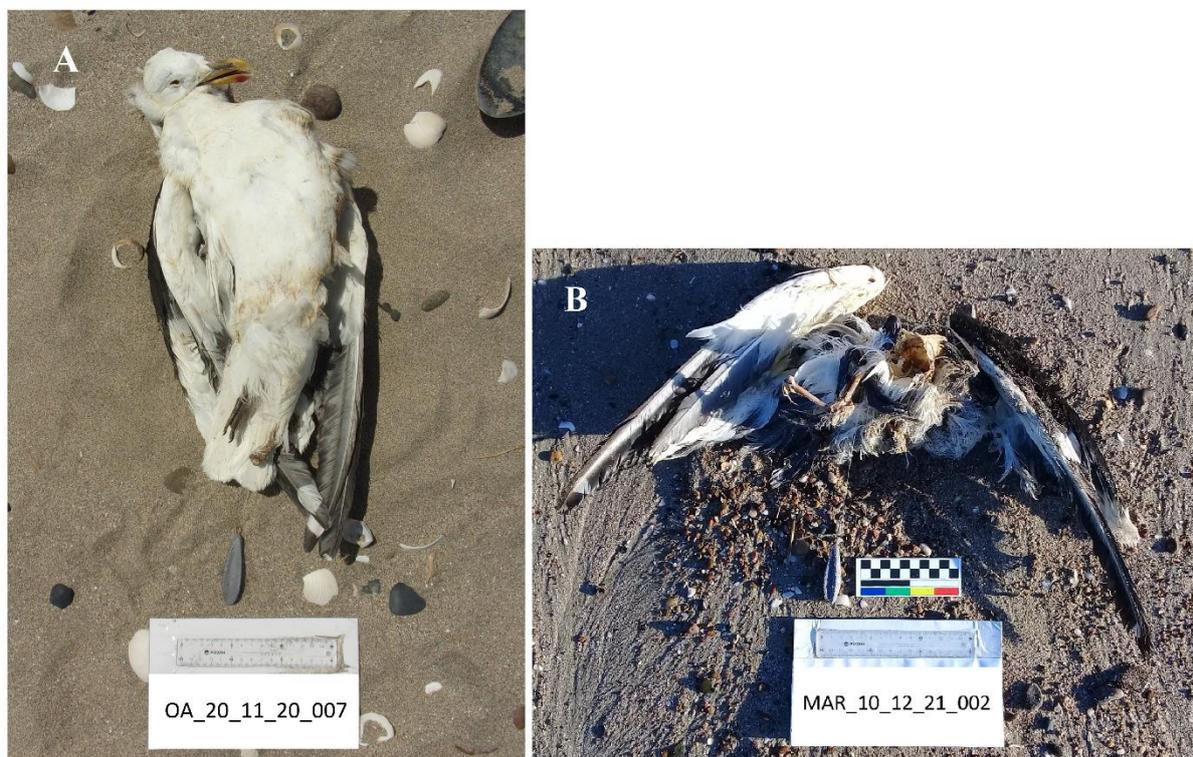
### **3.4 Efecto de las variables ambientales y de la escala espacial y temporal sobre la abundancia y riqueza de aves varadas**

El modelo global para la variable respuesta abundancia total de aves varadas mostró un buen ajuste con distribución normal de los residuos y con dispersión no significativa ( $P = 0,99$ ) y explicó el 45,95% de la devianza total de los datos. La abundancia de aves varadas registró un aumento significativo en relación a la altura de las pleamares (GLM  $F_1 = 2,83$ ;  $P = 0,004$ ) y a la dirección del viento oeste (GLM  $F_4 = 2,093$ ;  $P = 0,03$ ) (ver Tabla A15 del Anexo). Asimismo, se registraron diferencias significativas en cuanto a la abundancia de aves varadas en los niveles de la playa (GLM  $F_1 = 7,96$ ;  $P < 0,001$ ), siendo mayor en el nivel superior. También se evidenció el efecto de la variabilidad temporal sobre dicha variable respuesta. La abundancia de aves varadas disminuyó de manera significativa en la primavera del período 2021-2022 (GLM  $F_7 = -2,51$ ;  $P = 0,01$ ) (ver Tabla A15 del Anexo).

El modelo global para la variable respuesta riqueza específica de aves varadas mostró un buen ajuste con distribución normal de los residuos y con dispersión no significativa ( $P = 0,16$ ) y explicó el 42,64% de la devianza total de los datos. La riqueza de aves varadas registró un aumento significativo en relación a la altura de las pleamares (GLM  $F_1 = 2,25$ ;  $P < 0,02$ ; ver Tabla A16 del Anexo). Aunque también se registraron diferencias significativas en cuanto a la riqueza de especies que componen el ensamble de aves varadas en función de los niveles de la playa (GLM  $F_1 = 7,00$ ;  $P < 0,001$ ), siendo mayor en el nivel superior. Asimismo, se registró el efecto de la variabilidad temporal sobre dicho parámetro. La riqueza disminuyó de manera significativa durante la primavera del período 2021-2022 (GLM  $F_7 = -3,09$ ;  $P = 0,001$ ) (ver Tabla A16 del Anexo).

### 3.5 Evidencias de interacción antrópica

A lo largo del período de estudio, se hallaron dos individuos adultos de gaviota cocinera *L. dominicanus* (0,29%) con signos de interacción antrópica, i.e., enredados en monofilamento de pesca deportiva/recreativa (Figura 5).



**Figura 5.** Ejemplares adultos de gaviota cocinera *L. dominicanus* hallados con signos de interacción antrópica. **A)** ejemplar hallado en el sitio Oasis el 20 de noviembre de 2020; **B)** ejemplar hallado en el sitio Mar Grande el 10 de diciembre de 2021.

## **4. DISCUSIÓN**

Los resultados presentados permiten una primera caracterización del ensamble de aves marino-costeras varadas para el área de estudio, teniendo en cuenta aspectos comunitarios y de estado de preservación de los ejemplares registrados. Por otro lado, se determinó el efecto de variables espaciales (sitios de muestreo y niveles de la playa), temporales (variación intra- e inter- anual) y ambientales (altura de pleamares y dirección del viento) sobre algunos parámetros del ensamble de aves varadas; lo opuesto sucedió con las restantes variables ambientales consideradas en los análisis.

### **4.1 Composición del ensamble de aves varadas**

Un elevado porcentaje de las aves halladas varadas fueron identificadas a nivel específico, registrándose 27 especies pertenecientes a 11 órdenes. De éstas, la mayoría se reproducen y alimentan a lo largo del litoral marítimo argentino, y en líneas generales, son especies que presentan hábitos costeros como los representantes de los órdenes Sphenisciformes, Charadriiformes y Suliformes -en el caso de aves marinas- así como también los representantes de diversos órdenes de aves acuáticas no marinas y rapaces costeros (Podicipediformes, Anseriformes, Phoenicopteriformes, Pelecaniformes -garzas-, Gruiformes, Falconiformes y Strigiformes). De esta manera, la hipótesis 1 que plantea que la composición del ensamble de aves varadas refleja la ocurrencia de las especies en el ecosistema marino-costero de la BSA y es heterogénea a lo largo del tiempo; y su respectiva predicción, que sostiene que las aves de hábitos costeros prevalecen en el ensamble de aves varadas independientemente de la escala espacial y temporal, tuvo apoyo por parte de los resultados. Sin embargo, especies de hábitos

pelágicos y que anidan en áreas remotas como las pardelas, los albatros y petreles (Orden Procellariiformes) también se encontraron representados en nuestras muestras, aunque en menor medida que aquellas especies de hábitos costeros (Kovacs et al. 2005, Narosky y Yzurieta 2010, Povedano 2016, López-Lanús 2020, Savigny 2021). En el presente estudio se reporta la presencia de ejemplares varados muertos de especies con problemas de conservación tanto a nivel internacional como a nivel nacional como el caso del petrel barba blanca (*Procellaria aequinoctialis*), el flamenco austral (*Phoenicopterus chilensis*) y el pingüino patagónico (MAyDS y AA 2017, Handbook of the Birds of the World y BirdLife International 2022).

Considerando los resultados obtenidos, el pingüino patagónico, la gaviota cocinera y el biguá son las especies más frecuentes y abundantes en los varamientos registrados en la costa noroeste del GSM. Esto podría atribuirse a la cercanía de las colonias de nidificación de las mencionadas especies, lo cual es un factor que influye en la abundancia de estas especies varadas muertas en el área de estudio (Harris et al. 2006, Heubeck 2006). Otra explicación posible es el tamaño poblacional de dichas especies en el área estudio (ver González et al. 1998, Frere et al. 2005, Schiavini et al. 2005, Yorio et al. 2005b), el cual supera largamente aquel de otras especies halladas en el ensamble de aves varadas.

Por ejemplo, y en el caso del pingüino patagónico, se sabe que la colonia reproductiva más cercana al área de estudio se encuentra a 70 km lineales de distancia, en los Islotes La Pastosa, Redondo y de los Pájaros, ubicados en el Parque Nacional Islote Lobos (PNIL 41° 26'S, 65°26'O; Schiavini et al. 2005, Luzenti 2014, Pozzi et al. 2015). Los resultados obtenidos en esta tesis sugieren fuertemente que los individuos juveniles varan con mayor frecuencia que los ejemplares adultos, coincidiendo con estudios previos realizados a lo largo de la distribución post-reproductiva de la especie en Sudamérica (Petry y Fonseca 2002, Tamini y Dellacasa 2009,

García Borboroglu et al. 2010, Vanstreels et al. 2013, Silva et al. 2015, Jorge 2016, Seco Pon y García 2022, entre otros). Esto podría deberse a la falta de experiencia de esta clase etaria, en actividades como la búsqueda y captura de alimento, los cuales los vuelven más vulnerables (Boersma et al. 2015, Seco Pon y García 2022). Esto se evidencia por el estado de inanición y la presencia de parásitos registrado en individuos juveniles varados en la provincia de Buenos Aires y sur de Brasil (Tamini y Dellacasa 2009, García et al. 2020, Ewbank et al. 2020, Tavares et al. 2020) y por datos preliminares de contenido estomacal en ejemplares de la misma clase etaria varados en la costa rionegrina, que sugieren el mismo patrón (e.g. pocas presas, gran carga parasitaria; Victoria Pizá, datos sin publicar).

Particularmente en Río Negro, la gaviota cocinera, nidifica en la Isla Novaro y en los islotes del Canal Escondido ubicados en el ANPBSA (González 1996, Bertellotti 1998, González et al. 1998, Yorio et al. 2005b, Lisnizer 2011, Seco Pon y Pereyra 2021) y en los islotes La Pastosa, Redondo y de los Pájaros en el PNIL (Bertellotti 1998, González et al. 1998, Yorio et al. 2005b, Lisnizer 2011). Estudios llevados a cabo en la costa bonaerense, reportan que la especie es hallada varada muerta en baja abundancia (Tamini y Dellacasa 2009, Jorge 2016, Dellacasa et al. 2022); lo opuesto se ha reportado en otras áreas del rango de distribución reproductiva de la especie como en las costas de Chile (Portflitt Toro et al. 2018) y Perú (Castañeda y Ramírez 2022). La información obtenida en el presente trabajo evidencia que los individuos adultos dominan los varamientos sobre los juveniles y subadultos; y adicionalmente, los adultos varan con menor frecuencia en invierno, coincidiendo con el ciclo anual descrito para la especie. La mayor presencia de ejemplares adultos varados puede deberse al hábito alimentario de la especie ya que se alimenta de una amplia variedad de presas, incluyendo residuos urbanos y descartes pesqueros (Bertellotti y Yorio 1999, Yorio y Caille 1999, Bertellotti y Yorio 2000a,b, entre otros), tanto en la temporada reproductiva como en la post-reproductiva (Yorio et al.

2005b), lo cual estaría afectando el estado sanitario e incrementando su vulnerabilidad a actividades humanas, entre ellas la captura incidental.

Hasta la fecha se conoce que la única colonia reproductiva del biguá en la costa rionegrina se encuentra en el Islote de los Pájaros, ubicado el PNIL (González et al. 1998, Frere et al. 2005). Existen escasos reportes de varamientos de esta especie en las costas de la provincia de Buenos Aires (Tamini y Dellacasa 2009, Dellacasa et al. 2022), y el mismo patrón se observa en otras áreas de su distribución geográfica como las costas de Chile y Perú. En las costas del Océano Pacífico se han registrado otras especies de Suliformes, i.e., el cormorán guanay (*Leucocarbo bougainvilliorum*) varados muertos en gran abundancia (Portflitt Toro et al. 2018, Castañeda et al. 2020, Chauca et al. 2021, Castañeda y Ramírez 2022). La gran representación del biguá en el ensamble de aves varadas en el presente estudio puede deberse a que ciertos individuos podrían cubrir largas distancias de vuelo en períodos cortos de tiempo, con una alta carga parasitaria por ser una especie piscívora (Lisnizer et al. 2003, Petracci et al. 2009, Morgenthaler et al. 2013) o al quedar expuestas al ataque o disturbios de perros cuando utilizan los sitios de descanso en la costa (Victoria Pizá, obs. pers.).

Otros representantes del ensamble de aves varadas fueron especies pertenecientes al Orden Procellariiformes (*Fulmarus glacialisoides*, *P. puffinus*, *A. gravis*, *P. aequinoctialis*, *Macronectes sp.*, *M. giganteus*, *Thalassarche sp.*), los cuales también se han hallado varados muertos en todas las costas del mundo (Wood 2004, Post 2007, Scherer et al. 2011, Azevedo Faria et al. 2014, entre otros). Particularmente en las costas del sur de Buenos Aires (Mar del Plata-Balneario Reta) se ha reportado mayor abundancia de pardelas varadas muertas en comparación con albatros y petreles (Tamini y Dellacasa 2009, Dellacasa et al. 2022); nuestros resultados se encuentran en línea con ese patrón. Esto podría deberse a inanición y fatiga de los individuos al realizar migraciones transecuatoriales, a interacciones con actividades antrópicas

o enfermedades infecciosas (Taylor 1997, 1999, González Zevallos y Yorio 2006, Mariani et al. 2019, entre otros).

#### **4.2 Estados de preservación y tasa de encuentro de aves varadas**

El hallazgo de vertebrados marinos varados en las costas, y de aves marinas en particular, es un fenómeno que ocurre de manera regular (Bodkin y Jameson 1991, Roletto et al. 2003, Haman et al. 2013). Deben considerarse como potenciales sesgos en los datos colectados que solo un porcentaje de los organismos que mueren en altamar y/o sus restos llegan a la costa o playa (Ramírez et al. 2004, Hart et al. 2006). En el caso que la muerte ocurra en el mar, el tamaño corporal, la acción de depredadores, el tiempo de deriva en el mar y la temperatura superficial del mar, son factores que influyen en la flotación y en la descomposición, y, por ende, en la probabilidad que las carcasas lleguen a las costas (Portflitt Toro et al. 2018).

En el sitio de estudio, la baja pendiente de las playas y la extensión de la franja costera expuesta al oleaje en los sitios de muestreo podrían contribuir a la deposición de las carcasas. En costas con elevada pendiente y menor extensión sucede lo opuesto (Bodkin y Jameson 1991, Van Pelt y Piatt 1995). La BSA se caracteriza por presentar una baja tasa de renovación del agua – característica que también es propia del sector norte del GSM (Piola y Scasso 1988) –, donde una alta proporción de la misma (como así también biomasa, nutrientes, material en suspensión, etc.) vuelve a ingresar con la inversión de la dirección de la corriente de marea (Schnack et al. 1986, Isla et al. 1995, Aliotta et al. 2000). La BSA y el área de influencia posee también un patrón de circulación semicerrado que actúa como zona de retención de masas de agua y de organismos planctónicos (Scalisse et al. 2009, Saad et al. 2019) y, por ende, de carcasas las cuales son depositadas en diferentes lugares de la costa. Dado esto, no es posible conocer la

distancia a la cual mueren las aves en altamar en cercanías a la BSA sin realizar estudios experimentales de deriva.

La cuenca semicerrada del GSM se caracteriza por grandes flujos de energía de mareas, fuertes vientos, un intenso intercambio de calor y humedad con la atmósfera, y por la presencia de un frente termohalino, giros de circulación de masas de agua y zonas de surgencia (Piola y Scasso 1988, Scasso y Piola 1988, Palma et al. 2004, Gagliardini y Rivas 2004, Simionato et al. 2004, Lucas et al. 2005, Moreira et al. 2009, Tonini 2010, Williams et al. 2010, Williams 2011, Saraceno et al. 2020). Mediante modelado Tonini (2010) calculó los tiempos de residencia de partículas inertes dentro del GSM. Durante un período de 100 días, en otoño-invierno el golfo expulsa aproximadamente el 40% de las partículas, mientras que en primavera-verano este porcentaje se reduce a menos del 5%, lo cual sugiere que los tiempos de residencia se ven afectados estacionalmente. Tonini (2010) sugiere que la presencia de un giro ciclónico que se forma a inicios de la primavera y se intensifica en el verano, podría explicar estos resultados. Por lo tanto, se espera que los varamientos observados provengan de las zonas afectadas por ese dominio, coincidiendo con la disminución de los descriptores de abundancia y riqueza de aves varadas durante la primavera.

No existe información sobre la tasa de encuentro de aves varadas para la provincia de Río Negro. Sin embargo, estudios previos en la región permiten comparaciones al respecto de esta métrica. Los resultados obtenidos en este trabajo indican que la tasa de encuentro de aves varadas ( $1,35 \text{ aves kilómetro}^{-1}$ ) se encuentra en línea con estudios realizados en la costa del sudeste bonaerense (Partido de Villa Gesell) ( $0,12 \text{ aves kilómetro}^{-1}$ , Jorge 2016). Otros estudios sugieren tasas de encuentro mayores a las registradas para este trabajo, como, por ejemplo, para la costa norte de Chile ( $2,3 \text{ aves kilómetro}^{-1}$ , Portflitt Toro et al. 2018) y en Rio Grande do Sul en Brasil ( $2,56 \text{ aves kilómetro}^{-1}$ , Petry y Fonseca 2002). Por otro lado, en el presente estudio

también se estimó la tasa de encuentro para *S. magellanicus* computada en 0,50 pingüinos por kilómetro<sup>-1</sup>, siendo menor que la reportada por Vanstreels et al. (2013) de 1,32 pingüinos por kilómetro<sup>-1</sup> para un período de siete años en las costas de Rio Grande do Sul (Brasil). Hasta la fecha no se han reportado tasas de encuentro exclusivamente dirigidas a *L. dominicanus* y *N. brasiliensis* varados en el Atlántico Sudoccidental.

