

Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas
Sub área Ecología
Programa de Desarrollo de Ciencias Básicas
(PEDECIBA)



**Comunidad de Aves en playas arenosas con diferente
morfodinámica del Océano Atlántico de Uruguay**

Tesista: Lic. Diego Caballero Sadi

Directora: Dra. Laura Mauco (Universidad Mar del Plata)

Co-Director: Dr. Diego Lercari (Universidad de la República)



PROGRAMA DE DESARROLLO DE LAS
CIENCIAS BÁSICAS
Ministerio de Educación y Cultura -
Universidad de la República
Área Biología



FACULTAD DE
CIENCIAS
UDELAR fcien.edu.uy

MAESTRIA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

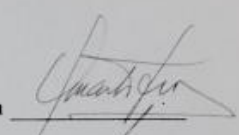
SUBAREA ECOLOGÍA


Título de la Tesis:

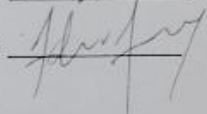
COMUNIDAD DE AVES EN PLAYAS ARENOSAS CON
DIFERENTE MORFODINÁMICA DEL OCEANO ATLÁNTICO DE URUGUAY

Nombre del estudiante DIEGO CABA UERO

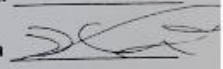
Tribunal:

Presidente: Nombre OMAR DEFEO Firma 

Vocal: Nombre AUAR CARRANZA Firma 

Vocal: Nombre ADRIÁN AZPIROZ Firma 

Director: Nombre Laura Maucó Firma _____

Co-director: Nombre DIEGO LERCARI Firma 

Fecha del Acta: 19/12/14

FALLO DEL TRIBUNAL: ACEPTACIÓN CON MENCIÓN

A Mario y Alegre

AGRADECIMIENTOS

A la Unidad de Ciencias del Mar de la Facultad de Ciencias donde se me dio la oportunidad de realizar el posgrado. Diego Lercari, Omar Defeo, Eleonora Celentano, Julio Gómez, Sebastián Horta, Sebastián Saucó, Leandro Bergamino, Rafael Barboza, Gastón Martínez y Anita de Álava los cuales aportaron de muy diversas maneras al desarrollo de esta investigación, gracias.

A Laura Mauco de la Universidad de Mar del Plata, amiga y tutora, que me apoyó y dedicó gran parte de su tiempo en momentos claves y decisivos del trabajo.

A Matilde Cavalli de la Universidad de Mar del Plata que desinteresadamente apoyó y guió en el análisis numérico.

A Julio Da Costa y familia, Lucía Miguel, Daniel Miguel y familia quien posibilitaron y apoyaron en gran parte del trabajo de campo.

A Joaquín Aldabe que colaboró en actividades de campo.

Al tribunal que evaluó la tesis Omar Defeo, Adrián Azpiroz y Alvar Carranza y cotutor Diego Lercari por la tolerancia y aportes al trabajo.

Al Programa de Desarrollo de Ciencias Básicas (PEDECIBA), la Agencia Nacional de Investigación e Innovación (ANII) y al proyecto GEF-FAO-DINARA “Hacia el manejo ecosistémico de recursos acuáticos en Uruguay” quienes posibilitaron económicamente el desarrollo de esta investigación.

A mi familia que siempre me aconseja y apoya en mis decisiones.

CONTENIDO

RESUMEN.....	vi
LISTA DE TABLAS.....	vii
LISTA DE FIGURAS	ix
1. INTRODUCCIÓN.....	1
Ecología de playas arenosas	3
2. HIPÓTESIS Y OBJETIVOS.....	7
2.1 Hipótesis.....	7
2.2 Objetivo general	7
2.3 Objetivos específicos.....	7
3. MÉTODOS Y ÁREA DE ESTUDIO.....	9
3.1 Área de estudio.....	9
3.2 Caracterización del ambiente	11
3.3 Ensamble de aves	12
3.4 Actividad y uso del hábitat del ensamble de aves	14
3.5 Análisis de datos.....	15
4. RESULTADOS	19
4.1 Caracterización del ambiente	19
4.2 Caracterización del ensamble de aves	21
4.3 Relación entre en ensamble de aves y variables las físicas de las playas.....	26
<i>Uso del eje transversal de playa</i>	<i>32</i>
<i>Actividad de las aves en las playas</i>	<i>35</i>
5. DISCUSIÓN.....	41
5.1 El ensamble de aves en playas arenosas.....	41
5.2 Ecología de playas arenosas	43
6. CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS	47
7. BIBLIOGRAFÍA.....	49

ANEXO I - Listado de órdenes, familias, especies, número de registros de individuos y estacionalidad de aves en las playas oceánicas.	62
ANEXO II – Tablas de los rangos de las variables físicas y biológicas en las playas según su morfodinámica. Estadísticos y diferencias significativas de los análisis entre las playas.	64

RESUMEN

La hipótesis autoecológica adaptada a playas arenosas propone una influencia de variables físicas de la playa en estructurar comunidades y está demostrado que varias especies de invertebrados responden independientemente, siendo mínimas las interacciones biológicas. Esta hipótesis predice que la riqueza y abundancia de las comunidades aumenta desde playas reflectivas (angostas, corto periodo de swash), hacia playas disipativas (anchas, largo periodo de swash). En este trabajo se caracterizó el ensamble de aves en cinco playas arenosas de la Costa Atlántica uruguaya a lo largo de un año y se evaluó si las diferencias morfodinámica de playas podrían tener efectos sobre la diversidad de aves y el uso de zonas dentro de la playa. Se contaron 2.334 aves de 43 especies, 17 familias. Se registraron especies con problemas de conservación según criterios de la UICN. El 43% de individuos fueron aves playeras y el 35 % aves marinas, mientras que la mayor riqueza fue de aves terrestres (17 especies) y playeras (13 especies). No se encontraron diferencias en la abundancia de aves entre estaciones del año. El 59.81% de la variación en la abundancia de aves (individuos/ km) fue explicada por un modelo lineal generalizado mixto que incluyó como variable explicativa el ancho de swash ($w_i=0.49$). El ancho de swash se relacionó positivamente con abundancia de aves siendo mayor en playas disipativas que en reflectivas. Las variaciones en riqueza (n° de especies/ km) fueron explicadas en un 52.7% por el ancho del swash ($w_i=0.29$) siendo la relación entre ambas cuadrática. Mayoritariamente, las playas disipativas fueron sitios elegidos para actividades de alimentación, siendo clave para las aves playeras. Todas las playas fueron utilizadas para descanso. El patrón observado a nivel del ensamble de aves coincide con lo señalado para la comunidad de invertebrados macrobentónicos en playas arenosas apoyando la idea de que para este grupo de vertebrados los factores físicos vinculados a la morfodinámica de playas influyen la estructura del ensamble. Conocer los factores que influyen la distribución de aves en la costas de playas arenosas, enriquece el conocimiento de su ecología y provee información para generar pautas de manejo en zonas recreacionales alentando potenciales esfuerzos de conservación de la fauna.

Palabras claves: aves, ensamble, comunidad, playas arenosas, morfodinámica, Océano Atlántico, Uruguay.

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Caracterización morfodinámica de las playas estudiadas en litoral Atlántico de Uruguay, en función del intervalo de confianza del 95% del índice de Dean (Ω) presentado por Celentano et al., 2010. Tipificación morfodinámica sugerida por Celentano et al., 2010 y Barboza et al., 2013. p. 10

Tabla 2. Resultados de selección de modelos candidatos para la elección del modelo que mejor explique la variación de la abundancia de aves (ind/ km) y la riqueza de aves (spp/ km) en función de las variables ambientales sitio de muestreo o playa (S), ancho del supralitoral (SUP), ancho del swash (SW) y periodo swash (P), en playas arenosas de la costa atlántica de Uruguay. p. 33

Tabla 3. Estimación de parámetros (\pm SD) de los Modelos lineales generalizados describiendo la variación en la abundancia de aves y la riqueza de aves en playas de la costa atlántica de Uruguay. El ajuste de los parámetros esta corregido por el criterio de peso (w_i) de los Akaiques sumado a lo largo de todos los modelos que contengan a dicho parámetro y son indicativas de la importancia de dicha variable. Los parámetros estimados son promedios valorados (utilizando w_i) de los modelos, y SE es calculado de todos los modelos candidatos utilizando la varianza independiente. p. 34

Tabla 4. Abundancia de aves por playa (individuos/km) y error estándar (\pm) según las zonas definidas en el eje dunas-mar. Las letras indican diferencias significativas entre pares de playas y las letras entre zonas de cada playa, test Mann-Whitney pairwise ($p < 0,05$). B: Barra, A: Aguada, S: Santa, X: Arachania y V: Viuda, 2: Swash, 3: Surf. p. 35

Tabla 5. Riqueza de aves por playa (individuos/km) y error estándar (\pm) según las zonas definidas en el eje dunas-mar. Las letras indican diferencias significativas entre pares de playas y las letras entre zonas de cada playa, test Mann-Whitney pairwise ($p < 0,05$). B: Barra, A: Aguada, S: Santa, X: Arachania y V: Viuda, 2: Swash, 3: Surf. p. 35

Tabla 6. Abundancia de aves por playa (spp/km) y grupo de ave y error estándar (\pm) según las zonas definidas en el eje dunas-mar. Las letras indican diferencias significativas entre pares de playas y los números entre zonas de cada playa, test *Mann-Whitney pairwise* ($p < 0,05$). B: Barra, A: Aguada, S: Santa, X: Arachania y V: Viuda, 2: Swash, 3: Surf. p. 36

Tabla 7. Riqueza (promedio \pm error estándar) de aves por playa (individuos/km) y grupo de ave según las zonas definidas en el eje dunas-mar. Las letras indican diferencias

significativas entre pares de playas y los números entre zonas de cada playa, test *Mann-Whitney pairwise* ($p < 0,05$). B: Barra, A: Aguada, S: Santa, X: Arachania y V: Viuda, 2: Swash, 3: Surf. p. 37

Tabla 8. Individuos registrados por actividad en las playas durante el periodo de estudio.
*Indica diferencias significativas en la frecuencia esperada entre actividad (X^2 , $p < 0,05$).
p. 38

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Esquema de las principales zonas de playa arenosa elegidas para el estudio con aves en la costa oceánica de Uruguay. p. 3

Figura 2. Playas seleccionadas (flechas) en la costa oceánica uruguaya para el estudio de la comunidad de aves en base a sus diferencias morfodinámicas y la existencia previa de información física y biológica. p. 12

Figura 3. Esquema de las zonas delimitadas para los conteos de aves: “surf”, “swash” y “supralitoral” (A). La zona “total” de playa fue utilizada en parte de los análisis y la zona de “dunas” fue utilizada para conocer el uso del suelo y contextualizar las playas. Banda definida de conteo y recorrida del observador en un UM (B). p. 13

Figura 4. Ancho de supralitoral, swash, total, periodo de swash y su error estándar en las playas estudiadas. Los círculos representan las playas disipativas y los cuadrados las reflectivas. Las letras representan diferencias significativas entre pares de playas (Mann-Whitney $p < 0,05$). A: Aguada, S: Santa, X: Arachania, V: Viuda. p. 19

Figura 5. Representación esquemática de la proporción del uso del suelo en los primeros 300 m de la franja de dunas adyacente al litoral de cada playa. Se indica el porcentaje de los dos principales usos identificados. p. 20

Figura 6. Esquema derivado del análisis de clúster donde se observan las agrupaciones de playas en base al uso del suelo en los primeros 300 m aledaños a la zona de estudio. p. 21

Figura 7. Acumulación de riqueza por conteo de aves total y en cada una de las playas durante el periodo de estudio. La línea roja indica la el valor teórico de riqueza esperado por el análisis Chao 2. p. 22

Figura 8. Promedio de abundancia y riqueza de aves y su error estándar en las payas arenosas durante el periodo de estudio. Índice de Dean e intervalo de confianza en las playas arenosas según Celentano et al. 2010. Las letras indican diferencias significativas entre pares de playas. B: Barra, A: Aguada, S: Santa, X: Arachania, V: Viuda. En todos los casos $p < 0,05$ (Mann-Whitney pairwise). Los círculos representan las playas disipativas y los cuadrados las reflectivas. p. 23

Figura 9. Porcentaje de riqueza y abundancia por grupo de aves durante el periodo de estudio en cinco playas arenosas oceánicas de Uruguay. p. 24

Figura 10. Abundancia de aves (individuos/km) por grupo de aves presentes en las playas arenosas y su error estándar. Las letras indican diferencias significativas entre pares de playas. B: Barra, A: Aguada, S: Santa, X: Arachania, V: Viuda y No: no se registró el grupo. En todos los casos $p < 0,05$ (*Mann-Whitney pairwise*). Los círculos representan las playas disipativas y los cuadrados las reflectivas. p. 25

Figura 11. Riqueza de aves (spp/km) por grupo de aves presentes en las playas arenosas y su error estándar. Las letras indican diferencias significativas entre pares de playas. B: Barra, A: Aguada, S: Santa, X: Arachania, V: Viuda y No: no se registró el grupo. En todos los casos $p < 0,05$ (*Mann-Whitney pairwise*). Los círculos representan las playas disipativas y los cuadrados las reflectivas. p. 26

Figura 12. Riqueza total y porcentaje de individuos registrados por tipo migratorio durante el año de trabajo en las playas arenosas. V: visitante; R: residente. p. 27

Figura 13. Porcentaje de individuos por grupo de especies en base al estatus migratorio en las playas arenosas. R: residente (nidificante), V: Visitante (No nidificante). p. 27

Figura 14. Abundancia de aves (individuos/km) y error estándar (\pm) por estación del año en las playas oceánicas de la costa uruguaya. p. 28

Figura 15. Porcentaje de especies según su estatus migratorio por playa. R: residente (nidificante), VV: visitante verano (no nidificante), RV: residente verano (nidificante) y VI: visitante invierno (no nidificante). p. 29

Figura 16. Relación del Log abundancia y Log riqueza total de aves con el Log. ancho de swash (A y B) y la abundancia y riqueza con el ancho de playa (C y D). Se presentan los modelos con el mayor valor de r^2 obtenido. Todas las comparaciones fueron significativas ($p < 0,05$). Individuos (ind.), Especies (spp). p. 30

Figura 17. Relación de la abundancia y riqueza total de aves con el ancho total (A y B) y el Log. abundancia y Log. riqueza con el Log. frecuencia de olas (C y D). Se presentan los modelos con mayor valor de r^2 obtenido. Todas las comparaciones fueron significativas ($p < 0,05$). Individuos (ind.), Especies (spp). p. 31

Figura 18. Diagrama de ordenación obtenido por el método nMDS a partir de la abundancia de aves por especie en cada visita mensual por playa. En azul: Barra; en celeste: La Aguada; en rojo: Santa, en anaranjado: Arachania y en amarillo: La Viuda. En círculos las playas disipativas y en cuadrados las reflectivas. En verde se presentan las variables físicas indicándose su crecimiento desde el punto de intersección de los ejes centrales. Estrés= 0,18. p. 32

Figura 19. Porcentaje de individuos por actividad de los grupos de aves en todas las zonas de las playas. *Indica diferencias significativas entre actividad en la frecuencia esperada (X^2 , $p < 0,05$). p. 38

Figura 20. Porcentaje de individuos por actividad de los grupos de aves en el swash de las playas. *Indica diferencias significativas entre actividad en la frecuencia esperada (X^2 , $p < 0,05$). p. 39

Figura 21. Porcentaje de individuos por actividad de los grupos de aves en el supralitoral de las playas. *Indica diferencias significativas entre actividad en la frecuencia esperada (X^2 , $p < 0,05$). p. 39

1. INTRODUCCIÓN

Aves de playas arenosas

Actualmente más de la mitad de la población mundial vive en zonas costeras. Uruguay no es la excepción y aproximadamente un 70% de su población se concentra en los departamentos del sur y este del país (de Álava, 2006) con costas sobre el Río de la Plata y el Océano Atlántico. Las playas arenosas abarcan los 670 km de costa entre Punta Gorda (Colonia) y Barra del Chuy (Rocha), siendo el ambiente dominante en la costa del país. Teniendo en cuenta que las actividades humanas en las playas pueden modificar de forma significativa los ciclos de vida de las especies que allí habitan alterando el descanso, la alimentación y la reproducción (Mcgowan & Simons, 2006; Speybroeck et al., 2008; Meager et al., 2012; Schlacher et al., 2013), conocer los factores que influyen en la distribución de las aves enriquece el conocimiento de la ecología en playas arenosas y provee información para generar pautas de manejo en zonas recreacionales con el objetivo de alentar potenciales esfuerzos de conservación de la fauna (Neuman et al., 2008).

Uruguay mantiene una alta diversidad de aves, habiéndose registrado unas 450 especies en el territorio nacional (Azpiroz, 2003; Claramunt & Cuello, 2004). Gambarotta (1985) registró 110 especies asociadas a áreas costeras, 22% de las cuales se hallaban en playa y 6,3 % en el mar. Estudios más recientes señalan que aproximadamente 175 están vinculadas a ambientes acuáticos (Vaz Ferreira & Palerm 1989), y de ellas 72 especies de aves han sido documentadas históricamente en las playas arenosas del país, sin incluir las especies marinas pelágicas que ocasionalmente llegan al continente (Aldabe et al., 2006). Más de la mitad de las especies presentes son aves marinas y playeras (Vaz Ferreira & Palerm 1989; Aldabe et al., 2006), las cuales utilizan el ambiente costero en alguna parte de su ciclo de vida y es clave para completarlo (Harrison, 1983; Vaz Ferreira & Palerm 1989; Hayman et al., 1991; Sick, 2001). Un tercio de las especies en playas son migratorias y realizan solo parte del ciclo vital en Uruguay

(Aldabe et al., 2006). La mayoría de las especies migrantes que habitan el país provienen principalmente del Hemisferio Norte y residen en Uruguay en primavera-verano (Azpiroz, 2003). Muchas de estas especies son aves playeras visitantes de verano y realizan algunas de las mayores migraciones del planeta (Sick, 2001). Otras provienen del sur de América del Sur y pasan el invierno austral en Uruguay (Azpiroz, 2003). Las aves playeras (chorlos y playeros) y marinas (gaviotas, gaviotines entre otros) son los grupos dominantes en riqueza y abundancia en las playas arenosas (Vaz Ferreira & Palerm 1989; Sarroca et al., 2006, Caballero-Sadi, 2009; Lafferty et al., 2013). Las aves playeras utilizan las playas principalmente como sitio de alimentación y descanso y las aves marinas principalmente como sitio de descanso (Lafferty et al., 2013). Puntualmente algunas especies también nidifican en las playas arenosas o en islas frente a la playa (Sick, 2001, Azpiroz et al. 2012). Dentro de las grandes alteraciones que sufre el ambiente costero, se registra un deterioro ambiental por el avance de la urbanización. En el caso de la población reproductiva de aves marinas hay efectos negativos por el consumo de huevos por parte de poblaciones de Gaviota cocinera, lo cual genera problemas de conservación graves (Escalante, 1991; Aldabe et al., 2006; Azpiroz et al., 2012).

Si bien en el país existe información general acerca de las especies de aves que habitan la franja costera de Uruguay, casi no se ha generado información sistematizada sobre aspectos ecológicos o poblacionales (algunos ejemplos recientes Sarroca et al., 2006; Alfaro & Clara, 2007; Caballero-Sadi, 2009). La generación de información ornitológica ecológica es necesaria al momento de elaborar planes de conservación, manejo de recursos y como base para estudios ecosistémicos más específicos (Escalante, 1984; Aldabe et al., 2006; Azpiroz et al., 2012). Entre las preguntas más relevantes surgen: ¿Qué especies existen en un área?, ¿Cómo está compuesto el ensamble que conforman?, ¿Qué aspectos ambientales son claves para su supervivencia? Todas son preguntas fundamentales al momento de seleccionar sitios de interés para la conservación y / o uso económico o recreativo de ambientes.

Ecología de playas arenosas

Las playas arenosas carecen de estructuras biogénicas y son ambientes muy dinámicos en el espacio y el tiempo (McLachlan & Defeo, 2005). A pesar de

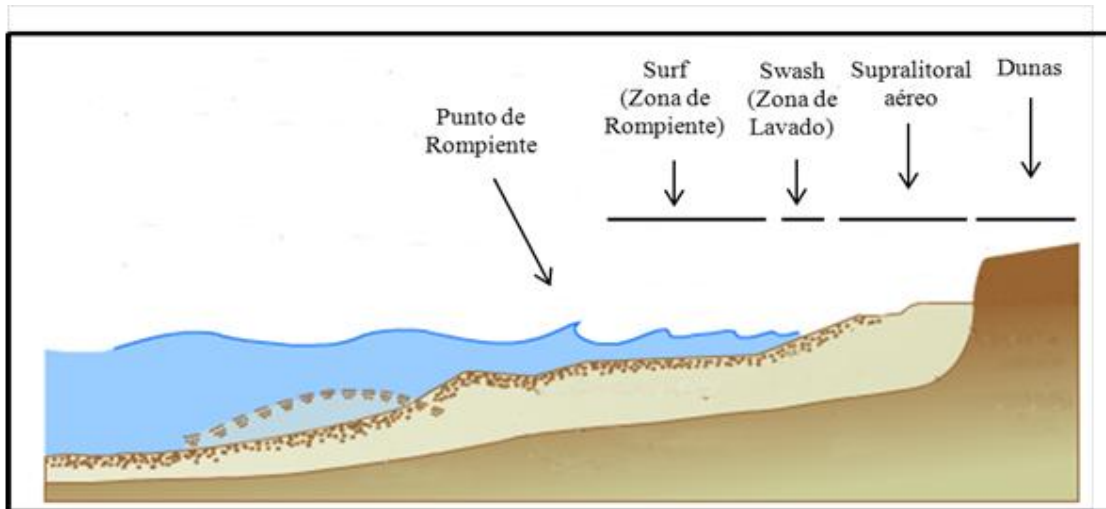


Figura 1. Esquema de las principales zonas de playa arenosa.

parecer ambientes homogéneos tiene una estructura espacial particular determinada por la rompiente y las características de la pendiente en el eje transversal a la costa denominados área de dunas, supralitoral o playa aérea, swash y surf (Fig. 1). Diversos factores físicos determinan un gradiente morfodinámico de tipos de playas arenosas delimitado por dos condiciones extremas llamadas playas reflectivas y playas disipativas (Short, 1996). Las playas reflectivas son angostas, con arena gruesa, pendiente pronunciada, alta penetrabilidad de sustrato y bajo periodo de swash (Finkl, 2004). Estas playas dependen de la importación de alimentos de otros ambientes, principalmente desde el mar para la sustentación de la red trófica (Bergamino et al., 2013). Por su parte, las playas disipativas son más amplias con sedimentos finos, presentan baja pendiente, poca penetrabilidad de sustrato y mayor periodo de swash (Finkl, 2004; McLachlan & Brown, 2006). En ocasiones, las playas disipativas constituyen un ecosistema autosustentable sin mayores aportes externos de recursos alimenticios, debido a que la zona de rompiente de olas presenta productores primarios (e.g. diatomeas y flagelados) que son la base de toda una cadena trófica donde las aves suelen ser los predadores tope (McLachlan & Brown, 2006; Bergamino et al., 2012; Bergamino et al., 2013). Otra fuente de alimentos en ambos tipos de playas arenosas son los restos de algas macrófitas,

materia orgánica disuelta, microflora bentónica, carroña de origen marino, e insectos y detritus aportados desde la tierra (McLachlan & Brown, 2006).

