



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA
(BIOLOGÍA MARINA)**

**TAMAÑO DE LA POBLACIÓN Y ÉXITO REPRODUCTIVO DEL OSTRERO
AMERICANO (*Haematopus palliatus frazari*) EN LAS ISLAS EL RANCHO Y
MELENDRES, BAHÍA SANTA MARÍA, SINALOA
TESIS**

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

MAESTRA EN CIENCIAS

PRESENTA:

IVONNE ILEANA VEGA RUIZ

TUTOR:

DR. GUILLERMO JUAN FERNÁNDEZ ACEVES

INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA, UNIDAD ACADÉMICA
MAZATLÁN, UNAM

COMITÉ TUTOR:

DRA. MARÍA DEL CORO ARIZMENDI ARRIAGA

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS, UNAM, CIUDAD DE MÉXICO

DR. ALFREDO CASTILLO GUERRERO

POSGRADO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA

DR. ERIC MELLINK BIJTEL

POSGRADO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA

DR. EDUARDO PALACIOS CASTRO

POSGRADO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA

CD. MX., MAYO 2019



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



Posgrado en
Ciencias del Mar
y Limnología

UNAM
POSGRADO
Ciencias del Mar y
Limnología



**TAMAÑO DE LA POBLACIÓN Y ÉXITO REPRODUCTIVO DEL
OSTRERO AMERICANO (*Haematopus palliatus frazari*) EN LAS
ISLAS EL RANCHO Y MELENDRES, BAHÍA SANTA MARÍA,
SINALOA.**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE:

**MAESTRA EN CIENCIAS
(BIOLOGÍA MARINA)**

PRESENTA:

IVONNE ILEANA VEGA RUIZ

TUTOR: DR. GUILLERMO JUAN FERNÁNDEZ ACEVES

INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA, UNIDAD ACADÉMICA MAZATLÁN,
UNAM

COMITÉ TUTOR:

DRA. MARÍA DEL CORO ARIZMENDI ARRIAGA
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS, UNAM, CIUDAD DE MÉXICO

DR. ALFREDO CASTILLO GUERRERO
POSGRADO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA

DR. ERIC MELLINK BIJTEL
POSGRADO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA

DR. EDUARDO PALACIOS CASTRO
POSGRADO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA

MÉXICO, CD. MX., MAYO 2019

Resumen

El ostrero americano (*Haematopus palliatus frazari*) es un ave playera protegida en México y la costa de Sinaloa es uno de los sitios de congregación más importantes durante la reproducción. Dada esta importancia se estimó el tamaño poblacional reproductivo y la biología reproductiva del ostrero americano durante las temporadas 2016 y 2017 en las islas El Rancho y Melendres, Bahía Santa María. En las dos temporadas el número de parejas presuntas se incrementó al inicio de la temporada para posteriormente reducirse conforme esta avanzó. El número de parejas fue similar en ambas temporadas, con 145 parejas en 2016 y 139 en 2017. El número de parejas en El Rancho fue mayor (95-97) que en Melendres (50-42). Se estimó un total de 343 y 322 ostreros utilizando las islas en 2016 y 2017, respectivamente. La probabilidad de detectar parejas fue mayor (97-100%) en zonas abiertas y sin vegetación, que en zonas con manglar (25%). El número de parejas aumentó con la longitud de la unidad de muestreo lo que indica que la extensión del hábitat podría ser un factor limitante para las poblaciones de ostreros. En Melendres la relación tuvo una pendiente mayor que en El Rancho ($m = 5.95$ vs 5.14). La temporada reproductiva ocurrió de marzo a junio, con el máximo de puestas en la primera quincena de abril en ambas temporadas y el máximo de eclosiones en la primera semana de mayo en 2016 y la segunda semana de abril en 2017. Se siguieron 46 nidos en 2016 y 52 en 2017, lo que representó el 48.5% y 53.6% de las parejas detectadas. El tamaño de puesta disminuyó con la temporada y tuvo un promedio de $1.9 (\pm 0.7)$ huevos sin importar el tipo de hábitat, la mayoría de los nidos se establecieron en sustrato arenoso. El éxito reproductivo (número de nidos con al menos un huevo eclosionado), fue bajo pero consistente con lo reportado para la especie con un 30% de éxito ($\pm 1.4\%$) y una producción promedio de $1.9 (\pm 0.1)$ pollos por nido exitoso. El éxito de eclosión fue mayor al inicio de la temporada y en los nidos más cercanos ($<100\text{m}$) a la línea de costa. Bahía Santa María es un sitio prioritario para la conservación de esta subespecie, ya que

sostiene el 11% de su población mundial. Este es el primer estudio que caracteriza la biología reproductiva de la subespecie *frazari* y permitió identificar potenciales amenazas para su viabilidad, tal como la introducción de especies invasoras.

Palabras clave: *Haematopus palliatus frazari*, cronología reproductiva, éxito reproductivo, hábitat de anidación, relación longitud/parejas, Sinaloa, tamaño poblacional.

Abstract

The American Oystercatcher (*Haematopus palliatus frazari*) is a protected shorebird in Mexico, and the coast of Sinaloa is one of the most important breeding sites. For this reason, the reproductive size and reproductive biology of the American Oystercatcher were estimated in the 2016 and 2017 seasons in the El Rancho and Melendres Islands, Bahia Santa Maria. In the two seasons, the number of presumed pairs increased at the beginning of the season and decreased as this progressed. The number of pairs was similar in both seasons, with 145 couples in 2016 and 139 in 2017. The number of pairs in El Rancho was higher (95-97) than in Melendres. A total of 343 and 322 oystercatchers were estimated in the islands in 2016 and 2017, respectively. The detectability (probability of being detected) of pairs was higher (97-100%) in open areas and without vegetation than in areas with mangroves (25%). The number of pairs increased with the length of the sampling unit, this suggests that the availability of the habitat could be a limiting factor for oystercatcher populations. In Melendres, the relationship had a higher slope than in El Rancho ($m = 5.95$ vs. 5.14). The breeding season ranged from March to June, with the maximum number of egg laying in mid-April in both seasons. The maximum number of hatchings was the first week of May in 2016 and the second week of April in 2017. Forty-six nests were followed in 2016 and 52 in 2017, which represented 48.5% and 53.6% of the pairs detected. The clutch size decreased as the season progressed and the mean clutch size was $1.9 (\pm 0.7)$ eggs, regardless of the type of habitat, and most of the nests were in sandy substrate. The breeding success (number of nests with at least one hatched egg) was low but consistent with that reported for the species with 30% success ($\pm 1.4\%$) and an average production of $1.9 (\pm 0.1)$ chicks per successful nest. The hatching success was higher at the beginning of the season and in the closest nests ($<100\text{m}$) to the coastline. Bahia Santa Maria is a priority site for the conservation of this subspecies, since it supports 11% of its world population. This study is the first one that characterizes the reproductive biology of

the *frazari* subspecies and identified potential threats to its viability, such as the introduction of invasive species.

Keywords: *Haematopus palliatus frazari*, breeding phenology, breeding success, nesting habitat, length / pairs relationship, Sinaloa, population size

Para la mujer más importante de mi vida, te amo mamá!!

Agradecimientos

A la Universidad Nacional Autónoma de México por admitirme en este posgrado y al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la beca durante el periodo de mis estudios. Esta investigación fue realizada gracias al apoyo del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) a través del proyecto (CB-2011-01) “Aves marinas como indicadores ambientales de sistemas costeros de importancia ecológica “ y al Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica (PAPIIT IN201917) “Estatus poblacional del Ostrero Americano (*Haematopus palliatus frazari*) en Bahía Santa María, Sinaloa”. Agradezco a la DGAPA por la beca otorgada.

Al Dr. Guillermo Fernández por permitirme incorporarme a su equipo de trabajo desde hace ya un tiempo y así comenzar mi andar en el mundo de las aves, por el voto de confianza para la realización de este proyecto, por ser un excelente maestro y guía, por siempre estar ahí para escuchar, aconsejar y apoyar. Al Dr. Alfredo Castillo por su apoyo y confianza, por dar el primer empujón para la realización de este trabajo, por su amistad y la ayuda para llevar por buen camino la tesis.

Al comité sinodal que acepto amablemente dar revisión a la tesis: Dr. Eduardo Palacios, Dra. María del Coro Arizmendi y Dr. Erik Mellink por sus sugerencias e interés en el trabajo que fue de gran ayuda para el enriquecimiento y mejora de este trabajo.

A el área de Protección de Flora y Fauna Islas del Golfo de California-CONANP por su apoyo para la realización de este trabajo. A “Don Gabriel” y su familia por el transporte a la isla y por estar siempre dispuesto a ayudar en lo que hiciera falta en nuestra estancia en campo.

A Erick González por su ayuda en el análisis de datos, y a los miembros del equipo de laboratorio de aves: Rafael Valdez, Alberto Piña, Humberto Almazan, Medardo Cruz y Eliseo

Salazar por la ayuda en el trabajo de campo, por la tolerancia y apoyo en aquellos largos días en la isla.

Agradezco el apoyo incondicional de mi familia, en verdad son los mejores, gracias por no dudar de mí, por siempre apoyar mis decisiones y alentarme a cumplir mis metas. Mi mamá, Carlos y Brenda son el impulso en días malos y la alegría de los buenos.

A todos los que directa e indirectamente han ayudado a la realización de este trabajo, muchas gracias.

Índice

Resumen.....	I
Dedicatoria.....	V
Agradecimientos.....	VI
Índice.....	VIII
Lista de figuras.....	X
Lista de tablas.....	XII
1. Introducción.....	1
2. Antecedentes.....	2
2.1. Descripción y distribución del ostrero americano.....	2
2.2. Tamaño poblacional reproductivo.....	3
2.3. Biología reproductiva.....	4
3. Justificación.....	7
4. Objetivos.....	8
4.1. Objetivo general.....	8
4.2. Objetivos particulares.....	8
4.2.1. Tamaño poblacional.....	8
4.2.2. Biología reproductiva.....	8
5. Hipótesis.....	9
6. Área de estudio.....	10
7. Métodos.....	13
7.1. Tamaño poblacional.....	13
7.2. Caracterización de las unidades de muestreo.....	14
7.3. Biología reproductiva.....	15
7.3.1. Fenología y éxito reproductivo.....	15
7.3.2. Caracterización de nidos.....	16

7.3.3. Caracterización de los huevos, orden de aparición y fecha de puesta	16
7.4. Análisis de datos	17
7.4.1. Tamaño poblacional reproductivo	17
7.4.2. Biología reproductiva	18
8. Resultados.....	20
8.1. Tamaño poblacional	20
8.1.1. Estimación poblacional reproductiva	20
8.1.2. Detectabilidad y estimación del número de parejas	23
8.1.3. Número de parejas en función de la longitud y tipo de hábitat	24
8.2. Biología Reproductiva	26
8.2.1. Fenología reproductiva	26
8.2.2. Tamaño de puesta	29
8.2.3. Volumen de huevos y secuencia de puesta	30
8.2.4. Hábitat de anidación	31
8.3. Éxito reproductivo del ostrero americano.....	34
9. Discusión.....	40
9.1. Tamaño poblacional reproductivo.....	40
9.1.1. Estimado poblacional.....	40
9.1.2. Detectabilidad.....	43
9.1.3. Número de parejas en función de la longitud y tipo de hábitat	44
9.2. Biología reproductiva.....	46
9.2.1. Fenología reproductiva	46
9.2.2. Caracterización de puestas.....	48
9.2.3. Hábitat de anidación	50
9.3. Éxito reproductivo.....	52
10. Conclusiones.....	56
11. Recomendaciones.....	58
12. Referencias.....	60

Lista de figuras

Figura	Página
1 Localización geográfica de las islas El Rancho y Melendres en la Bahía Santa María, Sinaloa.	12
2 Hábitats identificados en las islas El Rancho y Melendres de Bahía Santa María, Sinaloa.1) Playa duna, 2) Mangle >2m, 3) Mangle matorral, 4) Dunas con vegetación, 5) Marisma y 6) Planicie arenosa. Fotografía Rafael Valdez.	15
3 Número de parejas (presuntas y confirmadas) de ostrero americano (<i>Haematopus palliatus frazari</i>) registradas durante el periodo reproductivo en las islas Melendres y El Rancho, Bahía Santa María, Sinaloa, durante la temporada reproductiva de 2016 y 2017. Con la flecha se señala el inicio de registros de la gaviota reidora (<i>Leucophaeus atricilla</i>) en la isla El Rancho	21
4 Número de individuos solitarios del ostrero americano (<i>Haematopus palliatus frazari</i>) registrados durante el periodo reproductivo en las islas Melendres y El Rancho, Bahía Santa María, Sinaloa, durante la temporada reproductiva de 2016 y 2017.	22
5 Relación de la longitud del hábitat y el número de presuntas parejas del ostrero americano (<i>Haematopus palliatus frazari</i>) en las islas El Rancho y Melendres, Bahía Santa María, Sinaloa, durante las temporadas reproductivas 2016 y 2017.	25
6 Promedio (\pm ES) de presuntas parejas por km del ostrero americano (<i>Haematopus palliatus frazari</i>) por tipo de hábitat en las islas Melendres y El Rancho, Bahía Santa María, Sinaloa, durante la temporada reproductiva de 2016 y 2017. PLD: Playa con duna, MAN: Manglar, MMA: Mangle matorral, DUV: Dunas con vegetación, MAR: Marisma, PLA: Planicie arenosa.	26
7 Fenología reproductiva del ostrero americano (<i>Haematopus palliatus frazari</i>) en la isla El Rancho, Bahía Santa María, Sinaloa, durante la temporada reproductiva 2016 (A) y 2017 (B) a intervalos de 10 días. Se muestra el número de nidos nuevos y eclosiones (izquierda), los nidos activos y acumulados (derecha), así como la fecha modal (M) y promedio (X) de puesta y eclosión para cada temporada. El diagrama de caja muestra la mediana (línea vertical), los cuartiles 2 y 3 (caja), los valores máximos y mínimos (línea horizontal) y los círculos los valores extremos de la fecha de puesta (primer y último nido de la temporada).	28

- 8 Volumen de puesta del ostrero americano (*Haematopus palliatus frazari*) en la isla El Rancho, Bahía Santa María, Sinaloa a través de las temporadas reproductivas 2016 y 2017. Se muestra la ecuación y el coeficiente de correlación. 30
- 9 Distancia promedio (\pm ES) de la línea de marea más alta a los nidos del ostrero americano (*Haematopus palliatus frazari*) por tipo de hábitat en la isla El Rancho, Bahía Santa María, Sinaloa en las temporadas 2016 y 2017. PLD: Playa con duna, MAN: Manglar, MMA: Mangle matorral, DUV: Dunas con vegetación, MAR: Marisma, PLA: Planicie arenosa. 32
- 10 Composición promedio (\pm ES) de los nidos del ostrero americano (*Haematopus palliatus frazari*) por tipo de hábitat en la isla El Rancho, Bahía Santa María, Sinaloa, en las temporadas 2016 y 2017. PLD: Playa con duna, MAN: Manglar, MMA: Mangle matorral, DUV: Dunas con vegetación, MAR: Marisma, PLA: Planicie arenosa. 33
- 11 Composición promedio (\pm ES) del área circundante (3m) a los nidos del ostrero americano (*Haematopus palliatus frazari*) por tipo de hábitat en la isla El Rancho, Bahía Santa María, Sinaloa, en las temporadas 2016 y 2017. PLD: Playa con duna, MMA: Mangle matorral, DUV: Dunas con vegetación, MAR: Marisma, PLA: Planicie arenosa. 34
- 12 Probabilidad de eclosión de los huevos del ostrero americano (*Haematopus palliatus frazari*) por fecha de puesta en la isla El Rancho, Bahía Santa María, Sinaloa, en las temporadas 2016 y 2017. 36
- 13 Probabilidad de eclosión del ostrero americano (*Haematopus palliatus frazari*) respecto a la distancia a la línea de marea en la isla El Rancho, Bahía Santa María, Sinaloa, en las temporadas 2016 y 2017. 37

Lista de tablas

Tabla	Página
I. Censos del número de parejas del ostrero americano (<i>Haematopus palliatus frazari</i>) por tipo de hábitat y conteo (rápido vs productividad) en las islas Melendres y El Rancho, Bahía Santa María, Sinaloa. Se muestra la longitud (km), detectabilidad por tipo de hábitat y el número estimado de parejas	23
II. Proporción de nidos del ostrero americano (<i>Haematopus palliatus frazari</i>) en función del tamaño de puesta en la isla el Rancho, Bahía Santa María, Sinaloa	29
III. Volumen promedio (\pm ES) de huevos por secuencia de puesta del ostrero americano (<i>Haematopus palliatus frazari</i>) por secuencia de puesta en la isla el Rancho, Bahía Santa María, Sinaloa.	31
IV. Número total de nidos monitoreados y nidos exitosos del ostrero americano (<i>Haematopus palliatus frazari</i>) en la isla El Rancho, Bahía Santa María, Sinaloa.	38
V. Causas de pérdida de nidos del ostrero americano (<i>Haematopus palliatus frazari</i>) en la isla El Rancho, Bahía Santa María, Sinaloa.	39

1. Introducción

Las aves playeras son un grupo de especies especializado en el uso de ambientes acuáticos, y usan hábitats variados que van desde planicies lodosas y pantanosas a playas arenosas abiertas y libres de vegetación (Thomas *et al.* 2006). Por esta razón, el estudio de la dinámica poblacional de este grupo puede ser útil para el monitoreo del estado de conservación de diferentes tipos de hábitats (Lauro y Burger 1989). En los últimos 20 años se han documentado disminuciones en el 48% de las especies de aves playeras con tendencia conocidas (Thomas *et al.* 2006). Las razones de esta disminución poblacional son varias, pero destaca el deterioro y pérdida del hábitat en los sitios reproductivos y no reproductivos, con repercusiones en el éxito reproductivo y viabilidad de las poblaciones (Myers *et al.* 1987, Bart *et al.* 2007). Actualmente existen vacíos de información acerca de la biología y ecología de varias especies de aves playeras. Es necesario generar información básica en aspectos como el tamaño poblacional, la distribución, el éxito reproductivo, la supervivencia y el uso de hábitat, para entonces conocer el estado actual de este grupo de aves e identificar amenazas que direccionen las medidas de conservación (Andres *et al.* 2012).