Por otro lado, el alto grado de descomposición de las aves halladas en este estudio, puede estar relacionado con la exposición de las mismas a la presencia de aves carroñeras (gaviota cocinera, chimango, carancho (*Caracara plancus*), jote cabeza negra (*Coragyps atratus*) y jote cabeza colorada (*Cathartes aura*); Victoria Pizá, obs. pers.), como a potenciales carnívoros (zorros, pumas, gatos monteses), e incluso artrópodos (arácnidos, coleópteros, dermápteros; Victoria Pizá, obs. pers.); que podrían acelerar el proceso de descomposición, la desarticulación y el traslado de las carcasas. Estudios tafonómicos, es decir estudios de la transición de restos muertos de la biósfera a la litósfera, realizados en el sur de Patagonia indican que los huesos de aves voladoras y de pingüinos presentan una alta exposición a la meteorización (en comparación a los de mamíferos) y sólo se preservan en situaciones especiales aquellos de mayor resistencia, i.e., extremidades (Muñoz y Savanti 1998; Cruz 2008, 2014, 2015). Esto limitó obtener información de las proporciones de sexos de los ejemplares varados, por lo tanto, el objetivo particular 1 se logró cumplir parcialmente.

#### **4.3 Variación espacio-temporal del ensamble de aves varadas**

Se hallaron aves varadas en todas las estaciones del año, por lo que se infiere que los varamientos ocurren con regularidad en las playas de la costa rionegrina. Tanto la abundancia como la riqueza de especies, resultaron ser heterogéneas temporalmente a escala local (BSA),

en concordancia con la predicción 1, hallándose mayor cantidad de aves varadas sobre el nivel superior de la playa. Las diferencias espaciales halladas pueden deberse a un artefacto del muestreo. Los sucesivos ciclos de mareas podrían acumular las carcasas en cada línea de pleamar, afectando nuestros registros, pero se requeriría un estudio mucho más detallado para poder asegurar la extensión espacial del patrón evidenciado, idealmente considerando los ciclos de mareas (mareas de sicigia y cuadratura). Por otro lado, la no diferencia entre los sitios de muestreo, puede deberse a la cercanía existente entre los mismos ya que ambos conforman un extenso sistema de playa que se encuentra expuesto al cuadrante sudeste, los cuales reciben de manera similar los efectos de las marejadas, vientos, circulación costera y onda de marea (ver Mazzio y Vara 1983, Vara y Mazio 1983). Los resultados presentados pueden ser utilizados como referencia para la recolección de información en futuros programas de relevamientos sistemáticos de vertebrados varados que tiendan al manejo y gestión ambiental en el área de estudio y zonas aledañas (universidades, organismos no gubernamentales, guardafaunas, guardas ambientales, etc.).

La disminución significativa de los descriptores de abundancia y riqueza específica durante la primavera podría deberse a los ciclos anuales de las especies dominantes del ensamble de aves varadas (*S. magellanicus*, *L. dominicanus* y *N. brasilianus*), bajos reclutamientos o reducción poblacional de algunas o varias de las especies que componen los varamientos. La diversidad del ensamble de aves varadas varió significativamente a lo largo del período de estudio, siendo más alta en las estaciones de otoño e invierno, lo cual estaría relacionado a la ocurrencia de especies migratorias y sus altas abundancias en la zona durante la temporada estival (ver González 2005).

El pingüino patagónico, la gaviota cocinera, gaviotas pertenecientes al género *Larus*, fueron registrados en todas las estaciones a lo largo del período de estudio. Mientras que el biguá y el

huala (*P. major*) fueron registrados en invierno, primavera y verano. Los varamientos de pardelas *P. puffinus* y *A. gravis* fueron más frecuentes en verano y en otoño; mientras que para los albatros pertenecientes al género *Thalassarche* en invierno y primavera. El fulmar austral *F. glacialis* fue encontrado únicamente en el invierno del año 2020 (días posteriores a una intensa sudestada) mientras que los petreles *Macronectes sp.*, *M. giganteus* y *P. aequinoctialis* aparecieron varados durante el invierno y el verano. El resto de las especies fueron halladas en bajo número y de manera ocasional. Esto sugiere que tanto las aguas como las costas del GSM son utilizadas por diversas especies de aves en las distintas estaciones del año. Williams et al. (2010) detectaron, mediante interpretación de imágenes satelitales, que en el GSM existen dos picos de productividad primaria, en otoño y en primavera respectivamente. Si bien en la presente tesis no se evaluó la relación de esta variable con los descriptores de abundancia y riqueza de especies de aves varadas, la misma podría estar influyendo en los patrones encontrados, ya que las áreas de alta productividad biológica poseen una gran biomasa de peces y calamares que son utilizados como fuente de alimentación por parte de aves y mamíferos marinos (Acha et al 2004, Acha y Mianzán 2006).

Curcio et al. (2017 a, b) mediante relevamientos náuticos realizados entre 2006 y 2017 en aguas del GSM identificaron aves y mamíferos marinos que conforman ensambles de alimentación multi-específicos, reportando que las especies de aves más abundantes en los grupos fueron *L. dominicanus*, *Sterna sp.*, *Puffinus sp.* y *S. magellanicus*. El presente trabajo, a pesar de realizarse en un único sector de la costa noroeste del GSM, refleja en gran medida la diversidad de aves marinas y costeras presentes en la región del golfo. Por lo tanto, cumple con el objetivo general del trabajo referido a la utilidad de los estudios de varamientos para construir "proxys" o indicadores de la diversidad.

#### 4.4 Evidencias de interacción con actividades antrópicas

Aunque no siempre es posible determinar la causa de muerte de las aves varadas, éstas pueden ser naturales y/o antrópicas. Durante el presente estudio tan solo se hallaron dos ejemplares adultos de gaviota cocinera con evidencia de signos de interacción antrópica, enredadas en monofilamento de pesca recreativa o deportiva. Estudios previos han documentado mortalidad y lesiones en diferentes especies de aves marinas y rapaces costeros por líneas de monofilamento en las costas de Argentina (Berón y Favero 2009, Yorio et al. 2014, Seco Pon et al. 2018, Berón y Seco Pon 2021). Hasta el momento no existe una cuantificación robusta con debida estratificación espacio-temporal de esta problemática en la costa rionegrina. Sin embargo, sería interesante llevar a cabo encuestas, campañas de divulgación y concientización a pescadores deportivos como las realizadas en las costas bonaerenses (Guidi 2019, García et al. 2021, 2022) de manera de recabar complementariamente información al respecto de la posible interacción entre aves marino-costeras y actividades de pesca recreativa o deportiva en el Golfo San Matías.

En las costas de Sudamérica, particularmente en Chile, el conteo de aves varadas muertas en playas ha permitido documentar casos de mortandades masivas atribuidas a interacciones con pesquerías. Las especies más afectadas por las redes de cerco industrial son las pardelas oscuras (*A. grisea*), pingüinos (*Spheniscus humboldti* y *S. magellanicus*) y cormoranes (*Poikilocarbo gaimardi* y *L. bougainvilliorum*) (Simeone et al. 1999, Brito 2002, Schlatter et al. 2009). En Argentina existen registros de captura incidental de diversas especies de aves marinas en redes de arrastre y palangre (González Zevallos y Yorio 2006, González Zevallos et al. 2012, Seco Pon et al. 2015, entre otros). Sin embargo, estudios focalizados en la pesquería artesanal y costera del GSM demuestran que los eventos de captura incidental fueron escasos o nulos

(González Zevallos et al. 2003, Gandini et al. 2004, González Zevallos y Firstater 2004, González Zevallos et al. 2004, Savigny et al. 2005b). Durante el período de estudio, no se registraron capturas incidentales de aves dentro del Golfo San Matías mediante esfuerzos realizados por el Programa de Observadores Pesqueros del Centro de Investigación Aplicada y Transferencia Tecnológica en Recursos Marinos Almirante Storni (CIMAS) (Marina Coller, com. pers.), por lo tanto, y en concordancia con la predicción 3, se infiere que la mortandad de aves varadas halladas en nuestros relevamientos no tendría relación con causas antrópicas.

#### **4.5 Efecto de la variabilidad ambiental sobre los diversos parámetros de aves varadas**

En relación con el segundo objetivo particular planteado, solo la altura de pleamares mostró efectos sobre la abundancia total y riqueza específica, y la dirección del viento oeste sobre la abundancia de aves varadas en el área de estudio. Esto puede deberse al origen y la limitación de los datos de tales variables (modelos predictivos) o a la reducción en la información proveniente de las fuentes *ex situ* consultadas (por ej., la intensidad de la corriente de marea se reporta cuatro veces al día, la altura de la ola siete veces al día), al bajo número de ejemplares hallados por transecta o a la reducida escala espacial del esfuerzo de muestreo empleado. Diversos autores han reportado que factores como los fuertes vientos, la altura y la corriente de marea (Wiese y Jones 2001, Bugoni et al. 2007, Tavares et al. 2020), anomalías meteorológicas y oceanográficas (Bodkin y Jameson 1991, Ayala et al. 2013, Trathan et al. 2015, Brusius et al. 2020); como así también la presión atmosférica a nivel del mar y la temperatura superficial del mar (Brusius et al. 2020, 2021) pueden influir en el traslado de carcasas y animales moribundos a la costa. Otros autores indican que diversas variables como la altura de la ola, la intensidad y la dirección del viento no inciden sobre la deposición de las carcasas en las playas (Van Pelt y Piatt 1995).

Dada la naturaleza descriptiva de nuestro estudio el mismo presenta limitaciones en detectar un efecto de las variables ambientales en el ensamble estudiado. Esto sugiere que es imprescindible realizar diseños experimentales desde embarcaciones que permitan mejorar el entendimiento acerca del hundimiento, posterior refltamiento y arribo de carcasas de aves muertas a la costa, o modelos de simulación de transporte de partículas acoplados a un modelo numérico baroclínico (ver Tonini 2010, Tonini et al. 2013, Saraceno et al. 2020), así como también del posible aprovechamiento de las mismas por carroñeros antes de alcanzar la costa concomitantemente con datos ambientales obtenidos *in situ* de los sistemas de circulación oceánica y vientos locales (Bodkin y Jameson 1991, Flint y Fowler 1998, Hart et al. 2006).

## **5. CONCLUSIÓN**

Por lo expuesto, se concluye que el ensamble de aves halladas varadas en un sector de la costa noroeste del Golfo San Matías (provincia de Río Negro) es heterogéneo, y se encuentra compuesto principalmente por especies de hábitos costeros, que se reproducen y alimentan en las aguas y costas del mencionado golfo, de las cuales unas pocas dominan en abundancia y frecuencia de ocurrencia a lo largo del espacio y tiempo. La altura de pleamares afecta de manera positiva a la abundancia y riqueza específica de aves varadas, mientras que la dirección del viento oeste solo a la primera métrica mencionada. La muerte por causas antrópicas no mostró ser un factor importante para este grupo de especies.

## 6. BIBLIOGRAFÍA

**Acha EM, Mianzán HW, Guerrero RA, Favero M, Bava J (2004)** Marine fronts at the continental shelves of austral South America: Physical and ecological processes. *Journal of Marine Systems* 44 (1-2): 83-105.

**Acha EM, Mianzán HW (2006)** Oasis en el océano: los frentes costeros del Mar Argentino. *Ciencia Hoy* 16: 44-56.

**Aliotta S, Schnack EN, Isla FI, Lizasoain GO (2000)** Desarrollo secuencial de formas de fondo en un régimen de marea macromareal. *Asociación Argentina de Sedimentología* 7: 95-107.

**Amione LLD (2020)** Respuesta comportamental del loro barranquero *Cyanoliseus patagonus* a actividades recreativas en la costa noreste de la Patagonia Argentina durante su ciclo reproductivo 2019-2020: una mirada desde la biología y la percepción del público costero. Tesis de Licenciatura. Escuela Superior de Ciencias Marinas, Universidad Nacional del Comahue.

**Angulo R, Fidalgo F, Gomez Peral MA, Schnack EJ (1981)** Geología y geomorfología del bajo de San Antonio y alrededores, provincia de Río Negro. *Estudios y Documentos Centro de Investigaciones Científicas - Secretaría de planeamiento*. Viedma, pp 8.

**Arcos Pulido MP, Gómez Prieto AC (2006)** Microalgas perifíticas como indicadoras del estado de las aguas de un humedal urbano: Jaboque, Bogotá D.C., Colombia. *Nova*, 4 (6): 60–79.

**Ayala L, Paz Soldan L, Garate P (2013)** A mass mortality event of Sooty Shearwaters (*Puffinus griseus*) on the central coast of Peru. *Notornis* 60: 258-261.

**Azevedo Faria F, Torma Burgueño LE, dos Santos Weber F, de Souza FJ, Bugoni L (2014)** Unusual mass stranding of Atlantic Yellow-nosed Albatross (*Thalassarche chlororhynchos*), petrels and shearwaters in Southern Brazil. *Waterbirds* 37 (4): 446-450.

**Bates D, Maechler M, Bolker B, Walker S (2015)** Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software* 67 (1): 1-48.

**Berón MP, Favero M (2009)** Mortality and injuries of Olrog's Gull (*Larus atlanticus*) individuals associated with sport fishing activities in Mar Chiquita coastal lagoon, Buenos Aires Province. *El Hornero* 24: 99-102.

**Berón MP, Seco Pon JP (2021)** Fishing gear-related injuries and mortality of seabirds in coastal northern Argentina. *Marine Ornithology* 49: 321-327.

**Bertellotti M (1998)** Dieta y estrategias de alimentación de poblaciones de expansión de gaviota cocinera (*Larus dominicanus*). Tesis Doctoral. Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco.

**Bertellotti M, Yorio P (1999)** Spatial and temporal patterns in the diet of the Kelp gull in northern Chubut, Patagonia. *Condor* 101: 790-798.

**Bertellotti M, Yorio P (2000a)** Age-related feeding behaviour and foraging efficiency in Kelp gulls *Larus dominicanus* attending coastal trawlers in Argentina. *Ardea* 88: 207-214.

**Bertellotti M, Yorio P (2000b)** Utilization of fishery waste by Kelp Gulls attending coastal trawl and longline vessels in northern Patagonia, Argentina. *Ornis Fennica* 77: 105-115.

**Bertini M, Amione LLD (2019)** Observaciones de territorios de ocupación y nidificación de gavilán ceniciento (*Circus cinereus*) en sector de médanos del Área Natural Protegida Bahía

San Antonio, Río Negro. Potencial zona para declararla Categoría IV. XVIII Reunión Argentina de Ornitología. Tandil, Buenos Aires, Argentina.

**Blanco DE, Canevari P (1995)** Situación actual de los chorlos y playeros migratorio de la zona costera patagónica (Provincia de Río Negro, Chubut y Santa Cruz). Informe técnico 3. Fundación Patagonia Natural. Plan de Manejo Integrado de la Zona Costera Patagónica, pp 25.

**Bodkin JL, Jameson RJ (1991)** Patterns of seabird and marine mammal carcass deposition along the central California coast, 1980-1986. Canadian Journal of Zoology 69: 1149-1155.

**Boersma PD, García Borboroglu P, Frere E, Godoy Reyes C, Kane O, et al. (2015)** Pingüino de Magallanes (*Spheniscus magellanicus*). En: García Borboroglu P y Boersma PD (Eds.) Pingüinos: historia natural y conservación. Vázquez Mazzini, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, pp 253-285.

**Bugoni L, Sander M, Costa ES (2007)** Effects of the first southern Atlantic hurricane on Atlantic petrels (*Pterodroma incerta*). The Wilson Journal of Ornithology 119 (4): 725-730.

**Bulleri F (2005)** Experimental evaluation of early patterns of colonisation of space on rocky shores and seawalls. Marine Environmental Research 60: 355-374.

**Brito JL (2002)** Muerte de *Puffinus griseus* en redes de pesca de cerco industrial y artesanal en la costa de San Antonio, Región de Valparaíso, Chile. Boletín Chileno de Ornitología 9: 33-34.

**Brooke MDL (2002)** Seabird systematics and distribution: a review of current knowledge. En: Schreiber AE y Burger J (Eds.). Biology of Marine Birds. Editorial CRC Press LLC. Boca Raton, USA, pp 57-85.

**Brusius BK, de Souza RB, Barbieri E, Forecast W (2020)** Stranding of Marine Animals: Effects of Environmental Variables. In: Leal Filho W, Azul AM, Brandli L, Salvia AL, Wall T (eds.) Life Below Water. Springer, pp 1-10.

**Brusius BK, de Souza RB, Pereira de Freitas RA, Barbieri E (2021)** Effects of environmental variables on Magellanic penguin (*Spheniscus magellanicus*) strandings in southeastern Brazil. Ocean and Coastal Management 210: 105704.

**Byrd BL, Hohn AA, Lovewell GN, Altman KM, Barco SG, et al. (2014)** Strandings as indicators of marine mammal biodiversity and human interactions off the coast of North Carolina. Fishery Bulletin- National Oceanic and Atmospheric Administration 112 (1): 1-23.

**Cairns DK (1987)** Seabirds as indicators of marine food supplies. Biological Oceanography 5: 261-271.

**Camphuysen CJ, Heubeck M (2001)** Marine oil pollution and beached bird surveys: the development of a sensitive monitoring instrument. Environmental Pollution 112: 443-461.

**Carbone ME, Perillo GME, Piccolo MC (2007)** Dinámica morfológica de los ambientes costeros de Bahía de San Antonio Oeste, provincia de Río Negro. Asociación Argentina de Geofísicos y Geodestas. Geoacta 32: 83-91.