La hipótesis autoecológica (HA) adaptada a playas arenosas (McLachlan, 1990) considera que la comunidad de macrofauna que habita el intermareal está bajo control de variables de tipo físicas (McLachlan & Defeo, 2005). Esta hipótesis propone que la influencia de las variables físicas estructuran las comunidades y las especies responden independientemente, siendo mínimas las interacciones biológicas (McLachlan & Defeo, 2005). También propone que la morfodinámica tiene un papel importante en la formación de rasgos de la historia de vida de los organismos que en ellas habitan (Defeo & Gómez, 2005). Una de las predicciones de esta hipótesis es que la riqueza y abundancia de las comunidades aumenta de playas reflectivas hacia las playas disipativas (McLachlan, 1990; McLachlan & Dorvlo, 2005). Las playas arenosas disipativas presentan una mayor riqueza de especies y abundancia de individuos en su macrofauna bentónica con respecto a las playas reflectivas (Defeo et al., 1992; Brazeiro, 1999; Rodil & Lastra, 2004; Defeo & McLachlan, 2005). Esto está principalmente relacionado con las características físicas de la playa, tales como el tamaño de grano de arena, la pendiente, el ancho de playa, el ancho y la condición del swash (Defeo et al., 1992; Defeo et al., 2003; Defeo et al., 2006).

En concordancia con la HA, pero restringida a la zona intermareal, la hipótesis de exclusión del swash (HES) sugiere que el factor clave que limita la distribución de los organismos a lo largo del gradiente morfodinámico es el clima de swash (Defeo & Gómez, 2005). La zona de swash es conocida como la capa turbulenta de agua que lava la playa luego de que una ola entrante ha roto. La acción del swash puede mover materiales hacia la playa o fuera de la playa favoreciendo el intercambio de sedimentos a lo largo del eje perpendicular de la misma. Esta región cobra vital importancia dado que tiene efecto directo sobre la morfodinámica de la playa y sobre la mayoría de los organismos de la macrofauna que habitan la zona intermareal. El clima del swash está acoplado con el tipo de playa (McLachlan & Brown, 2006). Las variables medidas por los ecólogos para definir el clima del swash sobre la playa se relacionan con su ancho, periodo de ola, velocidad de ola entre otros (McLachlan & Brown, 2006).

La HES propone que un número creciente de especies no pueden habitar el intermareal porque el clima del swash es más riguroso en las playas reflectivas (e.g. el periodo de ola es menor) que en las playas disipativas (Defeo & Gómez, 2005; Defeo & McLachlan, 2005). También se ha observado que la macrofauna bentónica incrementa su riqueza y abundancia en función al incremento del ancho de la playa ya que provee una mayor disponibilidad de hábitat (McLachlan & Dorvlo, 2007). La HES en general es aceptada siempre que: 1) los descriptores comunitarios se relacionen con los morfodinámicos y 2) las propiedades poblacionales se analicen en grupos afectados directamente por el clima de swash. Esto se debe a que se ha observado que las especies de invertebrados que viven en el supralitoral son capaces de mantener poblaciones en un espectro morfodinámico diverso, incluso con mayores valores poblacionales en playas reflectivas. La discrepancia entre las pautas previstas entre grupos vinculados al swash y grupos vinculados al supralitoral parecen estar relacionadas con las diferentes estrategias de historia de vida y ha sido enmarcada dentro de la hipótesis de seguridad de hábitat (HSH) (Defeo & Gómez, 2005).

La franja costera del Uruguay presenta diversos tipos de playas arenosas expuestas como consecuencia de distintas condiciones ambientales: la energía de olas, los vientos y el tamaño de grano del sustrato (Defeo et al., 2006). Los principales grupos de invertebrados que habitan las playas arenosas del Uruguay son moluscos (e.g. bivalvos), crustáceos (cangrejos decápodos, isópodos entre otros), insectos, anélidos y otros (Brown & McLachlan, 1990; Defeo et al., 1992; Speybroeck et al., 2008; Mourglia, 2013). Algunas de las especies de invertebrados presentan actual o potencial importancia económica (Defeo et al., 2009) como la almeja amarilla (*Mesodesma mactroides*) y el berberecho (*Donax hanleyanus*). Estas especies son explotadas por las comunidades locales para subsistencia ya sea para consumo propio o la venta al público (Defeo et al., 2009).

En estos ambientes las aves han comenzado a ser consideradas en los estudios de ecología de playas arenosas, y son mencionadas como uno de los principales componentes de este ecosistema (Brown & McLachlan, 1990; Speybroeck et al., 2008). Otros ambientes costeros como los estuarios han sido más estudiados y se

ha verificado un nexo entre la distribución de las aves playeras y la comunidad de invertebrados del macrobentos (Evans & Dugan, 1984; Colwell & Landrum, 1993; VanDusen et al., 2012). En playas arenosas se ha explorado la relación de aves playeras y la presencia de presas (e.g. Placyk & Harrington, 2004; D'Amico et al., 2004) pero en aisladas ocasiones se han vinculado aspectos físicos con la abundancia y riqueza de las aves. En planicies de inundación de estuarios se ha observado la influencia directa de parámetros físicos sobre la densidad de invertebrados que indirectamente actúa sobre la distribución de aves playeras (VanDusen et al., 2012). Recientemente se ha relacionado una menor pendiente en playas arenosas asociada a un mayor número de aves playeras (chorlos y playeros) (Neuman et al., 2008; Lafferty et al., 2013) y marinas (Lafferty et al., 2013), posiblemente debido a una mayor disponibilidad de presas en el swash en el caso de las aves playeras (Neuman et al., 2008). El ancho de playa también fue vinculado a una mayor presencia de aves en playas arenosas (Lafferty et al., 2013) pero solo en zonas de playas vinculadas a estuarios. Existen aislados estudios comunitarios sobre la Clase Aves en playas arenosas (Bergamino et al., 2012) y prácticamente no se ha estudiado qué factores abióticos pueden estar vinculados a la estructura de las comunidades de aves en playas con diferente morfodinámica.

El presente estudio evaluó la relación entre parámetros físicos y la comunidad de aves en playas arenosas con morfodinámica contrastante. Se analizó el ensamble de aves que hacen uso de playas arenosas y se determinaron diversos parámetros físicos asociados clásicamente a la morfodinámica de las playas. Se evaluó la actividad de las aves en las playas para contribuir a la comprensión de los patrones observados.

2. HIPÓTESIS Y OBJETIVOS

2.1 Hipótesis

Las diferencias en características abióticas de las playas (e.g. periodo de swash, pendiente, ancho de swash, etc) han sido asociadas a una mayor riqueza y abundancia de invertebrados bentónicos. Las playas disipativas, al proporcionar mayor espacio, un periodo de swash mayor y mantener una comunidad de invertebrados con mayor riqueza y abundancia (potencial alimento para las aves), favorecerán la presencia de las aves, en particular las que se alimentan de macrobentos (e.g aves playeras).

Entonces se predice que:

- a) Habrá mayor abundancia y riqueza de especies de aves (en particular de aves playeras) en playas disipativas que en reflectivas.
- b) Habrá mayor abundancia de aves alimentándose en playas disipativas que en reflectivas.
- d) Habrá mayor abundancia y riqueza de especies de aves en el swash de playas disipativas que en el de reflectivas.

2.2 Objetivo general

Caracterizar los ensambles de aves en cinco playas arenosas en relación a la diferente constitución morfodinámica de la costa atlántica del Uruguay

2.3 Objetivos específicos

- 1- Caracterizar el ambiente físico (ancho de swash, ancho de supralitoral, ancho total y periodo de swash) y uso antrópico en la zona de dunas (uso de suelo) en 5 playas expuestas de la costa atlántica de Uruguay con morfodinámicas contrastantes.
- 2- Analizar el ensamble de aves en 5 playas expuestas de la costa atlántica de Uruguay con morfodinámicas contrastantes, comparando su riqueza y abundancia en relación a las características físicas de las playas.

- 3- Analizar la actividad (alimentación / descanso) y el uso de zonas en las playas (supralitoral, swash y surf) por parte de las aves en 5 playas expuestas de la costa atlántica de Uruguay con morfodinámicas contrastantes.

3. MÉTODOS Y ÁREA DE ESTUDIO

3.1 Área de estudio

Uruguay se ubica en la Costa Atlántica occidental entre los paralelos 30° y 35° de latitud sur y los meridianos 53° y 58° de longitud oeste. La franja costera uruguaya se extiende por 670 km desde Punta Gorda (Departamento de Colonia) hasta Barra del Chuy (Departamento de Rocha) y está dominada por playas arenosas (Defeo et al., 2009). La costa atlántica uruguaya presenta una serie de puntas rocosas y arcos de playa de morfologías variadas que van en gradiente desde un extremo a otro de playas disipativas a reflectivas (Gómez Pivel, 2006). En su conjunto, las playas arenosas oceánicas de Uruguay se extienden por 220 km entre Punta del Este (Departamento de Maldonado) y Barra del Chuy (Departamento de Rocha) (Chebataroff, 1973) siendo éstas micromareales (Panario & Gutiérrez, 2006). El ambiente Atlántico costero uruguayo también comprende lagunas, dunas, cárcavas, barrancas, diversos tipos de vegetación como pradera, bosque exótico (pino y eucaliptus), matorral (exótico y autóctono) y ambientes urbanos (edificaciones, saneamiento y otros) (Alonso-Paz & Bassagoda, 2006; Gómez Pivel, 2006; Panario & Gutiérrez, 2006). Este mosaico de ambientes conlleva a que la costa uruguaya presente una variada comunidad animal en lo que respecta a vertebrados (Aldabe et al., 2006; Del Bene et al., 2006; Maneyro & Carreira, 2006; López-Mendilaharsu et al., 2006) e invertebrados (Costa et al., 2006; Defeo et al., 2006; Scarabino, 2006; Scarabino et al., 2006a, b; Mourglia 2013).

El presente trabajo se desarrolló en 5 playas arenosas oceánicas con diferente morfodinámica. Las playas se seleccionaron en base a la existencia de estudios previos que permiten contar con información sobre sus parámetros físicos y macrofauna bentónica (Defeo et al., 1992; Gómez & Defeo, 1999; Defeo & Martínez, 2003; Celentano & Defeo, 2006; Celentano et al., 2010; Lercari & Defeo, 2006). Los índices de Dean (Ω) fueron comparados entre playas (Short 1996) (donde $\Omega < 2$ indica condiciones de playas reflectivas, $\Omega > 5$ indica condiciones de playas disipativas y $2 < \Omega < 5$ son característicos de playas arenosas intermedias). Básicamente este índice da una medida de la habilidad de la energía de la ola prevalente para erosionar la arena. También se muestran las variables ambientales comparadas

medidas en cada playa durante el periodo de estudio (el ancho total de playa promedio, el ancho de supralitoral, ancho de swash y periodo de swash) (ver Tabla 1).

Tabla 1. Caracterización morfodinámica de las playas estudiadas en litoral Atlántico de Uruguay, en función del intervalo de confianza del 95% del índice de Dean (Ω) presentado por Celentano et al., 2010. Tipificación morfodinámica sugerida por Celentano et al., 2010 y Barboza et al., 2013.

Playa	Índice Ω (Short 1996)	Clasificación sugerida	Fuente
Barra de Chuy	4,8- 7,8 ¹	Disipativa ^{1,2}	Celentano et al. 2010 ¹ Barboza et al. 2012 ²
Aguada	3,4- 6,8 ¹	Disipativa ^{1,2}	Celentano et al. 2010 ¹ Barboza et al. 2012 ²
Santa Mónica	1,7- 3,1 ¹	Reflectiva ^{1,2}	Celentano et al. 2010 ¹ Barboza et al. 2012 ²
Arachania	1,4- 3,1 ¹	Reflectiva ^{1,2}	Celentano et al. 2010 ¹ Barboza et al. 2012 ²
Viuda	2,1- 3,4 ¹	Reflectiva ^{1,2}	Celentano et al. 2010 ¹ Barboza et al. 2012 ²

Según esta clasificación en gradientes morfodinámicos, los muestreos fueron desarrollados en las playas: Barra del Chuy (33°48'S-53°25'O) (disipativa), La Viuda (34°02'S-53°32'O) (reflectiva), Arachania (34°36'S-54°08'O) (reflectiva), La Aguada (34°47'S-54°09'O) (disipativa) en el Departamento de Rocha y Santa Mónica (34°51'S-54°43'O) (reflectiva) en el Departamento de Maldonado (Fig. 2). Por practicidad de ahora en más las playas se pasarán a nombrar en el resto del documento: Barra (Barra del Chuy), Aguada (La Aguada), Santa (Santa Mónica),

Arachania, Viuda (La Viuda). Todas las áreas tienen una alta relevancia para los habitantes locales ya que son utilizadas como sitios turísticos durante la temporada estival y algunas también como Barra son utilizadas como sitio de extracción de la almeja amarilla *Mesodesma mactroides* (Defeo et al., 2009).

3.2 Caracterización del ambiente

Se midieron parámetros físicos en las playas. Se registró el *ancho del supralitoral* en metros (playa aérea) y el *ancho de swash* (en metros) en cinco sitios de cada playa todos los meses del estudio. *El ancho total de playa* resultó de la suma de ancho de supralitoral más y el ancho de swash. Se calculó el *periodo de swash* (estimador del clima de swash) a partir del número de olas que pasan en un minuto por un punto fijo del tren de olas al comienzo de la zona de swash (cinco conteos de un minuto por playa en cada visita mensual). La frecuencia de olas en el swash se calculó como el inverso del periodo de swash: frecuencia = 1 / periodo. Los conteos de aves y parámetros físicos se realizaron en condiciones climáticas similares y benignas (poco viento, sin lluvia) intentando completar los muestreos mensuales en el menor periodo posible.

Con el objetivo de contextualizar las playas arenosas con la matriz urbana aledaña a las playas se analizó el uso de suelo en cada una de ellas. Se exploró el uso del suelo en los primeros 300 m del mismo a partir de la línea de base de dunas hacia el continente. Se utilizaron imágenes satelitales del software Google Earth para este fin. Se determinaron 10 cuadrantes de 1,5 ha paralelos a la línea de dunas y equidistantes entre sí a lo largo de cada playa. Se determinaron cuatro usos básicos de suelo: **1)** dunas y suelo sin vegetación (por ejemplo cárcavas), **2)** urbano (construcciones, caminos, jardines urbanos), **3)** vegetación de bajo y mediano porte (praderas ganaderas, arbustos, praderas de chacras marítimas) y **4)** vegetación de alto porte (bosque pino y eucaliptus mayoritariamente). Se consideró jardines urbanos a la vegetación ubicada dentro de una manzana delimitada por caminería. Se calculó el área ocupada por cada uso de suelo en cada cuadrante utilizando el software libre ImageJ, que mediante una referencia métrica, es este caso la referencia de escala del software Google Earth, permite el cálculo de áreas en una imagen.

3.3 Ensamble de aves

Los ensambles son conjuntos de animales, en este caso de aves, que pueden interactuar directa o indirectamente, y que coinciden en el espacio y el tiempo (Jaksic 1981). En el presente trabajo se estudió la **diversidad** del ensamble de aves que habita las playas arenosas seleccionadas en la costa marina de Uruguay (Barra, Viuda, Arachania, Aguada y Santa). Fueron evaluados los dos componentes de la diversidad: la riqueza (definida como el número de especies), y la abundancia

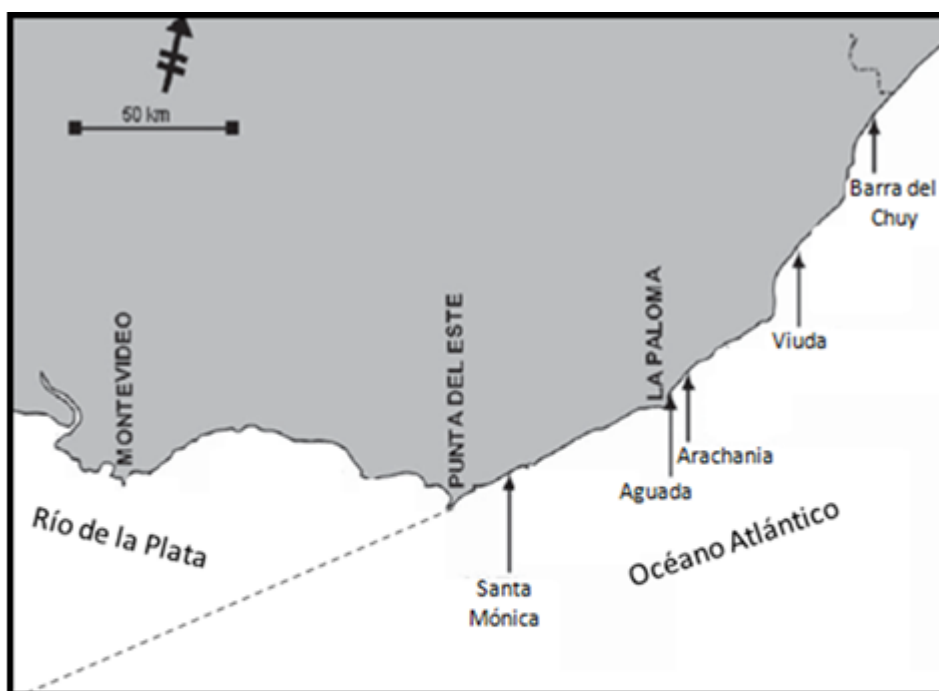


Figura 2. Playas seleccionadas (flechas) en la costa oceánica uruguaya para el estudio de la comunidad de aves en base a sus diferencias morfodinámicas y la existencia previa de información física y biológica.

relativa de especies (equitatividad) (Jaksic & Marone, 2006). Se realizó un muestreo mensual en cada una de las playas durante un año (Fig. 2). Esto permitió incluir las principales vertientes migratorias de aves costeras del país (Azpiroz, 2003). Se categorizó el estado de conservación de cada especie observada, según la Lista roja de las aves del Uruguay (Azpiroz et al., 2012) y según la lista de Especies prioritarias para la conservación (SNAP) (Aldabe et al., 2013).

Como **unidad de muestra (UM)** se seleccionó un **transecto lineal** (según Bibby, 2004) de un kilómetro de largo que fue recorrido tres veces al día con media hora de espera entre cada recorrida (Fig. 3). Se seleccionaron dos UM por playa estudiada. Se registró el número de total de especies de aves (riqueza) y su abundancia (número de individuos) en las tres recorridas para cada UM. Para los

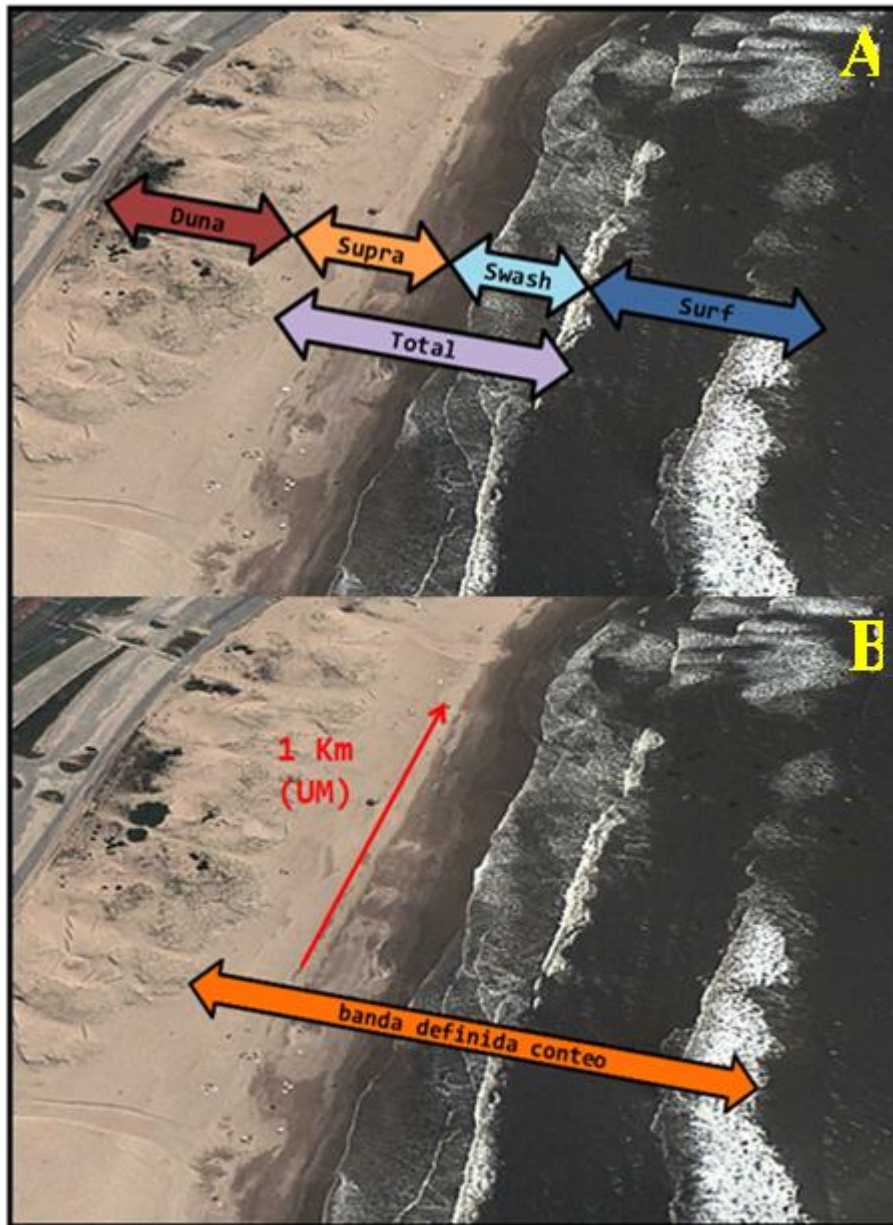


Figura 3. Esquema de las zonas delimitadas para los conteos de aves: “surf,” swash” y “supralitoral” (A). La zona “total” de playa fue utilizada en parte de los análisis y la zona de “dunas” fue utilizada para conocer el uso del suelo y contextualizar las playas. Banda definida de conteo y recorrida del observador en un UM (B).

análisis de abundancia (individuos/km) se utilizaron los promedios de abundancia de las especies en las tres recorridas por UM. Para los análisis de riqueza de especies de aves (spp/km = especies/km) se utilizaron el total de especies observadas en el conjunto de las tres recorridas por UM. Cada recorrida de UM se realizó a pie por un observador experto en aves utilizando binoculares 10x50. No se tuvieron en cuenta las aves observadas en “vuelo de paso” (Lafferty, 2001; Hubbard & Dugan, 2003; Battisti et al., 2012) debido a que no necesariamente su presencia está vinculada al uso del ambiente estudiado. Fueron contabilizadas las aves en vuelo que interactuaron con el sitio (e.g. en búsqueda de presa, intento de captura de presa).