El ostrero americano *Haematopus palliatus* es una especie focal para la conservación a nivel nacional e internacional debido a su bajo éxito reproductivo y el incremento de amenazas en los hábitats que utiliza, tal como el cambio de uso de suelo y la degradación del ambiente (Andres *et al.* 2012, Clay *et al.* 2014). Esta especie ha sido estudiada durante su ciclo anual en la costa este de los Estados Unidos, donde recientemente se desarrolló un plan para su conservación en esa región (Schulte *et al.* 2007). Sin embargo, en el resto de su distribución, y particularmente en las costas del Noroeste del Pacífico mexicano, los aspectos básicos de su ciclo de vida han sido poco estudiados. Previo a este estudio, la única estimación del tamaño poblacional reproductivo fue generada a partir de conteos en 2009 en sitios ocupados por la especie previamente conocidos en el noroeste de México (Palacios *et*

al. 2017). A partir de dicho estudio se evidenció la importancia demográfica de la costa de Sinaloa para la especie, pues en sus humedales se alberga aproximadamente el 55% de la población estimada para la subespecie *H. p. frazari* que se distribuye en el Noroeste de México (Palacios *et al.* 2017). Sin embargo, se desconocía la biología y ecología de las poblaciones de la especie en esta región. En respuesta a estos vacíos de información, el presente trabajo pretende crear una línea base del tamaño poblacional y la biología reproductiva del ostrero americano (*H. palliatus frazari*) en la Bahía Santa María, Sinaloa, su zona de congregación reproductiva más importante en México.

2. Antecedentes

2.1 Descripción y distribución del Ostrero americano

El ostrero americano es un ave playera de talla grande, con una longitud de 40-44 cm y las hembras son ligeramente más grandes que los machos (Hayman *et al.* 1986, Clay *et al.* 2010). Las características distintivas de esta especie incluyen un pico largo color naranja, ojos amarillos con aro ocular naranja y patas rosas (American Oystercatcher Working Group *et al.* 2012). Esta especie es común en playas e islas arenosas y marismas, y se alimenta de bivalvos y moluscos de agua salada, por lo que su hábitat se restringe a ambientes marinos (Tomkins 1954). Los ostreros pueden vivir hasta 20 años, son monógamos, con una maduración sexual tardía, fidelidad al sitio de anidación y una fuerte territorialidad (Sanders *et al.* 2013). Durante la temporada no reproductiva son gregarios, formando grupos de decenas a cientos de individuos que forrajean o descansan en áreas comunales, pero durante la reproducción las parejas suelen segregarse en territorios dispersos, principalmente en playas arenosas sin vegetación (Clay *et al.* 2010, Sanders *et al.* 2008, Ens y Underhill 2014).

El ostrero americano tiene una distribución amplia que incluye ambos litorales del Continente Americano. Actualmente se reconocen cinco subespecies: 1) *H. p. palliatus* (costa

este y sur de EE.UU., Golfo de México y Península de Yucatán, El Caribe, costa Pacífica y Atlántica de Centroamérica, y costas del norte y este de Sudamérica), 2) *H. p. frazari* (Golfo de California y costa oeste de México), 3) *H. p. pitanay* (costa del Pacífico en Suramérica), 4) *H. p. durfordi* (costa del Atlántico en Suramérica) y 5) *H. p. galapaguensis* (Islas Galápagos) (Clay *et al.* 2010). La subespecie *H. palliatus frazari* se distribuye en las costas de Jalisco, Nayarit, Sinaloa, Sonora y la Península de Baja California (Howell y Webb 1995, Clay *et al.* 2010). Esta subespecie está protegida legalmente por el gobierno mexicano, con la categoría de “en peligro de extinción”, debido a su distribución restringida, hábitat reproductivo limitado, alta vulnerabilidad debido al tamaño poblacional reducido y el incremento de amenazas a su hábitat (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales 2010). Además, está catalogada como una especie de alta preocupación en el plan de conservación de aves playeras de Estados Unidos de América (Brown *et al.* 2001). Actualmente no hay una valoración de la viabilidad poblacional de esta subespecie, la cual es necesaria debido a que ha habido pérdida y degradación de sus sitios de anidación y áreas de alimentación a causa del desarrollo costero, disturbio humano, cambio de uso de suelo y actividades pesqueras (Clay *et al.* 2014, Palacios *et al.* 2017).

2.2 Tamaño poblacional reproductivo

Conocer el tamaño poblacional, distribución y las principales amenazas para la población de ostreros son algunas de las prioridades para su conservación (American Oystercatcher Working Group *et al.* 2012, Ens y Underhill 2014). En el noroeste de México se dispone de datos limitados sobre el tamaño de la población y su tendencia. En una de las primeras estimaciones, basada en censos aéreos a lo largo de la costa del Pacífico durante el invierno, Morrison *et al.* (2001) estimaron un total de 350 individuos. Sin embargo, otros trabajos realizados en la Península de Baja California registraron grupos de ostreros cercanos a los 470 individuos durante el periodo no reproductivo en la laguna Guerrero Negro-Ojo de Liebre

(Morrison y Ross 2009, Carmona *et al.* 2011). Posteriormente, a partir de una revisión de los datos existentes se estimaron 3,000 individuos para el Pacífico oriental, de los cuales, la mayor proporción (95%) se concentra en el Noroeste de México, en los estados de Baja California Sur, Sonora, Sinaloa y Nayarit (Clay *et al.* 2010, 2014). Una estimación reciente basada en conteos en sitios de distribución potencial para la especie, indicó la presencia de 2,286 individuos reproductores de esta especie a lo largo de la Costa Pacífico de México, siendo Sinaloa el estado con la mayor concentración con aproximadamente el 50% del total de individuos observados (Palacios *et al.* 2017). Sin embargo, se desconoce la tendencia poblacional y el éxito reproductivo, lo que implica limitantes para establecer medidas de manejo y conservación efectivas para la especie (Nol y Humphrey 1994, Palacios *et al.* 2017).

2.3 Biología reproductiva

Uno de los factores más importantes en el estudio de la dinámica poblacional es la reproducción, ya que durante este periodo se dan las condiciones para integrar nuevos individuos a la población (Dunn y Møller 2014). Conocer aspectos tales como el tamaño poblacional reproductivo, tamaño de puesta, fenología, éxito reproductivo, supervivencia y uso de hábitat puede ser útil para conocer cómo y bajo qué condiciones los nuevos individuos son agregados a la población (Bachmann y Darrieu 2010). Además, esa información permite inferir la vulnerabilidad de una especie ante cambios ambientales (Nol *et al.* 1984, Clutton-Brock 1988, Gandini *et al.* 1997).

La disponibilidad y calidad del hábitat puede influenciar la reproducción y, por ende, el éxito reproductivo de una especie (Cody 1985). Las variaciones en la calidad del hábitat son comunes y pueden tener un efecto en las estrategias de vida y éxito reproductivo de las especies (Jouventin *et al.* 1996). Algunos de los aspectos de la biología reproductiva que pueden interpretarse como adaptaciones a condiciones locales son la fenología reproductiva

(temporalidad del periodo reproductivo), la fecha de puesta, duración del cuidado parental, territorialidad (tamaño y defensa del territorio), dieta y éxito reproductivo (L'Hyver y Miller 1991, Gandini *et al.* 1997, Clifford y Anderson 2001).

Las historias de vida de las especies se componen de partes que interactúan y han sido moldeadas evolutivamente para maximizar el éxito reproductivo y la supervivencia de los individuos en diferentes escenarios ambientales (Dunn y Møller 2014). Así, cambios en el clima y el hábitat, pueden tener un impacto directo en la fenología reproductiva, los intentos reproductivos por temporada y en el número de descendientes (Parmesan y Yohe 2003, Dunn y Winkler 2010, Dunn y Møller 2014). La fenología de un evento reproductivo puede influir de manera directa en el éxito reproductivo, ya que el momento exacto de inicio de la reproducción determinará la disponibilidad, calidad y cantidad de recursos para dicho evento y en consecuencia su impacto en el reclutamiento de individuos a la población (Dunn y Møller 2014). El tamaño de puesta está influenciado por factores internos y externos como la edad, la condición fisiológica y el tamaño y calidad del territorio, la cual puede relacionarse con la masa del neonato (Gandini *et al.* 1997, Nol 1989). El éxito reproductivo, definido como el número de crías producidas por un individuo o pareja (Clutton-Brock 1988), puede fluctuar en función de diversos factores como la disponibilidad de alimento, la depredación y condiciones ambientales (Cody 1985, Ens *et al.* 1996).

El periodo reproductivo del oostero americano en la costa Atlántica se extiende de febrero a junio, periodo durante el cual las parejas establecen territorios que defienden activamente (Heppleston 1973). Los ostreros anidan en áreas abiertas sin vegetación y tienen una preferencia por islas y dunas cercanas a la línea de costa (McGowan *et al.* 2005), aunque en últimos años se ha observado un uso creciente de sitios alternos como marismas, conchales y muelles, mismo que ha tenido un efecto positivo sobre el éxito reproductivo (Lauro y Burger 1986, Shields y Parnell 1990, Nol y Humphrey 1994, McGowan *et al.* 2005,

Sanders *et al.* 2008). Los ostreros prefieren sustrato arenoso y hacen nidos simples, a una distancia entre 1.5 a 15.0 m de la línea de marea (Toland 1999). El tamaño de puesta puede variar de uno a tres huevos, aunque si hay una segunda puesta el número es menor (Nol *et al.* 1984). Los dos padres participan en la incubación, la cual dura entre 25 y 27 días (Toland 1999, Davis *et al.* 2001, American Oystercatcher Working Group *et al.* 2012, Borneman *et al.* 2014). Suele haber diferencias entre los huevos, según la secuencia de puesta, siendo el segundo huevo más grande que el primero y más pesado que el tercero, sin que el primero y tercero sean diferentes entre sí (Nol *et al.* 1984, Murphy 2010). Los pollos son semi-precoces y abandonan el nido a las pocas horas de eclosión (Nol 1989, Ens *et al.* 1992, Schulte y Simons 2015). La edad promedio a que un pollo se convierte en volantón es de 35 días y los padres alimentan a los juveniles hasta 60 días después de la eclosión (Nol *et al.* 1984, Toland 1999, American Oystercatcher Working Group *et al.* 2012). En las costas del Atlántico, la productividad anual de los nidos varía entre 0.20 y 0.75 pollos por pareja (Davis *et al.* 2001, Wilke *et al.* 2005, McGowan *et al.* 2005, Traut *et al.* 2006). El éxito a la etapa de volantón es muy variable y se han registrado valores desde 0.3-1.4% de los huevos puestos en sitios como Georgia y Massachusetts, hasta 80% en algunos años en Nueva York (McGowan *et al.* 2005, Sabine *et al.* 2006, Murphy 2010, American Oystercatcher Working Group 2012). La depredación por mamíferos es una de las principales causas de pérdida de nidos, aunado a los efectos de las mareas muy altas y la depredación por otras aves (Davis 1999, McGowan 2004, George *et al.* 2004, Sabine *et al.* 2006).

3. Justificación

Se desconoce la viabilidad poblacional del ostrero americano en la costa Pacífico de México, pero dada su distribución geográfica restringida podría ser vulnerable a perturbaciones naturales y antropogénicas (Palacios *et al.* 2017). La información de su ecología reproductiva en esta región es escasa y dada la importancia de la costa de Sinaloa para la especie, es necesario generar tal información para establecer una línea base de información sobre su población incluyendo aspectos como el tamaño poblacional, la cronología reproductiva, selección del hábitat y éxito reproductivo, para proponer y evaluar acciones de manejo. Este es el primer estudio enfocado en caracterizar la biología reproductiva de la subespecie *H. p. frazari*.

4. Objetivos

4.1 Objetivo general

Determinar el estado poblacional del ostrero americano (*Haemantopus palliatus frazari*) en el sitio de congregación reproductiva más importante del oeste de México.

4.2 Objetivos particulares

4.2.1 Tamaño poblacional

Calcular el tamaño de la población reproductora del ostrero americano en las islas el Rancho y Melendres, Bahía Santa María, Sinaloa.

- A.** Determinar la detectabilidad de parejas del ostrero americano del Pacífico en diferentes tipos de hábitats en la isla El Rancho.
- B.** Estimar el tamaño de la población reproductora para las islas El Rancho y Melendres durante dos temporadas reproductivas, 2016 y 2017.
- C.** Determinar si hay una relación entre la longitud del hábitat y número de parejas reproductoras en El Rancho y Melendres para dos temporadas reproductoras, 2016 y 2017.

4.2.2 Biología reproductiva

Caracterizar la fenología y el éxito reproductivo del ostrero americano del Pacífico en la isla El Rancho para las temporadas 2016 y 2017.

- A.** Describir la cronología reproductiva del ostrero americano en la isla El Rancho en ambas temporadas.
- B.** Caracterizar el tamaño de puesta y sitios de anidación del ostrero americano en la isla El Rancho.
- C.** Estimar el éxito reproductivo del ostrero americano y sus factores limitantes.

5. Hipótesis

- a) Dada la conducta territorialista del ostrero americano y la importancia numérica de las islas de Bahía Santa María se espera detectar una relación directa entre la longitud del hábitat y el número de parejas anidantes, con lo que a una mayor disponibilidad de hábitat significaría un aumento en el número de parejas anidantes.
- b) Considerando los seis tipos de hábitat presentes en la isla El Rancho y los atributos de estos tales como diferencias en la densidad de depredadores y el acceso a zonas de alimentación se esperan diferencias en el éxito reproductivo, siendo mayor en la planicie arenosa, el sitio con menor número de depredadores.

6. Área de estudio

La Bahía Santa María es el humedal costero más grande del estado de Sinaloa. Se localiza en la porción central del estado (24. 66° y 25.37° N y 107.81° y 108.48° O; Fig. 1). El cuerpo de agua de esta bahía tiene una extensión de 47,140 ha y se conecta al mar a través de tres bocas de profundidad variable: Perihuate, la Risión y Yameto (Galaviz *et al.* 1990). El sistema lagunar está separado del Golfo de California por dos barras arenosas: la isla Tachichilte (32 km de longitud, 1 km de ancho, con dunas de 10 m de altura) y la isla Altamura (40 km de largo, ancho de 0.9-3.7 km) (Galaviz *et al.* 1990). El clima de la región es seco semicálido con lluvias en verano, escasa precipitación invernal y oscilación térmica extremosa. La temperatura media anual es de 24.7°C y la precipitación media es 471.2 mm. El mes más cálido es junio con un máximo de 41°C, mientras que enero presenta la temperatura mínima extrema de 4°C. La vegetación en la bahía incluye selva baja caducifolia, selva baja espinosa, vegetación halófila, tulares, pastizales salinos y manglares (Acosta-Velázquez y Vázquez-Lule 2009).

La Bahía Santa María es administrada por dos municipios con cinco comunidades asentadas en sus alrededores. La región norte correspondiente al municipio de Angostura (La Reforma, Costa Azul y Playa Colorada) y la parte sur a Navolato (Dautillos y Yameto). Las principales actividades económicas son la agricultura, tanto de temporal como de riego, la pesca o recolección de camarón, ostiones, jaibas y de varias especies de peces, y la camaronicultura de la que hay 7, 725 ha de estanques de cultivos (Páez-Osuna *et al.* 2007). Por su importancia biológica y ecológica, las islas de esta bahía son parte del Área de Protección de Flora y Fauna Islas del Golfo de California, Región Terrestre Prioritaria, y toda la bahía es Región Marina Prioritaria, Región Hidrológica Prioritaria, Área de Importancia para la Conservación de Aves (AICA N° 228), Sitio de Importancia Hemisférica de la Red de

Reservas para Aves Playeras del Hemisferio Occidental y Sitio Ramsar (N° 1340) (Galaviz *et al.* 1990; Acosta-Velázquez y Vázquez-Lule 2009).

En la porción sur de Bahía Santa María se localiza la isla Melendres (24°50' N, 108°5' O, Fig.1), la cual es una barra arenosa de aproximadamente 84.7 ha, con dunas con vegetación de marisma (*Salicornia* spp.). Tiene una zona más expuesta (arenosa) al oleaje y una interior con manglar. La región norte es más ancha y tiene un brazo hacia el interior de la laguna cubierto en su mayoría por manglar. Dentro de la isla hay pequeños cuerpos de agua (Castillo-Guerrero *et al.* 2014). En la porción norte de la bahía se localiza la isla El Rancho (25°10' N, 108°23' O, Fig. 1), la cual es una barra arenosa de 442 ha de extensión, con una zona expuesta al mar abierto y una interior más protegida cubierta de manglar (Castillo-Guerrero *et al.* 2014). La isla es arenosa en su mayor parte, con granos de arena más finos en el interior de la isla y más gruesos en sus lados oeste y norte (Castillo-Guerrero 2003). En la zona protegida de la isla hay planicies de inundación de hasta 300 m de ancho, con manchones de *Salicornia* spp. Con cobertura >20% y altura máxima de 30 cm. En la zona interior de la isla, limitando con el mangle, hay dunas de arena cubiertas de *Sesuvium verrucosum*. En la zona central se forma un cinturón de dunas de hasta 4 m de altura que, al noreste están cubiertas de zacate salado (*Distichlis spicata*) con una altura máxima de 50 cm aproximadamente, mientras que los extremos norte y oeste de la isla, carecen de áreas de inundación y las dunas llegan hasta la línea de marea (Castillo-Guerrero 2003).

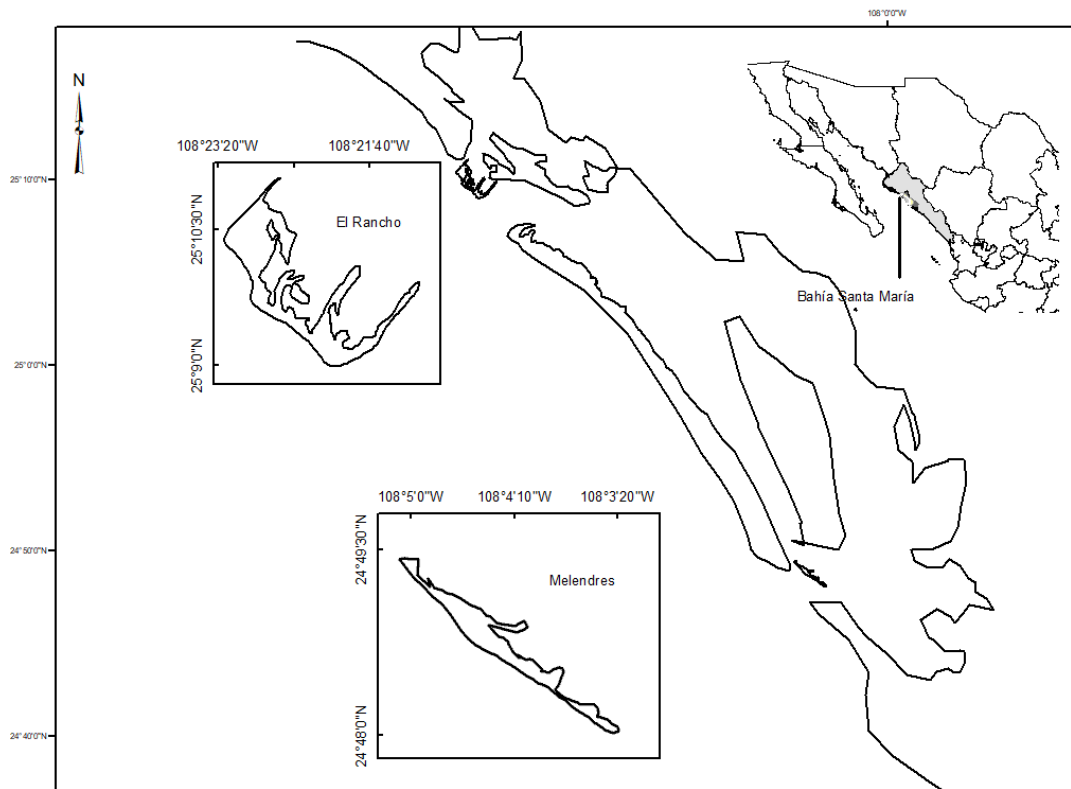


Figura 1. Localización geográfica de las islas El Rancho y Melendres en la Bahía Santa María, Sinaloa.

