

**CENTRO DE INVESTIGACIÓN CIENTÍFICA Y DE EDUCACIÓN SUPERIOR
DE ENSENADA**



**PROGRAMA DE POSGRADO EN CIENCIAS EN CIENCIAS DE LA VIDA
CON ORIENTACIÓN EN BIOLOGÍA AMBIENTAL**

**Evaluación de la calidad del hábitat de
Branta bernicla nigricans durante la época no reproductiva
en la Bahía de San Quintín, Baja California, México**

Presenta:
Jorge Eduardo Simancas Ortiz

Ensenada, Baja California, México
2013.

Dedicatoria

**A mis padres
José y Josefina**

**Todos nosotros sabemos algo.
Todos nosotros ignoramos algo.
Por eso, aprendemos siempre.**

Pablo Freire

Agradecimientos

Al Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE), por el apoyo y facilidades prestadas durante mi estancia.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por otorgarme la beca que me permitió realizar mis estudios de Maestría.

A Terra Peninsular A.C, por financiar parte de esta investigación con el apoyo de Sonoran Join Venture y NAWCA.

A Eduardo Palacios, por darme la oportunidad de idear con el este proyecto.

Al comité de tesis (Silvia, Eric, Jorge y David) por sus aportaciones al proyecto.

A Eduardo Gil, por su apoyo durante este proceso.

A Conchita García y Elena Solana por sus valiosas asesorías.

A Ricardo, Daniel, Javier y Fernando por su participación en el proyecto.

A Cody por su apoyo en campo.

Gracias Eduardo Castillo, Jorge Montiel, Sandra García F., por su apoyo en la toma de datos en campo. Pero más por ser amigos de verdad.

Gracias Don Martin, Martin Jr. y toda su familia por el apoyo durante mi estancia en San Quintín, por las historias que compartieron y por su amistad.

A todos los que en un momento han sido importantes durante este tiempo: Sergio, Linda, Chof, Leo, Ede, Lore, Bety, Magy, Rachel, y Adriana Mejia por nombrar algunos.

A mis padres, José y Josefina por el apoyo que siempre me han dado. También a mis hermanos, hermanas y los peluches por todo.

Contenido

Resumen en español	2
Resumen en inglés	3
Dedicatoria	4
Agradecimientos	5
Lista de figuras	8
Lista de tablas	9
1. Introducción	10
1.1 Antecedentes	12
1.1.1 <i>Branta bernicla nigricans</i>	12
1.1.2 Brantas y pérdida de praderas de <i>Zostera</i>	14
1.1.3 Brantas y disturbio humano	16
1.1.4 Calidad del hábitat	16
1.2 Objetivos	18
2. Material y métodos	18
2.1 Área de estudio	18
2.2 Evaluación del cambio en la cobertura de <i>Zostera marina</i>	19
2.2.1 Corrección atmosférica de las imágenes de satélite	20
2.2.2 Clasificación de los píxeles de las imágenes de satélite	21
2.2.3 Validación de la clasificación de los píxeles de las imágenes satelitales	22
2.3 Período de mayor actividad de forrajeo de la branta	22
2.4 Disturbio humano y actividad de forrajeo de la branta	22

2.5 Análisis estadístico	24
3. Resultados	25
3.1 Cambios en la cobertura de <i>Zostera marina</i>	25
3.2 Presupuesto de tiempo de actividad de las brantas	28
3.2.1 Determinación del período de mayor actividad de forrajeo de la branta	30
3.3 Evaluación del disturbio	31
3.3.1 Tiempo de vuelo en respuesta al tipo de disturbio	34
3.3.2 Influencia del disturbio humano en el tiempo de forrajeo	35
4. Discusión	41
4.1 Cambio en la cobertura de <i>Zostera marina</i>	41
4.2 Influencia del nivel de marea sobre el forrajeo de la branta	47
4.3 Variación temporal de la tasa de disturbio humano	49
4.4 Forrajeo y disturbio	50
Conclusiones	54
Implicaciones para el manejo	55
Recomendaciones	55
Referencias bibliográficas	56
Anexo 1	1

Lista de figuras

Figura 1.	Localización geográfica de la Bahía de San Quintín y ubicación de los sitios donde se cuantificó el disturbio y presupuesto de tiempo de actividad de la branta en la Bahía de San Quintín, Baja California.	24
Figura 2.	Distribución de pastos marinos y otros hábitats en la Bahía de San Quintín, Baja California, en el año 2000 y 2011.	27
Figura 3.	Distribución del tiempo total de actividad de las brantas en días sin cacería en seis sitios de la Bahía de San Quintín, Baja California, México, durante los meses de diciembre de 2011 a febrero de 2012.	29
Figura 4.	Distribución mensual del tiempo de actividad de las brantas en días sin cacería en seis sitios de Bahía de San Quintín, Baja California, México, durante los meses de diciembre de 2011 a febrero de 2012.	30
Figura 5	Comparación de tasas de disturbios antrópicos entre días sin y con cacería para cuatro sitios de alimentación en la Bahía de San Quintín, Baja California.	32
Figura 6	Comparación de tasas de disturbios antrópicos entre cuatro sitios de alimentación, en días con y sin cacería en la Bahía de San Quintín, Baja California.	32
Figura 7	Comparación de tasas de disturbios antrópicos entre sitios en días sin cacería en la Bahía de San Quintín, Baja California.	33
Figura 8	Comparación de tiempos de vuelo ocasionados por diferentes tipos de disturbio.	34
Figura 9-14	Tasas de eventos de disturbios antrópicos, naturales y actividad de forrajeo de la branta con respecto al nivel de la marea.	38-40
Figura 15	Mapa de la Bahía de San Quintín que muestra los desplazamientos de los grupos de brantas durante los meses de diciembre del 2011 a febrero del 2012.	45

Figura A.	Distribución de pastos marinos y otros hábitats de la bahía de San Quintín para el año 2000 (Ward <i>et al.</i> 2003).	1
-----------	--	---

Lista de tablas

Tabla 1.	Imágenes de satélite utilizadas para calcular la extensión de la cobertura de las praderas de <i>Zostera marina</i> en Bahía de San Quintín, Baja California.	20
Tabla 2.	Esfuerzo mensual de observación por sitio para cuantificar disturbios en seis sitios de la Bahía de San Quintín, Baja California.	23
Tabla 3.	Número de hectáreas por hábitat dentro de cinco zonas de Bahía San Quintín, Baja California, para los años 2000 y 2011.	28
Tabla 4.	Comparación de las tasas de disturbios antrópicos, previos y posteriores al final del período de mayor actividad de forrajeo de la branta en la Bahía de San Quintín, Baja California.	35
Tabla 5.	Comparación de las tasas de disturbios antrópicos de alta magnitud, posterior al final del período de mayor actividad de forrajeo en la Bahía de San Quintín, de diciembre de 2011 a febrero de 2012.	36
Tabla 6.	Comparación de las tasas de disturbios naturales y antrópicos, previos al final del período de mayor actividad de forrajeo en la Bahía de San Quintín, Baja California.	37
Tabla 7	Comparación de las tasas de disturbios naturales y antrópicos, posterior al final del período de mayor actividad de forrajeo de la branta en la Bahía de San Quintín, Baja California.	37
Tabla A	Número de hectáreas por hábitat dentro de diferentes zonas de Bahía San Quintín, Baja California, para el año 2000.	2

1. Introducción

La branta negra del Pacífico (*Branta bernicla nigricans*) es un ganso migratorio de tamaño pequeño que se reproduce en las regiones árticas y subárticas de Norteamérica (Lindberg *et al.*, 1995), y pasa el período no reproductivo en las costas del Pacífico de Canadá, Estados Unidos y noroeste de México, donde se alimenta principalmente de pastos marinos (*Zostera marina*). En todo su intervalo de distribución geográfica, esta especie es de importancia cinegética y en México, está protegida legalmente como especie amenazada en la NOM-059 (SEMARNAT, 2010).

La península de Baja California es importante para la branta ya que ahí inverna alrededor del 60 % de su población (Mallek *et al.*, 2010) y la Bahía de San Quintín es uno de los humedales claves para esta subespecie durante su época no reproductiva. Durante el invierno, la Bahía de San Quintín hospeda el 20 % de la población de brantas (Pérez Arteaga, 2002; Mallek *et al.*, 2010), y en primavera funciona como apostadero migratorio para otros contingentes de brantas que migran hacia sus sitios de anidación en el ártico. La población de brantas en México está disminuyendo y una de las causas probables es la pérdida y degradación de su hábitat de alimentación (Ward *et al.*, 2005). No hay otra especie de ganso que dependa tanto en una sola especie de planta como la branta (Ward *et al.*, 2005) y esta es la causa que la hace vulnerable ante la reducción de esta fanerógama marina (Ward *et al.*, 2005).

En la Bahía de San Quintín, entre 1987 y 2000, hubo una disminución del 1 % anual en la cobertura de *Zostera marina* (Ward *et al.*, 2003). Esta disminución en la cantidad del alimento principal de la branta podría tener consecuencias poblacionales ya que el desempeño reproductivo de la branta está asociado con la calidad y cantidad del hábitat en las áreas no reproductivas (Ward *et al.*, 2005). El crecimiento de la población humana en la región de San Quintín es dos veces mayor a la de todo el estado de Baja California (Programa de Desarrollo para la región San Quintín, 2008-2013). Su crecimiento anual promedio es del 5.36 %.

Las actividades socio-económicas asociadas con este crecimiento humano probablemente ejercen una presión mayor sobre las áreas y recursos naturales de la Bahía de San Quintín. Esto representa una amenaza a la integridad ecológica del hábitat de la branta y puede poner en riesgo el uso de esta laguna por esta subespecie.

El efecto del disturbio humano en las aves puede reducir el consumo de alimento por la interrupción de los períodos de alimentación, por el desplazamiento de las aves de sus áreas de forrajeo o por limitar el acceso de las aves a hábitats potenciales de alta calidad (Bélanger y Bédard, 1989), además de incrementar el gasto de energía por tiempo adicional de vuelo y en casos extremos provocar la emigración permanente de las aves del área (Reed *et al.*, 1998). En el caso de la branta, el impacto del disturbio provocado por las actividades humanas es mayor si este sucede en marea baja, cuando la branta destina la mayor parte de su tiempo para alimentarse (Kramer, 1976). La branta al ser un ave migratoria está condicionada a los eventos suscitados tanto en sus sitios reproductivos como no reproductivos (“carry-over effects”) (Webster, 2002). De esta manera, si durante su estadía en los sitios no reproductivos no se alimenta lo suficiente para suplir sus requerimientos energéticos, tendrá repercusiones en su sobrevivencia y éxito de anidación. Es por esto por lo que la selección natural favorecerá a los individuos que utilicen hábitats de alta calidad (Clark y Shutler, 1999).

De acuerdo con Johnson (2007), la calidad de los hábitats no debe ser medida sólo por los recursos que existen en un sitio, sino también por los factores que pueden limitar su uso. Uno de esos factores es el disturbio humano, el cual puede limitar la distribución de las aves en todo el hábitat potencial de alimentación y aumentar las demandas energéticas por aumento en el tiempo de vuelo (Bélanger y Bédard, 1989). La Bahía de San Quintín es un sitio apropiado para estudiar estas relaciones ya que aquí se concentra una población de más de 20,000 brantas durante el invierno y de más de 30,000 durante la migración de primavera (E. Palacios, com. pers.). El disturbio humano en el sitio está representado principalmente por las actividades cinegéticas, ostrícolas y recreativas. El conocer

la cobertura de su principal alimento y la afectación a su tiempo de forrajeo por las actividades humanas, aportará herramientas para la protección y manejo del hábitat de la branta en esta bahía.

1.1 Antecedentes

1.1.1 *Branta bernicla nigricans*

La branta negra o branta del Pacífico (*Branta bernicla nigricans*) es un ganso pequeño con un peso promedio de 1.5 kg, que anida en colonias discretas de entre 10 000 y 50 000 parejas, generalmente en tierras bajas a lo largo de la costa de Alaska, Oeste de Canadá y Este de Rusia (Lindberg *et al.*, 1995). Su época reproductiva abarca un periodo de 2.5 a 3 meses, el cual incluye el periodo de muda y cría de juveniles, hasta la edad en la que éstos pueden forrajear por sí mismos. Sus nidadas son de 4 a 5 huevos (Cottam, *et al.* 1944).

En el otoño, las brantas negras de distintas áreas de reproducción se reúnen en la laguna de Izembek, Alaska y otros sitios, para acumular reservas de energía (Reed, 1989; Ganter, 2000). De estas regiones parten en un vuelo migratorio sin escalas hacia los sitios donde pasan el invierno (Dau, 1992). Una porción pequeña de la población se dirige hacia las costas de Japón, Corea y China (Owen, 1980; citado por Derksen, 1996), mientras que el resto, lo hace a lo largo de la costa Oeste de Norteamérica, incluyendo British Columbia (Canadá), Washington, Oregon y California (EE.UU.), la península de Baja California, Sonora y Sinaloa (México) (Derksen, 1996). Las fechas de arribo a sus sitios de reproducción en primavera, reflejan la distancia a la que se encuentran sus áreas de invernada (Reed, 1989). Asimismo, el sitio elegido para pasar el invierno, es importante en relación con su éxito reproductivo ya que ahí es donde obtienen las reservas de energía necesarias para su anidación (Ward *et al.*, 2005).

Esta subespecie de branta muestra una alta fidelidad al sitio de anidación, con menos de 200 m de distancia entre los nidos en años diferentes (Lindberg *et al.*, 1995). También existe un 80 % de fidelidad al primer sitio de muda en los primeros

4 años, pero ésta decrece hasta en un 40 % después de este tiempo (Bollinger, 1996). Hay poca fidelidad de retorno al sitio de nacimiento (Lindberg *et al.*, 1995), y fidelidad media-alta al sitio donde pasan el invierno (Reed *et al.*, 1998).

El pasto marino (*Zostera marina*) es el recurso alimenticio del cual dependen casi exclusivamente las brantas negras durante el invierno, aunque también se alimentan de *Zostera japonica*, *Ruppia maritima*, *Ulva* sp. y *Enteromorpha* sp. pero en proporciones menores. La alimentación basada en estas otras especies de pastos marinos y algas se presenta, por lo general, cuando *Z. marina* escasea o está inaccesible (Ganter, 2000). La ingestión de arena antes de la alimentación es un factor importante en su ecología alimentaria y de no encontrarse como parte del hábitat, puede ser un factor limitante para ella (Schroeder, 1984). Se ha tratado de explicar la elección de los sitios donde branta hace la ingesta de arena por medio del tamaño de la partícula (0.25 – 1 mm) y su contenido de calcio, pero no se ha podido esclarecer la elección de estos sitios sólo por estas causas, lo que sugiere que su elección también puede estar relacionada con factores como disponibilidad de arena, requerimientos nutricionales e interacciones sociales de la branta (Lee *et al.*, 2004).

Debido a que la branta es un ave que no bucea, el período de mayor actividad de forrajeo ocurre cuando los pastos marinos están expuestos o apenas por debajo del espejo del agua (Kramer, 1976), lo que hace que el forrajeo esté determinado por los ciclos de marea (Moore y Black, 2006). En marea alta, se alimentan de los pastos marinos que flotan en la superficie del agua. Al avanzar la temporada de invierno y ante la reducción del pasto marino que antes era fácil de alcanzar, las brantas recurren a zonas más profundas donde *Z. marina* es menos accesible (Moore y Black, 2006). Los pastos de zonas más profundas contienen mayor cantidad de proteína y biomasa, factores fundamentales para la selección del alimento (Moore y Black, 2006). Las brantas negras utilizan en promedio solo el 16 % del total del área potencial de forrajeo, haciendo suponer que los individuos de esta subespecie usan diferentes estrategias de forrajeo con respecto al

tamaño, abundancia y calidad de las praderas de pastos marinos (Black *et al.* 2010).

1.1.2 Brantas y pérdida de praderas de pasto marino

La distribución y abundancia de las brantas está altamente correlacionada con la presencia de *Zostera*, de tal modo que al haber cambios en la abundancia de las praderas de pastos marinos, hay cambios en el tamaño de las poblaciones de brantas (Desmonts *et al.*, 2009; Wilson y Atkinson, 1995). Por otro lado, se pueden presentar problemas de sobrepastoreo en el recurso alimenticio de la branta, si la cantidad de alimento de un sitio no es suficiente para el número de brantas que hacen uso del recurso (Rivers y Short, 2007).

La pérdida de pastos marinos en el mundo desde 1940 va en aumento. Antes de ese año, la tasa de pérdida era <1 %, pero a partir de 1980 esta tasa se ha incrementado hasta el 5 % (Waycott, *et al.*, 2009). Las causas de la pérdida y degradación de las praderas de pastos marinos en el mundo son diversas y pueden incluir eventos geológicos, volcánicos, meteorológicos, enfermedades, competencia, sobrepastoreo, eutrofización, turbiedad del agua, contaminación, remoción y cambio climático (Short *et al.*, 1996; Orth *et al.*, 2006).