**Carreto JI, Verona CA, Casal AB, Laborde MA (1974)** Fitoplancton, pigmentos y condiciones ecológicas del Golfo San Matías I. Campaña SAO I (Marzo 1971) Instituto de Biología Marina de Mar del Plata, Contribución No. 235, pp 24.

**Castañeda J, Ramírez P, Bachmann V (2020)** Monitoreo de fauna marina varada en el litoral de Lambayeque y sur de Piura. Instituto del Mar del Perú 47 (3): 391-410.

**Castañeda J, Ramírez P (2022)** Fauna marina varada en el en el litoral de Lambayeque y sur de Piura. Instituto del Mar del Perú 49 (2): 264-274.

**Chauca J, Bachmann V, Macalupú J, Torres E, Castañeda J, et al. (2021)** Stranding of marine megavertebrates on the coast of northern Peru (2017 -2018). Instituto del Mar del Perú 36 (1): 252-281.

**Chebez JC (2005)** Guía de las reservas naturales de la Argentina: Patagonia norte. 1a ed., Albatros. Buenos Aires.

**Chiluiza D, Aguirre W, Félix F, Haase B (1998)** Varamientos de mamíferos marinos en la costa continental ecuatoriana período 1987-1995. Acta Oceanográfica del Pacífico 9 (1): 209-217.

**Clarke KR (1993)** Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. Australian Journal of Ecology 18: 117-143.

**Clarke KR, Gorley RN (2006)** PRIMER v6: User Manual/ Tutorial. PRIMER-E, Plymouth, UK.

**Crawley MJ (2007)** The R book. John Wiley and Sons. New York, USA.

**Croxall JP, Butchart SHM, Lascelles B, Stattersfield AJ, Sullivan B, et al. (2012)** Seabird conservation status, threats and priority actions: a global assessment. Bird Conservation International 22: 1-34.

**Cruz I (2008)** Avian and mammalian bone taphonomy in Southern Continental Patagonia. A comparative approach. Quaternary International 180: 30-37.

**Cruz I (2014)** Estudios sobre meteorización de huesos en Patagonia. Revista Chilena de Antropología 29: 89-94.

**Cruz I (2015)** Las investigaciones sobre preservación de huesos de aves y mamíferos grandes en Patagonia (Argentina). Archaeofauna 24: 209-224.

**Cune B, Grace J (2002)** Analysis of ecological communities. MjM Software Design. Oregon. United States.

**Curcio N, Arias M, Svendsen G, Romero A, González R (2017a)** Reporte de los relevamientos náuticos de mamíferos y aves marinas a bordo del Guardacostas GC69 “Río Paraná” – Resumen de los años 2014 al 2016. Informe Técnico N°02-2017. Escuela Superior de Ciencias Marinas, Universidad Nacional del Comahue, pp 9.

**Curcio N, Svendsen G, Romero A, Arias M, González R, Dans S (2017b)** Variaciones estacionales en la composición de ensambles multiespecíficos de alimentación en el Golfo San Matías. V Congreso Nacional de Conservación de la Biodiversidad. Las Grutas, Río Negro, Argentina.

**Curtolo LM (2004)** Biodiversidad de vertebrados e invertebrados en la Bahía de San Antonio. IBMP - Serie Publicaciones III: 33-35.

**De Lucca ER, Bertini M, Quaglia A (2012a)** Nidificación del águila mora *Geranoaetus melanoleucus* y del aguilucho común *Buteo polyosoma* en el litoral marítimo del noreste patagónico, Argentina. Nótulas Faunísticas (Segunda Serie) 103: 1-10.

**De Lucca ER, Bertini M, Quaglia A (2012b)** Nidificación agrupada del gavilán ceniciento *Circus cinereus* en médanos costeros del noreste patagónico, Argentina. Nótulas Faunísticas (Segunda Serie) 107: 1-10.

**De Lucca ER (2014)** Reproducción de halcones peregrinos sudamericanos (*Falco peregrinus cassini*) en acantilados marítimos de la Patagonia, Argentina. Nótulas Faunísticas (Segunda Serie) 152: 1-14.

**De Lucca ER, Bertini M (2015)** Densidades lineales y performance reproductiva de parejas de aguilucho común (*Geranoaetus polyosoma*) en el norte de la Patagonia, Argentina. Nótulas Faunísticas (Segunda Serie) 181: 1-14.

**De Lucca ER, Borsellino L, Albornoz L, Bertini M (2015)** Nuevos aportes sobre la reproducción de una población de halcones peregrinos sudamericanos (*Falco peregrinus cassini*) del norte de la patagonia, Argentina. Nótulas Faunísticas (Segunda Serie) 185: 1-12.

**De Lucca ER (2016a)** Reproducción del jote de cabeza negra (*Coragyps atratus*) en un nido construido por loros barranqueros (*Cyanolyseus patagonus*) en un acantilado del litoral patagónico, Argentina. Nótulas Faunísticas (Segunda Serie) 194: 1-6.

**De Lucca ER (2016b)** Observaciones de un nido exitoso de halcón peregrino sudamericano (*Falco peregrinus cassini*) en Argentina. Cuidado parental, rol de los sexos y comportamiento de pichones. Nótulas Faunísticas (Segunda Serie) 195: 1-11.

**De Lucca ER (2016c)** Tres nidos activos de halcón peregrino (*Falco peregrinus cassini*) en 1.8 km de acantilado marítimo en el Área Natrual Protegida Punta Bermeja, Provincia de Río Negro, Argentina. Nótulas Faunísticas (Segunda Serie) 206: 1-8.

**De Lucca ER (2017)** Una población de halcones peregrinos sudamericanos (*Falco peregrinus cassini*) incrementa su performance reproductiva. Historia Natural (Tercera Serie) 7 (1): 45-57.

**De Lucca ER (2020)** Reproducción del aguilucho común (*Geranoaetus polyosoma*) en acantilados marítimos patagónicos. Historia Natural (Tercera Serie) 10 (3): 113-129.

**De Lucca ER, Bertini M, Ferrada J (2022a)** Reproducción del jote cabeza colorada (*Cathartes aura*) y jote cabeza negra (*Coragyps atratus*) en el Golfo San Matías, Río Negro, Patagonia Argentina. Nótulas Faunísticas (Segunda Serie) 334: 1-11.

**De Lucca ER, Winter M, Sorice M, Failla M (2022b)** Nidificación de chimangos (*Milvago chimango*) en huecos excavados por loros barranqueros (*Cyanoliseus patagonus*) en acantilados marítimos de la Patagonia Argentina. Ornitología Neotropical 33: 1-8.

**Dellacasa RF, Tamini LL, García Scheuschner N, Belaus A, Despósito S, et al. (2022)** ECOFAM: Ciudadanos y científicos trabajando juntos a la orilla del mar. XIX Reunión Argentina de Ornitología. Puerto Madryn, Chubut, Argentina.

**Diamond AW, Devlin CM (2003)** Seabirds as indicators of changes in marine ecosystems: Ecological monitoring on Machias Seal Island. Environmental Monitoring and Assessment 88: 153-181.

**Dierschke V, Furness RW, Garthe S (2016)** Seabirds and offshore wind farms in European waters: Avoidance and attraction. Biological Conservation 202: 59-68.

**Esteves JL, Solis M, Gil M, Commendatore M, Sastre V, et al. (1995)** Golfo San Matías: estudio oceanográfico y biológico. Congreso Latinoamericano de Ciencias del Mar. Mar del Plata, Argentina.

**Ewbank AC, Sacristán C, Costa-Silva S, Antonelli M, Lorenço JR, et al. (2020)** Postmortem findings in Magellanic penguins (*Spheniscus magellanicus*) caught in a drift gillnet. BMC Veterinary Research 16: 153.

**Favero M, Silva Rodríguez MP (2004)** Aves típicas de ambientes costeros en el sudeste bonaerense. En: Boschi y Cousseau (Eds.) La vida entre mareas: vegetales y animales de las costas de Mar del Plata, Argentina. INIDEP, Mar del Plata, pp 297-308.

**Favero M, Silva Rodríguez MP (2005)** Estado actual y conservación de aves pelágicas que utilizan la plataforma continental Argentina como área de alimentación. El Hornero 20 (1): 95-110.

**Flint P, Fowler AC (1998)** A drift experiment to assess the influence of wind on recovery of oiled seabirds on St. Paul Island, Alaska. Marine Pollution Bulletin 36: 165-166.

**Fox J, Weisberg S (2019)** An {R} Companion to Applied Regression, Third Edition. Thousand Oaks CA: Sage. <https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/>

**Fraser GS, Russell J, Von Zharen WM (2006)** Produced water from offshore oil and gas installations on the Grand Banks, Newfoundland and Labrador: are the potential effects of seabirds sufficiently known?. Marine Ornithology 34: 147-156.

**Frere E, Quintana F, Gandini P (2005)** Cormoranes de la costa patagónica: estado poblacional, ecología y conservación. El Hornero 20 (1): 35-52.

**Fucks EE, Schnack EJ, Charó M (2012)** Aspectos geológicos y geomorfológicos del sector N del Golfo San Matías, Río Negro, Argentina. Revista de la Sociedad Geológica de España 25 (1-2): 95-105.

**Gagliardini DA, Rivas AL (2004)** Environmental characteristics of San Matias Gulf obtained from LANDSAT-TM and ETM+ data. Gayana 68 (2): 186-193.

**Gandini P, Rabufetti F, González R, González Zevallos D (2004)** Seabird mortality in the artisanal Argentinean hake longline fishery. III International Albatross and Petrel Conference, Montevideo, Uruguay, pp 66-67.

**García Borboroglu P, Boersma PD, Ruoppolo V, Reyes L, Rebstock GA, et al. (2006)** Chronic oil pollution harms Magellanic penguins in the Southwest Atlantic. *Marine Pollution Bulletin* 52: 193-198.

**García Borboroglu P, Boersma PD, Reyes L, Skewgar E (2008)** Petroleum Pollution and Penguins: Marine Conservation Tools to Reduce the Problem. In: Hofer, T.N. (ed.) *Marine Pollution: New Research*. Nova Science Publishers Inc., New York, USA, pp 339-356.

**García Borboroglu P, Boersma PD, Ruoppolo V, Pinho da Silva Filho R, Corrado Adornes A, et al. (2010)** Magellanic penguin mortality in 2008 along the SW Atlantic coast. *Marine Pollution Bulletin* 60: 1652-1657.

**García GO, Gómez Laich A, Favero M (2008)** Dieta de pichones de Ostrero Común (*Haematopus palliatus*) en un estuario del norte de la Patagonia Argentina. Reunión Argentina de Ornitología. San Martín de los Andes, Neuquén, Argentina.

**García GO, Paterlini CA, Hernández MM, Behotas RT, Favero M, Seco Pon JP (2020)** Hematology and plasma chemistry values in beached Magellanic penguin (*Spheniscus magellanicus*) in northern Argentina during the nonbreeding season. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine* 50: 927-936.

**García GO, Gorostegui Valenti A, Zumpano F, Hernández MM, Castaño MV, et al. (2021)** Conservation approach in a coastal reserve in Argentina to promote the responsible disposal of litter derived from recreational fisheries. *Ocean y Coastal Management*, 214, 105899.

**García G, Cabral V, Zumpano F, Gorostegui Valenti A (2022)** Manejo de los residuos generados por la pesquería recreacional: opinión de los pescadores de la Reserva de Mar Chiquita. Informe Técnico solicitado por el Comité de Gestión de la Reserva de Biósfera de Mar Chiquito. Informes científico-técnicos del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras N°10 (UNMdP-CONICET), pp 12.

**Genchi SA, Carbone ME, Piccolo MC, Perillo ME (2010)** Déficit hídrico en San Antonio Oeste, Argentina. Revista de Climatología 10: 29-34.

**Geraci JR, Lounsbury VJ (1993)** Marine mammals ashore: A Field Guide for Strandings. Texas A&M Sea Grant Publication. Texas, USA.

**Geraci JR, Lounsbury VJ (2005)** Marine Mammals Ashore: A Field Guide for Strandings. Second edition. Editorial National Aquarium in Baltimore. Baltimore, USA.

**González Zevallos D, Firstater F, Caille G (2003)** Presencia de juveniles de Albatros ceja negra *Thalassarche melanophrys* en dos caladeros de las costas de Patagonia. V Jornadas Nacionales de Ciencias del Mar. XIII Coloquio Argentino de Oceanografía. Mar del Plata. Argentina.

**González Zevallos DR, Firstater FN (2004)** Reporte. Palangre artesanal del Golfo San Matías. Fundación Patagonia Natural, pp 38. <https://www.repositorio.cenpat-conicet.gob.ar/handle/123456789/1262>

**González Zevallos D, Firstater F, Caille G, González R (2004)** Relevamiento de la pesca con Palangre Artesanal en el Golfo San Matías como punto de partida para la búsqueda de mejores prácticas de pesca. XXI Reunión Argentina de Ecología. Mendoza, Argentina.

**González Zevallos D, 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, Tamini LL, Seco Pon JP, Góngora ME, Blanco G (2012)** Aportes de la ornitología marina a la visión ecosistémica del manejo pesquero. *El Hornero* 27 (2): 117-126.

**González PM (1991)** Partición del hábitat y patrón de distribución y abundancia temporal de chorlos y playeros migratorios (Flias. Charadriidae y Scolopacidae) en “Los Álamos”, Pcia. de Río Negro, Argentina. IV Congreso de Ornitología Neotropical. Quito, Ecuador.

**González PM, Curtolo LM (1993)** Posibles efectos de los efluentes del proceso de fabricación de Soda Solvay sobre el “área vital” Bahía de San Antonio y zonas de influencia. *Jornadas Nacionales de Ciencias del Mar*. Puerto Madryn, Chubut, Argentina.

**González PM (1996)** Nidificación de aves marinas y costeras en el Área Natural Protegida Bahía de San Antonio, Pcia. de Río Negro, Argentina. Informe Fundación Patagonia Natural. Plan de Manejo Integrado de la Zona Costera Patagónica, pp 8.

**González PM, Bertellotti M, Giaccardi M, Lini R, Lizurume ME, Yorio P (1998)** Distribución reproductiva y abundancia de las aves marinas en Río Negro. En: Yorio P, Frere E, Gandini P y Harris G (Eds.) *Atlas de la distribución reproductiva de aves marinas en el litoral patagónico argentino*. Fundación Patagonia Natural y Wildlife Conservation Society, Buenos Aires, pp 29-38.

**González PM (2005)** San Antonio Oeste. En: Di Giacomo AS (Ed.) *Áreas importantes para la conservación de las aves en Argentina. Sitios prioritarios para la conservación de la*

biodiversidad: 5:1-514. Temas de Naturaleza y Conservación 5. Aves Argentinas/Asociación Ornitológica del Plata, Buenos Aires, pp 341-343.

**González R, Narvarte M, Verona C (2010)** Principios, lineamientos generales y procedimientos para la elaboración, adopción, implementación, evaluación y revisión de los Planes de Manejo Ecosistémico para la pesca marítima de captura en el Golfo San Matías. ECOPEs (Iniciativa para un Ecosistema Pesquero Sustentable). Instituto de Biología Marina y Pesquera Almirante Storni. Universidad Nacional del Comahue.

**Goodall RNP, Torres M, Schmid M, Palma M, Seco Pon JP, Goodall AI (2009)** Aves marinas encontradas muertas en playas de Tierra del Fuego. VII Jornadas Nacionales de Ciencias del Mar. Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina.

**Gross J, Ligges U (2015)** nortest: tests for Normality. R package version 1.0-4.  
<https://CRAN.R-project.org/package=nortest>

**Guidi C (2019)** Análisis de la pesca recreacional, los usuarios y sus prácticas en tres pesqueros Norpatagónicos para aportar a su manejo. Tesis de Grado. Sede Atlántica, Universidad Nacional de Río Negro.

**Haman KH, Norton TM, Ronconi RA, Nemeth NM, Thomas AC, et al. (2013)** Great shearwater (*Puffinus gravis*) mortality events along the eastern coast of the United States. Journal of Wildlife Diseases 49 (2): 235-245.

**Hamel NJ, Burger AE, Charleton K, Davidson P, Lee S, et al. (2009)** Bycatch and beached birds: assessing mortality impacts in coastal net fisheries using marine bird strandings. Marine Ornithology 37: 41–60.

**Handbook of the Birds of the World, BirdLife International (2022)** Handbook of the Birds of the World and BirdLife International digital checklist of the birds of the world. Version 7.

Available at: [http://datazone.birdlife.org/userfiles/file/Species/Taxonomy/HBW-BirdLife\\_Checklist\\_v7\\_Dec22.zip](http://datazone.birdlife.org/userfiles/file/Species/Taxonomy/HBW-BirdLife_Checklist_v7_Dec22.zip)

**Harris RJ, Tseng FS, Pokras MA, Suedmeyer BA, Bogart JSH, et al. (2006)** Beached bird surveys in Massachusetts: The Seabird Ecological Assessment Network (SEANET). *Marine Ornithology* 34 (2): 115-122.

**Hart KM, Mooreside P, Crowder LB (2006)** Interpreting the spatio-temporal patterns of sea turtle strandings: going with the flow. *Biological Conservation* 129 (2): 283-290.

**Hartig F (2022)** DHARMA: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models. R package version 0.4.5. <https://CRAN.R-project.org/package=DHARMA>

**Heubeck M (1995)** Shetland beached bird surveys: national and European context. *Proceedings of the Royal Society of Edinburgh* 103: 165-179.

**Heubeck M (2006)** The Shetland beached bird survey, 1979–2004. *Marine Ornithology* 34 (2): 123-127.

**Hindwood KA, McGill AR (1955)** Sea-bird mortality in coastal New South Wales during July, 1954. *Emu* 55: 148-156.

**Holmes O (1981)** Unequal sex ratios among seabirds found beach-washed. *Emu* 81: 44-47.

**Iribarne O, Isacch JP, Escapa M, Alberti J, Botto F, et al. (2004)** Efectos ecológicos de nutrientes derivados de la actividad del hombre en la Bahía de San Antonio. *IBMP Serie Publicaciones* 3: 71-72.