Dentro de los ensamblajes se constituyeron **grupos de aves** seleccionados en base a la bibliografía general de aves disponible (Harrison, 1983; Hayman et al., 1991; Sick, 2001; Azpiroz, 2003) y a observaciones realizadas en muestreos preliminares teniendo en cuenta su sistemática, hábitos alimenticios y técnicas de captura del alimento (Anexo I). Según esos criterios se agrupó a las aves observadas en varios grupos: **1) aves terrestres** (especies no asociados a ambientes acuáticos), **2) aves acuáticas** (especies asociadas a ambientes acuáticos pero no al costero), **3) aves playeras** (especies asociadas principalmente ambientes acuáticos y costeros), **4) aves marinas** (especies asociadas principalmente ambientes costeros y secundariamente ambientes acuáticos) y **5) ostreeros** (formalmente aves playeras de la Familia Hematopodidae muy asociadas al ambiente costero, y notificantes en la playa).

3.4 Actividad y uso del hábitat del ensamble de aves

Para estudiar el uso de la playa por parte de las aves se registró la actividad de cada individuo contado durante el recorrido de la UM. Se definieron dos tipos de actividades: alimentación y descanso. Fueron consideradas en actividad de alimentación las aves que estuvieran: 1) alimentándose, 2) buscando presas (e.g. halconeos, vuelo circular) y/o realizando un intento de captura (e.g. buceo, zambullida, picotazo al sustrato) y 3) estuvieran realizando un desplazamiento “saltatorio” (desplazamiento-paro-desplazamiento) (Anderson et al., 1997). Fue considerada actividad de descanso a las aves que estuvieran: 1) posadas, 2) acicalándose y 3) en desplazándose continuamente sin asociación a las pautas de alimentación ya descriptas.

Dentro de la zona litoral se han reconocido tres sub ambientes caracterizados por su morfología, procesos sedimentarios dominantes y sus relaciones con los agentes dinámicos. En cada recorrida dentro de las unidades muestrales definidas (UM) también se registró la “zona” de la playa donde se encontró cada ave en función al eje transversal de la misma.

En cada recorrido el observador definió tres bandas en este eje similar al método de “banda definida” (Bibby, 2004): **1) El supralitoral** (playa aérea): Solo está afectada por el oleaje durante grandes temporales y va desde la base de la duna a la línea superior de la última ola que llega a la playa; **2) El swash**: la zona de resaca o retro lavado está definida como la capa turbulenta de agua que lava la playa luego que una ola entrante ha roto (run up) y posteriormente desciende por efecto de la gravedad (run down). Va desde la línea superior de la última ola que llega a la playa al fin del tren de olas; **3) El surf**: donde una vez que ha roto la ola, esta avanza hacia la línea de costa formando un resalte situado en el frente de ola (Guillen & Díaz 1990) (Fig. 3).

3.5 Análisis de datos

Para el análisis de datos se utilizó los programas estadísticos PAST (Hammer & Harper, 2006). Se estimó la riqueza teórica total y de cada playa mediante el estimador de riqueza CHAO 2 con el fin de ponderar si el esfuerzo de muestreo fue suficiente. Este estimador no paramétrico permite comparar la riqueza de especies observadas con un valor teórico estimado a partir de las muestras obtenidas, considerando la relación entre la riqueza total, la cantidad de especies únicas y las que aparecen en dos muestras (Hammer & Harper, 2006).

Las especies dominantes de la playa fueron identificadas usando el procedimiento SIMPER, estimando la contribución de cada taxón a la similitud de un grupo de muestras (Hammer & Harper, 2006). Además se estableció el criterio de dominancia en cada playa en base a las especies que superaron el 5% de la abundancia total en cada una de ellas.

Se calculó el índice de diversidad de Shannon-Wiener: $H' = -\sum (p_i * \ln p_i)$, donde p_i representa la proporción de organismos observados de la especie i en la comunidad.

El análisis nMDS (Nonmetric multidimensional scaling, o Escalamiento multidimensional) (Cayuela et al., 2006) es una técnica multivariada de interdependencia que trata de representar en un espacio geométrico de pocas dimensiones las proximidades existentes entre un conjunto de variables. Se utilizó para obtener una caracterización de las playas debida a su abundancia relativa de aves (individuos/ km). Como medida que informa la bondad del modelo se utiliza el coeficiente de Estrés. Mientras mayor sea la diferencia entre las disparidades y las distancias, mayor será el Estrés y por lo tanto peor será el modelo (siendo valores de estrés y ajuste del modelo: 0.2 pobre, 0.1 aceptable, 0.05 bueno, 0.05 Muy aceptable y 0.0 Excelente). Los datos se transformaron mediante la raíz cuadrada para corregir la diferencia de magnitud de los valores entre unidades de datos de diferente naturaleza (abundancia, longitud, segundos). Se utilizó la distancia de Bray-Curtis como medida de distancia de similaridad (Hammer & Harper, 2006).

A modo exploratorio se realizaron correlaciones entre las variables **abundancia de aves** (individuos/ km) y la **riqueza de aves** (especies/ km) con las variables físicas medidas en las playas (ancho de playa, ancho de swash, ancho de supralitoral, frecuencia de swash). En caso de cumplir con los supuestos de normalidad se empleó el test de Pearson para medir la significancia del coeficiente “r” de determinación y si los supuestos de normalidad no se cumplían se utilizó el test de correlación ranqueada de Spearman. Para modelar la variación de la abundancia y riqueza de especies de aves en función de las variables abióticas se aplicaron modelos lineales y no lineales. Los mejores modelos fueron seleccionados en función del coeficiente de regresión (r^2) y la significancia estadística de dichos modelos.

En los análisis de nMDS, cluster y en las regresiones lineales y no lineales se utilizó el promedio de abundancia de ambas UMs en cada mes de muestreo de cada playa ya que los parámetros físicos fueron obtenidos para la playa (usando el promedio de cinco observaciones de cada parámetro por playa por visita) en total y no para cada UM. Para complementar este análisis de caracterización de las playas estudiadas se desarrolló un análisis de cluster para agrupar las playas en base a la cobertura de uso del suelo de la zona aledaña a la ellas.

Se evaluó a nivel de ensamble de aves el efecto de las variables predictivas (playa estudiada: S, ancho de swash: SW, ancho de supralitoral: SUP, periodo de ola en el swash: P), sobre las variables respuesta definidas como la **abundancia de aves** promedio mensual y la variable respuesta **riqueza de aves**. Para este fin se utilizaron

modelos lineales generalizados (GLM). Estos análisis estadísticos fueron realizados utilizando el software R versión 3.0.1 (2013-05-16) (R Development Core Team, 2011). Todos los valores son dados como promedio (\pm desvío estándar), y todos los test realizados fueron de dos colas con un valor de significancia de $p < 0.05$.

Para el cálculo del error, los datos de *abundancia de aves* se ajustaron a una distribución Binomial Negativa, mientras que los de *riqueza de aves* a una distribución de Poisson empleando en ambos casos la función de enlace logarítmica. Para la selección del modelo se utilizó una base teórica extraída de Burnham & Anderson (2002). Fueron considerados todos los modelos con las posibles combinaciones de las variables predictivas. Se construyeron 15 modelos candidatos para explicar la variación en la *abundancia de aves* en playas arenosas y 15 modelos para la *riqueza de aves*. Para cada uno de los modelos candidatos se calculó el criterio informativo de Akaike (AIC) (Burnham & Anderson, 2002). El AIC es muy útil para comparar modelos similares con distintos grados de complejidad o modelos iguales (mismas variables) pero con funciones de vínculo distintas. Estos modelos iniciales fueron simplificados hasta alcanzar el modelo con el menor AIC y la totalidad de las variables significativas. Debido al bajo número de muestras (valores de abundancia y riqueza de aves por playa fueron 12, multiplicados por 5 playas, se utilizó un total de muestras $n= 60$) se usó una corrección para AIC llamada σAICc .

La comparación entre todos los modelos fue realizada con σAICc , que es la diferencia entre el valor más bajo de AICc (e.g. el modelo con mejor ajuste) y el AICc de todos los otros modelos. En general, valores de σAICc entre 0 y 2 indican un buen ajuste para el modelo, σAICc entre 4 y 7 indican menor ajuste para el modelo y $\sigma\text{AICc} > 10$ indican que el modelo no tiene sustento (Burnham & Anderson, 2002). El peso de un modelo (w_i) señala la probabilidad relativa de que un modelo específico sea el mejor de una serie de modelos evaluados. La elección del modelo se desarrolló evaluando el peso (w_i) de cada variable predictiva sumando solo los w_i de los modelos que contengan el parámetro que se considera (ajuste de determinado parámetro). Aquellas variables predictivas con más peso (o efecto sobre la variable analizada de abundancia de aves, riqueza) tendrán valores altos de los parámetros de ajuste (parameter-likelihood values) con valores cercanos a 1 (Svajelj et al., 2012; García et al., 2013). Las estimaciones de los parámetros fueron calculadas usando los parámetros promedio del modelo basado en el w_i de cada

modelo candidato. La varianza de cada modelo candidato fue usada para calcular el error estándar.

Para asignar probabilidad a los ajustes de parámetros, también se obtuvo el grado en el que el intervalo de confianza del parámetro del 95% se solapa con el 0 (incluye al 0). Fueron calculados el límite superior-inferior agregando o restando dos respectivamente. Una vez seleccionado uno o varios de los modelos candidatos, se calculó el porcentaje de la variación de la variable respuesta explicada por dicho **modelo elegido**. Es interesante el conocer qué proporción de la varianza explica el modelo (es decir, la devianza). La devianza o varianza explicada por el modelo sería: $((\text{Desvío nulo} - \text{Desvío residual}) / \text{Desvío nulo}) * 100$ (Burnham & Anderson, 2002, Cayuela, 2014).

Las comparaciones se realizaron a nivel de ensamble de aves (total de individuos y especies de aves) y a través de grupos de aves. Los grupos se definieron en base a la noción de que no todos utilizan el ambiente con el mismo fin en función a su historia de vida y taxonomía (Barboza et al., 2012). Se testearon las diferencias significativas entre pares de playas de los parámetros biológicos, estaciones del año, físicos y diferencias entre los usos del suelo con un análisis de varianza, previa verificación de los supuestos de normalidad y homocedasticidad de los datos. En los casos en los que no se verificó el supuesto de normalidad para la realización de un análisis de varianza paramétrico, incluso luego de intentar una transformación logarítmica y de raíz cuadrada, se utilizó el análisis de varianza no paramétricos Kruskal-Wallis y Mann-Whitney.

Se exploró la actividad (dieta, descanso) de las aves utilizando el test de Chi^2 (X^2) estableciendo como hipótesis nula que la frecuencia de observar un ave realizando una de las actividades sería la misma.

Los resultados en todos los análisis estadísticos fueron considerados significativos siempre que $p < 0,05$.

4. RESULTADOS

4.1 Caracterización del ambiente

El ancho del supralitoral fue mayor en las playas disipativas promediando en Barra a $39,7 \pm 1,3$ m y $29,8 \pm 0,4$ m en Aguada. La playa reflectiva con mayor ancho de supralitoral fue Santa con $23,2 \pm 0,8$ m (Fig. 4). El ancho de swash también fue mayor en las playas disipativas alcanzando $22,5 \pm 0,6$ m en Aguada y $22,3 \pm 0,8$ m en Barra. En playas reflectivas el mayor ancho de swash se registró en Santa con $12,2 \pm 0,3$ m (Fig. 4). El ancho total de playa (ancho supralitoral + ancho swash) también fue máximo en playas disipativas, alcanzando un ancho de $61,9 \pm 1,6$ m en Barra y $52,3 \pm 1,1$ m en Aguada. La playa reflectiva con mayor ancho durante el año de estudio fue Santa con $35,4 \pm 0,8$ m. Las playas disipativas presentaron el mayor periodo de swash siendo de $10,9 \pm 0,2$ s en ambas. En playas reflectivas el periodo de swash fue menor ($8,3 \pm 0,2$ s en Santa y $7,8 \pm 0,3$ s en Arachania y $9,1 \pm 0,2$ La Viuda) (Fig. 4).

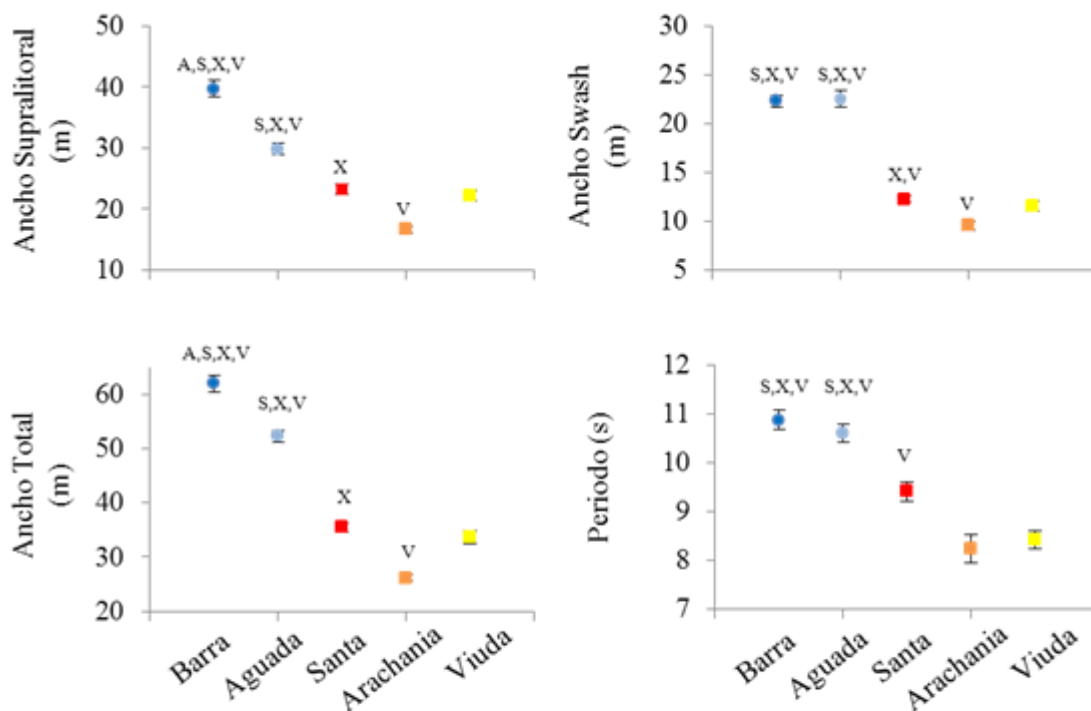


Figura 4. Ancho de supralitoral, swash, total, periodo de swash y su error estándar en las playas estudiadas. Los círculos representan las playas disipativas y los cuadrados las reflectivas. Las letras representan diferencias significativas entre pares de playas (Mann-Whitney $p \leq 0,05$). A: Aguada, S: Santa, X: Arachania, V: Viuda.

La cobertura de dunas y suelo desnudo fue máxima en Viuda, abarcando en promedio el 76,1% del suelo adyacente al supralitoral (Fig. 5). La cobertura de las dunas y suelo desnudos presentó diferencias significativas entre algunos pares de playa siendo significativamente mayor en la Viuda que en el resto de las playas, en Barra con Aguada y Santa y Arachania con Aguada (*Mann-Whitney pairwise*; $p < 0,05$ en los casos mencionados). La cobertura de área urbana ocupó en promedio el 32,6% del área aledaña al supralitoral de Aguada, el 6,5% en Santa, el 5,3% en Arachania, 2,0% en Viuda y solamente 0,2% en Barra.

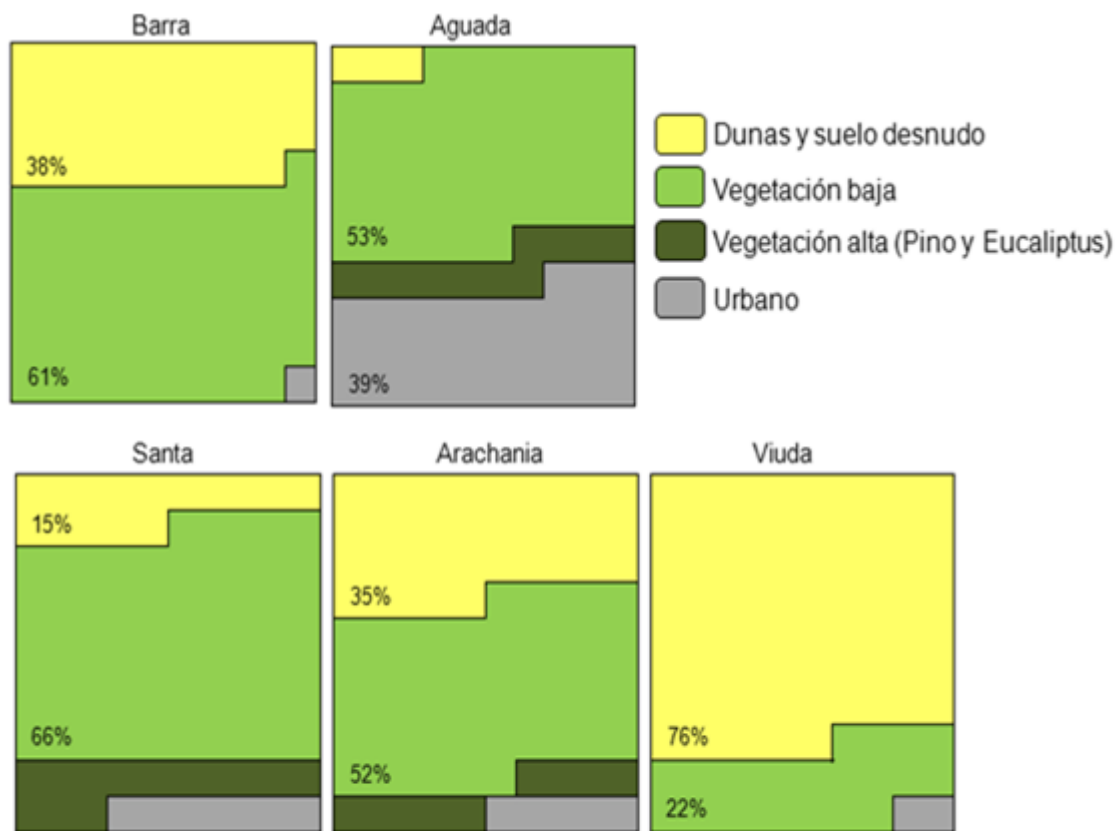


Figura 5. Representación esquemática de la proporción del uso del suelo en los primeros 300 m de la franja de dunas adyacente al litoral de cada playa. Se indica el porcentaje de los dos principales usos identificados.

La cobertura del área urbana fue mayor en Aguada que en el resto de las playas y Barra con Santa (*Mann-Whitney pairwise*; $p < 0,05$ en los casos mencionados). La mayor cobertura boscosa la presentó Santa con un 12,7%, Aguada 11,2% y Arachania 8,7%. Barra y Viuda no presentaron cobertura boscosa en la zona lindera al supralitoral. No hubo diferencias significativas en la cobertura de boscoso

entre pares de playas. El promedio de vegetación baja fue máximo en Santa con el 66,1% de la cobertura. Barra presentó una cobertura del 61,0%, Aguada el 52,9%, Arachania 51,5% y Viuda 21,9%.

Viuda presentó menos vegetación baja que el resto de las playas (*Mann-Whitney pairwise*; $p < 0,05$ en los casos mencionados) (Fig. 5). El análisis de cluster entre playas basado en la cobertura de uso de suelo aledaño a la playa presentó dos grandes grupos: Santa – Aguada y Barra – Arachania junto a Viuda (Fig. 6).

