El Hornero Volumen 41 · Número 2 · Diciembre 2026
Artículo
doi.org/10.56178/eh.v41i2.1551

ABUNDANCIA Y RIQUEZA ESPECÍFICA EN UN ENSAMBLE DE AVES EN UN ÁREA IMPORTANTE PARA LA CONSERVACIÓN DEL SUDESTE BONAERENSE

Maximiliano M. Hernandez[1]*, Francisco Zumpano[1] & Juan P. Seco Pon[1]

[1]Grupo Ecología y Conservación de Aves Marinas y Costeras - Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC, UNMdP-CONICET). Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina

*mmh90.hernandez@gmail.com

RESUMEN: Sectores costeros de la provincia de Buenos Aires son considerados como sitios importantes de invernada y reaprovisionamiento para una gran diversidad de aves playeras, marinas y costeras. En este trabajo caracterizamos la variación intra-anual en la abundancia y riqueza del ensamble de aves que hace uso de un sector de la costa del sudeste bonaerense, el Área Importante para la Conservación de Aves AICA BA12: Playa Punta Mogotes y Puerto de Mar del Plata. Durante un año y con una frecuencia quincenal, registramos, a lo largo de tres transectas (con características ambientales y actividades antrópicas contrastantes), la diversidad y abundancia de aves junto con sus principales actividades comportamentales en las playas del complejo de balnearios Punta Mogotes, ubicado en la costa sur del Partido de General Pueyrredon. Registramos un total de 12,820 individuos representados por al menos 33 especies. El ensamble de aves varió en función de la transecta y la estación del año. La abundancia total de aves fue menor durante la primavera. El sector norte del AICA fue identificado como aquel en albergar el mayor número y riqueza de aves. Este sitio se encuentra lindante a la Reserva Natural Puerto Mar del Plata, por lo que podría proponerse ser incorporado a la Reserva, lo cual permitiría la regulación legal de las actividades humanas que se desarrollan en el sector norte del AICA.

PALABRAS CLAVE: *área importante para la conservación de aves, Argentina, diversidad, ensamble de aves, playas arenosas, provincia de Buenos Aires*

Las zonas costeras representan alrededor del 15% de la superficie global y se encuentran en la actualidad dentro de los sitios más poblados (Micallef & Williams 2009). Estas zonas tienen un gran valor ecosistémico debido principalmente a la variedad de entornos que incluyen (e.g., dunas, playas, marismas, acantilados; Barbier et al. 2011). Los sectores costeros, incluyendo playas arenosas, cumplen un rol fundamental para numerosas especies de vertebrados, como son algunas especies de mamíferos y aves con hábitos marinos y costeros, funcionando como sitios de alimentación, asentamiento, reproducción, invernada, e incluso transición a lo largo de sus ciclos anuales o rutas migratorias (Burger 1995, Bastida & Rodríguez 2003, Burger et al. 2007, Schlacher et al. 2014). Como sectores de interfaz tierra-mar proporcionan además una base para una gran variedad de actividades humanas, de las cuales se deriva su gran valor económico, desde la pesca y la recolección hasta la recreación y el turismo (Levin et al. 2001, Defeo et al. 2009, Birdir et al. 2013). Esto ha contribuido a que ciertos sectores de la costa, particularmente las playas arenosas se encuentren entre los ecosistemas más amenazados a nivel global (Defeo et al. 2009, Dadon 2017).

Respecto a las aves, durante el periodo reproductivo muchas especies utilizan playas arenosas como sitios de nidificación (Medeiros et al. 2012, Schlacher et al. 2014), mientras que, a lo largo del periodo no reproductivo dichos ambientes pueden ser utilizados como sitios de invernada o transición hacia otros destinos, congregando diversos grupos

Recibido: 01/10/2025 · **Aceptado:** 16/09/2026 · **Editor Asociado:** Facundo Di Sallo · **Editor de formato:** Pablo Fernández Murell · **Editora de inglés:** Molly Watson

Esta obra está bajo una licencia internacional Creative Commons Atribución-NoComercial 4.0

tanto inter como intraespecíficos (Hubbard & Dugan 2003, Burger et al. 2007, Lafferty et al. 2013, Barker et al. 2022). La selección y uso de playas arenosas por parte de las aves está basada principalmente en la disponibilidad de alimento (Hubbard & Dugan 2003, Schlacher et al. 2013, Cuttriss et al. 2015, Barker et al. 2022), aunque otros factores como la dinámica estructural y la heterogeneidad ambiental/climática cumplen un rol importante en la selección de estos hábitats (i.e., playas arenosas; Neuman et al. 2008, Defeo et al. 2009, Barker et al. 2022). En playas y sectores costeros, diversas actividades antrópicas con fines principalmente recreativos se solapan temporalmente con grupos de aves. Entre las actividades antrópicas con potencial de disturbar a dichas aves se encuentran el uso de vehículos motorizados, o caminatas en compañía de mascotas (i.e., perros domésticos, *Canis familiaris*), siendo casos extremos la destrucción de sus nidos, mortalidad por colisión con vehículos o depredación por parte de perros (Burger 1995, Lafferty 2001, Meager et al. 2012, Schlacher et al. 2013). Disturbios prolongados con base antropogénica generan gastos energéticos en las aves, alterando comportamientos vitales como la alimentación, acicalamiento y el descanso (Cornelius et al. 2001, Lafferty 2001, Yasué 2005).

En Argentina, la provincia de Buenos Aires representa el sector más septentrional de las costas del país, y aunque se caracteriza por contener sistemas estuariales, numerosas playas arenosas y zonas intermareales (Marcomini & López 2016), no cuenta con grandes colonias reproductivas de aves marinas y costeras en comparación con otros sitios en la Patagonia (Yorio et al. 1999, Favero et al. 2016). Sin embargo, dada su ubicación estratégica dentro de grandes corredores migratorios para las aves (Capllonch 2018), las costas bonaerenses se caracterizan por ser importantes sitios de invernada y reaprovisionamiento para una gran diversidad de aves playeras, marinas y costeras, provenientes de sectores distantes como Norteamérica (e.g., Gaviotín Golondrina, *Sterna hirundo*; Chorlo Pampa, *Pluvialis dominica*; Playero Rojizo, *Calidris canutus*), Patagonia y Antártida (e.g., *S. hirundinacea, Anarhynchus falklandicus, Chionis albus*; Silva Rodríguez et al. 2005, Blanco et al. 2006, Favero et al. 2016, Martínez-Curci & Petracci 2016, Hernandez et al. 2021). De hecho, la presencia de poblaciones de especies de aves globalmente amenazadas y/o de distribución restringida como así también especies gregarias han conllevado que sean designadas en la provincia de Buenos Aires unas 25 Áreas Importantes para la Conservación de las Aves (AICA o *IBA*, por sus siglas en inglés), de las cuales cinco revisten de especial interés en torno a la conservación de aves playeras, marinas y costeras (Fig. 1). Tal es el caso de la BA9 (Bahía de Samborombón y Punta Rasa), en la cual se registran siete especies de aves globalmente amenazadas, y concentra grandes abundancias de especies migratorias del Neártico y Patagonia, entre las que se pueden mencionar el Gaviotín Golondrina, el Playerito Rabadilla Blanca (*Calidris fuscicollis*), el Playero Rojizo, el Playerito Canela (*Calidris subruficollis*), el Chorlo Pampa, el Chorlito Doble Collar (*Anarhynchus falklandicus*), entre otros (Di Giacomo et al. 2007). Respecto a las BA11 (Reserva de Biosfera Albufera de Mar Chiquita), BA12 (Playa Punta Mogotes y Puerto de Mar del Plata) y BA15 (Reserva de usos Múltiples de Bahía Blanca, Bahía Falsa y Bahía Verde), las primeras dos son utilizadas como sitios de invernada por especies con problemas de conservación como la Gaviota Cangrejera (*Larus atlanticus*), mientras que la BA15 alberga aproximadamente el 60% de la población reproductiva de esta especie (Di Giacomo et al. 2007). Si bien las AICAs son sitios identificados por distintos criterios de presencia de especies amenazadas o son áreas que albergan grandes poblaciones de una especie en particular (Di Giacomo et al. 2007), son escasos los estudios que actualicen los inventarios de aves en estos sitios y en mucha menor medida que analicen la ocurrencia y distribución de estos vertebrados dentro de cada AICA.

