

**Centro de Investigación Científica y de Educación
Superior de Ensenada, Baja California**



**Maestría en Ciencias
en Ecología Marina**

**Efecto del disturbio en la densidad y actividades de aves
playeras en la Bahía de Todos Santos**

Tesis

para cubrir parcialmente los requisitos necesarios para obtener el grado de
Maestra en Ciencias

Presenta:

Abril Copalli Heredia Morales

Ensenada, Baja California, México
2019

Tesis defendida por
Abril Copalli Heredia Morales

y aprobada por el siguiente Comité

Dr. Eduardo Palacios Castro
Codirector de Tesis

Dra. Ma. Elena Solana Arellano
Codirectora de Tesis

Dra. Gisela Heckel Dziendzielewski

Dr. Mario González Escobar



Dr. Jorge Adrián Rosales Casián
Coordinador del Posgrado en Ecología Marina

Dra. Rufina Hernández Martínez
Directora de Estudios de Posgrado

Abril Copalli Heredia Morales © 2019

Queda prohibida la reproducción parcial o total de esta obra sin el permiso formal y explícito del autor y director de la tesis.

Resumen de la tesis que presenta **Abril Copalli Heredia Morales** como requisito parcial para la obtención del grado de Maestra en Ciencias en Ecología Marina.

Efecto del disturbio en la densidad y actividades de aves playeras en la Bahía de Todos Santos

Resumen aprobado por:

Dr. Eduardo Palacios Castro
Codirector de Tesis

Dra. Ma. Elena Solana Arellano
Codirectora de Tesis

La Bahía de Todos Santos fue designada en 2017 como reserva de aves playeras. Sus hábitats costeros albergan tanto especies de aves playeras residentes como migratorias de mediana y larga distancia. Las diversas actividades antropogénicas en el sitio representan fuentes potenciales de disturbio para estas aves. El disturbio humano se ha descrito como una probable causa de la disminución poblacional de especies de aves playeras en Norteamérica. Para la conservación y manejo de los sitios que usan las aves playeras es necesario realizar una caracterización y un diagnóstico del disturbio humano. La Bahía de Todos Santos resultó un sitio ideal, por su heterogeneidad de hábitats y actividades antropogénicas, para cuantificar el disturbio y analizar su efecto sobre la densidad de aves playeras y su actividad de alimentación. La respuesta al disturbio puede variar interespecíficamente por lo que se buscó identificar un patrón de respuesta entre tres grupos de tamaño: grandes, medianas, y pequeñas. Entre julio 2016 a abril 2017, se realizaron censos quincenales de aves playeras y se cuantificó el disturbio en 16 unidades de muestreo que incluyeron los hábitats más importantes para las aves playeras en el sitio. El efecto del disturbio sobre la densidad de aves playeras y actividades se modeló mediante asociaciones entre un índice de disturbio categorizado en bajo, moderado y alto, variables del hábitat y el número de aves playeras. El tamaño del ave moduló el efecto del disturbio sobre el número de aves playeras y su actividad de alimentación. El número y actividad de alimentación de especies de tamaño pequeño disminuyó bajo escenarios de disturbio bajo a moderado. Por otro lado, un disturbio bajo a moderado condujo a un incremento de aves medianas. A pesar de esta influencia, al analizar todas las aves sin considerar el tamaño o bien, analizando el efecto sobre las aves de tamaño grande, apreciamos una tendencia de las aves a permanecer en los sitios con disturbio. También identificamos diferentes afinidades de las especies de aves playeras con los hábitats costeros de la Bahía de Todos Santos.

Palabras clave: ave playera, disturbio humano, Bahía de Todos Santos

Abstract of the thesis presented by **Abril Copalli Heredia Morales** as a partial requirement to obtain the Master of Science degree in Marine Ecology.

Effect of disturbance on shorebirds density and activities in Todos Santos Bay

Abstract approved by:

Dr. Eduardo Palacios Castro
Thesis Codirector

Dra. Ma. Elena Solana Arellano
Thesis Codirector

Todos Santos Bay was designated in 2017 as a shorebird reserve. Its coastal habitats support both resident and medium- and long-distance migratory shorebird species. The wide array of anthropogenic activities in the area present potential sources of disturbance for shorebirds. Human disturbance has been identified as a probable cause of reduction in shorebird populations in North America. Characterization and evaluation of human disturbance in shorebird habitat is a necessary part of their conservation and management. Due to the diversity of habitats and human activities in the area, Todos Santos Bay was an ideal site for quantifying the impacts of human activity on shorebird density and feeding activity. Response to disturbance can vary from species to species, therefore attempts were made to classify disturbance response within three shorebird size classes; small, medium, and large. Between July 2016 and April 2017, biweekly shorebird censuses were performed and disturbance was quantified within 16 units which included the most critical shorebird habitat in the area. The effects of disturbance on shorebirds number and feeding activity were modeled by predictor variables including habitat features and a disturbance index classified as low, moderate and high disturbance levels. Shorebird size influenced the response of shorebirds on both number and feeding activity. Small sized shorebirds number and their feeding activity decreased with low and moderate disturbance scenarios. This same level of disturbance increased the number of medium sized shorebirds. Despite these situations, through the analysis of all shorebirds without regard for size or only large sized shorebirds, we observed a tendency for shorebirds to remain despite of disturbance. We also identified differential preferences between shorebirds to the coastal habitats of Todos Santos Bay.

Keywords: shorebirds, human disturbance, Todos Santos Bay

Dedicatoria

Para mi familia

Agradecimientos

CICESE y el Posgrado de Ecología Marina por darme la oportunidad de realizar mis estudios de maestría y el apoyo para concluirlos satisfactoriamente

CONACYT por el apoyo financiero otorgado a través de la beca con número de registro 615242 durante el periodo 2016-2018 para desarrollar mis estudios y concluir mi posgrado.

Dr. Eduardo Palacios por haberme aceptado en su grupo de trabajo y desde un principio brindarme todo el apoyo, la confianza y la motivación a lo largo de este proceso.

Dra. Elena Sola por aceptar codirigir esta tesis, brindarme todo su apoyo, su dedicación y paciencia hasta concluir este proyecto.

Dra. Gisela Heckel y Dr. Mario González por formar parte de mi comité.

CICESE-ULP por recibirme en sus instalaciones y todo su apoyo durante mi estancia en La Paz. Especialmente a Lucía Alfaro y Miguel Cosío por su agradable compañía.

Este trabajo no hubiera sido posible sin el financiamiento otorgado por el proyecto: Migratory Shorebird Project, con apoyo del US-Forest Service International Program.

Terra Peninsular A.C. por la constante colaboración a lo largo de la realización de este estudio y por el invaluable esfuerzo para lograr que la Bahía de Todos Santos se decretara sitio RHRAP.

Javier Girón por su dedicación y agradable compañía durante la realización de todos los censos de aves playeras.

M.C. Francisco Castañeda y M.C. Juan Manuel Galaviz por su apoyo en los análisis estadísticos.

Michel Early y Luz María Martínez por ayudarme a resolver dudas durante el proceso de análisis y por sus puntos de vista.

Matthew Reiter por las observaciones realizadas en los análisis estadísticos.

Dra. Claudia Leyva por sus comentarios sobre este trabajo y su invaluable conocimiento sobre los aspectos ecológicos y sociales de Ensenada.

Tabla de contenido

	Página
Resumen en español.....	ii
Resumen en inglés.....	iii
Dedicatorias.....	iv
Agradecimientos.....	v
Lista de figuras.....	viii
Lista de tablas.....	ix
Capítulo 1. Introducción.....	1
1.1 Antecedentes.....	3
1.1.1 Aves playeras y sus migraciones.....	3
1.1.2 Disturbio.....	4
1.1.3 Costos del disturbio.....	5
1.1.4 Tamaño y respuesta ante el disturbio.....	7
1.2 Justificación.....	7
1.3 Hipótesis.....	7
1.4 Objetivos.....	8
1.4.1 Objetivo general	8
1.4.2 Objetivos específicos.....	8
Capítulo 2. Metodología	
2.1 Área de estudio	9
2.2 Unidades de muestreo.....	10
2.3 Trabajo de campo.....	11
2.3.1 Datos ambientales.....	13
2.3.2 Datos del hábitat.....	13
2.3.3 Censo de aves playeras.....	14
2.3.4 Datos de disturbio.....	14
2.2 Análisis de datos.....	15
2.4.1 Densidad de aves playeras.....	15
2.4.2 Cuantificación del disturbio.....	16
2.4.3 Relación entre las variables ambientales y el grado de disturbio.....	17

2.4.4 Efecto del disturbio sobre la densidad de aves playeras.....	18
2.4.5 Descripción y selección de modelos.....	18
2.4.6 Efecto del disturbio sobre las actividades de aves playeras.....	19
2.4.7 Respuesta de las aves playeras de acuerdo a su tamaño	20
Capítulo 3. Resultados	
3.1 Abundancia y densidad de aves playeras.....	21
3.2 Relación de las variables ambientales y el grado de disturbio.....	24
3.3 Efecto del disturbio sobre la densidad de aves playeras.....	30
3.3.1 Agentes de disturbio.....	30
3.3.2 Selección de los modelos.....	31
3.3.3 Efecto del disturbio en todas las aves.....	31
3.3.4 Efecto del disturbio en las aves grandes.....	32
3.3.5 Efecto del disturbio en las aves medianas.....	32
3.3.6 Efecto del disturbio en las aves pequeñas.....	32
3.4 Efecto del disturbio sobre la actividad de alimentación.....	35
3.4.1 Selección de los modelos.....	35
3.4.2 Efecto del disturbio en todas las aves.....	35
3.4.3 Efecto del disturbio en las aves grandes.....	35
3.4.4 Efecto del disturbio en las aves medianas.....	36
3.4.5 Efecto del disturbio en las aves pequeñas.....	36
3.5 Variación en la respuesta entre tamaños.....	38
Capítulo 4. Discusión	
4.1 Relación entre las variables ambientales y el disturbio.....	40
4.2 Efecto de disturbio sobre la densidad de aves playeras.....	40
4.3 Efecto del disturbio sobre la actividad de alimentación.....	42
4.4 Variación en la respuesta al disturbio.....	44
Capítulo 5. Conclusiones.....	46
Literatura citada.....	47
Anexos.....	55

Lista de figuras

Figura		Página
1	Ubicación de la Bahía de Todos Santos.....	11
2	Número total de registros de cada especie de ave playeras en BTS.....	23
3	Densidad promedio (\pm D.E.) de aves playeras en otoño, invierno y primavera	23
4	Conteo promedio (\pm D.E.) de aves playeras en otoño, invierno y primavera	24
5	Afectación de variables ambientales sobre el grado de disturbio en unidad 1.....	25
6	Afectación de variables ambientales sobre el grado de disturbio en unidad 7.....	26
7	Afectación de variables ambientales sobre el grado de disturbio en unidad 12.....	27
8	Valores predichos por el modelo para la unidad 1.....	28
9	Valores predichos por el modelo para la unidad 7.....	29
10	Valores predichos por el modelo para la unidad 12.....	29
11	Proporción de los agentes de disturbio antropogénico y natural en BTS.....	31
12	Distancia (m) estimada de inicio de vuelo de evasión de cada tamaño de ave playera...	38

Lista de tablas

Tabla		Página
1	Unidades de muestreo en BTS, tipo de hábitat y superficie (ha).....	12
2	Familias y especies de aves playeras registradas en BTS.....	22
3	Resumen de los modelos lineales generalizados de la relación entre las variables ambientales y el grado de disturbio.....	28
4	Agentes de disturbio y la cantidad total de cada agente asociada a eventos de disturbio.....	30
5	Resultados de los modelos lineales generalizados mixtos para el conteo de todas las aves, aves grandes, aves medianas y aves pequeñas.....	33
6	Variables predictoras y parámetros de los modelos seleccionados para el conteo de todas las aves, aves grandes, medianas y pequeñas.....	34
7	Resultados de los modelos lineales generalizados mixtos para la alimentación de todas las aves, aves grandes, aves medianas y aves pequeñas.....	36
8	Variables predictoras y parámetros de los modelos seleccionados para la alimentación de todas las aves, aves grandes, medianas y pequeñas.....	37

Capítulo 1. Introducción

Las aves playeras (orden: Charadriiformes) conforman un grupo muy diverso. Las familias representativas en Norteamérica son: Scolopacidae (zarapitos, picopandos, playeros, falaropos y semejantes), Charadriidae (chorlos), Recurvirostridae (avocetas y monjita) y Haematopodidae (ostreros), siendo las dos primeras las que incluyen el mayor número de las especies migratorias a nivel mundial (BirdLife International, 2017). De las 51 especies que se reproducen en Norteamérica (incluyendo el zarapito boreal, *Numenius borealis*, probablemente ya extinto) (Andres et al., 2012; IUCN, 2018), 84% son especies migratorias neotropicales (USFWS, 2015), las cuales se distribuyen en sistemas subtropicales, tropicales y templados de México, Centro y Sudamérica, durante la temporada no reproductora. Antes del inicio de la temporada reproductora comienzan el viaje de migración hacia regiones árticas, boreales y templadas del hemisferio norte para llevar a cabo actividades de reproducción y crianza.

Los hábitats costeros que las aves playeras usan durante la temporada no reproductora se encuentran impactados por diversas fuentes de desarrollo antropogénico, desde industria y construcción residencial hasta las actividades recreativas humanas, las cuales causan interacciones entre el humano y las aves que tienen el potencial de causar disturbio. El disturbio antropogénico tiene el potencial de alterar la distribución y el comportamiento de las aves (Madsen, 1995; Colwell, 2010; Albores-Barajas y Soldatini, 2011), representa también, una forma de degradación de los hábitats (Colwell, 2010) y puede reducir la capacidad de carga de los mismos (Burton et al., 2002; Weston et al., 2012).

En América, se han detectado disminuciones significativas en nueve de 30 especies de aves playeras, particularmente en la región del Atlántico norte (Bart et al., 2007) y actualmente el 72% de 57 taxones (ej. subespecies), se enlistan con prioridad de conservación en Norteamérica (U.S. Shorebird Conservation Plan Partnership, 2016). Las causas de esta disminución continúan siendo desconocidas, pero se plantean como factores potenciales el cambio climático, la pérdida y degradación de los hábitats, la contaminación, la evasión de depredadores y el disturbio humano (Butler et al., 2004).

Se considera que la respuesta de las aves ante los estímulos causados por el disturbio humano es similar a la que causa un depredador (Frid y Dill, 2002). La reacción ante el riesgo percibido, además, desvía tiempo de otras actividades esenciales tales como el cuidado parental y la alimentación (Frid y Dill, 2002). La actividad antropogénica ocasiona que las aves se desplacen de sus sitios de preferencia (Burger, 1994; Burger et al., 2004) y reduce notablemente su abundancia (Pfister et al., 1992; Tarr et al., 2010). Además,

el aumento en el uso de hábitats costeros para actividades recreativas (ej. pasear perros sin correa, uso de vehículos todo terreno), reduce la cantidad y calidad del hábitat disponible para las aves playeras.

Así mismo, las aves interrumpen actividades vitales como la alimentación y el descanso por responder con conductas de alerta y evasión ante las amenazas (Burger y Gochfeld, 1991; Burger, 1994; Yasué, 2005; Schlacher et al., 2013; Martín et al., 2015).

Lo anterior resulta ser muy importante en el contexto de la migración de las aves playeras, pues éstas cuentan con un itinerario limitado en tiempo previsible y hacia determinados sitios para descansar y reabastecerse de energía a lo largo de las rutas de migración. La restricción en la adquisición del alimento en los sitios de descanso, la influencia de la depredación y el disturbio son algunos de los factores limitantes para las poblaciones migratorias (Newton, 2006). Los factores que operan en los sitios de invernada o durante la migración pueden afectar el éxito reproductivo o la supervivencia de los individuos en los sitios de reproducción, o viceversa (Newton, 2004). Cuando la condición corporal de los individuos no es la óptima para completar el proceso migratorio, se puede conducir a impactos negativos sobre la supervivencia y el éxito reproductivo y con ello a dramáticas declinaciones poblacionales, como fue el caso del playero rojizo (*Calidris canutus rufa*) (Baker et al., 2004; Morrison et al., 2004).

La respuesta de las aves ante el disturbio ha sido variable y puede variar con el tamaño de éstas (Blumstein et al., 2005). Por ejemplo, las distancias de inicio de vuelo de evasión tienden a ser mayores en especies de mayor tamaño (Koch y Paton, 2014; Collop et al., 2016). En este estudio, se busca identificar también un patrón de respuesta que distinga a las aves por sus grupos de tamaño: especies grandes (ej. *Limosa fedoa*); medianas (ej. *Tringa semipalmata*); y pequeñas (ej. *Calidris mauri*).

La migración es un proceso energéticamente costoso y el disturbio podría exacerbar los gastos energéticos si las aves no cuentan con oportunidades para reabastecerse. Teóricamente, el costo del disturbio sobre los individuos varía conforme a la disponibilidad de hábitat alternativo a donde moverse para continuar sus actividades (Gill et al., 2001a). Con el incremento de la población humana en las costas y sobre todo de las actividades recreativas en las playas el problema del disturbio humano para las aves playeras tenderá a aumentar, por lo que se requiere de una evaluación que permita realizar recomendaciones de un manejo que beneficie tanto la conservación de las aves playeras como sus hábitats. En este estudio se evaluó el efecto del disturbio humano sobre el número de aves playeras y las actividades que realizan en diferentes sitios de la Bahía de Todos Santos ubicada en la península de Baja California, México.

1.1 Antecedentes

1.1.1. Aves playeras y sus migraciones

Las aves playeras realizan dos movimientos migratorios en un año: hacia el sur en otoño para llegar a sus áreas de invernada; y hacia el norte en primavera para la temporada reproductora. La migración es un proceso que demanda mucha energía. Las reservas energéticas se acumulan en forma de grasa corporal, la cual será el combustible para sustentar los vuelos. Las especies aumentan su tasa de alimentación durante periodos previos al viaje de migración. Por ejemplo, el playero rojizo (*Calidris canutus rufa*) necesita reabastecerse durante un periodo de 19-22 días en la Bahía de Delaware para alcanzar su masa máxima de 180-220 g con una tasa promedio de incremento de masa de 4.6 g por día (Piersma et al., 2005). Incluso, durante el periodo premigratorio, algunas especies como la costurera *Limosa lapponica*, experimentan una reducción de órganos internos para disminuir el peso durante el vuelo (Landys-Ciannelli et al., 2003).