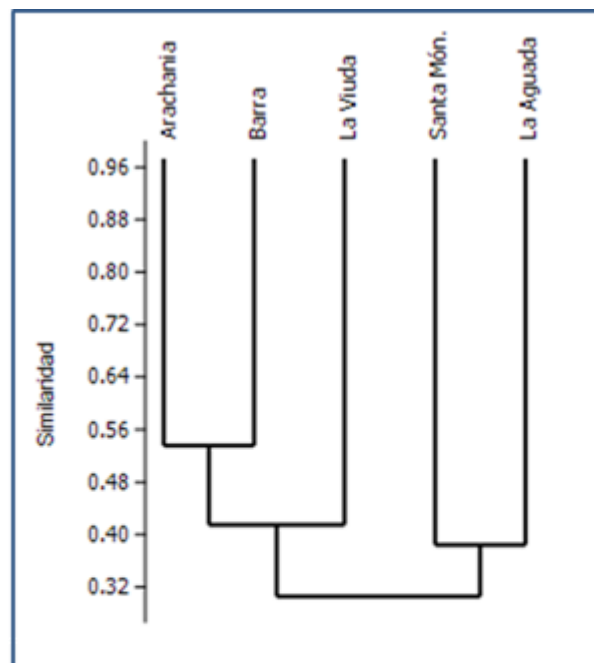


Figura 6. Esquema derivado del análisis de clúster donde se observan las agrupaciones de playas en base al uso del suelo en los primeros 300 m aledaños a la zona de estudio.

4.2 Caracterización del ensamble de aves

Se censaron 2.334 aves pertenecientes a 43 especies, 17 familias y 9 órdenes tomando en cuenta las cinco playas (Tabla Anexo I). En total cuatro especies se encuentran catalogadas con problemas de conservación a nivel nacional siguiendo los criterios de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (Azpiroz et al. 2012), el gaviotín real *Thalasseus maximus* con estatus de conservación en *Peligro Crítico*, el playero rojizo *Calidris canutus* y la gaviota

cangrejera *Larus atlanticus* en Peligro y el gaviotín pico amarillo *Thalasseus acufavidus* como *Vulnerable* (Tabla Anexo I).

El estimador de riqueza CHAO 2 mostró un valor de 47 especies abarcando el total de playas. Individualmente las playas presentaron valores menores al esperado particularmente las disipativas (Fig. 7).

Solo cinco especies de aves, de las 43 registradas, superaron el 5% de la abundancia total y cuatro de ellas también fueron indicadas como tipificantes de la comunidad por el procedimiento SIMPER en las playas arenosas.

Las especies tipificantes por el procedimiento SIMPER fueron: el playero rabadilla blanca *Calidris fuscicollis*, el ostrero *Haematopus palliatus*, la gaviota cocinera

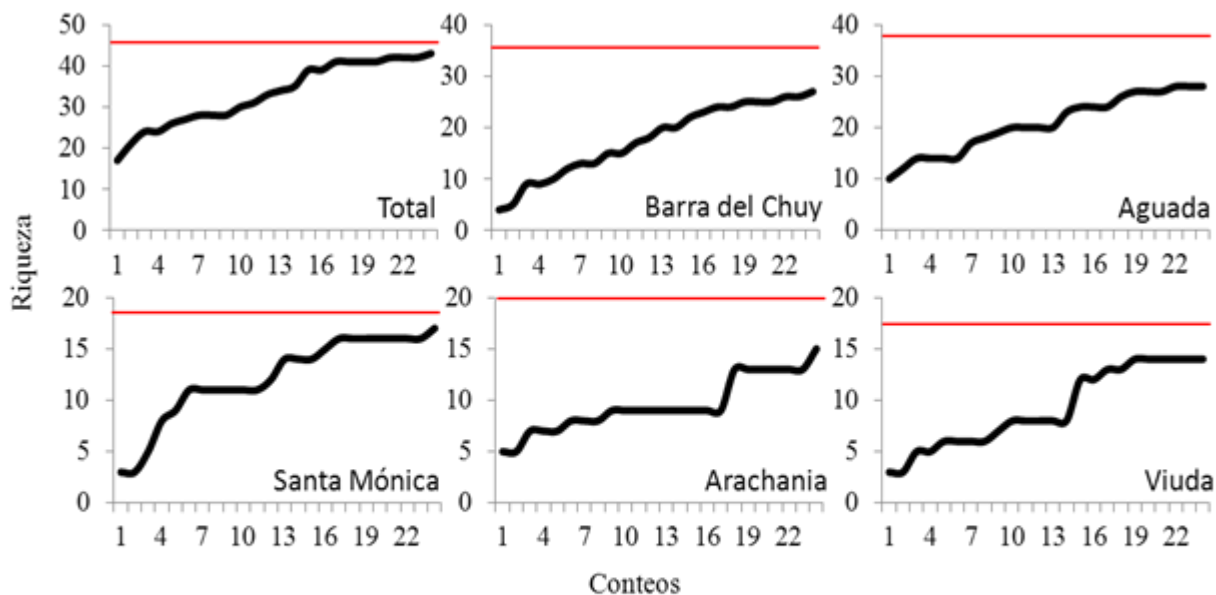


Figura 7. Acumulación de riqueza por conteo de aves total y en cada una de las playas durante el periodo de estudio. La línea roja indica la el valor teórico de riqueza esperado por el análisis Chao 2.

Larus dominicanus y el chorlo pampa *Pluvialis dominica* que congregaron el 56,6% de los individuos registrados en las playas durante el año de estudio. *Chroicocephalus maculipennis* se agrega como quinta especie que superó el 5 % de la abundancia total. Solo tres especies de aves fueron registradas en al menos un muestro de las cinco playas, la gaviota cocinera *L. dominicanus*, la gaviota capucho café *C. maculipennis* y el ostrero *H. palliatus*. Cuatro especies fueron observadas en al menos cuatro de las cinco playas: el biguá *Phalacrocorax brasilianus*, el gaviotín de antifaz *Sterna trudeaui*, el benteveo *Pitangus sulphuratus* y la golondrina parda

Progne tapera. En total 32 especies fueron registradas en menos del 10% de los conteos realizados en todas las playas. *C. maculipennis* fue la especie más frecuente observada en los conteos alcanzando el 50,8% de la FO, seguido por el *H. palliatus* con 48,3% de la FO, *L. dominicanus* 43,3% FO, *S. trudeaui* 20,0% y el playero de patas amarillas grande *Tringa melanoleuca* con el 19,2% de la FO. La abundancia de aves en las playas disipativas, Barra y Aguada, alcanzó 1.282 y 520 individuos respectivamente. En las playas reflectivas los totales de individuos fueron de 282 individuos en Santa, 176 Arachania y 74 en Viuda. El promedio de abundancia fue máximo en Barra $17,9 \pm 3,4$ ind./km seguida por Aguada $7,2 \pm 1,3$ ind./km (Fig. 8).

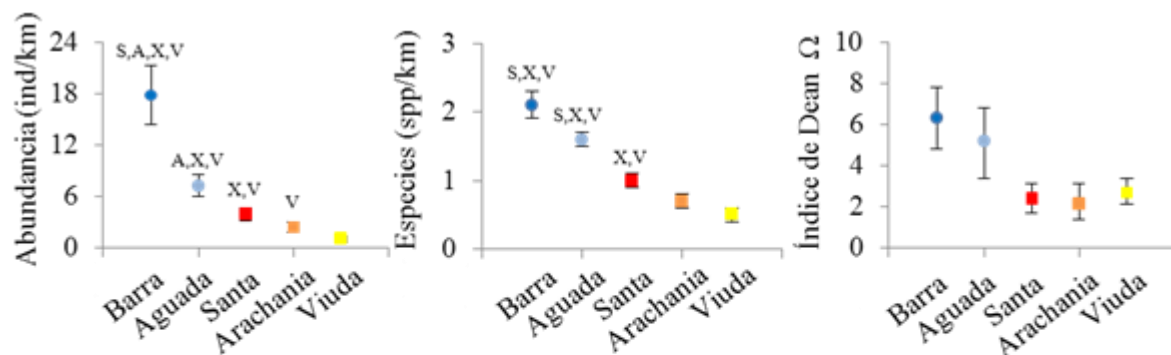


Figura 8. Promedio de abundancia y riqueza de aves y su error estándar en las payas arenosas durante el periodo de estudio. Índice de Dean e intervalo de confianza en las playas arenosas según Celentano et al. 2010. Las letras indican diferencias significativas entre pares de playas. B: Barra, A: Aguada, S: Santa, X: Arachania, V: Viuda. En todos los casos $p < 0,05$ (Mann-Whitney pairwise). Los círculos representan las playas disipativas y los cuadrados las reflectivas.

La playa reflectiva con mayor promedio de abundancia fue Santa $3,9 \pm 0,8$ ind./km. La riqueza total de especies alcanzó 28 especies en Aguada y 25 especies Barra. Mientras que los valores promedio fueron máximos en la Barra con $2,1 \pm 0,2$ spp/km y en Aguada con $1,6 \pm 0,1$ spp/km.

Grupos del ensamble de aves

El 43% de los individuos registrados en las cinco playas durante el año de estudio fueron **aves playeras** y el 35 % **marinas**. Los grupos de aves que presentaron mayor número de especies fueron las **terrestres** 17 (40%) y las **playeras** 13 (30%) (Fig. 9).

Las mayores abundancias de **aves playeras** se registraron en Barra con $10,1 \pm 2,1$ ind/km y $3,1 \pm 1,1$ ind/km en Aguada (Fig. 10). Barra presentó la mayor

abundancia de **aves marinas** con un valor $4,8 \pm 1,9$ ind/km mientras que Aguada presentó un valor menor de playas disipativas alcanzando $2,5 \pm 0,3$ spp/km. Las aves marinas tuvieron muy baja representación en la playa Viuda (Fig. 10).

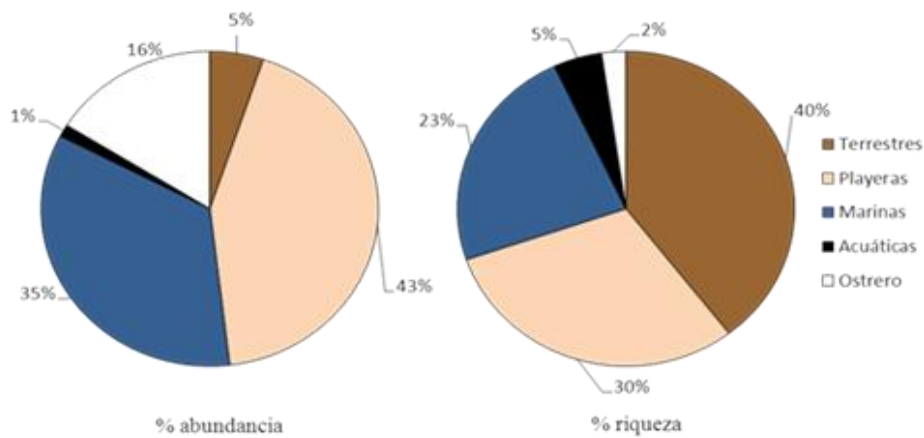


Figura 9. Porcentaje de riqueza y abundancia por grupo de aves durante el periodo de estudio en cinco playas arenosas oceánicas de Uruguay.

El ostrero presentó su mayor abundancia en Barra con $2,8 \pm 0,4$ ind/km seguido por *Arachania* con $0,9 \pm 0,2$ ind/km. La abundancia de **aves acuáticas** fue de $0,3$ ind/km en Aguada y $0,1 \pm 0,1$ ind/km en Barra mientras que la abundancia de **aves terrestres** fue de $0,8 \pm 0,2$ ind/km en Aguada y menos de $0,4 \pm 0,2$ ind/km en Viuda (Fig. 10). La riqueza más alta de **aves playeras** se registró en Barra con $2,4 \pm 0,3$ spp/km y $1,2 \pm 0,3$ spp/km en Aguada. Barra presentó la mayor riqueza de **aves marinas** con un valor $2,1 \pm 0,2$ spp/km mientras que Aguada presentó un valor menor alcanzando $1,8 \pm 0,1$ spp/km. La riqueza de **aves acuáticas** fue de $0,4 \pm 0,1$ spp/km en Aguada y $0,2 \pm 0,1$ spp/km en Barra mientras que la riqueza de **aves terrestres** fue de $1,0 \pm 0,1$ spp/km en Santa y menos de $0,7 \pm 0,1$ spp/km en Santa (Fig. 11).

Componente migratorio y estacionalidad

El componente migratorio estuvo compuesto en total por 15 especies, representando el 34,9% de las especies registradas. De las especies migratorias, ocho son visitantes de verano (el 53,3% de las migratorias), cuatro visitantes de invierno (26,7%) y tres residentes de verano (20,0%) (Fig. 12). Las especies migratorias representaron el 42,2% del total de los individuos observados en el periodo anual. Las aves playeras representaron el 60,0% de las especies migratorias y el restante 40,0% fue representado por igual partes de especies de aves terrestres y marinas

(Fig.13). El 97,1% de los individuos migratorios fueron aves playeras el 2,3% individuos de especies terrestres y el 0,6% individuos de especies marinas.

Si bien los valores estacionales fueron de la abundancia de aves fueron

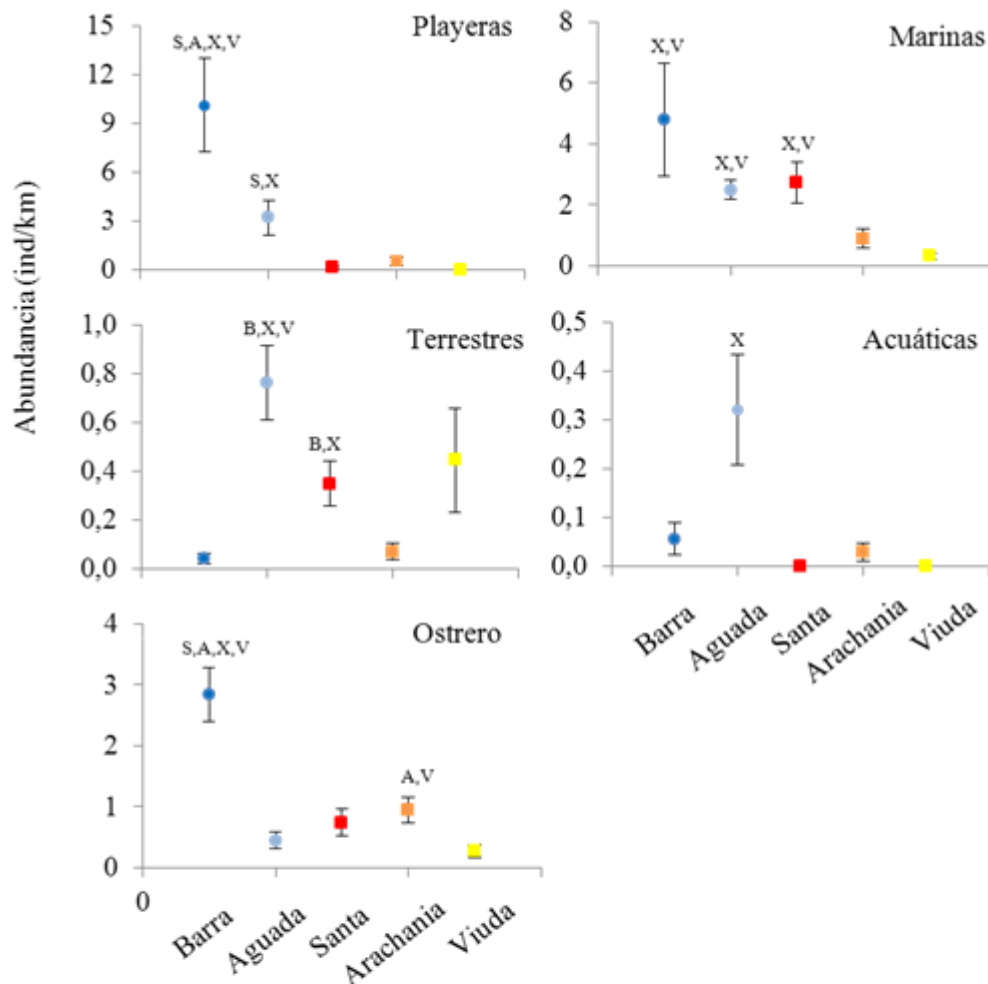


Figura 10. Abundancia de aves (individuos/km) por grupo de aves y error estándar (\pm) en las playas. Las letras indican diferencias significativas entre pares de playas. B: Barra, A: Aguada, S: Santa, X: Arachania, V: Viuda. En todos los casos $p < 0,05$ (*Mann-Whitney pairwise*). Los círculos representan las playas disipativas y los cuadrados las reflectivas.

diferentes, siendo máxima en primavera ($8,3 \pm 2,3$ ind/km) y verano ($8,2 \pm 2,6$ ind/km) y menor en otoño ($6,0 \pm 1,1$ ind/km) e invierno ($3,4 \pm 0,6$ ind/km) no se presentaron diferencias significativas en las comparaciones entre estaciones (Fig. 14). La riqueza de especies fue máxima durante la primavera, registrándose 30 especies en total, seguida por el otoño con 27 especies, el verano con 26 especies y el invierno con 24 especies. El **índice de diversidad de Shannon** tuvo su valor máximo en el verano

alcanzando 1,068 y mínimo en el invierno con 0,833. El otoño y la primavera promediaron valores de 0,989 y 0,935 respectivamente. No se encontraron diferencias significativas entre estaciones ni en la riqueza ni índice de diversidad de Shannon entre estaciones las estaciones.

El componente migratorio en playas disipativas alcanzó al 40% de las especies en Barra y el 35,7% en Aguada. La proporción de individuos migratorios fue del 54,9% de los individuos de Barra y el 42,3% en Aguada (Fig. 15). Mientras que en playas de gradiente reflectivo fue máximo en Santa, comprendiendo el 47,1%,

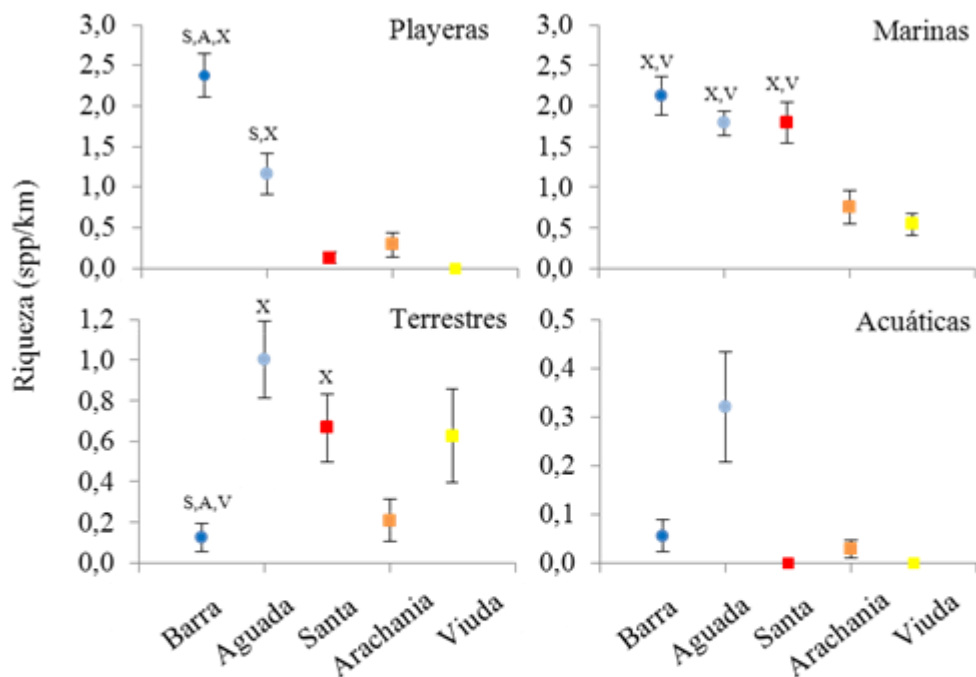


Figura 11. Riqueza de aves (spp/km) por grupo de aves presentes en las playas arenosas y su error estándar. Las letras indican diferencias significativas entre pares de playas. B: Barra, A: Aguada, S: Santa, X: Arachania, V: Viuda y No: no se registró el grupo. En todos los casos $p < 0,05$ (*Mann-Whitney pairwise*). Los círculos representan las playas disipativas y los cuadrados las reflectivas.

seguido por Viuda (28,6 %) y Arachania con el 26,7% y (Fig. 14). La proporción de individuos migratorios fue del 21,6% en Arachania, 14,9% en Viuda y solo del 4,6% de los individuos en Santa (Fig. 15).