Los estudios orientados a caracterizar el ensamble de aves playeras, marinas y costeras que hacen uso de la línea de costa marítima bonaerense se encuentran principalmente supeditados al norte de la provincia, en el área de la Bahía Samborombón y a otros sectores estuariales emplazados en el sur bonaerense (Blanco et al. 2006, Suárez et al. 2014, Martínez-Curci et al. 2015, 2021, Zumpano et al. 2025). Son escasos los estudios centrados en otras áreas costeras de la provincia de Buenos Aires, en particular en aquellas con un importante desarrollo urbanístico, afluente turístico y desarrollo de actividades antrópicas a lo largo del año (Blanco et al. 2006, García & Gómez Laich 2007, Berón et al. 2023). El presente estudio tiene como objetivos (1) caracterizar el ensamble de aves que hace uso a lo largo del año de un sector de la costa del sudeste bonaerense, el AICA BA12 'Playa Punta Mogotes y Puerto de Mar del Plata', (2) identificar los principales comportamientos exhibidos por las aves, y (3) evaluar la riqueza y abundancia de aves, y el grado de uso por las aves de sectores con características contrastantes (e.g., presencia de balnearios privados, cercanía a cuerpos de agua dulce). Planteamos

la hipótesis que la riqueza y abundancia de aves se ve afectada por el sector de la playa y las actividades antrópicas presentes en las mismas. Predecimos que habrá una menor riqueza y abundancia de aves en sectores con mayores niveles de disturbio por actividades antrópicas. Entender los patrones de uso espacial y estacional por parte de las especies de aves que habitan este ambiente, permitirá no solo actualizar el conocimiento que se tiene acerca de la avifauna que hace uso de un sitio listado dentro de la red de Áreas Importantes para la Conservación de Aves de Argentina, sino también aportar conocimiento para la generación de futuras políticas de conservación.

MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en playas arenosas del complejo de balnearios Punta Mogotes (38°03'S, 57°34'O), ubicado en la costa sur del Partido General Pueyrredon, en el sudeste bonaerense. Dicho partido alberga a la ciudad costera más poblada del país (i.e., Mar del Plata; aprox. 670,000 habitantes, INDEC 2022), cuyas playas son utilizadas a lo largo del año por un importante número de visitantes, con un incremento significativo del número de usuarios durante los meses de verano (Richeri 2011, APM 2026). Dadas sus características geomorfológicas, las playas arenosas mencionadas son consideradas del tipo disipativas (i.e., pendiente suave, gran extensión y un comportamiento de rompiente suave; Bertola 2006). El área se encuentra catalogada como un Área Importante para la Conservación de las Aves en la provincia de Buenos Aires (AICA BA12: Playa Punta Mogotes y Puerto de Mar del Plata, Di Giacomo et al. 2007). Con una extensión aproximada de 3.5 km, limita al norte y noreste, con el polo industrial y la escollera sur del Puerto Mar del Plata respectivamente, al sur con la saliente Punta Cantera y al este limita con dos sectores bien diferenciados: en dirección norte-sur limita a lo largo de 0.8 km con la Reserva Natural del Puerto Mar del Plata (RNPMdP), para luego limitar a lo largo de 2.4 km con el Complejo Balneario Punta Mogotes y el balneario Arenas Blancas (Fig. 1). Teniendo en consideración las variaciones dadas por los cambios de las mareas ordinarias, las playas públicas tienen un ancho, desde la línea de construcción de los balnearios o límite con la RNPMdP, en el rango de los 120 a 200 m, estrechándose en dirección sur. La instalación de carpas fijas de madera destinadas a ofrecer sombra y delimitar espacios al aire libre (Boschi 2004) inicia en el área de estudio a mediados de septiembre, siendo retiradas en el mes de mayo; una vez colocadas las mismas, y dependiendo del sector y las mareas ordinarias, el ancho de la playa pública se encuentra en el rango de los 60 a 80 m.

Recolección de datos

El estudio tuvo una duración de un año y se llevó a cabo entre los meses de abril de 2024 y marzo de 2025. Dada la extensión (lineal) del área de estudio (~3.5 km), se delimitaron tres transectas (i.e., Puerto, Medio, Waikiki) de 600 m de largo y 100 m de ancho, separadas entre sí por 600 m (Fig. 1). Se buscó que las transectas estuvieron separadas por la misma longitud que la transecta. Además, esta distancia (i.e., 600 m) se considera fiable para el registro de aves en áreas abiertas como sectores costeros (Sutherland 1996). Respecto al ancho de la transecta, y con el objetivo de incluir en los conteos especies de aves que hacen uso del cuerpo de agua, la misma comprendió 50 m desde la línea de orilla hacia el mar y 50 m hacia tierra. El ancho de 50 m en el sector terrestre permitió que la transecta no se encontrase espacialmente interrumpida por la colocación de las carpas de madera antes mencionadas en los meses estivales. En dirección norte-sur la transecta 'Puerto' se caracterizó por limitar con la RNPMdP; este sector cuenta con el mayor ancho promedio de la playa (ver Fig. 1), el cual no se ve afectado durante los meses estivales por la disposición de carpas fijas de madera por parte de los concesionarios del sector costero (balnearios), a su vez, desemboca en la misma hacia el mar un efluente pluvial, y un arroyo con origen en la laguna de la RNPMdP. La transecta 'Medio' y 'Waikiki' limitan durante la primavera y el verano con la línea de carpas fijas dispuestas por el Complejo Balneario Punta Mogotes, mientras que lo opuesto sucede en los meses de invierno y otoño dado que estas carpas son retiradas en dichas estaciones del año; por último, la transecta 'Waikiki' limita a su vez al sur con un sector intermareal rocoso (Fig. 1). Con una frecuencia quincenal calculamos la diversidad y abundancia de todas las aves presentes dentro de cada transecta. Debido a que el área de estudio se encuentra embebida en una matriz urbana, funciona en parte como un ecotono y es conocida por albergar una gran diversidad ornitológica (ver De Marco et al. 2005) se decidió incluir en el registro la totalidad de las especies observadas haciendo uso del área (i.e., acuáticas, terrestres). Registramos los individuos a nivel de especie o al menor nivel taxonómico posible según la *South American Classification Committee* (AOS 2026). Asignamos el nombre común de las especies según Monteleone & Pagano (2022). Concomitantemente, y para cada transecta, identificamos mediante la técnica

de *scan sampling* (Martin & Bateson 1993), la principal actividad comportamental en la que se encontrase cada individuo registrado, siendo estas clasificadas en reposo, cuando el individuo fue observado estático; acicalado, incluyó actividades como limpieza de plumas y/o pico y baños; alimentación, cuando el individuo fue observado manipulando y/o ingiriendo alimento; vuelo, incluyó individuos sobrevolando la transecta, los cuales pueden estar exhibiendo comportamientos como la búsqueda de alimento (e.g., rapaces) o evasión de posibles predadores o estresores (e.g., perros, personas desplazándose) y nado, cuando el individuo fue observado movilizándose dentro del agua. Las observaciones y recolección de datos las llevamos a cabo los tres autores mediante la utilización de binoculares (8x40) y grabador digital, mientras que la identificación de las especies la corroboramos mediante el uso de guías de campo y registros fotográficos. Realizamos todos los muestreos en horas de la mañana (7:00-9:00 h, -3 GMT) y con condición de marea baja. Teniendo en cuenta que algunos individuos pueden desplazarse entre transectas durante los censos, y con el fin de reducir la probabilidad de contabilizar un mismo individuo más de una vez, durante el registro excluimos aquellos individuos que ingresaron volando desde el sector evaluado inmediatamente anterior.

Análisis de datos

Las frecuencias de las actividades comportamentales para analizar el perfil de las mismas se expresan como porcentajes relativos al total (todos los individuos) y por transecta. Con el objetivo de comparar el

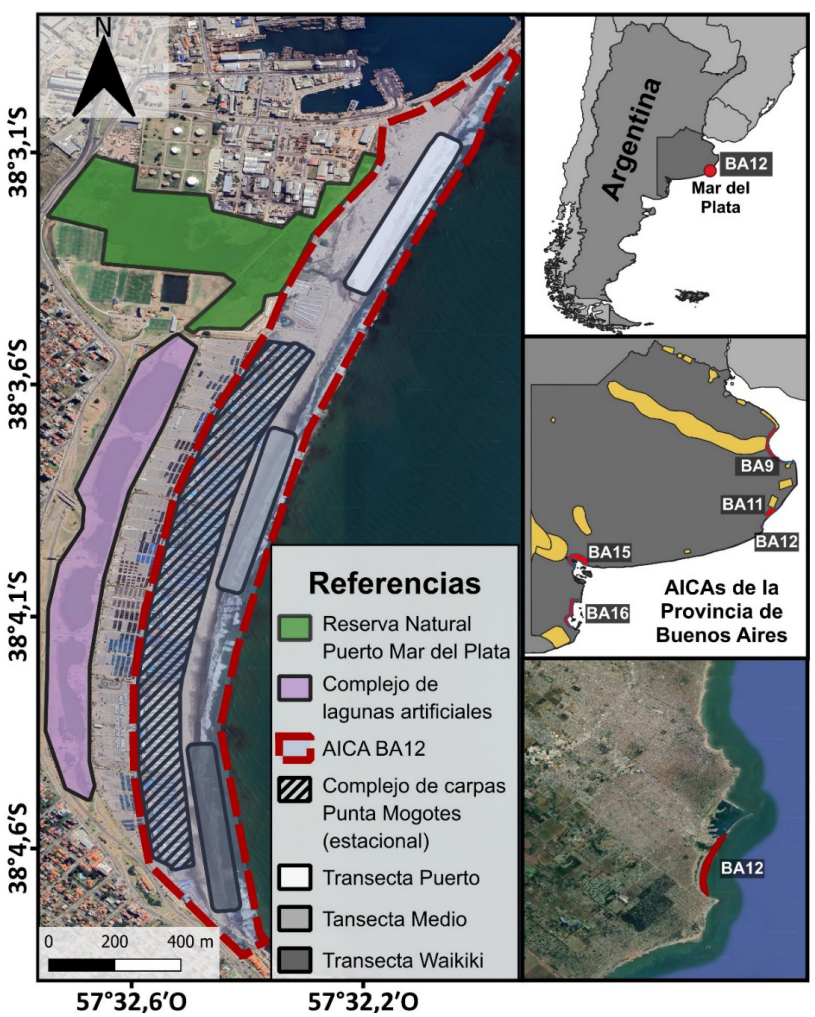


Figura 1. Área de estudio. Se muestra el área de estudio en relación a la costa del partido General Pueyrredon, en el sudeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina. AICAs: Áreas Importantes para la Conservación de las Aves. Polígonos amarillos representan las AICA dentro de la Provincia de Bueno Aires, se mencionan como BA (número) las AICA más relevantes para la conservación de aves marinas y costeras (ver Di Giacomo et al. 2007 para más detalle).