7. Métodos

Se realizaron conteos de ostreros americanos para estimar su tamaño poblacional en las islas El Rancho y Melendres durante la temporada reproductiva de marzo a junio de 2016 y 2017. Su biología reproductiva se evaluó únicamente en la isla El Rancho durante las mismas temporadas reproductivas.

7.1 Tamaño poblacional

Los conteos para el cálculo del tamaño poblacional se realizaron siguiendo el protocolo estandarizado propuesto por Hostetter *et al.* (2015), que consiste en dos fases: 1) previo al inicio de la temporada reproductiva ambas islas se dividieron en parcelas o unidades de muestreo con longitud variable. Para definir cada unidad se consideró que el hábitat fuera relativamente homogéneo y que la unidad tuviera una longitud que permitiera ser recorrido en un máximo de tres horas, así se definieron seis unidades en Melendres y ocho en El Rancho; 2) Durante la temporada se realizaron de tres a cinco conteos en los que se contabilizaron el total de individuos solitarios, parejas confirmadas (con nidos o pollos) y parejas presuntas en cada unidad durante la marea alta de mareas vivas. Además, se registró la posición geográfica, el hábitat de cada avistamiento y, cuando se presumió que dos individuos eran parejas el comportamiento de estos (Hostetter *et al.* 2015). Los conteos se realizaron a pie y se consideraron como de productividad o detallados, ya que por la naturaleza de estos censos fue posible la búsqueda rápida de nidos y pollos, así como el registro de la conducta de las parejas. Adicionalmente, se realizaron conteos rápidos en parcelas de baja, alta y mediana densidad para determinar la detectabilidad (probabilidad de ser detectado) de los individuos. Los conteos rápidos se hicieron en la primera quincena de abril a bordo de una embarcación (panga), procurando que fueran hechos por un observador que no conociera el número de parejas en las unidades, producto de los conteos de productividad. En la isla Melendres solo se hicieron este tipo de censos.

7.2 Caracterización de las unidades de muestreo

Los hábitats en Melendres y El Rancho se clasificaron en seis tipos dependiendo de sus características. A continuación, se hace una descripción de cada uno (Fig.2).

1. **Playa duna (PLD):** playas de arena fina asociada con dunas sin cobertura vegetal y expuestas al oleaje (Fig. 2.1).
2. **Mangle >2m (MAN):** Planicies con cobertura de mangle negro (*Avicennia germinans*) y blanco (*Laguncularia racemosa*) mayor a 2m de alto. Son zonas inundables por mareas y ubicadas generalmente en la parte interior de la isla (Fig. 2.2).
3. **Mangle matorral (MMA):** Planicies de inundación cubiertas por vegetación de manglar negro (*Avicennia germinans*) y *Sesuvium* spp. no superior a 1m de alto y asociadas con arena en la parte posterior (Fig. 2.3).
4. **Dunas con vegetación (DUV):** Cordón de dunas de arena de altura mayor a 1m, asociadas con planicies arenosas inundables y cubiertas principalmente con zacate salado (*Distichlis spicata*) y vidrillo (*Sesuvium* spp.) (Fig. 2.4).
5. **Marisma (MAR):** Zonas planas asociadas con planicies de inundación con vegetación dispersa de altura variable (0-1.5m), principalmente de *Sesuvium* spp, *Salicornia* spp., *Batis marítima* y mangles (Fig. 2.5).
6. **Planicie arenosa con dunas y vegetación de marisma (PLA):** Llanuras arenosas de inundación con dunas de hasta 2.0 m de altura. Cobertura vegetal principalmente de *Salicornia* spp. y *Batis marítima*, con efecto reducido del oleaje (Fig. 2.6).



Figura 2. Hábitats identificados en las islas El Rancho y Melendres de Bahía Santa María, Sinaloa. 1) Playa duna, 2) Mangle >2m, 3) Mangle matorral, 4) Dunas con vegetación, 5) Marisma y 6) Planicie arenosa. Fotografía Rafael Valdez.

7.3 Biología reproductiva

7.3.1 Fenología y éxito reproductivo

Se registró la fenología reproductiva considerando las fechas de primera puesta, número máximo de parejas y de nidos, así como el periodo de incubación, inicio de la eclosión y posibles intentos de reanidación. Además, dentro de cada etapa se consideraron los puntos máximos, entendidos como la moda de los eventos. Cada uno de los nidos encontrados fueron monitoreados semanalmente para determinar su destino (permanencia o pérdida). En caso de nidos que fracasaron se determinó la causa de la pérdida, categorizada como

inundados (nidos lavados) o depredados (restos de huevos/pollos, nidos con huellas y presencia de cascarones).

7.3.2 Caracterización de nidos

En cada una de las unidades de muestreo se buscaron nidos de ostreros americano por medio de dos métodos: 1) observación a distancia de las parejas para detectar individuos incubando; y, 2) seguimiento de huellas de ostrero que condujeran a los nidos. Una vez ubicados los nidos, se registró su posición geográfica y la distancia a la línea de marea alta (viva). En cada nido se marcaron los huevos con un plumón de tinta indeleble de acuerdo con su secuencia de puesta. Se midió el diámetro de cada nido y determinó la composición del sustrato, entendido como el porcentaje en la cobertura de arena o vegetación. Se cuantificó el porcentaje de la cobertura de vegetación, arena, restos vegetales y conchas en un radio de 3m alrededor del nido.

7.3.3 Caracterización de los huevos, orden de aparición y fecha de puesta

Cada huevo localizado fue pesado con una balanza ($\pm 0.5g$) y se le midió el largo y el ancho con un vernier ($\pm 0.1mm$). Se calculó el volumen de los huevos con la fórmula:

$$V (cm^3) = 0.47736 \times \text{largo (mm)} \times \text{ancho}^2 (mm^2) - 1.318 (mm^3), \text{ (Nol et al. 1984).}$$

Para los huevos cuya fecha de puesta y orden de aparición se desconocía se estimó su edad por medio del método de flotación (Hays y LeCroy 1971). Este método permite distinguir seis categorías del desarrollo y tres de éstas muy características: cuando el huevo se mantiene horizontal al fondo indica una puesta reciente (1-6 días), cuando el huevo es capaz de flotar y mantenerse en la columna de agua se encuentra en la etapa intermedia de la incubación (7-12 días), y cuando el huevo flota y mantiene una zona expuesta sobre la columna de agua se

asume que está en las últimas fases de desarrollo próximo a la eclosión (13-21 días) (Hays y LeCroy 1971).

7.4 Análisis de datos

7.4.1 Tamaño de la población reproductora

En cada isla se determinó la población total a través de la suma de individuos solitarios y de parejas (confirmadas y presuntas) en cada visita. Para facilitar la comparación del número de individuos y parejas entre temporadas reproductivas se estableció que el 10 de marzo sería el primer día del monitoreo de la temporada reproductiva. En cada temporada se determinó la variación en el número total de individuos solitarios y parejas en cada visita.

Para determinar la detectabilidad (*i.e.* la probabilidad de que un individuo sea observado durante los muestreos rápidos) en cada parcela se realizaron dos tipos de conteos, rápidos y de productividad. Los conteos de productividad se realizaron a pie, lo que permitió que para cada observación se tuviera certeza de las parejas, ya sea porque se realizó la búsqueda del nido o bien ello fue revelado por la conducta de los adultos. Los conteos rápidos fueron hechos a bordo de una embarcación, cuidando que el observador desconociera los resultados de los conteos de productividad. Por la naturaleza del conteo rápido, era difícil confirmar si dos individuos constituían una pareja dado que no había tiempo para observar la conducta de los individuos. Por tanto, se asume que en los conteos de productividad se tiene mayor certeza de los individuos (y parejas) que están presentes en la unidad de muestreo (Hostetter *et al.* 2015). A partir de este supuesto, se determinó la probabilidad de detección como:

$$\text{Detectabilidad (\%)}: [\text{No. parejas}_{\text{rápido}} \times 100] / \text{No. parejas}_{\text{productividad}}$$

Si bien esta estimación de la detectabilidad es simple, permite cuantificar de manera directa la proporción de parejas que no son detectadas al realizar el conteo rápido en cada parcela, se pueden valorar las diferencias entre tipos de hábitat y hacer ajustes a los estimados totales basados en conteos de productividad.

Por otra parte, se estimó el efecto de la longitud de la unidad de muestreo, el tipo de hábitat de la unidad de muestreo, la isla y la temporada reproductiva en el número máximo de parejas por unidad con un Modelo Lineal Generalizado (GLM). El tipo de hábitat se consideró en la estructura del modelo, pero no en las interacciones.

7.4.2 Biología reproductiva

Se determinó la cronología reproductiva con base en las variaciones en el tiempo de nidos activos, nidos nuevos y eclosiones en periodos semanales. En todos los nidos encontrados se determinó el destino del nido (éxito o fracaso) durante el periodo de incubación. Se analizó la relación entre el tamaño de puesta (utilizando el volumen total de la puesta; suma del volumen de los huevos) y la fecha de puesta, unidad de muestreo y temporada por medio de un Modelo Lineal Generalizado (GLM). Para valorar si hubo diferencias en el volumen de los huevos en función del orden de puesta se usó un Modelo Lineal Generalizado de Medidas repetidas teniendo como factores la secuencia de puesta, la temporada, la unidad de muestreo y la fecha de puesta. En este análisis se utilizaron solo los nidos con un tamaño de puesta de dos y tres huevos. Posteriormente, se analizó la diferencia en el volumen del primer huevo de todos los nidos, por fecha de puesta, temporada y unidad por medio de un GLM.

Para caracterizar los sitios de anidación primero se determinó si existía una relación entre el diámetro del nido y distancia a la línea de marea con la temporada y unidad de muestreo mediante un GLM. Además, se estimó el efecto de la unidad de muestreo en la composición de nidos y entre nidos (proporción de arena y vegetación viva) y su área de tres

metros alrededor (proporción de arena, conchas, vegetación viva y restos vegetales) con un Análisis de Varianza Multivariado (MANOVA). Las características del hábitat que resultaron significativas fueron consideradas para el modelo explicativo del éxito reproductivo.

El éxito de eclosión se consideró como la proporción de nidos que tuvieron al menos un huevo eclosionado en relación con el total de nidos. Para evaluar la relación entre el éxito de eclosión y las variables explicativas: temporada, tipo de hábitat, orden de eclosión, distancia a la línea de marea y la composición del nido y del área circundante se utilizó un Modelo Generalizado Lineal (GLZ) con distribución binomial y ligamiento logit (considerando éxito=1 o fracaso=0).

En todos los análisis estadísticos, los resultados se consideraron significativos cuando $P \leq 0.05$. Cuando las interacciones no fueron significativas, los modelos se redujeron a su forma más parsimoniosa basada en la suma de cuadrados de Tipo III. En los resultados se presentan los valores promedios (\pm error estándar), y se indican los otros factores significativos en cada modelo. Las pruebas estadísticas se realizaron en Statistica 7.0.

8. Resultados

8.1 Tamaño poblacional

8.1.1 Estimación poblacional reproductiva

Los hábitats predominantes en las dos islas fueron la playa con duna y marismas (Tabla I). El número de parejas presuntas varió durante cada temporada reproductiva. En El Rancho el número de parejas presuntas se incrementó al inicio de la temporada y se redujo conforme esta avanzó, en las dos temporadas de estudio (Fig. 3). El número máximo de parejas presuntas se registró en la segunda semana de abril con 95 y 97 parejas para 2016 y 2017, respectivamente (Fig. 3). En la isla Melendres la variación del número de parejas presuntas durante la temporada reproductiva fue 50 y 42 parejas en 2016 y 2017, respectivamente (Fig. 3). El número total de parejas presuntas para ambas islas fue de 145 en 2016 y 139 en 2017.

Hubo más individuos solitarios al inicio y final de la temporada, especialmente en 2017 (Fig. 4). En El Rancho el número máximo de individuos solitarios fue de 26 para ambas temporadas, mientras que en Melendres fue de 27 en 2016 y 18 en 2017 (Fig.4). De manera general, considerando el máximo de parejas e individuos solitarios censados en la quincena de abril en ambas islas se estima que 145 parejas (343 ostreros) utilizaron las dos islas en 2016 y 139 parejas (322 ostreros) en 2017.

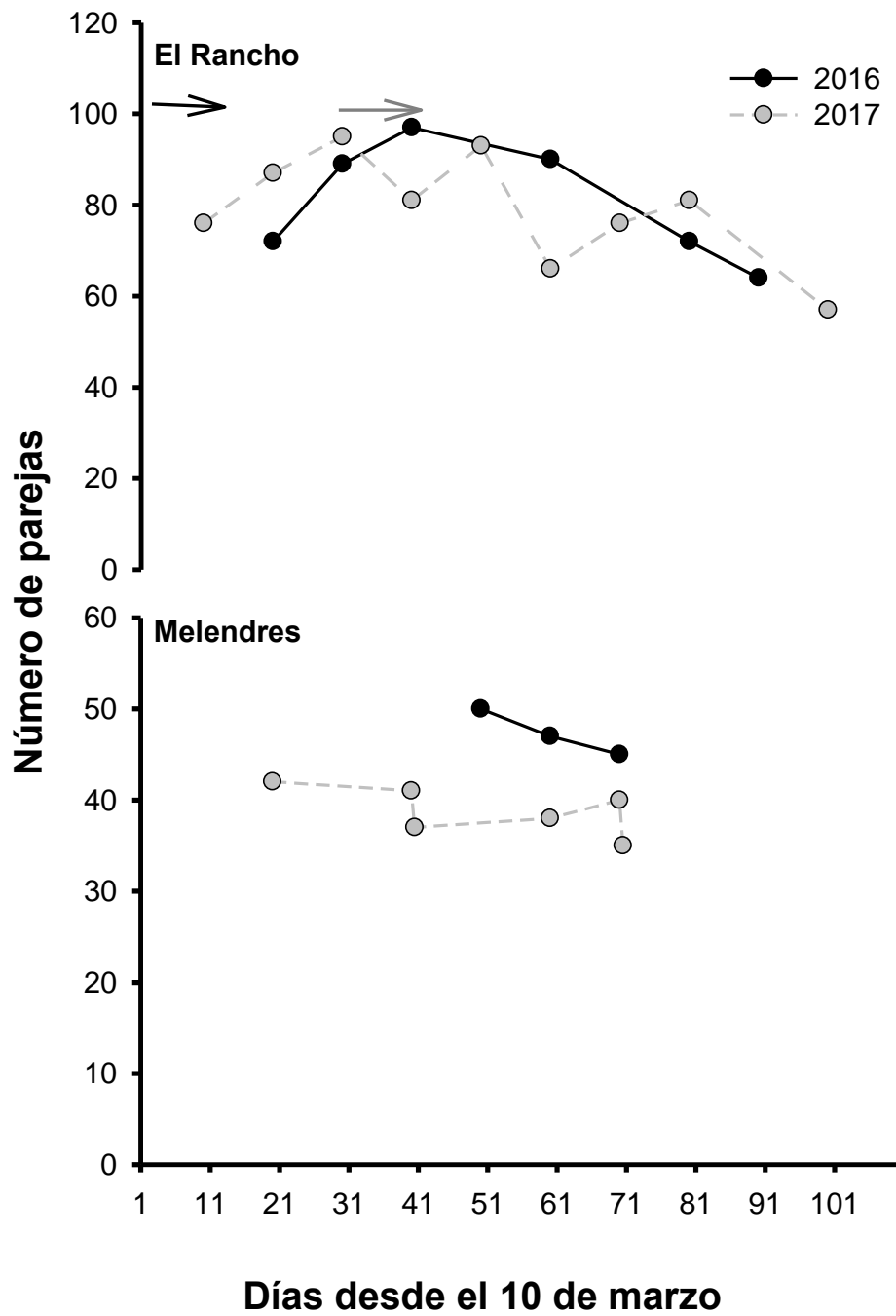


Figura 3 Número de parejas (presuntas y confirmadas) de ostrero americano (*Haematopus palliatus frazari*) registradas durante el periodo reproductivo en las islas Melendres y El Rancho, Bahía Santa María, Sinaloa, durante la temporada reproductiva de 2016 y 2017. Con la flecha se señala el inicio de registros de la gaviota reidora (*Leucophaeus atricilla*) en la isla El Rancho