Se han descrito cuatro corredores de migración de aves en Norteamérica: el Atlántico, el Central, el del Misisipi y el del Pacífico (National Audubon Society, 2018). Estos corredores representan rutas específicas que se extienden por el continente y que abarcan toda el área que las aves usan como sitios de reproducción, de invernada y de apostadero donde descansan y se reabastecen de energía para completar el viaje migratorio. Los sitios de apostadero funcionan como eslabones de una cadena que conecta el corredor (Kirby et al., 2008) y de perderse o degradarse alguno de estos sitios clave, toda la cadena de migración se perdería (Myers, 1983). En los sitios de apostadero se puede llegar a concentrar hasta el 80% de la población de algunas especies (Brown et al., 2001). Esto implica un incremento en el riesgo de extinción de la especie si alguno de estos sitios se degradara (Palacios, 2013).

En la región noroeste del Corredor Migratorio del Pacífico en México, se encuentran importantes humedales que concentran grandes números de aves playeras (Palacios et al., 1991; Page et al., 1997; Engilis et al., 1998; Carmona et al., 2004). Se estima que en México se ha perdido hasta un 62% de los humedales, con una importante disminución y degradación en regiones del noroeste (Landgrave y Moreno-Casasola, 2012). El disturbio humano puede exacerbar la degradación de estos hábitats pues cambia la configuración, la disponibilidad y la calidad de éstos, restringiendo el uso para la alimentación y descanso de las aves playeras (Brown et al., 2001).

1.1.2 Disturbio

Fox y Madsen (1997) definieron disturbio como cualquier actividad inducida por el hombre que constituya un estímulo suficiente para interrumpir las actividades normales o la distribución de las aves acuáticas en comparación con una situación sin tal actividad. El estímulo del disturbio humano es equivalente al riesgo de depredación y la respuesta es una evasión del depredador (Frid y Dill, 2002).

El disturbio se caracteriza por el tipo (agente causante), la intensidad (velocidad o decibeles) y la duración (Hockin et al., 1992; Colwell, 2010). Hockin et al. (1992) categorizó el disturbio humano por su nivel y frecuencia de acuerdo con el posible efecto asociado en las aves a lo largo de un gradiente con dos extremos: un disturbio pasivo de nivel bajo representado por una planta industrial sin aparente presencia de personas durante el cual las aves podrían incluso llegar a habituarse y un disturbio activo de nivel alto representado por el sonido continuo de motores de lanchas, disparos o movimiento de personas caminando durante el cual las aves son desplazadas frecuentemente.

Al parecer las aves son más susceptibles a estímulos muy sonoros o movimientos veloces (Colwell, 2010). En Plymouth, Massachusetts, el aumento del disturbio por el tráfico vehicular en la playa, disminuyó la abundancia de las aves playeras invernantes; el playero *Calidris canutus* y el costurero *Limnodromus griseus* prácticamente abandonaron el área, mientras que otras reubicaron los sitios de descanso, probablemente evadiendo las áreas con mayor disturbio (Pfister et al., 1992). El tráfico vehicular en las playas, por otro lado, ha ocasionado que las aves se encuentren constantemente evadiendo el disturbio (Tarr et al., 2010; Meager et al., 2012; Schlacher et al., 2013). En otros estudios, se documentó que el disturbio por avionetas y helicópteros (Smit y Visser, 1993) así como perros sin correa paseando en las playas (Lafferty, 2001) son particularmente perturbadores. Mantener a un perro con correa redujo tanto la probabilidad de perturbación como el número de aves perturbadas (Lafferty, 2001).

El disturbio continuo ocasionado durante la construcción de una represa en una planicie intermareal de la bahía de Cardiff, Reino Unido, causó una disminución significativa en la densidad del ostrero *Haematopus ostralegus*, el zarapito *Numenius arquata*, los playeros *Calidris alpina*, *Tringa totanus* y el pato *Anas crecca* que se alimentan en el sitio (Burton et al., 2002). Los niveles de disturbio que las actividades humanas causan en sitios de alimentación de aves playeras podrían variar entre tipos de hábitat y la dificultad de acceso a los sitios. Goss-Custard y Verboven (1993) encontraron que la distribución y densidad de aves no se afectó por actividades como caminatas, paseo de perros y recolecta manual de moluscos y notaron que por un lado no todos los hábitats resultan atractivos para las personas y por otro, el tiempo de mayor

actividad de personas no coincidió con el pico de alimentación de las aves. No obstante, Navedo y Masero (2007) encontraron que el tiempo de alimentación del zarapito disminuyó significativamente con una densidad promedio de al menos 0.56 personas por 10 ha, lo cual, los autores tradujeron en 14 minutos perdidos de los 360 minutos con los que cuentan para dicha actividad durante la marea baja.

Las actividades de alimentación o descanso son interrumpidas por reacciones de comportamiento de alerta o evasión mediante el vuelo. El tiempo de alimentación del playero blanco (*Calidris alba*) fue menor ante un mayor número de personas entre 10 y 100 metros de distancia (Burger y Gochfeld, 1991). Una mayor densidad de personas en la playa, redujo también la tasa de alimentación del chorlito semipalmado (*Charadrius semipalmatus*) (Yasué, 2005) y el chorlito melódico (*Charadrius melodus*) (Burger, 1991; 1994). También con menos afluencia de personas en la Playa Los Lances, España, el chorlito patinegro (*Charadrius alexandrinus*) invirtió más tiempo en actividades de alimentación, acicalamiento y descanso (Martín et al., 2015).

El efecto del disturbio sobre las actividades de anidación ha sido estudiado particularmente en especies que se encuentran en estatus prioritario de conservación internacional. En las costas del Atlántico en Norteamérica, se ha documentado que al incrementar el número de personas cercanas a los chorlitos melódicos (*Charadrius melodus*), el tiempo dedicado a actividades de alimentación disminuyó tanto para las parejas como para las crías, al estar activamente alertas ante las amenazas (Burger, 1991). Durante el periodo de crianza del chorlito dorado europeo (*Pluvialis apricaria*) en el Parque Nacional Distrito de los Picos, Inglaterra, Finney et al. (2005) documentaron que las parejas evadieron los 200 metros adyacentes al sendero peatonal no bien marcado por lo que los visitantes caminaron dispersos por el área, mientras que evadió sólo 50 m una vez que los peatones se limitaron a caminar por el sendero reconstruido. El chorlito nevado del Pacífico (*Charadrius nivosus nivosus*) comenzó a anidar en la reserva de Coal Point, California después de tomar medidas de control de acceso, con lo que la tasa de disturbio humano se redujo a más de la mitad (Lafferty et al., 2006).

1.1.3. Costos del disturbio

El disturbio puede llegar a tener un impacto poblacional en las especies si ocurren alteraciones en la adecuación ecológica (i.e., supervivencia o éxito reproductivo). Madsen (1995) documentó la relación del disturbio humano hacia el ganso piquicorto (*Anser brachyrhynchus*) en los campos de cultivo de donde

fueron asustados continuamente por los granjeros en un sitio de reabastecimiento en Noruega. Esto ocasionó que los gansos tuvieran menos oportunidad de acumular reservas, lo cual se reflejó en un perfil abdominal sin aumento en comparación con los individuos de las áreas sin disturbio. Además, de las 42 parejas que ocuparon los sitios con disturbio, sólo 7 se reprodujeron exitosamente.

La evasión del disturbio por medio del vuelo conlleva gastos energéticos importantes (Weston et al., 2012). Estos gastos podrían exacerbarse durante condiciones atmosféricas adversas y periodos cuando las demandas energéticas son altas, por ejemplo, previo a los movimientos migratorios (Davidson y Rothwell, 1993; Burger et al., 2004). Durante un invierno con presas abundantes y tiempo templado, la mortalidad del ostrero *H. ostralegus* comenzó a incrementar con un umbral de 0.5-0.6 disturbios/hora luz ya sea por personas o por el sobre vuelo de aves rapaces, pero cuando la temperatura y la disponibilidad de presas bajaron, el umbral crítico también se redujo a 0.2-0.3 disturbios/hora luz (Goss-Custard et al., 2006).

El alcance de los costos del disturbio humano podría variar de acuerdo a la disponibilidad y calidad de sitios alternativos a dónde moverse (Gill et al., 2001a). De esta manera, el gasto energético aplicado en la evasión podría compensarse en sitios de alimentación o descanso adyacentes o bien, con modificaciones en la rutina de forrajeo. Por ejemplo, el playero blanco (*Calidris alba*) extendió su actividad de alimentación durante la noche, posiblemente evadiendo las horas de mayor actividad humana (Burger y Gochfeld, 1991). El número de varias especies de patos incrementó notablemente en refugios alternos ubicados dentro de áreas que se usan tradicionalmente para la cacería (Madsen, 1995).

El disturbio humano puede estar presente en cualquier sitio durante el ciclo de migración de las aves y degrada la calidad de los hábitats. Bajo el modelo de Norris (2005), las poblaciones podrían experimentar reducciones en la producción per cápita en los territorios de reproducción como resultado de haber ocupado los hábitats de menor calidad en invierno. Se ha documentado que los individuos de picopando colinegro (*Limosa limosa islandica*) que ocuparon un hábitat de calidad con una mayor tasa de adquisición de presas durante el invierno en estuarios del Reino Unido, arribaron más temprano a los territorios de reproducción en Islandia y obtuvieron también los territorios de mayor calidad (Gill et al., 2001b).

1.1.4. Tamaño y respuestas ante el disturbio

Se ha documentado que la respuesta de las aves ante el disturbio varía con el tamaño de las especies. Las especies de mayor tamaño han mostrado una conducta de alerta o evasión de las amenazas a una mayor distancia en comparación con aves de menor tamaño (Blumstein et al., 2005; Collop et al., 2016). Además, se ha registrado que especies de mayor tamaño como *Numenius*, *Limosa* y *Haematopus* mantuvieron el vuelo por más tiempo y perdieron mayor tiempo de alimentación en comparación con aves pequeñas como *Calidris* y *Charadrius* (Collop et al., 2016). Koch y Paton (2014) documentaron que las aves playeras pequeñas corrieron una distancia < 7 m antes de levantar el vuelo, mientras que las aves grandes corrieron de 15 a 34 m previo al vuelo.

1.2 Justificación

La Bahía de Todos Santos es un sitio importante del corredor migratorio del Pacífico, y por eso ha sido designado como una reserva para aves playeras del hemisferio occidental. La bahía ofrece un mosaico de hábitats con diferentes grados de desarrollo costero y un aparente gradiente de disturbio antropogénico. Este gradiente brinda la oportunidad de examinar el efecto del disturbio humano en la densidad y actividades de alimentación de las aves playeras que usan estos hábitats durante la temporada no-reproductora, la cual incluye periodos migratorios durante otoño y primavera. A la fecha, no se han desarrollado trabajos que exploren el efecto del disturbio sobre las aves playeras en la Bahía de Todos Santos. La evaluación del disturbio en las aves playeras es indispensable para implementar acciones de manejo y dar seguimiento a estrategias de conservación y manejo tanto de las aves playeras como de sus hábitats.

1.3 Hipótesis

El disturbio conduce a un impacto negativo sobre las poblaciones de aves playeras invernantes en el área de estudio. Niveles altos de disturbio se relacionan con una baja densidad de aves y con decrementos en la actividad de alimentación. El tamaño de las aves influye en la respuesta ante los estímulos de disturbio.

1.4 Objetivos

1.4.1 Objetivo general

Analizar los efectos del disturbio en la densidad y actividades de las aves playeras en la Bahía de Todos Santos y examinar el papel del tamaño de las aves en la respuesta ante el disturbio.

1.4.2 Objetivos específicos

- Evaluar el efecto del disturbio en la densidad de aves playeras en la Bahía de Todos Santos.
- Analizar el efecto del disturbio sobre las actividades de alimentación de las aves playeras.
- Examinar el efecto del tamaño en las respuestas al disturbio entre aves playeras pequeñas, medianas y grandes.

Capítulo 2. Metodología

2.1 Área de estudio

La Bahía de Todos Santos está ubicada en la costa noroeste de la península de Baja California, México. Los límites naturales de la bahía son Punta San Miguel al norte (31° 54' N, 116° 43' O) y la península de Punta Banda al sur (31° 42' N, 116° 38' O). La parte terrestre pertenece a la ecorregión Mediterránea o Provincia Florística de California, definida por matorral costero, donde una precipitación de 250 a 380 mm y las nieblas ocurren durante el invierno (González-Abraham et al., 2010).

La costa norte de la bahía es rocosa, producto de la erosión y retroceso de los cantiles locales (Cruz-Colín, 1997). Aquí corren dos arroyos principales, el San Miguel, cuyo tributario es el arroyo El Carmen, y que forma un pequeño humedal con bocana de tipo cerrado (Rivera, 2006) y El Sauzal, cuyo final del cauce desemboca dentro del puerto pesquero del mismo nombre. El segundo puerto es el de Ensenada, ubicado dentro de esta ciudad. La ciudad de Ensenada concentra alrededor del 65 % de la población total del municipio del mismo nombre (Portal Gobierno de Baja California, 2015) que es de 486,639 habitantes (INEGI, 2015).

Al finalizar la rada portuaria del Puerto de Ensenada, se encuentra la desembocadura del arroyo El Gallo, la cual ya ha sido fuente de contaminación bacteriana (Orozco y Gutiérrez-Galindo, 1983). Aquí mismo inicia un tramo de playa arenosa de 5.5 km de largo, cuyas primeras porciones han sido consideradas en deterioro y con una gran presión por el tráfico de motocicletas y otros vehículos, así como personas (Rosas et al., 2013). En esta playa, separado por un cordón de dunas se ubica la Lagunita El Ciprés, un pequeño humedal de agua dulce ahora único en su tipo en la ciudad (Anda-Martín et al., 2013) y cuyos llanos adyacentes pueden inundarse dependiendo de la precipitación pluvial durante el invierno.

Al sur de la ciudad de Ensenada se ubica el Valle de Maneadero, el cual es irrigado por el acuífero Maneadero y en donde se mantiene la agricultura como el uso principal en una extensión parcelada de 4,200 ha (Secretaría de Fomento Agropecuario, 2015). En este valle, los cauces de los arroyos San Carlos y Las Ánimas corren en dirección este-oeste y desembocan en el estero de Punta Banda. Éste es una laguna costera de 7 km de longitud, cuyas planicies lodosas pueden cubrir un área de 4.87 km² en baja mar extraordinaria (Palacios et al., 1991). El estero se separa del mar por una barra arenosa de 7 km de longitud y dunas costeras. El área cuenta con desarrollo habitacional y tanto el estero como la playa son utilizados

para actividades recreativas. El estero de Punta Banda se decretó sitio RAMSAR en febrero de 2006 (Ramsar, 2006). Durante el proceso de este trabajo, la Bahía Todos Santos fue designada Sitio de Importancia Regional por la Red Hemisférica de Reservas para Aves Playeras (RHRAP) (WHSRN, 2009) en septiembre 2017. El sitio es de importancia para la población del Pacífico de chorlito nevado (*Charadrius nivosus nivosus*), especie amenazada en México y Estados Unidos, así como para el playero rojizo (*Calidris canutus roselaari*), especie migratoria en peligro de extinción en México. También, recibe números importantes del picopando canelo (*Limosa fedoa*) y el playero pihuihuí (*Tringa semipalmata inornatus*).

2.2 Unidades de muestreo

Se definió como unidad de muestreo el área del polígono dentro del cual se censó el número de aves playeras y el disturbio. Se establecieron 16 unidades de muestreo (Figura 1) que abarcan desde el humedal San Miguel en el norte de la bahía hasta el estero de Punta Banda en el sur. El área total de las unidades varió de 0.43 a 72.96 ha (19.79 ± 21.30). En las unidades quedaron representados hábitats que usan las aves playeras. El tipo de hábitat se determinó con base en el hábitat dominante que ocupe al menos el 40% del área total de la unidad (Tabla 1).

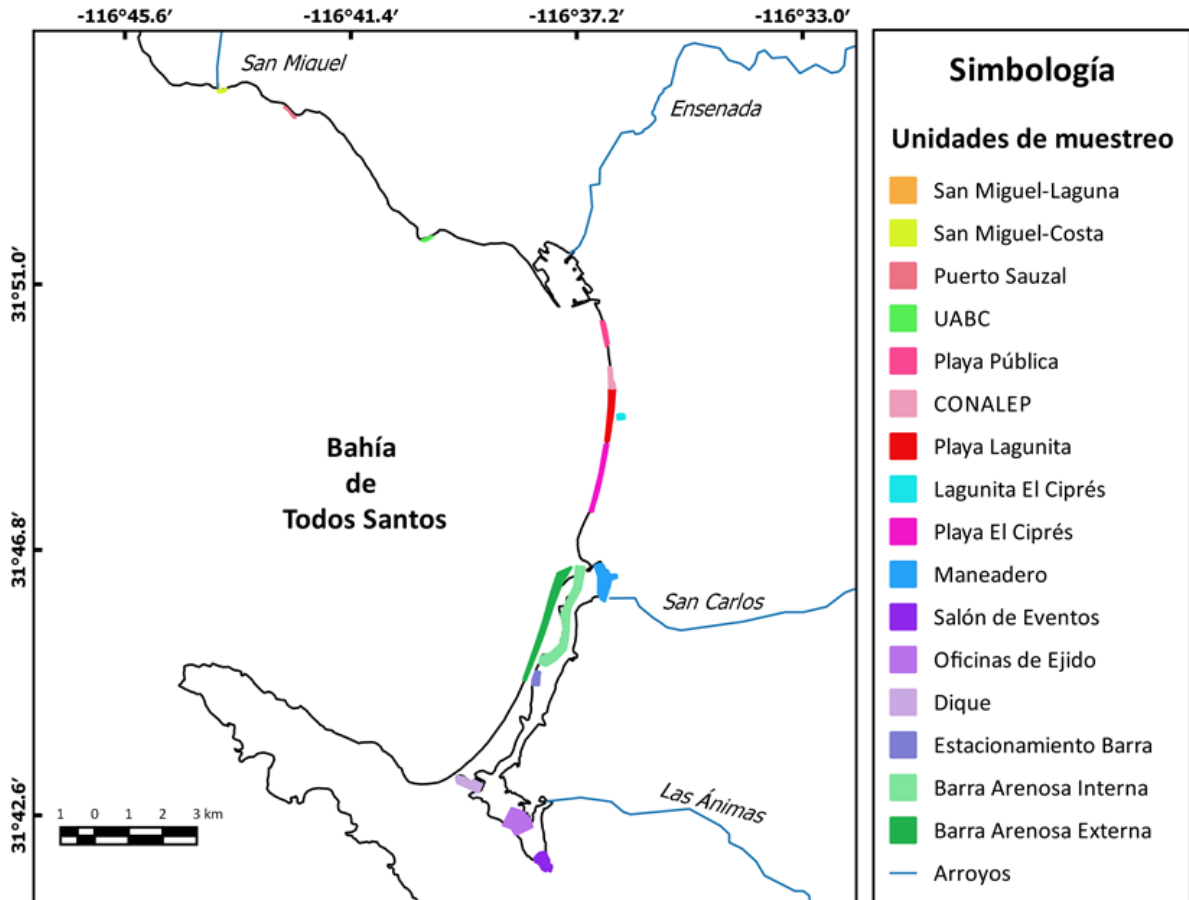


Figura 1. Ubicación de la Bahía de Todos Santos, Baja California. En colores se muestran cada una de las 16 unidades de muestreo.

