



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO**

FACULTAD DE CIENCIAS

**Fluctuaciones poblacionales y amenazas para
la conservación de 2 colonias de bobo café en
Isla San Jorge, Sonora e Isla Larga Marietas,
Nayarit en el Golfo de California, México**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

BIÓLOGA

P R E S E N T A:

ALICIA GONZÁLEZ RODILES VILLARREAL

DIRECTORA DE TESIS:

Dra. LAURA ROXANA TORRES AVILÉS



Ciudad Universitaria, CD. MX., 2022



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



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.

1. Datos del alumno

González Rodiles

Villarreal

Alicia

55 12 67 63 96

Universidad Nacional Autónoma de México

Facultad de Ciencias

Biología

415129323

2. Datos del tutor

Dra.

Laura Roxana

Torres

Avilés

3. Datos del sinodal 1 Dra. María Marcela Osorio Beristáin

4. Datos del sinodal 2 Dra. Jaqueline García Hernández

5. Datos del sinodal 3 Dra. María Guadalupe Ponce Vélez

6. Datos del sinodal 4 Dra. Rosa María Chávez Dagostino

7. Datos de la tesis

Fluctuaciones poblacionales y amenazas para la conservación de 2 colonias de bobo café en Isla San Jorge, Sonora e Isla Larga Marietas, Nayarit en el Golfo de California, México.

p. 93

2022

Índice

1. RESUMEN	7
2. INTRODUCCIÓN	9
2.1. Las aves marinas: tendencias poblacionales y amenazas	9
2.2. Contaminación por plaguicidas	11
2.3. Plaguicidas, efectos fisiológicos, fuentes y transporte.....	11
2.4. Organoclorados.....	13
2.5. Efectos de los organoclorados en las aves.....	17
2.6. Contaminación por plásticos.....	20
2.7. El bobo café.....	22
2.8. El Golfo de California, características, amenazas.....	24
2.9. Caracterización socioambiental de los sitios de estudio.....	25
3. OBJETIVOS	30
4. HIPÓTESIS Y PREDICCIONES	30
5. MÉTODOS	31
5.1. Área de estudio.....	31
5.2. Estimación del tamaño de la población reproductiva.....	32
5.3. Estimación del éxito reproductivo en Isla Larga Marietas.....	33
5.4. Análisis de contaminantes organoclorados por Cromatografía de Gases.....	35
5.5. Materiales antrópicos en los nidos.....	37
5.6. Análisis histórico de los tamaños poblacionales.....	37
5.7. Análisis estadísticos.....	38
6. RESULTADOS	39
6.1. Éxito reproductivo en Isla Larga Marietas.....	39
6.2. Presencia de plaguicidas organoclorados en el bobo café.....	45

6.3. Presencia de materiales antrópicos en el nido.....	53
6.4. Estimación del tamaño de la población reproductiva de Isla Larga Marietas e Isla San Jorge.....	53
6.5. Tendencias poblacionales.....	54
7. DISCUSIÓN.....	57
7.1. Éxito reproductivo.....	58
7.2. Presencia de plaguicidas organoclorados.....	61
7.3. Presencia de materiales antrópicos en el nido	65
7.4. Tendencias poblacionales.....	67
8. CONCLUSIÓN.....	69
9. REFERENCIAS.....	70
10. ANEXOS.....	90

Dedicatoria

A quienes defienden a este país megadiverso de las vías del “desarrollo”. A las 58 personas asesinadas en los últimos 4 años por defenderlo, con la esperanza en un futuro donde el despojo y la destrucción dejen de ser ley y la dignidad humana y ambiental se hagan costumbre. A quienes cada día construyen ese futuro.

Agradecimientos

A las luchas sociales que han hecho posible el acceso gratuito a la educación universitaria.

A la Dra. Roxana Torres, por aceptarme como estudiante y brindarme la oportunidad de desarrollar este proyecto, por su guía, asesoría, su tiempo, su paciencia y sus comentarios.

A la Dra. Guadalupe Ponce, por recibirme en el laboratorio de Contaminación Marina y guiarme a través del proceso de análisis de organoclorados, por compartirme su visión amplia y crítica y su compromiso social.

A Lupita, Laura y Tere, por todo el amor y apoyo que me dieron durante mi estancia en el laboratorio, por las pláticas y la comida compartida, por sus consejos, su escucha, su oído- corazón.

A Gala, Itza, Edgar, Alejandro, Mauricio y Víctor por el apoyo recibido en campo.

A Nolly y Chelo, por recibimos en su casa y por su labor ambiental y comunitaria.

A mi mamá, por motivarme a seguir mis sueños y darme siempre su apoyo incondicional.

A mi abuela, por sus consejos y el motive para terminar.

A mis compas, por acompañarme en este proceso, escuchando, riendo, apañando, creando y motivándome a seguir. Jesús, Ana Pau, Lily, Kenia, Citla, Viole, Heitor, Eleazar, Ena y toda la raza, gracias por estar. A la bandita mazunteña, por ese espacio de transformación y re-existencia que entre todos gestamos.

Finalmente, a mí misma por no desistir, a pesar de todo.

Resumen

Las poblaciones de aves marinas exhiben una tendencia a la disminución a nivel global. La mayoría de las amenazas a las que se enfrentan son de origen antrópico, entre éstas se encuentran la sobreexplotación de recursos pesqueros, el cambio climático y la contaminación por plaguicidas y plástico. En el Pacífico mexicano, así como en el Golfo de California y el Caribe existen poblaciones de bobo café (*Sula leucogaster*), un ave marina colonial que anida en islas y que podría estar sujeta a esta tendencia global, sin embargo, no existen monitoreos periódicos con métodos estandarizados accesibles al público para evaluar el estado a nivel regional de dichas poblaciones.

El presente estudio se llevó a cabo en dos colonias reproductivas de esta ave ubicadas en Isla Larga Marietas en Nayarit e Isla San Jorge en Sonora, con el objetivo de estimar el éxito reproductivo (éxito de eclosión y supervivencia a los 30 y 60 días) en una muestra aleatoria de nidos de Isla Larga Marietas así como las variables que podrían afectarlo; identificar y cuantificar plaguicidas organoclorados en diferentes tejidos; estimar la incidencia de materiales antrópicos (e.g. plásticos, artículos de pesca) en los nidos; así como estimar el tamaño de la población reproductiva y describir las tendencias poblacionales históricas de los últimos 50 años con datos publicados y los datos que se generaron de este estudio.

El éxito de eclosión fue del 49%, mientras que la supervivencia a los 30 y 60 días fue del 39 y 26%, respectivamente. El éxito de eclosión se relacionó con la condición de los padres. La probabilidad de eclosión aumentó casi 80% al aumentar la condición de las hembras y disminuyó 40% al aumentar la condición de los machos. Se evaluó la presencia de 16 compuestos organoclorados en 5 tipos de matrices de muestras colectadas de forma oportunística (cascarón, contenido del huevo, embriones, tejidos de pollos y de adultos), encontrando presencia de los 16 compuestos llegando a alcanzar concentraciones mayores a los 1000 ng/g. En Isla Larga Marietas el 1% de los nidos presentó

material antrópico, en San Jorge el 34 % de los nidos lo presentó, principalmente plástico. En el censo realizado en Isla Larga Marietas el 11 de julio del 2018 se encontraron 197 nidos activos en toda la isla. En el fotocenso realizado en la isla San Jorge el 1 de febrero del 2019 se estimó un total de 2854 ± 386 nidos activos. En ambas islas los pocos datos disponibles sugieren una variación grande (25 al 85%) en el número de nidos que se estima se establecen cada año. La información disponible (4 estimaciones poblacionales) no basta para determinar la tendencia poblacional en San Jorge, que pareciese fluctuar, pero manteniéndose estable, para Isla Larga Marietas los datos disponibles sugieren una tendencia a la disminución.

En este estudio se encontró evidencia que indica que las poblaciones de bobo café estudiadas se enfrentan a amenazas antrópicas tales como la contaminación por plaguicidas y por plástico, al determinar presencia de organoclorados en todas las matrices, y plástico en el 34% de los nidos en San Jorge. A pesar de que hay pocas estimaciones publicadas de los tamaños de las poblaciones reproductivas del bobo café en estas islas, se encontró una tendencia a la disminución en Isla Larga Marietas, lo que sugiere que las condiciones a las que estas aves se enfrentan no son óptimas y que podrían obedecer a la tendencia global negativa para aves marinas. Por otra parte, dada la importancia de la condición de los padres en el éxito de eclosión, dichas condiciones adversas (entre las que se encuentra la contaminación), que terminan impactando el estado del individuo, se ven reflejadas en el éxito reproductivo y, por ende, a nivel poblacional. Los contextos biológicos y socioeconómicos de cada sitio considerado en este estudio determinan la exposición y el grado de amenaza a la que la población se enfrenta. En Marietas, donde se presentaron las mayores concentraciones de organoclorados, es también donde existe una mayor urbanización turística costera. Es importante por ello el desarrollo de planes de urbanización turística que tomen en cuenta el medio ambiente y la implementación de monitoreos regulares y estandarizados que permitan conocer el estado de las poblaciones silvestres.

Introducción

El modelo económico industrial y extractivista bajo el cual se han llevado a cabo las actividades humanas a partir de la revolución industrial tiene un impacto negativo en los ecosistemas del planeta, alterando la abundancia y distribución de especies, ocasionando cambios en la dinámica y estructura ecológica, poniendo en riesgo la resiliencia de los ecosistemas (Paleczny et al. 2015, Rockström et al. 2009). Las actividades económicas como la agricultura, la minería y el desarrollo turístico aportan contaminantes y un excedente de nutrientes a los océanos, además de remover y alterar la vegetación costera (Halpern et al. 2008). A ello se suma el impacto de las plataformas petroleras, pesquerías y demás actividades económicas marinas que contaminan las aguas y que, al extraer recursos pesqueros, compiten con especies marinas, como aves y mamíferos, disminuyendo la disponibilidad de presas a las que éstas tienen acceso (Días et al. 2019). Además, las actividades pesqueras representan una de las principales causas de muerte de organismos marinos ya que quedan atrapados en las redes de pesca (Días et al. 2019, Halpern et al. 2008). En el presente estudio estimamos los tamaños de las poblaciones reproductivas y el éxito reproductivo en las colonias de bobo café en Islas Marietas, Nayarit e Isla San Jorge en Sonora y evaluamos la incidencia de dos factores que podrían representar una amenaza para estas aves, la contaminación por plaguicidas organoclorados y la contaminación por plásticos.

Las aves marinas: tendencias poblacionales y amenazas

Las aves marinas se encuentran entre los grupos de aves más amenazados, 110 especies del total de 359 (31%) se encuentran en alguna de las tres categorías de amenaza de la IUCN en peligro crítico de extinción, en peligro de extinción, vulnerable (Croxall et al. 2012; BirdLife International 2018). Además, el 47% de las especies experimentan una tendencia a la disminución de sus poblaciones a nivel global (Croxall et al. 2012; Paleczny et al. 2015; BirdLife International 2018). Entre las

especies cuyas poblaciones disminuyen se encuentran el frailecillo atlántico *Fratercula arctica* (Miles et al. 2015) para el cual se estiman disminuciones del 50-79% entre 2000-2065 (BirdLife International 2018) y la gaviota tridáctila *Rissa tridactyla* que ha disminuido en 40% desde 1975 (Berglund y Hentati-Sundberg 2014). Al ser depredadores tope, longevas y con distribuciones amplias, las aves marinas son organismos sensibles a los disturbios que causan cambios a largo plazo y a gran escala en el ambiente, lo cual las vuelve buenos indicadores de la salud de los ecosistemas marinos (Burger y Gochfeld 2004; Piatt et al. 2007). Las principales amenazas que afectan a este grupo de aves son las especies invasoras (afectando al 46% del total de especies), la captura accidental en redes de pesca (27.9%), la caza y captura (27%), el cambio climático (26.7%), la perturbación y/o destrucción del hábitat (20.3%), la contaminación (18.7%) y la sobrepesca (15%) (Dias et al. 2019). Es preciso notar que todas estas amenazas son factores antrópicos y que, lejos de actuar de manera independiente, con frecuencia podría ocurrir que más de un factor esté afectando simultáneamente o que se generen interacciones complejas o sinérgicas entre ellos. Por ejemplo, a la par de la expansión de la pesca comercial se incrementa la presión de explotación de especies presentes en las dietas de las aves (Grémillet et al. 2018), aunado a ello, los procesos oceanográficos, de los cuales depende la productividad del ecosistema marino, se ven alterados por el cambio climático lo cual resulta en una disminución en la productividad y con ella de la disponibilidad de alimento (Dias et al. 2019). Además, cientos de miles de aves mueren cada año capturadas incidentalmente en equipo de pesca (BirdLife International, 2018, Dias et al. 2019). El impacto de cada amenaza difiere según los hábitos y la historia de vida de la especie a la que afecten (Croxall et al. 2012). Dos amenazas importantes para las poblaciones de aves marinas son la contaminación por plaguicidas y la contaminación por plásticos (Dias et al. 2019).

Contaminación por plaguicidas

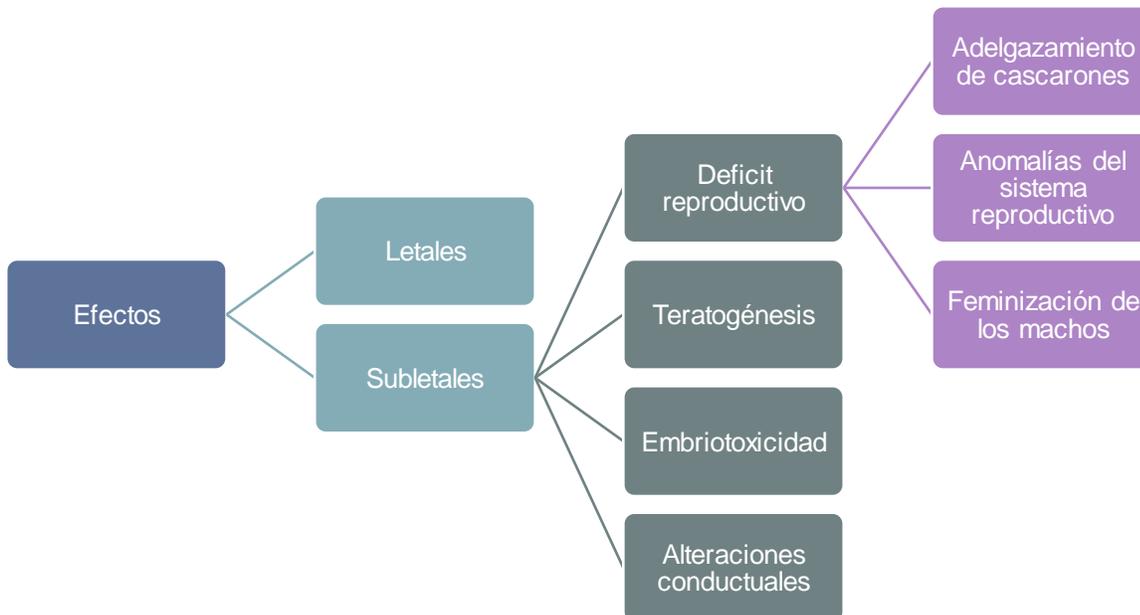
Actualmente 40% de la población humana mundial se concentra en las costas o cerca de ellas (ONU 2017). Es también en las costas donde la contaminación es más severa (Escobar 2002, Landrigan et al. 2020). Alrededor del 80% de la contaminación marina global es producto de las actividades humanas que tienen lugar en la superficie terrestre (Landrigan et al. 2020). La escorrentía producida por la lluvia transporta hacia arroyos y ríos contaminantes provenientes de zonas urbanas, industriales y de cultivo adyacentes o lejanas (Beiras 2018). Un 90% de dichos contaminantes es transportado por los ríos al mar (Escobar 2002). La modificación del cauce y el flujo de los ríos que drenan al mar, mediante la construcción de represas, altera los patrones de movimiento y circulación de las aguas, así como el aporte de nutrientes, sedimentos y contaminantes aumentándolo o disminuyéndolo (Escobar 2022). Estas alteraciones afectan principalmente a cuerpos acuáticos que tienen limitado movimiento y renovación, tales como estuarios y golfos, repercutiendo en los ecosistemas que estos albergan (Escobar 2002). Como consecuencia, muchos ecosistemas marinos y de transición han sido alterados más allá de su capacidad de recuperación (Escobar 2002). Entre los contaminantes vertidos al mar se encuentran plaguicidas y plásticos (Landrigan et al. 2020).

Plaguicidas, efectos fisiológicos, fuentes y transporte

En México, la mayor aplicación de plaguicidas se concentra en 14 estados en los que se aplica 80% del total de plaguicidas usados en el país (Sinaloa, Chiapas, Veracruz, Jalisco, Nayarit, Colima, Sonora, Baja California, Tamaulipas, Michoacán, Tabasco, Estado de México, Puebla y Oaxaca), 9 de estos estados se encuentran en la costa pacífica (Albert 2005).

En las costas del Golfo de California se encuentran valles con importante actividad agrícola (Mexicali, Yaqui, Mayo, Del Fuerte, Culiacán, Ceuta), 1.7 millones de hectáreas son destinadas a la agricultura, en ellas se aplican grandes cantidades de plaguicidas y fertilizantes (Páez-Osuna et al. 1998; Beman et al. 2005). Aunque se desconoce la cantidad precisa de plaguicidas utilizados en México, se han reportado 50,000 toneladas de ingredientes activos aplicadas en el 2005 en todo el país (Páez-Osuna et al. 2017). Páez-Osuna et al. 2017 estiman que ~4500 t son aplicadas anualmente en las inmediaciones del Golfo de California. Algunos plaguicidas, como los organoclorados, por la similitud química que tienen con hormonas, poseen la capacidad de perturbar dinámicas hormonales y con ellas, el metabolismo de los organismos expuestos a ellos, por lo que son considerados perturbadores endocrinos, presentando efectos letales y subletales (Figura 1) (Jayaraj et al. 2016). Además, están contemplados como generadores potenciales de cáncer por la Agencia Internacional de Investigación sobre Cáncer de la Organización Mundial de la Salud (IARC, por sus siglas en inglés) lo cual significa que pueden desencadenar procesos de carcinogénesis (IARC 2011).

Figura 1. Efectos de los contaminantes organoclorados sobre las aves.



Los plaguicidas pueden ser transportados desde su sitio de aplicación a otros sitios por diversos medios, entre estos el viento, agua, tierra y los alimentos ingeridos, para luego ser absorbidos por vía dérmica, oral o respiratoria, dependiendo de las características químicas del compuesto y del organismo expuesto a éste (Sydeman 2003). La preocupación por los posibles efectos nocivos de los plaguicidas tiene su origen en los años 40-60's en Estados Unidos cuando comenzó a documentarse el fracaso reproductivo y la alta mortalidad de aves. Rachel Carson (1962) evidenció en su libro "Primavera Silenciosa" el impacto que los plaguicidas tienen sobre el ambiente y las aves. Señalando como causal de la alta mortalidad, el fracaso reproductivo y el adelgazamiento del cascarón en aves observado en esa época, a la bioacumulación (acumulación de contaminantes en tejidos de organismos que ocasiona que éstos alcancen concentraciones más elevadas que las encontradas en su medio o en los alimentos) y biomagnificación (aumento en la concentración de un contaminante en niveles tróficos sucesivos) de plaguicidas, específicamente del DDT. Investigaciones posteriores identificaron otros plaguicidas y químicos industriales, entre ellos organofosforados, hidrocarburos, metales pesados, fungicidas y herbicidas, como causantes de muertes e impactos reproductivos tanto en aves adultas como en sus embriones (Fry 1995). En el caso de las aves, los embriones se encuentran en mayor riesgo ante la exposición a agentes estrogénicos, como los plaguicidas y entre ellos los organoclorados, puesto que la determinación fenotípica del sexo es estrógeno dependiente (Fry 1995).

Organoclorados

La estructura química de los organoclorados les confiere estabilidad, por lo que suelen tener vidas medias elevadas (de entre 9 meses y 15 años), lo que los vuelve compuestos persistentes. Fueron los primeros plaguicidas sintéticos en comercializarse de manera amplia. Al ser persistentes se bioacumulan en los organismos y se biomagnifican a lo largo de las redes tróficas (Ren et al. 2017,

Albert y Viveros 2019). Además, debido a su volatilidad, estos compuestos pueden movilizarse a través del ambiente por medio de corrientes de viento, movimientos migratorios de aves o bien, incorporándose al ciclo del agua (Islam y Tanaka 2004). El bajo costo de los organoclorados, junto con su persistencia y eficacia fueron características altamente valoradas en el mercado agrícola, por lo que tras su introducción al mercado modificaron las prácticas agrícolas de manera drástica. Sin embargo, es de estas mismas características fisicoquímicas que derivan los efectos adversos a largo plazo que tienen en el ambiente y en la salud de los organismos expuestos a ellos (Albert y Viveros 2019).