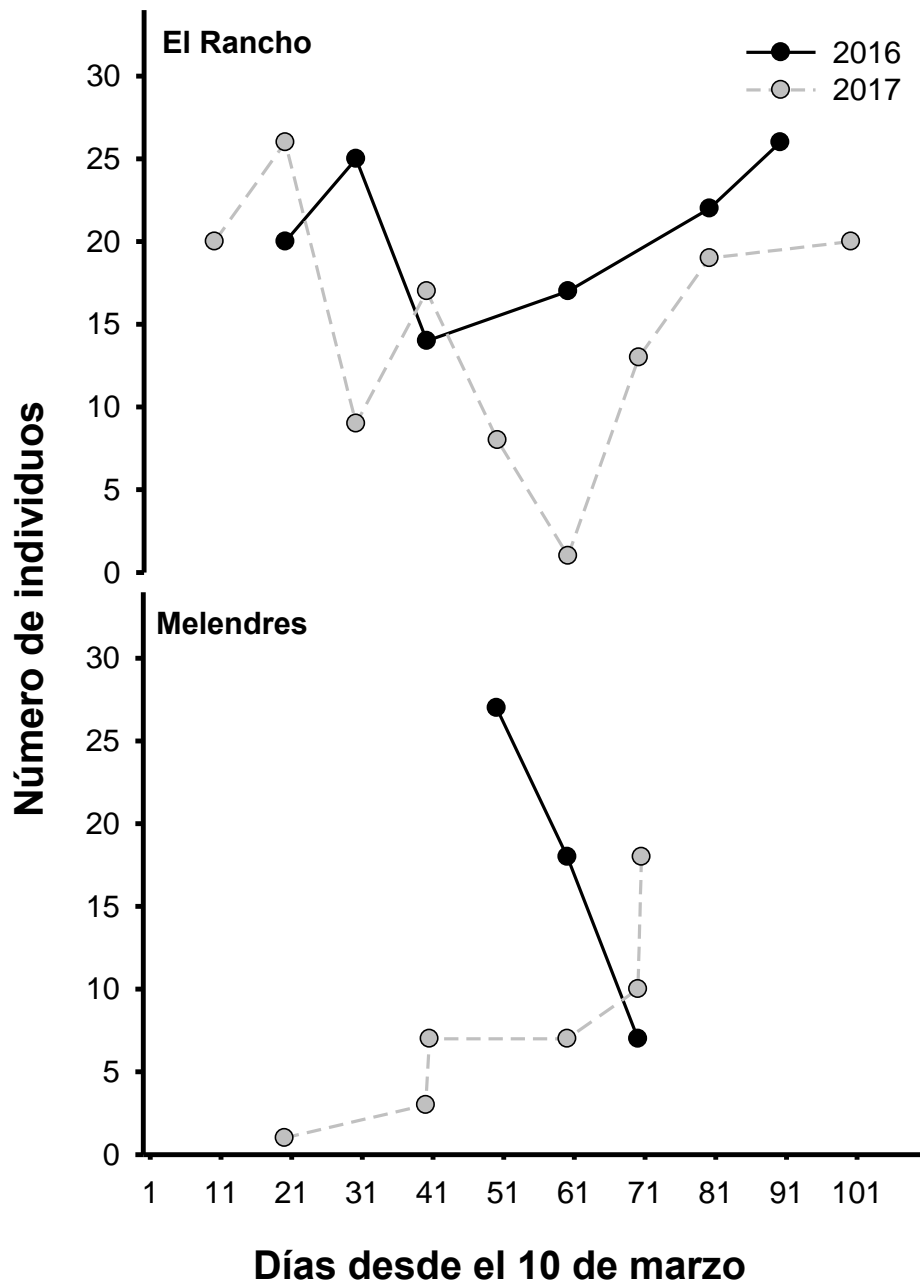


Figura 4. Número de individuos solitarios del ostrero americano (*Haematopus palliatus frazari*) registrados durante el periodo reproductivo en las islas Melendres y El Rancho, Bahía Santa María, Sinaloa, durante la temporada reproductiva de 2016 y 2017.

8.1.2 Detectabilidad y estimación del número de parejas

La detectabilidad de parejas fue diferente entre tipos de hábitat. En las unidades de playa y duna la detectabilidad de parejas fue alta (93-100%), en comparación con las unidades con vegetación de manglar (25%) (Tabla I). Considerando los valores de detección calculados y aplicados a Melendres se obtuvo un tamaño poblacional de 62 parejas, lo que representó un incremento del 20% de lo estimado en conteos rápidos.

Tabla I. Censos del número de parejas del ostrero americano (*Haematopus palliatus frazari*) por tipo de hábitat y conteo (rápido vs productividad) en las islas Melendres y El Rancho, Bahía Santa María, Sinaloa, durante la temporada reproductiva. Se muestra la longitud (km), detectabilidad por tipo de hábitat y el número estimado de parejas

Unidad	Tipo Hábitat	Longitud (km)	Conteo rápido	Conteo Productividad	Detectabilidad (%)	Tamaño estimado
El Rancho						
1R	Playa/duna	3.8	15	15	100	15
2R	Mangle >2m	1.5	1	4	25	4
3R	Mangle matorral	2.1	ND	1		1
4R	Dunas con vegetación	1.6	4	6	67	6
5R	Marisma	4.6	12	14	86	14
6R	Planicie arenosa	5.0	30	27	100	27
7R	Playa/duna	2.1	ND	15		15
8R	Playa/duna	2.7	ND	15		15
TOTAL		23.5		97		97

Melendres					
1M	Playa/duna	4.0	31	100	31
2M	Playa /duna	0.3	2	100	2
3M	Marisma	2.3	9	86	11
4M	Manglar	1.2	3	25	12
5M	Marisma	0.6	3	86	4
6M	Playa/duna	0.3	2	100	2
TOTAL		8.7	50		62

8.1.3 Número de parejas en función de la longitud y tipo de hábitat

El número de parejas (presuntas y confirmadas) fue diferente en función de la interacción isla y longitud de la unidad de muestreo (isla × longitud: $F_{1, 15}=14.32$, $p<0.01$). En general, el número de parejas aumentó de manera proporcional a la longitud de la unidad de muestreo, pero cada isla presentó una relación particular (Fig. 5). En Melendres la pendiente y el coeficiente de regresión (5.95 y 0.80, respectivamente) fueron mayores a los observados en El Rancho (5.14 y 0.59, respectivamente). Por otra parte, el número de parejas presuntas fue significativamente diferente en función del tipo de hábitat ($F_{1, 15}=11.10$, $p< 0.01$). El hábitat con mayor número de parejas presuntas fue la planicie arenosa, mientras que los tipos de hábitat con manglar y dunas con vegetación presentaron el menor número de presuntas parejas (Fig. 6). Las interacciones islas × longitud × año ($F_{1, 15}=0.31$, $p=0.58$), longitud × año ($F_{1, 15}=0.00$, $p=0.93$) y año × isla ($F_{1, 15}=0.04$, $p=0.83$) no tuvieron un efecto significativo sobre el número de parejas presuntas.

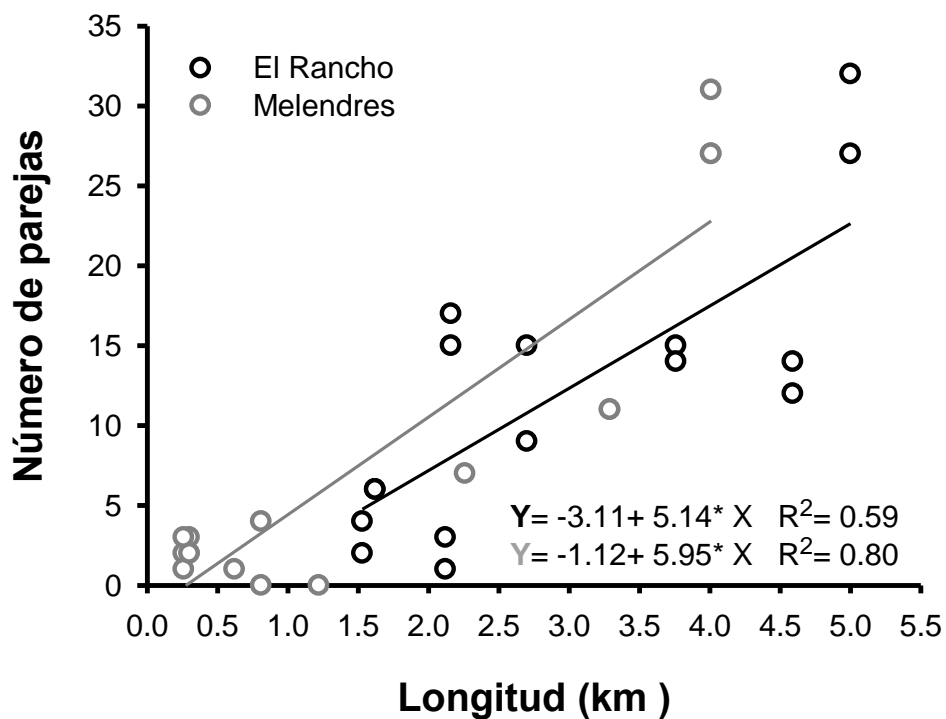


Figura 5. Relación de la longitud del hábitat y el número de presuntas parejas del ostrero americano (*Haematopus palliatus frazari*) en las islas El Rancho y Melendres, Bahía Santa María, Sinaloa, durante las temporadas reproductivas 2016 y 2017.

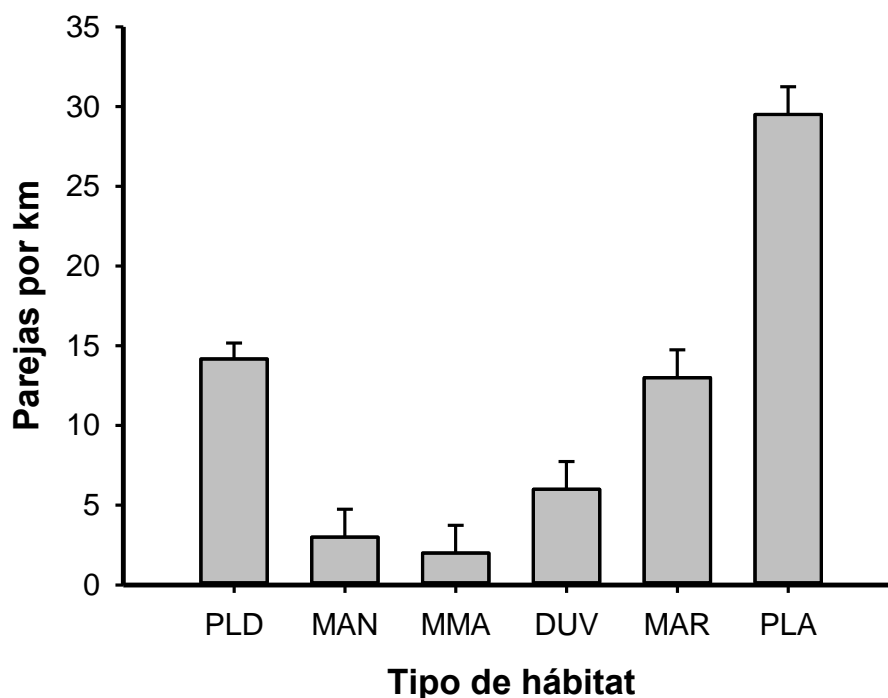


Figura 6. Promedio (\pm ES) de presuntas parejas por km del ostrero americano (*Haematopus palliatus frazari*) por tipo de hábitat en las islas Melendres y El Rancho, Bahía Santa María, Sinaloa, durante la temporada reproductiva de 2016 y 2017. PLD: Playa con duna, MAN: Manglar, MMA: Mangle matorral, DUV: Dunas con vegetación, MAR: Marisma, PLA: Planicie arenosa.

8.2 Biología Reproductiva

8.2.1 Cronología reproductiva

El monitoreo de la temporada reproductiva del ostrero americano se extendió de principios de marzo a mediados de junio en ambas temporadas, incluyendo un total de 102 días (Fig. 7). En total se localizó y dio seguimiento a 46 nidos en 2016 y 52 en 2017, lo cual representó el 48.4% y 53.6% de las parejas presuntas detectadas en la isla El Rancho (ver sección tamaño poblacional). A finales del mes de febrero se encontraron parejas establecidas defendiendo su territorio de anidación. El primer nido con huevos fue registrado el 6 de abril en 2016 (\bar{X} =22 de abril, \tilde{X} =18 de abril) y el 11 de marzo en 2017 (\bar{X} y \tilde{X} = 7 de abril), respectivamente. La fecha

de puesta no fue diferente por tipo de hábitat ($F_{5,88}=1.4$, $p=0.20$). En las dos temporadas se observó un incremento en el número de nidos nuevos entre el 30 de marzo y el 20 de abril, teniendo el máximo durante la primera quincena de abril, el 1 de abril en 2016 y el 16 de abril en 2017, para posteriormente reducirse conforme avanzó la temporada (Fig.7). Se observó una separación promedio de 27.3 ± 3.2 días en 2016 y 27.7 ± 2.2 días en 2017 entre la detección de los primeros nidos y la eclosión de sus huevos. Las eclosiones mostraron un patrón similar a la puesta de huevos (Fig. 7). En 2016, la eclosión de los huevos inició a principios de mayo con el máximo durante la primera semana (8 de mayo), mientras que en 2017 las eclosiones iniciaron en abril con el máximo en la segunda semana (15 de abril). En las dos temporadas de reproducción, el número de nidos activos a través de la temporada disminuyó de manera estable a partir de la tercera semana de puestas (Fig. 7).

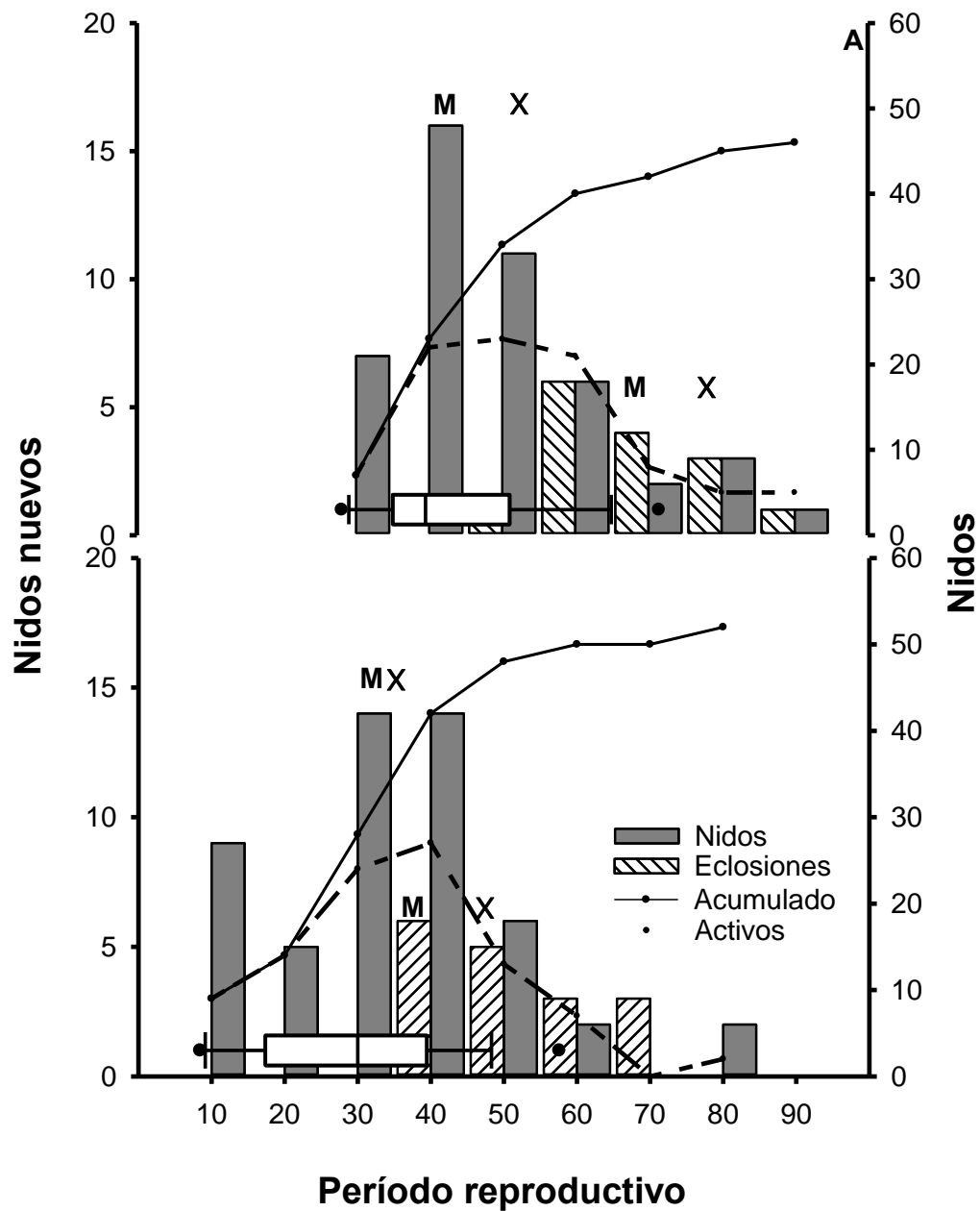


Figura 7. Fenología reproductiva del ostrero americano (*Haematopus palliatus frazari*) en la isla El Rancho, Bahía Santa María, Sinaloa, durante la temporada reproductiva 2016 (A) y 2017 (B) a intervalos de 10 días. Se muestra el número de nidos nuevos y eclosiones (izquierda), los nidos activos y acumulados (derecha), así como la fecha modal (M) y promedio (X) de puesta y eclosión para cada temporada. El diagrama de caja muestra la mediana (línea vertical), los cuartiles 2 y 3 (caja), los valores máximos y mínimos (línea horizontal) y los círculos los valores extremos de la fecha de puesta (primer y último nido de la temporada).

8.2.2 Tamaño de puesta

El tamaño de la puesta varió entre 1 y 3 huevos, con un promedio de 1.9 ± 0.7 y moda de 2 en las dos temporadas de reproducción. De los nidos monitoreados, el 43.5% tuvieron 2 huevos en las temporadas de estudio (Tabla II). El volumen de puesta estuvo influenciado solo por la fecha de puesta ($F_{1,88} = 18.76$, $p=0.00$), mientras que el resto de los factores y sus interacciones no tuvieron ningún efecto ($p \geq 0.05$). El tamaño de puesta disminuyó a través de la temporada reproductiva (Fig.8). Las puestas más grandes (nidos con tres huevos) se observaron desde el inicio de la temporada reproductiva, los nidos con un volumen promedio (2 huevos) fueron registrados durante toda la temporada y las puestas pequeñas (nidos con un huevo) se observaron un mes después (Fig. 8).