2.3 Trabajo de campo

Entre julio 2016 y abril 2017, se realizaron 39 visitas quincenales al área de estudio y en total se completaron 232 censos. En cada censo se colectó la misma información para cada una de las 16 unidades de muestreo, mediante un formato de campo previamente diseñado (Anexo 1). El monitoreo sistemático de estas unidades de muestreo siguió el protocolo estandarizado del Proyecto de Aves Playeras Migratorias (Migratory Shorebird Project, 2010), el cual es replicable y comparable entre diferentes sitios de monitoreo de aves playeras en la región del noroeste de México y otros sitios del Corredor Migratorio del Pacífico (Reiter et al. En prep.). El diseño del estudio fue de tipo observacional y transversal pues cada censo representó una medida única (número de aves) realizadas al mismo tiempo en diferentes espacios

(unidades de muestreo). Ya que se realizó más de un censo en cada unidad, el estudio contó con repeticiones.

Tabla 1. Unidades de muestreo en la Bahía de Todos Santos, el tipo de hábitat y la superficie (ha).

Unidad de muestreo	Tipo de hábitat	Superficie (ha)
San Miguel-humedal	Humedal	0.43
San Miguel-costa	Playa rocosa	1.87
Puerto El Sauzal	Playa rocosa	1.64
UABC	Playa rocosa	1.75
Playa Pública	Playa Arenosa	7.93
CONALEP	Playa Arenosa	7.75
Playa Lagunita	Playa Arenosa	22.63
Lagunita El Ciprés	Humedal	3.30
Playa El Ciprés	Playa Arenosa	21.57
Manadero	Marisma mareal	34.82
Salón de Eventos	Marisma mareal	18.22
Oficinas del Ejido	Planicie intermareal	41.06
Dique	Marisma contenida por dique	18.37
Estacionamiento Barra	Marisma mareal	7.58
Barra Arenosa Externa	Playa arenosa	54.81
Barra Arenosa Interna	Marisma mareal	72.96

Durante los meses de marzo y abril, por ser época de migración de primavera, se realizó un censo adicional en todas las unidades. Los censos en la Playa El Ciprés comenzaron en diciembre 2016. De esta manera, se cubrieron tres fases del período no reproductivo; migración de otoño, invernada y migración de primavera. Dos observadores experimentados en la identificación y conteo de aves playeras, realizaron los censos a

lo largo del estudio. Las observaciones se realizaron con el apoyo de un telescopio 20-60 X 80 mm y binoculares 10 X 42 mm. El tiempo de observación en cada unidad de muestreo fue variable dependiendo del área de la unidad y el número de aves presentes.

2.3.1 Datos ambientales

Las condiciones atmosféricas se registraron previo al inicio de cada censo en la unidad de muestreo. Se estimó el porcentaje de nubosidad y se asignó el valor numérico que representa la categoría de velocidad del viento, de precipitación y de marea local:

Viento: 0=Calmo: el humo sube verticalmente (<2 km/h); 1=Ligero: dirección del humo se nota en columna de humo (2-5 km/h); 2=Brisa ligera: viento se siente en la cara, hojas se mueven (6-11 km/h); 3=Brisa suave: hojas y ramas pequeñas en movimiento constante; bandera liviana extendida (12-19 km/h); 4=Brisa moderada: levanta polvo y papeles pequeños, se mueven ramas pequeñas (20-29 km/h); 5=Brisa fresca: árboles pequeños se mecen; olas con crestas en aguas estancadas (30-38 km/h).

Precipitación: 0=ninguna; 1=luz intermitente, neblina leve, rocío, llovizna; 2=niebla; 3=lluvia permanente (suspensión de censo).

Marea: 1=alta; 2=casi alta y subiendo; 3=casi alta y bajando; 4=marea media subiendo; 5=marea media bajando; 6=casi baja subiendo; 7=casi baja bajando; 8=baja; 9=no se observa, no aplica o las observaciones se realizaron durante más de uno de los periodos. Los periodos de marea fueron asignados de acuerdo a la tabla de mareas del Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada.

2.3.2 Datos del hábitat

Los datos del hábitat se registraron al inicio de cada censo en la unidad de muestreo. Se estimó el área visible y de ésta, el porcentaje de área expuesta, área inundada y área de cobertura de vegetación. La altura de la vegetación se clasificó de la siguiente manera:

Altura de la vegetación: 0=suelo descubierto; 1: 2-15 cm; 2: >15-30 cm; 3: >30-45 cm; 4: >45-60 cm; 5: >60 cm.

2.3.3 Censo de aves playeras

En cada visita a la unidad de muestreo, se contó el número total de individuos de cada especie presente y se anotó la actividad (alimentación, descanso o acicalamiento) que el ave realizaba al momento de su primera observación. Los censos se realizaron desde puntos específicos o recorriendo el área hasta haber contado a todos los individuos presentes dependiendo de la configuración espacial y la accesibilidad de cada unidad de muestreo. Por ejemplo, los censos de la planicie intermareal en el estero de Punta Banda se realizaron desde un punto al lado de la carretera de tal manera que desde lo alto fue posible detectar todas las aves playeras, mientras que los censos en playas arenosas se realizaron caminando a lo largo de la playa de tal forma que se pudieran detectar las aves a ambos lados del observador mientras fue avanzando. Se le asignó actividad de alimentación a las aves cuando se observaron empleando tácticas de forrajeo (i.e. sondeo o picoteo) y cuando evidentemente ingirió una presa. Cuando el grupo de aves fue grande (>300 individuos), se utilizó el método de conteo por “bloques” (Howes y Bakewell, 1989). Este método consiste en contar grupos de aves de 10, 100 o 1000 individuos y extrapolarlo hasta terminar de contar el grupo de determinada especie dentro de la parvada (Howes y Bakewell, 1989). Se excluyeron todas las aves que únicamente sobrevolaran la unidad de muestreo. Las dos especies de costureros (*Limnodromus griseus* y *L. scolopaceus*) se identificaron únicamente a nivel de género (*Limnodromus* spp.), ya que sus plumajes son extremadamente similares durante el invierno y su identificación requiere no sólo de detalles en los plumajes sino también en su vocalización y características morfológicas y posturas (Lee y Birch, 2006), las cuales no son confiablemente interpretables a distancia.

2.3.4. Datos de disturbio

El registro de los eventos de disturbio se realizó simultáneamente durante el periodo del censo de aves. Ambos observadores determinaron los eventos de disturbio identificados *ad libitum* en el área. Este método incluye los disturbios que se fueran presentando de manera natural en la unidad de muestreo, ya fueran de tipo natural (ej. ave rapaz) o de tipo antropogénico (ej. persona, perro, vehículo).

En cada evento de disturbio se distinguió un grupo de cuatro variables asociadas: (1) el tipo de disturbio o agente causante (ej. persona); (2) el número asociado a dicho agente (ej. 3 personas); (3) la respuesta por parte de la parvada (ninguna, alerta, caminar o volar) ante dicho evento; y (4) la distancia estimada a la que ocurrió la respuesta. La distancia fue estimada visualmente por ambos observadores. Las distancias representan la menor proximidad entre la parvada y el agente de disturbio a la que se detectó una respuesta. Se definió alerta como el comportamiento del ave en el cual levanta la cabeza y observa con ambos ojos abiertos evidentemente causada por la proximidad de la fuente de disturbio. El vuelo de la parvada fue la respuesta más intensa y cuando ésta ocurrió se documentó el porcentaje de aves pequeñas, medianas o grandes que hayan volado, así como el tiempo (segundos) que mantuvieron el vuelo y si regresaron o no a la unidad de muestreo. A cada una de las especies se les asignó un tamaño corporal (grande, mediana o pequeña) de acuerdo a la clasificación de aves playeras de Page et al. (1997).

2.4 Análisis de datos

2.4.1 Densidad de aves playeras

A partir del conteo total de aves playeras en cada censo, se determinó la densidad total (aves/ha) para cada unidad de muestreo ($n=16$). Para conocer el patrón temporal en la abundancia de aves playeras en el sitio, los datos de densidad total y conteo total de cada censo se agruparon por temporada. Los meses correspondientes de temporada de migración de otoño fueron julio-octubre, los de invierno fueron noviembre-febrero y los de migración de primavera fueron marzo-abril. La densidad y conteos mensuales de aves playeras entre temporadas se analizaron con una prueba Kruskal-Wallis debido a que no se cumplieron con los supuestos para realizar una prueba paramétrica. Se utilizó la paquetería de RStudio versión 1.1.447. para la realización de ambos análisis. Las especies con un solo registro (*Haematopus bachmani*) no se consideraron en los análisis de densidad, pero sí en la riqueza de especies.

2.4.2 Cuantificación del disturbio

El disturbio se midió en cada censo de cada unidad de muestreo. Para ello se desarrolló un índice de disturbio que incluyó tres de los componentes que lo caracterizan: el agente causante del disturbio, la intensidad de respuesta de las aves y la frecuencia del disturbio. El índice de disturbio se calculó por medio de la multiplicación de dos partes: el grado de disturbio y la tasa de disturbio correspondiente en cada censo. El grado de disturbio (G) se calculó con base en el agente de disturbio y la intensidad de la respuesta mediante la siguiente fórmula (1):

$$G = \sum_{i=1}^n [(A_i)(R_i)] \quad (1)$$

Donde R_i es el valor de la intensidad de respuesta de las aves y A_i es el número asociado al agente de disturbio que ocasionó la respuesta.

Para asignar el valor de intensidad de respuesta de las aves se ponderó cada respuesta con base en la escala de severidad y respuesta de las aves al disturbio propuesta en el protocolo del Monitoreo y Manejo Integral de Aves Acuáticas (IWMM, 2017) modificado de la siguiente manera: 1= sin respuesta visible; 2 = alerta o caminar; 3 = voló cierta porción de la parvada, pero no el 100%; y 4 = voló el 100% de al menos las aves pequeñas, o medianas, o grandes, o todas. Este valor de intensidad, multiplicó al número asociado al agente de disturbio. Por ejemplo: un valor final de 4 podría representar la combinación de dos autos que causaron un comportamiento de alerta. Para el grado de disturbio se obtuvieron valores de 0 a 76, los cuales se categorizaron arbitrariamente de la siguiente manera: 0 a 6= grado bajo; 7 a 20= medio; 21 a 40= fuerte; 41 a 76= severo. La tasa de disturbio fue el número de eventos de disturbio por hora en cada censo. Así, el índice de disturbio (I) se calculó por medio de la siguiente fórmula (2):

$$I = \frac{(G)(T)}{h} \quad (2)$$

Donde G es el valor del grado de disturbio, T es la tasa de disturbio y h es el promedio de horas de censo en cada unidad de muestreo. El índice de disturbio se calculó para cada uno de los censos y se obtuvieron

valores de 0 a 1403. El valor de 1403 fue un valor atípico y se decidió omitir en el cálculo de la media (\bar{X} =24.6) y la desviación estándar (D.E.= 64) del índice.

Se asignaron tres niveles de disturbio: bajo ($\bar{X}-1D.E.$), moderado ($\bar{X}+1D.E.$) y alto, que incluyó todos los valores que se encontraron a más de una desviación estándar. El valor más alto (1403) simplemente se integró en la categoría de disturbio alto.

2.4.3 Relación entre variables ambientales y grado de disturbio

Las variables ambientales registradas en cada uno de los censos podrían afectar el grado de disturbio detectado en cada censo. Para explorar la relación se utilizó un análisis multivariado de escalamiento multidimensional (EMD) de dos dimensiones con el paquete STATISTICA 7 (StatSoft Inc. 2005). La medida de relación entre las variables se transforma en una medida de distancia euclidiana (Micó, 2012). Entre más cercanos los puntos, mayor similitud hay entre las variables. Se generaron dos matrices de distancia, una para los grados de disturbio (bajo, medio, fuerte y severo) y otra para las variables ambientales (área total, precipitación, viento, cobertura de nubes, marea, tipo de hábitat, área visible, área inundada, área expuesta, área con vegetación y altura de la vegetación) y se generó el gráfico correspondiente de cada matriz. Los dos gráficos resultantes se fusionaron de tal forma que la configuración espacial de las variables ambientales y el grado de disturbio se muestran juntos en un mismo gráfico para cada unidad de muestreo.

Las relaciones entre las variables ambientales y el grado de disturbio se evaluaron por medio de Modelos Lineales Generalizados (MLG) mediante la paquetería de RStudio versión 1.1.447 con el objetivo de robustecer la relación visualizada en los gráficos EMD, mas no de predecir un efecto. En cada modelo, la variable de respuesta fue de tipo binomial donde el disturbio bajo fue 0 y otros grados de disturbio fueron 1. Las variables predictoras fueron las mismas variables ambientales que se utilizaron en el EMD: área total, precipitación, viento, cobertura de nubes, marea, tipo de hábitat, área visible, área inundada, área expuesta, área con vegetación y altura de la vegetación. Se utilizó la función de vínculo Logit, la cual es la recomendada para distribuciones binomiales (Cayuela, 2010). Como método de máxima verosimilitud se consideró el valor de AIC (Criterio de Información de Akaike), así como el delta AIC (ΔAIC), que fue la diferencia entre el AIC del modelo de preferencia y el AIC del modelo con menor AIC.

2.4.4 Efecto del disturbio sobre la densidad de aves playeras

Para explorar la relación entre el disturbio y el número de aves se utilizaron análisis que emplean relaciones lineales. Ya que los datos de densidad no presentaron una distribución normal, se utilizaron los datos de conteo de aves mediante Modelos Lineales Generalizados Mixtos (MLGM) para analizar efectos sobre su número. Estos modelos permitieron incluir a la unidad de muestreo como una variable predictora con efectos aleatorios, lo cual responde a la estructura anidada de los datos, evitando así el efecto de pseudoreplicación (Bolker et al., 2009) al considerar que la unidad de muestreo representó un factor con probables efectos aleatorios sobre dichos grupos de medidas (Freeman, 2017). Por otro lado, se incorporaron cuatro variables predictoras con efecto fijo. Dichas variables fueron el índice de disturbio, el tipo de hábitat, el porcentaje de área inundada y el área de la unidad de muestreo. El área (hectáreas) jugó también el papel de variable compensadora, lo que permitió asignar el valor de la superficie a cada unidad de muestreo (Mangeaud y Videla, 2005). La variable de respuesta en todos los modelos fue el conteo de aves. El conteo es una variable discreta con una distribución de tipo Poisson para la cual se utilizó una función de ligadura logarítmica (Mangeaud y Videla, 2005). Debido a esta característica, se utilizó también el logaritmo del área en los modelos. Todos los análisis se realizaron con el paquete estadístico “lme4” (Bates et al., 2015) de R Studio versión 1.1.447 (R Core Team, 2015). En esta paquetería, el término (1|unidad) es la fórmula más simple posible en donde se indica que cada nivel (16 niveles) del factor agrupante (unidad) tendrá su propio intercepto aleatorio (Bates et al., 2015), dicho de otra manera, su propio conteo inicial de aves cada uno con su promedio y su desviación estándar.

2.4.5 Descripción y selección de modelos

Se realizaron doce modelos *a priori* para explorar la relación entre el índice de disturbio y el número de aves playeras. El efecto se analizó para cuatro grupos: todas las aves en conjunto, aves de tamaño grande, aves de tamaño mediano y aves pequeñas. Para cada uno de los grupos, se realizaron tres modelos diferentes: un modelo nulo y dos modelos alternativos. El modelo nulo únicamente incluyó el efecto aleatorio y se denotó por la fórmula: $\text{conteo} \sim 1 + (1|\text{unidad})$. Los dos modelos alternativos se denominaron modelo alternativo 1 y modelo alternativo 2. El modelo alternativo 1 incluyó como variables predictoras de efecto fijo al índice de disturbio y el área total de la unidad. La fórmula general del modelo alternativo 1 fue: $\text{conteo} \sim \text{índice de disturbio} + \text{área} + (1|\text{unidad})$. El modelo alternativo 2 incluyó como variables predictoras de efecto fijo al índice de disturbio, el área total de la unidad, el tipo de hábitat y el

porcentaje de área inundada. La fórmula general del modelo alternativo 2 fue: conteo \sim índice de disturbio + área + tipo de hábitat + porcentaje inundado + (1 | unidad). El índice de disturbio contó con tres niveles: bajo, moderado y alto. El tipo de hábitat contó con seis niveles: humedal, marisma mareal, planicie intermareal, dique, playa arenosa y playa rocosa.

Para comparar el ajuste de los modelos se consideraron tanto la reducción en el Criterio de Información de Akaike (AIC) como el valor delta AIC. El delta AIC es la diferencia entre el AIC de cada modelo dentro de un grupo específico de modelos y el AIC de menor valor dentro de dicho grupo. En modelos lineales generalizados (MLG), el porcentaje de devianza es una medida de la variabilidad explicada por el modelo. Sin embargo, para los MLGM actualmente no existe un consenso para el estadístico que pueda medir la variación en los modelos mixtos (Bolker et al., 2009). La cualidad jerárquica de los modelos mixtos causa que la varianza se encuentre en diferentes niveles; en los efectos fijos, en los efectos aleatorios y en los errores residuales (Nakagawa y Schielzeth, 2013).

2.4.6 Efecto del disturbio sobre las actividades de aves playeras

El efecto de disturbio se analizó sobre el número de aves en actividad de alimentación. El efecto del disturbio se analizó mediante Modelos Lineales Generalizados Mixtos (MLGM). La variable de respuesta fue el número de individuos en actividad de alimentación. Todos los análisis se realizaron con el paquete estadístico “lme4” (Bates et al., 2015) de R Studio versión 1.1.447 (R Core Team, 2015).