En la bahía de Willapa, Washington, EE.UU hubo una reducción importante en la superficie cubierta por praderas de *Zostera* debido al establecimiento de granjas de cultivo de ostión, y ello llevó a una disminución en el número de brantas que utilizan ese sitio (Wilson y Atkinson, 1995). En uno de los brazos de la Bahía de Humboldt, California EE.UU., el desarrollo de cultivos de ostión ha causado una disminución de las praderas de *Zostera*. Sin embargo, esto no ha ocasionado aun cambios en las proporciones de brantas en los dos brazos de esta bahía, pero ello puede ser debido a la simultánea disminución en el tamaño de la población de brantas (Moore *et al.*, 2004).

Entre los años de 1987 y 2000 hubo una disminución del área cubierta por los pastos marinos en la Bahía de San Quintín. Esta disminución fue adjudicada al enterramiento de las praderas de pasto marino ubicadas en el área del Delta del río San Simón y a cambios en la batimetría de la bahía, por efectos del evento El Niño 1992-93 (Ward *et al.*, 2003). Por otro lado, en esta bahía no se ha comprobado un efecto negativo de los cultivos de ostión sobre la extensión de las praderas de pastos marinos (Ward *et al.*, 2003) y existen posiciones encontradas sobre el papel de las macroalgas en la disminución de los pastos marinos (Ward *et al.*, 2003; Zertuche *et al.*, 2009 y Jorgensen *et al.*, 2010).

A este respecto, Zertuche *et al.* (2009), sugirió que la pérdida de pastos marinos era debida a su competencia con *Ulva*. Ya que hasta el 48.6 % del área cubierta por los mantos de *Ulva* en 2004-05 coincidían con el área de pérdida de pastos marinos submareales documentada por Ward en el año 2000. Sin embargo, Jorgensen *et al.* (2010) no estuvo de acuerdo y dio los siguientes argumentos: a) La reducción de las praderas de pasto marino y la presencia de *Ulva* en la magnitud en la que Zertuche *et al.* (2009) reporta, está desfasada en el tiempo, ya que no hubo evidencia en que haya habido tal magnitud al momento de ocurrir la pérdida del pasto marino submareal. b) En 1981, 2001 y 2002 hubo abundante biomasa de *Ulva* pero no hubo síntomas de estrés en crecimiento, densidad y tasa fotosintética en los pastos marinos. c) Hasta el 71 % de la pérdida de las praderas de pastos marinos submareales reportadas por Ward *et al.* (2003), fue debida a su enterramiento en la zona de delta del río San Simón. d) Es incorrecto, establecer como causa de pérdida de los pastos marinos submareales el traslape de *Ulva* sp. con *Z. marina* por medio de la comparación de la distribución de *Ulva* en 2004-05 con la distribución de pastos marinos del año 2000, ya que esto en cambio, mostraría un mayor traslape de las praderas de *Z. marina* intermareal con *Ulva*, que con las praderas submareales.

1.1.3 Brantas y disturbio humano

El disturbio humano se define como aquella actividad humana que perturba a las aves ocasionándoles efectos adversos (Nisbet, 2000). Algunas actividades humanas que tienen efectos adversos sobre diversos grupos de aves son: la cacería, la pesca comercial y deportiva, las actividades recreativas, entre otras (Madsen y Fox, 1995; Robinson y Pollitt, 2002). Los efectos adversos de las actividades humanas incluyen: la interrupción del tiempo de forrajeo, el desplazamiento de las áreas habituales de alimentación y descanso hacia zonas menos favorables, el incremento en el gasto energético debido a tiempo extra de vuelo, el abandono de nidos y depredación de huevos por otros organismos (Fox y Madsen 1997; Madsen 1998; Nisbet, 2000). Por ejemplo, el disturbio por actividades recreativas ha ocasionado incremento en las actividades de escape y alerta en gallaretas, ocasionando incremento en el gasto energético (Schummer y Eddleman, 2003), mientras que la tasa de movimiento de *B. b. nigricans* en el lago Teshekpik, Alaska se incrementó hasta cinco veces por efecto de los sobrevuelos de helicópteros (Jensen, 1990). En EE.UU., entre las décadas de los 1950's y 80's, el uso de la Bahía de Humboldt California y otros sitios de Oregon y Washington por la branta negra disminuyó, debido a la cacería (Denson, 1964; Moore y Black, 2006). En Bahía de San Quintín, el disturbio humano ha interrumpido el tiempo de forrajeo de la branta y otras actividades como la ingesta de arena (Kramer, 1976; Ward, 1991; Carmona *et al.*, 2012).

1.1.4 Calidad del hábitat

El hábitat se define como los recursos y condiciones presentes en un área que produce su uso –incluyendo reproducción y sobrevivencia- de un organismo- (Hall *et al.*, 1997). El hábitat ocupado por cierta especie puede ir de un gradiente de baja a alta calidad, en el que la calidad se puede definir en relación con sus efectos sobre la sobrevivencia y desempeño reproductivo de los individuos que lo ocupan (Frankling *et al.*, 2000). De esta manera, la calidad de un hábitat afecta la

condición física de los animales que lo ocupan a través de la variación en sus recursos y condiciones ambientales (Bernstein *et al.* 1991).

Existen dos aproximaciones básicas por medio de las cuales se puede medir la calidad de un hábitat: (1) Por medio de la medición directa de sus atributos (ej. cantidad de alimento y sitios de anidación) y (2) a través de la medición de las restricciones ecológicas que puedan limitar el uso de los recursos (ej. riesgo de ser depredado, competencia, accesibilidad a los recursos) (Johnson, 2007).

Para especies migratorias, la medición de la calidad de los hábitats que ocupan durante su ciclo anual es importante, ya que la condición del individuo en un hábitat será producto de los eventos ocurridos en el hábitat previamente ocupado (carry-over effects) (Webster, 2002). Por ejemplo, individuos que ocupan hábitats invernales de baja calidad pueden experimentar una reducción en su éxito reproductivo en la siguiente estación reproductiva, cuando se comparan con individuos que invernaron en hábitats de alta calidad (Norris, 2005).

Gunnarsson *et al.* (2005) al rastrear al playero *Limosa limosa islándica* a lo largo de los sitios que ocupa durante su migración, demostró que individuos que ocupan hábitats de alta calidad en el período reproductivo también lo hacen durante el invierno. De esta manera, sugirió que debido a que *L. limosa islándica* al ser un ave altamente filopátrica, la elección del hábitat de invierno por los juveniles es crítica en su futura sobrevivencia, tiempo de migración y éxito reproductivo.

Sedinger *et al.* (2011), a partir de lecturas de anillos de hembras de la branta entre los años 1991-2001 en tres sitios donde pasa el invierno en la península de Baja California, México (Laguna San Ignacio, Laguna Ojo de Liebre y Bahía de San Quintín) y un sitio que es utilizado durante el período reproductivo en Alaska (Tutatoke River), desarrollo un modelo de captura-recaptura a partir del cual concluyó, que aquellos individuos que invernaron en Bahía de San Quintín tuvieron un mayor éxito reproductivo que aquellos que invernaron en los otros dos sitios (Laguna San Ignacio y Ojo de Liebre). Así mismo, el modelo predijo que aquellos individuos que tuvieron un mayor éxito reproductivo, tuvieron una

probabilidad mayor de volver a invernar en el sitio donde acumularon las reservas necesarias para tener un buen desempeño reproductivo, al mismo tiempo que aquellos individuos que no tuvieron un buen desempeño reproductivo, aumentaron su probabilidad de cambiar su sitio donde pasan el invierno. Con esto, sugirió que Bahía de San Quintín es un hábitat de mayor calidad para la branta que lo que es Laguna San Ignacio y Ojo de Liebre.

1.2 Objetivos

Objetivo general

Evaluar la calidad del hábitat de alimentación de *Branta bernicla nigricans* durante la época no reproductiva en la Bahía de San Quintín, en relación con la cobertura de pastos marinos y su disponibilidad debido al disturbio humano.

Objetivos particulares

Evaluar el cambio en la cobertura de *Zostera marina* entre los años 2000 y 2011.

Determinar el período de mayor actividad de forrajeo de la branta con relación al nivel del mar.

Evaluar el efecto del disturbio humano en la actividad de forrajeo de las brantas.

2. Material y métodos

2.1 Área de estudio

La Bahía de San Quintín es una laguna costera localizada en la costa del Pacífico de Baja California, México, entre los 30° 24' - 30° 30' Lat. N y 115° 57' - 116° 01' Long. W. La bahía tiene forma de "Y", con una entrada de agua permanente en la base de la Y. Esta laguna costera de tipo antiestuarino tiene una orientación norte-sur y un área aproximada de 42 km²; es muy somera y en la marea más baja, aproximadamente el 20 % del fondo queda expuesto. Posee canales de marea estrechos, casi todos < 8 m de ancho. El brazo Oeste de esta bahía se denomina

“Bahía Falsa”, mientras que el brazo Este se conoce como “Bahía San Quintín” (Barnard, 1962). El clima de la región es de tipo mediterráneo, con 150 mm de precipitación anual, 90 % de la cual ocurre de octubre a marzo (Rebman y Norman, 2012). No hay escurrimientos superficiales importantes, excepto cuando llueve demasiado. Durante la primavera y el verano, como resultado de los vientos predominantes del noroeste, ocurren surgencias oceánicas inmediatamente afuera de la boca de la bahía (Dawson, 1951; Millan-Nuñez *et al.*, 1982). Durante las mareas de primavera, el agua de la bahía se renueva con agua del océano abierto hasta en un 80 % (Millan-Nuñez *et al.*, 1982).

2.2 Evaluación del cambio en la cobertura de *Zostera marina*

A partir de imágenes de satélite de Landsat 5 TM se hizo un análisis del cambio de cobertura de los distintos hábitats de la Bahía de San Quintín, con énfasis en la cobertura del hábitat de pastos marinos dominados por *Z. marina*.

Se seleccionaron dos imágenes de la Bahía de San Quintín. La primera del año 2000, que corresponde al año de referencia en el que se elaboró el primer mapa de cambio en la distribución de las praderas de *Z. marina* en esta bahía (Ward *et al.*, 2003). La segunda imagen del año 2011 representa el estado actual.

La búsqueda de las imágenes de satélite se hizo en el sitio de internet USGS science for a changing world (<http://glovis.usgs.gov>). Los criterios de selección de las imágenes de satélite fueron por un lado, que el sensor de toma de imágenes tuviera las características más cercanas posibles al sensor de la toma de la imagen analizada para el año 2000 por Ward *et al.*, (2003) y por otro, que hubieran sido tomadas en marea baja y de que la vegetación se encontrara en el mismo estado fenológico. Con base en estos dos criterios, solo se encontraron dos imágenes de satélite pertenecientes a Landsat 5 TM que cumplieron con dichos criterios.

En la imagen del 2011, el nivel del mar fue 12.1 cm más alto que en la imagen del 2000, que fue la imagen que se analizó en este estudio; y fue 0.007 cm más alto que la imagen del 2000 analizada por Ward *et al.* (2003) (ver Tabla 1). Para el análisis de las imágenes de satélite se utilizó el programa ENVI versión 4.3 (ITT, Industries, Inc, 2006).

Tabla 1. Imágenes de satélite utilizadas para calcular la extensión de la cobertura de las praderas de *Zostera marina* en bahía de San Quintín, Baja California. ^a Hora del Pacífico en relación con el ^b nivel de bajamar media inferior.

Escena de la imagen	Fecha de la toma de la imagen	Hora de la toma de la imagen ^a	Altura de la marea (m) ^b
Lansat 7 ETM+ (Ward <i>et al.</i> 2003)	Mayo 11, 2000	11:50	0.054
Landsat 5 TM	Mayo 11, 2000	9:45	-0.06
Landsat 5 TM	Mayo 10, 2011	9:45	0.061

2.2.1 Corrección atmosférica de las imágenes de satélite

Al comparar imágenes de distinta fecha, es necesario realizar correcciones radiométricas de las imágenes para que puedan ser comparables (Chavez, 1996), de tal manera que lo que se obtenga como resultado del análisis de las imágenes sea producto de la clasificación y no del ruido atmosférico. El método utilizado para llevar a cabo la corrección radiométrica fue el de la Sustracción del Objeto Oscuro (DOS, por sus siglas en inglés) (Chavez, 1988). Este método consiste en encontrar los píxeles con menos brillo en la imagen y supone que la radiación recibida por el satélite es debida a la dispersión atmosférica (path radiance). Esta suposición se combina con el hecho de que muy pocos objetos en la superficie de la Tierra son totalmente oscuros, de esta manera, presupone que un porcentaje mínimo de reflectancia es mejor que un porcentaje de cero. Entonces los valores de reflectancia por arriba del cero son tomados como ruido atmosférico distribuidos uniformemente en el área de la imagen y al sustraer la dispersión

atmosférica de cada píxel brillante de la imagen, se obtiene una imagen relativamente libre de distorsiones atmosféricas (Chavez, 1996).

En concordancia con lo anterior y con la utilización del programa ENVI *versión 4.3* (ITT, Industries, Inc, 2006), se hizo la estadística de las bandas espectrales de los píxeles que componen la imagen. Ésta, muestra los valores mínimos de reflectancia de los píxeles más oscuros para cada banda espectral y los cuales representan el ruido atmosférico. Estos valores de reflectancia son los que se utilizaron posteriormente para calibrar radiométricamente las imágenes de satélite utilizadas en este estudio.

2.2.2 Clasificación de los píxeles de la imagen

Se utilizó el algoritmo de clasificación no supervisada Isodata (Campbell, 1996) para explorar las imágenes de satélite e identificar clases espectrales estadísticamente diferenciables. También se utilizó el algoritmo de Máxima Verosimilitud (Campbell, 1996) a través de una clasificación supervisada para etiquetar a cada clase espectral como: pasto marino (expuesto continuo, expuesto fragmentado y sumergido), planicie lodosa, marisma y canal. Los límites de las clases espectrales etiquetadas como pastos marinos y sumergidos fueron determinados por el nivel de marea a la hora de la toma de la imagen, la que para ambos casos fue cercana a cero, con referencia al Nivel de Bajamar Media Inferior (0.0 m NBMI). Asimismo, la imagen del 2011 contó con una clase espectral adicional (pastos marinos submareales fragmentados), y que fue posible identificar por el conocimiento del área de estudio y la toma de puntos de referencia. Para facilitar el análisis de las imágenes, estas se dividieron en cinco zonas de clasificación de los píxeles de la imagen tomando como base la zonificación de la bahía hecha por Ward *et al.* (2003).

2.2.3 Validación de la clasificación de los píxeles de la imagen

Para evaluar y verificar las clases espectrales del mapa de 2011, se tomaron datos en campo de 139 puntos seleccionados aleatoriamente, en los cuales se estimó el porcentaje de cobertura de *Z. marina*. Cada punto consistió en un círculo de 30 m de diámetro (tamaño del píxel de la imagen), donde también se anotó la profundidad de cada punto respecto al Nivel de Bajamar Media Inferior.

Se utilizó el estadístico de Kappa para determinar la precisión de las clases espectrales, y como referencia se utilizaron los datos de cobertura obtenidos en campo como regiones de interés de la escena. Con esto se obtuvo una precisión del 92 % de las clases espectrales sobre las regiones de interés de la escena. Para la validación de la imagen del 2000 se utilizó como imagen de referencia, el mapa temático ya existente para ese año (Ward *et al.* 2003).

2.3 Período de mayor actividad de forrajeo de la branta

Para estimar el tiempo que destina la branta a diferentes actividades en relación con el nivel de marea, se utilizó la técnica de muestreo de parvadas de aves por observación instantánea (Altmann, 1974). Las observaciones se realizaron cada 15 min durante un período de entre 4 y 6 h en la mañana y la tarde, en seis sitios de la bahía. Se ubicaron tres sitios en Bahía San Quintín, dos en Bahía Falsa y uno en la Base de la Y (Figura 1). Las actividades que se consideraron fueron: ingesta de arena, parada, alerta, descanso, posada, agonista, acicalando, comiendo, vuelo, caminando y nadando. A partir de las observaciones de tiempo de actividad de la branta en días sin cacería, se estableció el período de mayor actividad de forrajeo y el momento en que finaliza para cada sitio de observación.

2.4 Disturbio humano y actividad de forrajeo de la branta

Para cuantificar los niveles de disturbio se realizaron observaciones en seis sitios de la Bahía de San Quintín, en días con y sin cacería. El esfuerzo total de observación fue de 332 horas/hombre (Tabla 2).

Tabla 2. Esfuerzo mensual de observación por sitio para cuantificar disturbios en seis sitios de la Bahía de San Quintín, Baja California, México. Número de horas (número de días).

Sitio	Diciembre	Enero	Febrero
Barra de Arena	18 (4)	20.5 (4)	20 (4)
Cota	19.5 (4)	20.5 (4)	22 (4)
Pedregal	14 (3)	20.5 (4)	20 (4)
Herradura	14 (3)	19.5 (4)	15 (3)
Chapala	14 (3)	20 (4)	18.5 (4)
Base de la Y	21 (4)	15.5 (3)	19.5 (4)
Total	100.5 (21)	116.5 (23)	115 (23)

Se evaluaron los diferentes agentes de disturbios que afectaron a las brantas, éstos se clasificaron como de origen natural (aves de presa, otro tipo de aves, lluvia) y antrópico (pangas de: caza, pesca, ostrícolas, otras; disparos; vehículos motorizados terrestres y aéreos; y personas). La magnitud de cada evento de disturbio se categorizó con base en la respuesta de las brantas ante el disturbio. Se categorizó como de magnitud alta, cuando volaron más del 50% de las aves de un grupo, y como de magnitud baja cuando volaron menos del 50% de las aves del grupo. El monitoreo de los eventos de disturbio se llevó a cabo en los mismos sitios que se utilizaron para estimar el presupuesto de tiempo de actividad.