4.3 Relación entre en ensamble de aves y variables las físicas de las playas

Se exploró la relación entre las variable respuesta (abundancia de aves: ind/km) y riqueza de aves: spp/ km) (Fig. 7) y las variables explicativas (sitio de

muestreo: 5 playas (S), ancho de playa, ancho de supralitoral (SUP), ancho de swash (SW), frecuencia de swash (F) y periodo de swash (P) (Fig. 4). La abundancia de

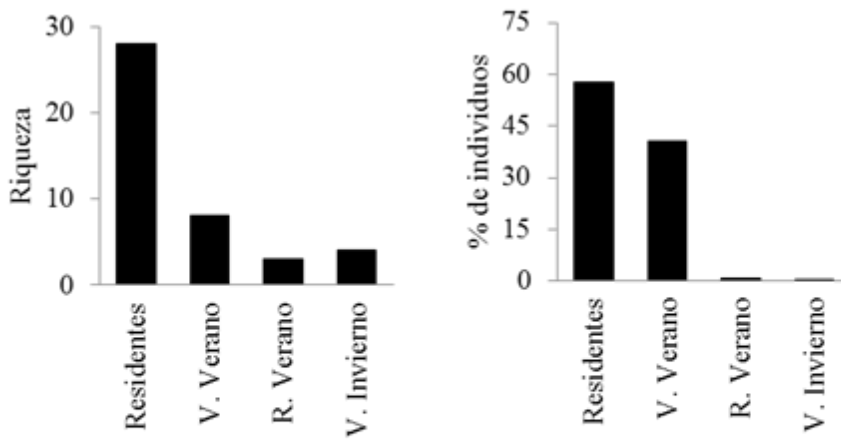


Figura 12. Riqueza total y porcentaje de individuos registrados por tipo migratorio durante el año de trabajo en las playas arenosas. V: visitante, R: residente.

aves se correlacionó positivamente tanto con el ancho del supralitoral (Spearman, $r=0.49$, $P < 0.05$) y el ancho de Swash (Spearman, $r=0.71$, $P < 0.05$) como con el periodo de swah (Spearman, $r=0.55$, $P < 0.05$), pero negativamente con la frecuencia

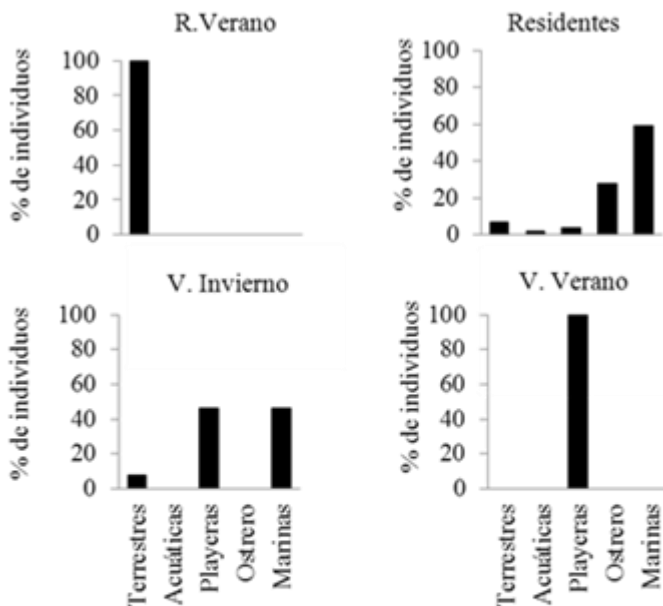


Figura 13. Porcentaje de individuos por grupo de especies en base al estatus migratorio en las playas arenosas. R: residente (nidificante), V: Visitante (No nidificante).

de swash (Spearman, $r = -0.55$, $P < 0.05$). Mientras que la riqueza de aves se correlacionó positivamente con tanto con el ancho del supralitoral (Spearman, $r = 0.56$, $P < 0.05$) y el ancho de Swash (Spearman, $r = 0.77$, $P < 0.05$) como con el periodo de swash (Spearman, $r = 0.58$, $P < 0.05$) y negativamente con la frecuencia de swash (Spearman, $r = -0.58$, $P < 0.05$).

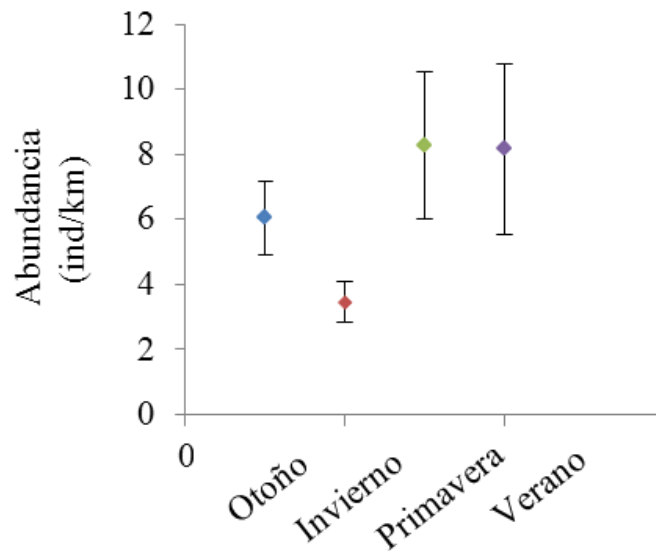


Figura 14. Abundancia de aves (individuos/km) y error estándar (\pm) por estación del año en las playas oceánicas de la costa uruguaya.

Se realizaron regresiones entre el Log de la **abundancia de aves** en las playas encontrándose que esta variable se relacionó positivamente de forma lineal con el Log **swash** ($r^2=0,49$) (Fig 16 A) mientras que la **riqueza de aves** lo hizo de forma cuadrática ($r^2=0,58$) (Fig. 16 B). Tanto la **abundancia** como **riqueza** se relacionaron positivamente de forma cuadrática con el aumento del ancho del supralitoral (abundancia $r^2=0,58$ y riqueza $r^2=0,34$) (Fig. 16 C y D) y del **ancho total** (AT) (abundancia $r^2=0,52$ y riqueza $r^2=0,48$) (Fig 17 A y B). A su vez la abundancia y la riqueza de aves se relacionaron negativamente de forma cuadrática con el aumento de la **frecuencia de swash** (abundancia $r^2=0,26$ y riqueza $r^2=0,36$) (Fig. 17 C y D).

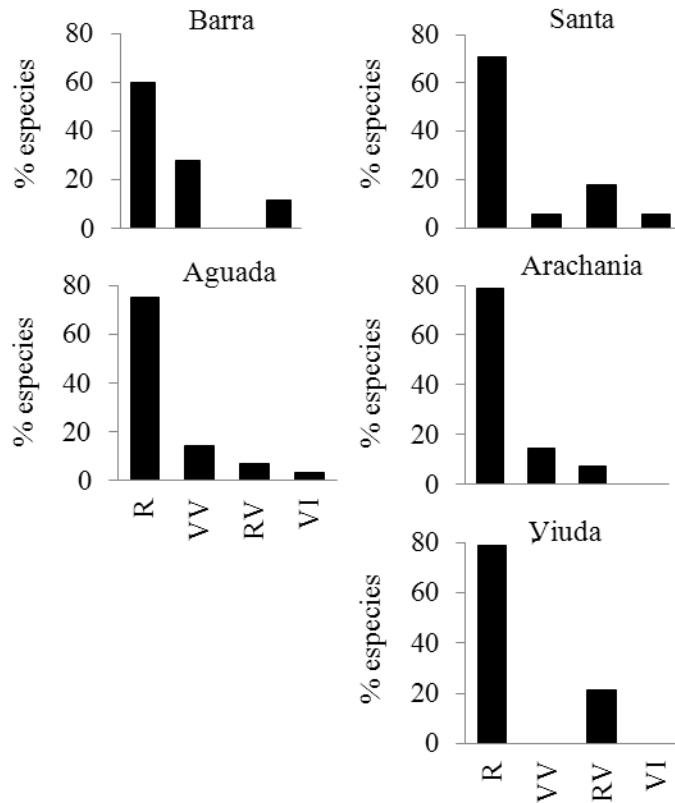


Figura 15. Porcentaje de especies según su estatus migratorio por playa. R: residente (nidificante), VV: visitante verano (no nidificante), RV: residente verano (nidificante) y VI: visitante invierno (no nidificante).

En el análisis de ordenación nMDS que empleo la *Abundancia de aves*, se logró la formación de agrupaciones de las muestras posibilitando la individualización de las cinco playas en el gradiente disipativo- reflectivo en un eje de coordenadas 1 con un estrés de 0.18 (Fig.18). Se observó una separación parcial de las playas disipativas (Barra y Aguada) ubicándose hacia la izquierda del eje de coordenadas 1, de las playas de gradiente reflectivo (La Viuda y Arachania) hacia la derecha del eje de coordenadas 1. Quedando luego con valores de agrupación intermedios o solapados en la Abundancia de aves la playa Aguada. El análisis muestra mayores valores de los parámetros físicos (AP, SW, SUP, F) hacia el lado izquierdo del 0 del eje de coordenadas 1 coincidiendo con las playas disipativas y menores valores hacia las playas reflectivas (Fig. 18).

Para el análisis de modelos lineales generalizados (GLM) la distribución de la variable **abundancia de aves** se ajustó a una distribución de Binomial Negativa ($p= 0,90$) y la distribución de variable **riqueza de aves** se ajustó a una distribución de Poisson ($p= 0,93$).

En total en el análisis de GLM se analizaron 15 modelos para explicar la variable respuesta **abundancia de aves (ind/km)**. De todas las variables físicas de la playa descritas en la sección 4.1, se excluyó la valoración de la variable ancho de playa ya que mostró una correlación lineal muy alta con el ancho de swash (SW) y con el ancho de supralitoral (SUP), lo cual no la hacía linealmente independiente. El modelo seleccionado que mejor explicó la variación en la abundancia de aves incluyó el sitio de muestreo (S) y el ancho de swash (SW) como variables

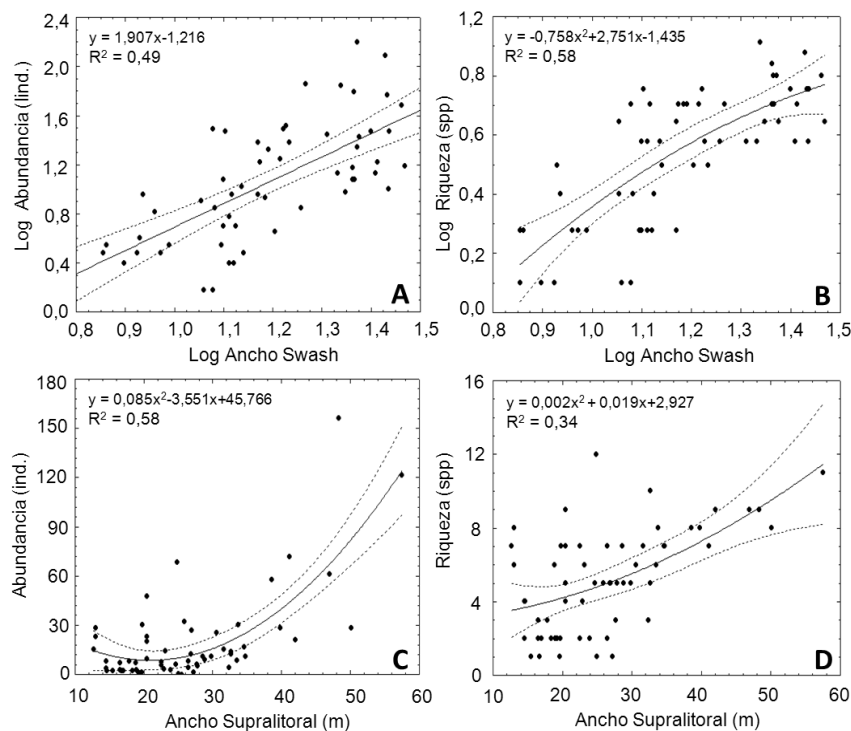


Figura 16. Relación del Log abundancia y Log riqueza total de aves con el Log. ancho de swash (Ay B) y la abundancia y riqueza con el ancho de playa (C y D). Se presentan los modelos con el mayor valor de r^2 obtenido. Todas las comparaciones fueron significativas ($p < 0,05$). Individuos (ind.), Especies (spp).

explicativas ($w_i= 0,46$) (Tabla2). El modelo elegido explicó el 59.81% de la variación en la abundancia de aves en las playas. Ni el ancho del supralitoral (SUP), ni el periodo de swash (P) estuvo relacionado con la abundancia de aves ya que

ambas variables tuvieron intervalos de confianza que incluyeron al 0 (Tabla 3). En el

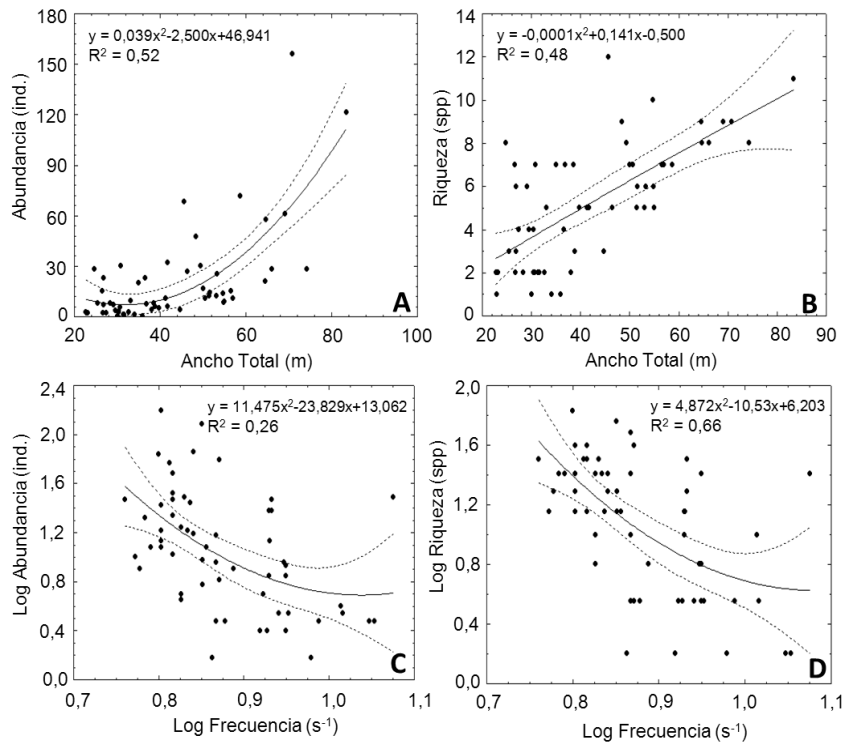


Figura 17. Relación de la abundancia y riqueza total de aves con el ancho total (A y B) y el Log. abundancia y Log. riqueza con el Log. frecuencia de olas (C y D). Se presentan los modelos con mayor valor de r^2 obtenido. Todas las comparaciones fueron significativas ($p < 0,05$). Individuos (ind.), Especies (spp).

caso de la **riqueza de aves (especies/ km)**, también fueron analizados 15 modelos candidatos. La riqueza de aves en las playas fue mejor explicada por el ancho del swash (SW) como variable explicativa ($w_i = 0,29$) (Tabla 2). El modelo elegido explico el 52,7% de la variación en la **riqueza de aves**.

Ninguna de las restantes variables explicativas evaluadas (Sitio: S, Ancho del supralitoral: SUP, Periodo de swash: P) estuvieron relacionadas con la riqueza de aves ya que tuvieron intervalos de confianza que incluyeron al 0 (Tabla 2). Estos resultados señalan la importancia del tamaño de la zona de lavado (swash) en la variación de la diversidad (riqueza y abundancia) de aves.

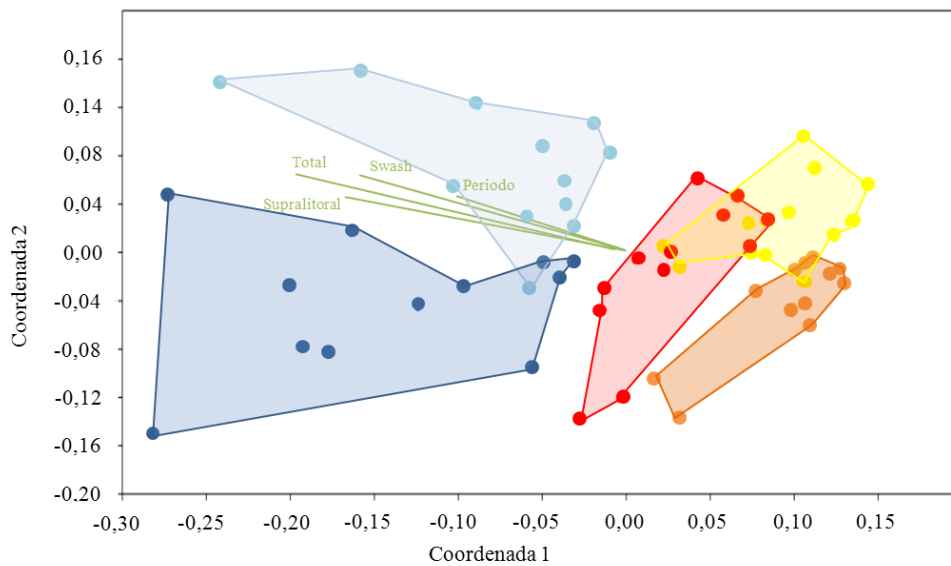


Figura 18. Diagrama de ordenación obtenido por el método nMDS a partir de la abundancia de aves por especie en cada visita mensual por playa. En azul: Barra; en celeste: La Aguada; en rojo: Santa, en anaranjado: Arachania y en amarillo: La Viuda. En círculos las playas disipativas y en cuadrados las reflectivas. En verde se presentan las variables físicas indicándose su crecimiento desde el punto de intersección de los ejes centrales. Estrés= 0,18.

4.4 Actividad y uso del hábitat de las aves

Uso del eje transversal de playa

Los distintos grupos de aves presentaron diferentes actividades dominantes, pero esta dependió de la playa y la zona (Fig. 19). Como se señaló previamente las playas disipativas en promedio registraron mayor abundancia de aves que las reflectivas (Fig. 8). Pero además, como se observa en la Tabla 4, en las playas disipativas (Barra y Aguada) la proporción de individuos usando del swash es muy importante siendo la actividad de alimentación la principal en la mayoría de grupos y playas (Fig. 20). Es esta zona del eje transversal de playa la señalada como explicativa para la variación en la abundancia de aves (Tabla 2). En reflectivas no solo hubo menor abundancia de aves (Fig. 8), sino que estas hicieron mayor uso de la zona supralitoral principalmente para actividades de descanso (Fig. 21). A diferencias que las disipativas, en las playas reflectivas hubo mayor riqueza en el supralitoral que en el swash siendo significativa en Santa y Arachania (Tabla 5). No

se encontraron diferencias significativas entre el número de especies registradas en las zonas de supralitoral y de swash censadas (Tabla 5).

Tabla 2. Resultados de selección de **modelos candidatos** para la elección del modelo que mejor explique la variación de la **abundancia de aves (ind/ km)** y la **riqueza de aves (spp/ km)** en función de las variables ambientales sitio de muestreo o playa (S), ancho del supralitoral (SUP), ancho del swash (SW) y periodo swash (P), en playas arenosas de la costa atlántica de Uruguay.

Variable respuesta	Modelo	No. de parámetros	AICc	σ AICc	wi
Abundancia de Aves	Modelo Nulo	2	562,22	48,07	0,00
	S+SW	7	514,15	0,00	0,46
	P+S+SW	8	516,46	2,31	0,14
	S	6	516,48	2,33	0,14
	S+SUP+SW	8	516,82	2,67	0,12
	P+S	7	519,02	4,87	0,04
	S+SUP	7	519,05	4,90	0,04
	P+S+SUP+SW	9	519,24	5,09	0,04
	P+S+SUP	8	521,69	7,53	0,01
	SUP+SW	4	524,51	10,35	0,00
	SW	3	524,96	10,80	0,00
	P+SUP+SW	5	526,44	12,29	0,00
	P+SW	4	527,02	12,87	0,00
	SUP	3	540,24	26,09	0,00
	P+SUP	4	540,37	26,22	0,00
P	3	553,56	39,40	0,00	
Riqueza de Aves	Modelo Nulo	1	306,10	47,24	0,00
	SW	2	258,86	0,00	0,29
	SUP+SW	3	259,28	0,43	0,23
	P+SW	3	260,01	1,15	0,16
	S+SUP+SW	4	260,56	1,70	0,12
	S+SW	6	261,25	2,40	0,09
	S+SUP+ SW	7	262,97	4,12	0,04
	P+S+SW	7	263,74	4,88	0,03
	S	5	264,88	6,03	0,01
	P+S+SUP+SW	8	265,49	6,64	0,01
	P+S	6	266,16	7,31	0,01
	S+SUP	6	266,65	7,79	0,01
	P+S+SUP	7	267,80	8,94	0,00
	P+SUP	3	269,10	10,24	0,00
	P	2	277,70	18,84	0,00
SUP	2	280,02	21,17	0,00	

Tabla 3. Estimación de parámetros (\pm SD) de los Modelos lineales generalizados describiendo la variación en la **abundancia de aves** y la **riqueza de aves** en playas de la costa atlántica de Uruguay. El ajuste de los parámetros esta corregido por el criterio de peso (w_i) de los Akaiques sumado a lo largo de todos los modelos que contengan a dicho parámetro y son indicativas de la importancia de dicha variable. Los parámetros estimados son promedios valorados (utilizando w_i) de los modelos, y SE es calculado de todos los modelos candidatos utilizando la varianza independiente.

Variable	Variables explicativas	Ajuste del modelo	Parámetro estimado \pm SD	Intervalo 95%	
				Inferior	Superior
Abundancia de Aves	Intercepto	0,00253	3,37 \pm 1,10	1,181	5,553
	Sitio Aguada	0,00659 **	-0,87 0,31	-1,502	-0,243
	Sitio Santa	0,05175	-1,02 0,52	-2,052	0,008
	Sitio Arachania	0,03300 *	-1,36\pm 0,63	-2,614	-0,110
	Sitio Viuda	0,00014 ***	-2,18\pm 0,56	-3,304	-1,058
	Swash	0,03044 *	0,07\pm 0,03	0,007	0,139
	Periodo	0,66742	0,04 \pm 0,09	-0,151	0,236
	Supralitoral	0,98744	0,00 \pm 0,01	-0,034	0,034
Riqueza de Aves	Intercepto	0,24	0,55 \pm 0,46	-0,376	1,478
	Swash	0,00 *	0,05\pm 0,01	0,025	0,081
	Supralitoral	0,22	0,01 \pm 0,01	-0,005	0,022
	Periodo	0,36	0,05 \pm 0,05	-0,056	0,153
	Sitio Aguada	0,82	-0,08 \pm 0,31	-0,367	0,291
	Sitio Santa	0,78	-0,03 \pm 0,16	-0,700	0,531
	Sitio Arachania	0,45	-0,29 \pm 0,38	-1,055	0,467
	Sitio Viuda	0,08	-0,61 \pm 0,34	-1,291	0,079

Las aves playeras presentaron las mayores abundancias y riquezas en las playas disipativas, la única playa reflectiva con aves playeras en el swash, presentó una abundancia mucho menor (Tabla 6 y 7). No se observaron individuos de playeros en el surf de ninguna de las playas. Las **aves marinas** hicieron uso tanto del supralitoral como del swash dependiendo de la playa analizada. En las playas reflectivas la abundancia de aves marinas en el supralitoral fue superior que en las restantes, pero no siendo significativamente esta diferencia en Viuda (Tabla 6). Los **ostreos** utilizaron de ampliamente el supralitoral y el swash de todas las playas no presentando diferencias entre estas zonas. No se observó la especie en el surf de ninguna de las playas (Tabla 6).