Se realizaron doce modelos *a priori* para explorar la relación entre el índice de disturbio y el número de aves playeras en actividad de alimentación. El efecto se analizó para cuatro grupos: todas las aves en conjunto, aves de tamaño grande, aves de tamaño mediano y aves pequeñas. Para cada uno de los grupos, se realizaron tres modelos diferentes: un modelo nulo y dos modelos alternativos. Las variables predictoras con efecto fijo fueron el índice de disturbio, el tipo de hábitat, el porcentaje de área inundada y el área de cada unidad de muestreo. En cada grupo se realizaron tres modelos distintos; un modelo nulo y dos modelos alternativos. El modelo nulo únicamente incluyó el efecto aleatorio y se denotó por la fórmula: conteo \sim 1 + (1 | unidad).

El modelo alternativo 1 incluyó únicamente el índice de disturbio y el área total de la unidad como variables predictoras con efectos fijos. La fórmula del modelo alternativo 1: conteo.alimentación \sim índice de

disturbio + área + (1|unidad). El modelo alternativo 2 incluyó el índice de disturbio, el área de la unidad, el tipo de hábitat y el porcentaje de área inundada. La fórmula del modelo alternativo 2 fue: $\text{conteo.alimentación} \sim \text{índice de disturbio} + \text{área} + \text{tipo de hábitat} + \text{porcentaje inundado} + (1|unidad)$.

Para comparar el ajuste y selección de los modelos se consideró tanto la reducción en el Criterio de Información de Akaike (AIC) como el valor delta AIC.

2.4.7 Respuesta de las aves playeras de acuerdo a su tamaño

Para analizar si existe un efecto diferencial en la respuesta de las aves al disturbio de acuerdo a su tamaño, se compararon las distancias de inicio de vuelo entre las aves playeras grandes, medianas y pequeñas mediante una prueba no paramétrica Kruskal-Wallis con la paquetería de RStudio 1.1.447.

Capítulo 3. Resultados

3.1 Abundancia y densidad de aves playeras

Entre julio 2016 y abril 2017 se realizaron 232 censos en 16 unidades de muestreo. Durante este periodo se registraron 24 especies (incluyendo *Limnodromus* spp.) de aves playeras. De éstas, 19 son migratorias invernantes, cuatro tienen segmentos poblacionales migratorios y residentes, y una, el ostrero negro (*Haematopus bachmani*) es residente (Berlanga et al., 2015). Las especies designadas legalmente con estatus de riesgo son el ostrero negro y el chorlito nevado (*Charadrius nivosus nivosus*) que se encuentran amenazadas, y el playero rojo (*Calidris canutus roselaari*) que está en peligro de extinción (SEMARNAT, 2010) (Tabla 2).

La abundancia total acumulada en la Bahía de Todos Santos fue de 24838 aves playeras. El mayor número de registros lo obtuvo el picopando canelo (*Limosa fedoa*: 7022), el playero pihuihuí (*Tringa semipalmata*: 5590) y el playero blanco (*Calidris alba*: 4198) (Figura 2). La abundancia total registrada en el otoño (10426 aves playeras) superó a la correspondiente para invierno (6882) y primavera (7530). Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas en la densidad (Kruskal- Wallis: $X^2 = 3.3545$, $p > 0.05$) ni conteo (Kruskal-Wallis: $X^2 = 1.0909$, $p > 0.05$) entre las tres temporadas (Figura 3 y 4). El promedio mensual (± 1 D.E.) de conteo en otoño fue de 2607 ± 2312.41 con una densidad promedio de 106.47 ± 106.37 individuos/hectárea, en invierno 1720.5 ± 483.50 y densidad 90.42 ± 38.52 y en primavera 3765 ± 2843 y densidad 308.99 ± 205.99 individuos/hectárea.

Del total de abundancia acumulada, 13589 (55%) fueron aves grandes, 3450 (14%) fueron aves medianas y 7799 (31%) fueron aves pequeñas. Del total de registros, 17225 (69 %) fueron individuos en actividad de alimentación, la mayor proporción (50%) fueron aves playeras grandes, 13% fueron aves medianas y 36% fueron aves pequeñas.

Tabla 2. Familias y especies de aves playeras registradas en la Bahía de Todos Santos. Se muestra el número total de registros, el estatus de residencia en México (ER): R, residente; MI, migratoria de invierno; MV, migratoria de verano; T, transitoria y el estatus de conservación (EC) de acuerdo a NOM-ECOL-2010.

Familia y especie	Conteo total	ER	EC
Haematopodidae			
<i>Haematopus bachmani</i>	1	R	A
Recurvirostridae			
<i>Recurvirostra americana</i>	140	MI,R	
<i>Himantopus mexicanus</i>	220	MI,R	
Charadriidae			
<i>Pluvialis squatarola</i>	860	MI	
<i>Charadrius semipalmatus</i>	472	MI	
<i>Charadrius vociferus</i>	80	MI,R	
<i>Charadrius nivosus nivosus</i>	795	MI,MV,R	A
Scolopacidae			
<i>Numenius phaeopus</i>	65	MI	
<i>Numenius americanus</i>	551	MI	
<i>Limosa fedoa</i>	7022	MI	
<i>Arenaria interpres</i>	114	MI	
<i>Arenaria melanocephala</i>	28	MI	
<i>Calidris canutus roselaari</i>	611	MI	P
<i>Calidris virgata</i>	25	MI	
<i>Calidris alba</i>	4198	MI	
<i>Calidris alpina</i>	74	MI	
<i>Calidris minutilla</i>	32	MI	
<i>Calidris mauri</i>	2181	MI,T	
<i>Limnodromus spp.</i>	1668	MI	
<i>Actitis macularius</i>	47	MI	
<i>Tringa incana</i>	5	MI	
<i>Tringa semipalmata</i>	5590	MI	
<i>Tringa flavipes</i>	5	MI	
<i>Tringa melanoleuca</i>	54	MI	

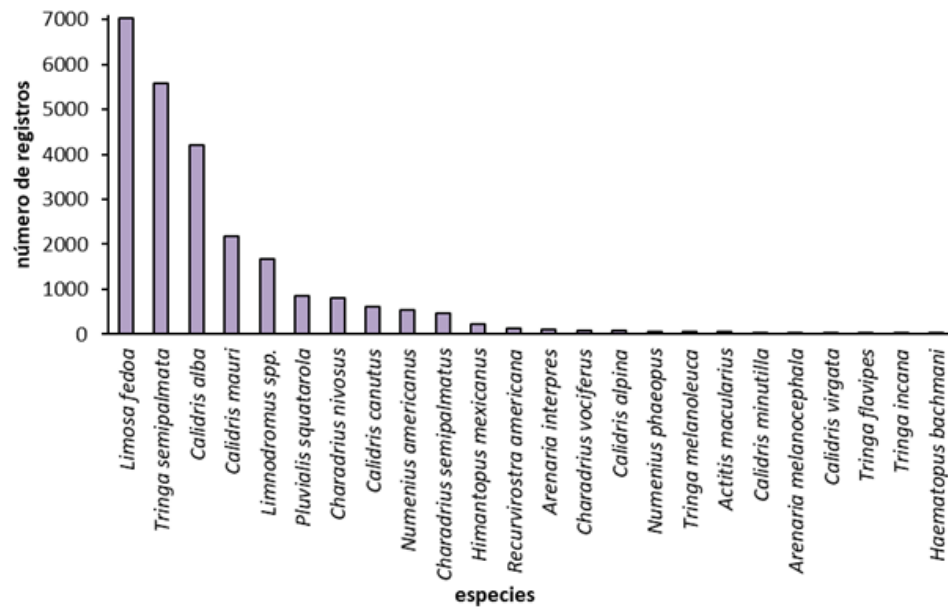


Figura 2. Número total de registros de cada especie en la Bahía de Todos Santos.

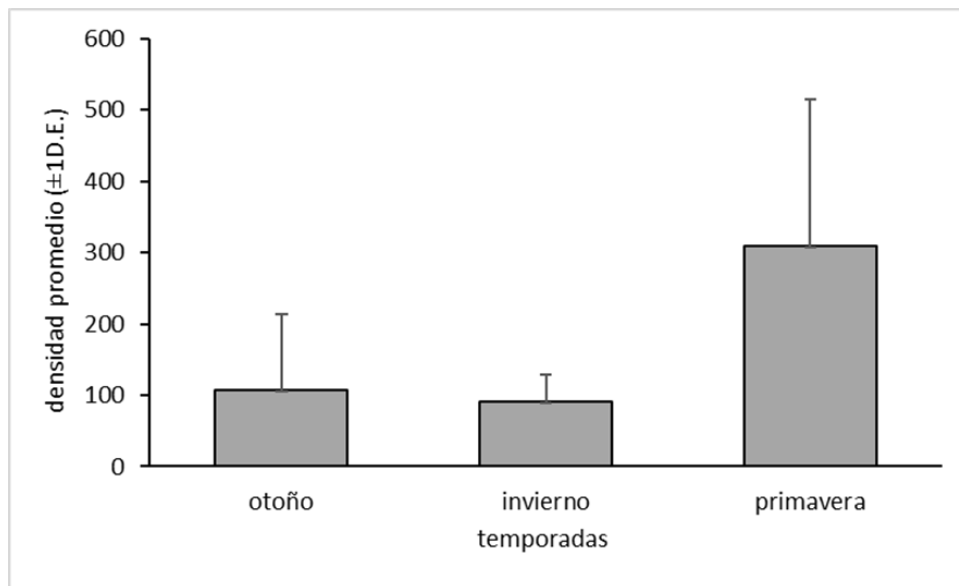


Figura 3. Densidad promedio (\pm D.E.) de aves playeras en la temporada de otoño, invierno y primavera.

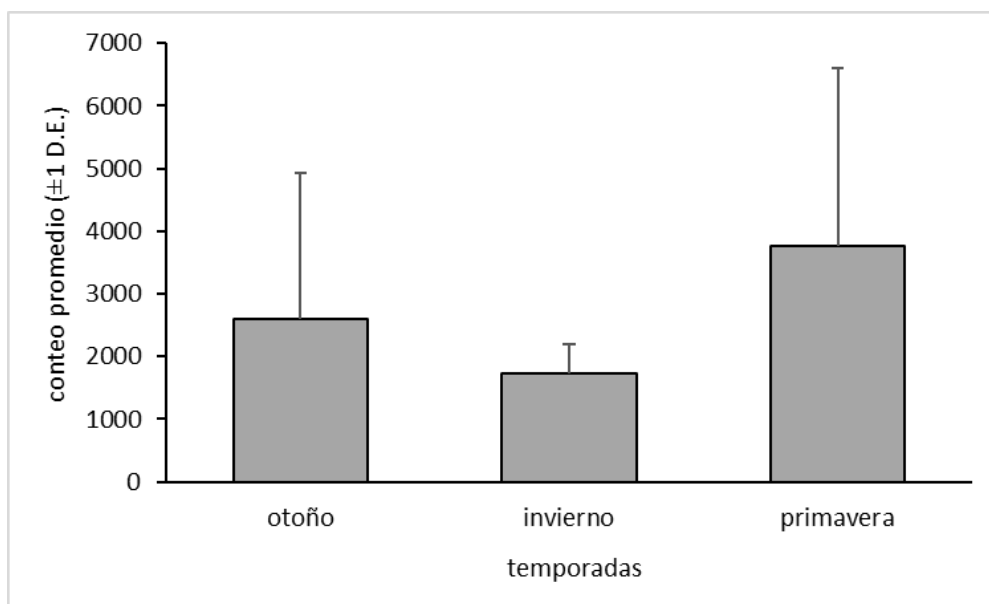


Figura 4. Conteo promedio (\pm D.E.) de aves playeras en la temporada de otoño, invierno y primavera.

3.2 Relación de las variables ambientales y el grado de disturbio

Los resultados del análisis de Escalamiento Multidimensional mostraron que las variables ambientales afectaron algunos censos en tres unidades de muestreo. En la unidad 1 (Barra Arenosa Externa), el tipo de hábitat afectó dos censos con disturbio bajo y medio respectivamente, el porcentaje de cobertura de nubes afectó un censo con disturbio medio, mientras que el viento y la marea afectaron un censo con disturbio bajo (Figura 5). En la unidad 7 (Maneadero), un censo con disturbio bajo fue afectado por el área total y dos censos con disturbio medio fueron afectados por el porcentaje de cobertura de vegetación (Figura 6). En la unidad 12 (Playa Pública), dos censos con disturbio bajo fueron afectados por el porcentaje de área inundada (Figura 7).

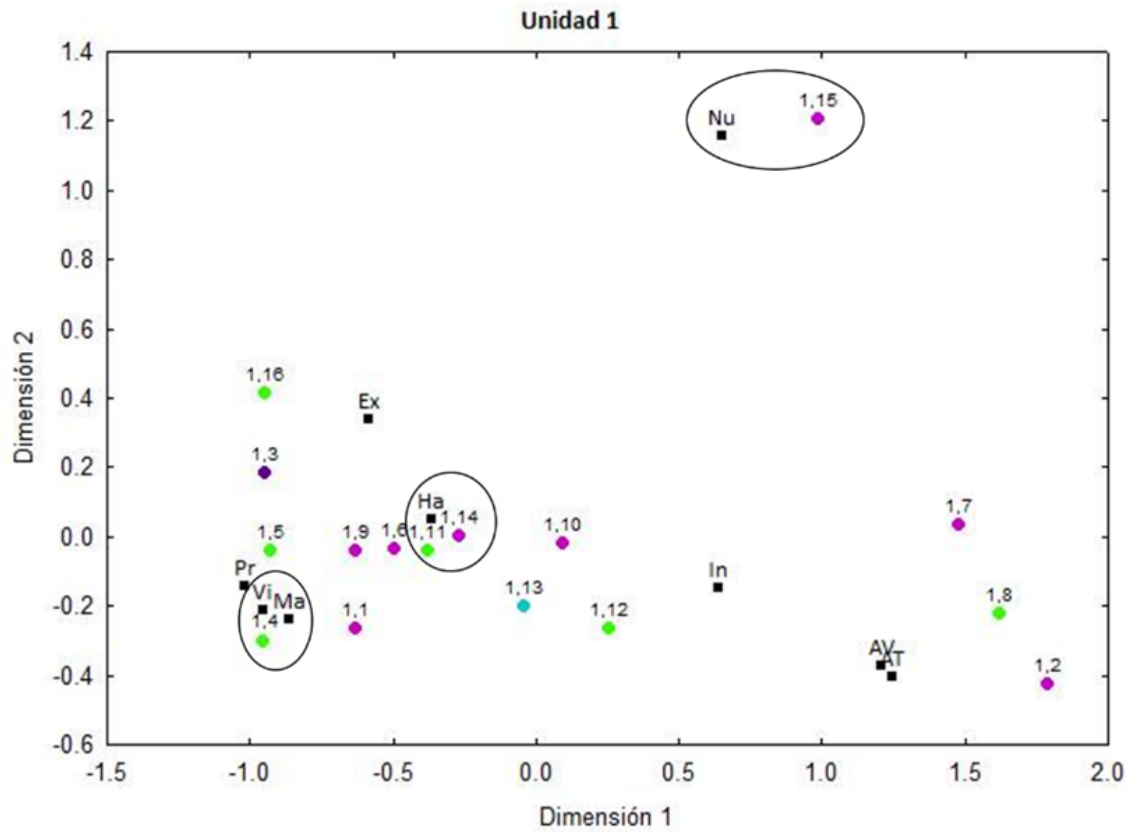


Figura 5. Afectación de las variables ambientales sobre el grado de disturbio en la unidad 1. Variables ambientales: Ha=tipo de hábitat, Nu=porcentaje de cobertura de nubes, Vi=viento, Ma=marea, Pr=precipitación, Ex=porcentaje de área expuesta, AT=área total de la unidad, AV=porcentaje de área visible. Grado de disturbio: Verde= disturbio bajo, Rosa=disturbio medio, Morado=disturbio fuerte, Azul=disturbio severo. En las combinaciones numéricas, el primer número identifica a la unidad de muestreo (1) seguido por el número de censo.

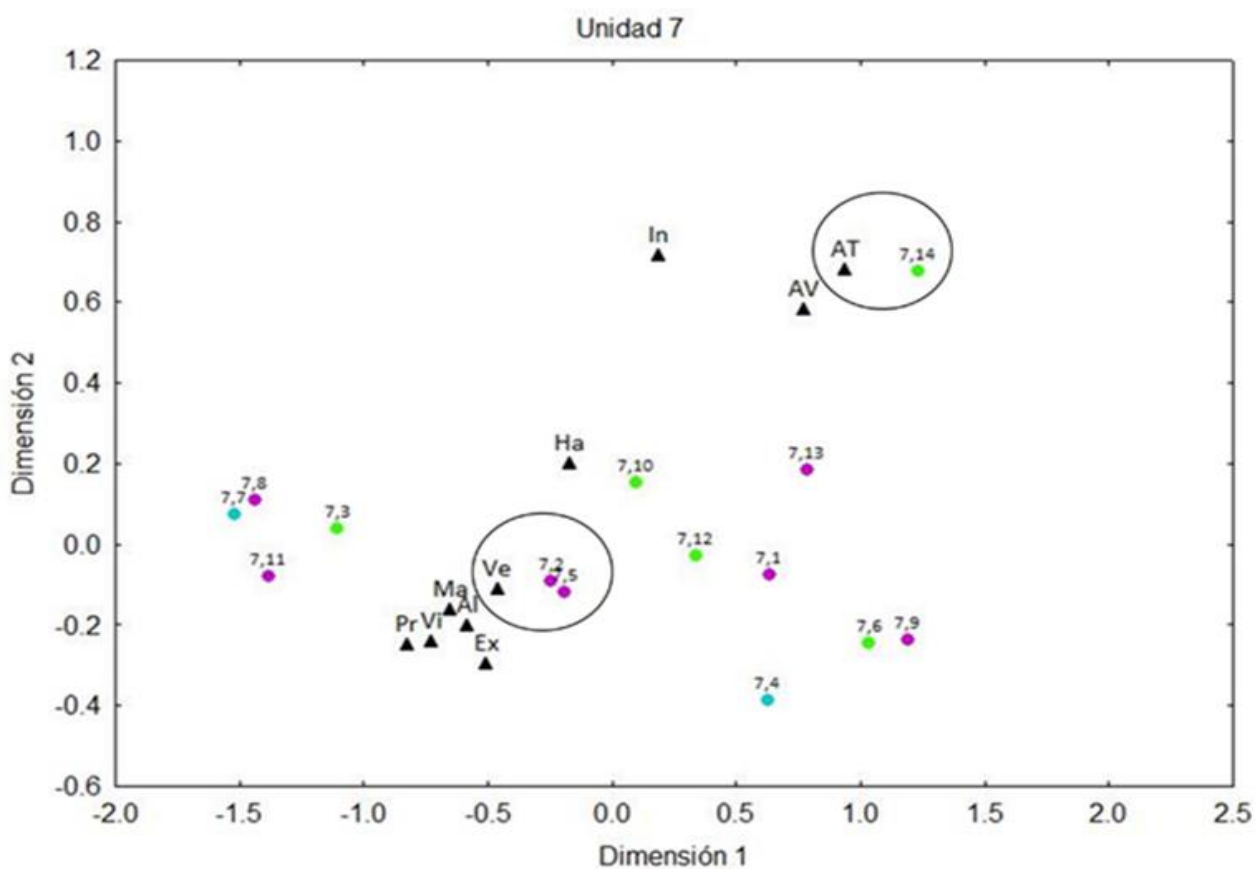


Figura 6. Afectación de las variables ambientales sobre el grado de disturbio en la unidad 7. Variables ambientales: AT=área total, Ve=porcentaje de cobertura de vegetación, Ha=tipo de hábitat, Pr=precipitación, Vi=viento, Ma=marea, Al=altura de la vegetación, Ex=porcentaje de área expuesta, In=porcentaje de área inundada, AT=área total de la unidad, AV=porcentaje de área visible. Grado de disturbio: Verde=disturbio bajo, Rosa=disturbio medio, Azul=disturbio severo. En las combinaciones numéricas, el primer número identifica a la unidad de muestreo (7) seguido por el número de censo.