Tabla II. Proporción de nidos del ostrero americano (*Haematopus palliatus frazari*) en función del tamaño de puesta en la isla el Rancho, Bahía Santa María, Sinaloa

Temporada	Tamaño de puesta (%)			Total
	1	2	3	
2016	34.8	43.5	21.7	46
2017	36.5	40.4	23.1	52

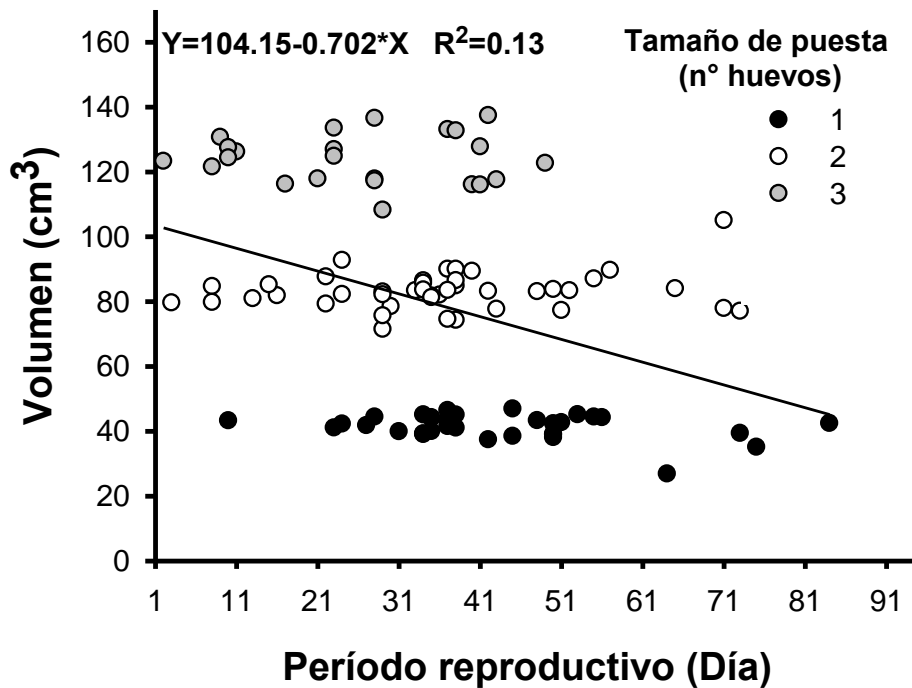


Figura 8. Volumen de puesta del ostrero americano (*Haematopus palliatus frazari*) en la isla El Rancho, Bahía Santa María, Sinaloa a través de las temporadas reproductivas 2016 y 2017. Se muestra la ecuación y el coeficiente de correlación.

8.2.3 Volumen de huevos y secuencia de puesta

Se encontraron un total de 186 huevos en las dos temporadas de estudio (86 y 100 huevos en 2016 y 2017, respectivamente) con un volumen promedio de $41.3 \pm 3.0 \text{ cm}^3$. No se encontraron diferencias en el volumen de los huevos en función de la secuencia de puesta ($F_{2,30} = 0.68$, $p = 0.42$, Tabla III). El resto de las interacciones y factores no tuvieron un efecto significativo en el volumen de los huevos ($p \geq 0.05$). Tampoco hubo efecto de las interacciones o factores. El volumen promedio del primer huevo fue de $41.5 \pm 2.9 \text{ cm}^3$, sin que hubiera un efecto de ninguno de los factores ($p \geq 0.05$).

Tabla III. Volumen promedio (\pm ES) de huevos por secuencia de puesta del ostrero americano (*Haematopus palliatus frazari*) por secuencia de puesta en la isla el Rancho, Bahía Santa María, Sinaloa.

Huevo (Secuencia)	Volumen promedio (cm ³)	
	2016	2017
H1 (n=98)	41.31 \pm 3.45	41.60 \pm 2.47
H2 (n=65)	41.60 \pm 3.72	41.10 \pm 2.97
H3 (n=23)	40.64 \pm 4.50	41.10 2.78

8.2.4 Hábitat de anidación

Los nidos se distribuyeron en toda la isla y todos estuvieron sobre un sustrato arenoso. El diámetro promedio de los nidos fue de 21.9 \pm 1.7 cm. La distancia entre el nido y la línea de marea más alta fue diferente por tipo de hábitat ($F_{5,86}=7.38$, $p=0.00$, Fig. 9). La menor distancia a la línea de marea se registró en el hábitat de dunas cubiertas por vegetación (<10 m), distancias intermedias se observaron en el hábitat de playa con duna (~50 m), la mayor distancia promedio al agua fue en el hábitat de manglar donde la distancia llegó a superar los 200 m (Fig. 9). No se encontraron diferencias entre temporadas en la distancia de los nidos a la línea de marea ($F_{1,86}=0.01$, $p=0.91$).

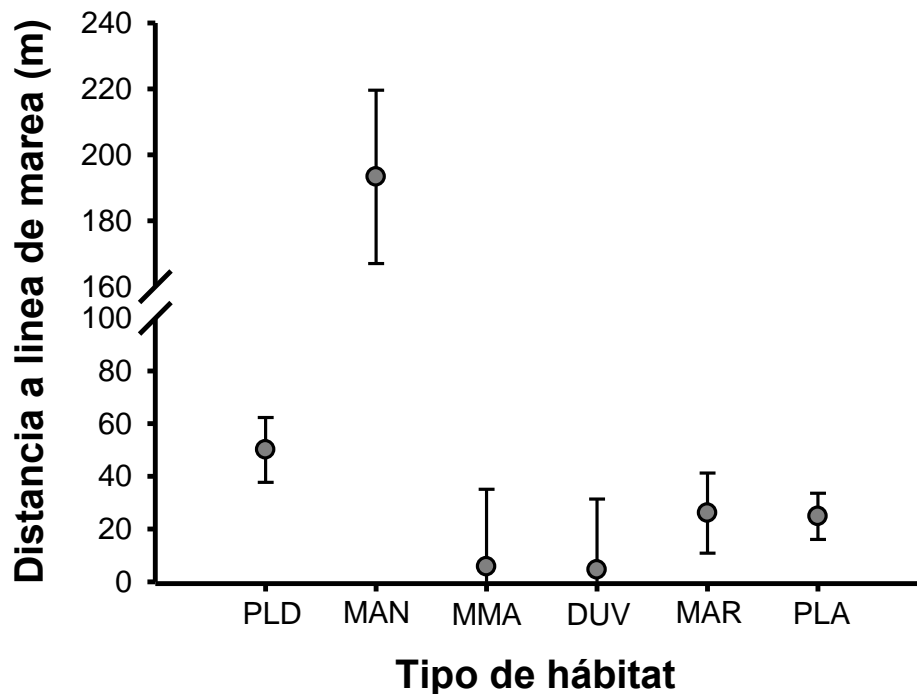


Figura 9. Distancia promedio (\pm ES) de la línea de marea más alta a los nidos del ostrero americano (*Haematopus palliatus frazari*) por tipo de hábitat en la isla El Rancho, Bahía Santa María, Sinaloa en las temporadas 2016 y 2017. PLD: Playa con duna, MAN: Manglar, MMA: Mangle matorral, DUV: Dunas con vegetación, MAR: Marisma, PLA: Planicie arenosa.

La composición del nido, entendida como la cobertura de arena o vegetación, fue diferente por tipo de hábitat ($F_{3,30}=1.97$, $p=0.14$). En la mayoría de los nidos la cobertura de arena superó el 90%, pero en los tipos de hábitat de dunas con vegetación y de mangle matorral la cobertura de vegetación en el nido superó el 40% (Fig. 10). No hubo diferencias entre temporadas ($F_{1,30}=1.97$, $p=0.14$). Al comparar el área circundante a los nidos de ostreros en un radio de 3 metros se encontraron diferencias por tipo de hábitat ($F_{15,92}=5.62$, $p=0.00$). En los tipos de hábitat playa duna, marisma y planicie arenosa tuvieron una cobertura alta de arena (>70%), mientras que en los otros tipos de hábitat los nidos se ubicaron en sitios más heterogéneos (Fig. 11). En los tipos de hábitat de duna con vegetación y mangle matorral la

cobertura de restos vegetales arrastrados por marea (mantillo) superó al porcentaje de arena (Fig. 11).

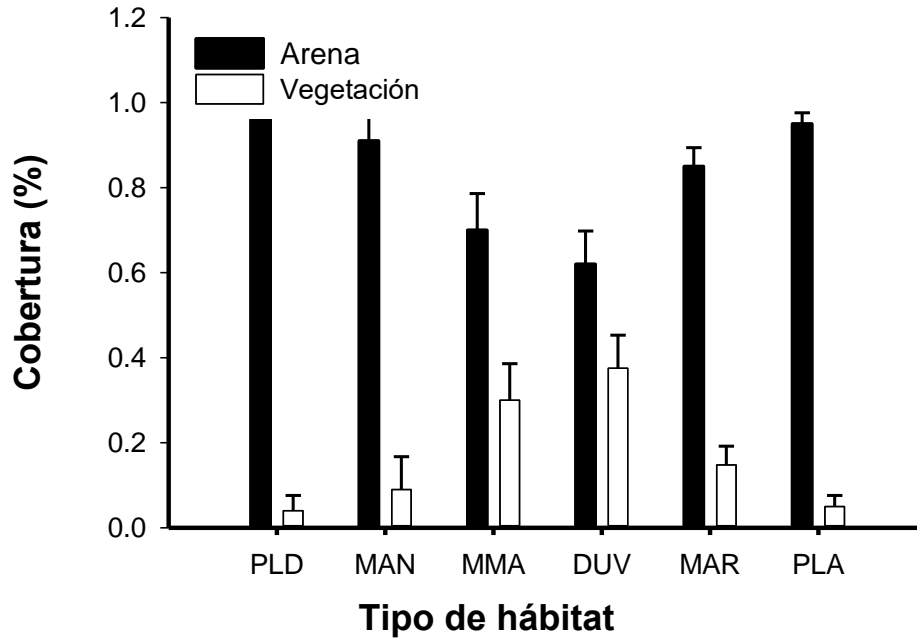


Figura 10. Composición promedio (\pm ES) de los nidos del ostrero americano (*Haematopus palliatus frazari*) por tipo de hábitat en la isla El Rancho, Bahía Santa María, Sinaloa, en las temporadas 2016 y 2017. PLD: Playa con duna, MAN: Manglar, MMA: Mangle matorral, DUV: Dunas con vegetación, MAR: Marisma, PLA: Planicie arenosa.

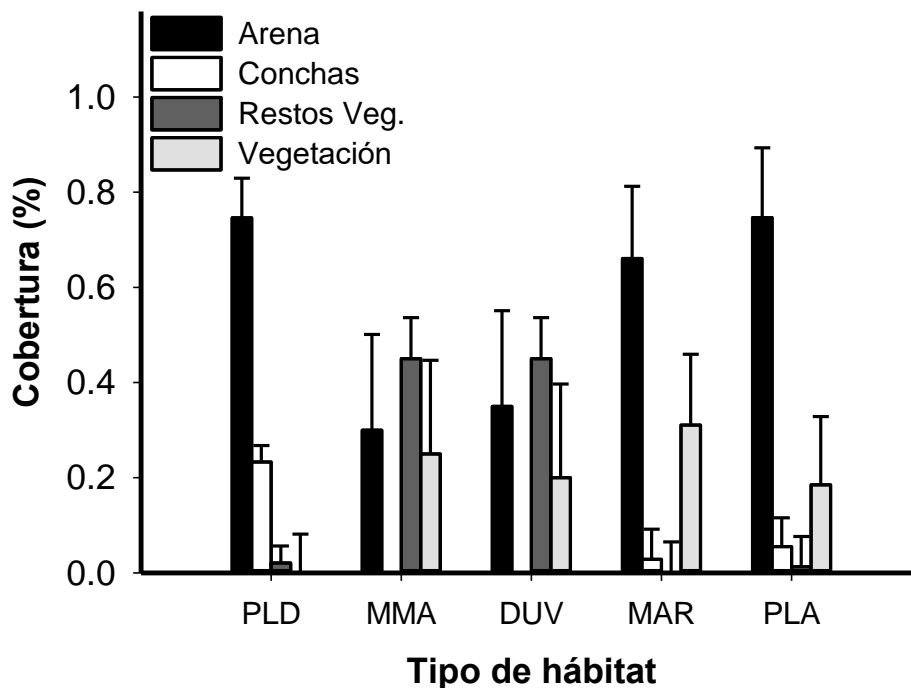


Figura 11. Composición promedio (\pm ES) del área circundante (3m) a los nidos del ostrero americano (*Haematopus palliatus frazari*) por tipo de hábitat en la isla El Rancho, Bahía Santa María, Sinaloa, en las temporadas 2016 y 2017. PLD: Playa con duna, MMA: Mangle matorral, DUV: Dunas con vegetación, MAR: Marisma, PLA: Planicie arenosa.

8.3 Éxito reproductivo del ostrero americano

Se monitorearon 98 nidos en las dos temporadas reproductivas (46 y 52 nidos en 2016 y 2017, respectivamente). En el 2016, al menos un huevo eclosionó en el 30% de los nidos (14 nidos) y los nidos exitosos tuvieron 1.8 ± 0.5 pollos/nido. En el 2017, el 32% (17 nidos) de los nidos fueron exitosos con un promedio de eclosión de 2.0 ± 0.8 pollos/nido (Tabla IV). Las causas de pérdida de nidos se agruparon en tres tipos: inundados o cubiertos por arena, depredación por aves como *Leucophaeus atricilla* (gaviota reidora) y el *Caracara cheriway* (quelele) y desconocido. En total 67 nidos se perdieron durante la etapa de incubación,

especialmente en los primeros 15 días después de la puesta. El 35.8% (24 nidos) fueron depredados por aves, 7.5% (5 nidos) fueron inundados y se desconoce la causa de pérdida en el 56.7% (35 nidos) de los nidos (Tabla V).

El éxito de eclosión del ostrero en la isla El Rancho no fue diferente entre temporadas reproductivas (Wald= 0.14, p=0.70). La secuencia de puesta (Wald=0.44, p=0.80) y el tipo de hábitat (Wald=7.13, p=0.21) no causaron diferencias significativas en el éxito de eclosión. Pero sí la fecha de puesta (Wald=11.35, p=0.00) y la distancia del nido a la línea de marea (Wald=4.42, p=0.03). Las parejas que comenzaron a anidar al inicio de la temporada, entre marzo y primera semana de abril, tuvieron una mayor probabilidad de éxito (>50%) que las parejas que lo hicieron a partir de mediados de abril (Fig.12). Los nidos que estaban a menos de 100 de distancia al agua tuvieron una mayor probabilidad de éxito que los más alejados (Fig.13). Sin embargo, la distancia promedio de los nidos inundados fue de 21.4 ± 17.6 m.

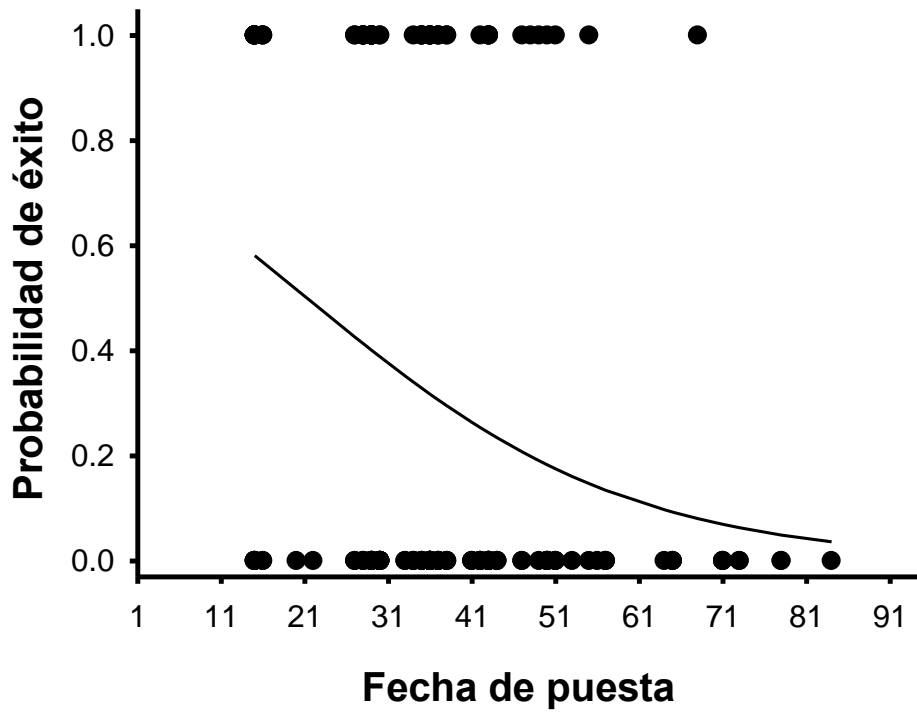


Figura 12. Probabilidad de eclosión de los huevos del ostrero americano (*Haematopus palliatus frazari*) por fecha de puesta en la isla El Rancho, Bahía Santa María, Sinaloa, en las temporadas 2016 y 2017.

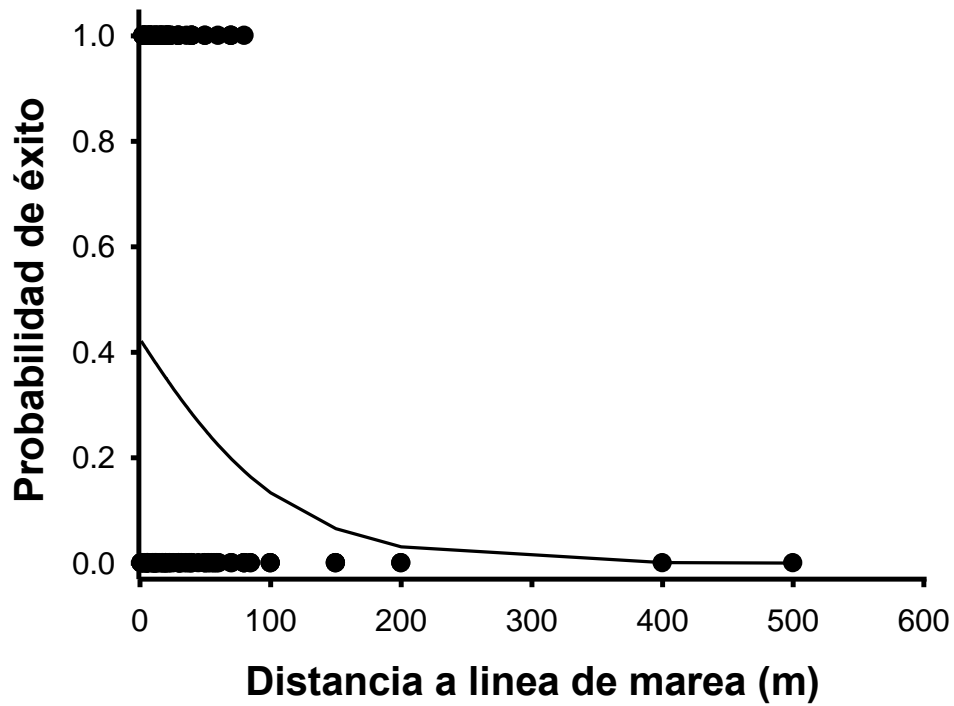


Figura 13. Probabilidad de eclosión del ostrero americano (*Haematopus palliatus frazari*) respecto a la distancia a la línea de marea en la isla El Rancho, Bahía Santa María, Sinaloa, en las temporadas 2016 y 2017.