ensamble de aves entre transectas y entre estaciones del año (i.e., otoño, invierno, primavera, verano) realizamos análisis multivariados, utilizando un análisis de PERMANOVA basado en el índice de disimilitud de Bray-Curtis y 9999 permutaciones. Todas las variables incluidas en el análisis cumplieron el supuesto de homogeneidad de varianzas (betadisper: pseudo-$F_{transecta}$ = 2.34, p = 0.11; pseudo-$F_{estación}$ = 1.81, p = 0.16). Posteriormente, para visualizar la composición de los ensambles de aves, realizamos un escalamiento multidimensional no métrico (nMDS por sus siglas en inglés) en tres ejes, basado en el índice de disimilitud de Bray-Curtis y con un mínimo de 20 y máximo de 200 inicios aleatorios (Palacio et al. 2020).

Para identificar cuáles especies de aves fueron indicadoras de cada transecta y estación del año, utilizamos el método del valor indicador (IndVal por sus siglas en inglés; Dufrene & Legendre 1997), calculado con el paquete de R *indicspecies* (De Cáceres & Legendre 2009). El método evalúa la asociación de especies con un determinado sitio (especificidad) y la frecuencia de aparición (fidelidad) en el mismo. Un valor alto del indicador (especificidad*fidelidad; 0 a 100%) muestra que una especie es característica de un sitio (Dufrene & Legendre 1997). Las especies que obtuvieron valores IndVal significativos (> 60%) se consideraron características de la transecta y estación del año (adaptado de Mbiba et al. 2021). La significancia de dicho valor indicador se realizó a través de un test de permutaciones (De Cáceres & Legendre 2009). Para cada transecta y estación del año calculamos la riqueza específica definida como el número total de especies registradas. Para comparar este valor entre transectas y estaciones del año, construimos curvas de rarefacción para cada categoría de las variables analizadas, utilizando como referencia la abundancia correspondiente a la muestra de menor tamaño en cada comparación (García & Gómez Laich 2007). Estimamos los intervalos cuantílicos de las curvas de rarefacción mediante 200 remuestreos bootstrap (Chao et al. 2014). Realizamos el análisis de PERMANOVA con el paquete de R *vegan* (Oksanen et al. 2022), mientras que construimos las curvas de rarefacción utilizando el paquete *iNEXT* (Hsieh et al. 2016).

Para analizar si la abundancia de aves totales varió en función de las transectas y las estaciones del año, realizamos un Modelo Lineal Generalizado (MLG; Crawley 2012). Empleamos una estructura de error Binomial Negativo con función de enlace 'log' incluyendo las siguientes variables explicativas: la transecta (variable categórica: Puerto, Medio o Waikiki) y la estación del año (variable categórica: otoño, invierno, primavera o verano). Evaluamos el ajuste del modelo mediante el porcentaje de devianza explicada, utilizado como una medida análoga al coeficiente de determinación (R^2; Zuur et al. 2009). Dado que el objetivo del trabajo es evaluar específicamente si la abundancia de aves varió entre transectas y estaciones del año decidimos ajustar un modelo 'global' (i.e. modelo que incluye ambas variables) e inferir a partir de los parámetros del mismo. Construimos el modelo utilizando el paquete *MASS* (Venables & Ripley 2025). Evaluamos los supuestos de los modelos utilizando gráficos de diagnóstico *DHARMa* y las pruebas correspondientes (prueba de Kolmogorov-Smirnov, prueba de dispersión y prueba de cuantiles) del paquete *DHARMa* (Hartig 2022), todas las cuales arrojaron $p > 0.05$.

El nivel de significancia establecido para todos los tests fue de $p \leq 0.05$. El manejo de datos y los análisis estadísticos los realizamos mediante el programa R, versión 4.4.1 (R Development Core Team 2024).

RESULTADOS

A lo largo del periodo de estudio, registramos un total de 12,820 individuos representados por 12 órdenes, 18 familias y al menos 33 especies (Tabla 1). El Orden Charadriiformes acumuló el 82% de los individuos registrados, seguido en menor medida por el Orden Passeriformes con el 7% y por los órdenes Falconiformes y Columbiformes con el 4% y 3%, respectivamente. Dentro del Orden Charadriiformes las gaviotas y gaviotines acumularon el 74% y 24% de los registros, respectivamente. En términos de abundancia relativa (i.e., porcentaje sobre el total de individuos registrados), la Gaviota Cocinera (*Larus dominicanus*), la Gaviota Capucho Café (*Chroicocephalus maculipennis*), y el Gaviotín Lagunero (*Sterna trudeaui*) acumularon en conjunto aproximadamente el 73% (Tabla 1). Por otro lado, el Chimango (*Daptrius chimango*) fue la especie con mayor frecuencia de ocurrencia (88%), seguido por la Gaviota Cocinera (70%), la Paloma Casera (*Columba livia;* 58%), la Gaviota Capucho Café (56%), y el Tero (*Vanellus chilensis*; 54%; Tabla 1).

En términos de conservación, de las especies registradas tan solo dos se encuentran listadas bajo algún grado de amenaza, la Gaviota Cangrejera (*Larus atlanticus*), listada como Cercana a la Amenaza por la IUCN y como Vulnerable a escala nacional, y el Petrel Gigante Antártico (*Macronectes giganteus*) listada como Vulnerable a escala nacional. Todas las demás especies registradas en los conteos se encuentran listadas como En Preocupación Menor/No Amenazada tanto a escala global como nacional (Tabla 1).

Tabla 1. Lista de las especies de aves registradas en las playas arenosas del Complejo Punta Mogotes (AICA BA12), provincia de Buenos Aires, Argentina (abril de 2024 - marzo de 2025). Abu: abundancia, SD: desvío estándar, Max: número máximo de individuos registrados en el mismo censo, AR: abundancia relativa (%), FO: frecuencia de ocurrencia (%). Estado de conservación en Argentina (Arg.) según MAyDS y AA (2017) y a nivel global según IUCN (2026). PM: Patrón migratorio según Monteleone & Pagano (2022). Ec: Endémica de cría; Mn: Migrante neártico, Ma: Migrante austral, Mp: Migrante parcial, I: Especie introducida, '-': No se informa (ver Monteleone & Pagano (2022) para detalle sobre estas clasificaciones).

Especie	Abu	Media ± SD	Max	AR	FO	IUCN	Arg.	PM
Orden Charadriiformes								
Familia Laridae								
Gaviota Cocinera (*Larus dominicanus*)	4700	65.28 ± 113.40	512	36.66	69.44	LC	NA	-
Gaviota Cangrejera (*Larus atlanticus*)	21	0.29 ± 1.33	9	0.16	6.94	NT	VU	Ec Mp
Gaviota Capucho Café (*Chroicocephalus maculipennis*)	3123	43.38 ± 148.64	861	24.36	55.56	LC	NA	Mp
Gaviota Capucho Gris (*Chroicocephalus cirrocephalus*)	10	0.14 ± 0.51	3	0.08	8.33	LC	NA	Mp
Gaviotín NI (*Sterna* sp.)	26	0.36 ± 2.38	20	0.20	6.94	-	-	-
Gaviotín Sudamericano (*Sterna hirundinacea*)	110	1.53 ± 6.40	46	0.86	16.67	LC	NA	Mp
Gaviotín Golondrina (*Sterna hirundo*)	865	12.01 ± 90.84	771	6.75	15.28	LC	NA	Mn
Gaviotín Lagunero (*Sterna trudeaui*)	1477	20.51 ± 109.83	895	11.52	30.56	LC	NA	-
Gaviotín Pico Amarillo (*Thalasseus sandvicensis*)	13	0.18 ± 1.10	8	0.10	2.78	LC		Mp
Gaviotín Real (*Thalasseus maximus*)	28	0.39 ± 1.52	8	0.22	8.33	LC	NA	Mp
Familia Rynchopidae								
Rayador (*Rynchops niger*)	4	0.06 ± 0.33	2	0.03	2.78	LC	NA	Mn Mp
Familia Charadriidae								
Chorlito Doble Collar (*Anarhynchus falklandicus*)	25	0.35 ± 1.99	16	0.20	5.56	LC	NA	Mp
Tero (*Vanellus chilensis*)	120	1.67 ± 2.19	9	0.94	54.17	LC	NA	-
Familia Recurvirostridae								
Tero Real (*Himantopus mexicanus*)	46	0.64 ± 1.56	7	0.36	18.06	LC	NA	-
Orden Podicipediformes								
Familia Podicipedidae								
Macá Grande (*Podiceps major*)	1	0.01 ± 0.12	1	0.01	1.39	LC	NA	Mp
Orden Procellariiformes								
Familia Procellariidae								
Petrel Gigante Antártico (*Macronectes giganteus*)	2	0.03 ± 0.17	1	0.02	2.78	LC	VU	-
Orden Suliformes								
Familia Phalacrocoracidae								
Biguá (*Nannopterum brasilianum*)	238	3.31 ± 10.19	46	1.86	30.56	LC	NA	-
Orden Pelecaniformes								
Familia Threskiornithidae								