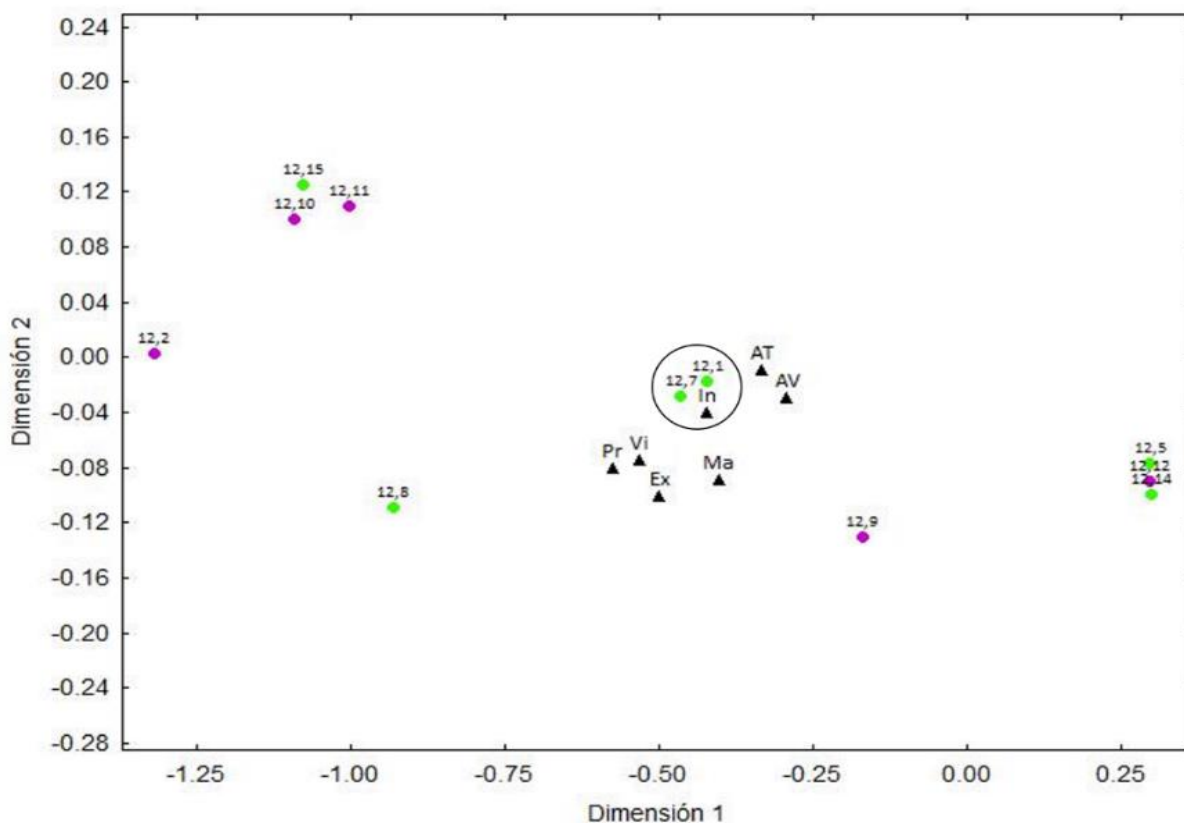


Figura 7. Afectación de las variables ambientales sobre el grado de disturbio en la unidad 12. Variables ambientales: In=porcentaje de área inundada, AT=área total de la unidad, AV=porcentaje de área visible, Pr=precipitación, Vi=viento, Ma=marea, Ex=porcentaje de área expuesta. Grado de disturbio: Verde=disturbio bajo, Rosa=disturbio medio. En las combinaciones numéricas, el primer número identifica a la unidad de muestreo (12) seguido por el número de censo.

Los resultados obtenidos en los modelos lineales generalizados (Tabla 3) mostraron que el grado de disturbio en la Unidad 1 se asoció con el porcentaje de cobertura de nubes, viento, marea y el porcentaje de área inundada. En la Unidad 7, el grado de disturbio se asoció con la marea y el porcentaje de área inundada. En la Unidad 12, el grado de disturbio se asoció con el área total, porcentaje de cobertura de nubes, porcentaje de área visible y porcentaje de área inundada. Se obtuvieron los valores ajustados de cada modelo para cada una de las tres unidades de muestreo (Figura 8 a 10).

Tabla 3. Resumen de los modelos lineales generalizados de la relación entre las variables ambientales y el grado de disturbio. AIC: Criterio de Información de Akaike, Δ AIC: delta del AIC, D^2 : devianza.

Unidad de muestreo	Modelo	AIC	Δ AIC	D^2
1	cobertura nubes + viento + marea + porcentaje de área inundada	27.01	0	14.30%
7	área total + marea + porcentaje de área inundada	14.03	0	51.72%
12	área total + cobertura nubes + porcentaje área visible + porcentaje de área inundada	18.81	0	48.03%

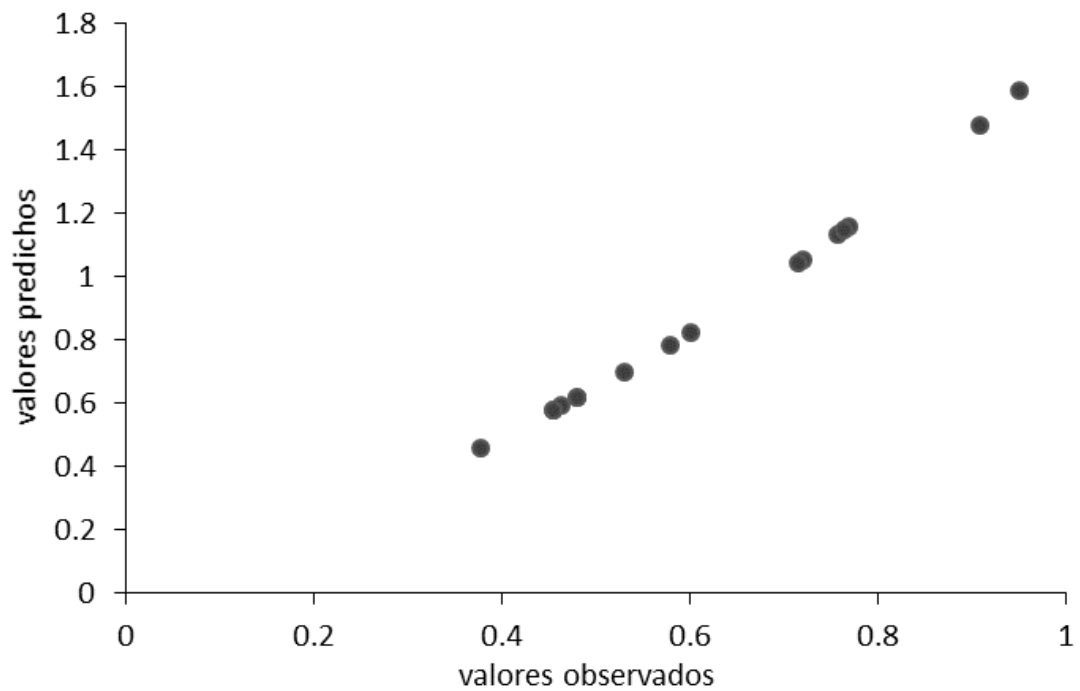


Figura 8. Valores predichos contra valores observados para la Unidad 1.

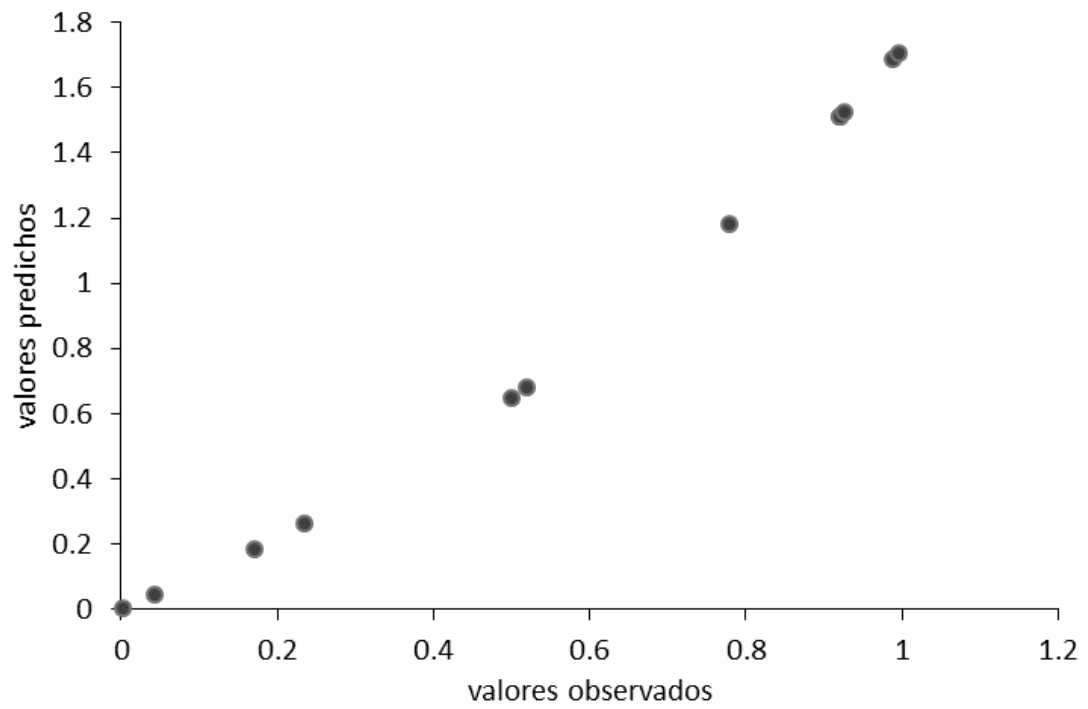


Figura 9. Valores predichos contra valores observados para la Unidad 7.

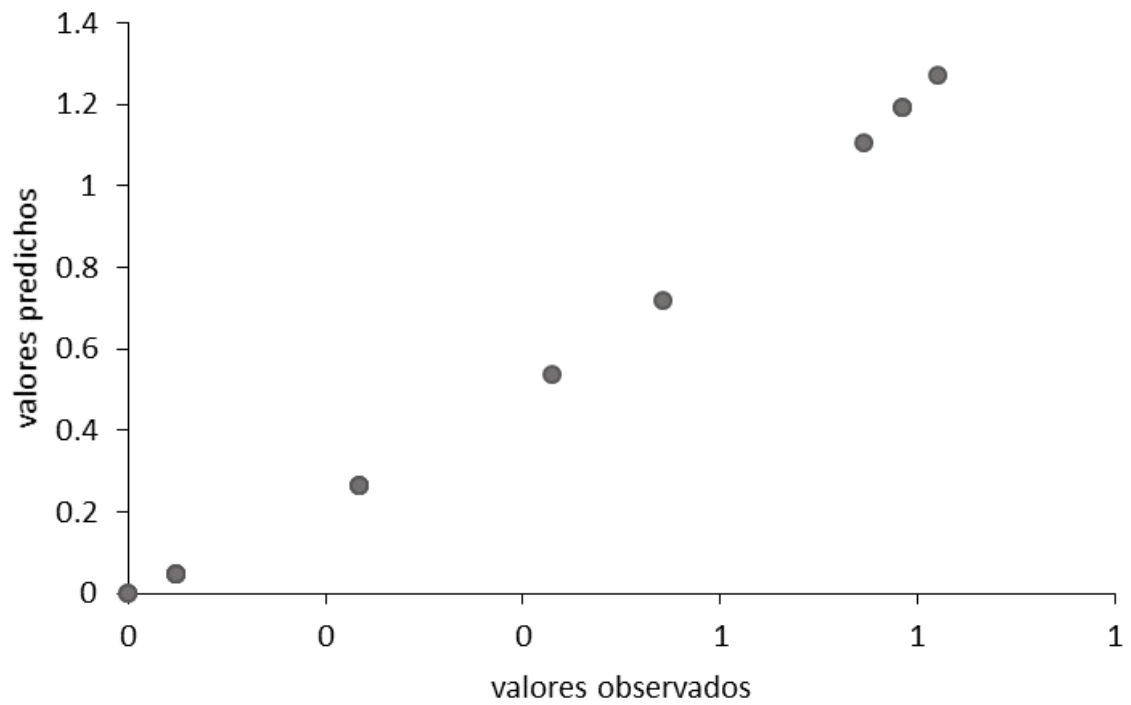


Figura 10. Valores predichos contra valores observados para la Unidad 12.

3.3 Efecto del disturbio sobre la densidad de aves playeras

3.3.1 Agentes de disturbio

Los agentes de disturbio fueron muy diversos. Se detectó un total de 19 agentes de disturbio: once de origen antropogénico, 7 de tipo natural y 1 desconocido (Tabla 4). Se registró un total de 301 eventos de disturbio por causas conocidas, de los cuales, la mayoría (92%) fueron de origen antropogénico. De éstos, la mayor proporción (44%) fueron causados por personas, perros sin correa (22%) y vehículos terrestres (15%) (Figura 11). El disturbio antropogénico ocasionó respuesta visible en las aves en más de la mitad de los eventos. De los 23 eventos de disturbio de origen natural, la mayor proporción (91%) fueron causados por aves rapaces. Ante el disturbio natural, la respuesta fue visible únicamente en 6 (26%) ocasiones.

Tabla 4. Agentes de disturbio y la cantidad total de cada agente asociada a eventos de disturbio a lo largo del estudio.

Agentes de disturbio	Número asociado a eventos de disturbio
Tipo antropogénico	
auto	63
vehículo todo terreno	24
bicicleta	2
aeronave	10
moto acuática	8
lancha	9
kayak	1
persona	384
perros sin correa	121
persona con perro con correa	27
caballo	15
Depredadores naturales	
cernícalo americano (<i>Falco sparverius</i>)	8
aguililla pecho rojo (<i>Buteo lineatus</i>)	1
aguililla cola roja (<i>Buteo jamaicensis</i>)	2
gavilán rastrero (<i>Circus hudsonius</i>)	9
gavilán pescador (<i>Pandion haliaetus</i>)	1
coyote (<i>Canis latrans</i>)	1
gato (<i>Felis catus</i>)	1
desconocido	1

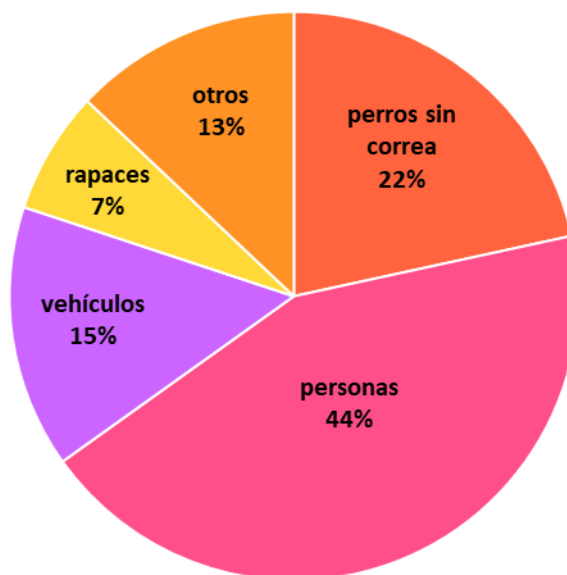


Figura 11. Proporción de los agentes de disturbio antropogénico y natural en la Bahía de Todos Santos.

3.3.2 Selección de los modelos

De los modelos candidatos para cada clase de tamaño, los modelos preferidos por tener los valores más bajos del Criterio de Información de Akaike (AIC) fueron los modelos alternativos 2 de cada clase, en comparación con los modelos nulos y modelos alternativos 1 (Tabla 5). Es decir, resultaron con mejor ajuste al agregar las variables predictoras de tipo de hábitat y porcentaje de área inundada.

3.3.3 Efecto del disturbio en todas las aves

Los resultados del modelo seleccionado (Tabla 6) no mostraron un efecto significativo del disturbio en el número de aves playeras, sin considerar el tamaño de las mismas. Los parámetros sugirieron una asociación positiva del número de aves playeras con cuatro tipos de hábitat: humedal ($p < 0.001$), marisma mareal ($p < 0.001$), playa arenosa ($p < 0.01$) y playa rocosa ($p < 0.001$). Así también, hubo una asociación positiva del número de aves playeras con el área total de la unidad ($p < 0.001$) y el porcentaje de área inundada ($p < 0.001$).

3.3.4 Efecto del disturbio en las aves grandes

Los resultados del modelo seleccionado (Tabla 6) no mostraron un efecto significativo del disturbio en el número de aves playeras grandes. Los parámetros sugirieron una asociación positiva del número de aves grandes con dos tipos de hábitat: humedal ($p < 0.01$) y marisma mareal ($p < 0.001$), así como con el área total de la unidad ($p < 0.001$).