Tabla IV. Número total de nidos monitoreados y nidos exitosos del ostrero americano (*Haematopus palliatus frazari*) en la isla El Rancho, Bahía Santa María, Sinaloa.

Temporada	Nidos	Huevos	Nidos exitosos	Nidos perdidos	Pollos encontrados	Periodo de incubación (Día)	Promedio supervivencia (Día)
2016	46	86	14	32	26	27.3 ± 5.0	12.6 ±7.2
2017	52	100	17	35	34	27.7 ± 4.1	14.7±7.1

Tabla V. Causas de pérdida de nidos del ostrero americano (*Haematopus palliatus frazari*) en la isla El Rancho, Bahía Santa María, Sinaloa.

Temporada	Nidos con fracaso	Nidos depredados	Nidos inundados	Causa desconocida
2016	33	15	3	14
2017	35	13	2	20

9. Discusión

9.1 Tamaño poblacional reproductivo

9.1.1 Estimado poblacional

El número de parejas se incrementó desde el inicio del estudio hasta su máximo en las primeras semanas de abril y posteriormente se redujo conforme avanzó la temporada. Este patrón es consistente con la cronología reproductiva de la especie, es decir, entre los meses de marzo y abril las parejas llegan a la isla para el establecimiento y defensa de su territorio. Conforme las parejas pierden su nido o tienen éxito en sus tareas de crianza, los ostreros comienzan a dejar la isla para moverse a sus sitios de descanso durante la temporada no reproductiva (Nol *et al.* 1986, Toland 1999). El protocolo de monitoreo utilizado basado en conteos repetidos permitió identificar la variación intra-estacional y estimar el número máximo de presuntas parejas de manera confiable entre islas y temporadas de estudio. En el caso de las islas Melendres y El Rancho, las primeras dos semanas de abril son el momento adecuado para detectar el número máximo de presuntas parejas intentarán reproducirse. En estudios previos, el monitoreo del número de ostreros reproduciéndose en la costa de Sinaloa se realizó en mayo y mediante otro método, por lo que dificulta su comparación (Palacios *et al.* 2017). Sin embargo, es probable que dada la cronología de la especie para esta región se haya subestimado el tamaño poblacional del ostrero americano en las islas de costas de Sinaloa

El número total de parejas presuntas en ambas islas fue de 145 en 2016 y 139 parejas en 2017. En El Rancho el número máximo de presuntas parejas fue similar en 2016 y 2017 (95-97 parejas), pero en Melendres se observó un mayor número de presuntas parejas en el 2016 (50 parejas) que en 2017 (42 parejas). Debido al protocolo de monitoreo implementado, se tiene certeza del tamaño poblacional del osterero americano en el área de estudio. La diferencia en la estimación de presuntas parejas en

Melendres no se asoció con la temporalidad y esfuerzo de monitoreo realizado, ya que en 2017 se realizó un mayor esfuerzo de monitoreo que en 2016. La posible causa de la disminución del número de ostreros fue la presencia de coyotes (*Canis latrans*) en la isla. Si bien el coyote es una especie nativa en otras islas de la bahía, como Altamura y Tachichilte, no se había registrado su presencia en Melendres hasta el 2013, a partir de cuándo es común observar coyotes en la isla. De hecho, durante los recorridos para el monitoreo de ostrero en las dos temporadas se observaron coyotes a lo largo de la isla. Históricamente Melendres fue un sitio importante para la anidación de aves marinas y acuáticas que anidan en el suelo (Castillo- Guerrero *et al.* 2014), pero en los últimos años se ha evidenciado un menor uso e incluso la extirpación de colonias de anidación debido a la presencia de coyotes. Este tipo de depredadores puede influir en la reproducción de las aves por efectos directos como la depredación de reproductores y crías o bien afectando la conducta, haciendo que la reproducción tenga un costo mayor, promoviendo la deserción de adultos (Sanders *et al.* 2008, Murphy 2010)

Una de las ventajas del protocolo implementado en este trabajo, es que permite reconocer a individuos “solitarios”, que no muestran conducta reproductiva como la defensa de territorio o pareja. Es posible que individuos “solitarios” pueden estar presentes o realizar intrusiones en sitios de anidación por tres motivos: 1) las visitas pueden ser intentos de desalojar a los propietarios del sitio (Arcese 1987), 2) la presencia en territorios ocupados pueden ser una estrategia reproductiva en la que los “solitarios” pueden ser padres por copulas extra pareja o por descarga de huevos en nidos compartidos (Møller 1987), y 3) son una medida para obtener información sobre la disponibilidad de sitios o de la calidad del territorio y el éxito reproductivo (prospección) (Smith 1978, Stamps 1987, Bruinzeel y Van de Pol 2004). Es posible que la presencia de individuos solitarios en El Rancho esté asociada con la obtención de información, ya que

de acuerdo con los datos de la biología reproductiva en la isla hay una proporción importante de individuos poco experimentados reproduciéndose. En El Rancho, en 2018 se detectó un nido compartido (tres adultos cuidando un nido), en imágenes obtenidas con una cámara trampa. Individuos solitarios fueron censados en las dos islas y temporadas, aunque no mostraron un patrón definido fueron más numerosos al inicio y final de la temporada.

Considerando el número de parejas presuntas en ambas islas, se estimó una población reproductiva de 333 ± 19 ostreros, lo que representa el 11.1% de la población estimada para el ostrero americano (Clay *et al.* 2014). Esta información ratifica la importancia de las islas El Rancho y Melendres para la subespecie (*sensu*, Palacios *et al.* 2017). Se estimó una densidad promedio de 5.5 parejas por km, la cual es el valor más alto reportado para la especie en general (Brown *et al.* 2005, Lyons *et al.* 2012, Hostetter *et al.* 2015). Dada la importancia de las islas El Rancho y Melendres para el ostrero americano, la implementación de medidas de conservación es necesaria para garantizar la permanencia y la calidad del hábitat que estas islas ofrecen a la especie. Un riesgo actual para las poblaciones de ostreros que anidan en islas es la presencia de coyotes. Sería oportuno y de mucha importancia erradicarlos en Melendres, y prevenir su introducción a El Rancho.

9.1.2 Detectabilidad

La tasa de detección fue diferente entre los diferentes tipos de hábitat. La probabilidad de detección de parejas fue mayor en sitios abiertos como la playa con dunas (100%) que en sitios con vegetación de manglar (25%). Otros estudios en ostreros han identificado que la detección de individuos es <100% (Brown *et al.* 2005, Lyons *et al.* 2012, Hostetter *et al.* 2015). Las condiciones de marea y la fecha del muestreo afectan la probabilidad de detección de ostreros, por lo que no considerarlos tiene efecto en el cálculo de la abundancia de la especie (Brown *et al.* 2005, Sanders *et al.* 2008, Hostetter *et al.* 2015). Los censos de ostrero desde la panga que aquí se presenta, se realizaron durante la marea alta, cuando se incrementa la probabilidad de ver a los miembros de la pareja en los territorios ya que no hay sitios de alimentación a los que pudieran dispersarse (Hostetter *et al.* 2015). En el caso de la temporalidad de monitoreo, los censos se condujeron en la primera quincena de abril que, de acuerdo con la cronología reproductiva de la especie es cuando se registra el mayor número de parejas presuntas (Royle 2004, Lyons *et al.* 2012). Además, cada censo fue validado con uno a mayor detalle que comprendió la búsqueda de nidos y la evaluación de la conducta de los individuos considerando la independencia entre observadores de dichos censos (Williams *et al.* 2002).

Hay varias características del hábitat que pueden afectar la detección de los individuos en los censos, pero entre los más importantes está la estructura vegetal (Tomson 2002, Alldredge *et al.* 2006, Anderson *et al.* 2015, Hostetter *et al.* 2015). El método propuesto por Hostetter *et al.* (2015) y aplicado en este trabajo considera aspectos como la marea, la fecha de muestreo, la independencia de los observadores y la validación entre censos rápidos y de productividad. Sin embargo, no se había contemplado que el tipo (y estructura) del hábitat tuvieran un efecto en la detección de los

individuos. Por lo tanto, aunque el cálculo fue simple, los valores de detección obtenidos pueden ser atribuibles a la estructura del hábitat y ser usados en situaciones y contextos similares a los de este estudio. Al utilizar los valores de detección obtenidos en El Rancho y aplicarlos a Melendres, sitio donde únicamente se realizaron conteos rápidos, se calculó un tamaño poblacional 20% mayor a la estimación de conteos rápidos. Estimar el tamaño poblacional reproductivo del ostrero americano suele resultar complejo debido a la alta selectividad del hábitat, la dispersión de las parejas y la complejidad para la localización y monitoreo de nidos (McGowan *et al.* 2005, Borneman *et al.* 2014), por lo que contar con un protocolo estandarizado y factores de corrección (como la detección por hábitat) que permitan reducir o compensar las fuentes de error conocidas son de gran utilidad (Tomson 2002, Alldredge *et al.* 2006, Anderson *et al.* 2015, Hostetter *et al.* 2015).

9.1.3 Número de parejas en función de la longitud y tipo de hábitat

Se encontró una relación positiva entre el número de presuntas parejas y la longitud del hábitat en ambas islas, aunque de diferente magnitud. En Melendres la pendiente fue ligeramente mayor que en El Rancho (5.9 vs 5.1 parejas/ km). Esta relación indica que el número de presuntas parejas del ostrero americano está en función de la capacidad de carga del hábitat (longitud), con lo cual a mayor hábitat disponible habrá un mayor número de presuntas parejas. La relación entre la longitud del hábitat y el número de ostreros americanos anidantes se ha observado también en las poblaciones de Carolina del Norte (0.6 parejas/ km) y en Florida (1-2 parejas/0.026 km²), pero en ningún sitio se había registrado la densidad observada en Melendres y El Rancho (Lauro y Burger 1986, Toland 1992, 1999, McGowan *et al.* 2005). Los procesos denso-dependientes, como la relación entre el tamaño de un manchón de hábitat y el tamaño de una población, pueden ser consecuencia de la territorialidad, alta selectividad y poca disponibilidad de sitios de reproducción (Davis *et al.* 2001, Wilke *et al.* 2005, Palacios *et al.* 2017). Otros factores

intrínsecos de la especie, como su monogamia, longevidad y fidelidad a los territorios, que se presumen son mantenidos a lo largo de toda su vida (Nol *et al.* 1984, Sanders *et al.* 2008), pueden aumentar la importancia de procesos denso-dependientes en la distribución y abundancia de ostreros durante la temporada reproductiva. Lo anterior sugiere que la disponibilidad del hábitat es un factor limitante para los ostreros americanos durante la temporada reproductiva, apoyando la hipótesis propuesta (Davis *et al.* 2001, Wilke *et al.* 2005, Palacios *et al.* 2017).

Por otra parte, la magnitud de esta relación fue diferente entre las islas, lo que sugiere que las condiciones entre islas son heterogéneas y pueden tener diferentes calidades del hábitat. Con base a las pendientes obtenidas Melendres podría considerarse la isla con mayor calidad. Una vez establecida esta relación, es importante señalar que la disponibilidad del hábitat implica aspectos más allá de una extensión territorial, también existen otros aspectos como la disponibilidad de alimento, riesgo de depredación o la competencia que pueden influir en el acomodo y la capacidad de carga de las áreas disponibles (Pulliam y Danielson, 1991). Algo similar ocurrió con el número promedio de presuntas parejas por tipo de hábitat. En promedio la planicie arenosa (29.5 ± 1.7 parejas) tuvo cuatro veces más posibles parejas que las zonas de manglar (3 ± 1.7), evidenciando que la distribución de reproductores no es homogénea entre los hábitats disponibles. El ostrero americano, durante la temporada reproductiva, tiene una alta selectividad por playas arenosas, libres de vegetación y con fácil acceso a planicies lodosas donde obtienen su alimento (Nol 1984, Sanders *et al.* 200). Esta distribución diferencial por hábitats se ha documentado en otras poblaciones del ostrero americano en el Atlántico. Además, de la capacidad de los individuos para identificar y obtener territorios en sitios con las mejores características (Lauro y Burguer 1989, Clark y Shutler 1999, Sanders *et al.* 2008). Lo anterior sugiere que hay un gradiente de calidad del hábitat y

capacidades de los ostreros para obtener territorios, lo cual puede tener un importante efecto en el éxito reproductivo de los individuos (Nol 1984).

9.2 Biología reproductiva

9.2.1 Fenología reproductiva

La temporada reproductiva del ostrero americano *frazari* en la isla El Rancho fue similar a la descrita en la costa este de los EE. UU. (*palliatum*) la cual abarca de marzo a junio (Baker y Cadman 1980, Nol *et al.* 1984). A escala regional, el único registro de anidación previo de la subespecie *frazari* señala un inicio de puesta promedio el 9 de mayo (máximo el 15 de mayo) en las costas de Baja California (L'Hyver y Miller 1991), evidenciando un desfase de tres semanas (15 de abril) con la fecha promedio registrada en El Rancho. La fecha promedio del inicio de puesta en El Rancho coincidió con el intervalo de fechas registradas para *H. palliatum palliatum* en Texas (28° N; 13 de abril) y Florida (27° N; 10 de abril) (Toland 1999, Koczuret *et al.* 2014). Con lo cual, la fecha promedio de puesta de huevos en El Rancho mostró mayor similitud con la subespecie *palliatum* del Atlántico que con la subespecie *frazari* anidando en la costa de Baja California, incluso mantiene un desfase de dos meses con el ostrero negro (*H. bachmani*) que anida en la península (L'Hyver y Miller 1991). Aunque no se descarta un patrón latitudinal similar al de la costa Atlántica, donde el inicio de la reproducción es más temprano en zonas sureñas, es posible que mis datos reflejen más la disponibilidad de alimento, que es uno de los factores importantes en la definición de la fecha de puesta, ya que afecta la condición de las hembras durante la producción de huevos y el mantenimiento de los reproductores durante la incubación (Lack 1968, Cresswell y McCleery 2003). Sin embargo, no se dispone de información acerca de la distribución y variación estacional del alimento en la planicie lodosa para esta región.

Se observaron diferencias en la cronología reproductiva entre las temporadas de estudio. La fecha promedio de puesta del ostrero americano fue más temprana (dos semanas) y más sincrónica en 2017 que en 2016. Las variaciones interanuales de inicio de puesta en aves son comunes y suelen asociarse con condiciones locales como el clima y la disponibilidad de alimento (Nol *et al.* 1997). Debido al costo energético que implica la reproducción, el periodo de incubación en los años cálidos suele iniciarse más temprano que en años más templados (Dunn y Møller 2014).

En el caso del alimento, las variaciones estacionales en productividad pueden también influenciar la temporada de reproducción, aunque estos son difíciles de evidenciar, dada la variada oferta de alimento y su aporte energético (O'Connor y Brown 1977, Nol 1989). La temperatura ambiental en Sinaloa, al inicio de la temporada (marzo) fue más fría en 2016 que en 2017 (Temperatura promedio: 22.8 °C vs 24.0°C; Servicio Meteorológico Nacional 2019). Aunque no existe información, las aguas más frías en 2016 podrían haber causado una menor disponibilidad de alimento adecuado, retrasando la anidación dos semanas y haciéndola menos sincrónica. De forma similar, la temporada reproductiva de la gaviota reidora (*L. atricilla*), el depredador más importante para el ostrero en El Rancho, mostró diferencias en su cronología reproductiva. En 2016 la gaviota inició su reproducción antes que el ostrero, mientras que en 2017 los primeros nidos de la gaviota fueron construidos a mediados de abril, dos semanas después que los del ostrero. Sin embargo, la depredación de nidos del ostrero por parte de la gaviota fue similar entre temporadas.

A pesar de la diferencia en el inicio de la reproducción entre 2016 y 2017, el patrón de nidos nuevos, nidos activos y eclosiones fue similar entre temporadas. Los nidos nuevos tuvieron un comportamiento de campana, con un máximo a los 20 días después del primer nido registrado. Mientras que las eclosiones tuvieron el máximo a los 30 días

del inicio de puestas y disminuyeron conforme avanzó la temporada reproductiva. Algo similar se observó con el número de nidos activos, los cuales se redujeron después de 30 días del inicio de puestas. La diferencia en el patrón de los nidos nuevos y eclosiones se asoció a que varios nidos de ostrero fracasaron en la temporada. Esto último coincide con los modelos de supervivencia de nidos para el ostrero en la costa Atlántica, en donde se sabe que la supervivencia de los nidos decrece a través de la temporada (Koczur *et al.* 2014, Schulte y Simons 2015).

9.2.2 Caracterización de puestas

El tamaño de puesta promedio del ostrero en El Rancho en las dos temporadas de estudio fue de 1.9 huevos, menor a lo reportado para la especie en la costa este de los EE. UU., donde el tamaño es >2 huevos (Texas= 2.5, Carolina del Sur = 2.5 y Virginia = 2.6; (Nol *et al.* 1984, Sanders *et al.* 2008, Koczur *et al.* 2014), incluso menor a lo registrado en la costa de Brasil y el Perú (*H. palliatus pitanay*) donde el promedio de puesta es de 2.1 y 2.5 huevos, respectivamente (Canabarro y Fedrizzi 2009, Figueroa y Stucchi 2016). El tamaño de puesta promedio registrado en El Rancho es el más pequeño reportado para la especie hasta el momento (*sensu* American Oystercatcher Working Group *et al.* 2012). Las diferencias en el tamaño de puesta se han relacionado con condiciones locales tal como la disponibilidad de alimento y con las características de los individuos como la edad, experiencia, calidad o condición corporal (Lack 1968, Nol 1989). Los individuos jóvenes, y con menos experiencia, suelen poner puestas pequeñas que individuos más experimentados (Nol y Smith 1987). De igual forma, los individuos más experimentados tienden a ser los primeros en iniciar la puesta durante la temporada reproductiva (Nol y Smith 1987, William *et al.* 1991).