La ocurrencia de disturbios naturales y antrópicos se estandarizó a una tasa de eventos/hora para su comparación en todo el período de estudio. Lo mismo se realizó para comparar la magnitud de los disturbios que hicieron volar a cuando menos el 51% de la parvada. También se comparó el tiempo de vuelo en el que las brantas volaron debido a disturbios antrópicos y causas naturales, para todo el período de estudio.

Para determinar el efecto del disturbio en el tiempo de forrajeo, los disturbios se clasificaron según su ocurrencia previa y posterior al final del período de mayor actividad de forrajeo, se estandarizaron a eventos por hora y se compararon. El final del período de mayor actividad de forrajeo de la branta, se estimó a partir de las observaciones del presupuesto de tiempo de actividad. Todas las

observaciones se llevaron a cabo con el uso de binoculares 10X y un telescopio 46X, dependiendo de la proximidad del observador a las brantas.

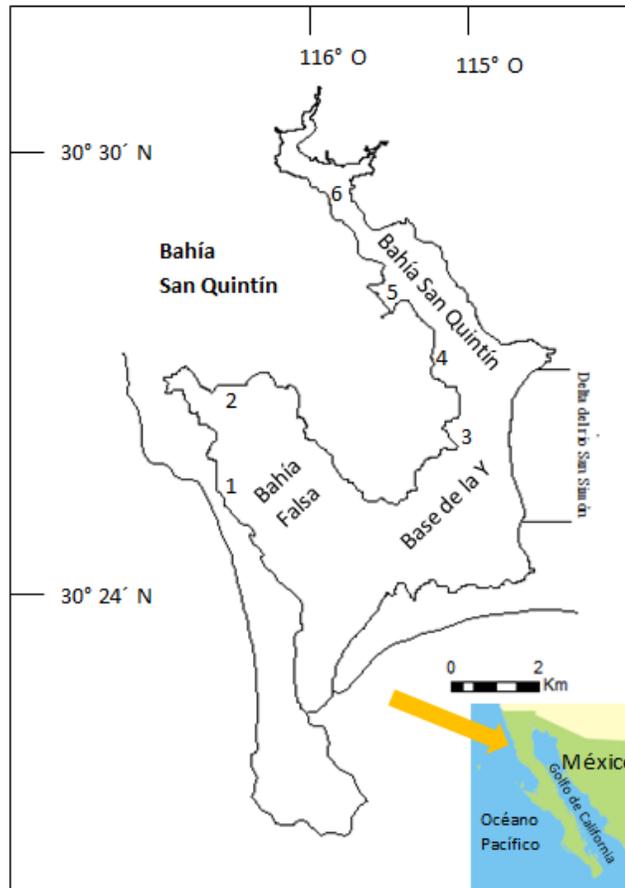


Figura 1. Localización geográfica de la Bahía de San Quintín. Los números (1-Barra de Arena, 2-Cota, 3-Base de la Y, 4-Pedregal, 5-Herradura y 6-Chapala) indican la ubicación de los sitios donde se cuantificaron el presupuesto de tiempo de actividad y el disturbio hacia la branta en la Bahía de San Quintín Baja California, México.

2.5 Análisis estadístico

Las tasas de disturbio humano entre sitios en días con y sin cacería se analizaron mediante un ANOVA de dos factores que incluyó cuatro sitios de observación: Barra de Arena, Base de la Y, Pedregal y Herradura. Los otros dos sitios de observación (Cota y Chapala) no contaron con repeticiones para los días con

cacería, por lo que no se les incluyó en este análisis. Para comparar las tasas de disturbio en días sin cacería entre todos los sitios se usó un ANOVA simple. Debido a que las tasas de disturbio no cumplieron con los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas, se realizó una transformación logarítmica para cumplir con los supuestos y poder así realizar los ANOVAS de uno y dos factores. Así mismo, se realizó la prueba a *posteriori* de Tukey para determinar entre quienes ocurrían las diferencias estadísticas.

Se utilizó la prueba no paramétrica U de Mann-Whitney para comparar las tasas de disturbio humano general (todos los disturbios) y de alta magnitud previo y posterior al final del período de mayor actividad de forrajeo de la branta, ya que las tasas de disturbio no cumplieron con el supuesto de normalidad. Esta misma prueba (U de Mann-Whitney) se utilizó para comparar las tasas de disturbio humano y natural previo y posterior al período de mayor actividad de forrajeo.

Se utilizó la prueba t de Student para comparar el tiempo de vuelo de las brantas después de un disturbio entre causas naturales y antrópicas, y la prueba de ANOVA simple para comparar los tiempos de vuelo por tipo de disturbio. Debido a que los tiempos de vuelo no cumplieron con los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas, se realizó una transformación logarítmica. Con la prueba a *posteriori* de Tukey, se determinó entre que tipos de disturbio hubo diferencias estadísticas. Todas las pruebas se realizaron con un nivel de significancia de $\alpha \leq 0.05$ (Zar, 1984).

3. Resultados

3.1 Cambios en la cobertura de *Zostera marina*

Las dos imágenes de satélite de la Bahía de San Quintín mostraron que las praderas de pasto marino fueron el hábitat dominante en extensión, con una cobertura de 43 % para el 2000 y 34 % para el 2011. Los hábitats que le siguieron en extensión fueron las planicies lodosas (26 %) y marismas (19 %) en la imagen del 2011. La distribución y cobertura de hábitats en el mapa de la Bahía de San

Quintín del año 2000 (este trabajo), fueron consistentes con el mapa del mismo año obtenido por Ward *et al.* (2003; Anexo 1, Figura A, Tabla A). Para ambos mapas, el porcentaje de cobertura de los hábitats de pasto marino y marisma fue de 43 y 20% respectivamente, mientras que para los hábitats de planicie lodosa y canal, hubo una diferencia del 2.5 y 2.3% entre ambos mapas.

De esta manera, al comparar los datos del mapa de Ward del año 2000 (Ward *et al.*, 2003; Anexo 1, Tabla A) con los del año 2011, se obtuvo una pérdida de pastos marinos del 27 % (-567 ha). En tanto al comparar los datos de los mapas de los años 2000 y 2011 de éste estudio, la pérdida fue del 22 % (-432 ha). La mayor parte de la pérdida de pastos marinos ocurrió en las zonas 3 (-246 ha) y 4 (-172 ha), donde al mismo tiempo incrementó la superficie de planicie lodosa (zona 3: +260.1 ha; zona 4: +152.46 ha; Figura 2; Tabla 3). Los cambios en la cobertura del hábitat de marisma y del canal fueron mínimos. Entre 2000 y 2011 el hábitat de marisma disminuyó 5.9 %, mientras que el área del canal disminuyó 0.28 %.

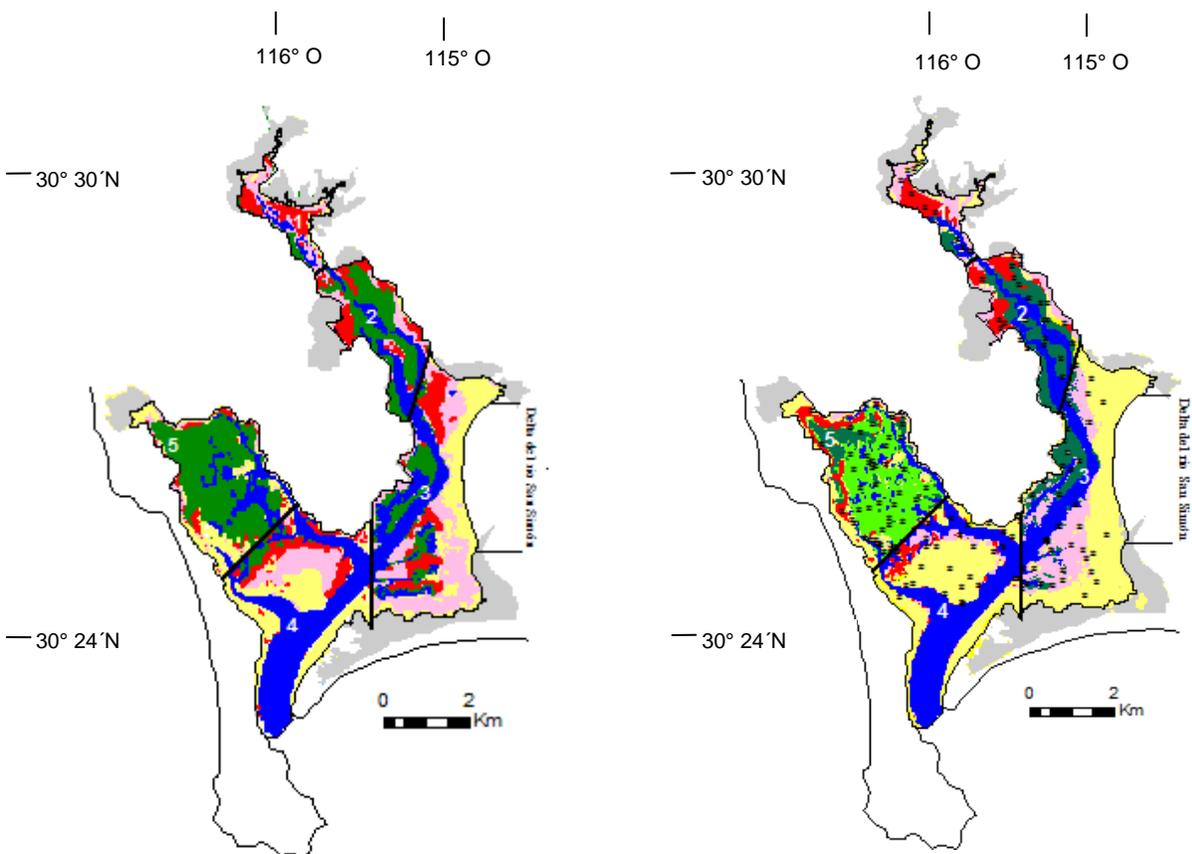


Figura 2. Distribución de pastos marinos y otros hábitats para los años 2000 (izquierda) y 2011 (derecha) dentro de 5 zonas de clasificación de los píxeles de la imagen (delimitadas por las líneas negras e indicadas por los números) de la Bahía de San Quintín, Baja California, México. El hábitat de pastos marinos se dividió en expuesto continuo (rojo) y fragmentado (rosa) y en submareal continuo (verde oscuro) para ambas imágenes, y submareal fragmentado (verde claro) solo para el año 2011. El hábitat de marisma se presenta en color gris, la planicie lodosa en amarillo y el canal en color azul. Los círculos de la imagen del 2011 representan los puntos de referencia tomados en campo.

Tabla 3. Número de hectáreas de diversos hábitats dentro de cinco zonas de clasificación de los píxeles de la imagen de Bahía San Quintín, Baja California, para el año 2000 y 2011. ^a Incluye praderas de pasto marino expuesta (≥ 0.0 m sobre el nivel de bajamar media inferior (+NBMI)) y sumergidas (< 0.0 m -NBMI). ^b $\geq 75\%$ de cobertura de pasto marino. ^c $< 75\%$ de cobertura de pasto marino. Las cinco zonas de clasificación de los píxeles de la imagen se muestran en la figura 2.

Zona	1		2		3		4		5		Total	
Hábitat/año	2000	2011	2000	2011	2000	2011	2000	2011	2000	2011	2000	2011
Pradera ^a	150	142	342	313	625	379	273	101	543	567	1933	1501
Expuesta	130	124	151	141	484	0	240	97	91	100	1095	463
Continua ^b	68	53	89	73	138	0	116	47	35	78	445	251
Fragmentada ^c	63	71	62	68	346	252	124	50	56	23	650	464
Sumergida	20	18	191	172	142	127	33	3	452	105	838	425
Fragmentada ^c	-	0	-	0	-	0	-	0	-	362	-	362
Planicie lodosa	22	47	20	21	265	525	257	409	150	147	713	1150
Canal	28	26	101	124	241	191	416	477	115	80	901	899
Marisma	261	216	133	13	331	314	125	117	59	77	910	856
Total	461	431	596	590	1462	1409	1072	1104	868	871	4458	4405

3.2 Presupuesto de tiempo de actividad de la branta

Se registraron 11 actividades de las cuales la actividad de forrajeo fue la predominante para todos los sitios (Barra de Arena 62%; Cota 46%; Pedregal 66%, Herradura 80%; Chapala 42% y Base de la Y 47%). Las actividades que le siguieron en orden descendente fueron: posada y nado (Barra de Arena 14 y 15%; Cota 25 y 15%; Pedregal 13 y 17%; Herradura 8 y 8%; Chapala 21 y 19% y Base de la Y 33 y 17% respectivamente). El tiempo destinado al resto de las actividades fue corto (Figura 3).

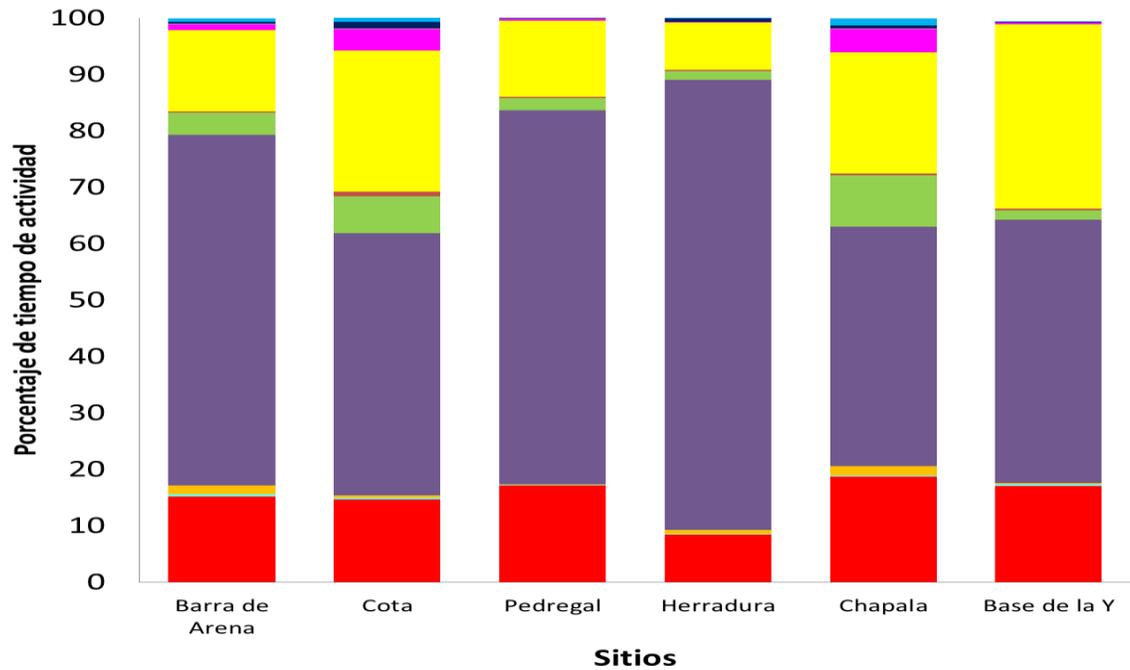


Figura 3. Porcentajes de tiempos de actividades de las brantas en días sin cacería en seis sitios de la Bahía de San Quintín, Baja California, México, para todo el período de estudio que comprendió del mes de diciembre de 2011 a febrero de 2012. Los colores indican los porcentajes de tiempo para cada actividad. Nado-rojo; caminando-verde claro; vuelo-naranja; comiendo-morado; acicalando-verde; agonista-café ; posada-amarillo; descanso-rosa; alerta-gris; parada-azul oscuro; ingesta de arena- azul claro.

El tiempo que las brantas destinaron a la actividad de forrajeo varió con la época del año, y se incrementó al acercarse la primavera. Así mismo, el tiempo de las otras dos actividades (nado y posado) que siguieron en tiempo a la actividad de forrajeo disminuyeron conforme éste se incrementaba. El porcentaje de tiempo dedicado al resto de las actividades continuó siendo corto (Figura 4).