3.3.5 Efecto del disturbio en las aves medianas

Los resultados del modelo seleccionado (Tabla 6) mostraron una asociación positiva del índice de disturbio bajo ($p < 0.001$) y moderado ($p < 0.001$) con el número de aves medianas. No se mostró asociación con el índice de disturbio alto. También hubo una asociación positiva del número de aves medianas con tres tipos de hábitat: humedal ($p < 0.01$), marisma mareal ($p < 0.05$) y playa rocosa ($p < 0.01$).

3.3.6 Efecto del disturbio en las aves pequeñas

Los resultados del modelo seleccionado (Tabla 6) no mostraron un efecto significativo del disturbio en el número de aves playeras pequeñas. Los parámetros mostraron una asociación negativa del porcentaje de área inundada con el número de aves playeras pequeñas. Así también, el número de aves pequeñas se asoció positivamente con el área total de la unidad ($p < 0.001$).

Tabla 5. Resultados de los modelos lineales generalizados mixtos para todas las aves, aves grandes, aves medianas y aves pequeñas. AIC: Criterio de Información de Akaike, Δ AIC: delta AIC, D: devianza de los residuales, D²: porcentaje de devianza explicada, g.d.: grados de libertad de los residuales.

Modelos	AIC	Δ AIC	D	D ²	g.d.
<i>Todas las aves</i>					
Nulo	28880.2	4,353.1	28876.2	-	230
Alternativo 1	24574.4	47.3	24564.4	14.93%	205
Alternativo 2	24527.1	0.00	24505.1	15.13%	199
<i>Aves grandes</i>					
Nulo	14559.0	591.2	14555.0	-	204
Alternativo 1	13978.9	11.1	13968.9	4.02%	201
Alternativo 2	13967.8	0.00	13945.8	4.18%	195
<i>Aves medianas</i>					
Nulo	4811.6	496.4	4807.6	-	208
Alternativo 1	4320.1	4.9	4310.1	10.34%	205
Alternativo 2	4315.2	0.00	4293.2	10.69%	199
<i>Aves pequeñas</i>					
Nulo	15537.8	2,134.8	15533.8	-	208
Alternativo 1	13708.2	305.2	13698.2	11.81%	205
Alternativo 2	13403.0	0.00	13381.0	13.85%	199

Tabla 6. Variables predictoras y parámetros de los modelos seleccionados para el conteo de todas las aves, aves grandes, aves medianas y aves pequeñas. En negritas se denotan las variables que resultaron significativas.

Variables predictoras	Estimador	Error estándar	Z	Valor p
	<i>Todas las aves</i>			
Índice alto	0.4338	0.6130	0.716	0.47
Índice bajo	-0.2594	0.6134	-0.423	0.67
Índice moderado	-0.6776	0.6136	-1.104	0.26
Humedal	2.5705	0.6599	3.895	<0.001***
Marisma mareal	1.9662	0.4703	4.180	<0.001***
Planicie intermareal	1.0158	0.6036	1.683	0.09
Playa arenosa	1.2512	0.4593	2.724	<0.01**
Playa rocosa	1.2866	0.6066	2.121	<0.05*
Porcentaje de área inundada	0.2632	0.0402	6.534	<0.001***
Área total de la unidad	1.0877	0.1532	7.097	<0.001***
	<i>Aves grandes</i>			
Índice alto	0.3789	0.7747	0.489	0.62
Índice bajo	-0.0535	0.7749	-0.069	0.94
Índice moderado	-0.5584	0.7751	-0.720	0.47
Humedal	2.1901	0.8314	2.634	<0.01**
Marisma mareal	2.2375	0.5930	3.773	<0.001***
Planicie intermareal	1.1697	0.7609	1.537	0.12
Playa arenosa	1.0996	0.5791	1.899	0.0576
Playa rocosa	-0.1349	0.7741	-0.174	0.86
Porcentaje de área inundada	-0.0888	0.0506	-1.755	0.07
Área total de la unidad	0.9179	0.1939	4.732	<0.001***
	<i>Aves medianas</i>			
Intercepto	-4.2885	0.8943	-4.795	<0.001***
Índice bajo	2.0288	0.2292	8.849	<0.001***
Índice moderado	1.0444	0.2305	4.530	<0.001***
Humedal	2.4889	0.9167	2.715	<0.01**
Marisma mareal	1.5967	0.6545	2.439	<0.05*
Planicie intermareal	-0.0813	0.8362	-0.097	0.92
Playa arenosa	0.2858	0.6434	0.444	0.65
Playa rocosa	2.6334	0.8510	3.094	<0.01**
Porcentaje de área inundada	-0.1153	0.1052	-1.096	0.27
Área total de la unidad	1.3125	0.2189	5.993	<0.001***
	<i>Aves pequeñas</i>			
Índice alto	-1.2381	1.6406	-0.751	0.45
Índice bajo	-1.2488	1.6413	-0.761	0.44
Índice moderado	-2.4083	1.6417	-1.467	0.14
Humedal	2.4514	1.7754	1.381	0.16
Marisma mareal	-0.1160	1.2613	-0.092	0.92
Planicie intermareal	0.6629	1.6184	0.410	0.68
Playa arenosa	1.0538	1.2310	0.856	0.39
Playa rocosa	2.0638	1.6223	1.272	0.20
Porcentaje de área inundada	-1.4606	0.0814	-17.926	<0.001***
Área total de la unidad	1.5118	0.4104	3.684	<0.001***

3.4 Efecto del disturbio sobre la actividad de alimentación

3.4.1 Selección de los modelos

De los modelos candidatos, los modelos preferidos por tener los valores más bajos del Criterio de Información de Akaike (AIC) fueron los modelos alternativos 2 de cada clase, en comparación con los modelos nulos y modelos alternativos 1 (Tabla 7).

3.4.2 Efecto del disturbio en todas las aves

Los resultados del modelo seleccionado (Tabla 8) no mostraron un efecto significativo del disturbio en el número de aves playeras en actividad de alimentación, sin considerar el tamaño de las mismas. Los parámetros mostraron una asociación positiva entre el número de aves alimentándose y cinco tipos de hábitat: humedal ($p < 0.001$), marisma mareal ($p < 0.001$), planicie intermareal ($p < 0.01$), playa arenosa ($p < 0.001$) y playa rocosa ($p < 0.01$), así como con el área total de la unidad ($p < 0.001$). También se mostró una asociación negativa del número de aves alimentándose y el porcentaje de área inundada ($p < 0.001$).

3.4.3 Efecto del disturbio en las aves grandes

Los resultados del modelo seleccionado (Tabla 8) no mostraron un efecto significativo del disturbio en el número de aves playeras grandes en actividad de alimentación. Los parámetros mostraron una asociación positiva entre el número de aves grandes alimentándose y cuatro tipos de hábitat: humedal ($p < 0.05$) marisma mareal ($p < 0.001$), planicie intermareal ($p < 0.05$) y playa arenosa ($p < 0.001$), pero una asociación negativa con el porcentaje de área inundada ($p < 0.001$).

3.4.4 Efecto del disturbio en las aves medianas

Los resultados del modelo seleccionado (Tabla 8) mostraron una asociación positiva entre el número de aves medianas alimentándose y los índices de disturbio bajo ($p < 0.001$) y moderado ($p < 0.001$). No se mostró asociación con el índice de disturbio alto. También hubo una asociación positiva del número de aves medianas en actividad de alimentación con dos tipos de hábitat: marisma mareal ($p < 0.01$) y playa rocosa ($p < 0.01$), pero una asociación negativa con el porcentaje de área inundada ($p < 0.001$).

3.4.5 Efecto del disturbio en las aves pequeñas

Tabla 7. Resultados de los modelos lineales generalizados mixtos para todas las aves, aves grandes, aves medianas y aves pequeñas. AIC: Criterio de Información de Akaike, Δ AIC: delta AIC, D: devianza de los residuales, D^2 : porcentaje de devianza explicada, g.d.: grados de libertad de los residuales.

Modelos	AIC	Δ AIC	D	D^2	g.d.
Todas las aves					
Nulo	25599.1	4,033.5	25595.1	-	230
Alternativo 1	21806.8	241.2	21796.8	14.83%	205
Alternativo 2	21565.6	0.00	21543.6	41.08%	199
Aves grandes					
Nulo	12809.6	1,773.4	12805.6	-	230
Alternativo 1	11188.5	152.3	11178.5	12.70%	205
Alternativo 2	11036.2	0.00	11014.2	13.98%	199
Aves medianas					
Nulo	4620.3	911.9	4616.3	-	230
Alternativo 1	3868.8	160.4	3858.8	16.40%	205
Alternativo 2	3708.4	0.00	3686.4	20.14%	199
Aves pequeñas					
Nulo	15928.7	1,824.3	15924.7	-	230
Alternativo 1	14109.3	4.9	14099.3	11.46%	205
Alternativo 2	14104.4	0.00	14082.4	11.56%	199

Los resultados del modelo seleccionado (Tabla 8) mostraron una asociación negativa del número de aves playeras pequeñas alimentándose y el disturbio bajo ($p < 0.05$) y moderado ($p < 0.05$). Por otro lado, hubo una asociación positiva con el humedal ($p < 0.01$) y el área total ($p < 0.001$), pero una asociación negativa con el porcentaje de área inundada ($p < 0.01$).

Tabla 8. Variables predictoras y parámetros de los modelos seleccionados para la actividad de alimentación de todas las aves, aves grandes, aves medianas y aves pequeñas. En negritas se denotan las variables que resultaron significativas.

Variables predictoras	Estimador	Error estándar	Z	Valor p
	<i>Todas las aves</i>			
Índice alto	0.0196	0.6167	0.032	0.97
Índice bajo	-0.4918	0.6173	-0.797	0.42
Índice moderado	-0.9774	0.6177	-1.582	0.11
Humedal	2.3217	0.6600	3.517	<0.001***
Marisma mareal	2.4356	0.4734	5.145	<0.001***
Planicie intermareal	1.9613	0.6036	3.249	<0.01**
Playa arenosa	2.2804	0.4625	4.930	<0.001***
Playa rocosa	1.6672	0.6115	2.276	<0.01**
Porcentaje de área inundada	-0.7537	0.0486	-15.498	<0.001***
Área total de la unidad	1.0143	0.1535	6.606	<0.001***
	<i>Aves grandes</i>			
Índice alto	-0.8261	0.9218	-0.896	0.37
Índice bajo	-1.1425	0.9220	-1.239	0.21
Índice moderado	-1.5809	0.9225	-1.714	0.08
Humedal	1.9397	0.9652	2.010	<0.05*
Marisma mareal	2.8769	0.6930	4.151	<0.001***
Planicie intermareal	2.0931	0.8834	2.369	<0.05*
Playa arenosa	2.4955	0.6769	3.686	<0.001***
Playa rocosa	1.1468	0.9124	1.257	0.20
Porcentaje de área inundada	-0.8093	0.0645	-12.534	<0.001***
Área total de la unidad	0.9550	0.2335	4.089	<0.001***
	<i>Aves medianas</i>			
Intercepto	-3.8780	0.9266	-4.185	<0.001***
Índice bajo	2.1980	0.2754	7.981	<0.001***
Índice moderado	0.6444	0.2826	2.281	<0.05*
Humedal	1.6272	0.9291	1.751	0.07
Marisma mareal	1.9111	0.6675	2.863	0.01**
Planicie intermareal	0.7560	0.8429	0.897	0.36
Playa arenosa	0.7625	0.6578	1.159	0.24
Playa rocosa	2.4557	0.8725	2.814	<0.01**
Porcentaje de área inundada	-1.5242	0.1160	-13.137	<0.001***
Área total de la unidad	1.2048	0.2239	5.381	<0.001***
	<i>Aves pequeñas</i>			
Índice alto	-2.1668	1.3335	-1.625	0.10
Índice bajo	-3.1652	1.3350	-2.371	<0.05*
Índice moderado	-3.3847	1.3355	-2.534	<0.05*
Humedal	3.7164	1.4399	2.581	<0.01**
Marisma mareal	1.0174	1.0270	0.991	0.32
Planicie Intermareal	1.9008	1.3115	1.449	0.14
Playa arenosa	1.9016	1.0026	1.901	0.0572
Playa rocosa	2.1565	1.3267	1.626	0.10
Porcentaje de área inundada	-0.2839	0.0934	-3.037	<0.01**
Área total de la unidad	1.4331	0.3325	4.310	<0.001***

3.5 Variación de respuesta entre tamaños

Se registraron 104 respuestas de vuelo en total ante eventos de disturbio; aves grandes (29% de los eventos, $n=21$), medianas (62.5% de los eventos, $n=45$), pequeñas (52.7% de los eventos, $n=38$). La mayor distancia de evasión estimada en los tres tamaños fue de 200 m y la menor distancia fue de 4 m en una sola ocasión por aves medianas (Figura 12). No se detectaron diferencias significativas en la distancia de inicio de vuelo entre los tres tamaños de aves (Kruskall-Wallis: $X^2= 1.4346$, $p > 0.05$). La reacción de vuelo a los 200 m fue ocasionada por una lancha en tres ocasiones y el vuelo a 140 m fue ocasionada por un ultraligero. De los 21 vuelos de evasión de las aves grandes, se pudo constatar para 17 eventos que las aves regresaron al sitio en un 82% de las ocasiones. De los 45 vuelos de evasión de las aves medianas, se pudo constatar para 38 eventos, que las aves regresaron al sitio en un 67% de las ocasiones. De los 38 vuelos de evasión de las pequeñas, se pudo constatar en 31 eventos, que las aves en regresaron al sitio en un 60.5% de las ocasiones.

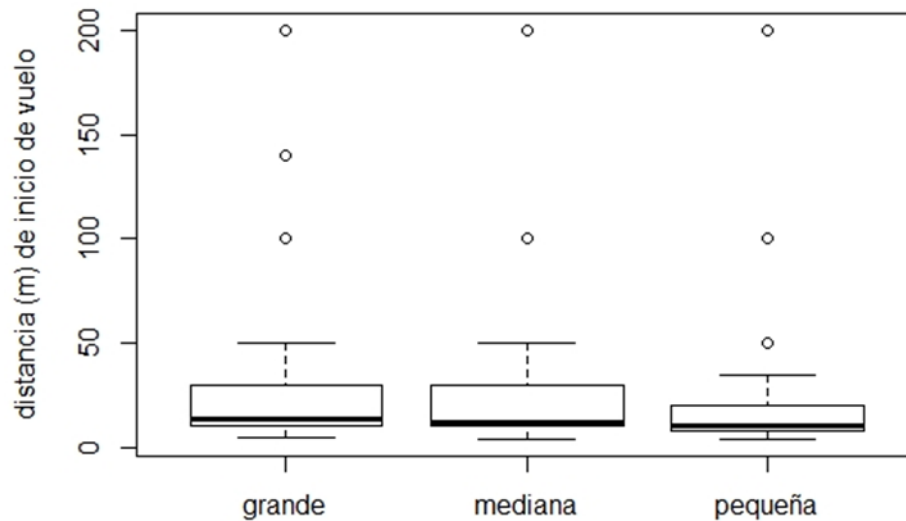


Figura 12. Distancia (m) estimada de inicio de vuelo en cada uno de los tres tamaños de aves playeras.

Capítulo 4. Discusión

En este estudio se describen relaciones de abundancia y distribución de las aves playeras con el disturbio en la Bahía de Todos Santos en los 10 meses de la temporada no reproductora, incluyendo los periodos de migración de otoño y primavera. El objetivo fue evaluar si ocurren cambios en el número de aves playeras y en su actividad de alimentación con respecto al disturbio en el sitio. Este trabajo brinda por primera vez un índice de disturbio que combina los atributos de tipo, intensidad y frecuencia. Los atributos de tipo e intensidad se utilizaron para explorar relaciones entre el disturbio y factores ambientales. Al agregar el atributo de frecuencia se obtuvo un índice que se dividió en tres categorías de disturbio: bajo, moderado y alto. A este índice de disturbio, se acoplaron variables ambientales para ajustar modelos que permitieron detectar asociaciones del disturbio, tipo de hábitat y variables ambientales tanto con el número de aves playeras como con su actividad de alimentación.

El disturbio en la Bahía de Todos Santos fue principalmente de tipo antropogénico. La mayor proporción de eventos de disturbio fueron personas, perros sin correa y vehículos (automóviles y vehículos todo terreno). Las personas se observaron involucradas principalmente en actividades recreativas tales como caminar, trotar y correr. Varios usuarios realizaron estas actividades en compañía de perros, ya sea con o sin correa. Se ha hecho notar que mantener a los perros con correa puede reducir tanto la probabilidad de perturbación como el número de aves perturbadas (Lafferty, 2001). La prevalencia de estos mismos agentes ha sido reportada para otros sitios costeros que las aves playeras usan en el Corredor del Pacífico, e.g. Ventura, California (Lafferty et al., 2013), Ensenada de La Paz, Baja California Sur (Vargas, 2016) así como en la costa del Atlántico (Mayo y Paton, 2015; Gibson et al., 2018). Particularmente el acceso de vehículos en sitios que usan las aves playeras ha impactado directamente la supervivencia (Schlacher et al., 2013) y en la Bahía de Todos Santos han afectado procesos conductuales vitales de otros organismos como la foca de puerto *Phoca vitulina* en el estero de Punta Banda (Ruiz, 2016).

Los eventos de disturbio natural estuvieron asociados en su mayoría a aves rapaces. Las aves playeras realizaron vuelos de evasión únicamente con el gavilán *Circus hudsonius* y el cernícalo *Falco sparverius*. El gavilán *Circus hudsonius* fue ocasionalmente observado en la marisma del estero de Punta Banda. Anteriormente, se ha documentado que 39 de los 53 ataques del gavilán *Circus hudsonius* fueron cometidos hacia aves playeras en Laguna Bolinas, California (Page y Whitacre, 1975). Así también, anteriormente se documentó en el estero de Punta Banda ataques hacia el playerito *Calidris mauri* por el

halcón *Falco mexicanus* y el gavilán *Accipiter cooperi*, aunque no se menciona el número de ataques observados (Buenrostro et al., 1999).