La falta de información acerca de la disponibilidad de alimento en El Rancho y sus alrededores impide explorar la relación entre esta variable y el tamaño de puesta. Sin

embargo, ni en *H. palliatus* ni en el ostrero europeo (*H. ostralegus*) se ha encontrado evidencias de que la disponibilidad de alimento sea un factor determinante en el tamaño de puesta (Hepleston 1972, Safriel 1985, Nol 1989). Por otra parte, en El Rancho la proporción de nidos con un huevo es superior al 30%, lo que sugiere que podrían ser individuos jóvenes y con poca experiencia (Nol y Smith 1987). El 68% de las parejas que pusieron un nido en el 2016 (13 de 19) y el 83% de las que lo hicieron en 2017 (10 de 12) aumentaron su tamaño de puesta de 1 a 2.3 ± 0.5 huevos y anidaron 21 ± 10.3 días más temprano el año siguiente. Lo anterior apoya la idea de que el tamaño de puesta del ostrero americano está influenciado por la estructura de edades de la población. Sin embargo, el 16% de las parejas monitoreadas que habían puesto un huevo no mostraron un incremento en su tamaño de puesta, y anticiparon su fecha de puesta solo 6 días, por lo que es posible que la calidad de los individuos (territorios) también este influenciando el tamaño de puesta. En aves marinas de vida larga como el petrel azulado (*Halobaena caerulea*) y el charran común (*Sterna hirundo*) los individuos con condición no optima tienen un tamaño de puesta menor que aquellos con mejor condición corporal (Chastel *et al.* 1995, Limmer y Becker 2007). De acuerdo con los datos obtenidos se descarta un efecto denso-dependiente como causal del tamaño de puesta reducido, ya que a pesar de que el número de parejas por km fue diferente entre tipos de hábitats, no se tiene evidencia de que el tamaño de puesta o el volumen de los huevos fuera diferente entre hábitats. En todos los hábitats se registraron nidos con 1, 2 y 3 huevos y el éxito de eclosión resultó ser similar entre hábitats densos (planicie arenosa) y los menos poblados (mangles).

El volumen de puesta (tamaño de puesta) disminuyó a lo largo de la temporada de reproducción, con las puestas más grandes (3 huevos) al inicio de la temporada y las más pequeñas (1 huevo) hacia el final. El volumen de puesta se ha asociado con

características individuales como la calidad y experiencia, mientras que las condiciones locales pueden tener un efecto sobre los individuos anidantes (Klomp 1970, Heg y Van der Velde 2001). Los individuos menos experimentados y de menor calidad suelen poner puestas más pequeñas y tardías, aunado a una respuesta menos eficiente a cambios locales que individuos más experimentados (Nol y Smith 1987, Limmer y Becker 2007). En un contexto temporal, las condiciones ambientales pueden regular el esfuerzo o inversión de los individuos dentro de una temporada (González-Medina *et al.* 2018). Las condiciones, recursos y oportunidades que se presentan van disminuyendo conforme avanza la temporada reproductiva (Bety *et al.* 2003). En ese sentido, los individuos que llegan temprano, independientemente de su calidad y experiencia, pueden tener condiciones más favorables que promueven una mayor inversión y posiblemente tengan un mayor éxito reproductivo (Nol *et al.* 1984, Nol y Smith 1987, González-Medina *et al.* 2018). En el caso de los ostreros anidando en El Rancho es difícil de determinar si se trata solo de la condición y experiencia de los individuos o bien si hay condiciones más favorables para la inversión reproductiva en el corto plazo. Sin embargo, es posible que el patrón que se observó en El Rancho esté asociado con la adquisición de experiencia, ya que las parejas aumentaron el volumen de puesta y adelantaron la fecha de puesta con la adquisición de experiencia. Estos resultados son similares a otros trabajos con ostreros (Nol 1985, L'Hyver *et al.* 1991). En El Rancho el periodo de incubación (27 ± 3 días) fue similar a lo reportado para *H. palliatus palliatus* (American Oystercatcher Working Group *et al.* 2012).

9.2.3 Hábitat de anidación

Los nidos se distribuyeron en todos los tipos de hábitat identificados en El Rancho, pero todos los nidos fueron puestos sobre un sustrato arenoso. En la mayoría de los nidos la cobertura de arena superó el 90%; únicamente en los tipos de hábitat con vegetación la

proporción de arena fue menor (~60%). En el área circundante al nido el sustrato fue similar con una predominación de arena, pero en zonas con vegetación hubo una mayor proporción de restos vegetales arrastrados por la marea. Las diferencias encontradas se asociaron con la estructura del hábitat. En general, las características del nido se ajustaron a la selectividad del ostrero por sitios abiertos, libres de vegetación y predominio de arena (McGowan *et al.* 2005, Sanders *et al.* 2008, American Oystercatcher Working Group *et al.* 2012). La preferencia por sitios con estas características está asociada con la detección de depredadores, misma que puede favorecer la supervivencia de los nidos (Nol *et al.* 1984, American Oystercatcher Working Group *et al.* 2012).

La distancia entre el nido y la línea de marea fue diferente por tipo de hábitat. Los nidos puestos en zonas de manglar fueron los más alejados a la línea de marea (>200m), mientras que aquellos en dunas con vegetación tuvieron los nidos más cercanos al agua (<10 m). La distancia de los nidos a la línea de marea tiene un efecto en el riesgo de inundación durante la incubación y en la accesibilidad al alimento para las crías. Los nidos más alejados de la línea de marea tienen menor probabilidad de ser inundados, pero los padres tendrán que desplazarse más para obtener alimento para sus crías (Nol 1989, Koctzur *et al.* 2014).

En El Rancho los nidos a menos de 10m o más de 100m de la línea de marea fracasaron. La mayoría de los nidos muy cercanos al mar se inundaron especialmente en abril, mientras que en los hábitats con manglar donde los nidos fueron puestos detrás de la barrera de mangle (zonas de inundación) los nidos se perdieron por depredación de aves como el caracara (*Caracara cheriway*). Las características del hábitat influyen esta dinámica, ya que los manglares pueden actuar como barrera haciendo estos sitios no adecuados para la anidación, ni para que las crías tengan un acceso rápido a las zonas de alimentación (Nol *et al.* 1989). Las distancias registradas en este estudio superan a lo

reportado en la costa este de los EE. UU., donde los nidos son puestos en promedio a 15 m de distancia del agua (Lauro y Burger 1989, Toland 1999). Esta diferencia se ha asociado con la fisonomía del hábitat, dada la variedad de sitios que ha comenzado a usar el ostrero para la reproducción, tal como tarquinas de dragado, islotes y marismas (Lauro y Burguer 1989, McGowan *et al.* 2005).

9.3 Éxito reproductivo

El éxito reproductivo (nidos con al menos un huevo que llegó a la eclosión) estimado para El Rancho fue de 30% en ambas temporadas. En los nidos exitosos hubo en promedio dos huevos eclosionados por nido. La probabilidad de éxito de eclosión estuvo influenciada por la fecha de puesta y la distancia a la línea de marea. Así, la probabilidad de éxito se redujo (<60%) en los nidos puestos después de la segunda semana del inicio de puestas y fue mayor (>40%) para nidos situados a menos de 40m de distancia de la línea de marea. En general, el éxito reproductivo de la especie se considera bajo (<30%) en toda su distribución y los valores obtenidos para El Rancho son similares a los de otros sitios (American Oystercatcher Working Group *et al.* 2012). El éxito de eclosión en El Rancho fue mayor que el reportado en Carolina del Norte (13 al 23%) y Carolina del Sur (16.1%) (Davis *et al.* 2001, McGowan 2004, Jodice *et al.* 2014), pero menor al de Texas (37%), Georgia (38%), Florida (57%), Maryland (66%) y Massachusetts (67%) (Tolan 1991, Sabine *et al.* 2006, Murphy 2010, Koczur *et al.* 2014, Traut *et al.* 2016). El éxito reproductivo del ostrero se ha asociado con factores ambientales y temporales, tales como las características del hábitat (presencia de depredadores y fisonomía del hábitat), y las condiciones locales (George y Schweitzer 2004, Koczur *et al.* 2014). Resulta interesante que a pesar de que la población de El Rancho tiene el tamaño de puesta promedio más bajo reportado al momento, el éxito se mantuvo en el intervalo de la especie.

La supervivencia y el éxito reproductivo del ostrero americano tiende a disminuir a lo largo de la temporada reproductiva por factores como el aumento de la actividad de anidación (ostreros y otras especies) que conducen a más interacciones intra e interespecificas y al aumento de actividades recreativas que incrementan la perturbación en las aves anidantes en playas, lo que hace que ambas variables disminuyan (Murphy 2010, Koczur *et al.* 2014, Schutle y Simons 2015). El efecto de la presión por depredación ha sido documentada para otras especies de ostreros como el Euroasiático (*H. ostralegus*) y el ostrero negro africano (*H. moquini*). En las dos especies se evidenció que los individuos que pusieron huevos avanzada la temporada tuvieron una menor probabilidad de éxito debido a un incremento de la depredación por parte de la gaviota de patas amarillas (*L. michahellis*) y la gaviota dominicana (*L. dominicanus*) (Rusticali *et al.* 1999, Tjørve y Underhill 2008).

El Rancho forma parte del Área de protección de Flora y Fauna Islas del Golfo del California por lo que las actividades humanas son restringidas y es poco probable que tengan un efecto en el éxito del ostrero americano a través de la temporada. Por otra parte, El Rancho es utilizado durante la reproducción por varias especies de aves marinas, entre las que destaca la gaviota reidora (*L. atricilla*) (Castillo- Guerrero *et al.* 2014), quien ha resultado ser el principal depredador de nidos de ostrero. La reproducción de estas dos especies en El Rancho ocurre de marzo a junio (González-Medina 2005; este estudio) con variaciones interanuales. Por ejemplo, en la temporada 2016 las gaviotas iniciaron su reproducción en marzo, aproximadamente un mes antes que los ostreros, mientras que en 2017 lo hizo dos semanas después del inicio de los ostreros. Esta diferencia no influenció la proporción de nidos de ostrero americano depredados entre años.

Otros factores que pueden tener un efecto en el éxito reproductivo del ostrero americano son la disponibilidad de alimento y la fisionomía del terreno. Los individuos cuyos territorios de anidación y alimentación son contiguos tienden a incrementar el volumen de los huevos y el éxito reproductivo en comparación con aquellos con territorios divididos (Nol *et al.* 1984, Nol 1989). El éxito de eclosión de ostreros americanos en Texas se reduce en nidos que se encuentran a más de 50m de las zonas de alimentación (Koczur *et al.* 2014). De esta manera, la cercanía a zonas de alimentación puede tener efectos favorables en diferentes etapas de la reproducción. Por ejemplo, al inicio de la temporada puede afectar la inversión de las hembras en la puesta de huevos; después, durante la incubación, el tener un acceso fácil o cercano a las zonas de alimentación reduce el tiempo que los adultos pasan fuera del nido, influyendo así en el riesgo de depredación y, por último, en la etapa de crianza se garantiza un acceso fácil de las crías al alimento que posiblemente favorezca su éxito en etapas posteriores (Nol 1989, Koczur *et al.* 2014). Por su parte, las zonas con mayor cobertura y altura vegetal pueden reducir la capacidad de detección de depredadores, mientras que la cercanía a al mar puede promover la pérdida de nidos por inundación (Ens *et al.* 1992, Toland 1999, Smith *et al.* 2007). En El Rancho los nidos que fueron inundados por marea (6 nidos) estaban a 22.36 ± 16.6 m de la línea de marea, con lo cual el efecto de la distancia del nido a la línea de marea en el éxito reproductivo resulta de un balance entre los beneficios del acceso a zonas de alimentación y la reducción del riesgo de inundación.

En El Rancho no se encontraron diferencias en el éxito reproductivo entre los diferentes tipos de hábitat, en discordancia con la hipótesis planteada. Esto sorprende ya que factores individuales como la distancia a la línea de marea son características intrínsecas al hábitat. En la hipótesis se planteó que el hábitat de planicie arenosa sería el más idóneo, ya que en apariencia tiene un mejor balance entre el acceso a zonas de

anidación y alimentación (20.8 ± 14.9 m) y menor estructura vegetal (predominancia de arena y vegetación de duna). Sin embargo, la proporción de nidos depredados fue mayor en este hábitat (35%) que en la playa arenosa (14%) o en el manglar (25%) lo que potencialmente fue la razón de que el éxito en este hábitat "idóneo" en apariencia se homogenice con sitios con menor presión por depredación. La causa principal de pérdida de nidos de ostrero americano en El Rancho fue la depredación de aves, especialmente de la gaviota reidora (*L. atricilla*), seguida del Caracara (*C. cheriway*). Otra causa de pérdida de nidos fue la inundación, aunque esta afectó a menos nidos. La inundación y el arrastre de nidos es un fenómeno común en las poblaciones de ostreros americanos y se suelen asociar con eventos de mareas vivas y tormentas, y su efecto está regulado por la topografía y la fisonomía del hábitat (McGowan *et al.* 2005, Jodice *et al.* 2014). Es importante destacar que no se pudo determinar la causa de mortalidad del 50% de los nidos que fracasaron, lo que puede causar una subestimación del efecto de las causas de pérdida.

La depredación por aves y mamíferos es una causa común de pérdida de nidos del ostrero americano, pero su impacto en el éxito está en función de la densidad de depredadores (Tjørve y Underhill 2008, Schulte *et al.* 2010). En islas de barrera de Carolina del Norte se estimó que el 50% de la pérdida de nidos se debió a la depredación de mamíferos como el gato doméstico (*Felis catus*) y el mapache (*Procyon lotor*), mientras que en Georgia cuervos (*Corvus brachyrhynchos*), gatos monteses (*Lynx rufus*) y mapaches (*Procyon lotor*) causaron el 65% de las pérdidas de nidos (McGowan *et al.* 2005, Sabine *et al.* 2006).

10. Conclusiones

Del presente estudio se concluye que:

Tamaño poblacional

- El número de parejas anidantes en las islas Melendres y El Rancho en 2016 y 2017 conforman el 11.1% de la población estimada del ostrero americano, con lo que estas islas son los sitios reproductivos de mayor importancia numérica reportada hasta el momento, además de reafirmar la importancia de Bahía Santa María para la especie.
- La estructura del hábitat tuvo un efecto en la probabilidad de detección de parejas, la cual decrece en hábitats con mayor cobertura y estructura vegetal. Este factor debe ser considerado en los censos y estimaciones poblacionales.
- La disponibilidad del hábitat pareció ser un factor limitante para el tamaño de la población de ostreros anidantes dada la relación positiva entre la longitud del hábitat y el número de parejas reproductivas, misma que apoyó la hipótesis propuesta.

Biología reproductiva

- La fenología reproductiva del ostrero americano en las islas estudiadas exhibió diferencias interanuales en la isla El Rancho y fue más parecida a la reportada para las poblaciones de la costa Atlántica de los EE. UU., que a los reportes de la subespecie *H. p. frazari* anidando en las costas de Baja California.
- El tamaño de puesta promedio en El Rancho es el más pequeño registrado para la especie hasta el momento. Este valor bajo se atribuyó a la presencia de parejas inexpertas (jóvenes) formando parte de la población de anidantes.

- La causa principal de pérdida de nidos de ostrero americano en El Rancho fue la depredación por gaviota reidora (*L. atricilla*) y el caracara (*C. cheriway*), seguida de la inundación de nidos. Sin embargo en el 50% de los casos no se pudo determinar la causa de fracaso del nido, por lo que el impacto de la depredación puede ser mayor.
- El éxito de eclosión del ostrero americano en la isla El Rancho fue bajo, pero se mantuvo en el intervalo reportado para la especie y no tuvo variaciones interanuales. El éxito de eclosión estuvo relacionado con la fecha de puesta y la distancia del nido a la línea de marea. El éxito se redujo a partir de la segunda semana puesta, mientras que aquellos nidos situados a una distancia entre 10 y 100m de la línea de marea incrementaron su probabilidad de éxito, probablemente debido a un balance entre menor riesgo de inundación y mayor acceso a zonas de alimentación.

11.Recomendaciones

El ostrero americano es un ave playera protegida a nivel nacional e internacional y el monitoreo de sus poblaciones, incluyendo el estudio de su biología reproductiva, son unas de las medidas establecidas en pro de su conservación. El trabajo realizado en las islas de Melendres y El Rancho en 2016 y 2017 permite sugerir algunas recomendaciones, mismas que pueden ser consideradas en trabajos posteriores para ampliar el conocimiento acerca de la especie en el centro del estado de Sinaloa:

- ✓ Para conocer el estatus poblacional de la subespecie *frazari* es necesario realizar un esfuerzo estandarizado a mayor escala. Se sugiere que los censos de individuos se centren en las primeras tres semanas del mes de abril, ya que es más probable el registro de individuos reproductores. De igual manera, se deben calcular y usar tasas de detección por tipo de hábitat para reducir la incertidumbre en las estimaciones.
- ✓ Es necesario identificar las causas de pérdida de nidos con mayor certeza. Para esto, se sugiere el uso de cámaras de trampa en los nidos para dar un seguimiento más oportuno.
- ✓ En este trabajo se calculó el éxito de eclosión y un siguiente paso sería determinar el éxito de volantón y la productividad de la especie en la isla (volantones/pareja) que nos permita conocer la viabilidad y estatus de las poblaciones de ostreros en el noroeste de México. Para ello es necesario diseñar métodos que permitan el seguimiento de familias durante la crianza. Una opción es dirigir el esfuerzo a un número definido de familias cuyos integrantes estén marcados. Por otra parte, para el monitoreo se puede optar por el uso de escondites móviles o la observación a distancia, dependiendo de las características del hábitat.
- ✓ Por último, dada la importancia de El Rancho y Melendres como sitios reproductivos, es vital la implementación de medidas de conservación tales como

la vigilancia y mitigación de amenazas. En el caso particular de Melendres se recomienda la aplicación de un plan de erradicación de depredadores invasores como el coyote, en el que se consideren no solo la extirpación física de los mismos, sino que también contemple las causas de su llegada a la isla a fin de evitarlas a largo plazo.

12. Referencias

- Acosta-Velázquez, J. y A. D. Vázquez-Lule. 2009. Caracterización del sitio de manglar Santa María – La Reforma, en Comisión Nacional para el conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). Sitios de manglar con relevancia biológica y con necesidades de rehabilitación ecológica. CONABIO, México, D.F.
- Allredge, M. W., K. H. Pollock y T. R. Simons. 2006. Estimating detection probabilities from multiple observer point counts. *Auk* 123:1172-1182.
- American Oystercatcher Working Group, E. Nol y R. C. Humphrey. 2012. American Oystercatcher (*Haematopus palliatus*), The Birds of North America Online (A. Poole, Ed.). Ithaca: Cornell Lab of Ornithology; Retrieved from the Birds of North America online: <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/082>.
- Anderson, A. S., T. A. Marques, L. P. Shoo y S. E. Williams. 2015. Detectability in audio-visual surveys of tropical rainforest birds: the influence of species, weather and habitat characteristics. *PLOS ONE* 10:e0128464.
- Andres, B. A., P. A. Smith, R. I. G. Morrison, C. L. Gratto-Trevor, S. C. Brown y C. A. Friis. 2012. Population estimates of North American shorebirds, 2012. *Wader Study Group Bulletin* 119:178-194.
- Arcese, P. 1987. Age, intrusion pressure and defense against floaters by territorial male song sparrows. *Animal Behavior* 35:773-784.
- Bachmann, S. y C. A. Darrieu. 2010. Biología reproductiva del Ostrero Pardo (*Haematopus palliatus*) en el sudeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Hornero* 25:75-84.
- Baker, A. J. y M. Cadman. 1980. Breeding schedule clutch size and egg size of American Oystercatcher (*Haematopus palliatus*) in Virginia. *Wader Study Group Bulletin* 30:32-33.
- Bart, J., S. Brown, B. Harrington y R. I. G. Morrison. 2007. Survey trends of North American shorebirds: population declines or shifting distributions? *Journal of Avian Biology* 38:73-82.