**Isla F, Schnack E, Aliotta S (1995)** Evolution and sedimentary dynamics of San Antonio Bay, Rio Negro, Argentina. XI Symposium on Coastal Sedimentology. Rio de Janeiro, Brasil.

**Jiménez S, Domingo A, Brazeiro A, Defeo O, Phillips RA (2015)** Marine debris ingestion by albatrosses in the southwest Atlantic Ocean. Marine Pollution Bulletin 96 (1-2): 149-154.

**Jorge DM (2016)** Ocurrencia y diversidad de vertebrados marinos varados en playas del Partido de Villa Gesell, provincia de Buenos Aires. Tesis de Grado. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata.

**Kassambara A (2020)** ggpubr: 'ggplot2' Based Publication Ready Plots. R package version 0.4.0. <https://CRAN.R-project.org/package=ggpubr>

**Kassambara A (2021)** rstatix: Pipe-Friendly Framework for Basic Statistical Tests. R package version 0.7.0. <https://CRAN.R-project.org/package=rstatix>

**Kokot R (1999)** Cambio climático y evolución costera en Argentina. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires.

**Kokot R, Salminci J, Luna F, Tunstall C (2013)** Retroceso costero y su relación con parámetros geotectónicos. Las Grutas, Río Negro. Revista de Geología Aplicada a la Ingeniería y al Ambiente 30: 53-66.

**Kokot RR, Favier Dubois CM (2017)** Evolución geomorfológica de la Bahía de San Antonio, provincia de Río Negro. Revista de la Asociación Geológica Argentina 74 (3): 315-325.

**Kovacs CJ, Kovacs O, Kovacs Z, Kovacs CM (2005)** Manual ilustrado de las Aves de la Patagonia, Antártida Argentina e Islas del Atlántico Sur. 1ª ed. El Bolsón.

**Kühn S, van Franeker JA (2020)** Quantitative overview of marine debris ingested by marine megafauna. *Marine Pollution Bulletin* 151, 110858.

**Kruskal WH, Wallis WA (1952)** Use of ranks in one-criterion variance analysis. *Journal of the American Statistical Association* 47 (260): 583-621.

**Kruskal JB (1964)** Nonmetric multidimensional scaling: A numerical method. *Psychometrika* 2: 115-129.

**Lenth RV (2022)** emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means. R package version 1.8.1-1. <https://CRAN.R-project.org/package=emmeans>

**Lisnizer N (2011)** Dinámica poblacional de la gaviota cocinera en el litoral patagónico: un enfoque regional para el manejo y la conservación. Tesis Doctoral. Universidad Nacional del Comahue.

**Lisnizer N, Gatto A, Quintana F, Yorio P, Soria G (2003)** Patrones de buceo y áreas de alimentación del Biguá en una colonia de Patagonia, Argentina. VII Neotropical Ornithological Congress. Termas de Puyehue, Chile.

**Llanos FA, Failla M, García GJ, Giovine PM, Carbajal M, et al. (2011)** Birds from the endangered Monte, the Steppes and Coastal biomes of the province of Río Negro, northern Patagonia, Argentina. *Check List* 7:6 ISSN 1809-127X (online edition).

**López-Lanús BM (2020)** Guía Audiornis de las aves de Argentina, fotos y sonidos: identificación por características contrapuestas y marcas sobre imágenes. Edición de Campo. Audiornis Producciones. Buenos Aires.

**Lucas AJ, Guerrero RA, Mianzan HW, Acha EM, Lasta CA (2005)** Coastal oceanographic regimes of the northern Argentine continental shelf (34-43°S). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 65 (3): 405-420.

**Luzenti EA (2014)** Comportamiento de alimentación del Pingüino de Magallanes (*Spheniscus magellanicus*) en tres colonias del norte de la Patagonia. Seminario de Licenciatura en Ciencias Biológicas. Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco.

**MAyDS, AA (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable y Aves Argentina) (2017)** Categorización de las Aves de la Argentina (2015). Informe del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación y de Aves Argentinas, edición electrónica. C. A. Buenos Aires, Argentina, pp 148.

**Mace GM, Baillie JE (2007)** The 2010 biodiversity indicators: challenges for science and policy. *Conservation Biology* 21: 1406-1413.

**Mariani DB, Almeida BJM, Febrônio ADM, Vergara-Parente JE, Souza, FAL, et al. (2019)** Causas de mortalidade de aves marinhas encalhadas na costa do Nordeste do Brasil. *Pesquisa Veterinária Brasileira* 39 (9): 523-529.

**Masello JF, Quillfeldt P (2002)** Chick Growth and Breeding Success of the Burrowing Parrot. *The Condor* 104: 574-586.

**Masello JF, Quillfeldt P (2005a)** La colonia de loros barranqueros en la costa rionegrina de El Cóndor. Un patrimonio mundial. En: Masera RF, Lew J, Serra Peirano G (coord.) *Las mesetas patagónicas que caen al mar: la costa rionegrina*. 1era ed. Gobierno de Río Negro. Viedma, pp 349-371.

**Masello JF, Quillfeldt P (2005b)** Villa Marítima El Cóndor. En: Di Giacomo AS (Ed.) Áreas importantes para la conservación de las aves en Argentina. Sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad: 5:1-514. Temas de Naturaleza y Conservación 5. Aves Argentinas/Asociación Ornitológica del Plata, Buenos Aires, pp 338-339.

**Masello JF, Pagnossin ML, Sommer C, Quillfeldt P (2006)** Population size, provisioning frequency, flock size and foraging range at the largest known colony of Psittaciformes: The Burrowing Parrots of the north-eastern Patagonian coastal cliffs. *Emu* 106: 69-79.

**Masera RF (2005)** Fisonomía general del bordemar patagónico rionegrino. En: Masera RF, Lew J, Serra Peirano G (coord.) Las mesetas patagónicas que caen al mar: la costa rionegrina. 1era ed. Gobierno de Río Negro. Viedma, pp 19-40.

**Mazio CA, Vara CD (1983)** Las mareas del Golfo San Matías. Departamento de Oceanografía, Servicio de Hidrografía Naval, Armada Argentina. Informe Técnico 13/83, pp 72.

**McCullagh P, Nelder JA (1989)** Generalized Linear Models. 2<sup>nd</sup> Edition. Chapman and Hall, London, UK.

**Montevecchi WA, Myers RA (1997)** Centurial and decadal oceanographic influences on changes in northern gannet populations and diets in the north-west Atlantic: implications for climate change. *ICES Journal of Marine Science* 54: 608-614.

**Moreira D, Simionato CG, Dragani WC, Nuñez MN (2009)** Tidal and residual currents observations at San Matias and San Jose gulfs, Northern Patagonian, Argentina. *Journal of Coastal Research* 25 (4): 957-968.

**Morgenthaler A, Millones A, Gandini P, Frere E (2013)** Estudio de la partición del recurso trófico en tres especies de cormoranes a través del análisis de isótopos estables y dieta tradicional. XV Reunión Argentina de Ornitología. Santa Rosa, La Pampa, Argentina.

**Muñoz AS, Savanti F (1998)** Observaciones tafonómicas sobre restos avifaunísticos de la costa noreste de Tierra del Fuego. Revista del Museo de Historia Natural de San Rafael Tomo XX 1/2: 107-121.

**Narosky T, Yzurieta D (2010)** Guía de identificación de aves de Argentina y Uruguay. Vázquez Mazzini, eds., Buenos Aires.

**Oksanen J, Simpson GL, Guillaume Blanchet F, Kindt R, Legendre P, et al., (2022)** vegan: Community Ecology Package. R package version 2.6-2. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>

**Oro D, Genovart M, Tavecchia G, Fowler MS, Martínez-Abraín A (2013)** Ecological and evolutionary implications of food subsidies from humans. Ecology Letters 16: 1501-1514.

**OSMTraker** OpenStreetMap Tracker for Android v.1.0.1  
<https://github.com/labexp/osmtracker-android/releases/tag/v1.0.1>

**Palma ED, Matano RP, Piola AR (2004)** A numerical study of the Southwestern Atlantic Shelf circulation: Barotropic response to tidal and wind forcing. Journal of Geophysical Research Atmospheres 109: 1-17.

**Perkins JS (1983)** Oiled Magellanic penguins in Golfo San Jose, Argentina. Marine Pollution Bulletin 14 (10): 383-387.

**Petracci PF, Cereghetti J, Martín J, Obed YS (2009)** Dieta del Biguá (*Phalacrocorax olivaceus*) durante la primavera en el estuario de Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina. El Hornero 24 (2): 73-78.

**Petry MV, Fonseca VDS (2002)** Effects of human activities in the marine environment on seabirds along the coast of Rio Grande do Sul, Brazil. Ornitologia Neotropical 13: 137-142.

**Pinheiro JC y Bates DM (2000)** Mixed-Effects Models in S and S-PLUS. Springer, New York.

**Piola AR, Scasso LM (1988)** Circulación en el Golfo San Matías. Geoacta 15 (1): 33-51.

**Portflitt Toro M, Miranda Urbina D, Luna Jorquera G (2018)** Aves marinas varadas en la bahía de Coquimbo, norte de Chile: ¿Qué especies y cuántas mueren? Revista de Biología Marina y Oceanografía 53 (2): 185-193.

**Post PW (2007)** Observations of prion (*Pachyptila*) wrecks on the west coast of South America. Notornis 54: 220-225.

**Povedano HE (2016)** Aves de la provincia de Río Negro: identificación, distribución, estatus. 1 ed. Povedano HE. La Plata.

**Powlesland RG, Imber MJ (1988)** OSNZ Beach Patrol Scheme: information and instructions. Notornis 35: 143-153.

**Pozzi LM, Borboroglu PG, Boersma PD, Pascual MA (2015)** Population Regulation in Magellanic Penguins: What Determines Changes in Colony Size?. PLoS ONE 10(3): e0119002.

**Primer-E version 6.1.6** Analysis of similarity (ANOSIM, Clarke 1993, Clarke y Gorley 2006).

**R Core Team (2021)** R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org>

**Ramírez FC, Mianzan H y Chiaverano L (2004)** Varamientos y arribazones. En: (Boschi y Cousseau eds.) La vida entre mareas: vegetales y animales de las costas de Mar del Plata, Argentina. INIDEP. Mar del Plata, pp 59-64.

**Rivas AL, Pisoni JP (2010)** Identification, characteristics and seasonal evolution of surface thermal fronts in the Argentinean Continental Shelf. *Journal of Marine Systems* 79: 134-143

**Roletto J, Mortenson K, Harrald I, Hall J, Grella L (2003)** Beached bird surveys and chronic oil pollution in Central California. *Marine Ornithology* 31: 21-28.

**Romero MA, Svendsen G, Arias M, González R (2021)** Varamiento masivo de delfines comunes *Delphinus delphis* en la Bahía de San Antonio. Informe Técnico N°05/2021. Escuela Superior de Ciencias Marinas, Universidad Nacional del Comahue, pp 24.

**Saad JF, Narvarte MA, Abrameto MA, Alder VA (2019)** Drivers of nano-and microplanktonic community structure in a Patagonian tidal flat ecosystem. *Journal of Plankton Research* 41 (5): 621-639.

**Saraceno M, Tonini MH, Williams GN, Aubone N, Olascoaga MJ, et al. (2020)** On the Complementary Information Provided by Satellite Images, Lagrangian Drifters, and a Regional Numerical Model: a Case Study in the San Matias Gulf, Argentina. *Remote Sensing in Earth Systems Sciences* 3: 123-135.

**Scasso LM, Piola AR (1988)** Intercambio neto de agua entre el mar y la atmósfera en el Golfo San Matías. *Geoacta* 15 (1): 13-31.

**Sastre AV, Santinelli NH, Esteves JL, Reinoso R (1995)** Fitoplancton del Golfo San Matías de tres campañas de muestreo (noviembre 1992, septiembre 1993 y marzo 1994). Congreso Latinoamericano de Ciencias del Mar. Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina.

**Savigny C, Caille G, González R, Harris G (2005a)** The Trinidade Petrel (*Pterodroma arminjoniana*) at Golfo San Matias: a new species for Argentina. *El Hornero* 20 (2): 183-186.

**Savigny C, Firstater F, González R, Caille G (2005b)** Aves Marinas en el Golfo San Matías: Interacciones con la pesquería del Calamar *Illex argentinus*, Patagonia Argentina. Reunión Argentina de Ornitología. Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina.

**Savigny C, Carbajal M (2015)** El albatros corona blanca (*Thalassarche steadi*) (Falla, 1933) en la República Argentina. Primer registro confirmado por espécimen y notas sobre su distribución e identificación en el campo. *Nótulas Faunísticas (Segunda Serie)* 180: 1-9.

**Savigny C (2021)** Aves del Atlántico Sudoccidental y Antártida. LBN, eds., Balcarce.

**Sayol F, Cooke RSC, Pigot AL, Blackburn TM, Tobias JA, et al. (2021)** Loss of functional diversity through anthropogenic extinctions of island birds is not offset by biotic invasions. *Science Advances* 7, eabj5790.

**Scalise A, Schnack E, Fucks E, Ahrendt K, González R, et al. (2009)** Evaluación de alternativas para la conservación y manejo del frente costero en Las Grutas. Informe Final de Consultoría. Comitente: Consejo Federal de Inversiones, pp 120.

**Scherer JFM, Scherer AL, Petry MV (2011)** Ocorrência de carcaças de aves marinhas no litoral do Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Ornitologia* 19: 505-513.

**Schiavini A, Yorio P, Gandini PA, Raya Rey A, Boersma PD (2005)** Los Pingüinos de las costas argentinas: estado poblacional y conservación. *El Hornero* 20: 5-23.

**Schlatter R, Paredes E, Ulloa J, Harris J, Romero A, et al. (2009)** Mortality of Magellanic Penguins (*Spheniscus magellanicus*) at Queule, Araucania region, Chile. *Boletín Chileno de Ornitología* 15 (2): 78-86.

**Schnack EJ, del Río JL, Isla FI (1986)** Formas y dinámicas del delta de reflujo de la bahía San Antonio, Río Negro. *Actas de la primera Reunión de Sedimentología*. La Plata, Buenos Aires, Argentina.

**Schreiber EA y Burger J (2002)** *Biology of Marine Birds*. CRC Press. Boca Raton. Florida.

**Secretaría de Medio Ambiente de la Provincia de Río Negro (2012)** Plan de Manejo del Área Natural Protegida Bahía de San Antonio. Gobierno de la Provincia de Río Negro. Programa de apoyo a la modernización productiva de la Provincia de Río Negro. Préstamo BIID 1463/1464 OC-AR, pp 284.

**Servicio de Hidrografía Naval** <http://www.hidro.gov.ar/>

**Seco Pon JP, Copello S, Tamini L, Mariano-Jelicich R, Paz J, et al. (2015)** Seabird Conservation in Fisheries: Current State of Knowledge and Conservation Needs for Argentine high-seas Fleets. In: Garrett Mahala (ed) *Seabirds and songbirds: Habitat preferences, conservation and migratory behaviour*. NOVA Science Publishers Inc., New York, pp 45-88.

**Seco Pon JP, Behotas T, Paterlini C, Rana CA, García G (2017a)** Varamiento de Pingüinos magallánicos *Spheniscus magellanicus* en el SE bonaerense: evaluación de su estado sanitario. XVII Reunión Argentina de Ornitología. Puerto Iguazú, Misiones, Argentina.

**Seco Pon JP, Rosenthal A, Denuncio P (2017b)** Monitoreo de varamientos de grandes vertebrados marinos en el Partido de Villa Gesell (2010-2017): resultados preliminares. Segundas Jornadas Bonaerenses sobre Conservación de Ambientes y Patrimonio Costero. Villa Gesell, Buenos Aires, Argentina.

**Seco Pon JP, Bó MS, Block C, Galván FE, García G (2018)** Chimango Caracara (*Milvago chimango*) entangled in fishing tackle in southeastern Buenos Aires province, Argentina. Ornitología Neotropical 29: X–Y.

**Seco Pon JP, Rosenthal A, Di Sallo F (2019)** Monitoreo de varamientos del Pingüino de Magallanes (*Spheniscus magellanicus*) en el sector costero del sudeste bonaerense durante el período invernal (2007-2016): resultados preliminares. XIV Encuentro Biólog@s En Red. Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina.

**Seco Pon JP, Pereyra PJ (2021)** First evidence of anthropogenic debris in nests of the Kelp Gull (*Larus dominicanus*) from a small semi-desert Argentinean coastal ecosystem. Marine Pollution Bulletin 170: 112650.

**Seco Pon JP, García GO (2022)** Pingüino de Magallanes (*Spheniscus magellanicus*) en la costa norte de Argentina: ¿evidencias de un sesgo sexual en aves juveniles varadas? El Hornero 37 (1): 65-77.

**Shannon CE, Weaver W (1963)** The mathematical theory of communication. Ed. University Illinois Press. USA.

**Silva AL, Siles L, Cardona L, Tavares E, Crespo E, Gandini P (2015)** Diferencias estacionales en la dieta de individuos juveniles del Pingüino Patagónico (*Spheniscus magellanicus*) reveladas en base al análisis de isótopos estables en uñas. El Hornero 30: 45-54.

**Simeone AM, Bernal M, Meza J (1999)** Incidental mortality of Humboldt Penguins *Spheniscus humboldti* in gill nets, central Chile. *Marine Ornithology* 27: 157-161.

**Simionato CG, Dragani W, Nuñez M, Engel M (2004)** A Set of 3-D Nested Models for Tidal Propagation from the Argentinean Continental Shelf to the Río de la Plata Estuary – Part I. *Journal of Coastal Research* 20 (3): 641-936.

**Tamini LL, Dellacasa RF (2009)** Project Seabird Argentina: Conservation through community involvement. Final Report, pp 48.

[https://www.conservationleadershipprogramme.org/media/2014/11/020407F\\_Argentina\\_Final\\_Report\\_Project-Seabirds.pdf](https://www.conservationleadershipprogramme.org/media/2014/11/020407F_Argentina_Final_Report_Project-Seabirds.pdf)

**Tavares DC, de Moura JF, Siciliano S (2016)** Environmental predictors of seabird wrecks in a tropical coastal area. *PLoS ONE* 11(12), e0168717.