Especie	Abu	Media ± SD	Max	AR	FO	IUCN	Arg.	PM
Cuervillo de Cañada (*Plegadis chihi*)	178	2.47 ± 20.98	178	1.39	1.39	LC	NA	-
Orden Anseriformes								
Familia Anatidae								
Pato NI (*Anas* sp.)	2	0.03 ± 0.24	2	0.02	1.39	-	-	-
Pato Barcino (*Anas flavirostris*)	1	0.01 ± 0.12	1	0.01	1.39	LC	NA	-
Pato Maicero (*Anas georgica*)	1	0.01 ± 0.12	1	0.01	1.39	LC	NA	-
Orden Falconiformes								
Familia Falconidae								
Chimango (*Daptrius chimango*)	475	6.60 ± 5.96	25	3.71	88.89	LC	NA	-
Carancho (*Caracara plancus*)	20	0.28 ± 1.33	9	0.16	5.56	LC	NA	-
Orden Accipitriformes								
Familia Accipitridae								
Caracolero (*Rostrhamus sociabilis*)	1	0.01 ± 0.12	1	0.01	1.39	LC	NA	Mp
Orden Columbiformes								
Familia Columbidae								
Paloma Casera (*Columba livia*)	310	4.31 ± 7.68	32	2.42	58.33	LC	IN	I
Paloma Picazuro (*Patagioenas picazuro*)	59	0.82 ± 2.00	11	0.60	23.61	LC	NA	-
Paloma Ala Manchada (*Patagioenas maculosa*)	14	0.19 ± 1.02	7	0.11	5.56	LC	NA	-
Torcaza (*Zenaida auriculata*)	5	0.07 ± 0.48	4	0.04	2.78	LC	NA	-
Orden Psittaciformes								
Familia Psittacidae								
Cotorra (*Myiopsitta monachus*)	62	0.86 ± 4.79	36	0.48	4.17	LC	NA	-
Orden Passeriformes								
Familia Hirundinidae								
Golondrina Tijerita (*Hirundo rustica*)	856	11.89 ± 72.07	600	6.68	26.39	LC	NA	Ma Mn
Golondrina Ceja Blanca (*Tachycineta leucorrhoa*)	4	0.06 ± 0.23	1	0.03	5.56	LC	NA	Mp
Familia Passeridae								
Gorrión (*Passer domesticus*)	13	0.18 ± 1.53	13	0.10	1.39	LC	IN	I
Familia Tyrannidae								
Benteveo (*Pitangus sulphuratus*)	8	0.11 ± 0.46	3	0.06	6.94	LC	NA	-
Familia Furnariidae								
Hornero (*Furnarius rufus*)	1	0.01 ± 0.12	1	0.01	1.39	LC	NA	-
Orden Trochiliformes								
Familia Trochilidae								
Colibri NI (*Trochilidae* sp.)	1	0.01 ± 0.12	1	0.01	1.39	-	-	-

Respecto a las actividades comportamentales observadas, y en términos generales (i.e., totalidad de los individuos), las aves registradas se encontraron mayoritariamente en reposo (~67%), en menor proporción en vuelo (~29%) y en actividades relacionadas con la alimentación (~3%); individuos observados en nado representaron menos del 1 % de los registros (Material Suplementario Tabla S1). Respecto a las actividades comportamentales desarrolladas en cada transecta, las actividades relacionadas con el vuelo dominaron en las transectas Medio y Waikiki, seguidas por actividades de reposo y alimentación, siendo lo contrario observado en la transecta Puerto donde dominaron las actividades relacionadas al descanso seguidas por las actividades en vuelo (Material Suplementario Tabla S2).

Caracterización del ensamble

El ensamble de aves varió significativamente en función de la transecta muestreada y la estación del año (PERMANOVA; transecta: pseudo-F = 5.760, p < 0.001, R^2 = 0.130; estación: pseudo-F = 2.840, p < 0.001, R^2 = 0.100; Información Suplementaria, Tabla S3). Los ensambles observados en la transecta Puerto fueron marcadamente diferentes de los registrados en las transectas Medio y Waikiki (Puerto-Medio pseudo-F = 7.270, p < 0.001, Puerto-Waikiki: pseudo-F = 8.040, p < 0.001), sin registrarse diferencias significativas entre estas últimas dos (Medio-Waikiki: pseudo-F = 1.080, p = 0.340; Figs. 2A-C). En cuanto a las estaciones del año, encontramos diferencias significativas entre todas las estaciones muestreadas (1.980 < pseudo-F < 4.010, todos los p < 0.050), a excepción de los ensambles observados en otoño y en invierno (invierno-otoño: pseudo-F = 0.800, p = 0.560; Figs. 2D-F).

Las especies indicadoras (i.e., aquellas con valor indicador > 60% y significativo) para la transecta Puerto fueron la Gaviota Cocinera, la Gaviota Capucho Café, el Gaviotín Lagunero, el Gaviotín Golondrina (*Sterna hirundo*), el Chimango, la Paloma Casera, y el Tero (Tabla 2). Para la transecta Medio y Waikiki no hubo especies indicadoras. Para el caso de las estaciones del año, el Gaviotín Lagunero y la Paloma Casera fueron especies indicadoras de la estación otoño, el Biguá (*Nannopterum brasilianum*) y el Gaviotín Golondrina de la primavera y la Gaviota Capucho Café del verano (Tabla 2). No hubo especies indicadoras de invierno.

Al analizar la riqueza específica por transecta, la misma varió entre 17 y 29 especies (Tabla 3). Sin embargo, las estimaciones de riqueza a partir de curvas de rarefacción no evidenciaron diferencias significativas entre transectas, dado el amplio solapamiento de los intervalos de confianza (Fig. 3A, Tabla 3). En

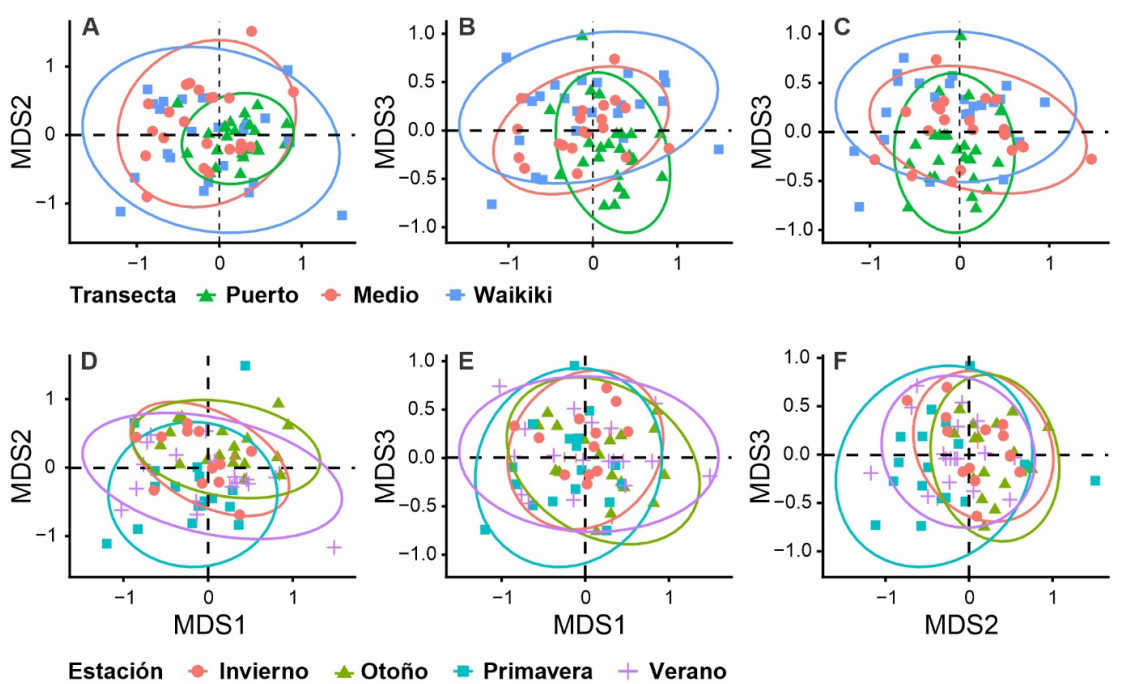


Figura 2. Escalamiento multidimensional no métrico (MDS; stress = 0.15) de los ensambles de aves, se muestran las combinaciones entre los ejes (MDS1, MDS2, MDS3) en función del sitio de muestreo (A, B y C) y la estación del año (D, E y F). Cada punto representa el conteo del número de individuos por especie.