4.1 Relación entre las variables ambientales y el disturbio

Como parte del proceso de cuantificación del disturbio se logró verificar que las categorías de grado de disturbio propuestas (bajo, medio, fuerte y severo) fueron diferenciables entre sí y que además, dichos valores del grado de disturbio representado por el tipo de agente e intensidad podrían modificarse de acuerdo a las variables ambientales registradas en cada uno de los censos. Efectivamente, el grado de disturbio bajo y medio estuvo influenciado por factores ambientales tales como la cobertura de nubes, el viento, la marea y el porcentaje de área inundada. Dichas relaciones fueron detectadas por los modelos lineales generalizados validados por sus valores predichos. En la Bahía de Todos Santos, el grado de disturbio podría variar de acuerdo a la proporción de área inundada en el estero de Punta Banda y la Playa Pública. Anteriormente se ha visto en el estero de Exe, Inglaterra, que la afluencia de personas y las actividades que realizan, tales como la recolección de moluscos, caminatas y paseo con perros, varía de acuerdo a periodos de inundación y exposición de las planicies intermareales por los ciclos de mareas (Goss-Custard y Verboven, 1993). De manera similar, en el estero de Punta Banda se observaron personas recolectando moluscos en las planicies lodosas e incluso conduciendo automóviles y vehículos todo terreno sobre el sedimento expuesto al bajar la marea. Por otro lado, el porcentaje de cobertura de nubes y la condición del viento pudieran reflejar la temperatura ambiental durante el censo. En un estudio realizado en Punta Napatree, Rhode Island, se encontró que la frecuencia de disturbio antropogénico tendió a incrementar con la temperatura (Mayo y Paton, 2015).

4.2 Efecto del disturbio sobre la densidad de aves playeras

La densidad de aves playeras no varió de acuerdo al componente estacional. La densidad relativamente homogénea detectada en la Bahía de Todos Santos sugiere que el sitio se mantuvo con cierta capacidad de carga a lo largo de las temporadas. Esta situación fue similar a lo documentado por Carmona et al. (2004) para el estero de Punta Banda, en donde la abundancia estacional fue homogénea con un ligero

incremento durante la temporada de otoño en los meses de octubre y noviembre y durante la primavera en marzo.

Sin considerar la composición específica de la comunidad de aves playeras, el disturbio (natural y antropogénico) no tuvo efecto sobre el número de aves playeras en la Bahía de Todos Santos. Una posible explicación a este escenario es que el disturbio medido no haya alcanzado aún los niveles de intensidad y frecuencia de manera tal que impida a los individuos hacer uso del sitio. No obstante, cuando las aves se encuentran en sitios con disturbio, no necesariamente implica que no haya una condición de vulnerabilidad. Si bien existe la posibilidad del habituamiento a ciertos niveles de actividad humana (Burger y Gochfeld, 1991), se ha propuesto que las aves podrían permanecer en los sitios a costa del disturbio si no cuentan con la oportunidad de moverse a hábitats alternativos para continuar sus actividades (Gill et al., 2001a). Teóricamente, los hábitats alternativos deberían encontrarse cercanos o ser de alta calidad para que las aves logran compensar el gasto energético empleado en la evasión y movimiento desde sitios con disturbio (Gill et al., 2001a). Al analizar el efecto del disturbio de acuerdo al tamaño de las aves, se constató que el disturbio tampoco tuvo efecto sobre la densidad de aves grandes y pequeñas. No obstante, fue interesante encontrar que el número de aves medianas aumentó con un índice de disturbio de bajo a moderado. Esto sugiere que las especies medianas se congregaron en áreas menos perturbadas y con un menor número de actividades recreativas (Cornelius et al., 2001). Anteriormente se encontró que el número de *Limnodromus griseus* y *Calidris canutus*, especies de tamaño mediano, se redujo dramáticamente a lo largo del tiempo a causa del aumento de vehículos en la playa de Plymouth, Massachussets (Pfister et al., 1992).

Otra variable asociada al número de aves playeras fue el tipo de hábitat. Las marismas mareales fueron hábitats preferidos por las aves playeras pues contienen áreas extensas y someras, vegetación escasa y planicies lodosas en donde descansar y alimentarse (Colwell, 2010). De manera particular, las especies de tamaño grande se asociaron al humedal y a la marisma mareal. El humedal de la Lagunita El Ciprés, a pesar de ser pequeño (3.30 ha), concentró a finales de marzo el mayor número de individuos del playero *Tringa semipalmata* y el picopando *Limosa fedoa* en el sitio. En el estero de Punta Banda ya se ha documentado a estas dos especies entre las más abundantes (Palacios et al., 1991). Otras especies de tamaño mediano se asociaron a la costa rocosa. La presencia del playero *Calidris virgata* y el playero *Tringa incana* está determinada en gran parte por la distribución de costas rocosas a lo largo de las rutas migratorias (Senner y McCaffery, 1997; Gill et al., 2002).

Por último, también el porcentaje de área inundada fue una variable asociada al incremento en el número de aves playeras en conjunto, sin considerar sus tamaños. El porcentaje de área inundada refleja una extensión superficial de agua, cuyo componente de profundidad, aunque no fue medido, se ha documentado como una variable del hábitat determinante en el uso de las aves playeras y que además la medida varía entre las especies (Isola et al., 2000). De manera particular, el porcentaje de área inundada se asoció con la disminución de aves playeras pequeñas. En este grupo se registraron 7 especies de los géneros *Calidris* y *Charadrius*. El efecto pudo deberse a la afinidad que muestran estas especies con cierta profundidad del agua. En los humedales del Valle de San Joaquín, California, se documentó que aves pequeñas como los playeros *Calidris mauri*, *C. alpina* y *C. alba* utilizaron profundidades de 1-3 cm mientras que aves playeras de mayor tamaño como la avoceta *Recurvirostra americana* y utilizaron profundidades de 5 a 11 cm (Isola et al., 2000). En Ensenada de La Paz, Baja California Sur, se reportó también una afectación de las aves playeras pequeñas con un incremento en el porcentaje de área inundada (Vargas, 2016).

4.3. Efecto del disturbio en la actividad de alimentación

La actividad de alimentación fue la predominante en la Bahía de Todos Santos. El reabastecimiento energético de las aves es esencial para la supervivencia durante la temporada no reproductora y para prepararse para sus periodos de vuelo en especies migratorias. Las aves playeras migratorias suelen invertir gran parte del día en dicha actividad (Brabata y Carmona, 1998; Long y Ralph, 2001) por lo que el número de individuos en actividad de alimentación podría afectarse por el disturbio, ya que en lugar de alimentarse llevarían a cabo actividades de respuesta ante el disturbio o bien, podrían percibir un hábitat degradado.

De acuerdo con los resultados, el disturbio no tuvo efecto sobre el número total de aves playeras en actividad de alimentación. Al parecer, a pesar del disturbio presente, las aves encontraron oportunidades para alimentarse. Una probable explicación para este escenario sería que el balance entre la permanencia o la evasión ante el riesgo de depredación se estuviera inclinando al permanecer alimentándose pues representa una actividad que puede potencializar la adecuación (Frid y Dill, 2002). Una situación de permanencia también podría ser reflejo de una condición nutricional empobrecida en los individuos. Beale y Monaghan (2004) demostraron experimentalmente que los individuos de *Arenaria interpres* provistos

de suplemento alimenticio, mostraron respuestas de reacción al disturbio más pronto que los individuos sin suplemento.

No obstante, el disturbio afectó de manera distinta la actividad de alimentación de las aves de acuerdo con su tamaño. Un escenario con disturbio bajo a moderado fue suficiente para disminuir el número de aves pequeñas alimentándose. Esto indica un efecto de disturbio modulado por el tamaño del ave y sobre una actividad que es esencial. Las aves pueden divergir el tiempo hacia otras conductas de respuesta ante las amenazas de disturbio. En el estudio de Yasué (2005) realizado en la playa Pachena en la costa de Columbia Británica, Canadá, se cuantificó el disturbio humano por la densidad de personas presentes en la playa y se encontró que una mayor densidad de personas tuvo un efecto negativo sobre la tasa de forrajeo del chorlito *Charadrius semipalmatus*, posiblemente por la inversión de mayor tiempo de vigilancia ante las amenazas. Es posible que las aves pequeñas puedan compensar el tiempo perdido en alimentación extendiendo su rutina de forrajeo durante horarios con menor disturbio como se ha notado en el playero *C. alba* (Burger y Gochfeld, 1991). De lo contrario, si no lograran obtener el aporte energético requerido, podrían encontrarse entonces en mayor riesgo, pues su metabolismo es tan elevado que cuentan con una menor capacidad de retener reservas energéticas y así con una menor capacidad de compensar los costos del disturbio (Piersma y Vanbrederode, 1990). Así también, el disturbio tiene el potencial de alterar la calidad del hábitat percibida por las aves pequeñas. La calidad del hábitat puede relacionarse directamente con la disponibilidad de presas (Gill, 2007). Por ejemplo, Gibson et al. (2018) documentaron que el disturbio humano se asoció con la reducción de masa corporal del chorlito *Charadrius melodus* en sitios de invernada en la costa del Atlántico y una posible explicación fue que el disturbio degrada el hábitat a través de la reducción de macroinvertebrados, presas del chorlito.

También otras variables del hábitat resultaron con efectos importantes sobre el número de aves playeras en alimentación. En particular, el porcentaje de área inundada disminuyó el número de aves playeras alimentándose. Las aves playeras hacen uso de porciones inundadas para otras actividades, pero para la actividad de alimentación buscan preferentemente superficies expuestas pues dependen de los invertebrados del macrobentos que se encuentran disponibles al exponerse los sedimentos durante la marea baja (Piersma et al., 1993). Esto concuerda también con la asociación de un menor número de aves grandes en actividad de alimentación con porcentaje de área inundada, por ejemplo, el zarapito *Numenius americanus*, el picopando *Limosa fedoa* y el playero *Tringa semipalmata* cuya morfología del pico les permite sondear el sedimento expuesto en busca de sus presas (Brabata y Carmona, 1998).

El número de aves pequeñas en alimentación decreció con el porcentaje de inundación, lo que podría explicar por la morfología de las especies de este grupo. Se ha documentado que los tamaños son muy importantes para dividir a las aves playeras en hábitats de forrajeo. Por ejemplo, los playeros *Calidris alba*, *C. alpina*, y *C. mauri* usaron preferentemente profundidades de apenas 1 a 3 cm para alimentarse en humedales del Valle de San Joaquín, California (Isola et al., 2000) y por su tamaño pequeño evaden profundidades mayores. En este estudio, el playero blanco *C. alba* y el chorlito nevado *Charadrius nivosus* fueron registrados preferentemente en las playas arenosas de la bahía. Adicionalmente, ya que las playas arenosas son estrechas, un mayor porcentaje de área inundada podría actuar simultáneamente con la exposición de estas aves a agentes de disturbio. Esto podría suceder si al reducirse la extensión de forrajeo a causa de la marea, los individuos se encontraran más próximos a las amenazas y limitar su tiempo de forrajeo limitado.

4.4. Variación en la respuesta al disturbio

Adicionalmente al análisis del efecto del disturbio sobre el número de aves playeras, se exploró si la respuesta observada en las aves ante los eventos de disturbio variaba entre los diferentes tamaños. La medida de respuesta analizada fue la distancia a la que el ave inició el vuelo de evasión de la fuente de disturbio, una variable que ha sido utilizada para explorar la variación interespecífica al disturbio (Blumstein et al., 2005; Koch y Paton, 2014; Collop et al., 2016). Sin embargo, en este estudio, no se encontraron diferencias significativas de dicha distancia entre las aves grandes, medianas y pequeñas. Esto pudo deberse a la variedad de fuentes e intensidad de disturbio implicados en los vuelos de evasión ya que en otros estudios se registró la distancia de inicio de vuelo de evasión para un ave focal expuesta al disturbio de un peatón aproximándose al ave (Koch y Paton, 2014; Collop et al., 2016). Las especies podrían responder con la misma magnitud ante el paso de un ultraligero, los cuales se han considerado particularmente perturbadores (Smit y Visser, 1993) pero mostrar variaciones más sutiles al tratarse de personas caminando o trotando en el área.

Adicionalmente, en la mayoría de las ocasiones, las aves de cualquiera de los tres tamaños, regresaron al sitio después de ocurrido el disturbio. Se espera que las aves abandonen un área de forrajeo si el sitio es pobre en recursos pues el gasto energético que representa moverse del sitio se puede compensar con oportunidades de recursos en sitios alternativos (Frid y Dill, 2002). Sin embargo, en la Bahía de Todos Santos parece haber una tendencia general de las aves por permanecer en los sitios a pesar del disturbio.

Si los hábitats alternativos son escasos, entonces los repetidos vuelos de evasión por parte de las aves playeras podrían elevar los costos de permanencia, pues los vuelos de evasión proporcionan el beneficio de huida de las amenazas, pero también incurre gastos energéticos mediante la locomoción (Weston et al., 2014).

Capítulo 5. Conclusiones

- El tamaño del ave influyó en el efecto del disturbio sobre la densidad de aves playeras y su actividad de alimentación.
- Las personas, perros sin correa y vehículos fueron los agentes de disturbio más frecuentes y que afectaron negativamente la actividad de alimentación de aves de tamaño pequeño tales como los playeritos del género *Calidris* y chorlitos del género *Charadrius* en la Bahía de Todos Santos.
- El número de aves playeras de tamaño mediano incrementó con un escenario de disturbio bajo a moderado en la Bahía de Todos Santos.
- Se logró distinguir afinidades de hábitat diferenciables entre las especies de aves playeras en la Bahía de Todos Santos. El número de aves grandes y medianas aumentó en humedales y marisma mareal. La playa rocosa fue un hábitat de preferencia para especies de tamaño mediano.
- El porcentaje de inundación fue una variable asociada significativamente al número de aves playeras. El número de aves alimentándose decreció con mayores porcentajes de inundación para los tres tamaños.
- El agente y la intensidad de disturbio podrían variar de acuerdo al porcentaje de inundación, especialmente en el estero de Punta Banda.
- Se recomienda que las estrategias de conservación y manejo de aves playeras en la Bahía de Todos Santos consideren que diferentes tamaños de aves responden de manera distinta al disturbio, así como la composición de especies y su afinidad hacia hábitats de preferencia.

Literatura citada

- Anda-Martín, B.I., Chavira-Silva, J., Del Toro-Kobzeff, A., Flores-Zavala, R.A., Jaimes-Lugo, M.E., González-Acevedo, Z.I. 2013. Características ambientales de La Lagunita de El Ciprés, Mpio. De Ensenada, Baja California y las amenazas a su conservación. *GEOS*, 33(2), 1-18.
- Andres, B.A., Smith, P.A., Morrison, R.G., Gratto-Trevor, C.L., Brown, S.C., Friis, C.A. 2012. Population estimates of North American shorebirds, 2012. *Wader Study Group Bulletin*, 119(3), 178-194.
- Albores-Barajas, Y., Soldatini, C. 2011. Effects of human disturbance on a burrow nesting seabird. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82, 1262-1266.
- Baker, A.J., González, P.M., Piersma, T., Niles, L.J., de Lima Serrano do Nascimento, I., Atkinson, P. W., Clark, N.A., Minton, C.D.T., Peck, M.K., Aarts, G. 2004. Rapid population decline in Red Knots: Fitness consequences of decreased refuelling rates and late arrival in Delaware Bay. *Proceedings of the Royal Society of London B*, 271, 875-882.
- Bart, J., Brown, S., Harrington, B., Morrison, R.I.G. 2007. Survey trends of North American shorebirds: population declines or shifting distributions? *Journal of Avian Biology*, 38, 73-82.
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., Walker, S. 2015. lme4: Linear mixed effects models using Eigen and S4. R Package version 1.1-8. Consultado el 12 de noviembre de 2018, de <http://CRAN-project.org/package=lme4>.
- Beale, C.M., Monaghan, P. 2004. Behavioural responses to human disturbance: a matter of choice? *Animal Behaviour*, 68, 1065-1069.
- Berlanga, H., Gómez de Silva, H., Vargas-Canales, V.M., Rodríguez-Contreras, V., Sánchez-González, L.A., Ortega-Álvarez, R., Calderón-Parra, R. 2015. Aves de México: Lista actualizada de especies y nombres comunes. CONABIO, Ciudad de México.
- Birdlife International. 2018. Birdlife checklist version 9.1. Consultado el 10 de septiembre, de: datazone.birdlife.org/species/taxonomy.
- Blumstein, D.T., Fernández-Juricic, E., Zollner, P.A., Garity, S.C. 2005. Inter-specific variation in avian responses to human disturbance. *Journal of Applied Ecology*, 42(5), 943-953.
- Bolker, B.M., Brooks, M.E., Clark, C.J., Geange, S.W., Poulsen, J.R., Stevens, M.H.R., White, J.S. Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends in Ecology and Evolution*, 24 (3), 127-135.
- Brabata, G., Carmona, R. 1998. Conducta alimentaria de cuatro especies de aves playeras (Charadriiformes: Scolopacidae) en Chametla, B.C.S., México. *Revista de Biología Tropical*. 47(1-2), 239-243.

- Brown, S., Hickey, C., Harrington, B., Gill, R., eds. 2001. The U.S. Shorebird Conservation Plan, 2nd ed. Manomet Center for Conservation Sciences. Manomet, Massachusetts. pp.1-64.
- Burger, J., Gochfeld, M. 1991. Human activity influence and diurnal and nocturnal foraging of sanderlings (*Calidris alba*). *Condor*, 259-265.
- Burger, J. 1991. Foraging behavior and the effect of human disturbance on the piping plover (*Charadrius melodus*). *Journal of Coastal Research*, 39-52.
- Burger, J. 1994. The effect of human disturbance on foraging behavior and habitat use in Piping Plover (*Charadrius melodus*). *Estuaries*, 17(3), 695-701.
- Burger, J., Jeitner, C., Clark, K., Niles, L.J. 2004. The effect of human activities on migrant shorebirds: successful adaptive management. *Environmental Conservation*, 31(4), 283-288.
- Burton, N.H.K., Rehfisch, M.M., Clark, N.A. 2002. Impacts of disturbance from construction work on the densities and feeding behavior of waterbirds using the intertidal mudflats of Cardiff Bay, UK. *Environmental Management*, 30(6), 0865-0871.
- Butler, R.W., Ydenberg, R.C., Donaldson, G.D., Brown, S. 2004. Hypotheses to explain census declines in North American shorebirds. Consultado el 10 de septiembre de 2017, de: www.shorebirdresearch.org/workinggroups.htm.
- Carmona, R., Ruiz-Campos, G., Brabata, G. 2004. Seasonal abundance of migrant shorebirds in Baja California Peninsula, Mexico, and California, USA. *Wader Study Group Bulletin*, 105, 65-70.
- Cayuela, 2010. Modelos Lineales Generalizados (GLM). Ecolab, Centro Andaluz de Medio Ambiente, 58-87.
- Collop, C., Stillman, R.A., Garbutt, A., Yates, M.G., Rispin, E., Yates, T. 2016. Variability in the area, energy and time costs of wintering waders responding to disturbance. *Ibis*, 158(4), 711-725.
- Colwell, M.A. 2010. Managing human disturbance. En: *Shorebird ecology, conservation, and management*. University of California Press, California. pp. 279-292.
- Cornelius, C., Navarrete, S.A., Marquet, P.A. 2001. Effects of human activity on the structure of coastal marine bird assemblages in central Chile. *Conservation Biology*, 15(5), 1396-1404.
- Cruz-Colín, M.E. 1997. Erosión y aporte sedimentario de los cantiles marinos de la Bahía de Todos Santos, Baja California, en el periodo de 1970 a 1991. *Ciencias Marinas*, 23(3), 303-315.
- Davidson, N.C., Rothwell, P.I. 1993. Human disturbance to waterfowl on estuaries: conservation and coastal management implications of current knowledge. *Wader Study Group Bulletin*, 68, 97-105.