**Tavares DC, de Moura JF, Merico A, Siciliano S (2020)** Mortality of seabirds migrating across the tropical Atlantic in relation to oceanographic processes. *Animal Conservation* 23: 307-319.

**Taylor GA (1997)** Seabirds found dead on New Zealand beaches in 1995. *Notornis* 44: 201-212.

**Taylor GA (1999)** Seabirds found dead on New Zealand beaches in 1996. *Notornis* 46: 434-445.

**Thomas L (1996)** Monitoring long-term population change: why are there so many analysis methods? *Ecology* 77: 49-58.

**Thornthwaite CW (1948)** An approach Howard a racional classification of climate. Reprinted from the Geographical Review 38: 55-94.

**Tonini MH (2010)** Modelado numérico del ecosistema de los golfos norpatagónicos. Tesis Doctoral. Universidad Nacional del Sur.

**Tonini MH, Palma ED, Piola AR (2013)** A numerical study of gyres, thermal fronts and seasonal circulation in austral semi-enclosed gulfs. Continental Shelf Research 65: 97-110.

**Trathan PN, García Borboroglu P, Boersma D, Bost CA, Crawford RJM, et al. (2015)** Pollution, habitat loss, fishing, and climate change as critical threats to penguins. Conservation Biology 29: 31-41.

**Yorio P, Caille G (1999)** Seabird Interactions with Coastal Fisheries in Northern Patagonia: Use of Discards and Incidental Captures in Nets. Waterbirds 22 (2): 207-216.

**Yorio P, Bertellotti M (2005)** Complejo Islote Lobos. En: Di Giacomo AS (Ed.) Áreas importantes para la conservación de las aves en Argentina. Sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad: 5:1-514. Temas de Naturaleza y Conservación 5. Aves Argentinas/Asociación Ornitológica del Plata, Buenos Aires, pp 340-341.

**Yorio P, Quintana F, López de Casenave J (2005a)** Ecología y conservación de las aves marinas del litoral marítimo argentino. El Hornero 20 (1): 1-3.

**Yorio P, Bertellotti M, García Borboroglu P (2005b)** Ecología y conservación de gaviotas que se reproducen en el litoral marítimo argentino. El Hornero 20 (1): 53-74.

**Yorio P (2005)** Estado poblacional y de conservación de gaviotines y escúas que se reproducen en el litoral marítimo argentino. El Hornero 20 (1): 75-93.

**Yorio P, Marinao C, Suárez N (2014)** Kelp Gulls (*Larus dominicanus*) killed and injured by discarded monofilament lines at a marine recreational fishery in northern Patagonia. Marine Pollution Bulletin 85: 186-189.

**Van Pelt TI, Piatt JF (1995)** Deposition and persistence of beachcast seabird carcasses. Marine Pollution Bulletin 30 (12): 794-802.

**Vanstreels RET, Adornes AC, Canabarro PL, Ruoppolo V, da Silva-Filho RP, Catão-Dias JL (2013)** Female-biased mortality of Magellanic Penguins (*Spheniscus magellanicus*) on the wintering grounds. Emu 113: 128-134.

**Vara CD, Mazio CA (1983)** Corrientes de marea en el Golfo San Matías. Departamento de Oceanografía, Servicio de Hidrografía Naval, Armada Argentina. Informe Técnico 20/83, pp 31.

**Vassallo M (2021)** Varamientos de tortugas marinas en el sector costero norte de la Provincia de Buenos Aires: análisis de su contribución espacio-temporal e identificación de posibles causas. Tesis de Grado. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata.

**Venables WN, Ripley BD (2002)** Modern Applied Statistics with S. Fourth Edition. Springer. New York.

**Wickham H (2016)** ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. Springer-Verlag. New York.

**Wickham H, Averick M, Bryan J, Chang W, et al. (2019)** Welcome to the tidyverse. Journal of Open Source Software, 4 (43): 1686. <https://CRAN.R-project.org/package=tidyverse>

**Wickham H, François R, Henry L, Müller K (2021)** dplyr: A Grammar of Data Manipulation. R package version 1.0.7. <https://CRAN.R-project.org/package=dplyr>

**Wiese FK, Jones IL (2001)** Experimental Support for a New Drift Block Design to Assess Seabird Mortality from Oil Pollution. *The Auk* 118 (4): 1062-1068.

**Wiese FK, Elmslie K (2006)** Underuse and misuse of data from beached bird surveys. *Marine Ornithology* 34: 157–159.

**Williams G, Sapoznik M, Ocampo-Reinaldo M, Solis M, Narvarte M, et al. (2010)** Comparison of AVHRR and SeaWiFS imagery with fishing activity and in situ data in San Matias Gulf, Argentina. *International Journal of Remote Sensing* 31 (17): 4531-4542.

**Williams G (2011)** Caracterización ambiental del Golfo San Matías mediante sensores remotos y parámetros oceanográficos. Relación con la distribución y abundancia de los recursos biológicos de interés pesquero. Tesis Doctoral. Universidad Nacional del Comahue.

**Windguru** <http://www.windguru.cz/>

**Wood J (2004)** Annual and monthly patterns in recoveries of beach-wrecked Procellariiformes from Southland, New Zealand 1990-2000. *Notornis* 51 (2): 103-112.

**Zavala C, Freije H (2005)** Geología de los acantilados rionegrinos. En: Masera RF, Lew J, Serra Peirano G (coord.) *Las mesetas patagónicas que caen al mar: la costa rionegrina*. 1era ed. Gobierno de Río Negro. Viedma, pp 185-200.

**Zhu H (2021)** kableExtra: Construct Complex Table with 'kable' and Pipe Syntax. R package version 1.3.4. <https://CRAN.R-project.org/package=kableExtra>

**Zuur AF, Ieno EN, Walker NJ, Saveliev AA, Smith GM (2009) Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R. Editorial Springer-Verlag. New York, USA.**

## 7. ANEXO

## Tablas

**Tabla A1.** Resultados del análisis SIMPER para identificar las especies que contribuyeron a la similitud de los sitios de muestreo. Abund. Prom. = abundancia promedio, Sim. Prom. = similitud promedio, Sim/DE = cociente entre la similitud y la desviación estándar, Contrib.% = porcentaje de contribución, Acum.% = porcentaje de similitud acumulada, MAR = Mar Grande, OA = Oasis.

Especies	Abund. Prom.	Sim. Prom.	Sim/DE	Contrib.%	Acum.%
<b>MAR</b>					
<i>Spheniscus magellanicus</i>	1,52	12,78	0,65	53,35	53,35
<i>Larus dominicanus</i>	0,89	6,90	0,48	28,82	82,17
<i>Larus sp.</i>	0,52	3,53	0,34	14,75	96,92
Similitud promedio = 23,95%					
<b>OA</b>					
<i>Spheniscus magellanicus</i>	1,59	4,17	0,35	36,67	36,67
<i>Larus dominicanus</i>	0,64	3,31	0,34	29,10	65,77
<i>Nannopterum brasilianus</i>	0,60	2,66	0,27	23,40	89,16
<i>Podiceps major</i>	0,18	0,43	0,10	3,81	92,97
Similitud promedio = 11,37%					

**Tabla A2.** Resultado del análisis SIMPER para identificar las especies que contribuyeron a la disimilitud entre los sitios de muestreo. Abund. Prom. = abundancia promedio, Sim. Prom. = similitud promedio, Dis. Prom. = disimilitud promedio, Dis/DE = cociente entre la disimilitud y la desviación estándar, Contrib.% = porcentaje de contribución, Acum.% = porcentaje de disimilitud acumulada, MAR = Mar Grande, OA = Oasis.

Especies	MAR	OA	Dis. Prom.	Dis/DE	Contrib.%	Acum.%
	Abund. Prom.	Abund. Prom.				
<i>Spheniscus magellanicus</i>	1,52	1,59	27,96	1,08	32,49	32,49
<i>Larus dominicanus</i>	0,89	0,64	16,52	0,80	19,19	51,68
<i>Nannopterum brasilianus</i>	0,15	0,60	9,02	0,54	10,48	62,16
<i>Larus sp.</i>	0,52	0,12	8,98	0,59	10,43	72,58
<i>Podiceps major</i>	0,05	0,18	3,51	0,33	4,08	76,66
<i>Puffinus puffinus</i>	0,04	0,31	2,63	0,33	3,05	79,71
<i>Sterna sp.</i>	0,13	0,04	2,23	0,36	2,59	82,30
<i>Ardenna gravis</i>	0,00	0,21	1,90	0,31	2,20	84,50
<i>Leucocarbo atriceps</i>	0,10	0,05	1,57	0,33	1,82	86,32
<i>Puffinus sp.</i>	0,02	0,09	1,39	0,26	1,61	87,94
<i>Thalassarche sp.</i>	0,05	0,10	1,37	0,28	1,60	89,53
<i>Ardenna sp.</i>	0,02	0,12	1,13	0,31	1,32	90,85
Disimilitud promedio = 86,07%						

**Tabla A3.** Resultados del análisis SIMPER para identificar las especies que contribuyeron a la similitud de los niveles de la playa. Abund. Prom. = abundancia promedio, Sim. Prom. = similitud promedio, Sim/DE = cociente entre la similitud y la desviación estándar, Contrib.% = porcentaje de contribución, Acum.% = porcentaje de similitud acumulada, NI = Nivel Inferior, NS = Nivel Superior.

Especies	Abund. Prom.	Sim. Prom.	Sim/DE	Contrib.%	Acum.%
	NI				
<i>Spheniscus magellanicus</i>	0,76	5,51	0,34	50,59	50,59
<i>Larus dominicanus</i>	0,43	3,78	0,30	34,64	85,24
<i>Larus sp.</i>	0,16	0,70	0,13	6,46	91,69
Similitud promedio = 10,90%					
Especies	NS		Sim/DE	Contrib.%	Acum.%
	Abund. Prom.	Sim. Prom.			
<i>Spheniscus magellanicus</i>	2,35	11,31	0,69	49,04	49,04
<i>Larus dominicanus</i>	1,11	6,79	0,55	29,46	78,50
<i>Larus sp.</i>	0,49	1,90	0,29	8,24	86,75
<i>Nannopterum brasilianus</i>	0,60	1,87	0,26	8,09	94,83
Similitud promedio = 23,06%					

**Tabla A4.** Resultado del análisis SIMPER para identificar las especies que contribuyeron a la disimilitud entre los niveles de la playa. Abund. Prom. = abundancia promedio, Dis. Prom. = disimilitud promedio, Dis/DE = cociente entre la disimilitud y la desviación estándar, Contrib.% = porcentaje de contribución, Acum.% = porcentaje de disimilitud acumulada, NI = nivel inferior, NS = nivel superior.

Especies	NI	NS	Dis. Prom.	Dis/DE	Contrib.%	Acum.%
	Abund. Prom.	Abund. Prom.				
<i>Spheniscus magellanius</i>	0,76	2,35	27,03	1,11	31,71	31,71
<i>Larus dominicanus</i>	0,43	1,11	16,34	0,86	19,17	50,88
<i>Nannopterum brasilianus</i>	0,14	0,60	9,31	0,52	10,92	61,80
<i>Larus sp.</i>	0,16	0,49	8,42	0,59	9,88	71,68
<i>Podiceps major</i>	0,08	0,15	3,38	0,32	3,96	75,64
<i>Puffinus puffinus</i>	0,04	0,30	2,46	0,36	2,88	78,53
<i>Sterna sp.</i>	0,04	0,14	2,39	0,37	2,80	81,33
<i>Leucocarbo atriceps</i>	0,00	0,15	1,89	0,34	2,21	83,54
<i>Ardenna gravis</i>	0,05	0,15	1,86	0,29	2,19	85,73
<i>Puffinus sp.</i>	0,00	0,11	1,68	0,26	1,97	87,70
<i>Thalassarche sp.</i>	0,04	0,11	1,34	0,27	1,57	89,27
<i>Ardenna sp.</i>	0,04	0,10	1,15	0,31	1,35	90,62
Disimilitud promedio = 85,23%						

**Tabla A5.** Variación espacial en los valores de abundancia (N), frecuencia de ocurrencia (presencia/ausencia) absoluta (FA = número de eventos en donde se registró la presencia del orden y la especie en cada sitio de muestreo y en cada nivel de la playa por transecta) y relativa (FR = porcentaje de registros de varamientos de cada sitio de muestreo y nivel de la playa por transecta). Sin ID = sin identificar.

Orden/Especie	Sitios de Muestreo						Niveles de la Playa					
	Mar Grande			Oasis			Nivel Inferior			Nivel Superior		
	N	FA	FR	N	FA	FR	N	FA	FR	N	FA	FR
<b>Sphenisciformes</b>	<b>125</b>	<b>50</b>	<b>60,98</b>	<b>125</b>	<b>29</b>	<b>37,18</b>	<b>61</b>	<b>27</b>	<b>33,75</b>	<b>189</b>	<b>52</b>	<b>65,00</b>
<i>Spheniscus magellanicus</i>	125	50	60,98	125	29	37,18	61	27	33,75	189	52	65,00
<b>Charadriiformes</b>	<b>134</b>	<b>55</b>	<b>67,07</b>	<b>72</b>	<b>37</b>	<b>47,44</b>	<b>55</b>	<b>31</b>	<b>38,75</b>	<b>151</b>	<b>61</b>	<b>76,25</b>
<i>Larus dominicanus</i>	73	40	48,78	50	30	38,46	34	25	31,25	89	45	56,25
<i>Larus sp.</i>	43	30	36,59	9	7	8,97	13	11	13,75	39	26	32,50
<i>Larus maculipennis</i>	1	1	1,22	2	2	2,56	1	1	1,25	2	2	2,50
<i>Sterna hirundinacea</i>	1	1	1,22	4	4	5,13	0	0	0,00	5	5	6,25
<i>Sterna sp.</i>	11	10	12,20	3	3	3,85	3	3	3,75	11	10	12,50
<i>Thalasseus sandvicensis</i>	1	1	1,22	0	0	0,00	0	0	0,00	1	1	1,25
<i>Catharacta sp.</i>	1	1	1,22	0	0	0,00	0	0	0,00	1	1	1,25
<i>Haematopus palliatus</i>	3	3	3,66	0	0	0,00	2	2	2,50	1	1	1,25
<i>Haematopus leucopodus</i>	0	0	0,00	1	1	1,28	0	0	0,00	1	1	1,25
<i>Charadrius falklandicus</i>	0	0	0,00	2	2	2,56	1	1	1,25	1	1	1,25
<i>Calidris fuscicollis</i>	0	0	0,00	1	1	1,28	1	1	1,25	0	0	0,00
<b>Procellariiformes</b>	<b>16</b>	<b>10</b>	<b>12,20</b>	<b>71</b>	<b>28</b>	<b>35,90</b>	<b>16</b>	<b>10</b>	<b>12,50</b>	<b>71</b>	<b>28</b>	<b>35,00</b>
<i>Fulmarus glacialoides</i>	5	3	3,66	3	1	1,28	2	1	1,25	6	3	3,75
<i>Puffinus puffinus</i>	3	3	3,66	24	10	12,82	3	3	3,75	24	10	12,50
<i>Puffinus sp.</i>	2	2	2,44	7	6	7,69	0	0	0,00	9	8	10,00
<i>Ardenna gravis</i>	0	0	0,00	16	11	14,10	4	3	3,75	12	8	10,00
<i>Ardenna sp.</i>	2	2	2,44	9	8	10,26	3	2	2,50	8	8	10,00
<i>Procellaria aequinoctialis</i>	0	0	0,00	1	1	1,28	1	1	1,25	0	0	0,00
<i>Macronectes giganteus</i>	0	0	0,00	1	1	1,28	0	0	0,00	1	1	1,25
<i>Macronectes sp.</i>	0	0	0,00	2	2	2,56	0	0	0,00	2	2	2,50
<i>Thalassarche sp.</i>	4	3	3,66	8	5	6,41	3	3	3,75	9	5	6,25

<b>Suliformes</b>	<b>22</b>	<b>18</b>	<b>21,95</b>	<b>54</b>	<b>30</b>	<b>38,46</b>	<b>12</b>	<b>11</b>	<b>13,75</b>	<b>64</b>	<b>37</b>	<b>46,25</b>
<i>Nannopterum brasilianus</i>	12	11	13,41	47	25	32,05	11	10	12,50	48	26	32,50
<i>Leucocarbo atriceps</i>	8	7	8,54	4	4	5,13	0	0	0,00	12	11	13,75
<i>Phalacrocorax sp.</i>	2	2	2,44	3	2	2,56	1	1	1,25	4	3	3,75
<b>Podicipediformes</b>	<b>4</b>	<b>4</b>	<b>4,88</b>	<b>17</b>	<b>11</b>	<b>14,10</b>	<b>8</b>	<b>6</b>	<b>7,50</b>	<b>13</b>	<b>9</b>	<b>11,25</b>
<i>Podiceps major</i>	4	4	4,88	14	10	12,82	6	5	6,25	12	9	11,25
<i>Podiceps occipitalis</i>	0	0	0,00	2	2	2,56	1	1	1,25	1	1	1,25
<i>Rollandia rolland</i>	0	0	0,00	1	1	1,28	1	1	1,25	0	0	0,00
<b>Anseriformes</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	<b>1,22</b>	<b>4</b>	<b>4</b>	<b>5,13</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1,25</b>	<b>5</b>	<b>4</b>	<b>5,00</b>
<i>Coscoroba coscoroba</i>	2	1	1,22	0	0	0,00	0	0	0,00	2	1	1,25
<i>Cygnus melancoryphus</i>	0	0	0,00	2	2	2,56	1	1	1,25	1	1	1,25
<i>Spatula platalea</i>	0	0	0,00	1	1	1,28	0	0	0,00	1	1	1,25
<i>Anas sp.</i>	0	0	0,00	1	1	1,28	0	0	0,00	1	1	1,25
<b>Phoenicopteriformes</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>2,44</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>2,56</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1,25</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>3,75</b>
<i>Phoenicopus chilensis</i>	2	2	2,44	2	2	2,56	1	1	1,25	3	3	3,75
<b>Pelecaniformes</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1,22</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1,28</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1,25</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1,25</b>
<i>Nycticorax nycticorax</i>	0	0	0,00	1	1	1,28	1	1	1,25	0	0	0,00
<i>Garza sin ID</i>	1	1	1,22	0	0	0,00	0	0	0,00	1	1	1,25
<b>Fuliformes</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1,22</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0,00</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1,25</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0,00</b>
<i>Fulica sp.</i>	1	1	1,22	0	0	0,00	1	1	1,25	0	0	0,00
<b>Falconiformes</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>2,44</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1,28</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0,00</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>3,75</b>
<i>Falco peregrinus</i>	1	1	1,22	0	0	0,00	0	0	0,00	1	1	1,25
<i>Phalcoboenus chimango</i>	1	1	1,22	1	1	1,28	0	0	0,00	2	2	2,50
<b>Strigiformes</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0,00</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1,28</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0,00</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1,25</b>
<i>Athene cunicularia</i>	0	0	0,00	1	1	1,28	0	0	0,00	1	1	1,25
<b>Sin ID</b>	<b>11</b>	<b>10</b>	<b>12,20</b>	<b>4</b>	<b>4</b>	<b>5,13</b>	<b>7</b>	<b>6</b>	<b>7,50</b>	<b>8</b>	<b>8</b>	<b>10,00</b>
<b>Total Aves Varadas</b>	<b>320</b>			<b>352</b>			<b>163</b>			<b>509</b>		

**Tabla A6.** Variación espacial en los valores de riqueza específica (número de especies) y diversidad (índice de Shannon-Weaver) de aves varadas halladas durante el período de estudio.