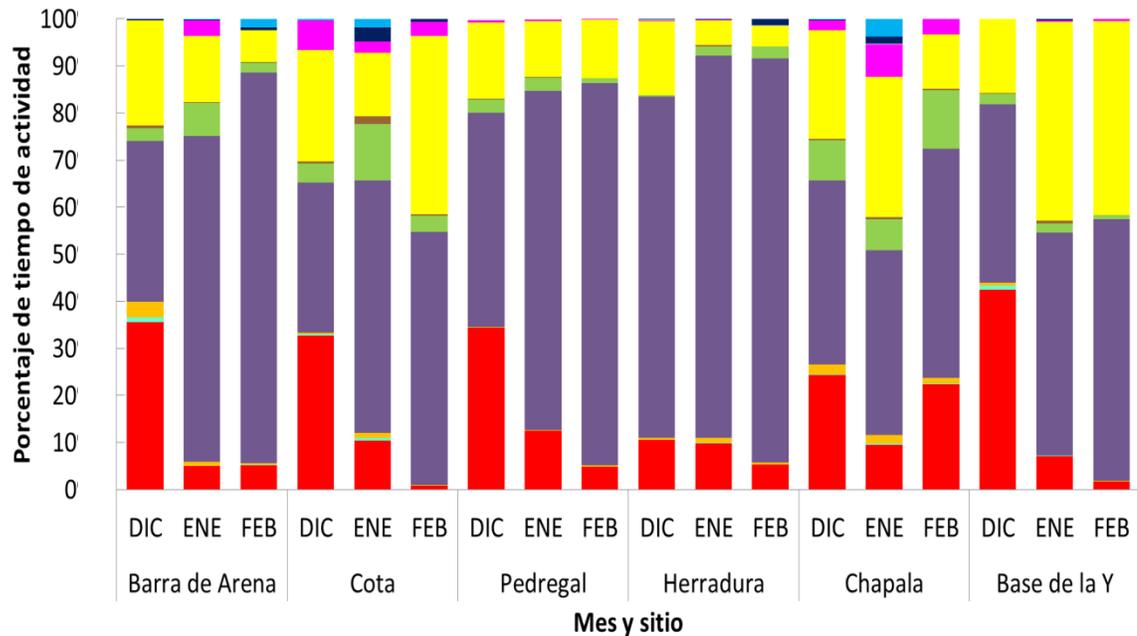


Figura 4. Porcentaje mensual de tiempo de actividad de las brantas en días sin cacería en seis sitios de la Bahía de San Quintín, Baja California, México, durante los meses de diciembre de 2011 a febrero de 2012. Nado-rojo; caminando-verde claro; vuelo-naranja; comiendo-morado; acicalando-verde; posada-amarillo; agonista-café; descanso-rosa; alerta-gris; parada-azul oscuro; ingesta de arena-azul claro.

3.2.1 Determinación del período de mayor actividad de forrajeo de la branta

Con base en el presupuesto de tiempo de actividad de las brantas, se infirió el fin del período de mayor actividad de forrajeo de la branta con respecto al nivel de marea en cada sitio. Puesto que la topografía de los sitios es variable, el fin de la actividad alimenticia de las brantas fue diferente en cada sitio. En el sitio de Barra de Arena, el fin del período de mayor actividad de forrajeo ocurrió cuando el nivel de marea fue de +80 cm de agua sobre el nivel de bajamar media inferior (+NBMI); en el sitio denominado como Cota esto ocurrió en un nivel de +60 cm; en Pedregal a los +70 cm; en Herradura a los +70 cm; en Chapala a los +80 cm y en Base de la Y a los +70 cm de agua +NBMI (Figura 9-14).

3.3 Evaluación del disturbio

Se registró un total de 343 eventos de disturbio para los seis sitios de observación (Barra de Arena, Cota, Pedregal, Herradura, Chapala y Base de la Y). La tasa de disturbio total (natural y antrópico) fue de 0.51 eventos/h (mediana= 0.33 eventos/h). El número de eventos de disturbio humano fue el doble (242) que los eventos de disturbio natural (101).

La tasa de disturbio antrópico fue significativamente mayor que la tasa de disturbio natural (Mann-Whitney; $U= 1489$, $p= 0.0007$). La tasa de disturbio natural fue de 0.30 ± 0.04 eventos/h (mediana= 0.20 eventos/h), mientras que la tasa de disturbio humano fue de 0.71 ± 0.1 eventos/h (mediana= 0.40 eventos/h). Las tasas de disturbio humano en días con cacería ($\bar{X} = 1.76 \pm 0.28$, mediana= 1.6) fueron significativamente mayores que en días sin cacería ($\bar{X} = 0.41 \pm 0.06$, mediana = 0.32) (Mann-Whitney, $U= 54$, $p= 0.00$). En cambio, las tasas de disturbio para eventos de disturbio natural no fueron significativas entre días con ($\bar{X} = 0.17 \pm 0.06$, mediana= 0) y sin cacería ($\bar{X} = 0.32 \pm 0.05$, mediana= 0.2) (Mann-Whitney, $U= 313$, $p= 0.24$).

La causa de disturbio humano más importante fue la cacería (37 %) y después, en orden decreciente le siguieron: las pangas de pesca (22 %) y ostrícolas (21 %); personas (10 %); vehículos terrestres (5 %) y aéreos (2 %); y otro tipo de embarcaciones (2 %).

Las tasas de disturbios antrópicos en días sin cacería fueron significativamente menores que en días con cacería (ANOVA de dos factores; $F= 65.5$; $gl = 1$; $p= 0.00$) (Figura 5). Así mismo, hubo diferencias significativas entre sitios (ANOVA de dos factores; $F= 5.52$; $gl= 3$; $p= 0.003$) (Figura 6), pero no hubo interacción entre sitio y cacería (ANOVA de dos factores; $F= 0.52$; $p= 0.66$). Debido a que los sitios de Cota y Chapala sólo tuvieron registro de un día con cacería, sólo se compararon las tasas de disturbios antrópicos en días con y sin cacería entre los sitios de Barra de Arena, Pedregal, Herradura y Base de la Y.

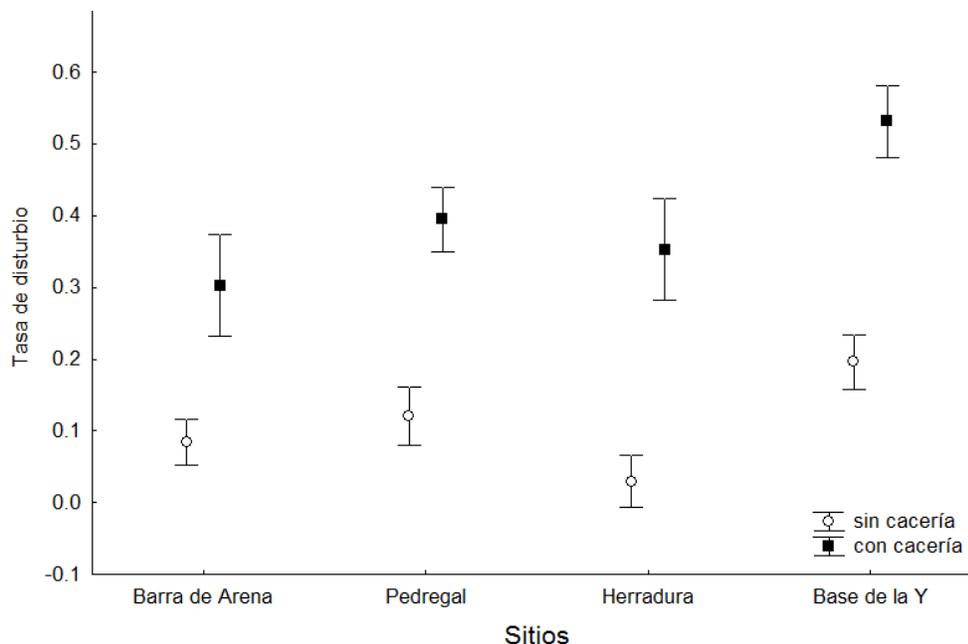


Figura 5. Comparación de tasas de disturbios antropicos entre días sin y con cacería para seis sitios de alimentación de la Bahía de San Quintín, Baja California, México. Las líneas verticales denotan el \pm error estándar y los círculos y cuadros las medias de las tasas de disturbios para cada sitio. Se encontró diferencias estadísticas entre días con y sin cacería (ANOVA de dos vías; $p < 0.05$).

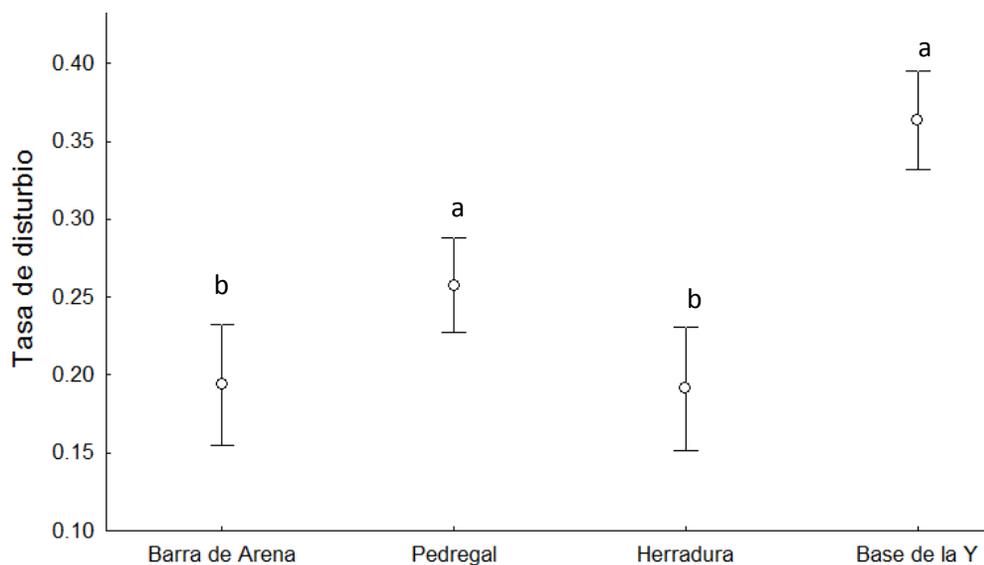


Figura 6. Comparación de tasas de disturbios antropicos entre sitios en días con y sin cacería para cuatro sitios de alimentación de la Bahía de San Quintín, Baja California, México. Las líneas verticales denotan el \pm error estándar y los círculos las medias de las tasas de disturbios para cada sitio. Medias con la misma letra no son estadísticamente diferentes ($p > 0.05$).

En días sin cacería, la tasa de disturbio antrópico fue variable y significativamente diferente entre sitios (ANOVA de una vía; $F = 9.3$; $gl = 5$; $p = 0.00$). El sitio con mayor tasa de disturbio fue Cota ($\bar{X} = 0.92 \pm 0.17$) seguido de Base de la Y ($\bar{X} = 0.6 \pm 0.11$); Pedregal ($\bar{X} = 0.35 \pm 0.14$); Barra de Arena ($\bar{X} = 0.23 \pm 0.07$); Chapala ($\bar{X} = 0.2 \pm 0.06$) y Herradura ($\bar{X} = 1.3 \pm 0.5$) (Figura 7).

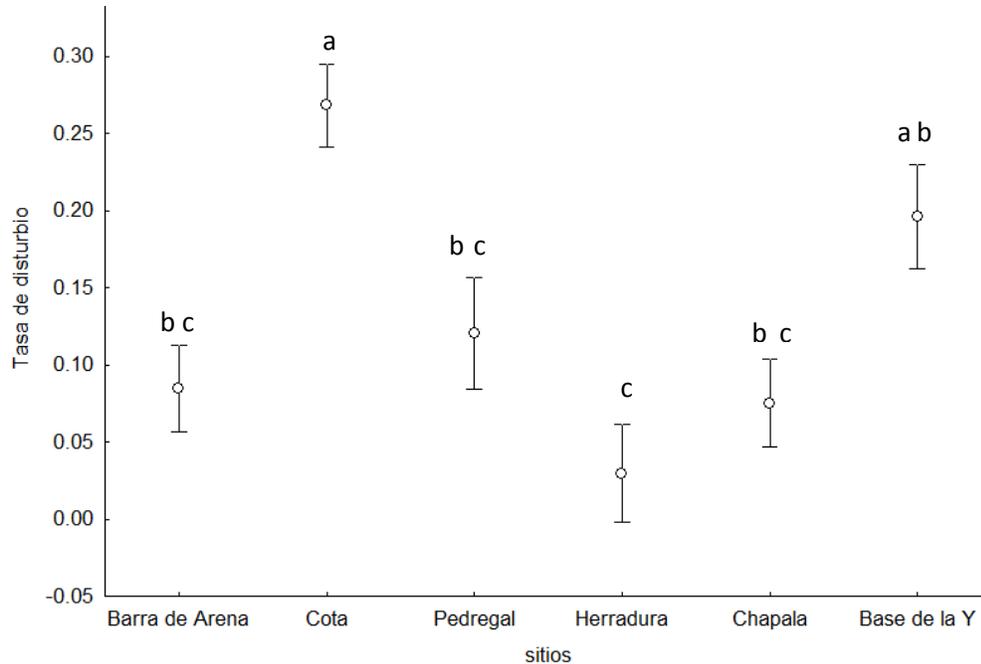


Figura 7. Comparación de tasas de disturbios antrópicos entre sitios en días sin cacería en la Bahía de San Quintín, Baja California, México. Las líneas verticales denotan el \pm error estandar y los círculos las medias de las tasas de disturbios para cada sitio. Medias con la misma letra no son estadísticamente diferentes ($p > 0.05$).

Al analizar la respuesta conductual de las brantas ante los dos tipos de disturbio (natural y antrópico), pero considerando solo aquellos eventos donde voló más del 50 % de la parvada, el número total de eventos considerados (210) disminuyó, pero el efecto del disturbio humano fue más evidente, ya que su frecuencia (156) fue tres veces mayor que la frecuencia de eventos de disturbio natural (54). Para todo el período de estudio, la tasa de disturbio antrópico ($\bar{X} = 0.46 \pm 0.07$; mediana= 0.25,) fue mayor que la de disturbio natural ($\bar{X} = 0.16 \pm 0.03$; mediana= 0) (Mann-Whitney, $U = 1608$; $p = 0.004$).

3.3.1 Tiempo de vuelo como respuesta al tipo de disturbio

El tiempo de vuelo de las brantas como respuesta ante el disturbio humano ($\bar{X} = 75.71 \pm 4.08$ s; mediana= 50 s) fue más del doble que ante el disturbio natural ($\bar{X} = 33.61 \pm 4.3$ s; mediana= 23.5 s) (t de Student= -2.64; $p < 0.05$). El tiempo de vuelo fue significativamente diferente entre los tipos de disturbio (Anova de una vía $F = 10.1$; $gl = 9$; $p < 0.05$) (Figura 8). El tiempo de vuelo ocasionado por las actividades de cacería fue el de mayor duración ($\bar{X} = 102$ s \pm 8.2; mediana= 64 s) y fue diferente al tiempo de vuelo ocasionado por otro tipo de aves ($\bar{X} = 32$ s \pm 4.3; mediana= 20 s), pangas ostrícolas ($\bar{X} = 48$ s \pm 4; mediana= 30 s), pangas de pesca ($\bar{X} = 50$ s \pm 8.6; mediana= 30 s) y otro tipo de pangas ($\bar{X} = 19$ s \pm 3.6; mediana= 20 s) pero no fue diferente al tiempo de vuelo ocasionado por las aves de presa ($\bar{X} = 44$ s \pm 15.4; mediana= 32 s); personas ($\bar{X} = 52$ s \pm 7.9, mediana= 60 s), vehículos terrestres ($\bar{X} = 45$ s \pm 13.5; mediana= 35 s) y aéreos ($\bar{X} = 66$ s \pm 16; mediana= 60 s) ya que entre estos tiempos de vuelo no se encontraron diferencias significativas ($p > 0.05$).

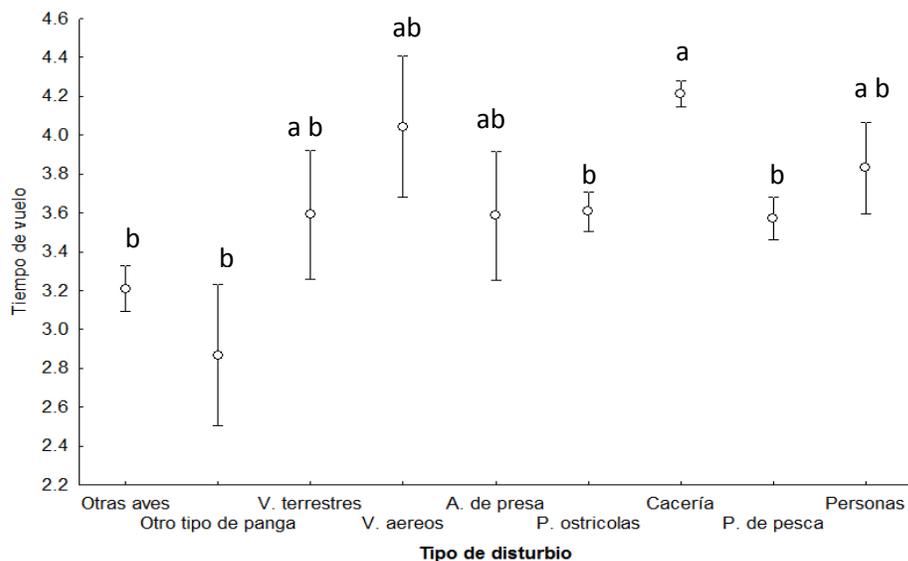


Figura 8. Comparación de tiempos de vuelo ocasionados por diferentes tipos de disturbio. Las líneas verticales indican el error estándar y los círculos las medias de cada tipo de disturbio. Medias con la misma letra no son estadísticamente diferentes ($p > 0.05$).

3.3.2 Influencia del disturbio en el tiempo de forrajeo

Al comparar los eventos de disturbio antrópico previo y posterior al final del período de mayor actividad de forrajeo de las brantas, se encontró que en Base de la Y la tasa de disturbio humano posterior al final del período de forrajeo ($\bar{X} = 2.04 \pm 0.61$) fue 7 veces mayor que previo al mismo ($\bar{X} = 0.29 \pm 0.09$) (Mann-Whitney; $U = 17$; $p < 0.05$) (Figura 14) y no se encontraron diferencias estadísticas para el resto de los sitios (Tabla 4; Figura 9-14).