Tabla 4. Abundancia de aves por playa (individuos/km) y error estándar (\pm) según las zonas definidas en el eje dunas-mar. Las letras indican diferencias significativas entre pares de playas y las letras entre zonas de cada playa, test Mann-Whitney pairwise ($p < 0,05$). B: Barra, A: Aguada, S: Santa, X: Arachania y V: Viuda. 2: Swash, 3: Surf.

Zonas	Barra	Aguada	Santa	Arachania	Viuda
Supralitoral	7,2 \pm 1,2 ^{A,S,X,V,3}	2,4 \pm 0,4 ³	2,8 \pm 0,6 ^{2,3}	2,1 \pm 0,5 ^{2,3}	0,9 \pm 0,3 ^{A,S,2,3}
Swash	10,5 \pm 2,8 ^{A,S,X,V,3}	4,2 \pm 0,9 ^{S,X,V,3}	0,9 \pm 0,3	0,4 \pm 0,2	0,1 \pm <0,1 ^{X,S}
Surf	0,1 \pm 0,1	0,6 \pm 0,2 ^{B,S,X,V}	0,2 \pm 0,1	0,1 \pm <0,1	<0,1 \pm <0,1

Tabla 5. Riqueza de aves (spp/km) por playa y error estándar (\pm) según la zonas definidas en el eje dunas-mar. Las letras indican diferencias significativas entre pares de playas, test Mann-Whitney pairwise ($p < 0,05$). B: Barra, A: Aguada, S: Santa, X: Arachania y V: La Viuda. 2: Swash, 3: supralitoral.

Zonas	Barra	Aguada	Santa	Arachania	Viuda
Supralitoral	4,5 \pm 0,4 ^{A,S,X,V,3}	2,6 \pm 0,3 ^{A,V,3}	2,5 \pm 0,3 ^{V,2,3}	0,7 \pm 0,2 ^{2,3}	1,3 \pm 0,3 ³
Swash	4,1 \pm 0,4 ^{A,S,X,V,3}	2,8 \pm 0,3 ^{S,X,V,3}	1,0 \pm 0,2	0,5 \pm 0,1	0,5 \pm 0,1 ³
Surf	0,3 \pm 0,1	0,8 \pm 0,2 ^{B,S,X,V}	0,4 \pm 0,1	0,3 \pm 0,1	< 0,1 \pm 0,1

La presencia de **aves acuáticas** fue menor en términos relativos que los otros grupos de aves (Fig 9). En Aguada solo hicieron uso del supralitoral con una abundancia de menos de 0,1 ind/km durante el periodo de estudio mientras que en el swash solo estuvieron presentes en playas disipativas (Tabla 6). Las **aves terrestres** también conformaron un grupo poco abundante en las playas arenosas si bien presentaron un alto número de especies (Fig. 9). Presentaron su mayor abundancia y riqueza en Santa y Aguada (Tabla 6 y Tabla 7). El supralitoral y el swash fueron las zonas utilizadas principalmente (Tabla 6). No se observaron en el surf.

Actividad de las aves en las playas

El 53,6% de los individuos registrados en las playas estaban alimentándose. La alimentación fue la actividad mayoritaria registrada en las playas disipativas, alcanzando el 51% (655 registros) de los individuos registrados en Barra y el 84,6% (440 registros) en Aguada (Tabla 8). En las playas reflectivas la actividad principal

fue el descanso alcanzando el 69,3% (196 registros) de los individuos en Santa, el 73,3% (129 registros) de los individuos en Arachania y el 68,5% (50 registros) de los individuos en Viuda (Tabla 8).

Tabla 6. Abundancia (promedio± error estándar) de aves por playa (individuos/km) y grupo de ave según las zonas definidas en el eje dunas-mar. Las letras indican diferencias significativas entre pares de playas y los números entre zonas de cada playa, test Mann-Whitney pairwise ($p < 0,05$). B: Barra, A: Aguada, S: Santa, X: Arachania y V: Viuda. 2: Swash, 3: Surf.

Aves Playeras					
Zonas	Barra	Aguada	Santa	Arachania	Viuda
Supralitoral	3,0±0,8 ^{A,X,V}	0,8±0,3 ^{X,V}	0,1±0,1	0,4±0,4 ²	0,0±0,0
Swash	7,1±2,7 ^{A,X}	2,5±0,8 ^X	0,0±0,0	0,1±0,1	0,0±0,0
Surf	0,0±0,0	0,0±0,0	0,0±0,0	0,0±0,0	0,0±0,0
Aves Marinas					
Zonas	Barra	Aguada	Santa	Arachania	Viuda
Supralitoral	2,5±0,9 ^{X,V,3}	0,8±0,2 ²	1,8±0,5 ^{2,3}	0,7±0,2 ^{S,X,2,3}	0,2±0,1 ^{S,X}
Swash	2,1±1,0 ^{A,S,X,V,3}	1,3±0,2 ^{S,X,V,3}	0,7±0,3 ^{X,V}	0,1±0,1	<0,1±<0,1
Surf	0,1±0,1	0,4±0,1 ^{X,V}	0,2±0,1	0,1±<0,1	<0,1±<0,1
Ostrero					
Zonas	Barra	Aguada	Santa	Arachania	Viuda
Supralitoral	1,6±0,3 ^{A,S,X,V}	0,2±0,1 ^{S,X}	0,5±0,2	0,8±0,2 ^V	0,2±0,1
Swash	1,2±<0,2 ^{A,S,X,V}	0,3±0,1	0,3±0,1	0,2±0,1	<0,1±<0,1 ^{A,S,X}
Surf	0,0±0,0	0,0±<0,0	0,0±0,0	0,0±<0,0	0,0±0,0
Aves Acuáticas					
Zonas	Barra	Aguada	Santa	Arachania	Viuda
Supralitoral	0,0±0,0	<0,1±<0,1	0,0±0,0	0,0±0,0	0,0±0,0
Swash	0,1±<0,1	0,1±0,1	0,0±0,0	0,0±0,0	0,0±0,0
Surf	0,0±0,0	0,1±0,1 ^X	0,0±0,0	<0,1±<0,1	0,0±0,0
Aves Terrestres					
Zonas	Barra	Aguada	Santa	Arachania	Viuda
Supralitoral	<0,1±<0,1 ^{A,S}	0,7±0,1 ^{X,V}	0,3±0,1 ^X	0,1±<0,1	0,4±0,2
Swash	0,0±0,0	0,1±<0,1	0,0±0,0	<0,1±<0,1	0,0±0,0
Surf	0,0±0,0	0,0±0,0	0,0±0,0	0,0±0,0	0,0±0,0

Tabla 7. Riqueza de aves por playa (spp/km) y grupo de ave y error estándar (\pm) según las zonas definidas en el eje dunas-mar. Las letras indican diferencias significativas entre pares de playas, test Mann-Whitney pairwise. B: Barra del Chuy, A: La Aguada, S: Santa Mónica, X: Arachania y V: La Viuda.

Aves Playeras					
Zona	Barra	Aguada	Santa	Arachania	Viuda
Supralitoral	1,8 \pm 0,6 ^{A,S,X,V}	0,7 \pm 0,2 ^{S,X,V}	0,1 \pm <0,1	0,3 \pm 0,1	0,0 \pm 0,0
Swash	1,7 \pm 0,2 ^{A,X}	0,9 \pm 0,2 ^X	0,0 \pm 0,0	0,1 \pm 0,1	0,0 \pm 0,0
Surf	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0
Aves Marinas					
Zona	Barra	Aguada	Santa	Arachania	Viuda
Supralitoral	2,1 \pm 0,7 ^{A,S,X,V}	0,8 \pm 0,3 ^V	1,3 \pm 0,4 ^{X,V}	0,6 \pm 0,2	0,3 \pm 0,1
Swash	1,3 \pm 0,4 ^{S,X,V}	1,1 \pm 0,4 ^{S,X,V}	0,5 \pm 0,2 ^X	0,1 \pm <0,1	0,2 \pm 0,1
Surf	0,3 \pm 0,1	0,5 \pm 0,2 ^V	0,4 \pm 0,1	0,2 \pm 0,1	0,1 \pm <0,1
Aves Acuáticas					
Zona	Barra	Aguada	Santa	Arachania	Viuda
Supralitoral	0,0 \pm 0,0	<0,1 \pm <0,1	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0
Swash	0,1 \pm 0,1	0,1 \pm 0,1	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0
Surf	0,0 \pm 0,0	0,3 \pm 0,1	0,0 \pm 0,0	0,1 \pm 0,1	0,0 \pm 0,0
Aves Terrestres					
Zona	Barra	Aguada	Santa	Arachania	Viuda
Supralitoral	0,1 \pm 0,1 ^{A,S,V}	1,0 \pm 0,2 ^X	0,7 \pm 0,2 ^{Ar}	0,2 \pm 0,1	0,6 \pm 0,2
Swash	0,0 \pm 0,0	0,2 \pm 0,1	0,0 \pm 0,0	<0,1 \pm <0,1	0,0 \pm 0,0
Surf	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0

Los grupos dentro del ensamble mostraron dominancia de diferentes actividades, descanso o alimentación, en las diferentes playas y zonas. En total la actividad dominante de las **aves playeras** fue la alimentación, alcanzando el 75,8% de los individuos registrados (1003 registros). El grupo no fue registrado en Viuda y surf de las restantes playas. La alimentación fue dominante en las cuatro playas con registros (Fig. 19).

El descanso fue la actividad principal de las **aves marinas** en todas las playas, con excepción de Aguada, y todos los supralitorales (Fig. 19 y 21). La actividad en swash fue diferente en cada playa (Fig. 20) y casi todas las zonas de swash (alcanzando el 71,4% de los individuos registrados (876 registros). Similar actividad presentaron los **ostreros** donde la actividad dominante en las playas, con excepción de Aguada fue el descanso también. La principal actividad en el supralitoral fue el descanso y la alimentación en el swash (Fig. 20 y 21).

Tabla 8. Individuos registrados por actividad en las playas durante un año con muestreos mensuales en cada playa. *Indica diferencias significativas en la frecuencia esperada entre actividad (X^2 , $p < 0,05$).

Actividad/Playa	Barra	Aguada	Santa	Arachania	Viuda
Alimentación	655	440*	86	47	24
Descanso	627	80	196*	129*	50*

Las **aves acuáticas** utilizaron algunas playas para la alimentación en el swash principalmente. Esto se observó en todas las playas con excepción de Arachania y Viuda donde no se observó el grupo. (Fig. 18). La principal actividad de las **aves terrestres** fue variada entre playas. Considerando todas las playas y zonas la alimentación fue la principal actividad alcanzando el 79,2% de los individuos registrados (120 registros) Pero el descanso fue la actividad dominante en Barra y Viuda (Fig. 19). El ancho del swash resultó ser una variable predictiva importante para la abundancia de aves y la riqueza de las mismas (Tabla 2 y 3).

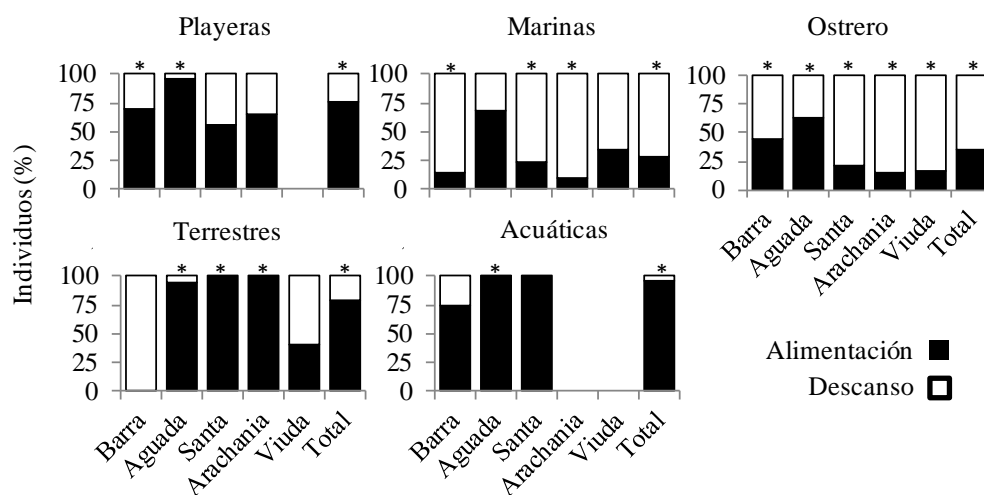


Figura 19. Actividad de los grupos de aves (% del n° de individuos) en playas de la costa atlántica de Uruguay. *Indica diferencias significativas entre actividad en la frecuencia esperada (X^2 , $p < 0,05$).

Tanto las **aves playeras** como los **ostreros** que mostraron significativamente mayor uso del swash para la alimentación (Fig. 20). En el caso de las **aves marinas** la actividad dominante en el swash fue el descanso alcanzando el 60,6% de los individuos registrados (307 registros) aunque también fue utilizado para actividades alimenticias (Fig. 20).

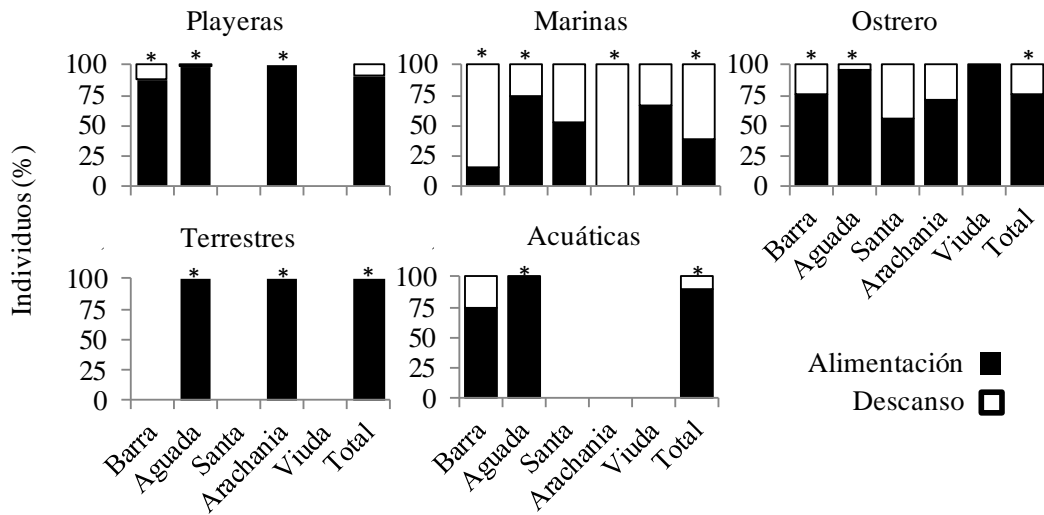


Figura 20. Actividad de los grupos de aves (% del n° de individuos) en el **swash** de playas de la Costa Atlántica de Uruguay. *Indica diferencias significativas entre actividad en la frecuencia esperada (X^2 , $p < 0,05$).

Las **aves terrestres** y **acuáticas** menos abundantes que los restantes grupos durante el periodo de estudio, y no registradas en todas las playas, hicieron uso del swash principalmente para actividades de alimentación (Fig. 20).

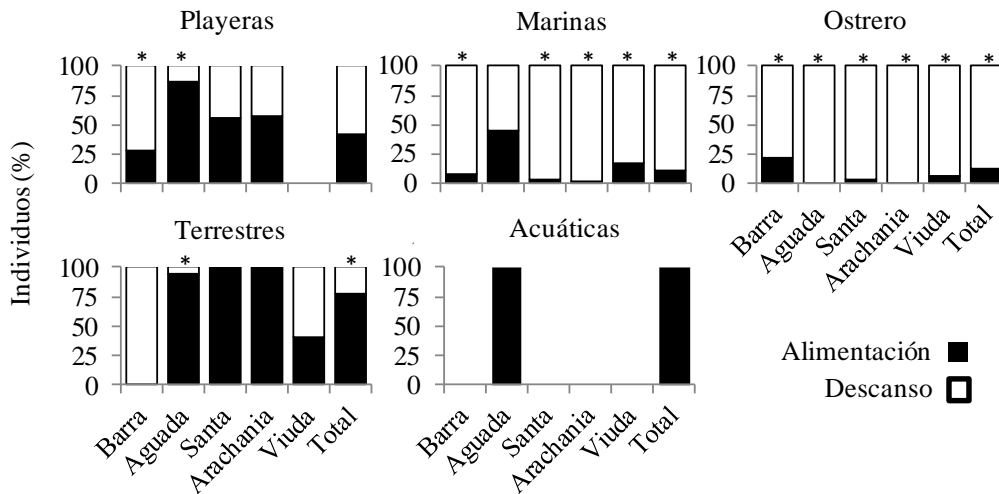


Figura 21. Actividad de los grupos de aves (% del n° de individuos) en el **supralitoral** de playas de la Costa Atlántica de Uruguay. *Indica diferencias significativas entre actividad en la frecuencia esperada (X^2 , $p < 0,05$).

El supralitoral resultó ser un sitio mayormente utilizado por las aves marinas y ostreros para el descanso (Fig. 21). Mientras que en algunas playas las aves playeras lo utilizaron para la alimentación o descanso según la playa (Fig. 21). El

surf fue utilizado por aves marinas y aves acuáticas principalmente (Tabla 6) para alimentarse.

5. DISCUSIÓN

Las playas con mayor ancho de swash, supralitoral y periodo de swash mantuvieron mayor abundancia y riqueza de aves. Los resultados del presente estudio estuvieron de acuerdo con la hipótesis de trabajo propuesta, el ensamble de aves en las playas arenosas disipativas presentó mayores valores de abundancia y riqueza en comparación con las playas reflectivas seleccionadas. Estudios en playas de América del Norte muestran que la pendiente de playa puede estar asociada positivamente a una mayor abundancia de aves marinas y playeras (Neuman et al., 2008; Lafferty et al., 2013) estando esta característica asociada a las playas disipativas (McLachlan & Brown, 2006). Si bien en el presente estudio no se evaluó la pendiente en la playa, una menor pendiente está relacionada con un mayor periodo de swash (McLachlan & Brown, 2006), siendo congruentes los resultados de ambos trabajos. También el patrón observado a nivel de ensamble de aves coincide con lo señalado para la comunidad de macrobentos de invertebrados en playas arenosas (Lercari & Defeo, 2006; Defeo & McLachlan, 2005; Barboza et al., 2012) apoyando la idea que para este grupo de vertebrados los factores físicos vinculados a la morfodinámica de playas influyen la estructura del ensamble.

5.1 El ensamble de aves en playas arenosas

Los estudios comunitarios de aves que permiten conocer las especies y sus abundancias en un periodo y área geográfica determinada, aportan al conocimiento de los ecosistemas y permiten dirigir esfuerzos de manejo y conservación en ellas (Alfaro & Clara, 2007; Aldabe et al., 2006; Battisti et al., 2012).

Las playas arenosas oceánicas suelen considerarse un ambiente homogéneo en comparación con otros, debido a que carecen de una variedad de características topográficas prominentes y su estructura vegetal es simple, efímera o está ausente (Maeger et al., 2012), Sin embargo, ambientes que en una determinada escala de paisaje parecen homogéneos, pueden no serlo a escalas menores (Yeager et al., 2011). La aparente homogeneidad observada a escala de paisaje de este ambiente de playas arenosas costeras en Uruguay se ve complejizada por diferentes condiciones ambientales como la energía de las olas, los vientos y el tamaño de grano del sustrato (Short, 1996; Defeo et al., 2006; Lercari & Defeo, 2006; Barboza et al., 2012) que

determinan un gradiente de playas (Defeo et al., 2006) A su vez, cada playa muestra una heterogeneidad ambiental a escala transversal quedando definidas tres zonas estudiadas: el supralitoral (playa aérea) el swash y el surf. Estas componentes de hábitat heterogéneo hacen que dichas playas funcionen diferencialmente como áreas de descanso, alimentación y reproducción para numerosas especies de aves con distintos requerimientos ecológicos (Silva Rodríguez et al., 2005; Meager et al., 2012; Berón et al., 2012). A nivel nacional Gambarotta (1985) registro 110 especies asociadas a diversas áreas costeras, 24 de las cuales se hallaban en la playa y siete en el mar. Una recopilación histórica reciente señala que 72 especies han sido documentadas en las playas arenosas del país, sin incluir las especies marinas pelágicas que ocasionalmente llegan al continente (Aldabe et al., 2006). El valor de especies de aves considerando todas las playas fue levemente menor que el estimado por el análisis CHAO 2 indicando que a nivel global el esfuerzo de muestreo fue suficiente. Esto también se observó a nivel individual en cada playa. La observación de valores de riqueza menores al teórico es esperable debido a que solo se registraron las especies haciendo uso exclusivo de la playa arenosa y no se registraron animales de paso, que pueden utilizar la playa en muy pocas ocasiones.

Las playas arenosas fueron un ambiente relevante para la avifauna ya que se observaron especies migratorias y residentes con altos valores de abundancia. Esto se refleja en la especies indicadas como tipificantes por el procedimiento SIMPER que abarcan más de la mitad de los individuos registrados siendo dos especies residentes, la gaviota cocinera *L. dominicanus* y el ostrero *H. palliatus* y dos visitantes de verano playero rabadilla blanca *C. fuscicollis* y el chorlo pampa *P.dominica*. Las especies residentes y las visitantes de verano presentaron las mayores abundancias dentro de espectro de la clasificación migratoria. Estos grupos tuvieron diferente presencia en las playas, ya que las especies residentes más abundantes se encontraron en las cinco playas estudiadas y las especies visitantes de verano principalmente se registraron en playas disipativas. Esto se refleja también en los análisis por grupo de aves. La presencia de las aves playeras es casi exclusiva en las playas disipativas y la de aves marinas en ambos tipos de playas. Esto se debe a que las aves playeras utilizan las playas principalmente como sitio de alimentación y descanso y las aves marinas principalmente como sitio de descanso alimentándose gran parte de ellas en el mar alledaño (Lafferty et al., 2013). Este uso diferencial de los grupos de aves más

abundantes en este ambiente va en consonancia con los mayores valores de riqueza y abundancia en playas disipativas. Las aves terrestres y acuáticas presentaron bajos valores de abundancia y su presencia fue ocasional en las playas. Pese a lo anterior las aves terrestres presentaron un alto valor de riqueza. Esto puede deberse a que el ambiente aledaño a la playa presenta vegetación con distintos niveles de complejidad, estructuras y desarrollo de algunas actividades humanas que consecuentemente pueden proveer hábitat de descanso, nidificación y alimentación a las aves terrestres (Blair, 1996). Playas como Santa y Aguada presentaron una cobertura y de vegetación importante siendo estas dos las playas con importantes valores de aves terrestres. Sería importante explorar el vínculo con los ambientes periféricos y como influyen sobre el ensamble de aves en la playa.