Los organoclorados se clasifican en tres grupos. (1) Derivados alicíclicos: a este grupo pertenece el hexaclorociclohexano (HCH), una mezcla de 8 isómeros y subproductos policlorados. Los 8 isómeros son persistentes y tóxicos, pero sólo uno de ellos, el lindano, tiene propiedades insecticidas (Albert y Viveros 2019). El lindano, al ser un antagonista del ácido gamma aminobutírico (GABA), un neurotransmisor inhibitorio del sistema nervioso central inhibe el influjo de iones de calcio interfiriendo con las ATPasas mediadas por calcio y magnesio, ocasionando la liberación de neurotransmisores y alterando aquellos procesos neurológicos mediados por estos iones (Jayaraj et al. 2016). (2) Derivados aromáticos: dicloro difenil tricloroetano (DDT) mezcla compleja de compuestos, sólo el DDT, que representa el 72% de la mezcla, tiene propiedades insecticidas importantes (Albert y Viveros 2019). Si bien es estable químicamente, al biotransformarse en los organismos o degradarse en el ambiente, se transforma en dicloro difenil dicloroetileno DDE (pp-DDE) que es más estable y persistente tanto en el ambiente como en los organismos (Albert y Viveros 2019). La toxicidad aguda del DDT se atribuye, principalmente, a su acción sobre los canales axonales de sodio dependientes de voltaje (Eldefrawi y Eldefrawi 1990), pues demora el cierre del canal, causando disrupción de la regulación del potencial de acción que lleva a descargas repetitivas (Walker 2001). En ratas (*Rattus norvegicus*), el DDT afecta procesos de memoria y aprendizaje (Schantz y Widholm 2001), mientras que en ratones la exposición a dosis

bajas afecta el comportamiento de marcaje territorial (vom Saal et al. 1995). (3) Derivados ciclodiénicos: entre estos se encuentra el Aldrín, un compuesto químicamente estable, pero que en presencia de peróxidos en el ambiente o en los organismos se oxida dando lugar a un epóxido, conocido como Dieldrín con mayor toxicidad y persistencia, el cual a su vez tiene un isómero, el Endrín que posee mayor toxicidad aguda (Albert y Viveros 2019). La exposición en la etapa adulta al Dieldrín ocasiona déficits en el aprendizaje en ovejas (*Ovis orientalis aries*), monos ardilla (*Saimiri sciureus*) y ratas (Schantz y Widholm 2001). A este grupo de compuestos también pertenece el endosulfán que, al igual que el lindano, es un antagonista de GABA, interfiriendo con el funcionamiento de las ATPasas mediadas por calcio y magnesio. En ratas, la exposición crónica al endosulfán tiene efectos negativos sobre la memoria y el aprendizaje (Schantz y Widholm 2001, Jayaraj et al 2016), en las hembras de la salamandra *Notophthalmus viridescens* la exposición a niveles bajos de endosulfán afecta la comunicación sexual mediante feromonas y el éxito de apareamiento (Park et al. 2001). En humanos, afecta al sistema nervioso central y su absorción gastrointestinal es muy alta (USEPA 2010, Jayaraj et al 2016). En la Tabla 1 se presentan los usos y tiempo de vida media de estos compuestos.

En el Golfo de California se ha detectado la presencia de organoclorados en diversos organismos, entre ellos mamíferos marinos como *Zalophus californianus*, *Balaenoptera physalus*, *B. edeni*, *B. musculus*, *Delphinus capensis*, *Tursiops truncatus*, *Orcinus orca*, *Physeter macrocephalus* (Paéz Osuna et al., 2017), aves *Pelecanus occidentalis*, *Phalacrocorax auritus*, *Pandion haliaetus* (Paéz Osuna et al., 2017), *Sula leucogaster* (Mellink et al., 2009) y tortugas marinas *Caretta caretta*, *Lepidochelys olivacea*, *Chelonia mydas* (Paéz Osuna et al., 2017).

Tabla 1. Uso y vida media de los organoclorados analizados.

Nombre	Uso	Vida media
DDT ¹	Acaricida Insecticida	2-15 años
DDD ¹	Insecticida	5-10 años
DDE ¹	Insecticida	10 años
Aldrín ¹	Insecticida	4-7 años
Dieldrin ¹	Insecticida	9 meses
Endrín ¹	Avicida Insecticida	12 años
Heptacloro ¹	Insecticida	2 años
Endosulfan I ²	Insecticida	9 meses-6 años
Endosulfan II ²	Insecticida	9 meses-6 años
Sulfato de endosulfan ²	Insecticida	9 meses-6 años
Lindano ¹	Acaricida Rodenticida Insecticida	15 meses

Fuentes: ¹Jayaraj et al. 2016; ² EPA 2002

Efectos de los compuestos organoclorados en las aves

En las aves, a diferencia de los mamíferos, los machos son el sexo homogamético predeterminado (ZZ) y las hembras el sexo heterogamético (ZW). Por lo tanto, la hormona que conduce la diferenciación gonadal es el estrógeno (en contraste con la testosterona en mamíferos). Aunado a ello, las hembras poseen un antígeno H-W, análogo al antígeno H-Y en mamíferos, el cual participa en la diferenciación sexual (Giesy et al. 2003). Sin embargo, dicho gen no está ligado al cromosoma W, sino que está presente en ambos sexos y puede ser activado mediante la exposición embrionaria a estrógenos (Giesy et al. 2003) por lo cual es posible ocasionar la reversión de sexo de machos a hembras, incluyendo la expresión del antígeno H-W, al exponer a un macho genético al estrógeno o a agentes estrogénicos durante una ventana crítica en el desarrollo embrionario (Giesy et al. 2003). Los efectos de la exposición a agentes estrogénicos no se limitan a la diferenciación gonadal del sexo, sino que también alteran la diferenciación conductual (Ottinger et al. 2002). Por lo antes mencionado, las aves son organismos altamente sensibles al ambiente hormonal, por lo que cambios exógenos en la concentración hormonal durante etapas críticas del desarrollo pueden resultar en reversión del sexo, así como en numerosas alteraciones conductuales, las cuales han sido reportadas en aves expuestas a organoclorados (Giesy et al. 2003).

El DDT y sus derivados actúan como inhibidores de las ATPasas de Ca^{2+} presentes en la membrana del útero aviar reduciendo el transporte de CaCO_3 de la sangre al útero, lo cual resulta en un adelgazamiento del cascarón (Lundholm, 1997). La exposición a agentes estrogénicos en embriones femeninos no altera la estructura ovárica, pero ocasiona cambios en los oviductos (Brunström et al. 2003, Greenwood & Blyth, 1938). En embriones masculinos, la diferenciación de los testículos se ve alterada puesto que los agentes estrogénicos estimulan la concentración de las células germinativas primordiales (CGP) en la corteza de la gónada dando lugar a una capa de CGPs

corticales similares a la corteza del ovario, lo cual produce la feminización del embrión (Fry et al., 1987). La feminización de embriones masculinos producto de la estrogenización por exposición a organoclorados puede llegar a tener un impacto poblacional al sesgar la proporción de sexos y afectar tanto la supervivencia como la capacidad reproductiva de los machos, tal y como demostraron experimentalmente Fry y sus colaboradores (Fry & Toone, 1981; Fry et al., 1987).

Se ha documentado que el DDT, Dieldrín, Endrín, Aldrín, Mirex, Kepone, Clordano, Toxafeno, Hexaclorobenceno y el Lindano poseen efectos negativos sobre las aves, entre éstos se encuentran mortalidad, estrés subletal, supresión de la formación del huevo, adelgazamiento del cascarón y fracaso reproductivo en aves marinas y rapaces adultas (Nisbet, 1975, Giesy et al. 2003). Se ha reportado la disminución en conductas reproductivas como la incubación, crianza y defensa del territorio correlacionado con la presencia de organoclorados en gaviotas (*Rissa tridactyla*; Fox et al. 1978, Gilman et al. 1978), tórtolas (*Streptopelia capichola*; McArthur et al. 1983) y esmerejones (*Falco columbarius*; Fox et al., 1980). Los efectos sobre los embriones incluyen un aumento en la mortalidad, la reducción del éxito de eclosión, efectos teratogénicos (capaces de provocar defectos congénitos durante la gestación de un feto) que producen anomalías esqueléticas y diferenciación incompleta de los sistemas reproductivo y neurológicos mediante mecanismos de mimetización hormonal de estos compuestos, que suelen actuar como agentes estrogénicos (Fry 1995). En la Figura 1 se presenta un resumen de los efectos de estos compuestos sobre las aves marinas.

Los fracasos reproductivos de aves acuáticas documentados en la región de los grandes lagos en Estados Unidos entre las décadas de los 60-70's estuvieron relacionados con la presencia de compuestos organoclorados (Keith, 1966; Gilbertson & Fox, 1977). Se han reportado efectos nocivos en diversas especies, entre éstas el pelicano café (*Pelecanus occidentalis*), que fue declarado especie amenazada en Estados Unidos durante los 70's debido a la alta incidencia de problemas reproductivos y mortalidad (Paéz Osuna et al., 2017), en cormoranes (*Nannopterum auritum*) se ha

reportado un incremento en la mortalidad de embriones, así como en la incidencia de huevos infértiles (Yamashita et al 1993). En el mirlo primavera (*Turdus migratorius*), la exposición temprana al DDT ocasiona cambios neuroanatómicos significativos (Iwaniuk et al. 2006), entre los que se encuentran reducciones del volumen cerebral, así como de núcleos vocales (núcleo robusto acropallialis y el centro vocal superior) y del núcleo intercollicularis, estructura crítica para el comportamiento sexual (Iwaniuk et al. 2006). En águilas calvas (*Haliaeetus leucocephalus*) de la región de los Grandes Lagos en Estados Unidos se encontró que la concentración de DDE en plasma de adultos y en el contenido del huevo se correlaciona con una disminución del éxito reproductivo (Best et al. 1994). Además, se ha reportado que dicho compuesto ocasiona el adelgazamiento del cascarón, lo cual puede llevar a la falla reproductiva (Mellink et al. 2009) y cuyas consecuencias han llegado a ser de largo plazo en algunas poblaciones de aves, tales como el ibis de cara blanca (*Plegadis chihi*) en Estados Unidos (King et al. 2003). En México, durante el periodo de alto uso de DDT se reportó adelgazamiento del cascarón en el bobo café (Morrison 1979).

En un estudio realizado en gaviotas hiperbóreas (*Larus hyperboreus*), se encontró que los mayores efectos de los organoclorados se presentaron durante la etapa embrionaria, ocasionando la muerte del embrión o reduciendo su calidad y se demostró un vínculo entre la mortalidad y calidad de los embriones y la concentración de organoclorados encontrados en la madre (Bustnes et al. 2003).

Se han reportado mayores concentraciones de organoclorados en plasma de machos en comparación a las hembras tras el período de puesta. Dicha acumulación diferencial entre sexos sugiere que las hembras poseen mecanismos que les permiten disminuir la concentración en sus

cuerpos, uno de éstos podría ser el transferir organoclorados a los huevos (Verreault et al. 2005, Bustnes et al. 2001).

Contaminación por plástico

Desde mediados del siglo pasado el consumo de plástico ha incrementado rápidamente (Cózar et al. 2014). En 1972 comenzó a reportarse la presencia de material plástico en el océano (Brentano et al. 2020). Debido a su flotabilidad y a su lento proceso de descomposición, el plástico se acumula y se dispersa en el océano a través de las corrientes marinas (Barnes et al. 2009; Cózar et al. 2014; Brentano et al. 2020). Actualmente, los plásticos se encuentran presentes en todo el planeta, contaminando todo tipo de ambientes (Brentano et al. 2020). El desgaste por fuerzas físicas y ambientales fragmenta el plástico, convirtiéndolo en microplásticos de hasta 20 μm (Thompson et al. 2004) los cuales se acumulan a lo largo de la cadena trófica (Thompson et al. 2004; Ng & Obbard 2006; Reddy et al. 2006). El plástico por sí mismo posee efectos metabólicos pues sus componentes y aditivos actúan como perturbadores endocrinos (Teuten et al. 2009), entre éstos se encuentran los alquilfenoles y el bisfenol A (BPA) que poseen efectos estrogénicos (Sonnenschein & Soto 1998) y los ftalatos, asociados con reducción de la producción de testosterona (Foster 2006), y capaces de actuar sobre receptores hormonales en vías nucleares de señalización celular (Grun & Blumberg 2007).

Además, por su estructura porosa y su superficie hidrofóbica, los plásticos adsorben contaminantes hidrofóbicos del ambiente, entre ellos hidrocarburos y plaguicidas organoclorados, inhibiendo la degradación de dichos contaminantes. En un estudio con fenantreno, un hidrocarburo, se encontró que la degradación microbiana disminuye en un factor de 6 cuando éste

se encuentra asociado con polietileno (Hatzinger & Alexander 1997). Así, los plásticos no solo tienen el potencial de transportar contaminantes, sino también de incrementar su persistencia en el ambiente y de liberarlos una vez ingeridos, dadas las condiciones ácidas del sistema digestivo (Teuten et al. 2009).

Además de los impactos del micro plástico, la presencia de macroplásticos en el ambiente tiene impactos negativos en la fauna ya que esta puede quedar atrapada y morir por asfixia o bien al ingerirlo puede ocasionar desgarres, disminuir la capacidad estomacal y liberar los contaminantes adsorbidos (Votier et al. 2011, Teuten et al. 2009). En el caso de las especies de aves para las cuales el nido es crucial para la atracción de parejas sexuales, el éxito reproductivo y la sobrevivencia de las crías, la presencia de material antrópico en el nido representa un riesgo dado que puede llevar a la muerte de adultos o crías (Votier et al. 2011). En el estudio realizado por Votier et al. en Grassholm, Wales con alcatraces (*Morus bassanus*) 525 aves, en su mayoría juveniles, se enredaron en redes pesqueras durante un periodo de 8 años. En 1996, ninguna de las aves atrapadas (n=80) fue liberada de las redes por intervención humana, la mortalidad fue de 100%. Posterior a ello, la mayoría de las aves afectadas fueron liberadas de las redes por intervención humana, tomando esto en cuenta, se reporta una mortalidad anual para adultos del 0.04% de la población total y para juveniles del 0.34% (Votier et al. 2011). Se ha propuesto que la incorporación de material antrópico podría tener diversos propósitos, tales como el reemplazo de materiales orgánicos en ambientes donde la disponibilidad de éstos es reducida, como en los ambientes urbanos (Wang et al. 2009; Lee et al. 2015), como un recurso para fortalecer estructuralmente el nido con plástico filamentoso (Antczak et al. 2010), para incrementar las probabilidades de apareamiento, atrayendo a las hembras con decoraciones plásticas coloridas (Borgia 1985), para señalar la calidad de los individuos y la ocupación territorial (Sergio et al. 2011), o para repeler ectoparásitos (Suárez-Rodríguez et al. 2013). En el estudio realizado por Suárez-Rodríguez et al. en el 2013, se encontró que la inclusión de colillas de cigarro en el nido tenía un efecto positivo al actuar como

antiparasitario debido a la nicotina que éstas contienen, sin embargo, también se encontró que incrementó el daño oxidativo en sangre de las crías. Si bien la inclusión de plástico en el nido pudiese tener efectos positivos, es muy probable que los efectos negativos, que aún no se han investigado a profundidad, les sobrepasen. La inclusión de materiales antrópicos en los nidos puede ser un reflejo de la alta disponibilidad de éstos en el ambiente (Ryan et al. 2009; Witteveen et al. 2017; Jagiello et al. 2018), o bien, de la ausencia de material natural de anidación (Brentano et al. 2020).

El bobo café

El bobo café (*Sula leucogaster*) es un ave marina colonial de distribución tropical, perteneciente a la familia Sulidae del orden Pelecaniformes (Nelson 1978). Esta especie se reproduce en pequeñas islas oceánicas cercanas a la costa (Nelson 1978). Es una especie estrictamente piscívora, se alimenta mediante la pesca, llegando a sumergirse hasta 15 metros de profundidad (Causey y Padula, 2014). Los individuos presentan hábitos de forrajeo flexibles, siendo capaces de alimentarse de diversas especies, entre éstas pequeños peces pelágicos (e.g. familias *Engraulidae* y *Clupeidae*), peces voladores (*Exocoetidae sp*) y calamares (*Teuthida sp*), y de forrajear en zonas costeras o pelágicas dependiendo de la condición del individuo y de las variaciones ambientales estacionales o locales (Michael et al. 2018, Castillo-Guerrero et al. 2016). La especie es socialmente monógama y presenta cuidado biparental obligado y prolongado, el cual puede durar hasta 5 meses, tiempo en que la cría alcanza la independencia nutricional (Nelson 1978). Ambos padres incuban durante un promedio de 42 ± 3 días la puesta que oscila entre uno y dos huevos y alimentan a las crías hasta por 5 meses. Las crías eclosionan asincrónicamente con una diferencia promedio de 3 días, lo que facilita el fratricidio obligado, es decir la eliminación de la cría 2 por su hermano mayor, que típicamente ocurre durante los primeros 7 días después de la eclosión de la cría menor

(Drummond y Osorno 2014). Debido al fratricidio obligado, las parejas exitosas producen una cría por temporada (Drummond y Osorno 2014). El bobo café, en las colonias de estudio, presenta dimorfismo sexual en tamaño y coloración del plumaje y los tegumentos. Las hembras son 23% más pesadas (promedio \pm DS, hembras 1200 ± 120 g, machos 929 ± 66 g) y 6.6% más grandes que los machos (longitud hembras 80 cm y 150 cm de envergadura; machos 75 cm de longitud y 140 cm de envergadura (Nelson 1978, datos de masa del presente estudio). Ambos sexos poseen plumaje de coloración café en alas, torso, cola y pecho, éste termina en una línea recta a nivel del pecho, y el vientre es blanco (Nelson 1978). La coloración de la capucha es grisácea en machos y café en hembras, los tegumentos en machos poseen tonalidades verdes-azuladas, mientras que en hembras son amarillas-verdosas (Montoya et al. 2018). La coloración de los tegumentos depende de carotenoides, obtenidos a partir de la dieta, por lo que se ha propuesto que es una señal sexual honesta de la condición del individuo y su inversión parental (Montoya y Torres 2015). La temporada de reproducción suele estar ligada a las condiciones de disponibilidad de alimento y sitios de anidación, presentando dos picos reproductivos al año (Nelson 1978, Cornejo-Ortega et al. 2016), por lo que es posible encontrar individuos reproductivos en las colonias de anidación durante todo el año. La esperanza de vida de la especie ronda los 25 años (Nelson 1978).

En México existen poblaciones del bobo café distribuidas en las islas del Golfo de California y el caribe. A nivel global, se considera que la especie no está amenazada, encontrándose en la categoría de IUCN de preocupación menor, sin embargo, sus poblaciones presentan una tendencia a la disminución (BirdLife International 2022).

En este estudio se estimaron los tamaños de la población reproductiva (número de parejas) y la incidencia de dos factores, contaminación por organoclorados y la contaminación por plásticos, que podrían representar una amenaza para las colonias de bobo café que anidan en Isla Larga Marietas, Nayarit e Isla San Jorge en Sonora, por ser zonas de anidación cercanas a la costa se

encuentran expuestas en mayor medida a contaminación antrópica. En Isla Larga Marietas se estimó el éxito reproductivo durante dos periodos clave que son la eclosión y la crianza durante los primeros 30 días de vida de la cría, así como la influencia de factores microambientales y de la condición de los padres sobre el éxito reproductivo, como posibles indicadores del estado de la población reproductiva de la isla. Se ha reportado que la condición corporal de los padres, evaluada a través de medidas morfométricas como largo de la ulna, tarso, pico y peso, suele estar relacionada de manera positiva con el éxito reproductivo, por lo que padres con mejor condición corporal (pesos y medidas morfométricas mayores) suelen tener mayor éxito reproductivo (Dwyer et al. 2006). Por otra parte, el éxito reproductivo

El Golfo de California, características socioambientales

Las islas cercanas al continente (tales como Marietas y San Jorge) constituyen hábitats de reproducción y refugio tanto para aves residentes como migratorias. Éstas son ecosistemas frágiles y sensibles a perturbaciones. Según CONABIO, entre las amenazas que enfrenta el Golfo de California se encuentra la agricultura industrializada, el desarrollo costero, la reducción del aporte de agua dulce del río Colorado y cambios hidrodinámicos en su cuenca baja por presas, la introducción de especies invasoras, el vertimiento de contaminantes originados en el Valle Imperial localizado en California al norte de Mexicali, la acumulación de desechos sólidos y la sobrepesca (CONABIO 1998). De las treinta especies de peces reportadas como presas del bobo café en el Golfo de California, ocho forman parte de la Carta Nacional Pesquera y son explotadas de forma comercial (CONABIO 1998). Desde los años 60's, con el aumento de la demanda de alimentos, la pesca comercial se ha expandido geográficamente y en intensidad. Conllevando el aumento de la presión

de explotación de bancos de peces presentes en las dietas de las aves marinas (Grémillet et al. 2018), siendo la escasez de recursos provocada por ésta, la principal causa de disminución de 24 especies de aves marinas (Dias et al. 2019). Aunado a ello se encuentra la captura accesoría (captura incidental de aves en equipo de pesca), responsable de la muerte de cientos de miles de aves cada año, principalmente especies costeras y buceadoras (BirdLife International 2018, Días et al., 2019).