Tabla 2. Especificidad, fidelidad y valor indicador (i.e., especificidad * fidelidad) de las especies avistadas en el balneario Punta Mogotes, provincia de Buenos Aires, en función de la transecta y la estación del año. Se muestran sólo aquellas especies con un valor indicador mayor al 60% y significativo ($p < 0.05$). No se encontraron especies indicadoras para la transecta Medio y Waikiki, y la estación Invierno.

	Especie	Especificidad	Fidelidad	Valor indicador
Transecta				
Puerto	Gaviota Cocinera	0.80	0.95	0.88
	Gaviota Capucho Café	0.92	0.83	0.88
	Chimango	0.61	1.00	0.78
	Gaviotín Lagunero	0.86	0.70	0.78
	Paloma Casera	0.63	0.83	0.73
	Tero	0.52	0.79	0.65
	Gaviotín Golondrina	0.99	0.41	0.64
Estación				
Otoño	Gaviotín Lagunero	0.94	0.44	0.65
	Paloma Casera	0.46	0.77	0.60
Primavera	Biguá	0.74	0.64	0.69
	Gaviotín Golondrina	0.98	0.41	0.64
Verano	Gaviota Capucho Café	0.89	0.72	0.80

relación con la estacionalidad, la riqueza observada osciló entre 16 y 24 especies (Tabla 3). La riqueza estimada fue máxima en primavera, superando a invierno y verano, cuyos intervalos de confianza no se solaparon con los de esta estación. En contraste, otoño presentó un leve solapamiento con primavera, indicando diferencias menos marcadas entre ambas estaciones (Fig. 3B, Tabla 3).

La abundancia total de aves mínima fue de dos y la máxima de 1679 (media: 180 ± 323 aves). El modelo estimado explicó el 56% de la devianza (R^2 de devianza = 0.56). La abundancia de aves difirió en función de la transecta ($F = 93.400$, $p < 0.001$) y la estación del año ($F = 9.400$, $p < 0.050$). Dicha abundancia fue mayor en la transecta Puerto en relación a las transectas Medio y Waikiki ($t_{medio\text{-}puerto} = -8.100$, $p < 0.001$, $t_{puerto\text{-}waikiki} = 8.700$, $p < 0.001$), sin registrarse diferencias en la abundancia entre estas últimas ($t_{medio\text{-}waikiki} = 0.500$, $p = 0.870$; Fig. 3C). Para el caso de las estaciones del año, registramos la menor abundancia de aves durante la primavera ($t_{invierno\text{-}primavera} = 2.740$, $p < 0.050$, $t_{otoño\text{-}primavera} = 2.950$, $p < 0.050$, $t_{primavera\text{-}verano} = -2.570$, $p < 0.050$), mientras que no hubo diferencias significativas entre el resto de las estaciones ($t_{invierno\text{-}otoño} = -0.200$, $p = 0.990$, $t_{invierno\text{-}verano} = 0.180$, $p = 0.990$, $t_{otoño\text{-}verano} = 0.380$, $p = 0.980$; Fig. 3D).

Tabla 3. Abundancia total, riqueza observada y riqueza estimada con sus respectivos intervalos cuantílicos del 95 % obtenidos a partir de curvas de rarefacción para cada transecta y estación del año. LIC: límite inferior del intervalo cuantílico; LSC: límite superior del intervalo cuantílico.

	Abundancia total	Riqueza observada	Riqueza estimada (LIC-LSC)
Transecta			
Puerto	10,716	29	20.35 (19.62 – 21.09)
Medio	1037	19	19.00 (16.83 – 21.16)
Waikiki	1067	17	16.86 (14.12 – 19.60)
Estación			
Otoño	3868	21	18.38 (16.47 – 20.18)
Invierno	1872	16	15.77 (14.09 – 17.46)
Primavera	1757	24	24.00 (19.91 – 28.08)
Verano	5323	21	17.48 (15.94 – 19.02)

DISCUSIÓN

En el presente estudio proveemos información novedosa acerca de la comunidad de aves, migrantes y residentes, que hace uso a lo largo del año de un hábitat de playas arenosas del sudeste bonaerense listado como un Área Importante para la Conservación de Aves (BA12: Playa Punta Mogotes y Puerto de Mar del Plata; Di Giacomo et al. 2007). El área BA12 es utilizada por grandes grupos heterogéneos, conformados principalmente por gaviotas y gaviotines; grupos de aves que tienden a conformar ensambles mixtos en otros sitios de invernada en provincia de Buenos Aires (Petracci et al. 2005, Silva Rodríguez et al. 2005, García & Gómez Laich 2007, Berón et al. 2023, Zumpano et al. 2025). En línea con las predicciones que propusimos identificamos un efecto de los diferentes sectores relevados del área de estudio en la riqueza de especies y abundancia de individuos, siendo el sector norte (i.e., Puerto) aquel en albergar la mayor cantidad de individuos. Los meses de primavera fueron aquellos en registrar la mayor diversidad de especies, aunque con la menor abundancia de individuos.

Las playas de arena pueden ser utilizadas a lo largo del año por diversos grupos de aves migrantes (e.g., neárticos, australes), lo cual conlleva a cambios estacionales en las abundancias y diversidad de los ensambles de aves que las utilizan (Vooren & Chiaradia 1990, Hubbard & Dugan 2003, Alfaro & Clara 2007, Lafferty et al. 2013, Graells et al. 2022). El hecho de que el área de estudio sea utilizada a lo largo del año por especies con diferentes cronologías reproductivas, conlleva a que, en algunos momentos del año,