	Sitios de Muestreo		Niveles de la Playa	
	Mar Grande	Oasis	Nivel Inferior	Nivel Superior
Riqueza	24	31	23	33
Diversidad	1,90	2,30	2,08	2,22

**Tabla A7.** Resultados del análisis SIMPER de similitud de cada factor sitio-nivel calculado en base a las estaciones del año. Abund. Prom. = abundancia promedio, Sim. Prom. = similitud promedio, Sim/DE = cociente entre la similitud y el desviación estándar, Contrib.% = porcentaje de contribución, Acum.% = porcentaje de similitud acumulada, MAR = Mar Grande, OA = Oasis, NI = nivel inferior, NS = nivel superior.

Especies	Abund. Prom.	Sim. Prom.	Sim/DE	Contrib.%	Acum.%
<b>MAR-NI</b>					
<i>Spheniscus magellanicus</i>	0,83	14,20	0,58	61,58	61,58
<i>Larus dominicanus</i>	0,49	5,29	0,34	22,92	84,50
<i>Larus sp.</i>	0,29	3,36	0,27	14,55	99,05
Similitud promedio = 23,06%					
<b>MAR-NS</b>					
<i>Spheniscus magellanicus</i>	2,22	17,97	1,00	53,61	53,61
<i>Larus dominicanus</i>	1,29	8,50	0,62	25,36	78,97
<i>Larus sp.</i>	0,76	5,02	0,44	14,97	93,94
Similitud promedio = 33,53%					
<b>OA-NI</b>					
<i>Nannopterum brasilianus</i>	0,21	2,33	0,18	34,82	34,82
<i>Spheniscus magellanicus</i>	0,69	2,19	0,18	32,77	67,59
<i>Larus dominicanus</i>	0,36	1,32	0,21	19,66	87,25
<i>Ardennna gravis</i>	0,10	0,35	0,13	5,27	92,52
Similitud promedio = 6,69%					
<b>OA-NS</b>					
<i>Spheniscus magellanicus</i>	2,49	6,85	0,49	30,57	30,57
<i>Larus dominicanus</i>	0,92	6,83	0,49	30,48	61,05
<i>Nannopterum brasilianus</i>	1,00	6,14	0,44	27,43	88,48
<i>Puffinus puffinus</i>	0,56	0,61	0,20	2,74	91,22
Similitud promedio = 22,40%					

**Tabla A8.** Resultados del análisis SIMPER de comparación entre factores sitio-nivel basados en las estaciones del año. Abund. Prom. = abundancia promedio, Dis. Prom. = disimilitud promedio, Dis/DE = cociente entre la disimilitud y la desviación estándar, Contrib.% = porcentaje de contribución, Acum.% = porcentaje de disimilitud acumulada, MAR = Mar Grande, OA = Oasis, NI = Nivel Inferior, NS = Nivel Superior.

Especies	Abund. Prom.	Abund. Prom.	Dis. Prom.	Dis/DE	Contrib.%	Acum.%
	MAR-NI	OA-NI				
<i>Spheniscus magellanicus</i>	0,83	0,69	31,15	0,91	34,66	34,66
<i>Larus dominicanus</i>	0,49	0,36	18,71	0,73	20,82	55,49
<i>Larus sp.</i>	0,29	0,03	9,15	0,53	10,18	65,67
<i>Nannopterum brasilianus</i>	0,07	0,21	9,02	0,45	10,04	75,71
<i>Podiceps major</i>	0,02	0,13	5,20	0,34	5,79	81,50
<i>Puffinus puffinus</i>	0,02	0,05	2,92	0,23	3,25	84,74
<i>Phoenicopterus chilensis</i>	0,00	0,03	2,02	0,17	2,24	86,99
<i>Thalassarche sp.</i>	0,05	0,03	1,45	0,26	1,62	88,60
<i>Haematopus palliatus</i>	0,05	0,00	1,45	0,20	1,62	90,22
Disimilitud promedio = 89,87%						
	MAR-NS	OA-NS				
<i>Spheniscus magellanicus</i>	2,22	2,49	21,52	1,25	27,83	27,83
<i>Larus dominicanus</i>	1,29	0,92	13,44	0,88	17,38	45,22
<i>Nannopterum brasilianus</i>	0,22	1,00	9,52	0,57	12,31	57,52
<i>Larus sp.</i>	0,76	0,21	8,63	0,59	11,16	68,68
<i>Sterna sp.</i>	0,22	0,05	2,76	0,44	3,56	72,25
<i>Podiceps major</i>	0,07	0,23	2,67	0,38	3,45	75,69
<i>Puffinus sp.</i>	0,05	0,18	2,35	0,37	3,03	78,73
<i>Leucocarbo atriceps</i>	0,20	0,10	2,18	0,45	2,82	81,54
<i>Ardenna gravis</i>	0,00	0,31	2,11	0,34	2,73	84,28
<i>Puffinus puffinus</i>	0,05	0,56	1,95	0,40	2,53	86,80
<i>Phalacrocorax sp.</i>	0,02	0,08	1,58	0,26	2,05	88,85
<i>Sterna hirundinacea</i>	0,02	0,10	1,21	0,34	1,57	90,42
Disimilitud promedio = 77,34%						

	<b>MAR-NI</b>	<b>MAR-NS</b>				
<i>Spheniscus magellanicus</i>	0,83	2,22	26,80	1,19	35,20	35,20
<i>Larus dominicanus</i>	0,49	1,29	18,45	0,88	24,24	59,44
<i>Larus sp.</i>	0,29	0,76	11,04	0,78	14,50	73,93
<i>Nannopterum brasilianus</i>	0,07	0,22	4,13	0,39	5,43	79,36
<i>Sterna sp.</i>	0,05	0,22	3,47	0,47	4,55	83,91
<i>Leucocarbo atriceps</i>	0,00	0,20	2,45	0,43	3,21	87,12
<i>Puffinus sp.</i>	0,00	0,05	1,31	0,21	1,72	88,84
<i>Podiceps major</i>	0,02	0,07	1,09	0,32	1,43	90,27
Disimilitud promedio = 76,14%						
	<b>OA-NI</b>	<b>OA-NS</b>				
<i>Spheniscus magellanicus</i>	0,69	2,49	22,37	0,89	25,59	25,59
<i>Nannopterum brasilianus</i>	0,21	1,00	16,22	0,63	18,56	44,15
<i>Larus dominicanus</i>	0,36	0,92	15,75	0,87	18,02	62,17
<i>Podiceps major</i>	0,13	0,23	5,95	0,35	6,81	68,98
<i>Puffinus puffinus</i>	0,05	0,56	3,49	0,35	3,99	72,97
<i>Ardenna gravis</i>	0,10	0,31	2,88	0,35	3,30	76,27
<i>Puffinus sp.</i>	0,00	0,18	2,28	0,31	2,61	78,87
<i>Larus sp.</i>	0,03	0,21	1,94	0,35	2,21	81,09
<i>Thalassarche sp.</i>	0,03	0,18	1,71	0,27	1,96	83,05
<i>Ardenna sp.</i>	0,08	0,15	1,58	0,36	1,81	84,86
<i>Sterna hirundinacea</i>	0,00	0,10	1,55	0,33	1,78	86,63
<i>Sterna sp.</i>	0,03	0,05	1,52	0,26	1,74	88,38
<i>Leucocarbo atriceps</i>	0,00	0,10	1,41	0,25	1,61	89,99
<i>Phalacrocorax sp.</i>	0,00	0,08	1,21	0,20	1,39	91,38
Disimilitud promedio = 87,41%						

**Tabla A9.** Resultados del análisis SIMPER de similitud para las estaciones del año correspondiente al período 2020-2021 ajustado a la escala sitio-nivel. Abund. Prom. = abundancia promedio, Sim. Prom. = similitud promedio, Sim/DE = cociente entre la similitud y la desviación estándar, Contrib.% = porcentaje de contribución, Acum.% = porcentaje de similitud acumulada.

<b>Especies</b>	<b>Abund. Prom.</b>	<b>Sim. Prom.</b>	<b>Sim/DE</b>	<b>Contrib.%</b>	<b>Acum.%</b>
<b>OTOÑO</b>					
<i>Larus dominicanus</i>	1,04	7,07	0,49	39,49	39,49
<i>Spheniscus magellanicus</i>	1,15	5,97	0,46	33,37	72,86
<i>Nannopterum brasilianus</i>	0,42	2,06	0,30	11,51	84,37
<i>Larus sp.</i>	0,15	1,81	0,19	10,11	94,48
Similitud promedio = 17,90%					
<b>INVIERNO</b>					
<i>Spheniscus magellanicus</i>	2,09	15,10	0,80	69,64	69,64
<i>Larus dominicanus</i>	0,77	3,04	0,38	13,99	83,63
<i>Thalassarche sp.</i>	0,45	0,96	0,24	4,44	88,08
<i>Larus sp.</i>	0,27	0,92	0,31	4,26	92,34
Similitud promedio = 21,69%					
<b>PRIMAVERA</b>					
<i>Spheniscus magellanicus</i>	0,95	5,61	0,40	40,18	40,18
<i>Nannopterum brasilianus</i>	0,65	3,65	0,38	26,14	66,33
<i>Larus dominicanus</i>	0,70	3,61	0,28	25,85	92,18
Similitud promedio = 13,96%					
<b>VERANO</b>					
<i>Spheniscus magellanicus</i>	3,25	14,35	1,01	40,66	40,66
<i>Larus dominicanus</i>	1,08	7,37	0,72	20,87	61,53
<i>Puffinus puffinus</i>	1,58	4,42	0,60	12,52	74,04
<i>Ardenna gravis</i>	0,58	2,89	0,45	8,18	82,23
<i>Nannopterum brasilianus</i>	1,08	2,69	0,53	7,62	89,85
<i>Larus sp.</i>	0,83	2,24	0,35	6,34	96,19
Similitud promedio = 35,30%					

**Tabla A10.** Resultados del análisis SIMPER de similitud para las estaciones del año correspondientes al período 2021-2022 ajustado a la escala sitio-nivel. Abund. Prom. = abundancia promedio, Sim. Prom. = similitud promedio, Sim/DE = cociente entre la similitud y la desviación estándar, Contrib.% = porcentaje de contribución, Acum.% = porcentaje de similitud acumulada.

<b>Especies</b>	<b>Abund. Prom.</b>	<b>Sim. Prom.</b>	<b>Sim/DE</b>	<b>Contrib.%</b>	<b>Acum.%</b>
<b>OTOÑO</b>					
<i>Spheniscus magellanicus</i>	1,71	27,43	1,08	71,82	71,82
<i>Larus dominicanus</i>	0,63	8,21	0,55	21,50	93,32
Similitud promedio = 38,20%					
<b>INVIERNO</b>					
<i>Larus sp.</i>	0,60	9,50	0,53	57,93	57,93
<i>Spheniscus magellanicus</i>	0,70	6,41	0,39	39,08	97,00
Similitud promedio = 16,40%					
<b>PRIMAVERA</b>					
<i>Nannopterum brasilianus</i>	0,50	7,70	0,37	44,53	44,53
<i>Larus dominicanus</i>	0,86	7,66	0,48	44,33	88,86
<i>Spheniscus magellanicus</i>	0,36	1,22	0,21	7,03	95,90
Similitud promedio = 17,29%					
<b>VERANO</b>					
<i>Spheniscus magellanicus</i>	3,71	16,13	0,69	49,62	49,62
<i>Larus dominicanus</i>	0,79	10,44	0,56	32,11	81,73
<i>Larus sp.</i>	0,29	5,20	0,42	15,99	97,72
Similitud promedio = 32,50%					

**Tabla A11.** Resultados del análisis SIMPER de comparación entre las estaciones del año para cada año ajustado a la escala espacial sitio-nivel. Abund. Prom. = abundancia promedio, Dis. Prom. = disimilitud promedio, Dis/DE = cociente entre la disimilitud y la desviación estándar, Contrib.% = porcentaje de contribución, Acum.% = porcentaje de disimilitud acumulada, \*estación correspondiente al período 2020-2021, \*\*estación correspondiente al período 2021-2022.

Especies	Abund. Prom.	Abund. Prom.	Dis. Prom.	Dis/DE	Contrib.%	Acum.%
	OTOÑO*	OTOÑO**				
<i>Spheniscus magellanicus</i>	1,15	1,71	28,85	1,05	34,87	34,87
<i>Larus dominicanus</i>	1,04	0,63	15,19	0,96	18,36	53,22
<i>Nannopterum brasilianus</i>	0,42	0,00	6,48	0,56	7,83	61,05
<i>Larus sp.</i>	0,15	0,29	6,29	0,59	7,60	68,66
<i>Puffinus puffinus</i>	0,12	0,08	3,93	0,24	4,74	73,40
<i>Phoebastria chilensis</i>	0,08	0,00	3,07	0,19	3,71	77,11
<i>Leucocarbo atriceps</i>	0,08	0,21	2,60	0,42	3,15	80,25
<i>Ardenna sp.</i>	0,23	0,00	2,57	0,43	3,10	83,36
<i>Sterna sp.</i>	0,15	0,13	2,55	0,45	3,08	86,44
<i>Ardenna gravis</i>	0,23	0,04	2,47	0,34	2,98	89,42
<i>Podiceps major</i>	0,00	0,04	1,49	0,20	1,80	91,22
Disimilitud promedio = 82,74%						
Especies	Abund. Prom.	Abund. Prom.	Dis. Prom.	Dis/DE	Contrib.%	Acum.%
	INVIERNO*	INVIERNO**				
<i>Spheniscus magellanicus</i>	2,09	0,70	25,21	1,12	29,28	29,28
<i>Larus sp.</i>	0,27	0,60	12,59	0,73	14,62	43,90
<i>Larus dominicanus</i>	0,77	0,35	11,63	0,62	13,51	57,40
<i>Podiceps major</i>	0,36	0,10	9,34	0,43	10,84	68,24
<i>Thalassarche sp.</i>	0,45	0,00	4,85	0,54	5,63	73,87
<i>Nannopterum brasilianus</i>	0,32	0,10	4,42	0,55	5,13	79,00
<i>Haematopus palliatus</i>	0,05	0,10	3,72	0,35	4,33	83,33
<i>Fulmarus glacialis</i>	0,36	0,00	3,42	0,42	3,98	87,30

<i>Ardenna gravis</i>	0,05	0,00	1,24	0,23	1,44	88,74
<i>Macronectes sp.</i>	0,05	0,00	1,24	0,23	1,44	90,18
Disimilitud promedio = 86,11%						

	<b>PRIMAVERA *</b>	<b>PRIMAVERA **</b>				
<i>Larus dominicanus</i>	0,70	0,86	25,38	0,89	31,09	31,09
<i>Spheniscus magellanicus</i>	0,95	0,36	18,71	0,78	22,92	54,01
<i>Nannopterum brasilianus</i>	0,65	0,50	17,64	0,66	21,61	75,62
<i>Larus sp.</i>	0,20	0,23	4,97	0,47	6,09	81,71
<i>Podiceps occipitalis</i>	0,10	0,00	3,25	0,31	3,98	85,69
<i>Podiceps major</i>	0,20	0,05	3,22	0,46	3,94	89,64
<i>Sterna sp.</i>	0,10	0,05	2,33	0,36	2,85	92,49
Disimilitud promedio = 81,63%						

	<b>VERANO*</b>	<b>VERANO**</b>				
<i>Spheniscus magellanicus</i>	3,25	3,71	25,39	1,09	38,80	38,80
<i>Puffinus puffinus</i>	1,58	0,14	8,49	0,82	12,97	51,78
<i>Larus dominicanus</i>	1,08	0,79	7,11	0,92	10,87	62,65
<i>Larus sp.</i>	0,83	0,29	6,78	0,86	10,36	73,00
<i>Nannopterum brasilianus</i>	1,08	0,14	3,81	0,64	5,82	78,82
<i>Sterna sp.</i>	0,08	0,14	3,18	0,46	4,86	83,68
<i>Ardenna gravis</i>	0,58	0,07	2,54	0,51	3,88	87,56
<i>Coscoroba coscoroba</i>	0,17	0,00	2,34	0,31	3,58	91,14
Disimilitud promedio = 65,44%						

**Tabla A12.** Variación temporal de abundancia y ocurrencia de aves varadas para el período de estudio junio 2020 - junio 2021. N = abundancia de aves varadas, frecuencia de ocurrencia (presencia/ausencia) absoluta (FA = número de eventos en donde se registró la presencia del orden y la especie en cada estación por transecta) y relativa (FR = porcentaje de registros de varamientos en cada estación por transecta). Sin ID = sin identificar.