Entre los contaminantes reportados en las aguas del Golfo de California se encuentran metales pesados (Ruelas-Inzunza et al. 2003), plástico y plaguicidas organoclorados (Niño-Torres et al. 2009). Además, el vertimiento de aguas provenientes de sistemas agrícolas provee de un exceso de nutrientes y contaminantes, favoreciendo la eutrofización.

Caracterización socioambiental de los sitios de estudio

Islas Marietas

Las Islas Marietas se encuentran en la costa de Nayarit, enclavadas en la bahía de Banderas. Albergan gran variedad de aves marinas migratorias y residentes, entre ellas el bobo café y el bobo de patas azules. En la Bahía, se reproduce la ballena jorobada (*Megaptera novaeangliae*) y la tortuga golfinia (*Lepidochelys olivacea*). En 2005, fueron decretadas Parque Nacional y cuentan con las siguientes designaciones internacionales: Sitio RAMSAR – Convención de Humedales, 2004; Bien de Patrimonio Mundial Islas del Golfo de California, 2005; Reserva de la Biosfera del Programa MaB de la UNESCO, 2008 (Ramsar 2004).

Las Islas Marietas, pertenecen a uno de los principales destinos de turismo de sol y playa del país, la Riviera Nayarit, de la que forman parte Nuevo Vallarta, San Blas, Sayulita, San Francisco, Punta Mita, entre otros. Este megaproyecto turístico, caracterizado desde su inicio por el despojo territorial violento y armado, comienza en los 70's con el decreto de expropiación de tierras

comunitarias en ocho ejidos de las costas de Nayarit. El conflicto territorial no cesa desde entonces, los pobladores afectados por la expropiación denuncian los pagos injustos que recibieron a manera de indemnización por sus tierras y el desplazamiento forzado por medio de amenazas, tortura y violencia armada del que han sido blanco al negarse a abandonar sus tierras (La Jornada 2007). En la zona existe una rápida urbanización debido al crecimiento turístico, además de decenas de hoteles y desarrollos habitacionales de lujo, existen al menos 8 campos de golf a pie de playa, para cuya construcción se acabó con la vegetación nativa y, en el caso de Vidanta, se desvió el cauce del río Ameca en Jarretaderas, Nayarit. Otras amenazas para los ecosistemas de la bahía son la Escalera Náutica del Golfo de California, un megaproyecto turístico que planea la construcción de marinas y demás infraestructura asociada (hoteles, aeropuertos, etc.) lo cual elevaría el número de embarcaciones y visitantes al sitio, aumentando con ello la perturbación de las especies que lo habitan (Ramsar 2004); Vidanta World para cuya construcción Grupo Vidanta destruyó dos hectáreas de manglares (Proceso 2022) y el proyecto NIA de Marriott International cuyo Plan Maestro consta de 90 hectáreas y contempla el desarrollo de 4 lotes hoteleros de hasta 1,440 cuartos distribuidos a lo largo de 1 km de playa y que dio inició en agosto del 2022 (Caribbean News 2022).

Bahía de Banderas posee una profundidad máxima de 1,436 m (INEGI-SPP 1983) y una profundidad promedio de 273 m. Al Noroeste de la bahía, entre las Islas Marietas y Punta de Mita, donde la profundidad no supera los 25 m, existe un banco de arena sumergido que no permite el libre intercambio de masas de agua con mar abierto (Mireles 2012). En la Bahía, existen dos corrientes oceánicas: la de California, de aguas frías y de baja salinidad, que fluye hacia el Sur desde Baja California, y la Norecuatorial, de masas de agua caliente y salinidad intermedia, que fluye hacia el Norte desde el sureste de México (Mireles et al. 2017). Presenta además un aporte de aguas cálidas y de alta salinidad provenientes del Golfo de California. La convergencia de estas corrientes da lugar a cambios de salinidad, temperatura y patrones de circulación estacional en la región

(Álvarez- Borrego y Lara-Lara 1991), es de los ecosistemas oceánicos más productivos ($>300 \text{ g C m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) (Álvarez-Borrego 2010). Presenta dos épocas estacionales, la época de secas ocurre de noviembre a mayo y la de lluvias de junio a octubre.

En el valle al noreste de la bahía, con un caudal de 80 m^3 , fluye el río Ameca, el más grande de la región, atraviesa zonas industriales, urbanas y de cultivo, llevando en su caudal desechos residuales, industriales y agroindustriales que vierte en la bahía (Mireles et al. 2017).

Además del Ameca, desembocan en ella los ríos Tomatlán, Mascota, Los Horcones, Pitillal, Mismaloya y El Cuale. El río Santiago, uno de los más contaminados del país, desemboca a 95 km al norte de Punta de Mita.

Nayarit es uno de los nueve estados del país en el que se registran más intoxicaciones por plaguicidas anualmente (Secretaría de Salud de Nayarit 2007). Los plaguicidas frecuentemente comercializados en el estado son los insecticidas (45.9 %), seguidos de herbicidas (30.5 %) y fungicidas (20.1 %) (González Arias et al. 2010). Dentro de los insecticidas, los compuestos más vendidos para uso agrícola y de control de vectores son los organofosforados, seguidos de los piretroides y carbamatos, mientras que los organoclorados constituyen un 7.7 % de las ventas (González Arias et al. 2010). En el estado se comercializan tres compuestos organoclorados: endosulfán, dicofol y pentaclorofenol, cuyo uso se encuentra restringido en México desde 1991, de estos tres, el endosulfán es el más comercializado (González Arias et al. 2010). Sin embargo, se han encontrado 17 compuestos organoclorados en diversas especies de peces, entre éstas la bicuda *Sphyraena ensis*, la sierra *Scomberomorus sierra*, el constantino *Centropomus robalito* y la mojarra *Diapterus brevirostris* (Aguayo-Quiroz 2019) así como en sedimentos y camarones *Penaeus sp* de los sistemas estuarinos de San Blas (Robledo-Marenco et al. 2006) y en cascarones y contenidos de huevo de bobo café (Mellink et al. 2009).

Isla San Jorge

La Isla San Jorge se encuentra en la costa de Sonora, en la Bahía de San Jorge, a unos 10 km de la costa, el mar que las separa tiene menos de 20 m de profundidad. Fue decretada Área de Reserva Federal en 1978. La isla tiene colonias importantes de bobo café y pato buzo de doble cresta (*Phalacrocorax auritus*), entre otras especies de aves (Mellink y Palacios 1993). Además, alberga a la segunda colonia reproductiva de lobo marino de California (*Zalophus californianus*) más grande del Golfo de California (Mellink y Romero-Saavedra 2005). Bahía de San Jorge se encuentra rodeada por humedales, los cuales fueron denominados sitio Ramsar en 2010 por su importancia a nivel internacional como sitios de crianza, alimentación y refugio de especies marinas. Las principales actividades económicas en el lugar son la pesca, la agricultura y la minería de explotación de oro, existiendo varias minas a cielo abierto en las inmediaciones de la bahía. Es una zona de alta producción pesquera y acuícola; con una captura pesquera anual aproximada de 181 toneladas. Debido a la alta actividad pesquera, frecuentemente se encuentran diversas especies atrapadas en las redes de pesca. Los ríos más cercanos son el Río Sonoyta, represado desde los 70's para su uso en agricultura (Glenn et al. 2006) y el Río Concepción al sur. Al norte se encuentra el río Colorado en el que se encuentra una extensa zona agrícola. Se encuentran arroyuelos intermitentes que fluyen solamente durante la temporada de lluvias, el 60 a 80% de la lluvia total cae entre Julio y Septiembre (Kasper-Zubillaga y Carranza-Edwards 2005). La comunidad más cercana a la isla es el ejido Rodolfo Campodónico, que cuenta con una de las zonas de playa más exclusivas del país, cuyo valor supera los 180 millones de dólares y cuyos habitantes han sido blanco de desalojos violentos con la intención de despojarlos de su territorio y dar paso a megaproyectos turísticos (Fortuna 2008). Sus habitantes participan en el monitoreo de peces, aves y lobos marinos en la Isla San Jorge, ayudando a generar información para su manejo. Al norte se encuentra Puerto Peñasco, donde el desarrollo turístico es más pronunciado. Si bien actualmente el grado de urbanización de la zona es

menor que el de otras regiones costeras del país con turismo de sol y playa, existe un evidente interés en la explotación de esta zona con fines turísticos.

Durante los años 60s el Valle del Yaqui en Sonora fue la cuna de la Revolución Verde, cultivándose variedades híbridas de maíz y trigo con el fin de incrementar la producción y aplicándose grandes cantidades de plaguicidas para disminuir pérdidas (Bejarano Gonzales 2002). Los principales valles agrícolas son el delta del río Colorado, Caborca, el Valle de Guaymas y el Valle del Yaqui. Isla San Jorge puede verse expuestas a aporte de contaminantes de dichos valles por transporte aéreo y/o por corrientes marinas. En 2009, 567,796 ha se destinaron a la producción agrícola de trigo, papa, sorgo, sandía, avena, algodón y calabaza contribuyendo el 2.77% de la producción nacional del país (SAGARPA 2011). En Sonora se siguen aplicando grandes cantidades de plaguicidas, siendo los fungicidas los más utilizados (40 %) seguidos por insecticidas (35 %) y herbicidas (25 %). Del total de plaguicidas utilizados, 43% pertenece a la lista de Plaguicidas Altamente Peligrosos de la Pesticide Action Network (PAN) entre estos el endosulfán, organoclorado ampliamente utilizado para el cultivo de algodón (Bejarano-González et al. 2015). Dentro de los insecticidas, comercializados principalmente con fines agrícolas y de control de vectores, los organofosforados y los carbamatos fueron los más utilizados, los organoclorados representan un 3% de los compuestos aplicados.

Se han detectado organoclorados en sedimentos y camarones *Penaeus sp* (Osuna-Flores y Riva 2002), en aves como cormoranes *Nannopterum auritum*, tórtola *Zenaida macroura*, garza ganadera *Bubulcus ibis*, chanate *Quiscalus mexicanus*, tórtola aliblanca *Zenaida asiática* (Mora y Anderson 1991) y en cascarones y contenidos de huevo de bobo café (Mellink et al. 2009).

Objetivos

1. Estimar el éxito de eclosión y el éxito de crianza en una muestra aleatoria de nidos de Marietas.
2. Evaluar el efecto de la condición de los padres, la cercanía de nidos vecinos y el porcentaje de vegetación sobre los estimados de éxito reproductivo.
3. Identificar y cuantificar plaguicidas organoclorados en diferentes tejidos (matrices) de bobo café de San Jorge y Marietas.
4. Estimar la incidencia de materiales antrópicos (e.g. plásticos, artículos de pesca) en los nidos de bobo café de San Jorge y Marietas.
5. Estimar el tamaño de la población reproductiva (número de parejas reproductivas = parejas con huevos o crías) de las colonias del bobo café que anidan en las islas San Jorge y Marietas Isla Larga.
6. Con datos publicados y los datos que se generen de este estudio, describir las tendencias en los últimos 50 años de los tamaños poblacionales del bobo café en San Jorge e Islas Marietas.

Hipótesis y predicciones

Hipótesis 1: La condición de los padres tiene un efecto positivo en el éxito reproductivo.

Predicción 1: Parejas con mejor condición tendrán mayor éxito de eclosión y supervivencia de crías a los 30 y 60 días de edad.

Hipótesis 2: Las actividades agrícolas están ligadas a un uso intensivo de plaguicidas, por lo que las mayores concentraciones de organoclorados se encontrarán en tejidos de aves de la colonia cercana a zonas con mayor actividad agrícola.

Predicción 2.1: Los tejidos muestreados de aves de Isla San Jorge presentarán las mayores concentraciones de organoclorados que las aves de Marietas.

Hipótesis 3: Debido a la naturaleza lipofílica de los organoclorados, se espera encontrar mayores concentraciones de éstos en aquellos tejidos con mayor contenido de grasas.

Predicción 3.1: Las mayores concentraciones de organoclorados se encontrarán en la yema y el tejido adiposo.

Hipótesis 4: La incidencia de materiales antrópicos en el nido será mayor en colonias donde los materiales orgánicos para construcción sean escasos.

Predicción 4.1: La incidencia de materiales antrópicos en el nido será mayor en Isla San Jorge que en Isla Larga Marietas.

Métodos

Área de estudio

El estudio se realizó en Isla Larga en el Parque Nacional Islas Marietas, Nayarit ($20^{\circ}41' N$ $105^{\circ}36' W$, 900m de largo y 400 m de ancho) (CONANP 2007) durante la temporada reproductiva del bobo café, del 9 de julio al 17 de agosto del 2018 y en la Reserva Federal Isla San Jorge, Sonora ($31^{\circ}20'37''N$ $113^{\circ}38'12''O$, 1097 m de largo y 549 m de ancho) (Morzaria 2012) del 1 al 6 de febrero del 2019.

Estimación del tamaño de la población reproductiva

Debido a que las características topográficas de Islas Marietas e Isla San Jorge son muy diferentes se usaron metodologías diferentes para estimar el tamaño de la población. La estimación del tamaño poblacional en la Isla Larga Marietas se llevó a cabo mediante un censo directo de los nidos (Sutherland 2006). Para tal efecto, el 11 de julio del 2018 entre las 07:00 y las 11:00 hrs se realizó un recorrido por toda la isla en el que se contaron todos los nidos activos. Se consideraron nidos activos aquellos en los que uno o ambos padres incubaban una puesta o crías pequeñas, o cuando uno o ambos padres cuidaban a una cría independientemente de la edad de la cría.

Debido a la topografía escarpada en la Isla San Jorge que impide recorrer su totalidad a pie, y el hecho de que la isla no cuenta con vegetación alguna, el tamaño de la población reproductiva se estimó mediante un foto-censo que se llevó a cabo el 1 de febrero de 2019 entre las 09:47 y las 10:22 hrs. Esta metodología se ha utilizado previamente para estimar tamaños poblacionales en aves marinas (Poncet et al. 2006). El foto-censo consistió en un recorrido en embarcación menor con motor fuera de borda (panga) alrededor de la isla, a una distancia de 8-12 m de ésta y a una velocidad de 7 km/h tomando fotografías de ésta con una cámara Nikon Coolpix B700, guiándonos con puntos de referencia en el relieve. Las imágenes en formato JPEG fueron descargadas en una computadora, se ordenaron y en base a puntos de referencia del relieve se eliminaron aquellas imágenes que se sobrelapaban. Las imágenes seleccionadas se categorizaron en imágenes de alta o baja densidad de aves considerándose alta densidad aquellas en las que se encontraran más de 20 nidos. En cada una de estas fotos se contó el número de **Nidos** (i.e. uno o dos bobos café echados, o uno o dos adultos parados junto a una cría con plumón blanco, o plumaje con coloración café jaspeada), y **Juveniles** perchados (i.e. crías solas con plumaje con vientre de coloración café jaspeado). Para disminuir errores en el conteo, las fotografías de alta densidad se dividieron en tres

secciones, trazando dos líneas sobre éstas, luego se marcó con un punto rojo cada nido y juvenil y se realizó el conteo. En fotografías de baja densidad se siguió el mismo procedimiento, pero no se trazaron líneas divisorias. Para mantener consistencia en el conteo de nidos y juveniles en las fotos interpretadas desde la pantalla de una computadora, todos los conteos fueron realizados por la misma persona (Alicia González Rodiles Villarreal). En total se incluyeron para la estimación del número de nidos y juveniles 85 fotos, 40 de alta densidad y 45 de baja densidad. Previo a los foto-conteos de la estimación final, se realizaron pruebas de confiabilidad intra-observador, que consistieron en repetir los conteos de nidos y juveniles de una muestra al azar de 18 (21%) fotografías (11 de alta densidad y 7 de baja densidad) originales (es decir antes que se marcaran los nidos con puntos rojos). Los segundos conteos de las fotos se llevaron a cabo en días diferentes al primer conteo y manteniendo oculto el número de foto. La confiabilidad en la estimación del número de nidos y juveniles fue en promedio del $86 \pm 13\%$ ds. En la única zona plana de la isla se realizó un recorrido a pie para contabilizar los nidos, y estos se sumaron a los conteos de las fotos.

Estimación del éxito reproductivo en la Isla Larga Marietas

Para obtener un estimado del éxito reproductivo, al inicio de la estancia en Marietas, se marcaron con banderas numeradas 83 nidos (59 nidos con huevos, 24 nidos con crías). De estos nidos focales, se capturó a los adultos mediante el método de lampareo (Velandó et al. 2006) y se les colocó en la pata izquierda un anillo de polimetilmetacrilato (INTERREX) numerado para mantener la identidad individual de cada ave. De los adultos se tomaron medidas de pico y ulna con una cinta métrica (± 1 mm), tarso con un calibrador de dial (SPI, ± 0.1 mm) y peso con un dinamómetro (PESOLA, ± 20 g). Se registró el número de huevos o crías en el nido. Para estimar la tasa de crecimiento, las crías se pesaron (PESOLA, ± 5 g) y se midió el largo de su pico, ulna y tarso (± 1 mm) por lo menos 3 veces

con un intervalo entre mediciones de $5 (\pm 2)$ días. La edad de las crías que ya estaban presentes al inicio del trabajo de campo se calculó como el promedio de la edad estimada en base a las curvas de crecimiento de pico y ulna de crías de edad conocida de la misma colonia. La edad promedio de las crías al inicio del estudio fue de 29 ± 13 días (rango 5 a 40 días). Para estimar el éxito de eclosión y el éxito reproductivo, se monitorearon los 83 nidos cada 6.64 ± 3.41 días para registrar la presencia de los huevos y la supervivencia de las crías hasta que estas alcanzaron los 40-60 días de edad; las crías de bobo café empluman alrededor de los 80-90 días (Kohn et al. 2018). Para evaluar la supervivencia a los 30 y 60 días se tomaron en cuenta nidos monitoreados a partir de la etapa de pollo y no solamente aquellos que monitoreamos previo a la eclosión, por lo que los tamaños de muestra varían.

Como un estimado de la densidad de nidos alrededor del nido focal, se registró la distancia con una cinta métrica (± 1 cm) de los 5 nidos más cercanos al nido focal alrededor de un radio de 20m del nido focal (Stokes y Boersma 2000). Además, de cada nido focal se estimó visualmente el porcentaje de vegetación presente en un radio de 1.5m alrededor del nido focal. La estimación del porcentaje de vegetación la realizó siempre la misma persona (Alicia González Rodiles Villarreal) y solo se estimó una vez. El porcentaje de vegetación alrededor del nido solo se consideró para el análisis de éxito de eclosión, dado que se espera que, en la etapa de incubación, las puestas pudiesen ser más vulnerables ante depredadores aéreos en zonas donde la vegetación sea más escasa.

Análisis de contaminantes organoclorados por Cromatografía de Gases

Durante las estancias en campo se colectaron de manera oportunista cascarones de crías que ya habían eclosionado, huevos de nidos abandonados y tejidos de cadáveres (Tabla 2). Los huevos que no presentaron fracturas fueron conservados en hielo dentro de una hielera, los tejidos y contenidos de huevo (yema y clara) fueron conservados en etanol de grado puro. Los cascarones se guardaron en bolsas de papel. En Isla Larga Marietas, 3 de los huevos contenían embriones, de los cadáveres de una cría de bobo café y una hembra en anidación se colectaron diferentes tejidos (corazón, riñón, intestinos, pulmones, hígado, grasa). En San Jorge los tejidos provinieron de 2 cadáveres de crías de bobo café, uno de los huevos colectados contenía un embrión, el cual también fue procesado.