La primavera y verano presentaron importantes valores de abundancia de aves pero no se observaron diferencias significativas entre estaciones del año. Esto fue llamativo ya que las especies migratorias son un importante componente en el ensamble de playa. Un factor que pudo haber incidido es la presencia de especies migrantes más allá del espectro trimestral establecido para las estaciones anuales y que haya diluido en parte el efecto entre estaciones.

5.2 Ecología de playas arenosas

Está demostrado que la variabilidad de hábitat a múltiples escalas espaciales puede afectar la estructura de la comunidad que la habita dentro de determinados parches del hábitat, aun cuando parezcan ser homogéneos a escala de paisaje (Yeager et al., 2011). La aparente homogeneidad observada a escala de paisaje de este ambiente se ve complejizada por diferentes condiciones ambientales como la energía de las olas, la pendiente de la playa, el tamaño de grano del sustrato y el tamaño de la playa en el eje transversal (Short, 1996; Defeo et al., 2006; Lercari & Defeo, 2006; Barboza et al., 2012).

Se postuló que las playas de perfil disipativo, al proporcionar mayor espacio, un periodo de swash mayor y una mayor diversidad de invertebrados (potencial alimento para las aves), favorecerían la presencia de mayor abundancia y riqueza de aves. En las playas disipativas, las aves hicieron un mayor uso de la zona de swash que en las restantes zonas del eje transversal de la playa (supralitoral, surf). En concordancia con lo anterior se registraron en estas playas y en esta zona en

particular principalmente actividades asociadas a la alimentación, búsqueda de presas, intentos de captura de presas o desplazamientos “saltatorios” dependiendo del grupo de aves analizado. Al explorar la relación entre abundancia y riqueza de aves y las variables físicas propias de las playas se observó que un mayor ancho de supralitoral, ancho de swash y playa total (característica de playas disipativas sobre reflectivas) se relacionaron positivamente y de forma negativa con un aumento de la frecuencia (inverso del periodo) de swash asociado a las playas reflectivas sobre las disipativas. El Modelo Lineal Generalizado reafirma la importancia del swash para las aves. El ancho del swash y el sitio de muestreo explicó la mayor la variación en la abundancia de aves en las playas, mientras que swash explicó la mayor parte de la variación en la riqueza de aves. Estos resultados coinciden con los hallados en trabajos previos sobre el aumento en la diversidad de invertebrados bentónicos, alimento de gran parte de las aves del ensamble (D’Amico et al., 2004), en relación a playas con clima de swash más benignos (Defeo et al., 1992; Brazeiro, 1999; Rodil & Lastra, 2004; Lercari & Defeo, 2006).

La zona de swash tiene gran importancia como sitio de alimentación para las aves playeras (Speybroeck et al., 2008; Lafferty et al., 2013). Estas aves representaron 43% de los individuos registrados en las cinco playas durante el año de estudio mientras que las aves marinas el 35%. El swash fue utilizado en gran medida para la alimentación de aves playeras en las playas disipativas y no en las reflectivas durante el presente trabajo. Estas especies necesitan grandes cantidades de alimentos debido a su alta tasa metabólica y alto gasto de energía requerida en sus largos vuelos (Placyk & Harrington, 2004). Posiblemente una mayor abundancia y riqueza de invertebrados y un clima de swash más benigno en playas disipativas (Defeo & Gómez, 2005) determinen el patrón observado en el grupo de aves playeras.

Las playas con menor ancho del swash categorizadas como reflectivas fueron sitios utilizados principalmente para el descanso, en particular su supralitoral. La menor abundancia y riqueza registrada en el ensamble de aves en estas playas puede vincularse a lo propuesto por la hipótesis de exclusión de swash (HES) y la hipótesis de seguridad de hábitat (HSH). Según la HES la abundancia y riqueza es menor en playas reflectivas ya que menos especies tolerarían las condiciones severas del clima de swash (Defeo & Gómez, 2005). La HSH propone que swash angostos y con mayor pendiente hacen más seguros y estables el supralitoral para las especies que

allí habitan (Defeo & Gómez, 2005), pudiendo ser un sitio ideal para el descanso para las especies de aves que se alimentan en el mar (marinas, acuáticas) o sitios cercanos.

Las aves marinas realizaron un uso diferente de las regiones del eje transversal de playa que las aves playeras. El descanso fue la actividad principal en todas las playas, con excepción de Aguada. Estas aves utilizaron el swash tanto para la alimentación, como para el descanso, el surf para la alimentación y el supralitoral mayormente para descansar. El registro de actividades fue diferente posiblemente debido a que estas aves se alimentan de presas de mayor contenido energético, por lo cual no requieren de una actividad de alimentación constante a lo largo del día y reparten más equitativamente el presupuesto de tiempo entre descanso y alimentación (Becker et al., 1993; Mauco et al., 2001; Silva et al., 2001) que las playeras y pueden recorrer grandes distancias mar adentro en búsqueda de las mismas, lo cual no las hace en términos energéticos exclusivamente dependientes del intermareal (Becker et al., 1993).

Los ostreros utilizaron las zonas de playa de forma diferencial principalmente alimentándose en el swash y descansando en el supralitoral. Esta especie es un especialista de playa ya que puede realizar todo su ciclo vital en la misma (Clay et al., 2010). Busca sus presas debajo del sustrato realizando movimientos de detección con su largo pico sensitivo o visualmente sobre la superficie (Nol & Humphrey, 1994) consumiendo usualmente presas de tamaño medio (Fedrizzi, 2008). Presas disponibles en el swash de las playas uruguayas (Brown & McLachlan, 1990; Defeo et al., 1992; Speybroeck et al., 2008; Mourglia, 2013), como los bivalvos almeja amarilla (*Mesodema mactroides*), el berberecho (*Donax hanleyanus*) y el crustáceo tatucito (*Emerita brasiliensis*) forman parte sustancial de su dieta (Fredrizzi, 2008). Es de las pocas especies de playeros en la que los pichones dependen casi exclusivamente de recursos alimenticios proporcionados por los padres (Nol et al., 1984). Particularmente la especie presentó una gran abundancia en Barra y baja abundancia en Aguada sobretodo en el supralitoral. Su baja presencia en Aguada puede deberse a la ausencia de franja de dunas ocupada por una importante urbanización. La franja de dunas es el sitio elegido por la especie para nidificar y posiblemente de resguardo en la noche. En concordancia con ello, durante el año de estudio se registró la nidificación de la especie en todas las playas excepto en

Aguada. Quizás su presencia en ésta playa sea ocasional con que se desplazan parcialmente durante el día para alimentarse. Posiblemente la oferta de ambientes para reproducción puede influir sobre la dinámica de los ostreros en las playas. La particular elevada presencia en Barra de Chuy posiblemente se deba a que el sitio seleccionado por la especie debido a que presenta una importante comunidad de invertebrados, un amplio swash para descanso y un gran desarrollo dunar óptimo para la nidificación en un extenso arco de playa.

Este trabajo tuvo como objetivo contribuir a diferentes aspectos de la vida de las aves en playas arenosas. Conocer las especies que habitan el ensamble, sobre sus actividades y como utilizan la playa. También conocer como las aves se vinculan con el ambiente y en particular con diferentes tipos de playas. Todas las respuestas a estas preguntas y otras son fundamentales al momento de seleccionar sitios de interés para la conservación y / o uso económico o recreativo de ambientes. Se recomienda continuar con los estudios del ensamble de aves en playas arenosas, profundizando en la exploración de las relaciones entre la diversidad de la comunidad y otros factores abióticos. Conocer los factores que influyen en la distribución de las aves en la costa diferentes escalas, enriquece el conocimiento de la ecología en playas arenosas y provee información para generar pautas de manejo en zonas recreacionales con el objetivo de alentar potenciales esfuerzos de conservación de la fauna (Alfaro & Clara, 2007; Battisti et al, 2012).

6. CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS

Los resultados obtenidos en el estudio permitieron sustentar la hipótesis planteada:

- 1- La comunidad de aves fue más diversa (riqueza y abundancia) en las playas disipativas que en reflectivas. Playas con mayor ancho del supralitoral, del swash y playa total y mayor periodo de swash presentaron consecuentemente mayor abundancia y riqueza de aves.
- 2- Los principales grupos de aves registrados en las playas: aves playeras, marinas y el ostrero utilizaron las playas de forma diferencial, dominando la actividad de alimentación en las playas disipativas y de descanso en reflectivas si bien ambas actividades se realizaron en todas las playas.
- 3- Los principales grupos de aves registrados en las playas (playeras, marinas y el ostrero) utilizaron las zonas de playas de forma diferencial, dominando la actividad de alimentación en el swash de playas disipativas y el descanso en el supralitoral de casi todas las playas,

Pese al poco conocimiento sobre nuestra avifauna costera, se han detectado amenazas a nivel nacional y regional, las cuales se centran principalmente en actividades antrópicas como el turismo, polución, urbanización y pesca (Escalante, 1991; Rocha Sagrera, 1999; Yorio et al., 2001; Silva Rodríguez et al., 2005; Azpiroz et al., 2012). Las playas arenosas no solo proporcionan alimento a las aves, sino que también constituyen áreas de descanso y nidificación siendo estas actividades de alta relevancia para sus ciclos vitales (Silva Rodríguez et al., 2005; Bugoni & Vooren, 2005; Alfaro & Clara, 2007). Por estas razones es imprescindible profundizar el conocimiento sobre aspectos ecológicos de las aves en las playas arenosas.

Este trabajo es una de las primeras aproximaciones al estudio de comunidades de aves en playas arenosas con diferentes morfodinámica. Sería recomendable

desarrollar nuevos estudios para continuar con la puesta a prueba de la hipótesis en playas nacionales o de otros países y así contrastar con los resultados obtenidos en el presente trabajo.

Si bien se realizó un perfil de uso de suelo próximo a las playas para contextualizarlas a escala local, es importante evaluar la comunidad de aves en playas con morfodinámicas contrastantes a diversas escalas y conocer como las diferentes aproximaciones puede afectar el patrón de playas. A nivel paisaje, ponderando distintos atributos regionales (humedales, lagunas costeras y otros próximos a la playa), y a nivel local, por ejemplo el uso humano (peatones, vehículos, mascotas). El paisaje en donde se encuentra el sitio de estudio podría tener influencia sobre la presencia de algunas especies en la playas (VanDusen et al., 2012). El conocimiento de cómo se relacionan las distintas especies de aves con el ambiente y otros grupos animales, como el macrobentos, es importante y necesario para entender algunos patrones observados en este estudio y aumentar los conocimientos ecológicos de este ecosistema. En nuestro país las playas arenosas tienen una gran importancia en la temporada estival debido al alto número de turistas que las utilizan. Conocer que tipos de playas son relevantes para la fauna es importante debido a que se pueden identificar sitios claves para su conservación y sitios idóneos para el uso turístico de las mismas. El conocimiento del perfil morfodinámico complementando relevamientos rápidos de fauna puede ser una herramienta relevante para la determinación de perfiles de playa para diversos emprendimientos. Las aves son animales altamente conspicuos y por este motivo de fácil relevamiento. La presencia de una alta riqueza y abundancia de algunos grupos de aves puede ser indicador de un buen estado ambiental (Sick, 2001; Parrish et al., 2007) y esto puede ser utilizado como herramienta para relevamientos rápidos de calidad del mismo.

7. BIBLIOGRAFÍA

- Aldabe J., Jiménez S. & Lenzi J. 2006. Aves de la costa sur y este uruguaya: composición de especies en los distintos ambientes y su estado de conservación. Pp. 271-288. En: Menafrá R., Rodríguez-Gallego L., Scarabino F. & D. Conde (eds.). Bases para la conservación y manejo de la costa uruguaya, Vida Silvestre Uruguay, Montevideo. 688pp
- Aldabe J., Arballo E., Caballero-Sadi D., Claramunt S., Cravino J, & Rocca P. 2013. Aves. Pp 150-173. En: Soutullo A., Clavijo C, & Martínez-Lanfranco J. (eds.). Especies prioritarias para la conservación en Uruguay. Vertebrados, moluscos continentales y plantas vasculares, Montevideo. 222pp.
- Alfaro M. & Clara M. 2007. Assemblage of shorebirds and seabirds on Rocha Lagoon sandbar. Uruguay. *Ornitología Neotropical* 18: 421-432.
- Alonso-Paz E. & Bassagoda M. 2006. Flora y vegetación de la costa platense y atlántica uruguaya, 71-86, En: Menafrá R., Rodríguez-Gallego L., Scarabino F. & Conde D. (eds.). Bases para la conservación y manejo de la costa uruguaya. Vida Silvestre Uruguay, Montevideo. 688pp.
- Anderson J., Stephens D., & Dunbar S. 1997. Saltatory search: a theoretical analysis, *Behavioral Ecology* 8: 307-317.
- Azpiroz A. 2003. Aves del Uruguay. Lista e introducción a su biología y conservación. Aves Uruguay-GUPECA. Montevideo. 104pp.
- Azpiroz A. 2012. Aves de las Pampas y Campos de Argentina, Brasil y Uruguay. Una guía de identificación. PRESSUR, Nueva Helvecia, Uruguay. 350pp.
- Azpiroz A., Alfaro M. & Giménez S. 2012. Lista Roja de las aves del Uruguay. Una evaluación del estado de conservación de la avifauna nacional con base en los

criterios de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza. 82 pp.

Barboza R., Gómez J., Lercari D. & Defeo D. 2012. Disentangling diversity patterns in Sandy beaches along environmental gradients. PLoS ONE 7: e40468. doi:10.1371/journal.pone.0040468

Battisti C., Luiselli L. & Vignoli L. 2012. Bird assemblages in a structurally simplified Mediterranean sandy beach: and analysis at special and temporal level. Revue d Ecologie (Terre vie) 67: 63-70.

Becker P. Frank D & Sudmann S. 1993. Temporal and spatial pattern of Common Tern (*Sterna hirundo*) foraging in the Wadden Sea. Oecología 93: 389-393.

Beltzer A. 1995 .Biología alimentaria del pirincho *Guira guira* (Aves: Cuculidae) en el valle aluvial del Río Paraná medio, Argentina. Revista de Ecología Latinoamericana de Ecología 2: 13-18.

Bergamino L., Szteren D. & Lercari D. 2012 .Trophic impacts of main mammals and seabirds in the Rio de la Plata Estuary and the nearshore oceanic ecosystem, Estuaries and Coast DOI 10.1007/s 12237-012-9545-4

Bergamino L., Gomez J., Barboza F. & Lercari D. 2013. Major food web properties of two sandy beaches with contrasting morphodynamics, and effects on the stability. Aquatic Ecology 47: 253-261.

Berón P. Caballero-Sadi D., Paterlini C., Seco Pon J., García G. & Favero M. 2012. Espectro trófico de la Gaviota de Olrog (*Larus atlanticus*) en dos sitios de invernada de Argentina y Uruguay. Ornitología Neotropical 23: 83 – 83.

Bibby C. 2004. Bird diversity survey. pp 1-16. EN: Sutherland W. Newton I. & Green R. Bird ecology and conservation. 386pp.

- Blair R. 1996. Land use and avian species diversity along an urban gradient. *Ecological applications* 6: 506-519.
- Brazeiro A. 1999. Community patterns in sandy beaches of Chile: richness, composition, distribution and abundance of species. *Revista Chilena de Historia Natural* 72: 93-115.
- Brown A. & A, McLachlan. 1990. *Ecology of Sandy shores*. Elsevier, Amsterdam-328pp.
- Bugoni L. & Vooren C, 2004. Feeding ecology of the Common Tern *Sterna hirundo* in a wintering area in southern Brazil. *Ibis* 146: 438-453.
- Burnham K. & Anderson D. 2002. *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach*. Segunda edición. Springer-Verlag, New York.
- Bugoni L. & Vooren C. 2005. Distribution and abundance of six tern species in southern Brazil. *Waterbirds* 28: 110-119.
- Caballero-Sadi D. 2009. Ensamble de aves acuáticas en la desembocadura del Arroyo Carrasco, Uruguay. *Boletín de la Sociedad Zoológica del Uruguay* 18: 1-12.
- Cayuela L., Golicher D., Rey Benayas J., González-Espinosa M. & Ramírez-Marcial N. 2006. Fragmentation, disturbance and tree diversity conservation in tropical montane forests. *Journal of Applied Ecology* 43: 1172–1181.
- Cayuela L. 2014. Curso de análisis de datos en R. <http://luiscayuela.blogspot.com/>

- Celentano E. & Defeo O. 2006. Habitat harshness and morphodynamics: life history traits of the mole crab *Emerita brasiliensis* in Uruguayan sandy beaches. *Marine Biology*, 149: 1453-1461.
- Celentano E., Gutiérrez N. & Defeo O. 2010. Effect of morphodynamic and estuarine gradients on the demography and distribution of a sandy beach mole crab: implications for source sink habitat dynamics. *Marine Ecology Progress Series* 398: 193- 205.
- Chebataroff J. 1973. Introducción de los ecosistemas de bañados salinos. *Revista Uruguay de Geografía* 2: 31-41.
- Clay R., Lesterhuis A., Schulte S., Brown S., Reynolds D. & Simons T. 2010. Conservation Plan for the American Oystercatcher (*Haematopus palliatus*) throughout the Western Hemisphere. Version 1.1, Manomet Center for Conservation Sciences. Manomet, Massachusetts. 53pp.
- Colwell M, & Landrum S, 1993. Nonrandom shorebird distribution and fine-scale variation in prey abundance. *Condor* 95: 94-103
- En: Lafferty K., Rodríguez D. & Chapman A. 2013. Temporal and spatial variation in bird and human use of beaches in southern California. *SpringerPlus* 2: 38.
- Costa F., Simó M. & Aisenberg A. 2006. Composición y Ecología de la fauna epigea de Marindia (Canelones, Uruguay) con especial énfasis en las arañas: un estudio de dos años con trampas de intercepción. Pp. 427-436. En: Menafrá R., Rodríguez-Gallego L., Scarabino F. & Conde D. (eds.). Bases para la conservación y manejo de la costa uruguaya. Vida Silvestre Uruguay, Montevideo. 688pp.
- D'Amico L., Hernández M., & Bala L. 2004. Selección de presas en relación con las estrategias de forrajeo de aves migratorias en Península Valdés, Argentina. *Ornitología Neotropical* 15: 357–364.

- De Álava D. 2006. Interfase de conflictos: el sistema costero de Rocha (Uruguay). En: Menafría R., Rodríguez-Gallego L., Scarabino F., & D, Conde (eds.). Bases para la conservación y manejo de la costa uruguaya. Vida Silvestre Uruguay. Montevideo. Pp 637-650.
- Defeo O., Jaramillo E. & Lyonnet A. 1992. Community structure and intertidal zonation of the macroinfauna in the Atlantic coast of Uruguay. *Journal of Coastal Research* 8: 830–839.
- Defeo O. & Martínez G. 2003. The habitat harshness hypothesis revisited: life history of the isopod *Excirrolana braziliensis* in sandy beaches with contrasting morphodynamics, *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 83: 331-340.
- Defeo O., Lercari D. & Gómez J. 2003. The role of morphodynamics in structuring sandy beach populations and communities: what should be expected? *Journal of Coastal Research* 35: 352-362.
- Defeo O. & Gómez J. 2005. Morphodynamics and habitat safety in sandy beaches: life-history adaptations in a supralittoral amphipod. *Marine Ecology Progress Series* 293: 143–153.
- Defeo O. & McLachlan, A. 2005. Patterns, processes and regulatory mechanisms in sandy beach macrofauna: a multi-scale analysis. *Marine Ecology Progress Series* 295: 1-20.
- Defeo O., Lercari D., de Álava A., Gómez J., Martínez G., Celentano E., Lozoya J.P., Saucó S., Carrizo D. & Delgado E. 2006. Pp. 363-370. Ecología de playas arenosas de la costa uruguaya: una revisión de 25 años de investigación. En: Menafría R., Rodríguez-Gallego L., Scarabino F. & Conde D. (Eds.). Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya. Vida Silvestre Uruguay: 363-370.