Tabla 4. Comparación de las tasas de disturbios antrópicos previos y posteriores al final del período de mayor actividad de forrajeo en la Bahía de San Quintín, Baja California, México, de diciembre de 2011 a febrero de 2012. El asterisco indica $p \leq 0.05$. ^a Final - nivel del mar al cual termina el período de mayor actividad de forrajeo. ^b U de Mann-Whitney.

Sitio	Final ^a NBMI (cm)	Tasa de disturbio previo al Final (eventos/h)		Tasa de disturbio posterior al Final (eventos/h)		Valor de U ^b	Valor de p
		\bar{X}	ES	\bar{X}	ES		
Barra de Arena	80	0.19	± 0.09	0.48	± 0.13	46.5	0.14
Cota	60	0.61	± 0.25	1.05	± 0.23	42	0.08
Pedregal	70	0.58	± 0.25	2.21	± 1.24	34	0.13
Herradura	70	0.28	± 0.23	0.36	± 0.29	47.5	0.85
Chapala	80	0.43	± 0.24	0.24	± 0.12	54	0.66
Base de la Y	70	0.29	± 0.09	2.04	± 0.61	17	0.004*

Al comparar los eventos de disturbio antrópico de alta magnitud (cuando vuela más del 50 %) que ocurrieron previo y posterior al final del período de mayor actividad de forrajeo, no se hallaron diferencias significativas para Barra de Arena, Herradura, Chapala y Cota. Pero se encontraron diferencias considerables para Pedregal (Mann-Whitney; $U = 26.5$; $p = 0.02$) y Base de la Y (Mann-Whitney; $U = 24.5$; $p = 0.01$) (Tabla 5).

Tabla 5. Comparación de las tasas de disturbios antrópicos de alta magnitud (más del 50 % de vuelo de una parvada) previo y posterior al final del período de mayor actividad de forrajeo en la Bahía de San Quintín, de diciembre de 2011 a febrero de 2012. El asterisco indica $p \leq 0.05$. ^a Final - nivel del mar al cual termina el período de mayor actividad de forrajeo. ^b U de Mann-Whitney.

Sitio	Final ^a NBMI (cm)	Tasa de disturbio previo al Final (eventos/h)		Tasa de disturbio posterior al Final (eventos/h)		Valor de U ^b	Valor de p
		\bar{X}	ES	\bar{X}	ES		
Barra de Arena	80	0.06	± 0.04	0.33	± 0.17	57	0.38
Cota	60	0.07	± 0.03	0.10	± 0.07	46	0.13
Pedregal	70	0.19	± 0.1	1.53	± 0.59	26.5	0.02*
Herradura	70	0.10	± 0.05	0.55	± 0.49	47.5	0.85
Chapala	80	0.22	± 0.13	0.31	± 0.18	57	0.81
Base de la Y	70	0.075	± 0.05	1.5	± 0.53	24.5	0.01*

Así mismo, se compararon las tasas de disturbio natural y antrópico respecto al final del período de mayor actividad de forrajeo de la branta por sitio. Solo se encontró diferencias significativas para Barra de Arena previo al final del período de mayor actividad de forrajeo (Mann-Whitney; U = 37; p = 0.04; Tabla 6, Figura 9), mientras que posterior al final del período se encontraron diferencias significativas para Cota (Mann-Whitney; U= 15; p= 0.009), Pedregal (Mann-Whitney; U= 24.5; p= 0.04) y Base de la Y (Mann-Whitney; U= 17; p= 0.004; Tabla 7; Figura 10, 11 y 14).

Tabla 6. Comparación de las tasas de disturbios naturales y antrópicos previos al final del período de mayor actividad de forrajeo en la Bahía de San Quintín, Baja California, México. El asterisco indica $p \leq 0.05$. ^a Final - nivel del mar al cual termina el período de mayor actividad de forrajeo. ^b U de Mann-Whitney.

Sitio	Final ^a NBMI (cm)	Tasa de disturbio natural previo al Final		Tasa de disturbio antrópico previo al Final		Valor de U ^b	Valor de p
		\bar{X}	ES	\bar{X}	ES		
Barra de Arena	80	0.60	± 0.15	0.19	± 0.09	37	0.04*
Cota	60	0.21	± 0.09	0.61	± 0.25	56	0.35
Pedregal	70	0.20	± 0.1	0.58	± 0.25	48	0.41
Herradura	70	0.48	± 0.23	0.28	± 0.23	43	0.59
Chapala	80	0.68	± 0.17	0.43	± 0.24	37	0.12
Base de la Y	70	0.038	± 0.038	0.29	± 0.09	32.5	0.06

Tabla 7. Comparación de las tasas de disturbios naturales y antrópicos posterior al final del período de mayor actividad de forrajeo en la Bahía de San Quintín, Baja California, México. El asterisco indica $p \leq 0.05$. ^a Final - nivel del mar al cual termina el período de mayor actividad de forrajeo. ^b U de Mann-Whitney.

Sitio	Final ^a NBMI (cm)	Tasa de disturbio natural posterior al Final		Tasa de disturbio antrópico posterior al Final		Valor de U ^b	Valor de p
		\bar{X}	ES	\bar{X}	ES		
Barra de Arena	80	0.52	± 0.2	0.48	± 0.13	63.5	0.62
Cota	60	0.16	± 0.07	1.05	± 0.23	15	0.009*
Pedregal	70	0.42	± 0.27	2.2	± 1.24	24.5	0.04*
Herradura	70	0.10	± 0.1	0.36	± 0.29	40.5	0.47
Chapala	80	0.80	± 0.59	0.24	± 0.11	47.5	0.59
Base de la Y	70	0.15	± 0.13	2.05	± 0.61	17	0.004*

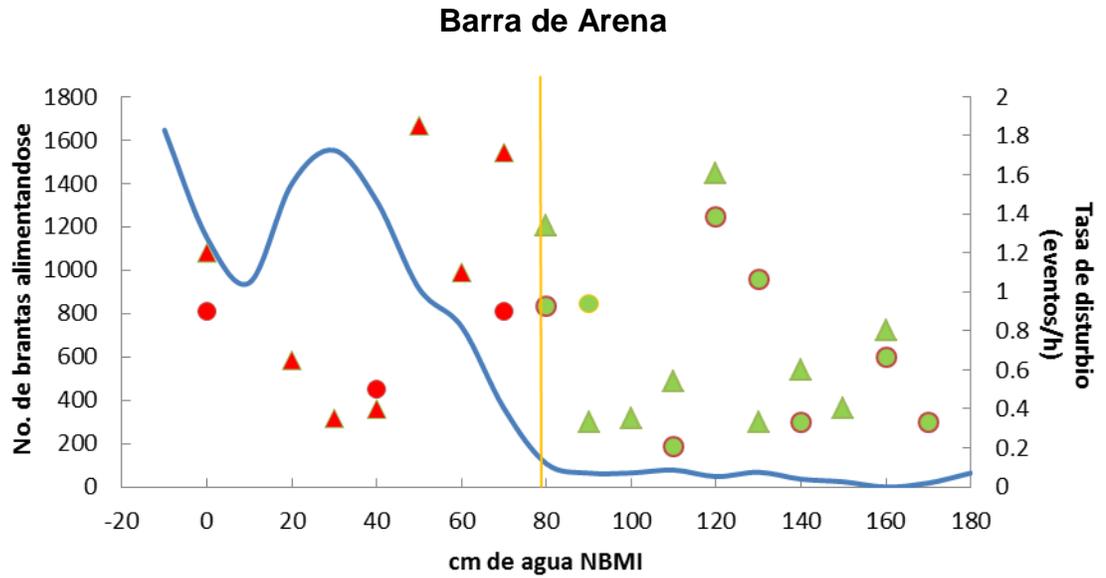


Figura 9. Tasas de disturbios antrópicos (círculos), naturales (triángulos) y actividad de forrajeo (línea continua) de la branta con respecto al nivel de la marea, para el sitio de Barra de Arena en la Bahía de San Quintín, de diciembre del 2011 a febrero del 2012. La línea vertical indica el final del período de la mayor actividad de forrajeo y el color de los círculos y triángulos; las tasas de eventos de disturbio previo (rojo) y posterior (verde) al final del período de mayor actividad de forrajeo.

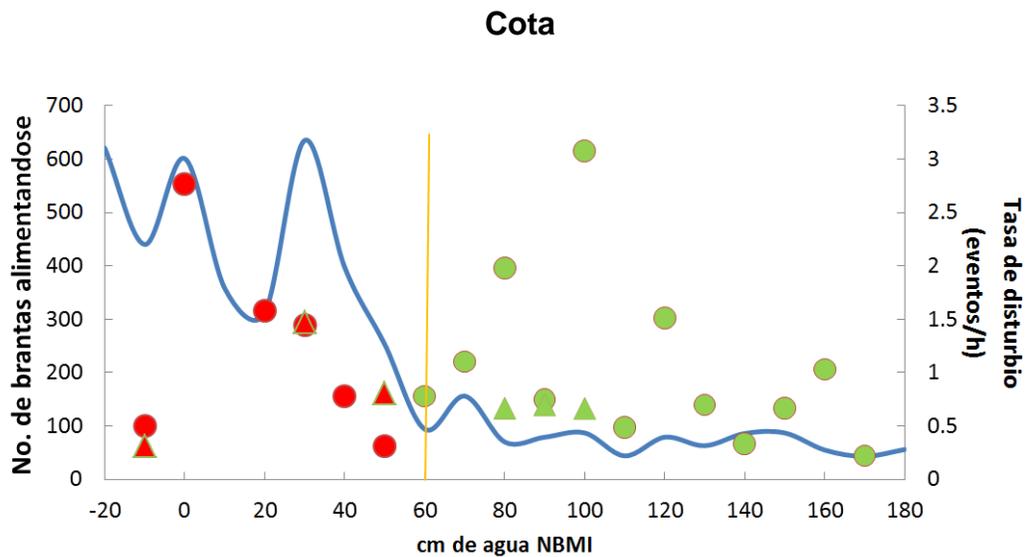


Figura 10. Tasas de disturbios antrópicos (círculos), naturales (triángulos) y actividad de forrajeo (línea continua) de la branta con respecto al nivel de la marea, para el sitio de Cota en la Bahía de San Quintín, de diciembre del 2011 a febrero del 2012. La línea vertical indica el final del período de mayor actividad de forrajeo y el color de los círculos y triángulos; las tasas de eventos de disturbio previo (rojo) y posterior (verde) al final del período de mayor actividad de forrajeo.

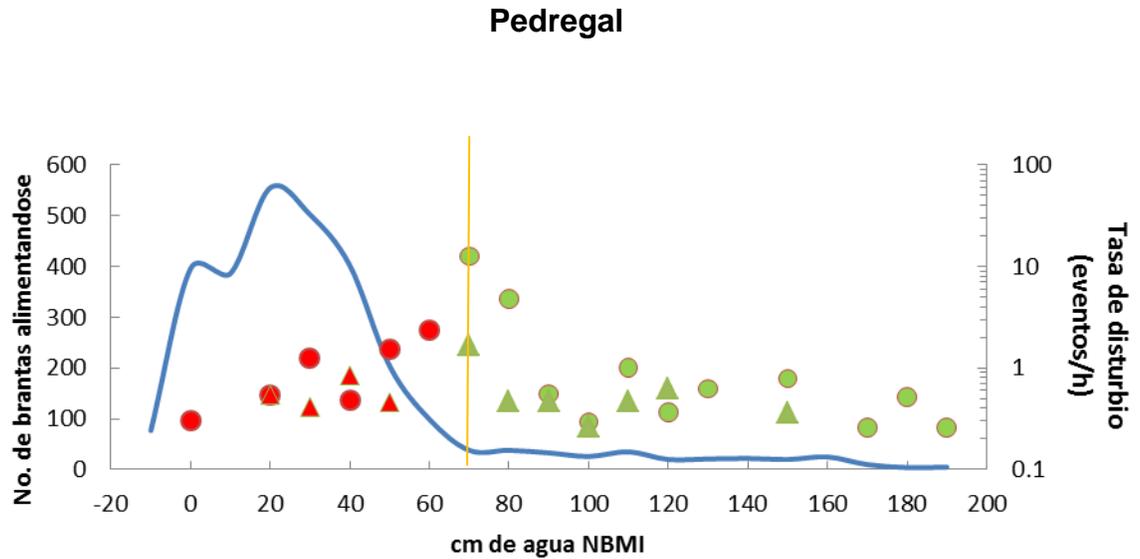


Figura 11. Tasas de disturbios antrópicos (círculos), naturales (triángulos) y actividad de forrajeo (línea continua) de la branta con respecto al nivel de la marea, para el sitio de Pedregal en la Bahía de San Quintín, de diciembre del 2011 a febrero del 2012. La línea vertical indica el final del período de mayor actividad de forrajeo y el color de los círculos y triángulos; las tasas de eventos de disturbio previo (rojo) y posterior (verde) al final del período de mayor actividad de forrajeo. Eje secundario se muestra en escala logarítmica.

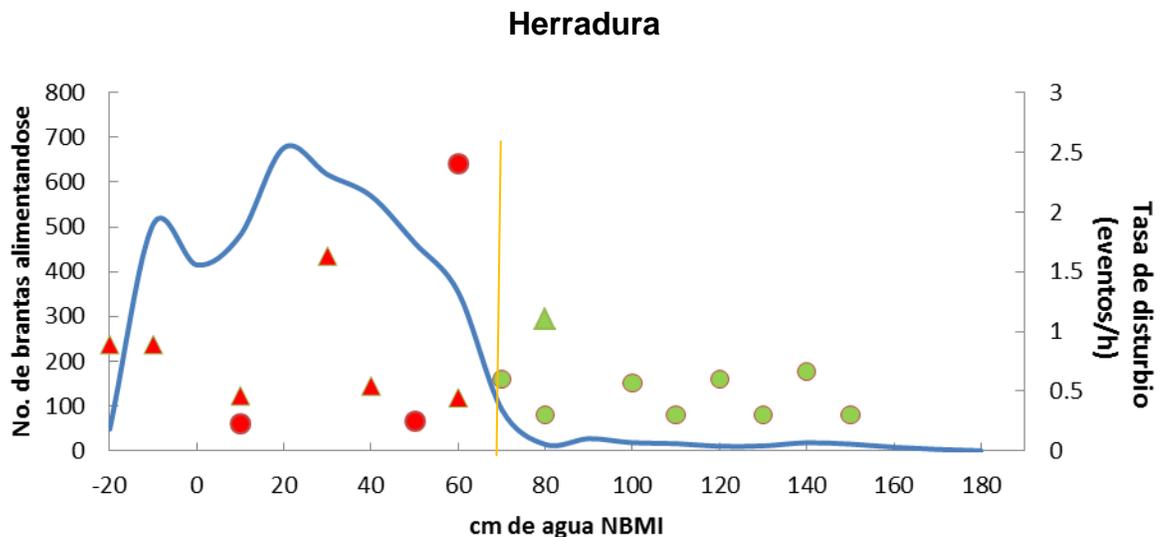


Figura 12. Tasas de disturbios antrópicos (círculos), naturales (triángulos) y actividad de forrajeo (línea continua) de la branta con respecto al nivel de la marea, para el sitio de Herradura en la Bahía de San Quintín, de diciembre del 2011 a febrero del 2012. La línea vertical indica el final del período de mayor actividad de forrajeo y el color de los círculos y triángulos; las tasas de eventos de disturbio previo (rojo) y posterior (verde) al final del período de mayor actividad de forrajeo.

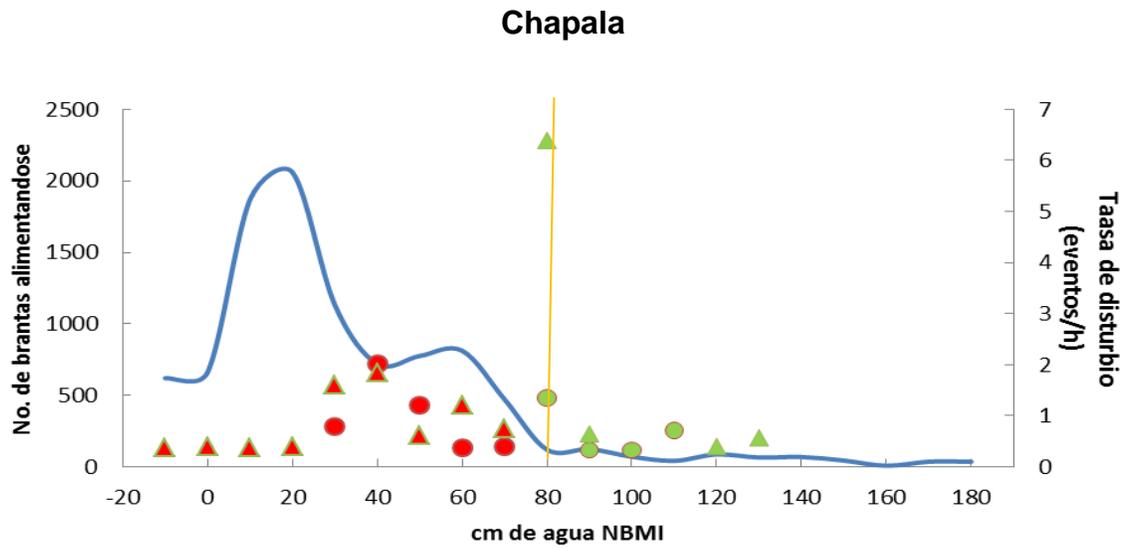


Figura 13. Tasas de disturbios antrópicos (círculos), naturales (triángulos) y actividad de forrajeo (línea continua) de la branta con respecto al nivel de la marea, para el sitio de Chapala en la Bahía de San Quintín, de diciembre del 2011 a febrero del 2012. La línea vertical indica el final del período de mayor actividad de forrajeo y el color de los círculos y triángulos; las tasas de eventos de disturbio previo (rojo) y posterior (verde) al final del período de mayor actividad de forrajeo.