Tabla 2. Número de muestras de organismos o partes individuales por isla para cada matriz analizada. De las muestras de tejidos se analizaron tejidos provenientes de adultos y crías en Marietas y solamente tejidos de crías en San Jorge.

Matriz	Marietas	San Jorge
Cascarones	13	7
Contenido de huevo	7	6
Embriones	3	1
Tejidos de cadáveres	2	2

De regreso en el laboratorio, las muestras fueron secadas en un horno a 60 °C (el tiempo que tomó a cada muestra en secar fue variable) y posteriormente fueron trituradas. Se realizó la extracción de la muestra seca siguiendo el método de extracción EPA 3546 (2007) con una mezcla hexano: acetona (50:50 v/v) asistida por microondas (Multiwave 3000, Anton Parr), colocando una alícuota de 3 g en un disco de papel filtro Whatman No. 2, previamente lavado. Tras la extracción, las muestras fueron centrifugadas para remover cualquier partícula suspendida y, posteriormente, trasvasadas. Se añadió ácido sulfúrico H₂SO₄ con la finalidad de hidrolizar los lípidos. Con pipeta Pasteur se separó el extracto, colocándolo en un matraz redondo de 50 mL. Se concentraron los extractos en rotoevaporador hasta aproximadamente ≤ 10 mL. Para identificar y cuantificar la concentración de organoclorados los extractos concentrados fueron analizados por Cromatografía de Gases con detector de captura de electrones (⁶³Ni) y nitrógeno de alta pureza como gas transportador y ayudante. La cuantificación se realizó por el método del estándar externo con una curva de calibración de cinco niveles (2, 5, 10, 20, 50 ng/mL) usando una mezcla comercial de 16 componentes incluyendo tres familias químicas de plaguicidas organoclorados Aromáticos, Alicíclicos y Ciclodiénicos. Lo cual permite detectar los siguientes compuestos: Organoclorados aromáticos: dicloro difenil dicloroetano DDD, dicloro difenil tricloroetano DDT, dicloro difenil dicloroetileno DDE; Organoclorados alicíclicos: alfa hexaclorociclohexano (HCH), beta HCH, gamma HCH, delta HCH; Organoclorados ciclodiénicos: heptacloro, epóxido de heptacloro, endosulfán I, endosulfán II, sulfato de endosulfán, aldrín, dieldrín, endrín y endrín aldehído. Los resultados se reportan en peso seco (ng/g). Estos análisis se llevaron a cabo en el Laboratorio de Contaminación Marina del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología bajo la asesoría de la Dra. Guadalupe Ponce.

Materiales antrópicos en los nidos

En ambas islas, durante el censo inicial se inspeccionaron los nidos a los que se logró acceder a pie. Sólo se incluyeron aquellos nidos en que la estructura estuviera aún presente, por lo que en San Jorge varios nidos con crías de edad avanzada no fueron incluidos en la muestra debido a la ausencia de la estructura. Se inspeccionaron, sin dañar su estructura, en busca de materiales antrópicos y se registró la presencia/ausencia de éstos. En Marietas se inspeccionaron 197 nidos, en San Jorge 110 nidos.

Nota ética

Los monitoreos de los nidos activos se realizaron con espacio de varios días y durante las horas de menor actividad para las aves para reducir la perturbación. Para minimizar el estrés ocasionado por la manipulación, la captura de aves adultas para anillarlas, pesarlas y medirlas se realizó por la noche utilizando la técnica de “lampareo”, en la que se deslumbra a las aves perchadas para atraparles con la mano (Torres y Velando 2003). La manipulación duró aproximadamente diez minutos y las aves fueron liberadas junto a su nido. Los tejidos y huevos colectados provinieron únicamente de nidos abandonados o de cadáveres que se encontraron en las colonias. El trabajo se llevó a cabo con el permiso SGPA/DGVS/011542/17.

Análisis histórico de los tamaños poblacionales

Se revisó la literatura publicada referente a estimaciones poblacionales de las colonias de bobo café en el Golfo de California. Se incluyeron solo los estimados de los tamaños de las poblaciones

reproductivas realizados durante la temporada reproductiva de cada colonia (es decir alrededor de uno de los picos reproductivos conocidos) y en la totalidad de Isla San Jorge e Isla Larga Marietas.

Análisis estadísticos

Antes de analizar el éxito reproductivo se calculó un índice de condición de los padres, machos y hembras, usando un Análisis de Componentes Principales en el que se incluyó la masa y la longitud de la ulna y el pico. El análisis resultó en un solo Componente Principal que explicó 79.86% de la varianza con valor de eigen de 2.39 y con los siguientes valores de carga: ulna 0.909, masa 0.913 y pico 0.858. Los valores de este Componente Principal se considerarán índices de condición en los análisis posteriores; basado en los valores de carga, los valores del Componente Principal positivos y más grandes indican individuos más pesados y con ulnas y picos más largos.

Para analizar el éxito de eclosión y el éxito de supervivencia desde la eclosión a los 30 y 60 días de edad de las crías se utilizaron modelos lineales generalizados con distribución binomial y una función de enlace logit. Se analizaron en modelos independientes el efecto de la condición de los padres y el efecto de las variables microambientales (distancia de vecinos más cercanos y porcentaje de vegetación), para evitar tener modelos sobreparametrizados debido a los pequeños tamaños de muestra. Los modelos iniciales del efecto de la condición de los padres sobre el éxito de eclosión y supervivencia a los 30 días de edad de las crías incluyeron como variables independientes la condición de la hembra, la condición del macho y la interacción entre éstos. Para evaluar si la supervivencia a los 60 días de edad se relaciona con la condición de los padres o la fecha de puesta se usaron regresiones independientes. Los modelos de supervivencia a los 30 y 60 días de edad incluyeron además la fecha de puesta como covariable. Los modelos iniciales del efecto del microambiente sobre el éxito de eclosión y supervivencia de las crías incluyeron como variables

independientes la distancia promedio de los 5 vecinos más cercanos y el porcentaje de cobertura vegetal alrededor del nido. Se usó como criterio un valor de $p < 0.05$ para la simplificación de modelos. Los análisis se llevaron a cabo en SPSS versión 25.

Para el análisis e interpretación de resultados de contaminantes organoclorados y para describir las tendencias poblacionales se usó únicamente estadística descriptiva debido al tamaño de muestra pequeño. Para el análisis de las tendencias poblacionales se realizaron regresiones lineales en SPSS versión 25.

Resultados

Éxito reproductivo en Islas Marietas

Efecto de la condición de los padres y las variables micro ambientales en el éxito reproductivo

De los 59 nidos con huevos monitoreados, se obtuvieron datos de éxito de eclosión para 49, en los 10 nidos restantes el tiempo de estancia en la isla no fue suficiente para registrar la eclosión, el éxito de eclosión fue de 49% (24/49 nidos con huevo). Cabe mencionar que para los análisis sólo se contó con datos de condición de los padres y fecha de puesta para 42 nidos. Para evaluar la supervivencia a los 30 y 60 días se tomaron en cuenta nidos monitoreados desde la etapa de huevo así como nidos que se marcaron y registraron por primera vez cuando ya se encontraban en la etapa de pollo, por ello los tamaños de muestra para cada fecha varían. El éxito de supervivencia desde la eclosión a los 30 días fue del 39% (21/51 crías) y a los 60 días fue del 26% (24/61 crías), no todos los nidos para los que se tienen datos de éxito de supervivencia contaron con datos de

condición de los padres y fecha de puesta, por los que los tamaños de muestra para los análisis difieren.

El éxito de eclosión se relacionó con la condición de los padres, pero el efecto de la condición de la hembra y el macho fue diferente: la probabilidad de eclosión aumentó casi 80% al aumentar la condición de las hembras, mientras que la probabilidad de eclosión disminuyó aproximadamente un 40% al aumentar la condición de los machos (Tabla 3; Figura 2). La probabilidad de supervivencia de las crías a los 30 días de edad muestra una relación negativa con la fecha de puesta mas no con la condición del macho y la condición de la hembra (Tabla 3; Figura 3). La probabilidad de supervivencia a los 60 días disminuyó al avanzar la temporada reproductiva, pero no se relacionó con la condición de los padres (Tabla 4; Figura 4).

En cuanto a las variables micro ambientales, el éxito de eclosión y de supervivencia de las crías a los 30 y 60 días de edad no se relacionaron con el porcentaje de vegetación o la distancia promedio de los 5 vecinos más cercanos (Tabla 5).

Tabla 3. Modelos lineales generalizados del éxito de eclosión y la supervivencia de las crías a los 30 días de edad. Los modelos iniciales incluyeron como variables explicativas la condición de los padres y solo en el análisis de la supervivencia, la fecha de puesta. En negritas se muestran los valores del modelo final.

Éxito de eclosión (N=42)	Wald X²	df	p	B	Error std.
(Intercepto)	0.92	1	0.33	-1.49	1.55
Condición de la hembra	2.90	1	0.08	2.70	1.58
Condición del macho	2.50	1	0.11	-2.99	1.88
Condición de la hembra* condición del macho	4.70	1	0.03	4.87	2.24
Éxito de supervivencia 30 días (N=30)					
(Intercepto)	5.22	1	0.02	-16.54	7.23
Condición de la hembra	2.63	1	0.10	-2.89	1.78
Condición del macho	0.56	1	0.45	-1.12	1.50
Fecha de puesta	5.75	1	0.01	0.05	0.02
Condición de la hembra* condición del macho	1.72	1	0.18	-14.41	10.97

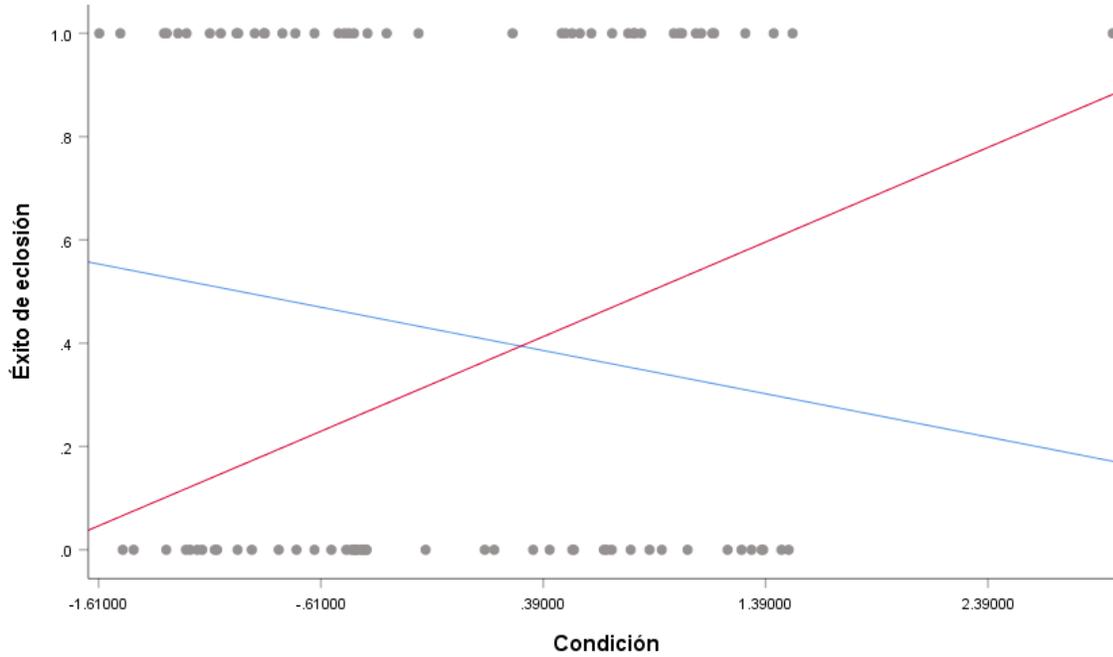


Figura 2. Relación entre el éxito de eclosión y la condición de los padres. Relación entre el éxito de eclosión y la condición de la hembra ($R^2=0.040$) éxito de eclosión y condición del macho ($R^2=0.004$)

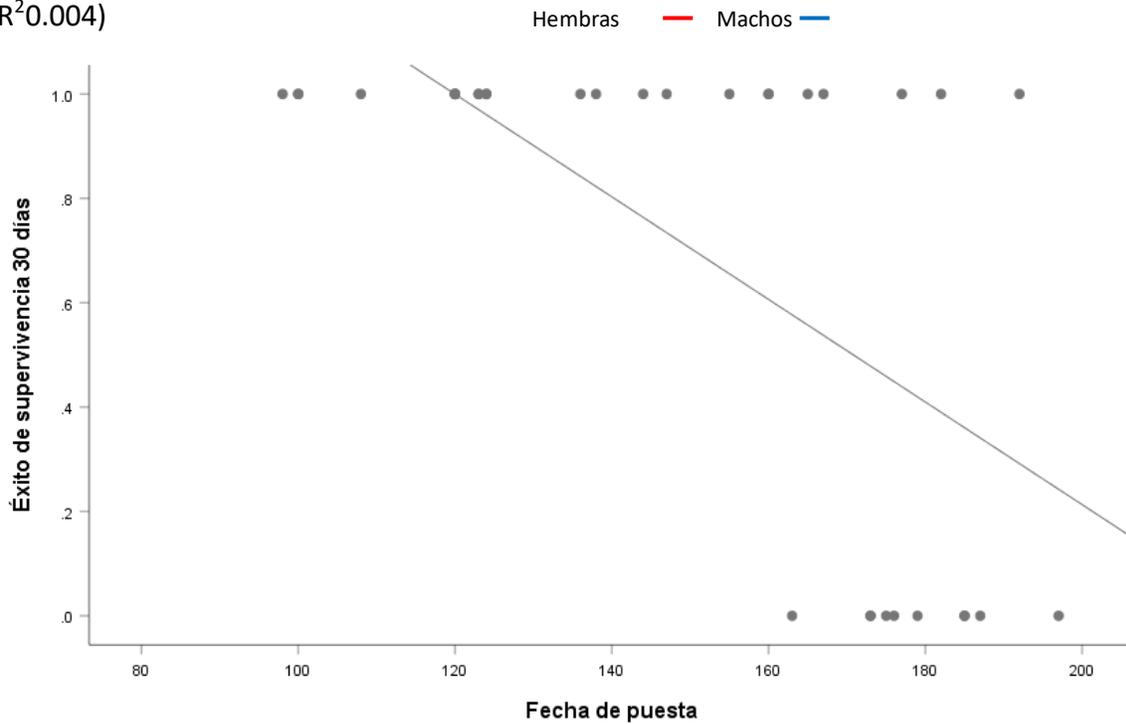


Figura 3. Relación entre la supervivencia de la cría hasta los 30 días y la fecha de puesta ($R^2=0.41$).

Tabla 4. Modelos lineales generalizados para analizar el éxito de supervivencia a los 60 días como función de la condición de la hembra, la condición del macho y la fecha de puesta. Debido al pequeño tamaño de muestra que contaba con datos de condición de ambos padres y fecha de puesta se corrieron modelos independientes para cada variable explicativa, por lo que la n entre ellas varía.

Éxito de supervivencia a los 60 días					
Condición de la hembra (N=46)	Wald X ²	df	P	B	Error std.
(Intercepto)	6.30	1	0.01	2.17	0.86
Condición de la hembra	1.86	1	0.17	2.70	0.84
Condición del macho (N=48)					
(Intercepto)	1.82	1	0.04	1.82	0.90
Condición del macho	0.81	1	0.37	0.81	0.91
Fecha de puesta (N=24)					
(Intercepto)	7.34	1	0.01	16.18	5.97
Fecha de puesta	7.14	1	0.01	0.11	0.04

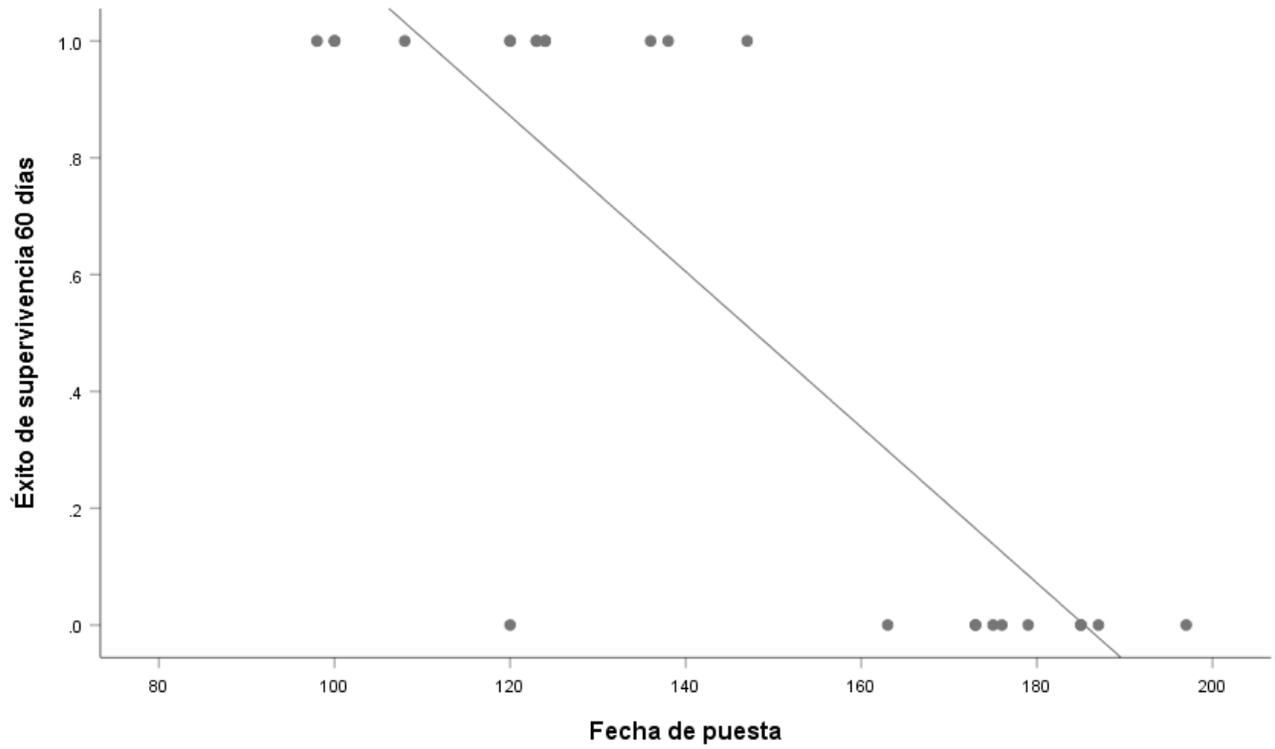


Figura 4. Relación entre la supervivencia de la cría hasta los 60 días y la fecha de puesta ($R^2 = 0.72$).

Tabla 5. Modelos lineales generalizados de indicadores del éxito reproductivo como función de variables micro ambientales (vegetación y distancia promedio de los 5 vecinos más cercanos al nido). (a) Éxito de eclosión (b) Éxito de supervivencia de la cría hasta los 30 días (c) Éxito de supervivencia de la cría hasta los 60 días de edad. En negritas se encuentran los valores significativos.

Variables microambientales					
Éxito de eclosión (N=24)	Wald χ^2	df	p	B	Error std.
(Intercepto)	1.19	1	0.27	-1.96	1.79
Vegetación	0.58	1	0.44	0.02	0.02
Dist. Prom. 5 vecinos más cercanos	0.73	1	0.39	0.12	0.14
Éxito de supervivencia 30 días (N=27)					
(Intercepto)	0.12	1	0.73	-0.53	1.56
Vegetación	0.07	1	0.78	0.01	0.02
Dist. Prom. 5 vecinos más cercanos	0.96	1	0.32	0.16	0.16
Éxito de supervivencia 60 días (N=22)					
(Intercepto)	2.92	1	0.09	4.82	2.82
Vegetación	1.53	1	0.21	-0.04	0.03
Dist. prom 5 vecinos más cercanos	0.06	1	0.81	-0.05	0.24

Presencia de plaguicidas organoclorados

Diferencias entre islas

Todas las muestras analizadas presentaron al menos uno de los 16 compuestos. Las concentraciones de las tres familias de organoclorados evaluadas fueron mayores en las muestras de Marietas en la mayoría de las matrices, con excepción de la concentración de DDT en embriones, la cual fue mayor en isla San Jorge (Figura 5). En Marietas, la matriz que presentó las

concentraciones promedio más altas de organoclorados fueron los tejidos, seguidos por el contenido de huevo, embriones y cascarones (Figura 6). En San Jorge, el contenido de huevo presentó las mayores concentraciones de organoclorados, seguido de tejidos, embriones y cascarones (Figura 6). La concentración de organoclorados en contenido de huevo en Marietas es tres veces mayor que la encontrada en San Jorge, la concentración en tejidos es casi ocho veces mayor.