Orden/Especie	Otoño			Invierno			Primavera			Verano			Anual	
	N	FA	FR	N	FA	FR	N	FA	FR	N	FA	FR	FA	FR
<b>Sphenisciformes</b>	<b>30</b>	<b>9</b>	<b>34,62</b>	<b>37</b>	<b>10</b>	<b>45,45</b>	<b>28</b>	<b>10</b>	<b>50,00</b>	<b>39</b>	<b>9</b>	<b>75,00</b>	<b>38</b>	<b>47,50</b>
<i>Spheniscus magellanicus</i>	30	9	34,62	37	10	45,45	28	10	50,00	39	9	75,00	38	47,50
<b>Charadriiformes</b>	<b>39</b>	<b>17</b>	<b>65,38</b>	<b>27</b>	<b>10</b>	<b>45,45</b>	<b>22</b>	<b>11</b>	<b>55,00</b>	<b>25</b>	<b>8</b>	<b>66,67</b>	<b>46</b>	<b>57,50</b>
<i>Larus dominicanus</i>	27	13	50,00	15	6	27,27	16	9	45,00	13	8	66,67	36	45,00
<i>Larus sp.</i>	4	4	15,38	6	6	27,27	4	3	15,00	10	5	41,67	18	22,50
<i>Larus maculipennis</i>	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0,00
<i>Sterna hirundinacea</i>	1	1	3,85	3	3	13,64	0	0	0,00	0	0	0,00	4	5,00
<i>Sterna sp.</i>	4	4	15,38	1	1	4,55	2	2	10,00	1	1	8,33	8	10,00
<i>Thalasseus sandvicensis</i>	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	1	1	8,33	1	1,25
<i>Catharacta sp.</i>	0	0	0,00	1	1	4,55	0	0	0,00	0	0	0,00	1	1,25
<i>Haematopus palliatus</i>	0	0	0,00	1	1	4,55	0	0	0,00	0	0	0,00	1	1,25
<i>Haematopus leucopodus</i>	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0,00
<i>Charadrius falklandicus</i>	2	2	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	2	2,50
<i>Calidris fuscicollis</i>	1	1	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	1	1,25
<b>Procellariiformes</b>	<b>16</b>	<b>9</b>	<b>34,62</b>	<b>21</b>	<b>6</b>	<b>27,27</b>	<b>5</b>	<b>4</b>	<b>20,00</b>	<b>32</b>	<b>8</b>	<b>66,67</b>	<b>27</b>	<b>33,75</b>
<i>Fulmarus glacialisoides</i>	0	0	0,00	8	4	18,18	0	0	0,00	0	0	0,00	4	5,00
<i>Puffinus puffinus</i>	3	3	11,54	0	0	0,00	0	0	0,00	19	6	50,00	9	11,25
<i>Puffinus sp.</i>	1	1	3,85	0	0	0,00	1	1	5,00	2	2	16,67	4	5,00
<i>Ardenna gravis</i>	6	3	11,54	1	1	4,55	0	0	0,00	7	5	41,67	9	11,25
<i>Ardenna sp.</i>	6	5	19,23	0	0	0,00	1	1	5,00	4	4	33,33	10	12,50
<i>Procellaria aequinoctialis</i>	0	0	0,00	1	1	4,55	0	0	0,00	0	0	0,00	1	1,25
<i>Macronectes giganteus</i>	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0,00
<i>Macronectes sp.</i>	0	0	0,00	2	2	9,09	0	0	0,00	0	0	0,00	2	2,50
<i>Thalassarche sp.</i>	0	0	0,00	9	5	22,73	3	3	15,00	0	0	0,00	8	10,00

<b>Suliformes</b>	<b>15</b>	<b>10</b>	<b>38,46</b>	<b>7</b>	<b>6</b>	<b>27,27</b>	<b>15</b>	<b>8</b>	<b>40,00</b>	<b>14</b>	<b>5</b>	<b>41,67</b>	<b>29</b>	<b>36,25</b>
<i>Nannopterum brasilianus</i>	11	9	34,62	5	4	18,18	15	8	40,00	13	5	41,67	26	32,50
<i>Leucocarbo atriceps</i>	2	2	7,69	2	2	9,09	0	0	0,00	1	1	8,33	5	6,25
<i>Phalacrocorax sp.</i>	2	1	3,85	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	1	1,25
<b>Podicipediformes</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0,00</b>	<b>10</b>	<b>5</b>	<b>22,73</b>	<b>5</b>	<b>4</b>	<b>20,00</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>8,33</b>	<b>10</b>	<b>12,50</b>
<i>Podiceps major</i>	0	0	0,00	8	5	22,73	4	3	15,00	1	1	8,33	9	11,25
<i>Podiceps occipitalis</i>	0	0	0,00	1	1	4,55	1	1	5,00	0	0	0,00	2	2,50
<i>Rollandia rolland</i>	0	0	0,00	1	1	4,55	0	0	0,00	0	0	0,00	1	1,25
<b>Anseriformes</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>3,85</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0,00</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0,00</b>	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>16,67</b>	<b>3</b>	<b>3,75</b>
<i>Coscoroba coscoroba</i>	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	2	1	8,33	1	1,25
<i>Cygnus melancoryphus</i>	1	1	3,85	0	0	0,00	0	0	0,00	1	1	8,33	2	2,50
<i>Spatula platalea</i>	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0,00
<i>Anas sp.</i>	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0,00
<b>Phoenicopteriformes</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>7,69</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>4,55</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0,00</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0,00</b>	<b>3</b>	<b>3,75</b>
<i>Phoenicopus chilensis</i>	2	2	7,69	1	1	4,55	0	0	0,00	0	0	0,00	3	3,75
<b>Pelecaniformes</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0,00</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>9,09</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0,00</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0,00</b>	<b>2</b>	<b>2,50</b>
<i>Nycticorax nycticorax</i>	0	0	0,00	1	1	4,55	0	0	0,00	0	0	0,00	1	1,25
<i>Garza sin ID</i>	0	0	0,00	1	1	4,55	0	0	0,00	0	0	0,00	1	1,25
<b>Gruiformes</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>3,85</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0,00</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0,00</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0,00</b>	<b>1</b>	<b>1,25</b>
<i>Fulica sp.</i>	1	1	3,85	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	1	1,25
<b>Falconiformes</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0,00</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>4,55</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>5,00</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0,00</b>	<b>2</b>	<b>2,50</b>
<i>Falco peregrinus</i>	0	0	0,00	0	0	0,00	1	1	5,00	0	0	0,00	1	1,25
<i>Phalcoboenus chimango</i>	0	0	0,00	1	1	4,55	0	0	0,00	0	0	0,00	1	1,25
<b>Strigiformes</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0,00</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0,00</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>5,00</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0,00</b>	<b>1</b>	<b>1,25</b>
<i>Athene cunicularia</i>	0	0	0,00	0	0	0,00	1	1	5,00	0	0	0,00	1	1,25
<b>Sin ID</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>7,69</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>4,55</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>5,00</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>25,00</b>	<b>7</b>	<b>8,75</b>
<b>Total Aves Varadas</b>	<b>180</b>			<b>176</b>			<b>127</b>			<b>192</b>				

**Tabla A13.** Variación temporal de abundancia y ocurrencia de aves varadas para el período de estudio junio 2021 - junio 2022. N = abundancia de aves varadas, frecuencia de ocurrencia (presencia/ausencia) absoluta (FA = número de eventos en donde se registró la presencia del orden y la especie en cada estación por transecta) y relativa (FR = porcentaje de registros de varamientos en cada estación por transecta). Sin ID = sin identificar.

Orden/Especie	Otoño			Invierno			Primavera			Verano			Anual	
	N	FA	FR	FA	FR									
<b>Sphenisciformes</b>	<b>41</b>	<b>18</b>	<b>75,00</b>	<b>14</b>	<b>8</b>	<b>40,00</b>	<b>8</b>	<b>5</b>	<b>22,73</b>	<b>53</b>	<b>10</b>	<b>71,43</b>	<b>41</b>	<b>51,25</b>
<i>Spheniscus magellanicus</i>	41	18	75,00	14	8	40,00	8	5	22,73	53	10	71,43	41	51,25
<b>Charadriiformes</b>	<b>28</b>	<b>15</b>	<b>62,50</b>	<b>22</b>	<b>11</b>	<b>55,00</b>	<b>26</b>	<b>10</b>	<b>45,45</b>	<b>17</b>	<b>10</b>	<b>71,43</b>	<b>46</b>	<b>57,50</b>
<i>Larus dominicanus</i>	15	11	45,83	7	4	20,00	19	10	45,45	11	9	64,29	34	42,50
<i>Larus sp.</i>	7	5	20,83	12	7	35,00	5	3	13,64	4	4	28,57	19	23,75
<i>Larus maculipennis</i>	2	2	8,33	1	1	5,00	0	0	0,00	0	0	0,00	3	3,75
<i>Sterna hirundinacea</i>	0	0	0,00	0	0	0,00	1	1	4,55	0	0	0,00	1	1,25
<i>Sterna sp.</i>	3	2	8,33	0	0	0,00	1	1	4,55	2	2	14,29	5	6,25
<i>Thalasseus sandvicensis</i>	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0,00
<i>Catharacta sp.</i>	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0,00
<i>Haematopus palliatus</i>	0	0	0,00	2	2	10,00	0	0	0,00	0	0	0,00	2	2,50
<i>Haematopus leucopodus</i>	1	1	4,17	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	1	1,25
<i>Charadrius falklandicus</i>	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0,00
<i>Calidris fuscicollis</i>	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0,00
<b>Procellariiformes</b>	<b>4</b>	<b>2</b>	<b>8,33</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>5,00</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>9,09</b>	<b>6</b>	<b>3</b>	<b>21,43</b>	<b>8</b>	<b>10,00</b>
<i>Fulmarus glacialisoides</i>	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0,00
<i>Puffinus puffinus</i>	2	1	4,17	0	0	0,00	1	1	4,55	2	2	14,29	4	5,00
<i>Puffinus sp.</i>	1	1	4,17	1	1	5,00	1	1	4,55	2	1	7,14	4	5,00
<i>Ardenna gravis</i>	1	1	4,17	0	0	0,00	0	0	0,00	1	1	7,14	2	2,50
<i>Ardenna sp.</i>	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0,00
<i>Procellaria aequinoctialis</i>	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0,00
<i>Macronectes giganteus</i>	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	1	1	7,14	1	1,25
<i>Macronectes sp.</i>	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0,00
<i>Thalassarche sp.</i>	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0,00

<b>Suliformes</b>	<b>6</b>	<b>5</b>	<b>20,83</b>	<b>4</b>	<b>4</b>	<b>20,00</b>	<b>11</b>	<b>7</b>	<b>31,82</b>	<b>4</b>	<b>3</b>	<b>21,43</b>	<b>19</b>	<b>23,75</b>
<i>Nannopterum brasilianus</i>	0	0	0,00	2	2	10,00	11	7	31,82	2	1	7,14	10	12,50
<i>Leucocarbo atriceps</i>	5	4	16,67	0	0	0,00	0	0	0,00	2	2	14,29	6	7,50
<i>Phalacrocorax sp.</i>	1	1	4,17	2	2	10,00	0	0	0,00	0	0	0,00	3	3,75
<b>Podicipediformes</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>4,17</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>10,00</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>4,55</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>7,14</b>	<b>5</b>	<b>6,25</b>
<i>Podiceps major</i>	1	1	4,17	2	2	10,00	1	1	4,55	1	1	7,14	5	6,25
<i>Podiceps occipitalis</i>	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0,00
<i>Rollandia rolland</i>	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0,00
<b>Anseriformes</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>8,33</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0,00</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0,00</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0,00</b>	<b>2</b>	<b>2,50</b>
<i>Coscoroba coscoroba</i>	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0,00
<i>Cygnus melancoryphus</i>	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0,00
<i>Spatula platalea</i>	1	1	4,17	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	1	1,25
<i>Anas sp.</i>	1	1	4,17	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	1	1,25
<b>Phoenicopteriformes</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0,00</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>5,00</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0,00</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0,00</b>	<b>1</b>	<b>1,25</b>
<i>Phoenicopus chilensis</i>	0	0	0,00	1	1	5,00	0	0	0,00	0	0	0,00	1	1,25
<b>Pelecaniformes</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0,00</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0,00</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0,00</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0,00</b>	<b>0</b>	<b>0,00</b>
<i>Nycticorax nycticorax</i>	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0,00
<i>Garza sin ID</i>	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0,00
<b>Gruiformes</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0,00</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0,00</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0,00</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0,00</b>	<b>0</b>	<b>0,00</b>
<i>Fulica sp.</i>	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0,00
<b>Falconiformes</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>4,17</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0,00</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0,00</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0,00</b>	<b>1</b>	<b>1,25</b>
<i>Falco peregrinus</i>	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0,00
<i>Phalcooenus chimango</i>	1	1	4,17	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	1	1,25
<b>Strigiformes</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0,00</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0,00</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0,00</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0,00</b>	<b>0</b>	<b>0,00</b>
<i>Athene cunicularia</i>	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0,00
<b>Sin ID</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>12,50</b>	<b>4</b>	<b>3</b>	<b>15,00</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0,00</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>7,14</b>	<b>7</b>	<b>8,75</b>
<b>Total Aves Varadas</b>	<b>128</b>			<b>78</b>			<b>88</b>			<b>110</b>				

**Tabla A14.** Variación estacional en los valores de riqueza específica (número de especies) y diversidad (índice de Shannon-Weaver) de aves varadas halladas durante el período de estudio.

	Período 2020-2021				Período 2021-2022			
	Otoño	Invierno	Primavera	Verano	Otoño	Invierno	Primavera	Verano
Riqueza	17	21	12	14	15	10	9	11
Diversidad	2,16	2,28	1,82	2,01	1,76	1,83	1,64	1,32

**Tabla A15.** Resultados de los MLGs describiendo la relación entre la abundancia de aves varadas y las distintas variables explicativas (n = 160 transectas). ES = error estándar, Z = valor-z, estadístico de prueba, P = valor-P. Los valores-P resaltados presentan significancia estadística. Los niveles tomados como referencia para las variables explicativas para el nivel de la playa, sitio de muestreo, estación y dirección del viento fueron 'nivel inferior', 'Mar Grande', 'Invierno1', 'dirección del viento Este' respectivamente. Estaciones seguidas del número 1 son aquellas comprendidas en el período 2020-2021, mientras que las seguidas con el número 2 comprenden el período 2021-2022.

Factor	Niveles	Estimado	ES	Z	P
<b>Sitio</b>	<b>Oasis</b>	-0,261	0,161	-1,620	0,105
<b>Nivel</b>	<b>Superior</b>	1,074	0,134	7,968	<b>&lt;0,001</b>
<b>Estación</b>	<b>Invierno2</b>	-0,301	0,313	-0,961	0,336
	<b>Otoño1</b>	0,152	0,275	0,554	0,579
	<b>Otoño2</b>	-0,223	0,270	-0,825	0,409
	<b>Primavera1</b>	-0,205	0,304	-0,674	0,500
	<b>Primavera2</b>	-0,751	0,298	-2,515	<b>0,011</b>
	<b>Verano1</b>	0,544	0,311	1,751	0,080
	<b>Verano2</b>	0,309	0,300	1,031	0,302
<b>Altura de pleamares</b>		0,679	0,239	2,833	<b>0,004</b>
<b>Intensidad de la corriente de marea</b>		-0,475	0,428	-1,111	0,266
<b>Altura de la ola</b>		0,697	0,441	1,582	0,113
<b>Dirección del viento</b>	<b>Norte</b>	-0,035	0,384	-0,091	0,927
	<b>Oeste</b>	0,891	0,425	2,093	<b>0,036</b>
	<b>Sur</b>	0,256	0,373	0,711	0,476

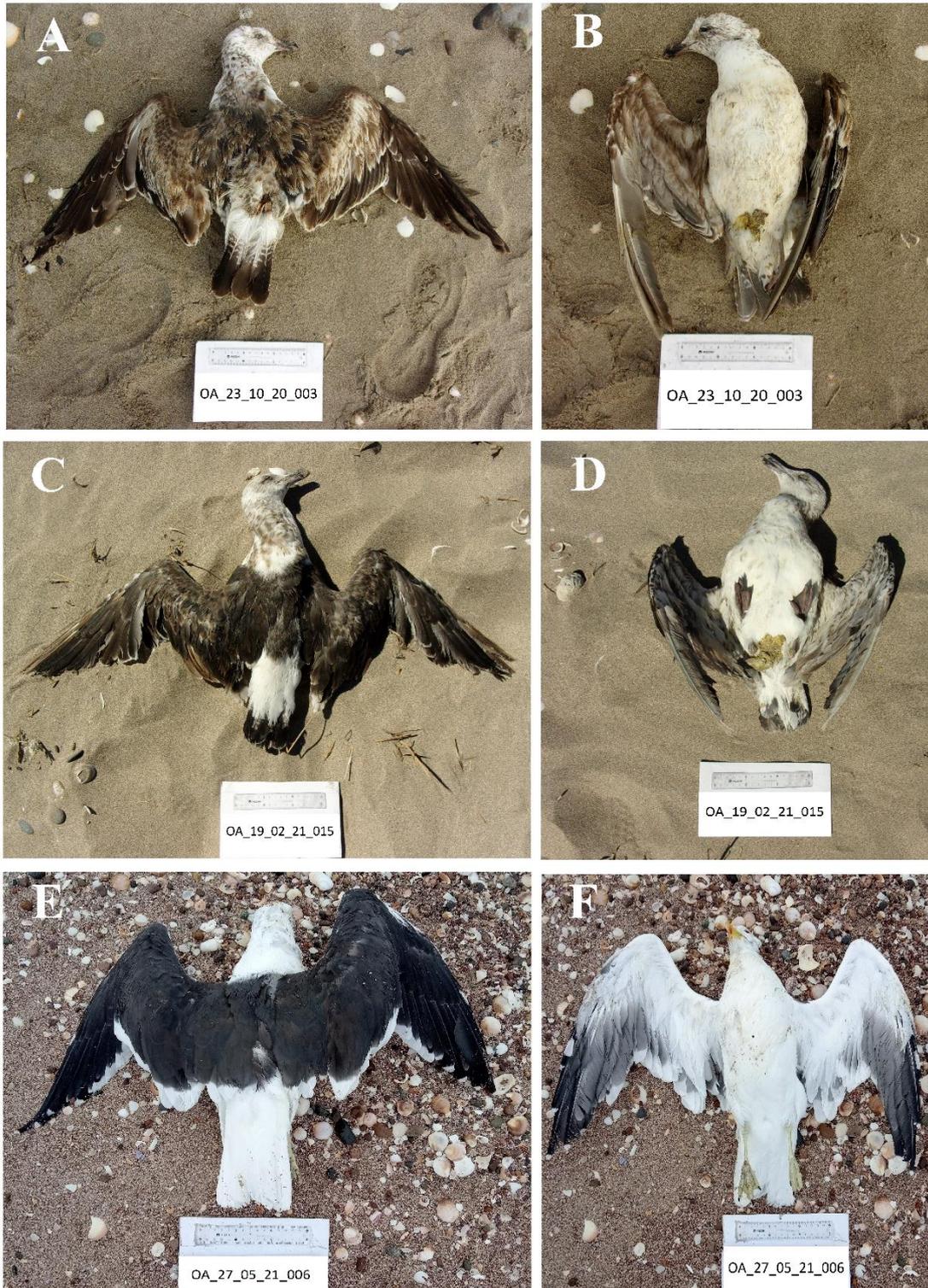
**Tabla A16.** Resultados de los MLGs describiendo la relación entre la riqueza específica de aves varadas y las distintas variables explicativas (n = 160 transectas). ES = error estándar, Z = valor-z, estadístico de prueba, P = valor-P. Los valores-P resaltados presentan significancia estadística. Los niveles tomados como referencia para las variables explicativas para el nivel de la playa, sitio de muestreo, estación y dirección del viento fueron 'nivel inferior', 'Mar Grande', 'Invierno1', 'dirección del viento Este' respectivamente. Estaciones seguidas del número 1 son aquellas comprendidas en el período 2020-2021, mientras que las seguidas con el número 2 comprenden el período 2021-2022.