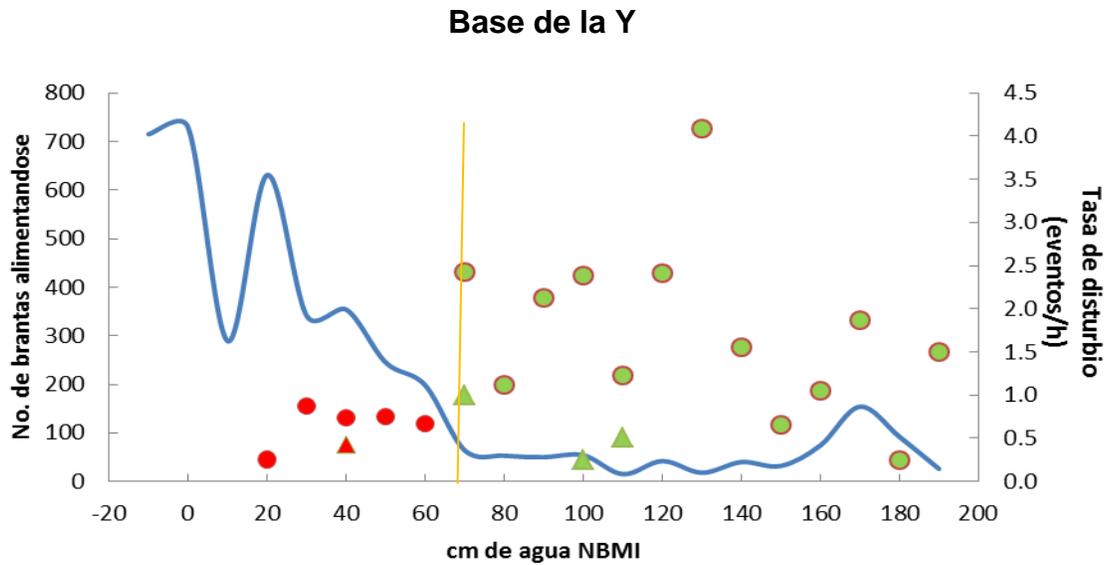


Figura 14. Tasas de disturbios antrópicos (círculos), naturales (triángulos) y actividad de forrajeo (línea continua) de la branta con respecto al nivel de la marea, para el sitio de Base de la Y en la Bahía de San Quintín, de diciembre del 2011 a febrero del 2012. La línea vertical indica el final de la mayor actividad de forrajeo y el color de los círculos y triángulos; las tasas de eventos de disturbio previo (rojo) y posterior (verde) al final de la mayor actividad de forrajeo.

4. Discusión

4.1 Cambio en la cobertura de *Zostera marina*

En este trabajo se demostró que la cobertura de pastos marinos en la Bahía de San Quintín ha disminuido, que su tendencia en cobertura es negativa (si se comparan los resultados de cobertura de este estudio con lo reportado por Ward entre 1987-2000) y que la tasa de pérdida va en aumento. La causa de la pérdida de pastos marinos en Bahía de San Quintín fuera del área del Delta del río San Simón (ver zona 3 en Figura 2) permanece desconocida, no obstante, se ha tratado de explicar de dos maneras: 1) por competencia inter-específica entre macroalgas y *Z. marina* (Zertuche *et al.*, 2009; Ward *et al.*, 2003); y 2) por el efecto de los cultivos de ostión sobre los pastos marinos (Ward *et al.*, 2003), lo que sugiere que la pérdida de pastos marinos se debe a múltiples factores. En lo referente a la pérdida de pastos marinos del área del Delta del río San Simón, se atribuye a un mayor arrastre de sedimentos a la bahía, debido a las inundaciones del 2009-10 como consecuencia del evento El Niño (David Ward, com. pers.). Algo similar ocurrió en 1992-93 como producto del evento El Niño, lo que derivó en la pérdida de pastos marinos de esa parte de la bahía (Ward *et al.*, 2003). Por lo pronto, y con base en este trabajo, la pérdida de pastos marinos en Bahía de San Quintín en el período 2000-2011 aumentó a una tasa anual del 2 %, en relación con la tasa de pérdida del 1 % reportada por Ward *et al.*, (2003) para el período 1987-2010.

Actualmente existen grandes extensiones de pasto marino fragmentadas, sobre todo en las zonas 3 y 5 de la bahía (ver Figura 2). Para el primer caso (zona 3), grandes extensiones de pasto marino que en el año 2000 se clasificaron como praderas expuestas continuas, en la imagen del año 2011 pasaron a ser praderas expuestas fragmentadas, lo que sugiere que algo está degradando el sistema (Tabla 3). En el caso de la zona 5, es difícil saber si el estado de fragmentación del pasto marino submareal es algo inherente a los pastos marinos de esa parte

de la bahía, o si se debe a una degradación de su integridad ecológica. Ya que para ello tendríamos que saber si la fragmentación siempre ha estado ahí, si se ha desarrollado de manera natural como parte de la propia dinámica de los pastos marinos, o si es debida a la degradación del sistema. Esto no se sabe, ya que sólo se generó información de campo para el año 2011, la cual sirvió como base para realizar la clasificación de los píxeles de la imagen en clases espectrales en este mismo año (2011), y al sesgo de información histórica sobre el estado de la pradera submareal en términos de densidad de esa parte de la bahía.

En cuanto a las diferencias encontradas entre el mapa de Ward *et al.* (2003) y de este estudio, ambos del año 2000, se pueden atribuir a las razones siguientes: al uso de diferentes programas para el análisis de las imágenes de satélite; a diferencias en la elección de regiones de interés (ROIS); y a la delimitación del área analizada.

Por otro lado, durante la colecta de datos (porcentaje de cobertura de *Z.marina*) en campo se observó una gran cantidad de macroalgas del género *Gigartina* sp., especialmente entre los estantes de los cultivos de ostión y circundantes a estos. Esta macroalga es invasiva y exótica en el área. Su distribución original incluye el golfo de California y actualmente está siendo analizada mediante técnicas moleculares para su identificación taxonómica. Esta especie de *Gigartina* sp. no debe confundirse con *Gigartina canaliculata*, la cual es una especie de macroalga nativa en la región (Luis Aguilar Rosas, com. pers.). Tomando como premisa el argumento de la competencia entre macroalgas y *Z. marina*, si antes había preocupación sobre el incremento en la cobertura de otra especie de macroalga nativa en la región (*Ulva* sp.), lo que produjo que algunos investigadores plantearan su posible cosecha como medio de control (Zertuche *et al.*, 2009), tal vez ahora también se debiera tomar interés sobre el papel de esta alga exótica e invasiva (*Gigartina* sp.) en la ecología de la bahía.

La pérdida de pastos marinos en la Bahía de San Quintín puede tener implicaciones tanto a nivel de los servicios ecosistémicos que proveen, como sobre las especies que dependen de ellos, entre las que se encuentra la branta. *Branta bernicla nigricans* al ser un ave migratoria, esta condicionada al resultado de la interacción de los eventos suscitados tanto en sus sitios reproductivos como de invernada (“carry-over effects”) (Webster, 2002). En este caso, los individuos cargan consigo el resultado de los eventos ocurridos en sus zonas de invernada y estos eventos tienen consecuencias en su sobrevivencia durante la migración y su éxito de anidación.

Por ejemplo, en la década de los 1930’s, el parásito *Labyrinthula zosterae* causó la enfermedad conocida como “wasting disease” a grandes extensiones de praderas de *Z. marina* del Atlántico Norte de Europa y América, y ocasionó casi su pérdida total. Como consecuencia de ello, el tamaño de la población de *B. b. bernicla* y *B. b. hrota* disminuyó hasta en un 90 % (Reed *et al.*, 1998).

Dado que Bahía de San Quintín es uno de los sitios clave para la branta durante su época no reproductiva (hasta el 55 % de la población de la branta negra de Norteamérica se alimenta en este sitio) (Conant y Voelzer, 2002; Trost y Drut, 2001; citados por Ward *et al.*, 2003), el aumento en la degradación y pérdida del hábitat de pastos marinos en esta bahía, podría tener efectos negativos si los individuos invernantes no obtienen el alimento suficiente que les permita acumular las reservas de energía necesaria para su sobrevivencia, migración y éxito reproductivo. La mayor parte de las reservas de nutrientes necesarios para la formación y puesta de huevos de las brantas, son adquiridas durante su estancia en las zonas de invernada y de primavera (Ankney, 1984).

Un modelo biológico (TRUEMET) que se desarrolló para estimar la capacidad de carga de la Bahía de San Quintín en relación con la branta negra, mostró que esta bahía podría seguir sosteniendo las necesidades energéticas de las brantas, aun reduciendo la biomasa existente de pastos marinos hasta en un 65 %

(Shaughnessy *et al.* 2012). Con base en este modelo se supone que Bahía de San Quintín podría seguir sosteniendo a un gran número de individuos de brantas aun ante la pérdida de un gran porcentaje de hectáreas de praderas de pastos marinos, siempre y cuando lo que quede, represente el 35 % de la biomasa original disponible para la branta. Esta proyección del modelo de TRUOMET sugiere que la pérdida de cobertura documentada en este estudio (22 %), no tendría implicaciones negativas para la población de brantas que invernan en esta bahía, siempre y cuando se cumpla el supuesto del modelo antes descrito.

Durante los períodos de monitoreo de las actividades de las brantas, se observó el desplazamiento de los grupos de brantas desde sus sitios de descanso e ingesta de arena hacia las zonas de forrajeo. Con base en ello, fue posible inferir que las brantas que invernan en Bahía de San Quintín solo utilizan una porción del área potencial de la bahía disponible para forrajeo, y no sólo eso, sino que probablemente también utilizan las mismas áreas para todas sus actividades. Esto mismo sucede en la Bahía de Humboldt, CA donde se estimó que las brantas solo utilizan el 16 % del área total disponible para forrajeo (Black *et al.*, 2010) y en otros sitios con otras especies como *Anser albifrons* (Wilson *et. al.*, 1991) y *B. bernicla* (Black *et al.*, 2007; citado por Black *et al.*, 2010), De esta manera, se observó que las brantas utilizan preferentemente aquellas zonas de forrajeo cercanas a sus sitios de ingesta de arena. Por ejemplo, las brantas que ingerían arena en la zona de la Duna en Bahía de San Quintín, utilizaban el área contigua con praderas de *Z. marina* para alimentarse, pero también utilizaban la zona del sitio del Pedregal, la Herradura y la pradera ubicada al frente del Molino Viejo cruzando el canal. Por su parte, los individuos cuya zona de ingesta de arena se encontraba en el Delta del Río San Simón, preferían alimentarse en el área del sitio de la Base de la Y y áreas contiguas; mientras las que se alimentaban en el sitio de Barra de Arena, su zona de ingesta de arena se encontraba a poca distancia al sur de este sitio de monitoreo (Figura 15).

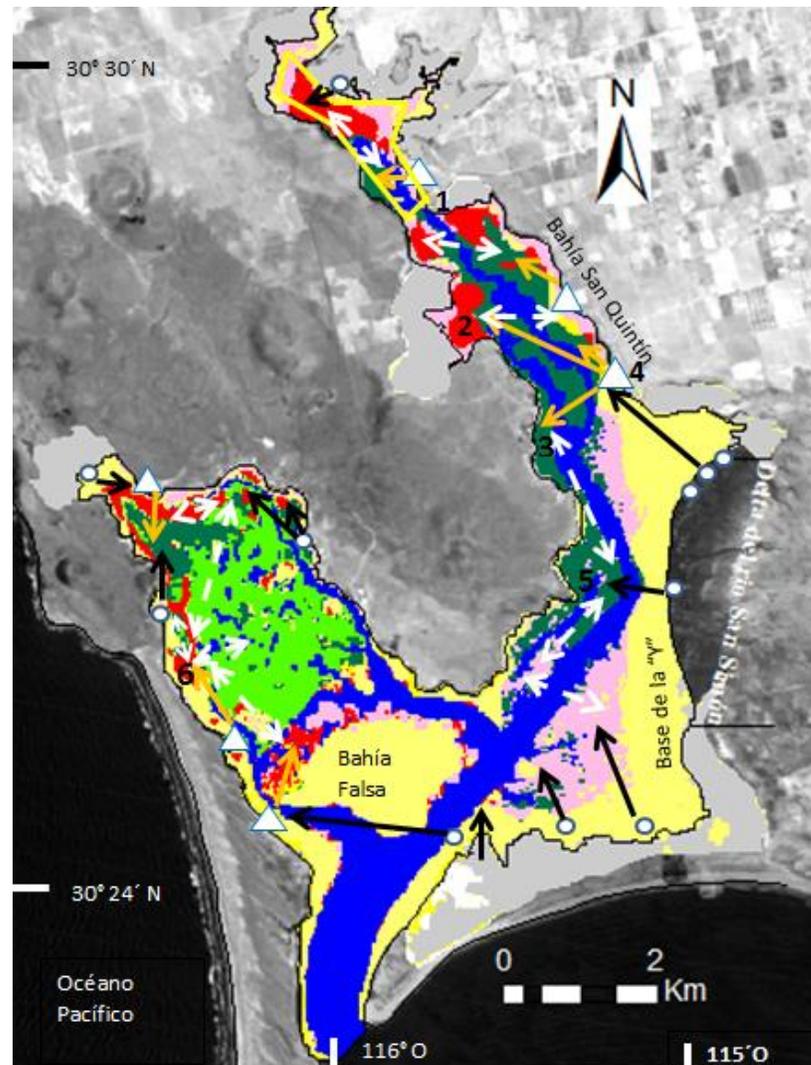


Figura 15. Mapa de la Bahía de San Quintín que muestra los desplazamientos de los grupos de brantas durante el período de diciembre 2011 a febrero 2012. Las flechas en negro representan la ruta entre las zonas de descanso y/o de ingesta de arena (círculos) a zonas de alimentación. Las flechas en naranja solido denotan la ruta entre zonas de ingesta de arena (triángulos) a zonas de alimentación; y en blanco intermitente la ruta de desplazamiento desde una zona de alimentación a otra. El polígono en amarillo es para la zona en la que no se observó flujo hacia el interior y exterior, a menos que se movieran por causa del disturbio humano. Los números indican la ubicación de los sitios que se citaron en el texto para ejemplificar algunos desplazamientos de las brantas (1-Molino Viejo, 2-Herradura, 3-Pedregal, 4-Duna, 5-Base de la Y, 6-Barra de Arena). Los colores indican el tipo y distribución de los hábitats de la bahía, de acuerdo con el mapa temático del año 2011 (ver Figura 2). Pasto marino expuesto continuo (rojo) y fragmentado (rosa); pasto marino submareal continuo (verde oscuro) y fragmentado (verde claro); planicie lodosa (amarillo); marisma (gris) y canal (azul).

Nunca se vio a grupos grandes de brantas volar por voluntad propia entre los brazos de la bahía, pero sí a grupos de 3 y no más de 10 individuos hacer tales desplazamientos, aunque en muy pocas ocasiones. Así, es probable que el

desplazamiento entre los brazos de la bahía no sea común y que la proporción de individuos que utilizan cada brazo de la bahía y la base de la Y sea consistente a través del período no reproductivo en que las brantas usan el área.

Por lo anterior y debido a que la cantidad relativa actual de alimento, en teoría es aun suficiente para sostener al número de brantas que arriban a Bahía de San Quintín, es importante monitorear las proporciones de brantas que ocupan cada brazo de la bahía a través del tiempo, ya que uno de los comportamientos inmediatos que adopta la branta ante la falta de alimento en un sitio es cambiar a otro (Seymour *et al.* 2002; Rivers y Short, 2007). De esta manera, la proporción de brantas que usan cada uno de los brazos de la bahía puede funcionar como un indicador de cambios en el alimento. Si usamos este indicador, podríamos tener dos escenarios:

La pérdida y degradación de las praderas de pasto marino en Bahía de San Quintín han alcanzado o no, un punto crítico que implique el desplazamiento de las brantas a nuevas zonas de forrajeo para satisfacer sus necesidades energéticas. Si el número de brantas que se han desplazado a un nuevo sitio de alimentación es bajo, probablemente no originarán un aumento en la competencia intra-específica y tampoco un problema de sobrepastoreo en las praderas de *Z. marina*, pero si es alto, aumentará la competencia y la probabilidad de sobrepastoreo.