En Marietas, el huevo presentó una mayor concentración de ciclodiénicos (474 ng/g), mientras que en las tres matrices restantes (cascarones, embriones y tejidos) el lindano fue la familia de mayor concentración (55.99 ng/g, 171.7 ng/g y 815.06 ng/g respectivamente) (Figura 5). En San Jorge, la familia con mayor concentración en el huevo fueron los ciclodiénicos (210.12 ng/g), en embriones el DDT 189.58 ng/g y en los cascarones y tejidos el lindano, 41.11 y 118.52 ng/g, respectivamente. Se encontraron concentraciones menores a 1 ng/g, así como mayores a 1000 ng/g, la distribución de frecuencias de dichas concentraciones se presenta en la Figura 7, donde se puede observar que la mayor incidencia de concentraciones mayores a los 500 ng/g se encontró en islas Marietas en el contenido de huevo, embriones y en tejidos al igual que en San Jorge.

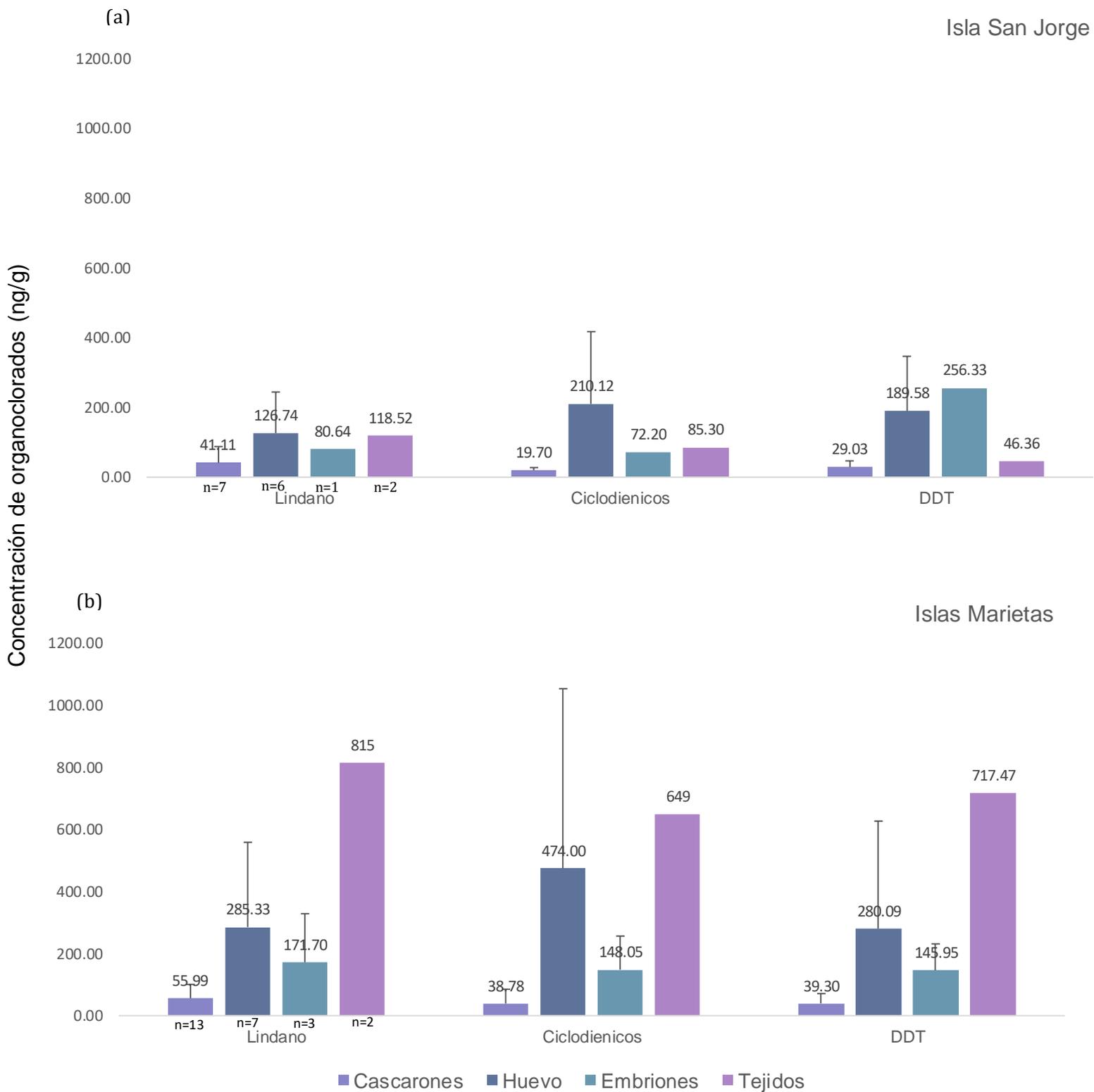


Figura 5. Concentración de organoclorados (ng/g) en las diferentes matrices analizadas de muestras de (a) Isla San Jorge y (b) Islas Marietas. Se muestra el promedio \pm DS. Los números de muestra entre familias de organoclorados para cada matriz son los mismos.

Concentraciones promedio

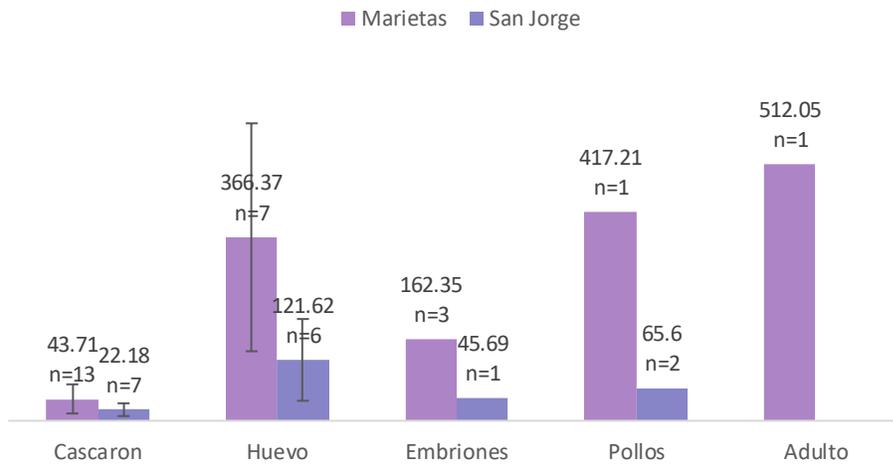


Figura 6. Concentración promedio de los 16 organoclorados (ng/g) evaluados en las diferentes matrices analizadas en Isla San Jorge e Islas Marietas. Se muestra el promedio y desviación estándar.

Islas Marietas 2018

Isla San Jorge

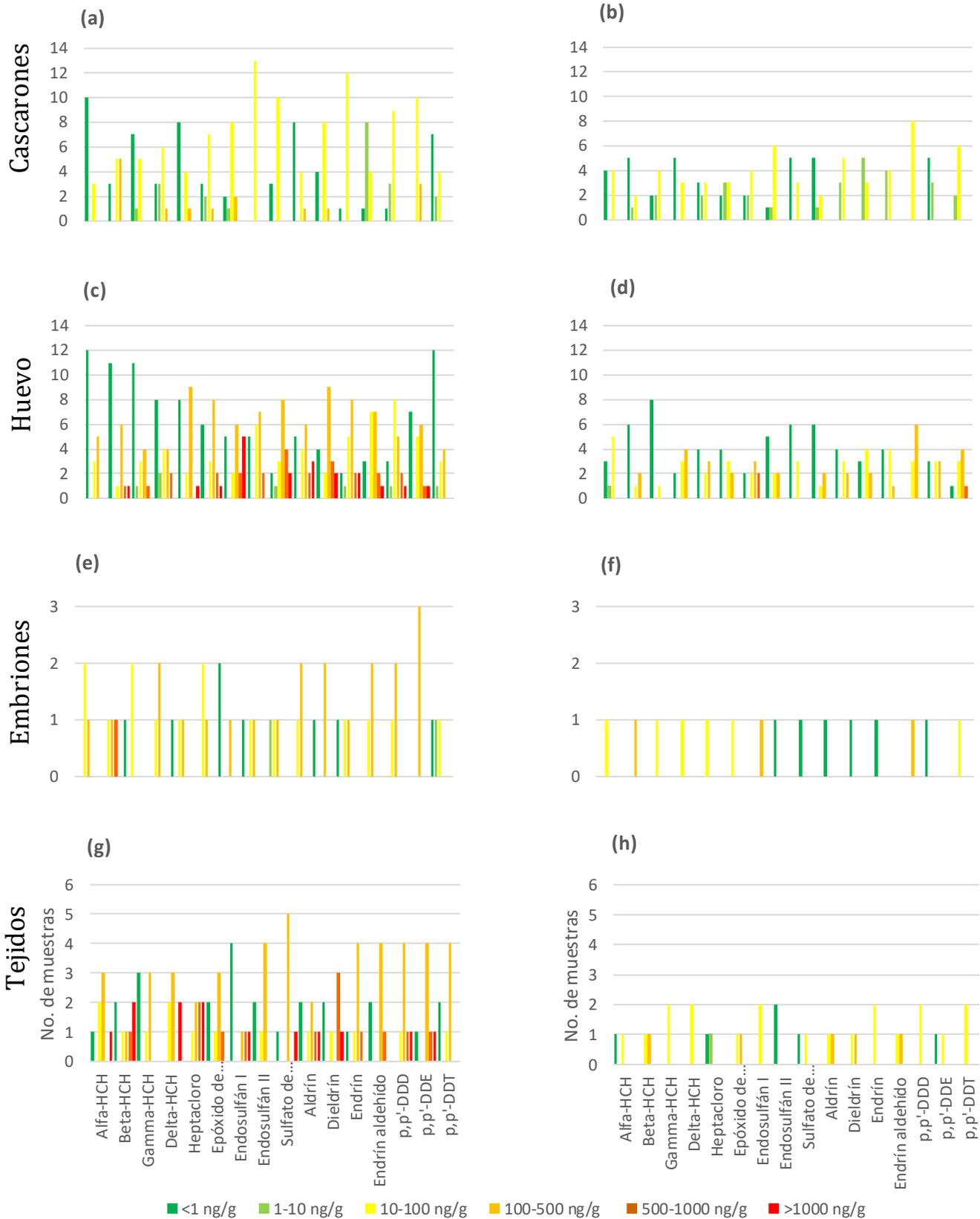


Figura 7. Distribución de frecuencias de concentración [ng/g] de los compuestos organoclorados determinados en (a) cascarones en islas Marietas n=13, (b) cascarones en isla San Jorge n=7, (c) contenido de huevo de islas Marietas n=7, (d) contenido de huevo en isla San Jorge n=6, (e) embriones en islas Marietas n=3, (f) embriones en isla San Jorge n=1, (g) tejidos en islas Marietas n=2, (h) tejidos en isla San Jorge n=2.

Diferencias entre matrices

Origen temporal de las aplicaciones

En lo que se refiere al origen temporal de organoclorados, se muestran los radios enantioméricos, obtenidos de lecturas individuales al dividir la concentración del compuesto madre entre la suma de las concentraciones de los compuestos en los que éste se transforma al entrar al medio ambiente, radios con valores menores a 1 indican aplicaciones antiguas (dado que es mayor la concentración de derivados que del compuesto madre), mientras que radios mayores a 1 indican aplicaciones recientes, pues es mayor la concentración del compuesto original que la de sus derivados (Tabla 6, Figura 8). En San Jorge 88.9% de las aplicaciones de endosulfan son recientes, 44.4% para el endrín, 33.3% de las aplicaciones de heptacloro, 22.2% para el DDT, 11.1% en el caso del aldrín, mientras que para el HCH no se encontraron aplicaciones recientes (Figura 8a). En islas Marietas se encontró un origen reciente en el 73.7% de las aplicaciones de endosulfan, 52.6% de las aplicaciones de endrín, 47.4 % para el heptacloro y el aldrín, y 10.5% para el DDT y el HCH (Figura 8b).

Tabla 6. Origen temporal de las aplicaciones de organoclorados en contenido de huevo en (a) Isla San Jorge n=9 y (b) Islas Marietas n=19. La columna de intervalo presenta el intervalo de valores de los radios enantioméricos para el número de muestras para cada isla obtenidos al dividir la concentración del compuesto madre entre la suma de las concentraciones de los compuestos en los que éste se transforma al entrar al medio ambiente, radios con valores menores a 1 indican aplicaciones antiguas, mientras que radios mayores a 1 indican aplicaciones recientes. Se presenta también el promedio de los radios y el porcentaje de aplicaciones antiguas y recientes.

	Radios Enantioméricos		Aplicación (%)	
	Intervalo	Promedio	Antigua	Reciente
(a) n=9	San Jorge			
HCH	0-.01	NC	100.0	0.0
Heptacloro	0.20-1.69	0.83	66.7	33.3
Endosulfán	1.76-5.29	3.32	11.1	88.9
Aldrín	0.64-0.65	0.64	88.9	11.1
Endrín	0.49-2.52	1.44	55.6	44.4
DDT	0.12-2.86	0.92	77.8	22.2
(b) n=19	Marietas			
HCH	0.17-1.12	0.50	88.9	2.2
Heptacloro	0.39-6.74	2.29	52.6	47.4
Endosulfán	0.24-9.11	2.81	26.3	73.7
Aldrín	0.46-1.68	1.07	52.6	47.4
Endrín	0.36-8.34	1.95	47.4	52.6
DDT	0.11-0.43	0.24	89.5	10.5

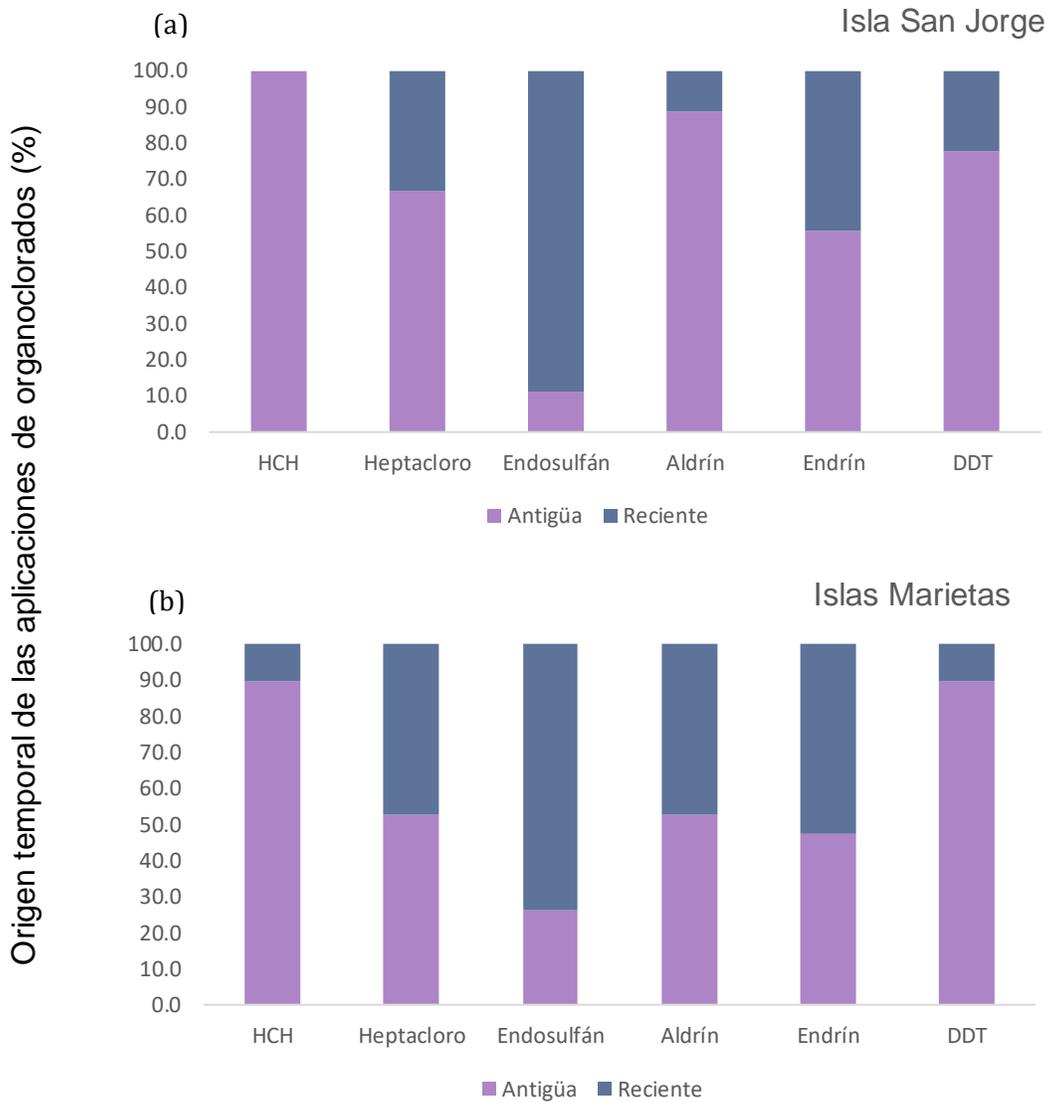


Figura 8. Porcentaje de aplicaciones presumiblemente recientes y antiguas en las muestras de contenido de huevo analizadas en (a) Isla San Jorge n=9 y (b) Islas Marietas n=19.

Presencia de materiales antrópicos en el nido

De acuerdo con la predicción, la mayor incidencia de material antrópico en el nido se registró en San Jorge donde el 34% de los nidos (38 de 110 nidos) presentaron plástico y en algunos casos otros materiales de origen antrópico, encontrando entre ellos resortes de colchón, fragmentos de redes y jaulas de pesca, fragmentos de botellas, empaques y plásticos de un solo uso, latas y guantes de trabajo. En Marietas sólo el 1% (2/197 nidos) de los nidos presentó material antrópico; plásticos en su totalidad (Figura 9).

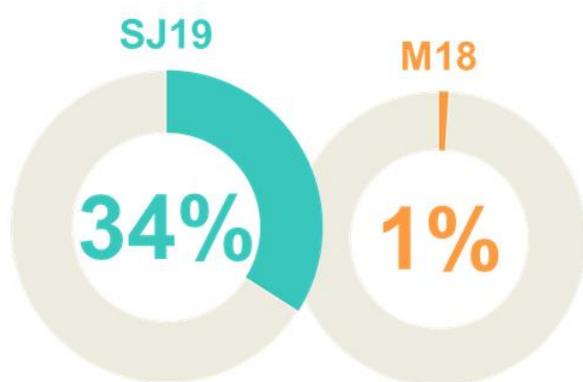


Figura 9. Presencia de materiales antrópicos en el nido para Islas Marietas n=197 nidos e Isla San Jorge n= 110 nidos

Estimación del tamaño de la población reproductiva de Isla Larga Marietas e Isla San Jorge

En el censo realizado en Isla Larga Marietas el 11 de julio del 2018 se encontraron en toda la isla 197 nidos activos. En el censo realizado en la plataforma de isla San Jorge el 1 de febrero del 2019 se encontraron 139 nidos. El resto de la población reproductiva de Isla San Jorge estimado en la misma fecha mediante el fotocenso fue de 2715 ± 386 nidos activos. Por lo que en total se estima

que la colonia reproductiva de la Isla San Jorge en febrero del 2019 es de alrededor de 2854 nidos (rango considerando la variación en los estimados del fotocenso: 2468 – 3240 nidos).

Tendencias poblacionales

Los censos encontrados en la literatura revisada presentan mucha variabilidad en la metodología, por lo que se sugiere una interpretación conservadora de los datos. Para disminuir variación en las estimaciones poblacionales asociada a diferencias en las fechas relativas con respecto a los picos reproductivos de cada colonia y método de estimación, usamos solo los datos de estimados que explícitamente reportaron la fecha de registro, el método y que hayan considerado la estimación de nidos en toda la isla. Para la Isla de San Jorge solo se encontraron 4 estimaciones que cumplieron con los criterios, dos estimaciones en el pico reproductivo de abril y dos en el pico reproductivo que va de finales de noviembre a febrero, las cuatro estimaciones se hicieron contando número de nidos en toda la isla desde una embarcación, tres de estas estimaciones las llevaron a cabo el mismo grupo de investigación (Tabla 6). Las dos estimaciones realizadas durante abril del 1991 y 1992, en lo que seguramente es el primer pico reproductivo de esa colonia, indican una población reproductiva que varía entre 1000 y 2900 nidos, respectivamente. Las dos estimaciones realizadas durante el segundo pico reproductivo de la colonia en San Jorge reportan 3833 nidos en 1994 y 25 años más tarde, 2854 ± 386 nidos en 2019 (Tabla 7).