- Defeo O., Horta S., Carranza A., Lercari D., de Álava A., Gómez J., Martínez G., Lozoya J. & Celentano E. 2009. Hacia un Manejo ecosistémico de pesquerías, Áreas Marinas Protegidas en Uruguay. Facultad de Ciencias-DINARA. Montevideo, 122pp.
- Del Bene D., Little V., Rossi R. & Le Bas A. 2006. Revisión preliminar de varamientos de cetáceos en la costa uruguaya de 1934 a 2005, 297-304. En: Menafra R., Rodríguez-Gallego L., Scarabino F. & D. Conde (eds). Bases para la conservación y manejo de la costa uruguaya. Vida Silvestre Uruguay. Montevideo. 688pp.
- Escalante R. 1984. Problemas de la conservación de dos especies de láridos sobre la costa atlántica de Sud América (*Larus (belcheri) atlanticus* y *Sterna maxima*), Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales “Bernardino Rivadavia” Zoología 13: 147-152.
- Escalante R. 1991. Status and conservation of seabirds breeding in Uruguay. pp. 159-164. EN: Seabirds status and conservation: a Supplement. (Croxall J. ed.) International Council for Bird Preservation. Technical Publication 11. Cambridge, UK, 308pp.
- Evans P. & Dugan P. 1984. Coastal birds: Numbers in relation to food resources. EN: Evans P.R., Goss-Custard J.D. & Hale WG (eds.). Coastal waders and wildfowl in winter. Cambridge University Press, Cambridge. pp 8–28. EN: Lafferty K., Rodríguez D. & Chapman A. 2013. Temporal and spatial variation in bird and human use of beaches in southern California. SpringerPlus 2: 38
- Favero M., Bó M., Silva Rodríguez M. & Garcíamata C. 2000. Food and feeding biology of the South American Tern during the nonbreeding season. Waterbirds 23: 125–129.
- Fedrizzi C. 2008. Distribuição, abundância e ecologia alimentaria de aves limícolas (Charadriiformes: Charadrii e Scolopaci) na zona costeira do Rio Grande do

- Sul, Brasil, PhD Thesis. Fundação Universidade Federal do Rio Grande. 151pp.
- Finkl C. 2004. Coastal classification: Systematic approaches to consider in the development of a comprehensive scheme. *Journal of Coastal Research* 20: 166-213.
- García G., Becker P. & Favero M. 2013. Intraspecific kleptoparasitism improves chick growth and reproductive output in Common Terns *Sterna hirundo*. *Ibis* 1- 10.
- Gambarotta C. 1985. Estudio comparativo de la avifauna de áreas costeras vírgenes y alteradas. *Actas de las jornadas zoológicas del Uruguay* pp 48-49.
- Gianuca A., Antunes Dias R., Debastiani V. & Duarte L. 2014. Habitat filtering influences the phylogenetic structure of avian communities across a coastal gradient in southern Brazil. *Austral Ecology* 39: 29-38.
- Gómez J. & Defeo O. 1999. Life history of the sandhopper *Pseudorchestoidea brasiliensis* (Amphipoda) in sandy beaches with contrasting morphodynamics. *Marine Ecology Progress Series* 182: 209-22.0
- Gómez Pivel M. 2006. Geomorfología y procesos erosivos en la costa atlántica uruguaya. pp. 35-43. En: Menafra R. Rodríguez-Gallego L. Scarabino F. & Conde D. (eds.). *Bases para la conservación y manejo de la costa uruguaya. Vida Silvestre Uruguay*, Montevideo. 688pp.
- Guillen J. & Díaz J. 1990. Elementos morfológicos de la zona litoral: ejemplos en El delta del Ebro. *Scientia Marina* 54: 359- 373.
- Hammer Ø. & Harper D. 2006. *Paleontological Data Analysis*, Blackwell.
- Harrison P. 1983. *Seabirds: an identification guide*. Boston, Houghton Mifflin Company. 448pp.

- Hayman P. Marchant J. & Prater T. 1991. Shorebirds, An identification guide to the waders of the world. Christopher Helm, London. 412pp.
- Hubbard D. & Dugan J. 2003. Shorebird use of an exposed sandy beach in southern California. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 58S: 41–54.
- Jaksic F. 1981. Abuse and misuse of the term guild in ecological studies. *Oikos* 37: 397-400.
- Jaksic F. & Marone L. 2006. *Ecología de comunidades*. Ediciones Universidad Católica de Chile. Segunda edición ampliada. 336 pp.
- Lafferty K. 2001. Birds at Southern California beach: seasonality, habitat use and disturbance by human activity. *Biodiversity and Conservation* 10: 1949-1962
- Lafferty K., Rodríguez D. & Chapman A. 2013. Temporal and spatial variation in bird and human use of beaches in southern California. *SpringerPlus* 2: 38
- Lercari D. & Defeo O. 2006. Large-scale diversity and abundance trends in sandy beach macrofauna along full gradients of salinity and morphodynamics. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 68: 27-35.
- López-Mendilaharsu M., Estrades A., Caraccio M., Calvo V. Hernández M & Quirici V. Biología, ecología y etología de las tortugas marinas en la zona costera uruguaya. Pp. 247-258. En: Menafra R., Rodríguez-Gallego L., Scarabino F. & D. Conde (eds.). *Bases para la conservación y manejo de la costa uruguaya*. Vida Silvestre Uruguay, Montevideo. 688pp.
- Maneyro R. & Carreira S. 2006. Herpetofauna de la costa uruguaya. pp. 233-246. En: Menafra R. Rodríguez-Gallego L. Scarabino F. & D. Conde (eds.). *Bases para la conservación y manejo de la costa uruguaya*. Vida Silvestre Uruguay, Montevideo, 688pp.

- Mauco L., Favero M. & Bó M. 2001. Food and feeding biology of the Common Tern (*Sterna hirundo*) during the nonbreeding season in Samborombón Bay, Buenos Aires, Argentina. *Waterbirds* 24: 89-96.
- Mauco L. & Favero M. 2005. Food and feeding biology of the Common Tern (*Sterna hirundo*) at wintering areas in Argentina: influence of environmental conditions, *Waterbirds* 28:450–457
- McGowan C. & Simons R. 2006. Effects of human recreation on the incubation behavior of American Oystercatchers. *The Wilson Journal of Ornithology* 118: 485-49.
- McLachlan A. 1990. Dissipative beaches and macrofauna communities on exposed intertidal sands. *Journal of Coastal Research* 6: 57–71.
- McLachlan A. 2001. Coastal beach ecosystem. EN: Mourglia V. 2013. Distribución espacio-temporal de la abundancia y riqueza de insectos en una playa arenosa de Uruguay,. Tesis de Maestría. Área Biología, sub Área Zoología. Programa de Desarrollo de Ciencias Básicas, Facultad de Ciencias-Universidad de la República, Montevideo, Uruguay. 62pp.
- McLachlan A. & Dorvlo A. 2005. Global patterns in sandy beach macrobenthic communities. *Journal of Coastal Research* 21: 674–687.
- McLachlan A. & Dorvlo A. 2007. Species area relationships for Sandy beach macrobenthos in the context of intertidal width. *Oceanologia* 49: 91-98.
- McLachlan A. & Brown A, 2006. *The ecology of sandy shores*. Academic Press, Burlington, Massachusetts. 373pp.
- Meager J., Schlacher T. & Nielsen T. 2012. Humans alter habitat selection of birds on ocean-exposed sandy beaches. *Diversity distribution* 18: 294-306.

- Morales J., Quemé J.L. & Melgar M. 2009. Manual de Uso Infostat; ejemplos de los principales métodos estadísticos utilizados en la industria cañera. España. Santa Lucía Cotz Editores. 48pp.
- Morrison G., Ross K. & Niles L. 2004. Declines in wintering populations of Red Knots in southern South America. *Condor* 106: 60-70.
- Mourglia V. 2013. Distribución espacio-temporal de la abundancia y riqueza de insectos en una playa arenosa de Uruguay. Tesis de Maestría, Área Biología, sub Área Zoología. Programa de Desarrollo de Ciencias Básicas. Facultad de Ciencias-Universidad de la República. Montevideo. Uruguay. 62pp.
- Nol E. Baker J. & Cadman M. 1984. Clutch initiation dates, clutch size, and egg size of the American Oystercatcher in Virginia. *The Auk* 101: 855-867.
- Nol E. & Humphrey C. 1994. American Oystercatcher (*Haematopus palliatus*). *The Birds of North America Online*. A. Poole (eds). Ithaca: Cornell Lab of Ornithology; Retrieved from the Birds of North America Online: <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/082> doi:10.2173/bna.82
- Panario D. & Gutiérrez O. 2006. Dinámica y fuentes de sedimentos de las playas uruguayas. pp. 21-34. En: Menafrá R. Rodríguez-Gallego L., Scarabino F. & Conde D. (eds.). Bases para la conservación y manejo de la costa uruguaya. Vida Silvestre Uruguay. Montevideo, 688pp.
- Parrish J., Bond N., Nevins H., Mantua N., Loeffel R., Peterson W., & Harvey J. 2007. Beached birds and physical forcing in the California current system. *Marine Ecology Progress Series* 352: 275-288.
- Placyk J. & Harrington A. 2004. Prey abundance and habitat use by migratory shorebirds at coastal stopovers sites in Connecticut. *Journal of Field Ornithology* 75: 223-231.

- Rocha Sagrera G. 1999. Playa Penino y la conservación de los hábitats costeros de Uruguay. *Cotinga* 11: 68-70
- Rodil I. & Lastra M. 2004. Environmental factors affecting benthic macrofauna along a gradient of intermediate sandy beaches in northern Spain. *Estuarine Coastal Shelf Science* 61: 37-44.
- Sarroca M., Alfaro M., Lenzi J., Jiménez S., Abud C. & Caballero-Sadi D. 2006. Aves de la costa de Montevideo urbano: variación espacial y estacional. EN: Menafra R., Rodríguez-Gallego L., Scarabino F. & D. Conde (eds.). Bases para la conservación y manejo de la costa uruguaya. *Vida Silvestre Uruguay*, Montevideo, Pp 457-466
- Scarabino F. 2006. Faunística y taxonomía de invertebrados bentónicos marinos y estuarinos de la costa uruguaya. 2006. Pp. 113-142. En: Menafra R. Rodríguez-Gallego L., Scarabino F. & Conde D. (eds). Bases para la conservación y manejo de la costa uruguaya. *Vida Silvestre Uruguay*, Montevideo. 688pp.
- Scarabino F., Zaffaroni J., Carranza A., Clavijo C. & Nin M. 2006. pp. 143-156. Gasterópodos marinos y estuarinos de la costa uruguaya: faunística, distribución, taxonomía y conservación, En: Menafra R. Rodríguez-Gallego L., Scarabino F. & Conde D. (eds.). Bases para la conservación y manejo de la costa uruguaya. *Vida Silvestre Uruguay*, Montevideo. 688pp.
- Scarabino F., Zaffaroni J., Clavijo C., Carranza A., & Nin M. 2006b. pp. 157-160. Bivalvos marinos y estuarinos de la costa uruguaya: faunística, distribución, taxonomía y conservación. En: Menafra R. Rodríguez-Gallego L. Scarabino F. & Conde D. (eds.). Bases para la conservación y manejo de la costa uruguaya. *Vida Silvestre Uruguay*, Montevideo. 688pp.
- Schlacher T., Nielsen T. & Weston M. 2013. Human recreations alter behavior profiles of non-breeding birds on open-coast shores. *Estuarine, coastal and shelf science* 118: 31-42.

- Short A. 1996. The role of wave height, period, slope, tide range and embaymentisation in beach classifications: a review. *Revista Chilena Historia Natural* 69: 598-604.
- Sick H. 2001. *Ornitologia brasileira*. Editora Nova Fronteira, Rio de Janeiro. 862pp.
- Silva Rodríguez M., Favero M., Berón M., Mariano-Jelicich R, & Mauco L. 2005. Ecología y conservación de aves marinas que utilizan el litoral bonaerense como área de invernada. *Hornero* 20: 111-130.
- Speybroeck J., Bonte B., Courtens W., Gheskiere T., Gootaert P., Maelfait J., Provoost S., Sabbe K., Stienen E., Van Lancker V., Van Landuyt W., Vincx M. & Degraer. S. 2008. The Belgian sandy beach ecosystem: a review, *Marine Ecology* 29: 171-185.
- VanDusen B., Fegley S. & Peterson C. 2012. Prey distribution, physical habitat features, and guild traits interact to produce contrasting shorebird assemblages among foraging patches. *PLoS ONE* 7: e52694. doi:10.1371/journal.pone.0052694
- Vaz Ferreira R. & Palerm E. 1989. Estacionalidad, reproducción, migraciones y uso de hábitat en las aves acuáticas del Uruguay. *Revista de la Facultad de Humanidades y Ciencias* 1: 1- 16.
- Walter S. Svagelj W., Trivellini M. & Quintana F. 2012. Parental Investment Theory and nest defence by Imperial Shags: effects of offspring number, offspring age, laying date and parent sex. *Ethology* 118: 251- 259.
- Yasue M. 2006. Environmental factors and spatial scale influence shorebirds responses to human disturbance. *Biological Conservation* 128:47–54.

Yeager A., Layman C. & Allgeier J. 2011. Effects of habitat heterogeneity at multiple spatial scales on fish community assembly. *Oecologia*: 1671:157-168

Yorio P., Frere E., Gandini P. & Schiavini A. 2001. Tourism and recreation at seabird breeding sites in Patagonia, Argentina: current concerns and future perspectives. *Bird Conservation International* 11: 231-245.

ANEXO I - Listado de órdenes, familias, especies, número de registros de individuos y estacionalidad de aves en las playas oceánicas.

Listado de Órdenes, Familias, Especies y número de registros de individuos en las playas oceánicas estudiadas, Playas: B (Barra), A (Aguada), S (Santa), X (Arachania) y V (Viuda), Migración (estatus migratorio según Azpiroz, 2003; 2012): R (Residente), VI (Visitante invernal), VV (Visitante Estival), RV (Residente Estival). Criterios de conservación UICN nacional según Azpiroz et al., 2012: CR (en peligro crítico), EN (en peligro), VU (vulnerable), LC (preocupación menor). * Indica prioritaria para conservación por el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP) (Aldabe et al., 2013).

Orden	Familia	Especie	Registros	Playa	Estatus	Migración	
Podicipediformes	Podicipedidae	<i>Podiceps major</i>	20	A, X	LC	R	
Sphenisciformes	Spheniscidae	<i>Spheniscus magellanicus</i>	5	B, S	NT	VI	
Suliformes	Phalacrocoracidae	<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	38	B,A, X,V	LC	R	
Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Egretta thula</i>	9	B,A	LC	R	
Cathartiformes	Cathartidae	<i>Cathartes aura</i>	7	S, X, V	LC	R	
Charadriiformes	Charadriidae	<i>Pluvialis dominica</i>	255	B	LC*	VV	
		<i>Vanellus chilensis</i>	26	B, A, S	LC	R	
		<i>Charadrius collaris</i>	12	B, A	LC	R	
		<i>Charadrius falklandicus</i>	6	B	LC*	VI	
			<i>Charadrius semipalmatus</i>	59	A, S	LC*	VV
		Haematopodidae	<i>Haematopus palliatus</i>	377	todas	LC	R
		Recurvirostridae	<i>Himantopus mexicanus</i>	7	B, A	LC	R
		Scolopacidae	<i>Limosa haemastica</i>	2	B	LC	VV
			<i>Tringa flavipes</i>	8	B, A	LC	VV
			<i>Tringa melanoleuca</i>	109	B, A, X	LC	VV
			<i>Calidris alba</i>	36	B	LC*	VV
			<i>Calidris canutus</i>	29	B	EN*	VV
			<i>Calidris fuscicollis</i>	452	B, A, X	LC*	VV
		Jacanidae	<i>Jacana jacana</i>	2	B	LC	R
	Laridae	<i>Chroicocephalus maculipennis</i>	356	todas	LC	R	

		<i>Larus atlanticus</i>	1	B	EN*	VI
		<i>Larus dominicanus</i>	237	todas	LC	R
		<i>Sternula superciliaris</i>	6	A, X	LC	R
		<i>Sterna hirundinacea</i>	12	A, S	LC*	R
		<i>Sterna trudeaui</i>	49	B,A,S, X	LC	R
		<i>Thalasseus acuflavidus</i>	69	B,S	VU*	R
		<i>Thalasseus maximus</i>	32	B, A, V	CR*	R
Columbiformes	Columbidae	<i>Columba livia</i>	15	A	NA	R
		<i>Zenaida auriculata</i>	2	A	LC	R
Falconiformes	Falconidae	<i>Caracara plancus</i>	1	Ar	LC	R
		<i>Milvago chimango</i>	7	A, S, V	LC	R
		<i>Falco sparverius</i>	1	V	LC	R
Passeriformes	Furnariidae	<i>Geositta cunicularia</i>	1	B,V	LC	R
		<i>Cinclodes fuscus</i>	3	A	LC	VI
	Tyrannidae	<i>Pitangus sulphuratus</i>	25	B,A,S, X	LC	R
		<i>Tyrannus savana</i>	5	S, V	LC	RV
		<i>Xolmis cinereus</i>	2	V	LC	R
		<i>Xolmis irupero</i>	3	B, A, X	LC	R
	Hirundinidae	<i>Progne chalybea</i>	4	A, S, V	LC	RV
		<i>Progne tapera</i>	13	A,S,X, V	LC	RV
		<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	8	A, S	LC	R
		<i>Tachycineta leucorrhoa</i>	22	A, S, V	LC	R
	Mimidae	<i>Mimus saturninus</i>	1	A	LC	R
TOTAL			2334			

ANEXO II – Tablas de los rangos de las variables físicas y biológicas en las playas según su morfodinámica. Estadísticos y diferencias significativas de los análisis entre las playas.

A) Rango de parámetros físicos tomados en las playas disipativas (dis) y reflectivas (ref), estadístico H (Kruskall-Wallis) y significancia (ds = $p < 0,05$; ns = $p > 0,05$) de la comparación entre todas las playas.

Parámetro	H	p	rango dis	rango ref
Ancho de Supralitoral (m)	164,7	ds	9,9 - 38,8	5,5 - 24,6
Ancho de Swash (m)	187,5	ds	11 - 64,7	5,5 - 39,4
Ancho total (m)	221,3	ds	33,9 - 97,9	17,9 - 56,7
Periodo (s)	89,52	ds	7,0-15,0	5,0-15,0

B) Rango de abundancia y riqueza total y por grupos en playas disipativas (dis) y reflectivas (ref), estadístico H (Kruskall-Wallis) y significancia (ds = $p < 0,05$; ns = $p > 0,05$) de la comparación entre todas las playas.

Parámetro	H	p	rango dis	rango ref
Abundancia	63,3	ds	3 - 67,7	0 - 12,3
Abundancia playeras	39,2	ds	0 - 62,7	0 - 5,3
Abundancia marinas	48,1	ds	0,3 - 46,3	0 - 11
Abundancia ostrero	45,3	ds	0 - 10,7	0 - 4,3
Abundancia acuáticas	3,2	ds	0 - 2,0	0 - 0,3
Abundancia terrestres	16,3	ds	0 - 2,0	0 - 4,3
Riqueza	54,2	ds	1,0 - 10	0 - 7,0
Riqueza playeras	42,7	ds	0 - 4,0	0 - 3,0
Riqueza marinas	38,0	ds	1,0 - 6,0	0 - 5,0
Riqueza acuáticas	2,6	ds	0 - 2,0	0 - 1,0
Riqueza terrestres	14,4	ns	0 - 3,0	0 - 5,0

C) Rango de abundancia y riqueza total por zona en el eje transversal de playa en playas disipativas (dis) y reflectivas (ref), estadístico H (Kruskall-Wallis) y significancia (ds = $p < 0,05$; ns = $p > 0,05$) de la comparación entre todas las playas.

Parámetro	H	p	rango dis	rango ref
Abundancia Supralitoral	41,3	ds	0,3 - 27,7	0 - 11,0
Abundancia Swash	73,2	ds	1,0 - 62,3	0 - 4,3
Abundancia Surf	12,1	ds	0 - 3,3	0 - 2,7
Riqueza Supralitoral	36,9	ds	1,0 - 8,0	0 - 7,0
Riqueza Swash	66,7	ds	1,0 - 8,0	0 - 3,0
Riqueza Surf	9,9	ds	0 - 2,0	0 - 3,0

D) Rango de abundancia por grupos y zona en el eje transversal de playa en playas disipativas (dis) y reflectivas (ref), estadístico H (Kruskall-Wallis), estadístico U* (Mann-Whitney) y significancia (ds = $p < 0,05$; ns = $p > 0,05$) de la comparación entre todas las playas. En el caso en el que el estadístico indique una playa indica que solo allí se observó al grupo. (-) indica que no se observó en ninguna playa el grupo o no corresponde.

Abundancia	H o U*	p	rango dis	rango ref
Playeras supralitoral	24,5	ds	0 - 15,0	0 - 5,3
Playeras swash	22,4	ds	0 - 60,3	0 - 1,7
Playeras surf	-	-	-	-
Marinas supralitoral	18,9	ds	0 - 22,3	0 - 8,3
Marinas swash	50,6	ds	0 - 23,7	0 - 2,7
Marinas surf	5,2	ns	0 - 2,3	0 - 2,7
Ostrero supralitoral	31,4	ds	0 - 6,7	0 - 3,7
Ostrero swash	41,1	ds	0 - 5,3	0 - 2,3
Ostrero surf	-	-	-	-
Acuáticas supralitoral	Aguada	-	0 - 0,7	0
Acuáticas swash	273*	ns	0 - 1,0	0
Acuáticas surf	221*	ds	0 - 1,0	0 - 0,3
Terrestres supralitoral	16,33	ds	0 - 2,0	0 - 4,3
Terrestres swash	251*	ns	0 - 0,7	0 - 0,3
Terrestres surf	-	-	-	-

E) Rango de riqueza por grupos y zona en el eje transversal de playa en playas disipativas (dis) y reflectivas (ref), estadístico H (Kruskall-Wallis), estadístico U* (Mann-Whitney) y significancia (ds = $p < 0,05$; ns = $p > 0,05$) de la comparación entre todas las playas. En el caso en el que el estadístico indique una playa indica que solo allí se observó al grupo. (-) indica que no se observó en ninguna playa el grupo o no corresponde.

Riqueza	H o U*	p	rango dis	rango ref
Playeras supralitoral	25,4	ds	0 - 4,0	0 - 3,0
Playeras swash	23,89	ds	0 - 4,0	0 - 1,0
Playeras surf	-	-	-	-
Marinas supralitoral	37,69	ds	0 - 6,0	0 - 4,0
Marinas swash	46,89	ds	0 - 5,0	0 - 2,0
Marinas surf	4,56	ns	0 - 2,0	0 - 3,0
Acuáticas supralitoral	Aguada	-	0 - 1,0	0
Acuáticas swash	288*	ns	0 - 1,0	0
Acuáticas surf	228*	ns	0 - 1,0	0 - 1,0
Terrestres supralitoral	13,64	ds	0 - 3,0	0 - 5,0
Terrestres swash	252*	ns	0 - 1,0	0 - 1,0
Terrestres surf	-	-	-	-