Es importante notar que el modelo antes descrito (TRUEMET), si bien toma en cuenta la energía requerida por la branta y el total del recurso alimenticio, no toma en cuenta factores como el ritmo en que las aves pueden obtener energía del alimento que consumen, lo cual es importante, ya que es posible que en un sitio haya suficiente alimento, pero tal vez los individuos no sean capaces de consumirla lo suficientemente rápido como para sobrevivir (Shaughnessy *et al.*, 2012). De este modo, es importante monitorear los cambios en el recurso alimenticio para branta, pero también es importante monitorear las condiciones

que limitan el uso del hábitat, como por ejemplo, las perturbaciones de sus actividades de forrajeo por causa del disturbio humano.

Por lo tanto, si bien el modelo de TRUOMET (Shaughnessy *et. al.* 2012) da las bases necesarias para sugerir que la disminución y degradación de los pastos marinos en la Bahía de San Quintín entre 2000 y 2011, aún no es suficiente como para poner en problemas a la branta negra en cuanto al cumplimiento de sus requerimientos energéticos, es evidente que la calidad de la bahía como sitio de estadía durante la época no reproductiva para la branta, está disminuyendo. Por lo tanto, es necesario realizar estudios de la masa corporal de la branta, para asegurar con esto que los individuos que invernan en Bahía de San Quintín estén acumulando las reservas de energía suficientes, que satisfagan sus requerimientos energéticos.

4.2 Influencia del nivel de marea sobre el forrajeo de la branta

Dado que *B. b. nigricans* se alimenta mayoritariamente de *Z. marina* y a que es un ave que no bucea, su alimentación está restringida a un período en el cual el nivel de marea le permite alcanzar el alimento (Moore y Black, 2006). Así, la branta normalmente forrajea durante la última o primera mitad de la marea baja, esto es, cuando las praderas de pasto marino están expuestas o sumergidas a pocos centímetros de agua (Kramer, 1976). Esto quedó de manifiesto en el final del período de mayor actividad de forrajeo de la branta para los sitios muestreados de la Bahía de San Quintín (Figura 9-14), cuyas diferencias se relacionaron con la batimetría de cada sitio de monitoreo. De este modo, el final de la actividad de forrajeo terminó secuencialmente en un gradiente que va de zonas de menor elevación, a zonas de mayor elevación.

El tiempo de actividad que la branta asignó a la actividad de forrajeo varió con el tiempo y se incrementó al acercarse la primavera, tal y como ya se había reportado en la temporada invernal de 1974-75 (Kramer, 1976). Este incremento probablemente está relacionado con la necesidad de las brantas, de almacenar

reservas de energía suficientes para emprender su migración de primavera de regreso al ártico (Kramer, 1976).

Además de las actividades de alimentación, acicalando, descanso, nado, alerta y agonista previamente registradas por Kramer (1976), en este estudio se registraron otros comportamientos: parada, caminando, ingesta de arena, vuelo y posada. Todas estas actividades a excepción de posada, ocuparon poco tiempo.

En lo general, el tiempo de actividad de diferentes comportamientos reportados para la temporada invernal de 1974-75 (Kramer, 1976) coinciden con lo registrado en este estudio. Sin embargo, la actividad de nado, ocupó mayor tiempo en el período de este estudio que lo reportado para 1974-75. Una actividad que Kramer (1976) no cuantificó y que en este estudio ocupó un tiempo considerable, fue la de posada (Figura 4). El tiempo de esta actividad suele juntarse con el de nado debido a que las brantas si bien están posadas, no dejan de moverse para evitar de esta forma ser llevadas por la corriente (E. Palacios, com. pers.). De esta forma, si se considera nado y posado como una sola actividad, se junta la información del tiempo de actividad de todos los sitios y analizamos los datos por período (1 diciembre y 2 enero y febrero) como lo hizo Kramer (1976), se obtiene que para el período de diciembre la actividad de nado/posado es mayor que la actividad de forrajeo (49 *versus* 44 %). Con respecto al segundo período (enero y febrero), la actividad de nado/posado pasó a segundo término después de la actividad de forrajeo (27 *versus* 64 %). Kramer (1976) para este período reporta para la actividad de nado 1 %, mientras para la de forrajeo 87 % del tiempo.

El presupuesto de tiempo de actividad de las brantas que se estimó en este estudio fue diferente del estimado por Kramer (1976). Tales diferencias pueden ser atribuibles a diferencias en la metodología empleada. En este trabajo se utilizó el método de observación instantánea, mientras que Kramer (1976) utilizó el método de observación focal. Además, en este estudio se contó con una

clasificación de actividades más amplia, y aunque algunos sitios de observación coincidieron, otros sitios de monitoreo fueron diferentes.

4.3 Variación temporal de la tasa de disturbio humano

Los disturbios naturales y antrópicos afectaron el comportamiento de las brantas y el uso de su hábitat en la Bahía de San Quintín. Durante el período de éste estudio, la tasa de disturbio humano fue de 0.71 eventos/h, en contraste con lo reportado para 1991 que fue de 1.38 eventos/h (Ward, 1991) y para la temporada 2010-2011 que fue de 1.02 eventos/h (Carmona *et al.*, 2012). Esto es importante, ya que al parecer la tendencia en la tasa de disturbio en Bahía de San Quintín es negativa, esto es, el disturbio humano total está disminuyendo. Esta reducción podría representar, al menos con respecto al disturbio, una mejora en la calidad del hábitat, ya que al haber menos disturbio, la branta no interrumpe ni modifica sus actividades habituales y por consiguiente, no aumenta su gasto energético debido a actividades de escape de las fuentes del disturbio.

No hay una explicación única a las diferencias entre las tasas de disturbios, pero las explicaciones posibles pueden incluir: sitios diferentes de observación en cada estudio (El Chute y Muelle Viejo en 1991, la Duna y Muelle Viejo en 2010-2011); uso de cada sitio por las brantas, por ejemplo sitio de descanso (Duna y Muelle Viejo) *versus* sitio de alimentación (El Chute); días de la semana en que se realizaron las observaciones de disturbio (fines de semana hay actividad cinegética, por tanto, si se observa sólo en estos días, la tasa de disturbio humano aumentará); o una disminución real de la tasa de disturbio.

En este estudio al igual que en 1974-75, 1991 y 2010-2011 (Kramer, 1976; Ward, 1991; Carmona *et al.*, 2012), la causa principal de disturbio fue debida a las actividades humanas. La actividad de cacería al igual que en 1974-75 (Kramer, 1976) fue la causa más importante de disturbio humano (37 %). En 1991, ésta actividad (cacería-23 %) se reportó como la segunda causa de disturbio detrás de la ocasionada por las pangas (65 %). Sin embargo, es probable que el orden en

ese año hubiera podido invertirse si se hubiera diferenciado los disturbios por tipo de panga como se hizo en este estudio. De esta manera, se tiene que si no se hubieran diferenciado los disturbios ocasionados por tipo de panga (panga de pesca, ostrícola, otra) en este trabajo, éstos hubieran acumulado el 45 % del total del disturbio antrópico desplazando a la actividad de caza al segundo lugar. En lo que respecta al estudio de la temporada invernal 2010-2011 (Carmona *et al.*; 2012) no está claro que actividad fue la que causó más disturbio, ya que de acuerdo con los datos de disturbio que presentan, la causa de mayor disturbio antrópico fue debida a pangas no identificadas por tipo, colocando de esta manera a la actividad de caza en segundo lugar.

4.4. Forrajeo y disturbio

El monitoreo de los eventos de disturbio de origen natural es importante, ya que puede servir como punto de comparación para los eventos de disturbio antrópico. En los sitios donde las tasas de disturbio natural y antrópico fueron similares, el grado de afectación al tiempo de forrajeo de las brantas fue menor que en aquellos sitios donde estas tasas fueron diferentes. Esto se relaciona con el hecho de que en los gansos, la amplitud del período de la respuesta al disturbio varía dependiendo de su causa (Bélanger y Bédard, 1989). El tiempo de vuelo como respuesta al disturbio antrópico puede ser tres veces mayor que al disturbio por eventos naturales, tal y como sucedió en la temporada invernal 2010-2011 (Carmona *et al.*, 2012). El tiempo de vuelo ocasionado por las actividades de cacería fue mayor que todas las demás causas de disturbio humano. En varias ocasiones durante los días de cacería, se observó a las pangas de caza “arrear” a las brantas, a lo largo de grandes tramos de la bahía, sobre todo en Bahía San Quintín y Base de la Y. No en pocas ocasiones, se observó huir a las brantas de la caza, en vuelos que fueron de un brazo a otro de la bahía y en una ocasión se observó a un grupo de aproximadamente mil brantas volar fuera de la bahía hacia el océano abierto. Esto no es la primera vez que pasa, ya que se tienen reportes de este tipo para la temporada no reproductiva 1974-75 (Kramer, 1976) y 1991

(Ward *et al.*, 1991). Lo importante de todo esto, es que de presentarse de manera crónica (no es el caso para las aves que invernan en Bahía de San Quintín), pudiera tener impactos en un gasto energético mayor, menos reservas energéticas para la migración y una disminución en el éxito reproductivo. Así, las poblaciones de esta ave migratoria, se pueden ver influenciadas por los eventos ocurridos en alguna parte de su ciclo anual, ya sea en sus sitios de invernada, muda o de reproducción. En el caso de especies migratorias que dependen de una serie de sitios claves a lo largo de su ciclo de vida, si uno o más de estos sitios se deteriora, entonces la población se agrega en unos cuantos sitios de mejor calidad. Al incrementar la densidad en esos sitios, puede resultar en una mayor mortalidad de brantas, como consecuencia del aumento en la competencia por recursos y la disminución de éstos, lo que al final se reflejaría en una disminución de la población de brantas (Sutherland, 1998).

A diferencia de lo establecido para 1974-75, 1991 y 2010-2011, donde se afirma que el disturbio humano afectó la actividad de forrajeo (Kramer, 1976; Ward, 1991; Carmona *et al.*, 2012), en el período de éste estudio se encontró que no es del todo así. De los seis sitios monitoreados, solo el sitio Base de la Y mostró diferencias significativas al comparar la tasa de disturbio previa y posterior al final del período de mayor alimentación de la branta, tanto para el análisis por tasa de disturbio antrópico general (todos los eventos de disturbio) como para el análisis de la tasa de disturbio para eventos de alta magnitud (cuando solo volaba más del 50 % de un grupo). Esto indica que la mayor parte de los disturbios antrópicos tanto de baja como de alta magnitud ocurrieron en marea alta cuando la afectación al forrajeo de las brantas es mínima, ya que durante este nivel de marea el número de brantas que se observó alimentándose fue bajo con respecto al número que forrajeó en marea baja, además que durante este nivel de marea (alta), el tiempo que destina branta en la búsqueda de alimento es del 60 % comparado con el 30 % de búsqueda que destina en marea baja (Kramer, 1976). Así mismo, al comparar la tasa de disturbio antrópico y natural con el tiempo de

forrajeo previo al final del período de mayor alimentación para este sitio, no se encontraron diferencias significativas, lo que indica que son equiparables.

Para el caso de Pedregal, cuando se analizaron los datos de disturbio humano de alta magnitud con respecto a la marea, se encontraron diferencias altamente significativas, ya que en promedio ocurrieron 8 eventos de disturbio antrópico posterior al final del período de mayor actividad de forrajeo de la branta en comparación con uno que ocurrió previo al término del mismo. Al comparar la tasa de disturbio natural y antrópico, no se encontraron diferencias significativas aún y cuando el promedio de la tasa de disturbio antrópico fue casi 3 veces mayor que la natural. Esto se debe a que durante 2 días la cacería se prolongó hasta los 40 cm de agua (+NBMI) y a que hubo disturbio por personas desde la zona terrestre. Para el resto de los días durante este rango de marea (previo al final del período de mayor actividad de forrajeo de la branta) la tasa de disturbio antrópico fue similar a la natural, siendo incluso en un día menor a esta última. Todo esto hace que la varianza en los disturbios sea muy alta, provocando con ello que no haya diferencias estadísticas. Para el intervalo de mareas posterior al final del período de mayor actividad de forrajeo la tasa de disturbio antrópico fue en promedio 5 veces mayor que tasa de disturbio natural, y en este caso, sí se encontraron diferencias significativas, lo que indica que durante este período ocurre afectación a las actividades de branta, pero no a la de alimentación.

Con base en lo anterior, se puede decir que en Pedregal, el grado de afectación al tiempo del forrajeo de las brantas no es muy alto, ya que los eventos de disturbio humano de alta magnitud ocurrieron preferentemente en marea alta, y a que previo al final del período de mayor actividad de forrajeo de las brantas, las tasas del disturbio natural y antrópico son estadísticamente iguales.

Para el caso de Chapala, Herradura y Barra de Arena, donde no hubo diferencias significativas entre las tasas de disturbio humano previo y posterior al final del período de mayor actividad de forrajeo, no se puede hablar de que los disturbios

ocurridos estén afectando altamente a las brantas, ya que no ocurren de manera crónica, al mismo tiempo, de que son sitios con poca frecuencia de disturbio. Así mismo, los promedios de las tasas de disturbios antrópicos previo al final del período de mayor actividad de forrajeo fueron menores a las naturales para el caso de Barra de Arena y Herradura, pero casi igual para Chapala. Solo se encontraron diferencias significativas para Barra de Arena.

El caso del sitio de Cota es diferente, ya que al no encontrarse diferencias significativas entre las tasas de disturbio previo y posterior al final del período de mayor actividad de forrajeo para los análisis de disturbio general y de alta magnitud, y a que es un sitio con alta frecuencia de disturbio, hay afectación al período de mayor actividad de forrajeo de las brantas durante este período aún y cuando no se encontraron diferencias estadísticas entre el disturbio antrópico y natural previo al final del período de mayor actividad de forrajeo.

Conclusiones

Ha habido una disminución en la cobertura del pasto marino *Zostera marina*, principal alimento de *Branta bernicla nigricans* en la bahía de San Quintín, pasando de una cobertura de 1933.11 ha en el año 2000 a 1501.33 ha en 2011.

Se incrementó la pérdida anual de la cobertura de las praderas de *Zostera marina* en la Bahía de San Quintín, pasando de 1 % entre 1987-2000 al 2 % entre 2000-2011.

La tasa de pérdida anual de praderas de pasto marino en Bahía de San Quintín, se encuentra en el intervalo promedio mundial del 2-5 %.

La calidad del hábitat de Bahía de San Quintín para la branta en cuanto a la cantidad de alimento está disminuyendo. Sin embargo, con base en la capacidad de carga de la bahía calculada por el modelo biológico de TRUOMET y bajo sus supuestos, la cantidad actual de alimento aún es suficiente para suplir las necesidades energéticas de la branta.

La tasa de disturbio humano total fue menor a la registrada en 1991 y 2010, por lo que la tendencia en la tasa de disturbio parece estar disminuyendo.

La disponibilidad de alimento, previo al final del período de mayor actividad de forrajeo de branta, fue mínimamente afectada por los disturbios de origen humano.

Debido a que la cantidad de alimento disponible en el sitio aún es suficiente para que la branta sostenga sus requerimientos energéticos, y a que el tiempo de mayor actividad de forrajeo en lo general fue mínimamente afectado, se concluye que en la Bahía de San Quintín, la calidad actual del hábitat para la branta es alta.

Implicaciones para el manejo

A partir de la información generada sobre la cobertura de pastos marinos en Bahía de San Quintín, podría actualizarse su capacidad de carga para la branta. Así mismo, esta información podría complementar los trabajos que buscan responder del porqué de la disminución de pastos marinos en esta bahía.

Por otro lado, el conocimiento de los patrones de alimentación de la branta, pueden ser de utilidad para lograr un mejor manejo cinegético de la especie, de tal manera que los calendarios de caza se programen para no afectar el tiempo de mayor actividad de forrajeo de la branta en esta bahía.

Recomendaciones

Realizar periódicamente (cada 5 años) un análisis de cambio en la cobertura de pastos marinos.

Monitorear las praderas de *Zostera* en términos de abundancia, densidad y biomasa.

Monitorear la masa corporal de la branta para evaluar cambios en la disponibilidad del alimento.

Continuar los programas de monitoreo de disturbio natural y antrópico, preferentemente en los mismos sitios monitoreados en este estudio.

Referencias bibliográficas

- Ankney C. D. (1984). Nutrient reserve dynamics of breeding and molting brant. *The auk*, 101: 361-370.
- Altmann, J. (1974). Observational study of behavior: sampling methods. *Behavior*, 49: 227-267.
- Barnard, J. L. (1962). Benthic marine exploration of Bahía San Quintín, Baja California, 1960-1961. *Pacific naturalist*, 2: 251-269.
- Bélanger L., Bédard J. (1989). Response of staging greater snow geese to human disturbance. *Journal of Wildlife Management*, 53: 713-719.
- Bernstein, C. M., Krebs, J. R., & Kacelnik, A. (1991). Distribution of birds amongst habitats: theory and relevance to conservation. In: Perrins C. M., Labreton J. D. y Hiron G. J. M. (editores). *Bird population studies: relevance to conservation and management*. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Black, J. M., Lee, D. E., & Ward, D. H. (2010) Foraging home ranges of black brant *Branta bernicla nigricans* during spring stopover at Humboldt bay, California, USA. *Wildfowl*, 60: 85-94.
- Bollinger, K. S., Derksen D. V. (1996). Demographic characteristics of molting black brant near Teshekpuk Lake, Alaska. *Journal of Field of Ornithology*, 1: 141-158.
- Campbell J. B. (1996). *Introduction to remote sensing*. The Guilford Press, New York.
- Carmona-Piña, R., Palacios, E., Danemann, F., Clemente-Sánchez, V., Ayala-Pérez, M., Betancourt-Lozano, R., Muñoz-Salazar, S., Muñoz, M., Vargas-Tellez, M., Cruz-Nieto, Hinojosa-Huerta O. y Sáenz M. (2012). Plan de acción para la conservación del Ganso de Collar en el Noroeste de México. *Ciencia y Conservación*, 1:1-42.
- Clark R. G., Shutler D. (1999). Avian habitat selection: pattern from process in nest site by ducks? *Ecology*, 80: 272-287.
- Chavez, P. S. Jr. (1988). An improved Dark-Object Substraction technique for atmospheric scattering correction of multispectral data. *Remote sensing of environment*, 24: 459-479.
- Chavez, P. Jr. (1996). Image based atmospheric corrections –Revisited and Improved. *American Society for Photogrammetry and Remote Sensing*. 62: 1025-1036.