Los pocos datos disponibles sugieren una variación considerable (65% en el primer pico reproductivo y 25% en el segundo) en el número de nidos que se establecen cada año, particularmente durante el primer pico reproductivo.

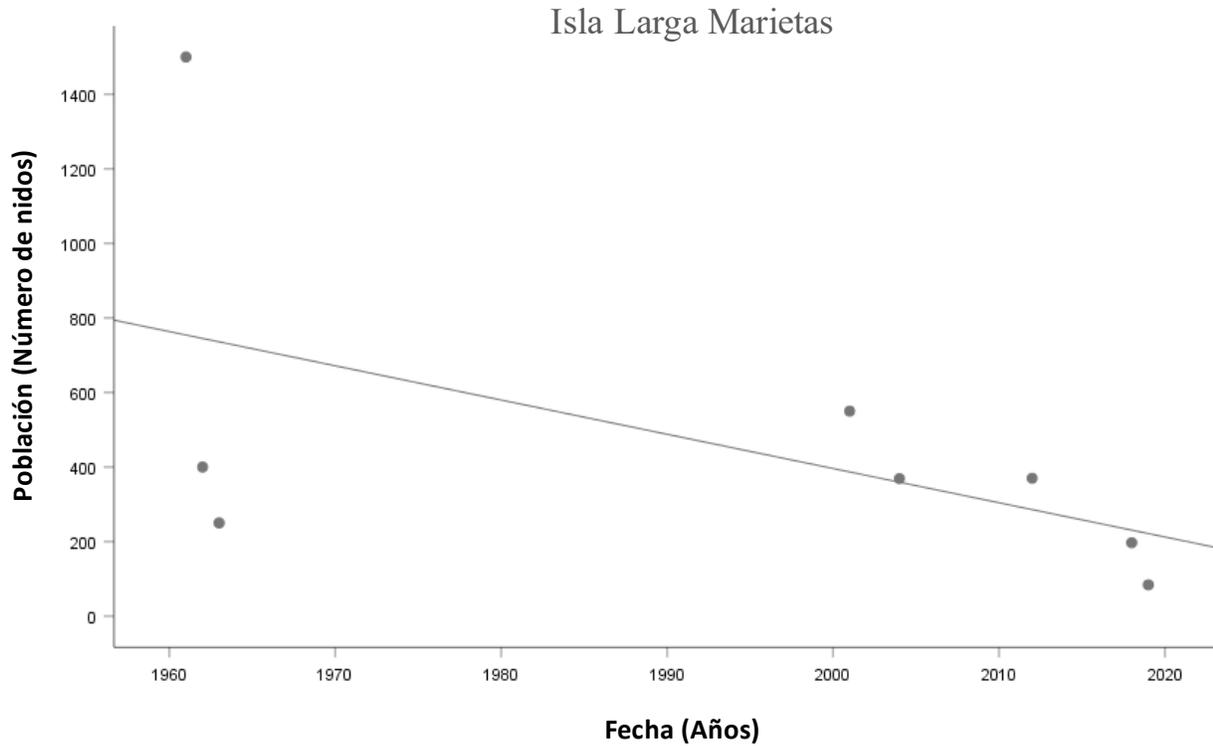
Para la Isla Larga en las Islas Marietas, 8 estimaciones cumplieron con los criterios, recorriéndose la isla a pie y contando directamente los nidos, tres de ellas fueron realizadas de abril a mayo, las 5

estimaciones restantes se realizaron entre julio y septiembre. Las tres primeras estimaciones fueron realizadas por Grant en años consecutivos (Grant 1964), mientras que de las 5 restantes, dos las realizó el grupo de investigación de Hugh Drummond y las tres últimas fueron realizadas por el grupo de investigación de Roxana Torres (Tabla 7). Las tres estimaciones realizadas durante abril-mayo de tres años consecutivos 1961-1963 por Grant reportan una disminución de 1500 parejas en 1961 a 250 en 1963. En las estimaciones realizadas por el grupo de investigación de H. Drummond se reportan 550 parejas en 2001 y 369 en 2004. Las estimaciones realizadas por el grupo de R. Torres, en la que entra la del presente estudio, indican 370 nidos en 2012, 197 en 2018 y 84 en 2019. Las estimaciones disponibles sugieren una tendencia negativa no significativa de la población reproductiva en la Isla Larga, Marietas ($r^2 = 0.29$, $p = 0.16$, $\beta = -9.18 \pm 5.83$), que parece estar acentuándose en los últimos 20 años ($r^2 = 0.84$, $p = 0.03$, $\beta = -20.35 \pm 4.98$; Figura 10).

Tabla 7. Estimaciones de las poblaciones de bobo café en isla larga Marietas e isla san Jorge; solo se incluyen aquellas que se censó el total del territorio de las islas. Las fechas estimadas de los picos reproductivos son abril-mayo y julio-septiembre para Marietas y para San Jorge abril y noviembre-febrero. Las metodologías seguidas son variables, por lo que los resultados deben ser interpretados de manera conservadora.

Isla	Fecha	Nidos	Individuos	Metodología	Referencia
San Jorge	09-Jul-1982	0	0	Conteo de nidos desde embarcacion	Mellink 2000
	27-abr-1991	1000		Conteo de nidos desde embarcacion	Mellink y Palacios 1993
	25-abr-1992	2900	5800	Conteo de individuos desde embarcacion, diferentes etapas de anidacion	Mellink y Palacios 1993
	20-dic-1994	3833	7666	Conteo de individuos desde embarcación, diferentes etapas de anidacion	Mellink 2000
	02-Jun-1998		3031	Conteo de individuos, sin anidación	Mellink 2000
	22-Jul-1998		641	Conteo de individuos, sin anidación	Mellink 2000
	1-Feb-2019	2854		Fotocenso de nidos desde embarcacion	González Rodiles Villareal A. presente estudio
Marietas	27-May-1961	1500		Recorrido a pie en la isla, estimación visual	Grant 1964
	30-May-1962	400		Recorrido a pie en la isla, se contaron nidos	Grant 1964
	17-Abr- 1963	250		Recorrido a pie en la isla, se contaron nidos	Grant 1964
	2-ago-2001	550		Recorrido a pie en la isla, se contaron nidos	Osorno y Drummond 2003
	3-sep-2004	369		Recorrido a pie en la isla, se contaron nidos	Fuente 2007
	16-jul- 2012	370		Recorrido a pie en la isla, se contaron nidos	Díaz 2014
	11-Jul-2018	197		Recorrido a pie en la isla, se contaron nidos	González Rodiles Villareal A. presente estudio
	Jul- 2019	84		Recorrido a pie en la isla, se contaron nidos	Torres 2019

Figura 10. Estimaciones del tamaño de la población reproductiva del bobo café en Isla Larga, Marietas basadas en censos del número de nidos 1960 al 2019. Se muestran el número de nidos estimados entre los meses de abril-julio. Los datos en la figura corresponden a los censos reportados en la Tabla 7.



Discusión

El bobo café es un ave marina que en México anidaba en grandes colonias en diferentes islas del Golfo de California y Pacífico y Caribe mexicano. Sin embargo, durante las últimas décadas sus poblaciones a nivel mundial presentan una tendencia a la disminución (Bird Life International 2022). En el presente estudio nos planteamos investigar para dos colonias reproductivas de bobo café que anidan en las Islas Marietas y la Isla San Jorge (1) algunas posibles causas asociadas a la variación en su éxito reproductivo (solo para la colonia de Marietas), (2) evaluar la presencia de contaminantes organoclorados en diferentes tejidos colectados de forma oportunista, (3) evaluar la presencia de materiales antrópicos en los nidos, y (4) realizamos una estimación del tamaño de la

población reproductiva (estimada como el número de nidos activos) y de una revisión bibliográfica, evaluamos las tendencias de las dos poblaciones.

Éxito reproductivo

Durante nuestro estudio en Islas Marietas, el éxito reproductivo de una muestra de 49 nidos fue del 49% a la eclosión, mientras que la supervivencia a los 30 y 60 días fue del 39 y 26%, respectivamente. El éxito de eclosión es mayor al 18.4% reportado para la población en el periodo de enero-julio de 2013, sin embargo, el éxito de supervivencia es menor al 85.7% reportado en el mismo estudio (Cornejo-Ortega et al. 2016), lo que sugiere una alta variabilidad entre años y fecha de puesta. El éxito de eclosión de esta población se encuentra en un rango similar al de otras colonias de bobo café de islas del Pacífico (e.g. éxito de eclosión 61% en la temporada del 2006 para Morros El Potosí) en las que existe una variación considerable del éxito de eclosión entre años lo cual podría ser producto de los cambios en la disponibilidad de alimento producto de las fluctuaciones oceánicas y cómo estas impactan en la condición de los padres (Ceyca y Mellink 2009). Por ejemplo, en colonias cercanas a la colonia de bobo café en Islas Marietas el éxito de eclosión varía entre años de 63 (2008) a 38% (2009) en Isla Pajarera; de 61 (2008) a 44% (2009) en isla Cocinas; de 72 (2008) a 70% (2009) en Peña Blanca (Vázquez et al. 2017).

El éxito de eclosión no dependió de variables microambientales tales como el porcentaje de vegetación alrededor del nido o la distancia al vecino más cercano, pero sí de la condición de los padres. Notablemente, el efecto de la condición de la hembra y el macho fue diferente: la probabilidad de eclosión aumentó casi 80% al aumentar la condición de las hembras, pero disminuyó 40% al aumentar la condición de los machos. Durante la etapa de crianza, la condición de los padres no se relacionó de forma directa con la probabilidad de supervivencia a los 30 y 60

días de edad de las crías. Sin embargo, la probabilidad de supervivencia de las crías a los 30 y 60 días disminuyó al avanzar la temporada reproductiva. Los resultados obtenidos podrían reflejar una mayor inversión parental por parte de las hembras en términos de la inversión de nutrientes en el huevo o en la conducta de incubación y un efecto importante de la variación en las condiciones ambientales para la reproducción y/o la condición o experiencia reproductiva de los padres al avanzar la temporada reproductiva sobre la supervivencia de las crías.

Trivers (1972) define la inversión parental como toda inversión realizada por un progenitor en su descendencia que incrementa las probabilidades de supervivencia de la cría a expensas de su capacidad para invertir en futuros intentos reproductivos. Un factor que podría responder al por qué la condición de la hembra afecta el éxito de eclosión es el hecho de que son las hembras quienes enfrentan los costos de la producción de huevos. La formación del huevo es un proceso costoso en términos energéticos y nutricionales, la calidad y cantidad de huevos producidos puede depender de la condición del individuo (Nager 2006). Así, una mayor inversión en la producción de huevos puede causar el deterioro de la condición corporal al finalizar la temporada de anidación, reducir la capacidad parental de crianza y disminuir el éxito reproductivo en eventos futuros (Nager 2006). Por lo que podría esperarse que hembras en menor condición física inviertan menos recursos en la reproducción pues esto amenaza su adecuación a futuro, reduciendo también el éxito de eclosión y supervivencia de las crías o bien, que realicen la misma inversión en la puesta que hembras de buena condición, pero que, dada su mala condición física, produzcan huevos y crías de baja calidad.

La división del trabajo entre sexos es otro factor que podría explicar las diferencias observadas del efecto de la condición de los padres sobre el éxito de eclosión. Dicha hipótesis sugiere que el dimorfismo sexual en tamaño es una consecuencia adaptativa a la existencia de estrategias diferentes entre sexos, un mayor tamaño implica mayores reservas corporales, y por lo tanto una mejor habilidad para regular la inversión reproductiva (Weimerskirch 1999). La

regulación de la inversión parental y el forrajeo deberían de diferir entre sexos en especies con un alto grado de dimorfismo sexual (Weimerskirch et al. 2009). Esto se ha observado en diversas especies de súlidos en los que cada sexo tiene una estrategia reproductiva específica, entre ellas el bobo enmascarado (*Sula dactylatra*) y el bobo de patas azules (*Sula nebouxii*) (Weimerskirch et al. 2009, Velando y Alonso-Alvarez 2003). En ambas especies machos y hembras atienden equitativamente el nido durante el periodo de incubación y durante los primeros 10 días tras la eclosión, pero adoptan estrategias diferentes a partir de la segunda semana y hasta los 35 días, periodo considerado el de mayor demanda energética para los padres (Ricklefs 1983), siendo las hembras quienes proveen mayor cantidad de alimento a la cría (Guerra and Drummond 1995, Weimerskirch et al. 2009). En el caso de los bobos enmascarados, durante el periodo de alta demanda los machos atienden las solicitudes de la cría el 66% de las veces, pero las hembras proveen la mayor cantidad de alimento (Weimerskirch et al. 2009). Además, se encontró que si los costos de forrajeo incrementan, solo las hembras utilizan sus reservas corporales para compensar este costo. Así, cada sexo presenta una estrategia diferente, las hembras invierten recursos en proveer una mayor cantidad de alimento a las crías que los machos, además de poseer una estrategia de inversión flexible, regulando el esfuerzo reproductivo en relación con su propia masa corporal, mientras que los machos invierten en la defensa del territorio y la atención de solicitudes de la cría, actividades mucho más predecibles en términos de gasto energético que el forrajeo, y presentan una inversión fija independiente de su masa corporal (Weimerskirch et al. 2009). Las diferencias intersexuales en forrajeo son mayores en el bobo café en comparación con otros súlidos (Lewis et al. 2005, Weimerskirch et al. 2009), en general, las hembras invierten más tiempo y recorren distancias mayores durante el forrajeo, pero existen particularidades asociadas a cada colonia relacionadas con las condiciones locales de productividad y distribución de recursos (Castillo-Guerrero et al. 2016, Weimerskirch et al. 2009). Prueba de ello es que en estudios realizados en Islas Marietas no se encontraron diferencias entre sexos en los hábitos de forrajeo, sin

embargo, existe una segregación espacial de las zonas en las que forrajea cada sexo, además de encontrarse que las hembras alimentan a las crías con mayor frecuencia que los machos (López Márquez 2019). En otro estudio de la misma población, se encontró que los machos pasan menos tiempo con las crías que las hembras y, aunque la frecuencia de alimentación de la cría no difirió entre sexos, las hembras son más responsivas a las solicitudes de las crías (Montoya y Torres 2015). En este estudio, a diferencia del realizado con bobos enmascarados, no se midió la cantidad provista en cada alimentación por lo que podrían existir diferencias en el porcentaje de alimento que cada sexo provee a la cría, aunque la frecuencia de alimentación no difiera.

Los datos disponibles, que en ocasiones pueden parecer contradictorios, sugieren que el bobo café es flexible en sus hábitos de forrajeo, adaptándose a las condiciones y fluctuaciones ambientales del entorno de la colonia de anidación y que de igual manera, el esfuerzo que invierten ambos sexos en las crías o los roles que adoptan, varían a lo largo de la temporada, respondiendo a la demanda energética de las diferentes etapas de la temporada reproductiva así como a las variaciones ambientales. Si bien las estrategias adoptadas entre sexos no son las mismas entre poblaciones, es una constante que presentan estrategias diferentes entre sí, explicando las diferencias observadas en el efecto de la condición de cada sexo sobre el éxito reproductivo.

Presencia de plaguicidas organoclorados en el bobo café

En Marietas los organoclorados con mayores concentraciones fueron los ciclodiénicos y el lindano, en el caso de San Jorge los ciclodiénicos, el lindano y el DDT. El lindano ha sido utilizado como roenticida, insecticida y acaricida para uso en ganado. Los ciclodiénicos, entre los que se encuentra el endosulfán, se han utilizado en grandes cantidades para cultivos de maíz, arroz, algodón, caña de azúcar y papa, como control de vectores y roenticidas (INECC, 2007). El DDT es usado como insecticida en el cultivo de algodón, además de haber sido el principal compuesto

utilizado para el control de mosquitos y otros vectores. En Nayarit se comercializan tres organoclorados, endosulfán, dicofol y pentaclorofenol, de estos tres, el endosulfán es el más comercializado (González Arias et al. 2010). En Sonora también se comercializa el endosulfán (Bejarano-González et al. 2015), esto podría explicar que la familia a la que pertenece se encuentre en las concentraciones más altas, dado que es un compuesto de fácil acceso.

La acumulación diferencial de organoclorados en las diferentes matrices encontradas en este estudio responde a lo planteado en la literatura, siendo las matrices con mayor contenido lipídico (contenido de huevo, embriones y tejidos) las que presentan mayores concentraciones. Para ambas islas, la mayor incidencia de concentraciones mayores a los 500 ng/g se encontró en matrices con alto contenido lipídico. No existen estudios experimentales que exploren las dosis letales en el bobo café para todos los compuestos incluidos en el presente estudio, las concentraciones de DDT para las que se han reportado efectos adversos y/o letales en huevos de aves marinas oscilan entre los 620 ng/g a 66000 ng/g, dependiendo de la especie (DI, U. 1998). En San Jorge la concentración más alta de DDT en contenido de huevo ascendió a 588.71 ng/g la de DDD a 433.1 ng/g. En Marietas las concentraciones más altas fueron de 1082.23 ng/g para el DDD y 1837.76 ng/g para DDE. Las concentraciones promedio obtenidas para Marietas fueron 227.2 ng/g DDD, 318.4 ng/g DDE y 106.7 ng/g DDT. Para San Jorge, las concentraciones promedio fueron de 144 ng/g DDD, 143.7 ng/g DDE y 221.9 ng/g DDT (Anexo 1). Las concentraciones de DDE en contenido de huevo reportadas por Mellink, en el único estudio previo en bobo café, son de 49 ± 37 ng/g para Marietas y de 53.3 ± 40 ng/g para San Jorge en peso húmedo equivalente a 215.6 ± 162.8 ng/g y 234.52 ± 176 ng/g en peso seco, respectivamente (Mellink 2009). En el presente estudio encontramos concentraciones promedio 1.5 veces mayores que la registrada por Mellink para Marietas, lo que sugiere que el uso de DDT sigue siendo una práctica generalizada en la región.

La presencia de organoclorados en huevos y embriones puede interferir, por su naturaleza estrogénica, en los procesos de desarrollo y diferenciación embrionarios, ocasionando la diferenciación incompleta de los sistemas reproductivos y neurológicos, impactando conductas esenciales para la reproducción y disminuyendo el éxito de eclosión (Fry 1995). Como confirma un estudio realizado en gaviotas hiperbóreas (*Larus hyperboreus*) donde se encontró que los mayores efectos de los organoclorados se presentaron durante la etapa embrionaria, ocasionando la muerte del embrión o reduciendo su calidad y se demostró además un vínculo entre la mortalidad y calidad de los embriones y la concentración de organoclorados encontrados en la madre (Bustnes et al. 2003). Por lo tanto, aunque las concentraciones promedio encontradas en los huevos y embriones del bobo café no estén en el rango de concentraciones letales, la presencia de estos compuestos no es inocua para los organismos, ya que sus efectos subletales persisten (Fox et al. 1978; Gilman et al. 1978; Hunt et al. 1977, McArthur et al. 1983, Fox et al. 1980).

En Marietas, el huevo presentó una mayor concentración de ciclodiénicos, mientras que en las tres matrices restantes (cascarones, embriones y tejidos) el lindano fue la familia química de mayor concentración. En San Jorge, la familia con mayor concentración en el huevo fueron los ciclodiénicos, en embriones el DDT y en los cascarones y tejidos el lindano. Contrario a lo que esperábamos encontrar, la concentración de organoclorados en contenido de huevo en Marietas es tres veces mayor que la encontrada en San Jorge y la concentración en tejidos es casi ocho veces mayor. Las diferencias en concentraciones en tejidos podrían deberse a que las muestras de tejido en Marietas provienen de pollos y adultos, mientras que en San Jorge solamente se analizaron muestras de pollos, esto podría crear un sesgo, dado que, al haber tenido un tiempo de exposición menor a los organoclorados, los niveles bioacumulados en tejidos de pollos serían menores de lo que podrían llegar a ser en adultos. Sin embargo, dichas diferencias persisten en el contenido de huevo y, dado que las hembras transfieren dichos compuestos a los huevos, la concentración de organoclorados en el huevo es un indicador indirecto de la concentración de estos compuestos en la

madre (Verreault et al. 2005, Bustnes et al. 2001) por lo que podríamos inferir que la concentración de organoclorados es mayor en Marietas, este hallazgo es contrario a lo planteado en la hipótesis 2, en la que esperábamos encontrar mayores concentraciones en San Jorge dado a que existen zonas de agricultura intensiva cercanas que, por transporte aéreo o por corrientes, aportarían mayores cantidades de plaguicidas. Los resultados encontrados alertan sobre el aporte de plaguicidas y el impacto ambiental que conlleva el turismo. En Marietas, la cercanía a una de las principales zonas turísticas del país, con una acelerada urbanización y en la que, como parte de los proyectos turísticos, se han talado hectáreas de vegetación costera para instalar campos de golf y jardines, en los que se aplican plaguicidas a gran escala a modo de control de vectores parece ser mayor que el aporte de actividades agrícolas, puesto que en ambos sitios hay extensas zonas de cultivo y ríos con descargas agrícolas que desembocan en sus alrededores, pero sólo en Marietas hay un alto grado de urbanización con fines turísticos.