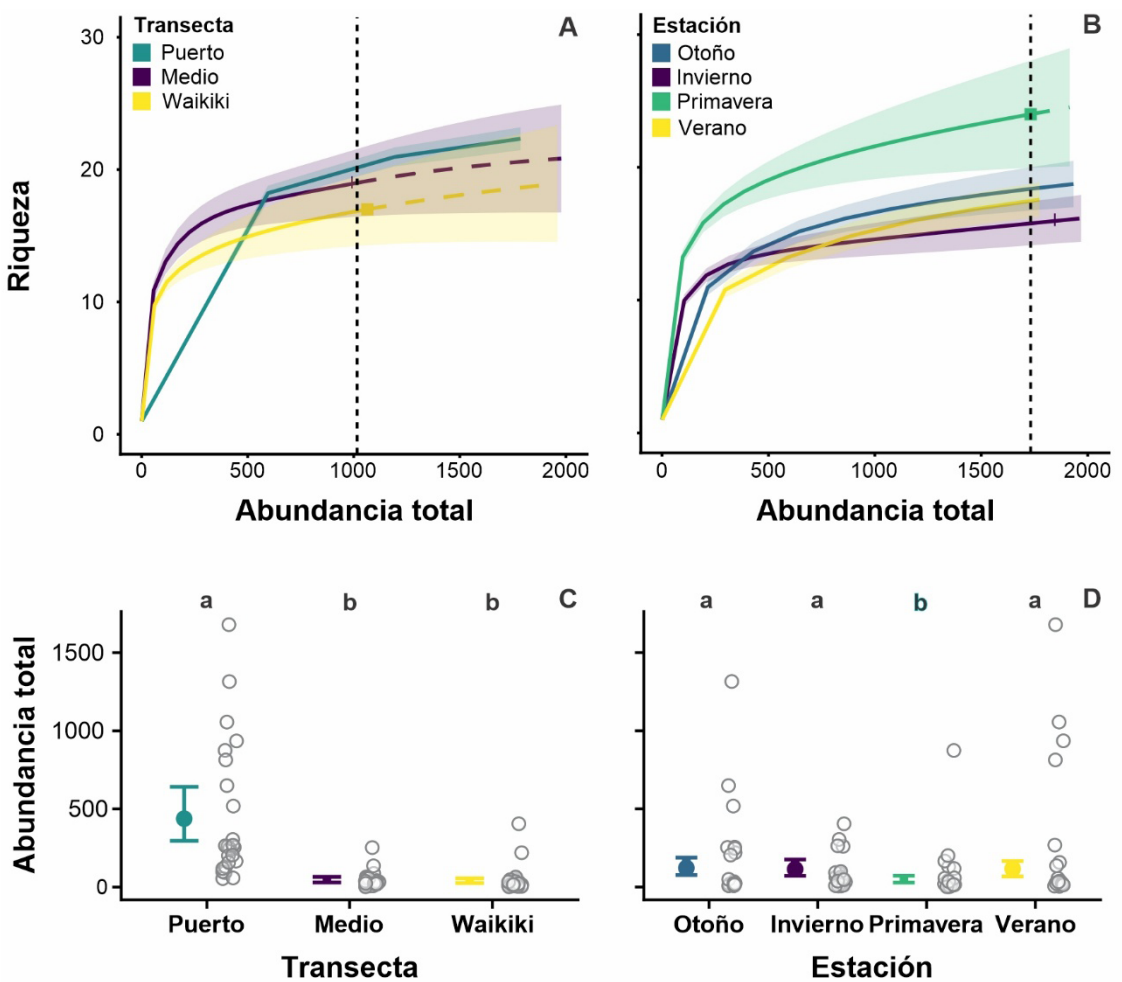


Figura 3. Curvas de rarefacción de la riqueza específica en función de la abundancia total para cada transecta (A) y estación del año (B), y abundancia total de aves según la transecta (C) y la estación del año (D). Las líneas punteadas representan los valores extrapolados, el sombreado indica los intervalos de confianza cuantílicos del 95 % y la línea vertical punteada señala la abundancia correspondiente a la muestra de menor tamaño utilizada para estimar la riqueza (ver Tabla 3). Los puntos grises representan los valores observados, mientras que los puntos y barras de colores corresponden a las medias estimadas por los modelos y sus respectivos intervalos de confianza del 95 %. Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas entre categorías ($p < 0.05$).

principalmente primavera y otoño, se pueda generar un solapamiento entre especies (e.g., neárticas, australes). Al inicio, estos momentos de transición se ven reflejados por el solapamiento entre especies, con el consecuente incremento en el número de las mismas, y cambios en la composición de los ensambles y abundancias. Durante la primavera, por ejemplo, los ensambles de aves estuvieron dominados por el Gaviotín Golondrina, un migrante neártico cuya principal área de invernada en territorio bonaerense se encuentra en Punta Rasa, sitio al cual arriba a mediados de septiembre y octubre (Sapoznikow et al. 2002, Nisbet et al. 2011). El Biguá fue también registrado haciendo uso del área mayoritariamente durante la primavera, en coincidencia con el periodo reproductivo de la especie en otras regiones del país (Quintana et al. 2002). Dado que los registros reproductivos de la especie en provincia de Buenos Aires se encuentran supeditados a sectores continentales al norte y sudoeste de la misma (Morici 2025), consideramos que los individuos observados en este estudio durante la primavera, como así también en otros sectores costeros del sur de la provincia de Buenos Aires (García & Gómez Laich 2007, Petracci et al. 2009), pueden ser individuos juveniles o no reproductores. Por otro lado, los ensambles de aves durante el verano fueron dominados por la Gaviota Capucho Café, la cual presentó picos de abundancia en los meses de febrero y marzo, integrados en su totalidad por individuos con plumaje no reproductivo (obs. pers.). Esta especie reproduce entre los meses de octubre a febrero principalmente en cuerpos de aguas continentales del sudeste bonaerense (Josens et al. 2009), sin embargo, son escasos los registros y baja la abundancia de individuos reproduciendo en el litoral marítimo de la provincia de Buenos Aires (Suárez et al. 2014, Berón & Seco Pon 2024). Recientemente Berón & Seco Pon (2024) identificaron la presencia de colonias reproductivas de Gaviota Capucho Café y Gaviota Capucho Gris (*Chroicocephalus cirrocephalus*) en el complejo de lagunas artificiales urbanas adyacente al área de estudio. Esto puede explicar el motivo por el cual se observaron, para ambas especies, individuos con plumaje nupcial haciendo uso del área de estudio durante el periodo reproductivo (observacion personal). Los cambios en los ensambles no solo se han observado en términos de las especies que los componen sino también en sus abundancias. Durante la primavera, es esperable una disminución en la abundancia de individuos, principalmente adultos reproductores, que se establecen en sus sitios de puesta en otras regiones (Haedo Rossi & Esteban 2022), como así también es esperable el aumento en la abundancia de migrantes neárticos, como fue el caso del Gaviotín Golondrina. En nuestro estudio los meses de primavera registraron las menores abundancias, lo cual atribuimos a la disminución abrupta en la abundancia de la Gaviota Cocinera, la cual dominó fuertemente la abundancia en los ensambles de las demás estaciones. La Gaviota Cocinera, es una especie con amplia distribución a lo largo del litoral marítimo argentino (Yorio et al. 2016), cuyo ciclo reproductivo, aunque con variaciones latitudinales, se desarrolla entre los meses de septiembre a enero (Yorio et al. 2005, Kasinsky et al. 2021). La dispersión de individuos reproductores hacia sus colonias puede explicar la disminución abrupta observada en el número de gaviotas cocineras durante el mes de septiembre y la baja abundancia, principalmente de adultos en los meses de primavera y verano (observacion personal), similar a lo observado, para esta especie y periodo, en otras regiones a lo largo de su distribución (Vooren & Chiaradia 1990). Otra especie frecuentemente observada, cuya abundancia se mantuvo estable a lo largo de todo el año fue el Chimango, aunque no es considerada un ave de hábitos costeros, ha ido ampliando su área de distribución hasta incluir tanto zonas naturales como urbanas costeras (Vooren & Chiaradia 1990, Carrete et al. 2009, Biondi et al. 2020, Zumpano et al. 2025).

La disponibilidad de otros hábitats cercanos a la playa puede influenciar a la comunidad de aves presentes en ella (Meager et al. 2012, Lafferty et al. 2013). En el presente trabajo se ha identificado al sector Puerto como aquel en albergar el mayor número de individuos y especies de aves. Este sector tiene características contrastantes que lo diferencian de los demás analizados (i.e., Medio, Waikiki), ya que el mismo no solo se encuentra lindando la RNPMdP, sino también a la escollera sur del Puerto Mar del Plata. La aglomeración de aves en sectores aledaños a los puertos marítimos, y su interacción con actividades antrópicas, principalmente aquellas destinadas al procesamiento y elaboración de productos pesqueros, ha sido ha sido identificada tanto local como regionalmente (Yorio & Caille 2004, Berón et al. 2023). Otros factores importantes a tener en consideración son los disturbios por actividades antrópicas. En términos generales, en playas arenosas las aves tienen preferencias por sectores menos disturbados (Cornelius et al. 2001, Lafferty 2001). El sector Puerto no cuenta con la disposición de balnearios ni carpas de madera a lo largo del año, aumentando considerablemente la extensión de la playa en relación con los sectores Medio y Waikiki. La heterogeneidad ambiental dentro del sector Puerto, dada por su cercanía a la RNPMdP, al puerto de Mar del Plata y a la presencia de

cuerpos de agua dulce, sumado a una mayor extensión espacial y un menor disturbio antrópico pueden explicar a su vez las diferencias halladas no solo en la riqueza y composición de los ensambles de aves, sino también en los principales comportamientos exhibidos por estas especies. Menores niveles de disturbio permiten a las aves utilizar de manera más eficiente el tiempo para desarrollar actividades de vital importancia como alimentarse y/o descansar (Cornelius et al. 2001, Lafferty 2001). En el sector Puerto actividades relacionadas con el descanso fueron las más registradas para la totalidad de las especies, demostrando así la importancia de este sector como sitio de resguardo y descanso.

Con una extensión aproximada de 3.5 km, la playa arenosa Punta Mogotes ha sido designada hace aproximadamente dos décadas como un Área Importante para la Conservación de Aves (AICA BA12: Playa Punta Mogotes y Puerto de Mar del Plata, Di Giacomo et al. 2007). El presente trabajo ha identificado el sector norte del AICA, denominado Puerto como aquel en albergar el mayor número y diversidad de aves. Se destaca el uso de este sector por individuos de Gaviota Cangrejera la cual se encuentra listada como Cercana a la Amenaza por la IUCN (BirdLife International 2018) y Vulnerable en Argentina (MAyDS y AA 2017). Aunque hasta el momento no hay políticas públicas establecidas en torno a la regulación de las múltiples actividades humanas con potencial de impactar sobre la avifauna a nivel local, el sector Puerto cuenta con la ventaja de no disponer de balnearios privados, aunque en meses estivales es intensamente utilizado por usuarios de sol y playa como sector público. Debido a que se encuentra lindante a la Reserva Natural Puerto Mar del Plata, el sector norte del AICA BA12: Playa Punta Mogotes y Puerto de Mar del Plata podría proponerse como una extensión de los límites de la reserva. Esto le conferiría al sector del AICA más utilizado por parte de las aves carácter de reserva, lo cual conlleva la regulación legal de las actividades humanas que pueden desarrollarse.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen el apoyo brindado por la Universidad Nacional de Mar del Plata y el CONICET. Asimismo, agradecemos los comentarios y sugerencias realizadas por el Editor Asociado y dos revisores anónimos.