- Cottam, C., Lynch, J., & Nelson, A. L. (1944). Food habits and management of American Sea Brant. *Journal of Wildlife Management*, 8: 36-56.
- Dau, C. P. (1992). The fall migration of pacific flyway brent *Branta bernicla* in relation to climatic conditions. *Wildfowl* 43: 80-95.
- Dawson, E. Y. (1951). A further study of upwelling and vegetation along Pacific Baja California, Mexico. *Journal of Marine Research*, 10: 39-58.
- Denson, E. P. (1964). Comparison of waterfowl hunting techniques at Humboldt Bay, California. *Journal of Wildlife Management*, 28: 103-120.
- Derksen, D. V. & Ward, D. (1996). Black brant from Alaska staging and wintering in Japan. *The Condor*, 98: 653—657.
- Desmots, D., Fritz, H., Cornulier, T., & Maheo, R. (2009). Rise in human activities on the mudflats and brent geese (*Branta bernicla*) wintering distribution in relation to *Zostera spp.* beds: a 30 year study. *Journal of Ornithology*, 150: 733-742.
- Fox, A. D., Madsen J. (1997). Behaviourial and distributional effects of hunting disturbance on waterbirds in Europe: implications for refuge design. *Journal of Applied Ecology*, 34: 1-13.
- Frankling, A. B., Anderson, D. R., Gutierrez, R. J., & Burham K. P. (2000). Climate, habitat quality and fitness in Northwestern California. *Ecological Monographs*, 4:539-590.
- Ganter, B. (2000). Seagrass (*Zostera spp.*) as food for brent geese (*branta bernicla*): an overview. *Helgoland Marine Research*, 54: 63-70.
- Gunnarsson T. G., Gill J. A., Newton J., Potts P. M., & Sutherland W. J. (2005). Seasonal matching of habitat quality and fitness in a migratory bird. *Proceedings of the Royal Society B*, 272: 2319-2323.
- Hall L. S., Krausman P. R., & Morrison M. L. (1997). The habitat concept and plea for standar terminology. *Wildlife Society Bulletin*, 1: 173-182.
- Jensen, K. C. (1990) Response of molting pacific black brant to experimental aircraft disturbance in the Teshekpuk Lake, Alaska. (Thesis Doctor of Philosophy) Texas A&M University.
- Johnson, M. (2007). Measuring habitat quality: A review. *The Condor*, 109:489-504.
- Jorgensen, P., Ibarra-Obando, S., & Carriquiry, J. D. (2010). Management of natural *Ulva spp.* blooms in San Quintin Bay, Baja California: Is it justified? *Journal of Applied Phycology*, 22: 549-558.

Kramer, G. W. (1976). Winter ecology of black brant at San Quintín Bay, Baja California, México. (Thesis Master of Science, Humboldt State University) Recuperada de: [http://humboldt-dspace.calstate.edu/bitstream/handle/2148/994/Kramer Gary thesis ot fr.pdf?sequence=1](http://humboldt-dspace.calstate.edu/bitstream/handle/2148/994/Kramer%20Gary%20thesis%20ot%20fr.pdf?sequence=1)

Lee D. E., Hamman M. G., & Black J. M. (2004). Grit site selection of black brant: particle size or calcium content? *Wilson Bulletin* 116: 304-313.

Lindberg, M. S., Sedinger, J. S., & Rextand, E., A. (1995). Estimating nest site fidelity of adult female black brant with multiple modeling and geographic information systems. *Journal of Applied Statistics*, 22: 725-736.

Madsen, J., Fox, A., D. (1995). Impact of hunting disturbance on waterbirds –a review. *Wild Biology*. 1: 193-207.

Madsen, J. (1998). Experimental refuges for migratory waterfowls in Danish wetlands. II. Tests of hunting disturbance effects. *Journal of Applied Ecology*, 35: 398- 417.

Mallek, E., Wotham, J., & Eldridge, B. (2010). Winter waterfowl survey Mexico West Coast and Baja California. U.S Fish and Wildlife Service. Consultado en: http://alaska.fws.gov/mbsp/mbm/waterfowl/surveys/pdf/mexico_brant.pdf

Millan- Nuñez, R., Alvarrez-Borrego, S. & Nelson, D. M. (1982). Effect of physical phenomena on the distribution of nutrients and phytoplankton productivity in a coastal lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 15: 317-335.

Moore, J. E., Black, J. M. (2006). Slave to the tides: spatiotemporal foraging dynamics of spring staging black brant. *The Condor*, 108: 661-677.

Moore, J. E., Colwell, M. A., Mathis, R. L., & Black. J. (2004). Staging of Pacific flyway brant in relation to eelgrass abundance and site isolation, with spetial consideration of Humboldt Bay, California. *Biological Conservation*, 115: 475-486.

Moore, J. E., Black, J. M. (2006). Historical changes in black *Branta bernicla nigricans* use Humboldt Bay, California. *Wildlife Biology*, 12: 151-162.

Nisbet, I. C. T. (2000). Disturbance, habituation and management of waterbirds colonies. *Waterbirds*, 23: 312-332.

Norris D. R. (2005). Carry-over effects and habitat quality in migratory populations. *Oikos*, 109:178-186.

Pérez Arteaga, A., Gaston, K. J., & Kershaw M. (2002). Undesignated sites in México qualifying as wetlands of international importance. *Biological Conservation*, 107: 47-57.

Programa de desarrollo de la región San Quintín 2008-2013. Recuperado de: <http://www.bajacalifornia.gob.mx/portal/doctos/programas/programaSanQuintin.pdf>

Orth, R. J., Carruthers, T. J. B., Dennison, W. C., Duarte, C. M., Fourqurean, J. W., Heck, K. L., Hughes, A. R., Kendrick, G. A., Kenworthy, W. H., Olyarnik, S. Short, F. T., Waycott, M., & Williams S. L. (2006). A global crisis for seagrass ecosystems. *BioScience*, 56: 987-996.

Rebman, J., P., Norman, C., R. (2012). *Baja California, plant field guide*. 3 ed., San Diego, Natural History Museum.

Reed, A., Stehn, R., & Ward D (1989). Autumn use of Izembek lagoon, Alaska, by brant from different breeding areas. *Journal of Wildlife Management*, 53: 720-725.

Reed, E., T., Cooch, E. G., Goudie, I. R., & Cooke, F. (1998). Site fidelity of black brant wintering and spring staging in the strait of Georgia, British Columbia. *The Condor*, 100: 426-437.

Rivers, D. O., Short, F. T. (2007). *Branta canadensis* on an intertidal eelgrass *Zostera marina* meadow. *Marine Ecology Progress Series*, 333: 271-279.

Robinson J. A., Pollitt, M. S. (2002). Sources and extent of human disturbance to waterbirds in the UK, an analysis of wetland bird survey data, 1995/96 to 1998/99. *British Trust for Ornithology, Bird Study*, 49: 205-211.

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. Protección ambiental – Especies nativas de México de flora y fauna silvestres – Categoría de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio – Lista de especies de riesgo. Diario Oficial de la Federación. Diciembre 30 de 2010. Tomo DCLXXXVII N° 23 (2ª Sección):1-77.

Sedinger J. S., Schamber J. L., Ward D. H., Nicolai C. A., & Conant B. (2011). Carry-over effects associated with winter location affect fitness, social status, and population dynamics in a long-distance migrant. *The American Naturalist*, 178: 110-123.

Seymour, N. R., Miller, A. G., & Garbary, D. J. (2002). Decline of Canada geese (*Branta canadensis*) and common goldeneye (*Bucephala clangula*) associated with a collapse of eelgrass (*Zostera marina*) in a Nova Scotia estuary. *Helgoland Marine Research*, 56: 198-202.

Shaughnessy, F. J., Gilkerson, W., Black, J. M., Ward, D. H., & Petrie, M. (2012). Pacific Brant carrying capacity in the SJV region using TRUOMET. *Unpubl. report to Sonoran Join Venture*. Tucson.

- Schroeder, R. L. (1984). Habitat suitability index models: Black brant. *Fish and Wildlife Service. Department of the interior.*
- Schummer, M. L. Eddleman, W. R. (2003). Effects of disturbance on activity and energy budgets of migrating waterbirds in South Central Oklahoma. *Journal of Wildlife Management*, 67: 789-795.
- Short, F. T., Wyllie-Echeveria, S. (1996). Natural and human-induced disturbance of seagrasses. *Environmental Conservation*, 1: 17-27.
- Sutherland, W. J. (1998). The effect of local change in habitat quality on populations of migratory species. *Journal of Applied Ecology*, 35: 418-421.
- Ward, D. H., Tibbitts, L. T., Mason, D. J., Seidl, L. A., & Derksen, V. D. (1991). Migration patterns and distribution of brant subpopulation in Mexico. *Progress report. U.S. Fish and Wildlife Service.*
- Ward, D. H., Morton, A., Tibbitts, T. L., Douglas, D. C., & Carrera-Gonzalez E. (2003). Long-term change in eelgrass distribution at Bahía San Quintín, Baja California, México, using satellite imagery. *Estuaries*, 26: 1529-1539.
- Ward, D. H., Reed A., Sedinger J. S., Blacks J. M., Derksen D. V. & Castelli P. M. (2005). North American Brant: effects of changes in habitat and climate on population dynamics. *Global Change Biology*, 11:869-880.
- Waycott, M., Duarte C. M., Carruthers, T. J. B., Orth, R. J., Dennison, W. C., Olyarnik, S., Calladyne, A., Fourqurean, J. W., Heck, Jr. K. L., Hughes, A. R., Kendrick, G. A., Kenworthy, W. J., Short, F. T., & Williams, S. L. (2009). Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Academy of Science of North America*, 106:12377-12381.
- Webster, M. S., Marra P. P., M.Haig S., Bensch S & Holmes R. T. (2002). Links between worlds: unraveling migratory connectivity. *Trends in Ecology and Evolution*, 17: 76-83.
- Wilson, U. W., Atkinson, Jr. (1995). Black brant and spring-staging use at two Washington coastal areas in relation to eelgrass abundance. *The Condor*, 97: 91-98.
- Wilson, H. J., Norris, D. W., Walsh, A., Fox, A. D. & Stroud, D. A. (1991). Winter site fidelity in Greenland white-fronted geese *Anser albifrons fravirostris*, implications for conservation and management. *Ardea*, 79: 287-294.
- Zar, J H. (1984). *Biostatistical Analysis*. 2 ed. New Jersey. Prentice Hall.

Zertuche-González, J. A., Camacho-Ibarra, V. F., Pacheco-Ruiz I., Cabello Pasini, A., Galindo Bect, L. A., Guzmán-Calderón, J. M., Macias-Carranza, V., & Espinoza- Avalos J. (2009). The role of *Ulva* spp. a temporary nutrient sink in a coastal lagoon with oyster cultivation and upwelling influence. *Journal of Applied Phycology*, 21: 729-736.

Anexo 1

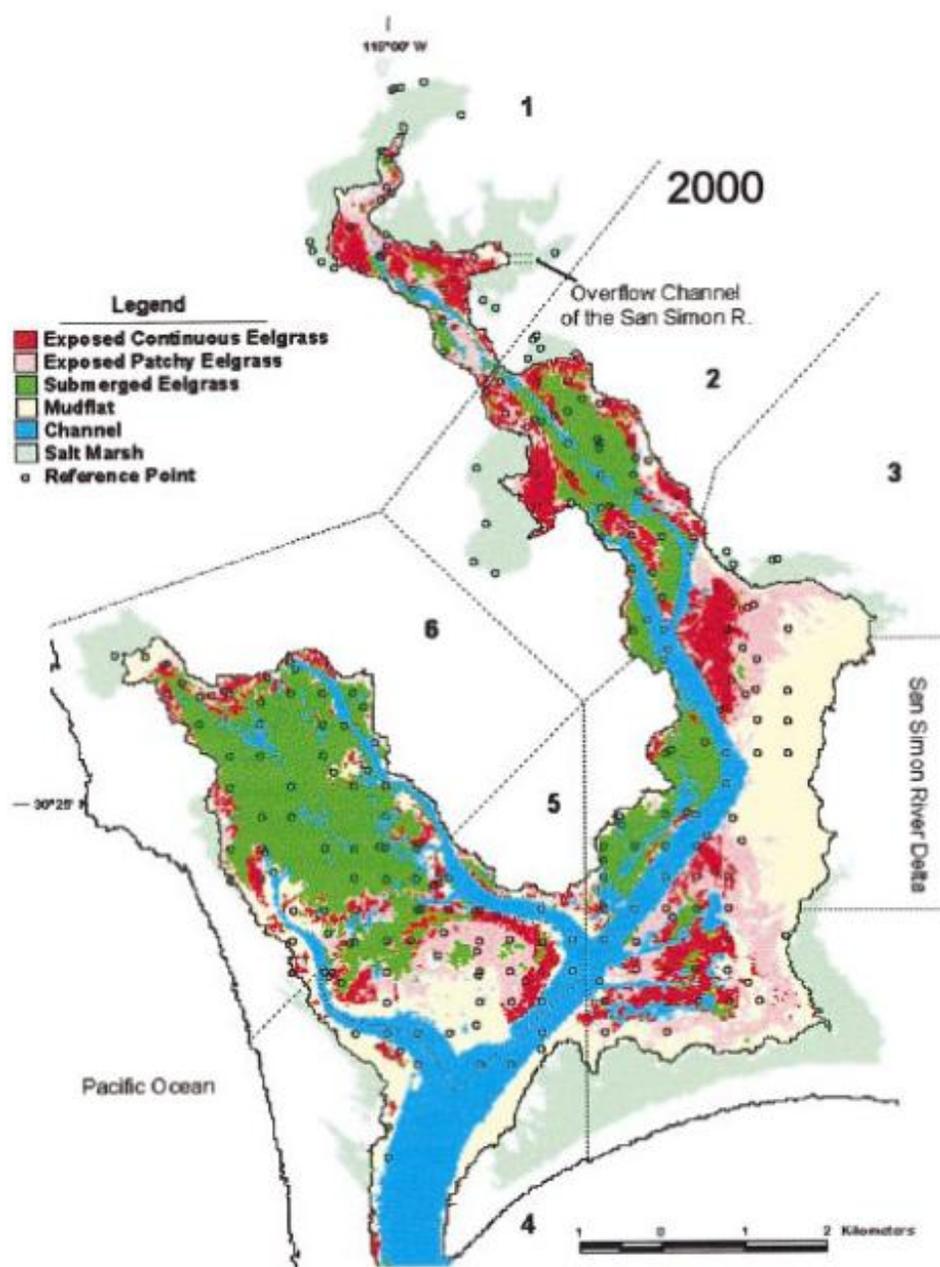


Figura. A. Distribución de pastos marinos y otros hábitats para el año 2000 dentro de seis zonas de clasificación de los pixeles de la imagen (delimitadas por las líneas negras e indicadas por los números) de la Bahía de San Quintín, Baja California, México. El hábitat de pastos marinos se dividió en expuesto continuo (rojo) y fragmentado (rosa) y submareal (verde). El hábitat de marisma se presenta en color gris, la planicie lodosa en amarillo y el canal en color azul. Los círculos en la imagen representan los puntos de referencia tomados en campo. Tomado de Ward *et al.*, 2003, *Estuaries*, 26 (6), 1531.

Tabla A. Número de hectáreas de hábitats dentro de seis zonas de clasificación de los píxeles de la imagen de Bahía San Quintín, Baja California, para el año 2000. ^a Incluye praderas de pasto marino expuesta ($\geq 0.0\text{m}$ sobre el nivel de bajamar media inferior (NBMI)) y sumergidas ($< 0.0\text{m}$ NBMI). ^b $\geq 85\%$ de cobertura de pasto marino. ^c $< 85\%$ de cobertura de pastos marinos. Las seis zonas de clasificación de los píxeles de la imagen se muestran en la figura A. Tomado de Ward *et al.*, 2003, *Estuaries*, 26 (6), 1534.

Hábitat	Zona 1	Zona 2	Zona 3	Zona 4	Zona 5	Zona 6	Total
Pradera ^a	163	349	655	20	286	596	2069
Expuesta	138	174	518	17	202	133	1182
Continua ^b	67	123	176	15	73	73	527
Fragmentada ^c	71	51	342	2	129	60	655
Sumergida	25	175	137	3	84	463	887
Planicie lodosa	19	37	452	154	121	102	885
Canal	17	58	237	287	161	93	853
Marisma	281	127	307	159	0	83	957
Total	480	571	1651	620	568	874	4764