Adicionalmente, podría esperarse que la exposición a los contaminantes varíe a lo largo del año e incremente durante la temporada de lluvias debido a un mayor aporte de los ríos. Si la temporada reproductiva coincide con la de lluvias, la concentración de contaminantes a la que las crías están expuestas sería mayor. En Bahía de San Jorge la temporada de lluvias es más corta y ocurre sólo durante el mes de septiembre (Ramsar 2011). En Marietas la temporada de lluvias y de reproducción del bobo café ocurren entre los meses de junio-octubre (Velázquez Ruiz et al. 2012, Montoya et al. 2018), esto podría contribuir a que las concentraciones encontradas en Marietas sean mayores a las encontradas en San Jorge. La alta variación encontrada en las concentraciones estimadas de organoclorados en este estudio podría disminuir con un muestreo más extenso y aleatorio de las aves, para ello es necesario la implementación de métodos no invasivos (como el muestreo de sangre), o bien una colecta más extensa del segundo huevo que, eclosione o no, será eliminado por el primogénito, pues se trata de una especie con fratricidio obligado (Nelson 1978). O

bien, dicha variación podría responder a peculiaridades individuales y no a un error de muestreo o al tamaño de muestra.

Origen temporal de los organoclorados

En nuestro estudio, los indicadores de uso apuntan a una aplicación reciente de los compuestos organoclorados en ambos sitios. Esto confirma que, aunque el uso de aldrin, dieldrin y endrin está prohibido en el país desde 1991 y el lindano, DDT y endosulfan tienen carácter de restringidos, su uso continúa (Ponce-Vélez y Botello 2018). La estimación del origen temporal de los compuestos depende de la vida media de cada uno de ellos. Las vidas medias de los compuestos evaluados oscilan entre los 9 meses y los 15 años (Jayaraj et al. 2016; EPA 2002). En Marietas se estima que el 73.7% del endosulfan encontrado en las muestras pudo ser aplicado hace no más de 3.4 años, el 52.6% del endrín hace no más de 12 años, 47.4% del aldrín hace no más de 5.5 años, 47.7% del heptacloro hace no más de 2 años. En San Jorge 88.9% del endosulfan puede provenir de aplicaciones de no más de 3.4 años de antigüedad, el 44.4% del endrín de no más de 12 años, el 33.3% del heptacloro de no más de 2 años y el 22.2% del DDT de no más de 8.5 años. Con excepción del lindano en San Jorge, para todos los demás compuestos se encontraron aplicaciones que se estima son recientes.

Presencia de materiales antrópicos en el nido

La presencia de material antrópico en los nidos de bobo café fue 33 veces mayor en San Jorge que en Marietas. Las diferencias observadas podrían deberse a que la abundancia de estos materiales en cada zona difiere o bien a la disponibilidad de material de anidación dependientes de las características de cada isla (Ryan et al. 2009; Witteveen et al. 2017; Jagiello et al. 2018); dado que

San Jorge carece totalmente de vegetación, mientras que Marietas presenta pastos, arbustos y herbáceas. Por consiguiente, los bobos tendrían menor necesidad de recurrir al uso de materiales antrópicos en Marietas, donde hay abundante materia vegetal, que en San Jorge. En ambas islas se realizaron recorridos por las playas, donde se detectó una abundante presencia de plástico. Así, la baja incidencia de plásticos en los nidos en Marietas no es necesariamente un indicador de que la presencia de éstos en el ambiente sea menor que en San Jorge, sino que las aves utilizan materiales orgánicos por la abundancia de éstos.

La presencia de macroplásticos en el nido representa un riesgo pues las crías pueden ser asfixiadas al enredarse entre las redes o fragmentos de plástico, o bien, estos pueden quedarse atorados en alguna zona del cuerpo reduciendo la movilidad y la capacidad de forrajeo del individuo, además de volverlo más vulnerable a ataques de depredadores. En caso de ser ingerido, representaría un reto más a la resiliencia fisiológica pues, al entrar en contacto con el medio ácido estomacal puede liberar los contaminantes adsorbidos (Teuten et al. 2009), además ser capaz de ocasionar una disminución en la cantidad de comida que el individuo puede ingerir, bloqueos intestinales y desgarros que pueden llevarle a la muerte (Votier et al. 2011). Las amenazas que el plástico supone para las poblaciones no acaban ahí, al transformarse en micro plástico se biomagnifica a lo largo de la cadena trófica, siendo los depredadores tope los organismos expuestos a las mayores concentraciones (Thompson et al. 2004; Ng y Obbard 2006; Reddy et al. 2006). Al ser un perturbador endocrino (Teuten et al. 2009) tiene efectos estrogénicos y reduce la producción de testosterona (Foster 2006), además de actuar sobre receptores hormonales en vías nucleares de señalización celular (Grun & Blumberg 2007). Por sus características físicas, adsorbe contaminantes hidrofóbicos del ambiente, entre ellos hidrocarburos y plaguicidas organoclorados, inhibiendo su degradación, incrementando su persistencia en el ambiente y liberándolos una vez ingerido, dadas las condiciones ácidas del sistema digestivo (Teuten et al. 2009).

Si bien en el presente estudio no se investigó la presencia de micro plásticos en las aves, al haberse detectado una presencia extendida de macro plástico en los nidos es muy probable que exista también presencia de micro plásticos en las aguas en que estas poblaciones forrajean y, por ende, en los peces que consumen. La carga de xenobióticos perturbadores endocrinos a los que estas poblaciones se enfrentan está multiplicándose y resulta evidente la necesidad de monitoreos eco toxicológicos para determinar la magnitud de dicho problema en poblaciones del territorio nacional.

Tendencias poblacionales

Para San Jorge, los pocos datos disponibles sugieren una variación considerable en el número de nidos que se establecen cada año en el primer y segundo picos reproductivos. Las dos estimaciones realizadas durante abril del 1991 y 1992 indican una población reproductiva que varía entre 1000 y 2900 nidos, respectivamente. Lo cual representa una variación positiva del 65% entre ambos años. Las dos estimaciones realizadas durante el segundo pico reproductivo de la colonia en San Jorge reportan una variación negativa del 25% entre censos. Los datos existentes no permiten establecer de manera confiable la tendencia poblacional en San Jorge, aunque pareciese mantenerse estable.

Para Marietas, en el primer pico reproductivo (abril-julio) las tres estimaciones realizadas durante los años 1961-1963 por Grant reportan una fluctuación del 83%, lo cual sugiere una variación amplia en el número de parejas que se establecen cada año, seguramente reflejo de las condiciones ambientales y la disponibilidad de alimento en la temporada de anidación, producto de fenómenos oceánicos como El Niño y La Niña. La tendencia general que se observa sugiere una disminución en el número de nidos del 85% en 58 años, un periodo de tiempo muy corto en

términos ecológicos. Observamos entonces que, aunque la variación entre años pueda ser alta, esta población parece estar experimentando una tendencia a la disminución.

La tendencia a la disminución de la población de bobo café en Marietas concuerda con la tendencia mundial al descenso que experimentan las aves marinas (Croxall et al. 2012; Paleczny et al. 2015; BirdLife International 2018). Ello podría ser consecuencia de la sinergia de eventos naturales y actividades antrópicas. Los efectos observados actualmente podrían empeorar a la par de las consecuencias del calentamiento global. Por otra parte, con el aumento del desarrollo turístico y la urbanización, generalmente carente de planeación, de la costa del pacífico mexicano la exposición a contaminantes aumentará. En las inmediaciones de bahía San Jorge se encuentran minas a cielo abierto, por lo que es muy probable que las poblaciones de bobo café también estén expuestas a la contaminación por metales pesados, siendo Sonora un estado afectado por la contaminación de cuerpos de agua a causa de la minería. Las estimaciones estandarizadas y regulares de poblaciones permiten monitorear el estado de una población en concreto, al tiempo que proveen información indirecta del estado del ecosistema que ésta habita y, con ello, facilitan la elaboración de planes de manejo y conservación óptimos para la situación específica de éste. Tras los factores que impactan a las poblaciones silvestres, subyace una profunda desigualdad política y económica, así como el fracaso, a largo plazo, de un modelo de crecimiento económico sustentado en la disrupción y degradación de los sistemas biológicos (BirdLife International 2018). Por lo tanto, se vuelve necesario que las políticas públicas y los planes de desarrollo tomen en cuenta el factor ambiental, puesto que éste, lejos de ser un ente aislado y disociado del factor social, provee alertas tempranas sobre factores que afectan simultáneamente a las poblaciones silvestres y a las poblaciones humanas, sobre todo a aquellas en situaciones de vulnerabilidad y marginación. Para que esto sea posible, es imprescindible contar con datos generados a partir de monitoreos, por lo cual se vuelve una necesidad que en México estas prácticas sean implementadas, con la intención de

proteger no solo a las poblaciones silvestres, sino también a la salud y el futuro de las poblaciones humanas.

Conclusiones

La tendencia a la disminución de la población de bobo café en Isla Larga Marietas coincide con lo observado a nivel mundial, aunque en San Jorge la población parece estable. Existe una variación considerable del éxito de eclosión entre años para las colonias del Pacífico, incluyendo a la de Isla Larga Marietas, sin embargo, el éxito reproductivo encontrado en ésta es menor que el de otras colonias. En este estudio queda en evidencia la necesidad de implementar monitoreos periódicos y de metodología estandarizada con el fin de conocer el estado de las poblaciones de aves marinas en un planeta cambiante y con crecientes amenazas. La presencia de los 16 compuestos organoclorados analizados en todas las muestras confirma que el uso de éstos sigue siendo una práctica generalizada en México a pesar de las restricciones y prohibiciones legales existentes. También recalca el potencial de las aves marinas como bioindicadores además de alertar sobre los riesgos para la población humana del consumo de alimentos provenientes del pacífico mexicano, así como del impacto del desarrollo turístico y las prácticas agrícolas intensivas. El hecho de que las concentraciones de organoclorados sean más altas en una zona de alto desarrollo turístico alerta sobre el impacto que dicha actividad tiene sobre el ambiente y es un llamado a la creación de planes de desarrollo regulados que tomen en cuenta la salud del medioambiente y de los organismos que lo habitan, así como el de las comunidades humanas y no solo el crecimiento económico.

Referencias

- Aguayo-Quiroz, C.E. 2019. Evaluación de riesgo a la salud humana por la exposición a plaguicidas organoclorados a través del consumo de peces comerciales de la costa de Nayarit, México. Tesis de Maestría. Posgrado en Ciencias Biológico Agropecuarias. Universidad Autónoma de Nayarit. En proceso
- Albert, L., A., Viveros, A., D. 2019. Plaguicidas y Ambiente. Xalapa, Veracruz, México. 335p RA:03-2016-071810215800-01
- Albert, L.A. 2005. Panorama de los plaguicidas en México. Revista de Toxicología. <http://www.sertox.com.ar/retel/n08/01.pdf>
- Álvarez-Borrego S. 2010. Physical, chemical, and biological oceanography of the Gulf of California. In: Brusca GC (ed.), The Gulf of California: Biodiversity and Conservation. University of Arizona Press, Tucson, pp. 24–48.
- Álvarez-Borrego, S. y Lara-Lara, J.R. 1991. The physical environment and primary productivity of the Gulf of California. In: J.P. Dauphin and B.R.T. Simoneit (eds.), The Gulf and Peninsular Province of the Californias. Memoir 47. American Association of Petroleum Geology, pp. 555-567.
- Ancona, S., Sánchez-Colón, S., Rodríguez, C., & Drummond, H. 2011. El Niño in the Warm Tropics: local sea temperature predicts breeding parameters and growth of blue-footed boobies. *Journal of Animal Ecology*, 80(4), 799-808.
- Antczak, M., Hromada, M., Czechowski, P., Tabor, J., Zablocki, P., Grzybek, J., Tryjanowski, P. 2010. A new material for old solutions-the case of plastic string used in Great Grey Shrike nests. *Acta Ethol.*, 13, pp. 87-91 <https://doi.org/10.1007/s10211-010-0077-2>

Arriaga Cabrera, L., E. Vázquez Domínguez, J. González Cano, R. Jiménez Rosenberg, E. Muñoz López & V. Aguilar Sierra. 1998. Regiones marinas prioritarias de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad. México.

(<http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/regionalizacion/doctos/rmp062.html>)

Barnes, D.K.A., Galgani, F., Thompson, R.C., Barlaz, M., 2009. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philos. Trans. R. Soc. B* 364, 1985–1998.

<https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0205>.

Beiras, R. 2018. Marine pollution: Sources, fate, and effects of pollutants in coastal ecosystems. Amsterdam: Elsevier.

Bejarano Gonzales F. 2002 The spiral of poison, citizen review guide on pesticides, RAPAM, vol 1. Texcoco, Mexico State, p 9

Beman J.M., Arrigo K.R., & Matson P.A. 2005 Agricultural runoff fuels large phytoplankton blooms in vulnerable areas of the ocean. *Nature* 434:211-214

Berglund P.A., & Hentati Sundberg J. 2015. Arctic Seabirds Breeding in the African-Eurasian Waterbird Agreement (AEWA) Area: Status and Trends 2014. CAFF's Circumpolar Seabird expert group (CBird) No. 13. CAFF assessment series report.

Best DA, Bowerman WW, Kubiak TJ, Winterstein SR, Postupalsky S, Shieldcastle M. 1994. Reproductive impairment of bald eagles along the Great Lakes shorelines of Michigan and Ohio. In: *Raptor Conservation Today*, (Meyburg BU, Chancellor RD, eds). East Sussex, U.K.: World Working Group on Birds of Prey and The Pica Press, 697-702.

BirdLife International (2022) Species factsheet: *Sula leucogaster*.

- BirdLife International. 2018. State of the world's birds: taking the pulse of the planet. Cambridge, UK: BirdLife International.
- Borgia, G. 1985. Bowers quality, number of decorations and mating success of male satin bowerbirds (*Ptilonorhynchus violaceus*): an experimental analysis. *Anim. Behav.*, 33, pp. 266-271 [https://doi.org/10.1016/S0003-3472\(85\)80140-8](https://doi.org/10.1016/S0003-3472(85)80140-8)
- Brentano, R., Coimbra, A., Brum, D., Carmela, R., & Virginia, M. 2020. Incidence of anthropogenic material in *Sula leucogaster* nests in a distant archipelago of Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 151, 110815. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110815>
- Brunström, B., Axelsson, J., & Halldin, K. 2003. Effects of endocrine modulators on sex differentiation in birds. *Ecotoxicology*, 12(1), 287-295.
- Burger, J., & Gochfeld, M. 2004. Marine Birds as Sentinels of Environmental Pollution. *EcoHealth*, 1(3), 263-274. <https://doi.org/10.1007/s10393-004-0096-4>
- Bustnes, J. O., Bakken, V., Erikstad, K. E., Mehlum, F., & Skaare, J. U. 2001. Patterns of incubation and nest-site attentiveness in relation to organochlorine (PCB) contamination in glaucous gulls. *Journal of Applied Ecology*, 38(4), 791-801.
- Bustnes, J.O., Erikstad, K.E., Skaare, J.U., Bakken, V. & Mehlum, F. 2003. Ecological effects of organochlorine pollutants in the Arctic: a study of the glaucous gull. *Ecological Applications*, 13 (2), 504-515
- Caribbean News. 2022, Agosto 22. Colocada la primera piedra del proyecto NIA de Marriott International en Riviera Nayarit. *Revista Caribbean News*
<https://www.caribbeannewsdigital.com/es/turismo/colocada-la-primera-piedra-del-proyecto-nia-de-marriott-international-en-riviera-nayarit>

Carson, R. 1962. Silent spring. Boston: Houghton Mifflin

Castillo-Guerrero, J. A., Lerma, M., Mellink, E., Suazo-Guillén, E., & Peñaloza-Padilla, E. A. 2016. Environmentally mediated flexible foraging strategies in brown boobies in the Gulf of California. *Ardea*, 104(1), 33-47.

Castro-Díaz, J. & Díaz-Arias M.L. 2007. Estado de avance del Convenio de Estocolmo en México. INECC <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones2/libros/447/cap2.html>

Causey, D & Padula, V.M. 2014. The Pelecaniform Birds. *Encyclopedia of Ocean Sciences*, volume 4, pp. 2128–2136.

Ceyca, J. P., & Mellink, E. 2009. Ecología reproductiva del bobo café (*Sula leucogaster*) en Morros el Potosí, Guerrero, México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 80(3), 793-800.

CONANP. 2007. Programa de Conservación y Manejo Parque Nacional Islas Marietas https://simec.conanp.gob.mx/pdf_libro_pm/27_libro_pm.pdf

Cornejo-Ortega, J. L., Chávez-Dagostino, R. M., & Cupul-Magaña, F. G. 2016. Éxito reproductivo de los pájaros bobos patas azul, *Sula nebouxii*, y los pájaros bobos café, *Sula leucogaster*, como indicador de perturbación por uso turístico en las Islas Marietas, México. *Animal Biodiversity and Conservation*, 39(2), 185-193.

Cózar, A., Echevarría, F., González-Gordillo, J.I., Irigoien, X., Úbeda, B., Hernández-León, S., Palma, Á.T., Navarro, S., García-de-Lomas, J., Ruiz, A., Fernández-de-Puelles, M.L., Duarte, C.M., 2014. Plastic debris in the open ocean. *Proc Nat Acad Sci* 111, 10239–10244. <https://doi.org/10.1073/pnas.1314705111>

- Croxall, J. P., Butchart, S. H. M., Lascelles, B. E. N., Stattersfield, A. J., Sullivan, B. E. N., Symes, A., & Taylor, P. 2012. Seabird conservation status, threats, and priority actions: a global assessment, 1–34.
- DI, U. (1998). Guidelines for Interpretation of the Biological Effect of Selected Constituents in Biota, Water, and Sediment: DDT. Bureau of Reclamation, US Fish and Wildlife Service. US Geological Survey, Bureau of Indian Affairs. United States Department of the Interior.
- Dias, M. P., Martin, R., Pearman, E. J., Burfield, I. J., Small, C., Phillips, R. A., ... Croxall, J. P. 2019. Threats to seabirds: A global assessment. *Biological Conservation*, 237(April), 525–537. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.06.033>
- Díaz, M.S., 2014. Correlación de atributos fenotípicos de los padres y el tamaño de puesta en el bobo café (*Sula leucogaster*). Tesis Licenciatura en Biología Universidad Nacional Autónoma de México.
- O'Dwyer, T. W., Buttemer, W. A., Priddel, D. M., & Downing, J. A. 2006. Prolactin, Body Condition and the Cost of Good Parenting: An Interyear Study in a Long-Lived Seabird, Gould's Petrel (*Pterodroma leucoptera*). *Functional Ecology*, 806–811. <http://www.jstor.org/stable/3806588>
- Eldefrawi M.E., Eldefrawi, A., T. 1990. Nervous System Based Insecticides. Safer Insecticides: Development and Use, Hodgson, E. Kuhr, R. J. (Eds.) Marcel Dekker, New York, ISBN-13:978-0824778842, pp: 155-207
- Escobar, J. 2002. La contaminación de los ríos y sus efectos en las áreas costeras y el mar. CEPAL. División de Recursos Naturales e Infraestructura. 50, 63. <https://repositorio.cepal.org/handle/11362/6411?locale-attribute=es>

Factsheet: People and Oceans General. 2017. ONU

<https://www.un.org/sustainabledevelopment/wp-content/uploads/2017/05/Ocean-factsheet-package.pdf>

Foster, P. M. D. 2006 Disruption of reproductive development in male rat offspring following in utero exposure to phthalate esters. *Int. J. Androl.* 29, 140–147. (doi:10.1111/j.1365-2605.2005.00563.x)

Fox, G., A., Gilman, A., P., Peakall, D., B., Anderka, F., W. 1978. Behavioral abnormalities of nesting Lake Ontario herring gulls. *J Wildl Manage* 42:477-483

Fox, G., A., Tom, D. 1980. Organochlorine pollutants, nest defense behavior and reproductive success in merlins. *Condor* 82:81-84

Fry, D. M. 1995. Reproductive effects in birds exposed to pesticides and industrial chemicals. *Environmental Health Perspectives*, 103(SUPPL. 7), 165–171.
<https://doi.org/10.2307/3432528>

Fry, D., M., Toone, C., K. 1981. DDT-induced feminization of gull embryos. *Science* 213:922-924

Fry, D., M., Toone, C., K., Speich, S., M., Peard, R., J. 1987. Sex ratio skew and breeding patterns of gulls demographic and toxicological considerations. *Stud Avian Biol* 10:26-43

Fuente, A. 2007. ¿Cuándo matar al hermano?: el dilema del bobo café (*Sula leucogaster*). Tesis Maestría en Ciencia Biológicas Universidad Nacional Autónoma de México.