- Bêty, J., G. Gauthier y J. F. Giroux. 2003. Body condition, migration and timing of reproduction in Snow Geese: A test of the condition-dependent model of optimal clutch size. *American Naturalist* 162: 110-121.
- Borneman, T. E., E. T. Rose y T. R. Simons. 2014. Minimal changes in heart rate of incubating American Oystercatchers (*Haematopus palliatus*) in response to human activity. *Condor* 116:493-503.
- Borneman, T. E., E. T. Rose y T. R. Simons. 2016. Off-road vehicles affect nesting behavior and reproductive success of American Oystercatchers *Haematopus palliatus*. *Ibis* 158:261-278.
- Brown, S., C. Hickey, B. Harrington y R. Gill (eds.). 2001. The U.S. Shorebird Conservation Plan, 2nd ed. Manomet Center for Conservation Sciences, Manomet, Massachusetts.
- Brown, S. C., S. Schulte, B. Harrington, B. Winn, J. Bart y M. Howe. 2005. Population size and winter distribution of eastern American Oystercatchers. *Wildlife Management* 69:1538-1545.
- Bruinzeel, L. W. y M. Van de Pol. 2004. Site attachment of floaters predicts success in territory acquisition. *Behavioral Ecology* 15:290-296.
- Canabarro, P. L. y C. E. Fedrizzi. 2010. Aspectos da reprodução do pirupiru *Haematopus palliatus* (Charadriiformes: Haematopodidae) na Praia do Hermenegildo, Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Ornitologia* 18: 249-255.
- Carmona, R., N. Arce, V. Ayala-Pérez y G. D. Danemann. 2011. Seasonal abundance of shorebirds at the Guerrero Negro wetland complex, Baja California, Mexico. *Wader Study Group Bulletin* 118:40-48.
- Castillo-Guerrero, J.A. 2003. Respuestas del Bobo de patas azules (*Sula nebouxii*) a las características del hábitat, con énfasis en las relaciones interespecificas, en la Isla El Rancho, Sinaloa, durante la Temporada Reproductiva 2003. Tesis de maestría. Centro de Investigación Científica y Educación Superior de Ensenada. Ensenada, B. C.

- Castillo-Guerrero, J. A., E. González-Medina y G. Fernández. 2014. Seabird colonies of the small islands of Bahía Santa Maria – La Reforma, Sinaloa, México. *Waterbirds* 37:439-445.
- Chastel, O, H. Weimerskirch y P. Jouventin. 1995. Influence of body condition on reproductive decision and reproductive success in the Blue Petrel. *Auk* 112:964-972.
- Clark, R. G. y D. Shutler. 1999. Avian habitat selection: pattern from process in nest-site use by ducks. *Ecology* 80:272-287.
- Clay, R. P., A. J. Lesterhuis, S. Schulte, S. Brown, D. Reynolds y T.R. Simons. 2010. Conservation plan for the American Oystercatcher (*Haematopus palliatus*) throughout the Western Hemisphere. Version 1.1. Manomet Center for Conservation Sciences, Manomet, Massachusetts.
- Clay, R. P., A. J. Lesterhuis, S. Schulte, S. Brown, D. Reynolds y T. R. Simons. 2014. A global assessment of the conservation status of the American Oystercatcher (*Haematopus palliatus*). *International Wader Studies* 20:62-82.
- Clifford, L. D. y D. J. Anderson. 2001. Clutch size variation in the Nazca booby: a test of the egg quality hypothesis. *Behavioral Ecology* 13:274-279.
- Clutton-Brock, T. H. (ed.) 1988. Reproductive success. Studies of individual variation in contrasting breeding systems. The University of Chicago Press, Chicago, London. 538 pp.
- Cody, M. L. 1985. An introduction to habitat selection in birds. En: M. L. Cody (ed) *Habitat selection in birds*. Academic Press, New York. Pp. 3-56
- Cresswell, W. y R. McCleery. 2003. How great tits maintain synchronization of their hatch date with food supply in response to long-term variability in temperature. *Journal of Animal Ecology* 72:356-366.
- Davis, M. B. 1999. Reproductive success, status and viability of American Oystercatcher (*Haematopus palliatus*). M.Sc. Thesis. Raleigh, NC: North Carolina State University.

- Davis, M. B, T. R. Simons, M. J. Groom, J. L. Weaver y J. R. Cordes. 2001. The breeding status of the American Oystercatcher on the east coast of North America and breeding success in North Carolina. *Waterbirds* 24:195-202.
- Dunn, P. O. y A. P. Møller. 2014. Changes in breeding phenology and population size of birds. *Animal Ecology* 83:729-739.
- Dunn, P. O. y D. W. Winkler. 2010. Effects of climate change on timing of breeding and reproductive success in birds. En: A. P. Møller, W. Fiedler y P. Berthold (eds) *Effects of climate change on birds*. Oxford University Press, Oxford, UK. Pp. 113-128.
- Ens, B. J., M. Kersten, A. Brenninkmeijer y J. B. Hulscher. 1992. Territory quality, parental effort, and reproductive success of Oystercatchers (*Haematopus ostralegus*). *Journal of Animal Ecology* 61:703-715.
- Ens, B. J., K. B. Briggs, U. N. Safriel y C. J. Smit. 1996. Life history decisions during the breeding season. En: J. D. Goss-Custard (eds) *The Oystercatcher: from individuals to populations*. Oxford University Press, Oxford.
- Ens, B. J. y L. G. Underhill. 2014. Synthesis of Oystercatcher conservation assessments: general lessons and recommendations. *International Wader Studies* 20:5-22.
- Figuroa, J. y M. Stucchi. 2016. Biología reproductiva del ostrero americano (*Haematopus palliatus pitanay*) en el Perú. 2016. *Revista Chilena de Ornitología* 22:171-183.
- Galaviz, S., M. Gutiérrez y A. Castro. 1990. Morfología y sedimentos de la laguna Santa María, Sinaloa, México. *Reseña II Congreso de Ciencia del Mar*. P. 186.
- Gandini, P., E. Frerey y D. Boersma. 1997. Efectos de la calidad de hábitat sobre el éxito reproductivo del pingüino de Magallanes (*Spheniscus magallanicus*) en Cabo Vírgenes, Santa Cruz, Argentina. *Ornitología Neotropical* 8:37-48.
- George, R. C. y S. H. Schweitzer. 2004. Reproductive success of American Oystercatchers at managed sites in Georgia. *Oriole* 69:43-55.
- González-Medina, E. 2008. Biología reproductiva de *Larus atricilla*, en la isla El Rancho, Sinaloa, durante la temporada 2007: evaluación de la calidad del hábitat y de la respuesta parental a la manipulación del costo de vuelo y tamaño de puesta. Tesis

doctoral. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. Ensenada, Baja California. México.

González-Medina, E., J. A. Castillo-Guerrero, S. Z. Herzka, G. Fernández. 2018. High quality diet improves lipid metabolic profile and breeding performance in the blue-footed booby, a long-lived seabird. PLOS ONE 13: e0193136.

Hayman, P., J. Marchant y T. Prater. 1986. Shorebirds: an identification guide to the waders of the world. Christopher Helm, London.

Hays, H. y M. LeCroy. 1971. Field criteria for determining incubation stage in eggs of the common tern. Wilson Bulletin 83:425-429.

Heg, D. y M. Van der Velde. 2001. Effects of territory quality, food availability and sibling competition on the fledging success of Oystercatchers (*Haematopus ostralegus*). Behavioral Ecology and Sociobiology 49:157-169.

Heppleston, P. B. 1972. The comparative ecology of Oystercatchers (*Haematopus ostralegus*) in inland and coastal habitats. Journal of Animal Ecology 41:23-51.

Heppleston, P. B. 1973. The distribution and taxonomy of Oystercatchers. Notornis 20:102-112.

Hostetter, N. J., B. Gardner, S. H. Schweitzer, R. Boettcher, A. L. Wilke, L. Adisson, W. R. Swilling, K. H. Pollock y T. R. Simons. 2015. Repeated count surveys help standardize multi-agency estimates of American Oystercatcher (*Haematopus palliatus*) abundance. Condor 117:354-363.

Howell, S. N. G. y S. Webb. 1995. A guide to the birds of Mexico and northern Central America. Oxford University Press, Oxford, U.K.

Jodice, P. G. R., J. M. Thibault, S. A. Collins, M. D. Spinks y F. J. Sanders. 2014. Reproductive ecology of American Oystercatchers nesting on shell rakes. Condor 116:588-598.

Jouventin, P., J. Bried y E. Ausilio. 1996. Life-history variations of the Lesser Shearwater *Chionis minor* in contrasting habitats. Ibis 138:732-741.

- Klomp, H. 1970. The determination of clutch-size in birds. A review. *Ardea* 58:1-124.
- Koczur, L. M., A. E. Munters, S. A. Heath, B. M. Ballard, M. C. Green, S. J. Dinsmore y F. Hernández. 2014. Reproductive success of the American Oystercatcher (*Haematopus palliatus*) in Texas. *Waterbirds* 37:371-380.
- Lack, D. 1968. Ecological adaptations for breeding in birds. Methuen, London, England.
- Lauro, B. y J. Burger. 1986. Nest site selection of American Oystercatchers (*Haematopus palliatus*) in salt marshes. *Auk* 106:185-192.
- L'Hyver, M. A. y E. H. Miller. 1991. Geographic and local variation in nesting phenology and clutch size of the Black Oystercatcher. *Condor* 93:892-903.
- Limmer, B. y P. H. Becker. 2007. The relative role of age and experience in determining variation in body mass during the early breeding career of the common tern (*Sterna hirundo*). *Behavioral Ecology and Sociobiology* 61:1885-1896.
- Lyons, J. E., J. A. Royle, S. M. Thomas, E. Elliott-Smith, J. R. Evenson, E. G. Kelly, R. L. Milner, D. R. Nysewander y B. A. Andres. 2012. Large-scale monitoring of shorebird populations using count data and N-mixture models: Black Oystercatcher (*Haematopus bachmani*) surveys by land and sea. *Auk* 129:645-652.
- McGowan, C. P. 2004. Factors affecting nesting success of American Oystercatchers (*Haematopus palliatus*) in North Carolina. M.S. thesis, North Carolina State University, Raleigh, North Carolina.
- McGowan, C. P., T. R. Simons, W. Golder y J. Cordes. 2005. A comparison of American Oystercatcher reproductive success on barrier beach and river island habitats in coastal North Carolina. *Waterbirds* 28:150-155.
- Møller A. P. 1987. Intruders and defenders on avian breeding territories: the effect of sperm competition. *Oikos* 48:47-54.
- Morrison, R. I. G. y R. K. Ross (Eds.). 2009. Atlas of Nearctic shorebirds on the coast of Mexico. Canadian Wildlife Service Special Publication, Ottawa, Ontario.

- Morrison, R. I. G., R. E. Gill, Jr., B. A. Harrington, S. Skagen, G. W. Page, C. L. Gratto-Trevor y S. M. Haig. 2001. Estimates of shorebird populations in North America. Occasional Paper No. 104, Canadian Wildlife Service, Ottawa, Ontario.
- Murphy, S. P. 2010. Population dynamics of the American Oystercatcher (*Haematopus palliatus*) near the northern limit of its range. PhD dissertation, City University of New York, New York, NY, USA.
- Myers, J. P., R. I. G. Morrison, P. Z. Antas, B. A. Harrington, T. E. Lovejoy, M. Sallaberry, S. E. Senner y A. Tarak. 1987. Conservation strategy for migratory species. *American Scientist* 75:19-26.
- Nol, E. 1984. Reproductive strategies in the oystercatchers (Aves: Haematopodidae). Ph.D. Thesis. University of Toronto, Toronto.
- Nol, E. 1985. Sex roles in the American Oystercatcher. *Behaviour* 95:232-260.
- Nol, E. 1986. Incubation period and foraging technique in shorebirds. *American Naturalist*. 128:115-119.
- Nol, E. 1989. Food supply and reproductive performance of the American oystercatcher in Virginia. *Condor* 91:429-435.
- Nol, E., A. J. Baker y M. D. Cadman. 1984. Clutch initiation dates, clutch size, and egg size of the American oystercatcher in Virginia. *Auk* 101: 855-867.
- Nol, E., M.S. Blanken y L. Flynn. 1997. Sources of variation in clutch size, egg size and clutch completion date of semipalmated plover in Churchill, Manitoba. *Condor* 99:389-396.
- Nol E. y J. N M. Smith. 1987. Effects of age and breeding experience on seasonal reproductive success in the Song Sparrow. *Journal of Animal Ecology* 56:301-313.
- O'Connor, R. J., y R. A. Brown. 1977. Prey depletion and foraging strategy in the Oystercatcher *Haematopus ostralegus*. *Oecologia* 27:75-92.
- Páez-Osuna, F., G. Ramírez-Reséndiz, A.C. Ruiz-Fernández y M.F. Soto-Jiménez. 2007. La contaminación por nitrógeno y fosforo en Sinaloa: Flujos, fuentes, efectos y

- opciones de manejo. Serie lagunas costeras de Sinaloa. Universidad Nacional Autónoma de México. 304 pp.
- Palacios, E., J. A. Castillo-Guerrero, D. Galindo-Espinosa, L. Alfaro, E. Amador, G. Fernández, J. Vargas y X. Vega. 2017. Population status of American Oystercatchers (*Haematopus palliatus frazari*) breeding in Northwest Mexico. *Waterbirds* 40:72-78.
- Parmesan, C. y G. Yohe. 2003. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature* 421:37-40.
- Pulliam, H. R. y B. J. Danielson. 1991. Sources, sinks, and habitat selection: A landscape perspective on population dynamics. *American Naturalist* 137:50-66.
- Rusticali, R., F. Scarton y R. Valle. 1999. Habitat selection and hatching success of Eurasian Oystercatchers in relation to nesting Yellow-Legged Gulls and human presence. *Waterbirds* 22:367-375.
- Royle, J. A. 2004. N-mixture models for estimating population size from spatially replicated counts. *Biometrics* 60:108-115.
- Sabine, J. B. O., S. H. Schweitzer y J. Meyers. 2006. Nest fate and productivity of American Oystercatchers, Cumberland Island National Seashore, Georgia. *Waterbirds* 29:308-314.
- Safriel, U. 1985. "Diet dimorphism" within an Oystercatcher, *Haematopus ostralegus*, population-adaptive significance and effects on recent distribution dynamics. *Ibis* 127:287-305.
- Sanders, F. J., T. M. Murphy, M. D. Spinks y J. W. Coker. 2008. Breeding season abundance and distribution of American Oystercatchers in South Carolina. *Waterbirds* 31:268-273.
- Schulte, S., S. Brown, D. Reynolds y The American Oystercatcher Working Group. 2007. Version 2.0. American Oystercatcher conservation action plan for the United States Atlantic and Gulf Coasts.
- Schulte, S. 2012. Ecology and population dynamics of American Oystercatchers (*Haematopus palliatus*). Ph.D. thesis, North Carolina State University, Raleigh.

- Schulte, S.A. y T. R. Simons. 2015. Factors affecting the reproductive success of American Oystercatchers *Haematopus palliatus* on the Outer Banks of North Carolina. *Marine Ornithology* 43:37-47.
- 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).
- Shields, M. y J. F. Parnell. 1990. Marsh nesting by American Oystercatchers in North Carolina. *Journal of Field Ornithology* 61:431-433.
- Smith, S. M. 1978. The “underworld” in a territorial sparrow: adaptive strategy for floaters. *American Naturalist* 112:571-582.
- Smith, P. A., H. G. Gilchrist y J. N. M. Smith. 2007. Effects of nest habitat, food, and parental behavior on shorebird nest success. *Condor* 109:15-31.
- Smith, P. A. y S. Wilson. 2010. Intraseasonal patterns in shorebird nest survival are related to nest age and defense behavior. *Oecologia* 163:613-624.
- Stamps J. A., 1987. The effect of familiarity with a neighborhood on territory acquisition. *Behavioral Ecology Sociobiology* 21:273-277.
- Thomas, G. H., R. B. Lanctot y T. Szekely. 2006. Can intrinsic factors explain population declines in North American breeding shorebirds? A comparative analysis. *Animal Conservation* 9:252-258.
- Tjørve, K. M. C. y L. G. Underhill. 2008. Influence of disturbance and predation on breeding success of the African Black Oystercatcher, *Haematopus moquini*, on Robben Island, South Africa. *Waterbirds* 31:83-96.
- Toland, B. 1992. Use of forested spoil islands by nesting American Oystercatchers in Southeast Florida. *Journal of Field Ornithology* 63:155–158.

- Toland, B. 1999. Nest site characteristics, breeding phenology, and nesting success of American Oystercatchers in Indian River County, Florida. *Florida Field Naturalist* 27:112-116.
- Tomkins, I. R. 1954. Life history notes on the American Oystercatcher. *Oriole* 19:37-45.
- Thompson, W. L. 2002. Towards reliable bird surveys: accounting for individuals present but not detected. *Auk* 119:18-25.
- Traut, A. H., J. M. McCann y D. F. Brinker. 2006. Breeding status and distribution of American Oystercatchers in Maryland. *Waterbirds* 29:302-307.
- Vickery, P. D., M. L. Hunter y J. V. Wells. 1992. Is density an indicator of breeding success? *Auk* 109:706-710.
- Wilke, A. L., B. D. Watts, B. R. Truitt y R. Boettcher. 2005. Breeding season status of the American Oystercatcher in Virginia, USA. *Waterbirds* 28:308-315.
- Williams, B. K., J. D. Nichols y M. J. Conroy. 2002. *Analysis and Management of Animal Populations*. Academic Press, San Diego, CA, USA.
- William, J. S., J. F. Penniman, T. M. Penniman, P. Pyle y D. G. Ainley. 1991. Breeding performance in the Western Gull: Effects of parental age, timing of breeding and year in relation to food availability. *Journal of Animal Ecology* 60:135-149.