<b>Factor</b>	<b>Niveles</b>	<b>Estimado</b>	<b>ES</b>	<b>Z</b>	<b>P</b>
<b>Sitio</b>	<b>Oasis</b>	-0,199	0,138	-1,442	0,149
<b>Nivel</b>	<b>Superior</b>	0,817	0,116	7,007	<b>&lt;0,001</b>
<b>Estación</b>	<b>Invierno2</b>	-0,433	0,259	-1,671	0,094
	<b>Otoño1</b>	-0,121	0,215	-0,564	0,572
	<b>Otoño2</b>	-0,317	0,211	-1,496	0,134
	<b>Primavera1</b>	0,319	0,242	-1,319	0,187
	<b>Primavera2</b>	-0,776	0,250	-3,097	<b>0,001</b>
	<b>Verano1</b>	0,326	0,233	1,397	0,162
	<b>Verano2</b>	-0,152	0,245	-0,620	0,535
<b>Altura de pleamares</b>		0,448	0,198	2,256	<b>0,024</b>
<b>Intensidad de la corriente de marea</b>		-0,364	0,349	-1,044	0,296
<b>Altura de la ola</b>		0,148	0,347	0,427	0,669
<b>Dirección del viento</b>	<b>Norte</b>	-0,308	0,301	-1,023	0,306
	<b>Oeste</b>	0,495	0,325	1,523	0,127
	<b>Sur</b>	-0,168	0,288	-0,585	0,558

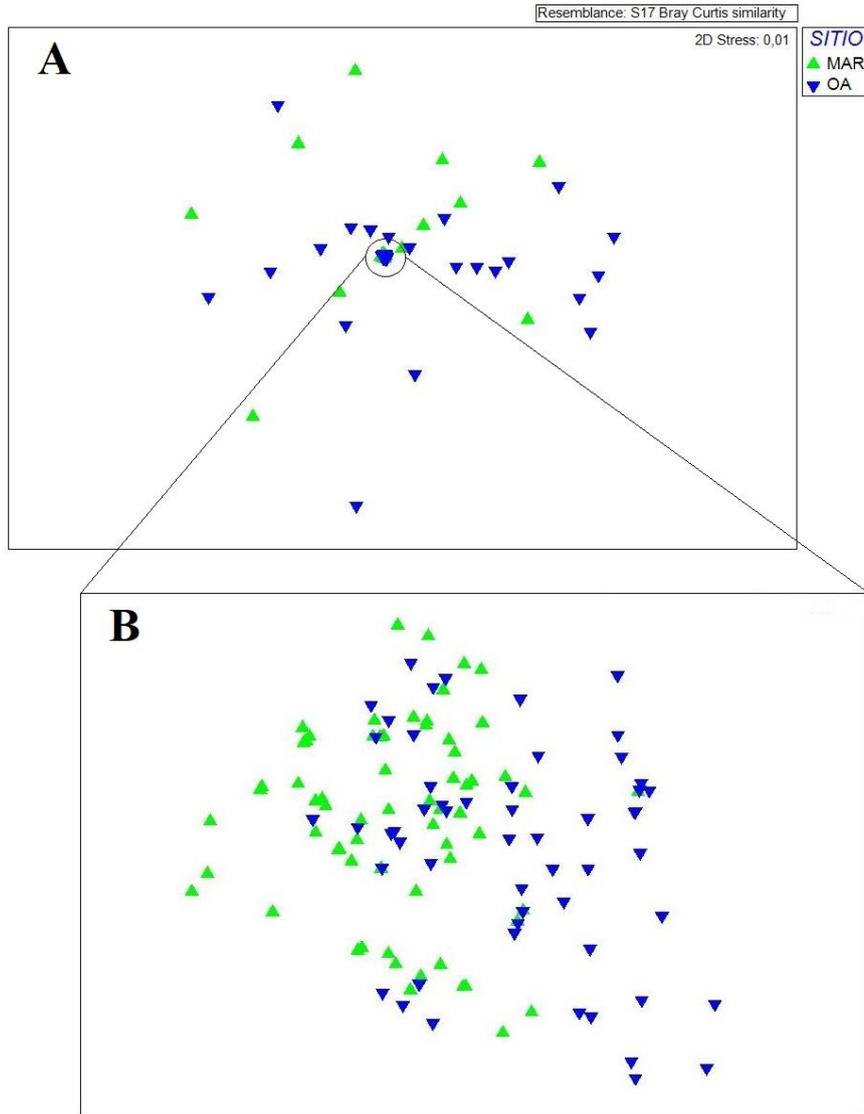
**Figuras**



**Figura A1.** Clases etarias de pingüino patagónico *S. magellanicus*. **A)** ejemplar juvenil vista dorsal; **B)** ejemplar juvenil vista ventral; **C)** ejemplar adulto vista dorsal; **D)** ejemplar adulto vista ventral.

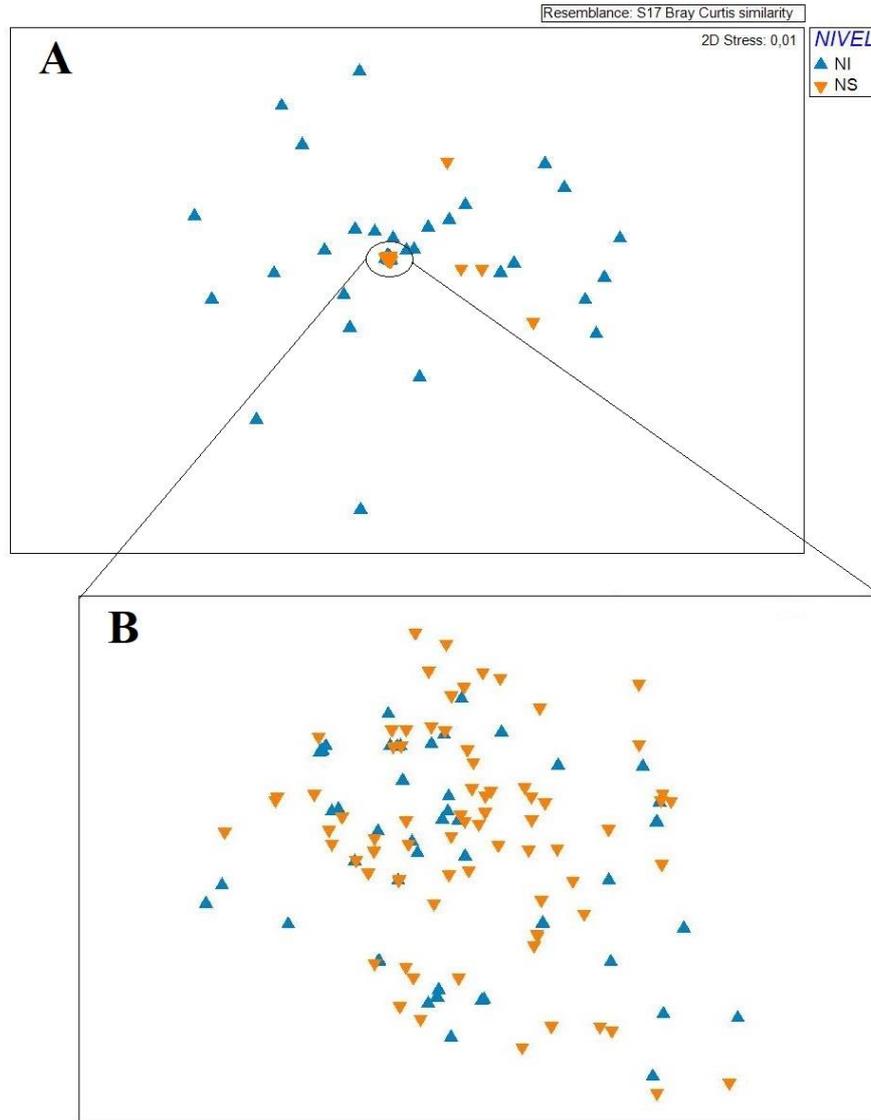


**Figura A2.** Clases etarias de gaviota cocinera *L. dominicanus*. **A)** ejemplar juvenil vista dorsal; **B)** ejemplar juvenil vista ventral; **C)** ejemplar subadulto vista dorsal; **D)** ejemplar subadulto vista ventral; **E)** ejemplar adulto vista dorsal; **F)** ejemplar adulto vista ventral.

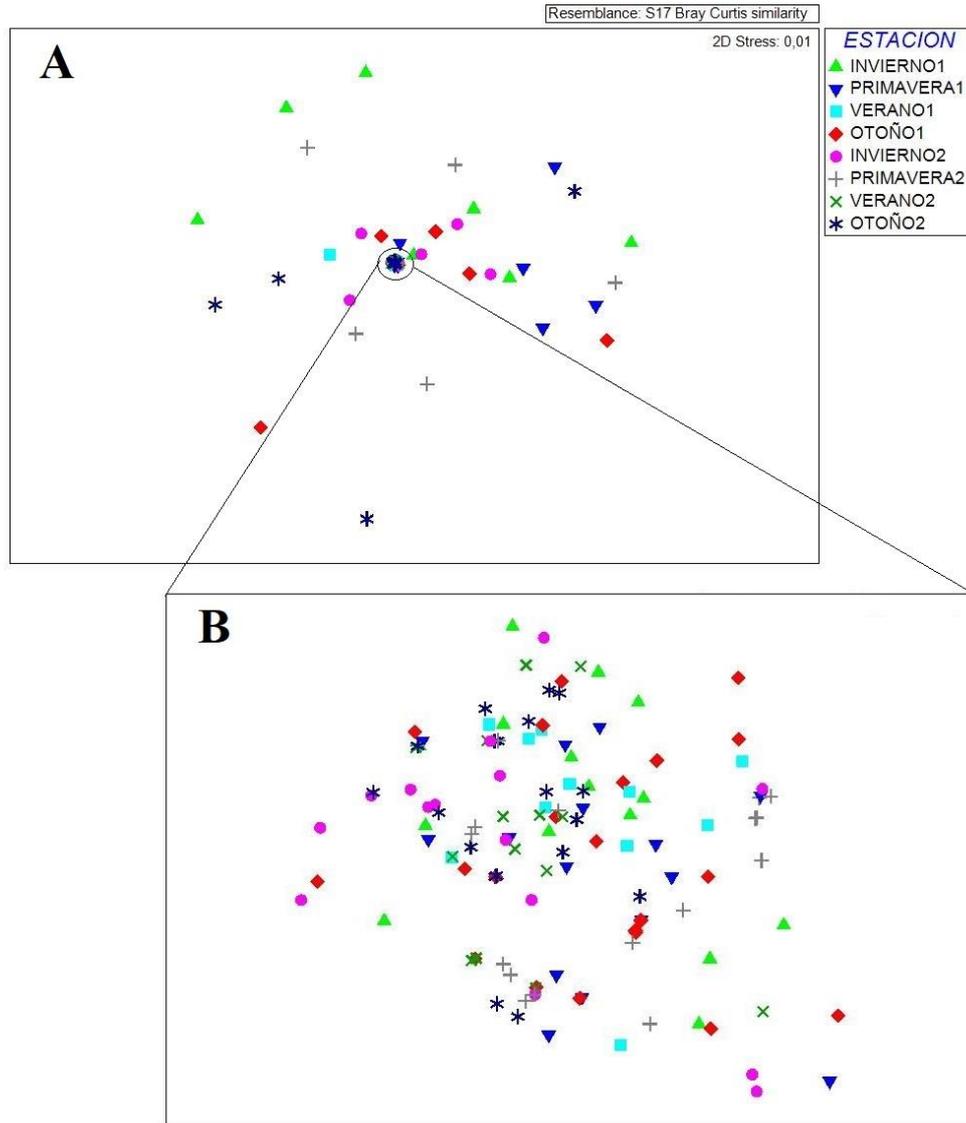


**Figura A3.** A) Análisis nMDS entre sitios de muestreo. B) Detalle de la zona seleccionada.

MAR = Mar Grande, OA = Oasis.

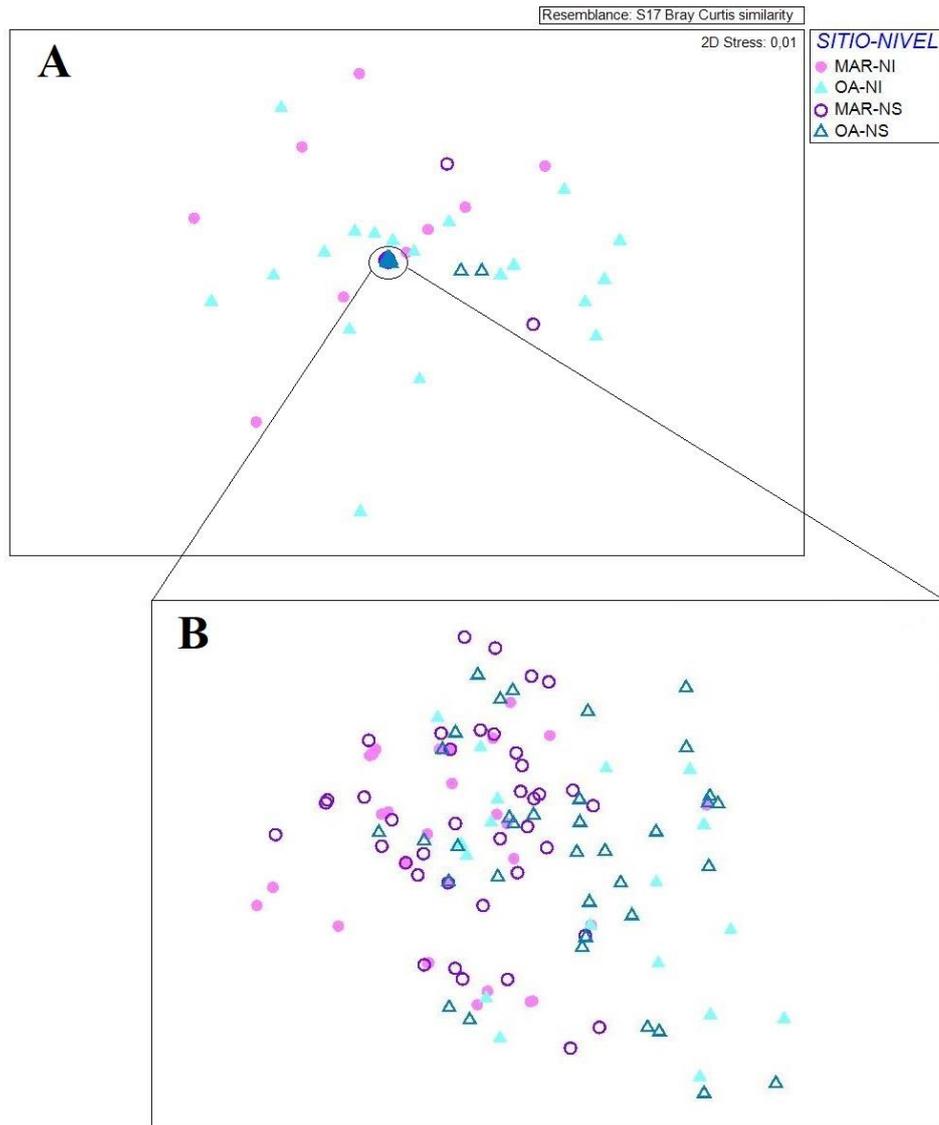


**Figura A4. A)** Análisis nMDS entre niveles de la playa. **B)** Detalle de la zona seleccionada. NI = nivel inferior, NS = nivel superior).



**Figura A5. A)** Análisis nMDS entre estaciones de los años. **B)** Detalle de la zona seleccionada.

Nombre de estación seguida de valores 1 = estaciones del período 2020-2021, nombre de estación seguida de valores 2 = estaciones del período 2021-2022.



**Figura A6.** A) Análisis nMDS entre sitios de muestreo – niveles de la playa. B) Detalle de la zona seleccionada. MAR-NI = Mar Grande Nivel Inferior, OA-NI = Oasis Nivel Inferior, MAR-NS = Mar Grande Nivel Superior, OA-NS = Oasis Nivel Superior.