MATERIAL SUPLEMENTARIO

Accedé al material suplementario de este artículo, visitando https://doi.org/10.56178/eh.v41i2.1551.

USO DE INTELIGENCIA ARTIFICIAL

No utilizamos inteligencia artificial en el desarrollo de la investigación ni preparación del manuscrito.

REFERENCIAS

Alfaro M, Clara M (2007) Assemblage of shorebirds and seabirds on Rocha Lagoon sandbar, Uruguay. Ornitología Neotropical 18(3):421-432

AOS (American Ornothological Society) (2620). A Classification of the Bird Species of South America. South American Classification Committee. [URL: https://www.museum.lsu.edu/~Remsen/SACCBaseline.htm] (28/09/2026)

APM (Administración Punta Mogotes) (2026). Viví Punta Mogotes. [URL: https://puntamogotes.gob.ar/web/] (28/09/2026)

Barbier EB, Hacker SD, Kennedy C, Koch EW, Stier AC, Silliman BR (2011) The value of estuarine and coastal ecosystem services. Ecological Monographs 81(2):169-193. https://doi.org/10.1890/10-1510.1

Barker M, Maguire GS, Weston MA, Whisson DA (2022) Non-breeding habitat selection of a sandy shore obligate shorebird. Estuarine, Coastal and Shelf Science 271:107848. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2022.107848

Bastida R, Rodríguez D (2003) Mamíferos marinos de Patagonia y Antártida. 3ra edición. Vázquez Mazzini, Buenos Aires

Berón MP, Hernández MM, Seco Pon JP (2023) Coastal bird community change following an increase of pinnipeds at a site in northern Argentina: A 14-year study. Marine Ornithology 51:217-224

Berón MP, Seco Pon JP (2024) Colonia reproductiva de la gaviota cáhuil (*Chroicocephalus maculippenis*) y de capucho gris (*C. cirrocephalus*) en una laguna urbano-costera con alto impacto antrópico en Mar del Plata, Argentina. Revista Chilena de Ornitología 30(1):53-61

Bertola GR (2006) Morfodinámica de playas del sudeste de la provincia de Buenos Aires (1983 a 2004). Latin American Journal of Sedimentology and Basin Analysis 13(1):31-57

Biondi LM, Fuentes GM, Córdoba RS, Bó MS, Cavalli M, Paterlini CA, Castano MV, García GO (2020) Variation in boldness and novelty response between rural and urban predatory birds: The Chimango Caracara, *Milvago chimango* as study case. Behavioural Processes 173:104064. https://doi.org/10.1016/j.beproc.2020.104064

Birdir S, Ünal Ö, Birdir K, Williams AT (2013) Willingness to pay as an economic instrument for coastal tourism management: Cases from Mersin, Turkey. Tourism Management 36:279-283. https://doi.org/10.1016/j.tourman.2012.10.020

BirdLife International (2018) *Larus atlanticus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018:e.

T22694286A132538305. https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T22694286A132538305.en (04/01/2026)

Blanco DE, Yorio P, Petracci PF, Pugnali G (2006) Distribution and abundance of non-breeding shorebirds along the coasts of the Buenos Aires Province, Argentina. Waterbirds 29(3):381-390. https://doi.org/10.1675/1524-4695(2006)29[381:DAAONS]2.0.CO;2

Boschi EE (2004) Un asiduo visitante de las playas denominado *Homo sapiens* Linné. Pp. 323-326 en: Boschi EE, Cousseau MB (eds) La vida entre mareas: vegetales y animales de la costa de Mar del Plata, Argentina. Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero, Mar del Plata

Burger J (1995) Beach recreation and nesting birds. Pp. 281-295 en: Knight RL, Gutzwiller KJ (eds) Wildlife and recreationists: coexistence through management and research. Island Press, Washington DC

Burger J, Carlucci SA, Jeitner CW, Niles L (2007) Habitat choice, disturbance, and management of foraging shorebirds and gulls at a migratory stopover. Journal of Coastal Research 23(5):1159-1166. https://doi.org/10.2112/04-0393.1

Capllonch P (2018) Un panorama de las migraciones de aves en Argentina. Hornero 33(1):1-18. https://doi.org/10.56178/eh.v33i1.490

Carrete M, Tella JL, Blanco G, Bertellotti M (2009) Effects of habitat degradation on the abundance, richness and diversity of raptors across Neotropical biomes. Biological Conservation 142(10):2002-2011. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.012

Chao A, Gotelli NJ, Hsieh TC, Sander EL, Ma KH, Colwell RK, Ellison AM (2014) Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. Ecological Monographs 84(1):45-67. https://doi.org/10.1890/13-0133.1

Cornelius C, Navarrete SA, Marquet PA (2001) Effects of human activity on the structure of coastal marine bird assemblages in central Chile. Conservation Biology 15(5):1396-1404. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2001.00163.x

Crawley MJ (2012) The R book. John Wiley & Sons, UK

Cuttriss A, Maguire GS, Ehmke G, Weston MA (2015) Breeding habitat selection in an obligate beach bird: a test of the food resource hypothesis. Marine and Freshwater Research 66(9):841-846. https://doi.org/10.1071/MF14213

Dadon JR (2017) Beach management, beyond the double standard for client demands and environmental sustainability. Pp. 619-634 en: Botero CM, Cervantes O, Finkl CW (eds) Beach management tools: concepts, methodologies and case studies. Springer International Publishing, Cham

De Cáceres M, Legendre P (2009) Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. Ecology 90:3566-3574. https://doi.org/10.1890/081823.1

De Marco SG, Mallo JC, López de Armentia A, del Río JL (2005) Estado, conflictos y pronóstico del Complejo de Lagunas Costeras de Punta Mogotes, Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina. Biología Acuática 22:77-88

Defeo O, McLachlan A, Schoeman DS, Schlacher TA, Dugan J, Jones A, Lastra M, Scapini F (2009) Threats to sandy beach ecosystems: a review. Estuarine, Coastal and Shelf Science 81(1):1-12. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2008.09.022

Di Giacomo A, De Francesco MV, Coconier EG (2007) Áreas importantes para la conservación de las aves en Argentina. Sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad. Temas de Naturaleza y Conservación 5. Aves Argentinas/Asociación Ornitológica del Plata, Buenos Aires

Dufrene M, Legendre P (1997) Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. Ecological Monographs 67:345-366. https://doi.org/10.2307/2963459

Favero M, Copello S, García GO, Mariano-Jelicich R, Ravasi MT, Seco Pon JP (2016) Aves marinas de las costas bonaerenses. Pp. 368-384. En: Athor J, Celsi CE (eds) La costa atlántica de Buenos Aires: naturaleza y patrimonio cultural. Fundación de Historia Natural Félix de Azara, Buenos Aires

García GO, Gómez Laich A (2007) Abundancia y riqueza específica en un ensamble de aves marinas y costeras del sudeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina. Hornero 22(1):9-16. https://doi.org/10.56178/eh.v22i1.770

Graells G, Celis-Diez JL, Corcoran D, Gelcich S (2022) Bird communities in coastal areas. Effects of anthropogenic influences and distance from the coast. Frontiers in Ecology and Evolution 10:807280. https://doi.org/10.3389/fevo.2022.807280

Haedo Rossi JA, Esteban JG (2022) Consideraciones sobre la reproducción en aves. Acta Zoológica Lilloana 66:4-13

Hartig F (2022) DHARMa: residual diagnostics for hierarchical (multi-level/mixed) regression models. R package version 0.4.5. R Foundation for Statistical Computing, Viena, Austria. [URL: https://CRAN.R-project.org/package=DHARMa]

Hernandez MM, Berón MP, Zumpano F, Giardino G, Seco Pon JP (2021) Time-activity budget of the Snowy Sheathbill (*Chionis albus*) wintering at a Sea Lion (*Otaria flavescens*) haul-out in Argentina. Waterbirds 44(3):376-381. https://doi.org/10.1675/063.044.0313

Hsieh TC, Ma KH, Chao A, McInerny G (2016) iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). Methods in Ecology and Evolution 7:1451-1456. https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613

Hubbard DM, Dugan JE (2003) Shorebird use of an

exposed sandy beach in southern California. Estuarine, Coastal and Shelf Science 58:41-54. https://doi.org/10.1016/S0272-7714(03)00048-9

INDEC (Instituto Nacional de Estadística y Censos) (2022) Cuadro 2.2. Provincia de Buenos Aires. Total de población y densidad, por superficie, según partido. Año 2022. [URL: https://www.indec.gob.ar/indec/web/Nivel4-Tema-2-41-165] (10/07/2026)

IUCN (2026). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2026-1. [URL: https://www.iucnredlist.org] (28/09/2026)

Josens ML, Pretelli MG, Escalante AH (2009) Censos de aves acuáticas en sus colonias reproductivas en lagunas del sudeste de la provincia de Buenos Aires. Hornero 24(1):7-12. https://doi.org/10.56178/eh.v24i1.723