- Engilis, A., Oring, L.W., Carrera, E., Nelson, J.W., López, A.M. 1998. Shorebird surveys in Ensenada Pabellones and Bahía Santa María, Sinaloa, Mexico: critical winter habitats for Pacific Flyway shorebirds. *The Wilson Bulletin*, 332-341.
- Finney, S.K., Pearce-Higgins, J.W., Yalden, D.W. 2005. The effect of recreational disturbance on an upland breeding bird, the golden plover *Pluvialis apricaria*. *Biological Conservation*, 121(1), 53-63.
- Fox, A.D., Madsen, J. 1997. Behavioural and distributional effects of hunting disturbance on waterbirds in Europe: implications for refuge design. *Journal of Applied Ecology*, 34, 1-13.
- Freeman, 2017. An Introduction to Hierarchical Modeling. Consultado el 18 de septiembre de 2018, de <http://mfviz.com/hierarchical-models/>.
- Frid, A., Dill, L. 2002. Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. *Conservation Ecology*, 6(1), 11 (online). Consultado el 2 de diciembre de 2018, de <https://www.ecologyandsociety.org/vol6/iss1/art11/print.pdf>.
- Gibson, D., Chaplin, M.K., Hunt, K.L., Friedrich, M.J., Weithman, C.E., Addison, L.M., Cavalieri, V., Coleman, S., Cuthbert, F.J., Fraser, J.D., Golder, W., Hoffman, D., Karpanty, S.M., Van Zoeren, A., Catlin, D.H. 2018. Impacts of anthropogenic disturbance on body condition, survival, and site fidelity of nonbreeding Piping Plovers. *The Condor: Ornithological Applications*, 120, 566-580.
- Gill, J.A., Norris, K., Sutherland, W.J. 2001(a). Why behavioural responses may not reflect the population consequences of human disturbance. *Biological Conservation*, 97(2), 265-268.
- Gill, J.A., Norris, K., Potts, P.M., Gunnarsson, T.G., Atkinson, P.W., Sutherland, W.J. 2001(b). The buffer effect and large-scale population regulation in migratory birds. *Nature*, 412, 436-438.
- Gill, R.B., McCaffery, B.J., Tomkovich, P.S. 2002. Wandering Tattler (*Tringa incana*), version 2.0. En: Poole, A.F., Gill, F.B. (Eds.). *The Birds of North America*, Cornell Lab of Ornithology, Nueva York. Consultado el 23 de octubre de 2018 de <https://birdsna.org/Species-Account/bna/species/wantat1/introduction>.
- Gill, J.A. 2007. Approaches to measuring the effects of human disturbance on birds. *Ibis*, 149 (S1), 9-14.
- González-Abraham, C.E., Garcillán, P.P., Ezcurra, E., Grupo de Trabajo de Ecorregiones. 2010. Boletín de la Sociedad Botánica de México, 87, 69-82.
- Goss-Custard, J.D., Verboven, N. 1993. Disturbance and feeding shorebirds on the Exe estuary. *Wader Study Group Bulletin*, 68 (Special Issue), 59-66.
- Goss-Custard, J.D., Triplet, P., Sueur, F., West, A.D. 2006. Critical thresholds of disturbance by people and raptors in foraging waders. *Biological Conservation*, 127, 88-97.

- Hockin, D., Ounsted, M., Gorman, M., Hill, D., Keller, V., Barker, M.A. 1992. Examination of the effects of disturbance on birds with reference to its importance in ecological assessments. *Journal of Environmental Management*, 36, 253-286.
- Howes, J., Bakewell, D. 1989. *Shorebirds Studies Manual*. Asian Wetland Bureau Publication No 55, Kuala Lumpur.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). Encuesta Intercensal. 2015. Consultado el 17 de octubre de 2018, de <http://cuentame.inegi.org.mx/monografias/informacion/bc/poblacion/>.
- Isola, C.R., Colwell, M.A., Taft, O.W., Safran, R.J. 2000. Interspecific differences in habitat use of shorebirds and waterfowl foraging in managed wetlands of California's San Joaquin Valley. *Waterbirds*, 23(2), 196-203.
- IUCN (International Union for Conservation of Nature). 2018. The IUCN Red List of Threatened Species Version 2018-1. Consultado el 05 de mayo de 2018, de <http://www.iucnredlist.org>.
- IWMM (Integrated Waterbird Management and Monitoring). 2017. *Integrated Waterbird Management and Monitoring Approach for Nonbreeding Waterbirds Monitoring Manual*, version 9. Consultado el 23 de marzo de 2018, en https://iwmmprogram.org/documents/IWMM_Manual_V9.0_final_11_20_2017.pdf
- Kirby, J.S., Stattersfield, A.J., Butchart, S.H.M., Evans, M.I., Grimmett, R.F.A., Jones, V.R., O'Sullivan, J., Tucker, G.M., Newton, I. 2008. Key conservation issues for migratory land-and waterbird species on the world's major flyways. *Bird Conservation International*, 18(S1), S49-S73.
- Koch, S.L., Paton, P.W. 2014. Assessing anthropogenic disturbances to develop buffer zones for shorebirds using a stopover site. *The Journal of Wildlife Management*, 78(1), 58-67.
- Lafferty, K.D. 2001. Birds at a Southern California beach: seasonality, habitat use and disturbance by human activity. *Biodiversity and Conservation*, 10(11), 1949-1962.
- Lafferty, K.D., Goodman, D., Sandoval, C.P. 2006. Restoration of breeding by snowy plovers following protection from disturbance. *Biodiversity and Conservation*, 15(7), 2217-2230.
- Lafferty, K.D., Rodriguez, D.A., Chapman, A. 2013. Temporal and spatial variation in bird and human use of beaches in southern California. *SpringerPlus*, 2-38.
- Landgrave, R., Moreno-Casasola, P. 2012. Evaluación cuantitativa de la pérdida de humedales en México. *Investigación Ambiental*, 4(1), 19-35.
- Landys-Ciannelli, M.M., Piersma, T., Jukema, P. 2003. Strategic size changes of internal organs and muscle tissue in the Bar-tailed Godwit during fat storage on a spring stopover site. *Functional Ecology*, 17(2), 151-159.

- Lee, C.T., Birch, A. 2006. Advances in the field identification of North American Dowitchers. *Birding*, 38, 34-42.
- Long, L.L., Ralph, C.J. 2001. Dynamics of habitat use by shorebirds in estuarine and agricultural habitats in Northwestern California. *The Wilson Bulletin*, 113(1), 41-52.
- Madsen, J. 1995. Impacts of disturbance on migratory waterfowl. *Ibis*, 137(S1), S67-S74.
- Mangeaud, A., Videla, M. 2005. En busca de la independencia perdida: la utilización de Modelos Lineales Generalizados Mixtos en pruebas de preferencia. *Ecología Austral*, 15, 199-206.
- Martín, B., Delgado, S., Cruz, A., Tirado, S., Ferrer, M. 2015. Effects of human presence on the long-term trends of migrant and resident shorebirds: evidence of local population declines. *Animal Conservation*, 18(1), 73-81.
- Mayo, T.W., Paton, P.W.C. 2015. Responses of birds to humans at a coastal barrier beach: Napatree Point, Rhode Island. *Northeastern Naturalist*, 22(3), 501-512.
- Meager, J.J., Schlacher, T.A., Nielsen, T. 2012. Humans alter habitat selection of birds on ocean-exposed sandy beaches. *Diversity and Distributions*, 18, 294-306.
- Micó, G.A. 2012. MDS Métrico y no-métrico con datos de proximidad: intervalos de error en la interpretación de resultados. VII Conferencia Española de Biometría.
- Migratory Shorebird Project, 2010. Consultado el 23 de enero de 2018, en http://www.migratoryshorebirdproject.org/uploads/documents/AreaSearchProtocol_Coast_2017.pdf.
- Morrison, R.I.G., Ross, R.K., Niles, L.J. 2004. Declines in wintering populations of Red Knots in southern South America. *The Condor*, 106, 60-70.
- Myers, J.P. 1983. Conservation of migrating shorebirds: staging areas, geographic bottlenecks, and regional movements. *American Birds*, 37(1), 23-25.
- Nakagawa, S., Schielzeth, H. 2013. A general and simple method for obtaining R^2 from generalized linear mixed-effects models. *Methods in Ecology and Evolution*, 4, 133-142.
- National Audubon Society. 2018. Flyways of the Americas. Consultado el 20 de octubre de 2017 en: [https:// www.audubon.org/birds/flyways](https://www.audubon.org/birds/flyways).
- Navedo, J.G., Masero, J.A. 2007. Measuring potential negative effects of traditional harvesting practices on waterbirds: a case study with migrating curlews. *Animal Conservation*, 10(1), 88-94.
- Newton, I. 2004. Population limitation in migrants. *Ibis*, 146(2), 197-226.

- Newton, I. 2006. Can conditions experienced during migration limit the population levels of birds? *Journal of Ornithology*, 147(2), 146-166.
- Norris, R. 2005. Carry-over effects and habitat quality in migratory populations. *Oikos*, 109(1), 178-186.
- Orozco, V., Gutiérrez-Galindo, E.A. 1983. Contaminación fecal costera en la zona del puerto de Ensenada, Baja California. *Ciencias Marinas*, 9(1), 27-34.
- Page, G., Whitacre, D.F. 1975. Raptor predation on wintering shorebirds. *The Condor*, 77, 73-83.
- Page, G.W., Palacios, E., Alfaro, L., Gonzalez, S., Stenzel, L.E., Jungers, M. 1997. Numbers of wintering shorebirds in coastal wetlands of Baja California, Mexico. *Journal of Field Ornithology*, 68(4), 562-574.
- Palacios, E., Escofet, A., Loya-Salinas, D.H. 1991. El Estero de Punta Banda, B.C., México como eslabón del "Corredor del Pacífico": abundancia de aves playeras. *Ciencias Marinas*, 17(3), 109-131
- Pfister, C., Harrington, B.A., Lavine, M. 1992. The impact of human disturbance on shorebirds at a migration staging area. *Biological Conservation*, 60, 115-126.
- Piersma, T., Vanbrederode, N.E. 1990. The estimation of fat reserves in coastal waders before their departure from northwest Africa in spring. *Ardea*, 78, 221-236.
- Piersma, T., de Goeij, P., Tulp, I. 1993. An evaluation of intertidal feeding habitats from a shorebird perspective: towards relevant comparisons between temperate and tropical mudflats. *Netherlands Journal of Sea Research*, 31(4), 503-512.
- Piersma, T., Rogers, D.I., González, P.M., Zwarts, L., Niles, L.J., de Lima Serrano Donascimento, I., Minton, C.D.T., Baker, A.J. 2005. Fuel storage rates in Red Knots worldwide: facing the severest ecological constraint in tropical intertidal conditions? En: Greenberg, R., Marra, P.P. (Eds.), *Birds of two worlds: the ecology and evolution of migratory birds*. Johns Hopkins University Press, Baltimore (pp. 262-274).
- Portal del Gobierno de Baja California, 2015. Consultado el 16 de octubre de 2018, de: http://www.bajacalifornia.gob.mx/portal/nuestro_estado/municipios/ensenada/evolucion_dem_o.jsp.
- R Core Team, 2015. A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- RAMSAR. 2006. Servicio de información sobre sitios Ramsar. Revisado el 29 de octubre de 2017, de: <https://rsis.ramsar.org/es/ris/1604>.
- Rivera Campos, Rocío Urapiti. 2006. Valoración ecológica de pequeños humedales costeros del noroeste de Baja California. Tesis de Maestría en Ciencias. Centro de Investigación y de Educación Superior de Ensenada, Baja California. 97 pp.

- Rosas, R., Espejel, I., Cervantes, O., Ferrer, A. 2013. La percepción de la playa como un elemento importante para la certificación de playas limpias. Ejemplo de Ensenada, Baja California, México. Consultado el 05 de junio de 2018, de: <http://researchgate.net/publication/266307382>.
- Ruiz Mar, María Guadalupe. 2016. Determinación del periodo de lactancia y cuidado materno en la foca de puerto Phoca vitulina richardii y su relación con el disturbio humano en el estero de Punta Banda, Baja California, México. Tesis de Maestría en Ciencias. Centro de Investigación y de Educación Superior de Ensenada, Baja California. 80 pp.
- Schlacher, T.A., Nielsen, T., Weston, M.A. 2013. Human recreation alters behaviour profiles of non-breeding birds on open-coast sandy shores. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 118, 31-42.
- Secretaría de Fomento Agropecuario. 2015. Consultado el 12 de septiembre de 2018, en http://www.oeidrusbc.gob.mx/oeidrus_bca/pdf/biblioteca/panoramas/2015/FICHA%20MANEA%20DERO%202015.pdf.
- SEMARNAT. 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-ECOL-2010. Protección Ambiental-Especies Nativas de México de Flora y Fauna Silvestres-Categorías de Riesgo y Especificaciones para su Inclusión, Exclusión o Cambio- Lista de Especies en Riesgo. Diario Oficial de la Federación, Segunda Sección. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México.
- Senner, S.E., McCaffery, B.J. 1997. Surfbird (*Calidris virgata*), version 2.0. En: Poole, A.F., Gill, F.B. (Eds.). *The Birds of North America*, Cornell Lab of Ornithology, Nueva York. Consultado el 23 de octubre de 2018 de <https://birdsna.org/Species-Account/bna/species/surfbird/distribution>.
- Smit, C.J., Visser, G.J. 1993. Effects of disturbance on shorebirds: a summary of existing knowledge from the Dutch Wadden Sea and Delta. *Wader Study Group Bulletin*, 68, 6-19.
- StatSoft, Inc. 2005. STATISTICA, version 7.1. Tulsa, Oklahoma.
- Tarr, N.M., Simons, T.R., Pollock, K.H. 2010. An experimental assessment of vehicle disturbance effects on migratory shorebirds. *Journal of Wildlife Management*, 74(8), 1776-1783.
- USFWS (United States Fish and Wildlife Service). 2015. Neotropical Migratory Bird Conservation Act Bird List. Consultado el 22 de septiembre de 2017, en <https://www.fws.gov/birds/grants/neotropical-migratory-bird-conservation-act/nmbca-bird-list.php>
- U.S. Shorebird Conservation Plan Partnership. 2016. U.S. Shorebirds of Conservation Concern-2016. Consultado el 10 de septiembre de 2017 en: <http://www.shorebirdplan.org/science/assessment-conservation-status-shorebirds/>.
- Vargas Vega, J.N. 2016. Efectos del disturbio sobre la densidad y comportamiento de aves playeras. Tesis de Maestría en Ciencias. Universidad Autónoma de Baja California Sur. 100 pp.
- WHSRN (Western Hemisphere Shorebirds Reserves Network). 2009. Consultado el 20 de septiembre de 2017, de: <http://www.whsrn.org/site-profile/bah-de-todos-santos>.

Weston, M.A., McLeod, E.M., Blumstein, D.T., Guay, P.J. 2012. A review of flight initiation distances and their application to managing disturbance to Australian birds. *Emu*, 112(4), 269-286.

Yasué, M. 2005. The effects of human presence, flock size and prey density on shorebird foraging rates. *Journal of Ethology*, 23(2), 199-204.

Anexos

Formato para datos de campo utilizado en los censos de aves playeras de julio 2016 a abril 2017 en la Bahía de Todos Santos, Baja California, México.

Fecha:(AA/MM/DD)_____ Sitio: _____ Unidad de Muestreo: _____

Hora Inicio _____ Final _____

Observadores: _____ Marea (1-9): _____ % Área visible¹

Coordenadas en UTM: Punto inicio _____ Punto final _____ Altura Veg (0-5) _____

Zona UTM _____

Del área visible: %inundado __ %Vegetación __ %expuesto __ (Total \leq 100%)

Datum: _____

Encerrar en un círculo el tipo de censo: ANEXAR: 2) FOTOGRAFÍA UNIDAD DE MUESTREO

A pie, Auto, ATV, Aerobote

Viento (0-6): _____

Precipitación (0-3): _____

Cobertura de nubes (Nubes)* (0 - 100):

**Indique el % del cielo cubierto por nubes en un valor numérico (0-100)*

Tipo de hábitat* (Cobertura dominante) (1-22, 99 (Otro): _____

**Registre el (los) tipo(s) de cobertura dominante(s) en el área de muestreo, Ej/cualquier hábitat que comprenda al menos el 40% del área. Si no hay un tipo de hábitat que comprenda al menos el 40% del área, por favor describa la composición de los tipos de cobertura en detalle en la sección de notas de la hoja de datos.*

Tipo de hábitat* (Cobertura adicional) (1-22, 99 para otro): _____

Depredadores: Si, llenar tabla / No, poner cero _____

Especie	Comportamiento	Distancia a la parvada (m)	Ataque exitoso-fallido	Respuesta de las aves	Porcentaje de aves que volaron			Tiempo de vuelo	Regresaron si/no
					G	M	P		

Comportamiento del depredador: posado, volando, ataque, otro.

Respuesta de las aves: volaron, caminaron, alertas, sin respuesta.

Porcentaje de playeros que volaron: grandes (G), medianos(M), pequeños (P).

Disturbio: Si, llenar tabla / No, poner cero ____

Agente	Detecciones (# eventos)	Distancia a la parvada (m)	Respuesta de las aves	Porcentaje de aves que volaron			Tiempo de vuelo	Regresaron si/no
				G	M	P		

Agente: mascotas, ganado, vehículos (cuatrimotos, autos, avionetas, pangas, etc.), personas, depredadores, otros (especifique).