Kasinsky T, Yorio P, Dell'Arciprete P, Marinao C, Suárez N (2021) Geographical differences in sex-specific foraging behaviour and diet during the breeding season in the opportunistic Kelp Gull (*Larus dominicanus*). Marine Biology 168(1):14. https://doi.org/10.1007/s00227-020-03812-9

Lafferty KD (2001) Birds at a Southern California beach: seasonality, habitat use and disturbance by human activity. Biodiversity & Conservation 10:1949-1962. https://doi.org/10.1023/A:1013195504810

Lafferty KD, Rodriguez DA, Chapman A (2013) Temporal and spatial variation in bird and human use of beaches in southern California. SpringerPlus 2:1-14. https://doi.org/10.1186/2193-1801-2-38

Levin LA, Boesch DF, Covich A, ..., Weslawski JM (2001) The function of marine critical transition zones and the importance of sediment biodiversity. Ecosystems 4:430-451. https://doi.org/10.1007/s10021-001-0021-4

Marcomini SC, López RA (2016) Geología de la costa marina bonaerense. Pp. 20-41. En: Athor J, Celsi CE (eds) La costa atlántica de Buenos Aires: naturaleza y patrimonio cultural. Fundación de Historia Natural Félix de Azara, Buenos Aires

Martin P, Bateson P (1993) Measuring behaviour: an introductory guide. 2da edición. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido

Martínez-Curci NS, Isacch JP, Azpiroz AB (2015) Shorebird seasonal abundance and habitat-use patterns in Punta Rasa, Samborombón Bay, Argentina. Waterbirds 38(1):68-76. https://doi.org/10.1675/063.038.0109

Martínez-Curci NS, Petracci P (2016) Aves playeras del litoral costero de la provincia de Buenos Aires: ecología y conservación. Pp. 204-233. En: Athor J, Celsi CE (eds) La costa atlántica de Buenos Aires: naturaleza y patrimonio cultural. Fundación de Historia Natural Félix de Azara, Buenos Aires

Martínez-Curci NS, García GO, Marbán L, Simonetti P, Zalba SM (2021) Shorebirds and Seabirds' Ecology and Conservation. Pp. 327-358. En: Fiori SM, Pratolongo PD (eds) The Bahía Blanca estuary: ecology and biodiversity. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-66486-2_13

MAyDS y AA (2017) Categorización de las aves de la Argentina según su estado de conservación (2015). Informe del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación y Aves Argentinas, Buenos Aires, Argentina

Mbiba M, Mazhude C, Fabricius C, Fritz H, Muvengwi J (2021) Bird species assemblages differ, while functional richness is maintained across an urban landscape. Landscape and Urban Planning 212:104094. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2021.104094

Meager JJ, Schlacher TA, Nielsen T (2012) Humans alter habitat selection of birds on ocean-exposed sandy beaches. Diversity and Distributions 18(3):294-306. https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2011.00873.x

Medeiros R, Ramos JA, Pedro P, Thomas RJ (2012) Reproductive consequences of nest site selection by Little Terns breeding on sandy beaches. Waterbirds 35(4):512-524. https://doi.org/10.1675/063.035.0402

Micallef A, Williams A (2009) Beach management: principles and practice. Earthscan, Reino Unido

Monteleone D, Pagano L (2022) Listado de las aves argentinas. Con comentarios sobre especies nuevas raras e hipotéticas. Temas de Naturaleza y Conservación. Monografía de Aves Argentinas Nº 12. Aves Argentinas/Asociación Ornitológica del Plata, Buenos Aires

Morici A (2025) Las aves de la laguna de Puán y alrededores (partido de Puán, provincia de Buenos Aires, Argentina). Nótulas Faunísticas 2da serie 390:1-11

Neuman KK, Henkel LA, Page GW (2008) Shorebird use of sandy beaches in central California. Waterbirds 31(1):115-121. https://doi.org/10.1675/1524-4695(2008)31[115:SUOSBI]2.0.CO;2

Nisbet IC, Mostello CS, Veit RR, Fox JW, Afanasyev V (2011) Migrations and winter quarters of five Common Terns tracked using geolocators. Waterbirds 34(1):32-39. https://doi.org/10.1675/063.034.0104

Oksanen J, Simpson GL, Blanchet FG, Kindt R, Legendre P, Minchin PR, Weedon J (2022) vegan: community ecology package. R package version 2.6-2. [URL: https://CRAN.R-project.org/package=vegan] (30/09/2025)

Palacio FX, Apodaca MJ, Crisci JV (2020) Análisis multivariado para datos biológicos: teoría y su aplicación utilizando el lenguaje R. Fundación de Historia Natural Félix de Azara, Ciudad Autónoma de Buenos Aires

Petracci P, Canevari M, Bremer E (2005) Guía de las aves playeras y marinas migratorias del sur de América del Sur. Fundación Vida Silvestre Argentina

Petracci PF, Cereghetti J, Martín J, Obed YS (2009) Dieta del Biguá (*Phalacrocorax brasilianus*) durante la primavera en el estuario de Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina. Hornero 24(2):73-78. https://doi.org/10.56178/eh.v24i2.714

Quintana F, Yorio P, Borboroglu PG (2002) Aspects of the breeding biology of the Neotropic Cormorant *Phalacrocorax olivaceus* at Golfo San Jorge, Argentina. Marine Ornithology 30:25-29

R Development Core Team (2024) R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Viena, Austria. [URL: https://www.R-project.org/] (30/09/2025)

Richeri PE (2011) Lagunas urbano-costeras de Punta Mogotes, síntesis diacrónica y sincrónica de sus transiciones: Párrafos Geográficos N°16. Párrafos Geográficos 10(2):38-52. [URL: https://www.revistas.unp.edu.ar/index.php/parrafosgeograficos/article/view/605] (11/08/2025)

Sapoznikow A, Vila A, De Casenave JL, Vuillermoz P (2002) Abundance of Common Terns at Punta Rasa, Argentina; a major wintering area. Waterbirds 25(3):378-381. https://doi.org/10.1675/1524-4695(2002)025[0378:AOCTAP]2.0.CO;2

Schlacher TA, Nielsen T, Weston MA (2013) Human recreation alters behaviour profiles of non-breeding birds on open-coast sandy shores. Estuarine, Coastal and Shelf Science 118:31-42. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2012.12.016

Schlacher TA, Jones AR, Dugan JE, ..., Peterson CH (2014) Open-coast sandy beaches and coastal dunes. Pp. 37-94. En: Maslo B, Lockwood JL (eds) Coastal conservation. Cambridge University Press, Reino Unido

Silva-Rodríguez MP, Favero M, Berón MP, Mariano-Jelicich R, Mauco L (2005) Ecología y conservación de aves marinas que utilizan el litoral bonaerense como área de invernada. Hornero 20(1):111-130. https://doi.org/10.56178/eh.v20i1.822

Suárez N, Marinao C, Kasinsky T, Yorio P (2014) Distribución reproductiva y abundancia de gaviotas y gaviotines en el Área Natural Protegida Bahía San Blas, Buenos Aires. Hornero 29(1):29-36. https://doi.org/10.56178/eh.v29i1.622

Sutherland WJ (1996) Ecological census techniques: a handbook. Cambridge University Press, Reino Unido

Venables WN, Ripley BD (2025) Modern applied statistics with S. 4ta Edición. Springer, Nueva York

Vooren CM, Chiaradia A (1990) Seasonal abundance and behaviour of coastal birds on Cassino Beach, Brazil. Ornitología Neotropical 1(1):3. [URL: https://digitalcommons.usf.edu/ornitologia_neotropical/vol1/iss1/3] (30/09/2025)

Yasué M (2005) The effects of human presence, flock size and prey density on shorebird foraging rates. Journal of Ethology 23:199-204. https://doi.org/10.1007/s10164-005-0152-8

Yorio P, Frere E, Gandini P, Conway W (1999) Status and conservation of seabirds breeding in Argentina. Bird Conservation International 9(4):299-314. https://doi.org/10.1017/S0959270900003506

Yorio P, Caille G (2004) Fish waste as an alternative resource for gulls along the Patagonian coast: Availability, use, and potential consequences. Marine Pollution Bulletin 48:778-783. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2003.11.008

Yorio P, Bertellotti M, García Borboroglu P (2005) Estado poblacional y de conservación de gaviotas que se reproducen en el litoral marítimo argentino. Hornero 20(1):53-74. https://doi.org/10.56178/eh.v20i1.819

Yorio P, Branco JO, Lenzi J, Luna-Jorquera G, Zavalaga C (2016) Distribution and trends in Kelp Gull (*Larus dominicanus*) coastal breeding populations in South America. Waterbirds 39(Special Publication 1):114-135. https://doi.org/10.1675/063.039.sp103

Zumpano F, Copello S, Castano MV, García GO (2025) When birds meet recreational fishers: understanding interactions in a Protected Coastal Area of Argentina. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 35(9):e70216. https://doi.org/10.1002/aqc.70216

Zuur AF, Ieno EN, Walker NJ, Saveliev AA, Smith GM (2009) Mixed effects models and extensions in ecology with R. Springer, Nueva York