Fuentes, D. 2022, febrero 27. Vidanta World: Un ambicioso, y ecocida, proyecto turístico. *Revista Proceso*. <https://www.proceso.com.mx/reportajes/2022/2/27/vidanta-world-un-ambicioso-ecocida-proyecto-turistico-281637.html>

Giesy, J. P., Feyk, L. A., Jones, P. D., Kannan, K., & Sanderson, T. 2003. Review of the effects of endocrine-disrupting chemicals in birds. *Pure and Applied Chemistry*, 75(11-12), 2287-2303.

Gilbertson, M., Fox, G., A. 1977. Pollutant-associated embryonic mortality of Great Lakes herring gulls. *Environ Pollut* 12:211-216

Gilman, A. P., Hallett, D. J., Fox, G., A., Allan, L., J., Learning, W., J., Peakall, D., B. 1978. Effects of injected organochlorines on naturally incubated herring gulls' eggs. *J Wildl Manage* 42:484-493

Glenn, E.P., Nagler, P.L., Brusca, R.C. & Hinojosa-Huerta, O. 2006. Coastal wetlands of the northern Gulf of California: inventory and conservation status. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* 16: 5-28.

González, F. B., Márquez, D. A., Solís, J. D. Á., Meraz, E. A., Aguilar, O. A., Bastidas, P. D. J. B., & Kubiak, S. M. W. 2015. Los plaguicidas altamente peligrosos en México. *RAPAM, Texcoco*, 352.

González-Arias, C. A., ROBLEDO-MARENCO, M. D. L., Medina-Díaz, I. M., Velázquez-Fernández, J. B., Girón-Pérez, M. I., Quintanilla-Vega, B., ... & ROJAS-GARCÍA, A. E. 2010. Patrón de uso y venta de plaguicidas en Nayarit, México. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 26(3), 221-228.

- Grant, P.R. 1964. The birds of the Tres Marietas Islands, Nayarit, Mexico. *The Auk*, 81 (4), 514-519
- Greenwood, A., W., Blyth, J., S., S. 1938. Experimental modification of the accessory sexual apparatus in the hen. *Q J Exp Physiol* 28:61-69
- Grémillet, D., Ponchon, A., Paleczny, M., Palomares, M.-L.D., Karpouzi, V., Pauly, D., 2018. Persisting worldwide seabird-fishery competition despite seabird community decline. *Curr. Biol.* 28: 4009–4013. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2018.10.051>.
- Grun, F. & Blumberg, B. 2007 Perturbed nuclear receptor signaling by environmental obesogens as emerging factors in the obesity crisis. *Rev. Endocr. Metab. Disord.* 8, 161–171.
(doi:10.1007/s11154-007-9049-x)
- Guerra M, Drummond H. 1995. Reversed sexual size dimorphism and parental care: minimal division of labour in the blue-footed booby. *Behaviour* 132:479–496
- Halpern B.S., Wallbridge S., Selkoe K.A., Kappel C.V., Micheli F., D'Agrosa C., Bruno J.F., Casey K.S., Ebert C., Fox H.E., Fujita R., Heinemann D., Linihan H.S., Madin E.M., Perry M.T. A global map of human impact on marine ecosystems. *SCIENCE (Ney York NY)* 319:948-52
DOI:10.1126/Science.1149345
- Hatzinger, P. B. & Alexander, M. 1997 Biodegradation of organic compounds sequestered in organic solids or in nanopores within silica crystals. *Environ. Toxicol. Chem.* 16, 2215–2221.
(doi:10.1897/1551-5028(1997)016,22 15: BOOCSI.2.3.CO;2)
- Hunt, G., L., Hunt, M., W. 1977. Female-female pairing in western gulls in southern California. *Science* 196:1466-1467

IARC. 2011. Monographs on the evaluation of carcinogenic risk to humans. Agents classified by the IARC. Monographs, volumes 1-102. List of classification. International Agency for Research on Cancer.

INEGI-SPP. 1983. Carta Batimétrica. Isla Revillagigedo, escala 1:1,000,000, cve. CB-00

Islam, M. S., & Tanaka, M. 2004. Impacts of pollution on coastal and marine ecosystems including coastal and marine fisheries and approach for management: a review and synthesis. Marine pollution bulletin, 48(7-8), 624-649.

Iwaniuk, A. N., Koperski, D. T., Cheng, K. M., Elliott, J. E., Smith, L. K., Wilson, L. K., & Wylie, D. R. 2006. The effects of environmental exposure to DDT on the brain of a songbird: changes in structures associated with mating and song. Behavioural brain research, 173(1), 1-10.

Jagiello, Z.A., Dylewski, Ł., Winiarska, D., Zolnierowicz, K.M., Tobolka, M. 2018. Factors determining the occurrence of anthropogenic materials in nests of the white stork *Ciconia ciconia*. Environ. Sci. Pollut. Res. 25: 14726–14733. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1626-x>.

Jayaraj, R., Megha, P., & Sreedev, P. 2016. Organochlorine pesticides, their toxic effects on living organisms and their fate in the environment. Interdisciplinary toxicology, 9(3-4), 90–100. <https://doi.org/10.1515/intox-2016-0012>

K. Lee, Y.C. Jang, S. Hong, J. Lee, I.K. Kwon. 2015. Plastic marine debris used as nesting materials of the endangered species Black-faced Spoonbill *Platalea minor* decreases by conservation activities J Korean Soc Mar Environ Energy, 18 (1), pp. 45-49
<https://doi.org/10.7846/JKOSMEE.2015.18.1.45>

- Kasper-Zubillaga, J.J. & Carranza-Edwards, A. 2005. Grain size discrimination between sands of desert and coastal dunes from northwestern Mexico. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas* 22: 383-390.
- Keith, J., A. 1966. Reproduction in a population of herring gulls (*Larus argentatus*) contaminated by DDT. *J Applied Ecol* 3(Suppl):57-70
- King, K.A., Zaun, B.J., Schotborgh, H.M., Hurt, C., 2003. DDE-induced eggshell thinning in white-faced ibis: a continuing problem in the western United States. *Southwestern Naturalist* 48, 356–364
- Kohno, H., Yamamoto, T., Mizutani, A., Murakoshi, M., Yoda, K. 2018. Breeding phenology and chick growth in the Brown Booby *Sula leucogaster* (Sulidae) on Nakanokamishima, Japan. *Ornithological Science* 17: 87-93. <https://doi.org/10.2326/osj.17.87>
- Landrigan, P. J., Stegeman, J. J., Fleming, L. E., Allemand, D., Anderson, D. M., Backer, L. C., Brucker-Davis, F., Chevalier, N., Corra, L., Czerucka, D., Bottein, M. D., Demeneix, B., Depledge, M., Deheyn, D. D., Dorman, C. J., Fénichel, P., Fisher, S., Gaill, F., Galgani, F., Gaze, W. H., ... Rampal, P. 2020. Human Health and Ocean Pollution. *Annals of global health*, 86(1), 151. <https://doi.org/10.5334/aogh.2831>
- Lewis, S. U. E., Schreiber, E. A., Daunt, F., Schenk, G. A., Orr, K., Adams, A., ... & Hamer, K. C. 2005. Sex-specific foraging behaviour in tropical boobies: does size matter?. *Ibis*, 147(2), 408-414.
- López Marquez, L., A. 2019. Variación en los hábitos de forrajeo y cuidado parental en el Bobo Café *Sula leucogaster*. Tesis Licenciatura en Biología Universidad Nacional Autónoma de México.
- Drummond, H., & Osorno, J. L. 2014. Is obligate siblicidal aggression food sensitive? *54*: 547–554. <https://doi.org/10.1007/s00265-003-0667-3>

- Lundholm, C., E. 1997. DDE-induced eggshell thinning in birds: Effect of p'p-DDE on calcium and prostaglandin metabolism of eggshell gland. *Comp. Biochem. Physiol. C. Pharmacol. Toxicol. Endocrinol.*, 118:113-128
- McArthur, M., L., B., Fox, G., A., Peakall, D., B., Philogene, B., J., R. 1983. Ecological significance of behavioral and hormonal abnormalities in breeding ring doves fed on organochlorine chemical mixture. *Arch Environ Contain Toxicol* 12:343-353
- Mellink, E. 2000. Breeding of Brown Boobies in the Gulf of California: Seasonality and Apparent Effects of El Niño. *Waterbirds: The International Journal of Waterbird Biology*, 23: 494–499.
<https://doi.org/10.2307/1522189>
- Mellink, E. and Palacios, E. 1993. Notes on breeding coastal waterbirds in northwestern Sonora. *West. Birds*, 24: 29-37.
- Mellink, E., Riojas-López, M. E., & Luévano-Esparza, J. 2009. Organochlorine content and shell thickness in brown booby (*Sula leucogaster*) eggs in the Gulf of California and the southern Pacific coast of Mexico. *Environmental Pollution*, 157(7), 2184–2188.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.02.001>
- Mellink, Eric, & Romero-Saavedra, Adriana Lucía. 2005. Dieta del lobo marino de California, *Zalophus californianus* Lesson, 1828, en la Isla San Jorge, en el norte del Golfo de California, México, 1998-1999. *Ciencias marinas*, 31: 369-377.
- Michael NP, Torres R, Welch AJ, Adams J, Bonillas-Monge ME, Felis J, Lopez-Marquez L, Martí nez-Flores A, Wiley AE. 2018. Carotenoid-based skin ornaments reflect foraging propensity in a seabird, *Sula leucogaster*. *Biol. Lett.* 14: 20180398.

- Miles W.T.S., Mavir R., Riddiford N.J., Harvey P.V. & Riddington R. 2015. Decline in an Atlantic Puffin Population: Evaluation of Magnitude and Mechanisms. PLOS ONE 10 (7): e0131527
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0131527>
- Mireles, L. I. O. 2012. Estructura Termohalina y Circulación Geostrófica en Bahía de Banderas, Jalisco-Nayarit, México. Tesis de Maestría, Centro Universitario de Ciencias Exactas e Ingenierías división de ciencias básicas / departamento de física Maestría en ciencias en Hidrometeorología, Universidad de Guadalajara, Guadalajara, Jalisco, México.
- Mireles, O., Filonov, A., González de la Luna, C., 2017. Geomática aplicada a los delitos ambientales, estudio de la dispersión de contaminantes en aguas costeras. Visión Criminológica-criminalística, Tópicos Latinoamérica. 39-45.
http://revista.cleu.edu.mx/new/descargas/1701/articulos/Articulo10_Geomatica_aplicada_a_los_delitos_ambientales.pdf
- Montoya, B., & Torres, R. 2015. Male skin color signals direct and indirect benefits in a species with biparental care. Behavioral Ecology, 26(2), 425-434.
- Montoya, B., Flores, C., & Torres, R. 2018. Repeatability of a dynamic sexual trait: Skin color variation in the Brown Booby (*Sula leucogaster*), The Auk 135: 622–636,
<https://doi.org/10.1642/AUK-17-150.1>
- Mora, M. A., & Anderson, D. W. 1991. Seasonal and geographical variation of organochlorine residues in birds from northwest Mexico. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 21(4), 541-548.
- Morrison, M., 1979. Eggshell thickness changes in Pacific Ocean Phaethonidae and Sulidae. Condor 81, 209

Morzaria H. 2012. Ficha Informativa de los Humedales de Ramsar (FIR)

<https://rsis.ramsar.org/RISapp/files/RISrep/MX1983RIS.pdf>

Nager, R. G. 2006. The challenges of making eggs. ARDEA-WAGENINGEN-, 94(3), 323.

Narváez, J. 16 de octubre de 2007. Darán apoyos a nayaritas afectados por expropiaciones. La Jornada.

<https://www.jornada.com.mx/2007/10/16/index.php?section=estados&article=035n2est>

Nelson, J. B. 1978. The Sulidae-Gannets and Boobies, Oxford University Press, Oxford, 1012 pp

Ng, K. L. & Obbard, J. P. 2006 Prevalence of microplastics in Singapore's coastal marine environment. Mar. Pollut. Bull. 52, 761–767. (doi: 10.1016/j.marpolbul.2005.11.017)

Niño-Torres C.A., Gardner S.C., Zenteno-Savín, T. & Ylitalo, G.M. 2009. Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in California sea lions (*Zalophus californianus californianus*) from the Gulf of California. Arch Environ Contam Toxicol 56: 350–359.

Nisbet, I., C., T. 1975. Ecological magnification. Technol Rev 3-4:6-8

Osorno, J. L., & Drummond, H. 2003. Is Obligate Siblicidal Aggression Food Sensitive? Behavioral Ecology and Sociobiology, 54(6), 547–554. <http://www.jstor.org/stable/25063303>

Osuna-Flores, I., & Riva, M. C. 2002. Organochlorine pesticide residue concentrations in shrimps, sediments, and surface water from Bay of Ohuira, Topolobampo, Sinaloa, Mexico. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 68(4), 532-539.

- Ottinger, M. A., Abdelnabi, M., Quinn, M., Golden, N., Wu, J., & Thompson, N. 2002. Reproductive consequences of EDCs in birds: what do laboratory effects mean in field species?. *Neurotoxicology and teratology*, 24(1), 17-28.
- Páez-Osuna, F., Álvarez-Borrego, S., Ruiz-Fernández, A. C., García-Hernández, J., Jara-Marini, M. E., Bergés-Tiznado, M. E., ... Sanchez-Cabeza, J. A. 2017. Environmental status of the Gulf of California: A pollution review. *Earth-Science Reviews*, 166, 181–205.
<https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2017.01.014>
- Páez-Osuna, F., Osuna-López, J.I., & Vázquez-Botello A.V. 1998. Bio monitoreo de la contaminación en las aguas costeras del Pacífico subtropical Mexicano: metales pesados, plaguicidas e hidrocarburos del petróleo. Informe técnico académico final. Proyecto CONACyT 0185 PT, México
- Paleczny, M., Hammill, E., Karpouzi, V., & Pauly, D. 2015. Population trend of the world's monitored seabirds, 1950-2010. *PloS ONE*, 10: 1–11. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0129342>
- Park, D., Hempleman, S. C. & Propper, C. R. 2001. Endosulfan exposure disrupts pheromonal systems in the red-spotted newt: a mechanism for subtle effects of environmental chemicals.
- Piatt, I. J. F., Sydeman, W. J., Sydeman, C. W. J., Piatt, J. F., Browman, H. I., Piatt, J. F., ... Wiese, F. 2007. Seabirds as indicators of marine ecosystems Introduction: a modern role for seabirds as indicators, 352: 199–204. <https://doi.org/10.3354/meps07070>
- Poncet, S., Robertson, G., Phillips, R. A., Lawton, K., Phalan, B., Trathan, P. N., & Croxall, J. P. 2006. Status and distribution of wandering, black-browed and grey-headed albatrosses breeding at South Georgia. *Polar Biology*, 29: 772-781

- Ponce-Vélez, G., & V. Botello, A. (2018). Plaguicidas organoclorados en organismos costeros y marinos de los litorales mexicanos: una revisión. *Revista Internacional De Contaminación Ambiental*, 34, 81–98. <https://doi.org/10.20937/RICA.2018.34.esp02.07>
- Ramsar. 2004. Islas Marietas. <https://rsis.ramsar.org/ris/1345>
- Ramsar. 2011. Ficha Informativa de los Humedales de Ramsar (FIR)– Versión 2009-2012 <https://rsis.ramsar.org/RISapp/files/RISrep/MX1983RIS.pdf?language=en>
- Reddy, M. S., Basha, S., Adimurthy, S. & Ramachandraiah, G. 2006 Description of the small plastic fragments in marine sediments along the Alang-Sosiya ship-breaking yard, India. *Est. Coast. Shelf Sci.* 68, 656–660. (doi:10. 1016/j.ecss.2006.03.018)
- Ren, J., Wang, X., Wang, C., Gong, P., Wang, X., & Yao, T. 2017. Biomagnification of persistent organic pollutants along a high-altitude aquatic food chain in the Tibetan Plateau: Processes and mechanisms. *Environmental pollution*, 220, 636-643.
- Ricklefs RE. 1983. Some considerations on the reproductive energetic of pelagic seabirds. *Stud Avian Biol* 8:84–94
- Robledo-Marenco, M.L. Botello, A.V. Romero-Bañuelos, C.A. & Díaz-González, G. 2006. Presence of persistent organochlorine pesticides in estuaries of the subtropical Mexican Pacific. *International Journal of Environ Pollut*, 26: 1-3.
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin III, F. S., Lambin, E., ... & Foley, J. 2009. Planetary boundaries: exploring the safe operating space for humanity. *Ecology and society*, 14(2).

Ruelas-Inzunza, J., Soto, L. & Páez-Osuna, F. 2003. Heavy-metal accumulation in the hydrothermal vent clam *Vesicomya gigas* from Guaymas basin, Gulf of California. Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers. 50: 757-761.

Ryan, P.G., Moore, C.J., van Franeker, J.A., Moloney, C.L., 2009. Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. Philos. Trans. R. Soc. B 364, 1999–2012.
<https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0207>.

SAGARPA, Monitor AGROECONOMICO. 2011 Available at <http://www.sagarpa.gob.mx/agronegocios/Documents/pablo/Documentos/monitor%20estados/Sonora.pdf>

Schantz, S. L., & Widholm, J. J. 2001. Cognitive effects of endocrine-disrupting chemicals in animals. Environmental health perspectives, 109(12), 1197–1206.
<https://doi.org/10.1289/ehp.011091197>

Sergio, F., Blas, J., Blanco, G., Tanferna, A., López, L., Lemus, J.A., Hiraldo, F. 2011. Raptor nest decorations are a reliable threat against conspecifics. Science, 331, pp. 327-330
<https://doi.org/10.1126/science.1199422>

Sonnenschein, C. & Soto, A. M. 1998 An updated review of environmental estrogen and androgen mimics and antagonists. J. Steroid Biochem. Mol. Biol. 65, 143–150. (doi:10.1016/S0960-0760(98)00027-2)

SSN. 2007. Boletín toxicológico. Secretaria de Salud de Nayarit, Departamento de Control Estadístico. En línea www.ssn.gob.mx/regsanitaria/pdf/toxicologico

- Stokes, D. L., & Boersma, P. D. 2000. Nesting density and reproductive success in a colonial seabird, the magellanic penguin. *Ecology*, 81: 2878–2891
- Suárez-Rodríguez, M., López-Rull, I., Garcia, C.M. 2013. Incorporation of cigarette butts into nests reduces nest ectoparasite load in urban birds: new ingredients for an old recipe? *Biol. Lett.*, 9, p. 20120931 <https://doi.org/10.1098/rsbl.2012.0931>
- Sutherland, W. J. 2006. *Ecological census techniques: A handbook*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Sydeman, W. J. 2003. *Biology of Marine Birds*.
- Teuten, E. L., Saquing, J. M., Knappe, D. R. U., Barlaz, M. A., Jonsson, S., Bjorn, A., ... Takada, H. 2009. Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364: 2027–2045. Doi:10.1098/rstb.2008.0284
- Thompson, R. C., Olsen, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A. W. G., McGonigle, D. & Russell, A. E. 2004 Lost at sea: where is all the plastic? *Science* 304, 838. (doi:10.1126/science.1094559)
- Tinoco, Y. 2008, Diciembre 15. Sonora: despojo de terrenos costeros. *Revista Fortuna Negocios y Finanzas*. <https://revistafortuna.com.mx/2008/12/15/sonora-despojo-de-terrenos-costeros/>.
- Torres, R., Velando A. 2003. A dynamic trait affects continuous pair assessment in the blue-footed booby (*Sula nebouxii*). *Behavioral Ecology and Sociobiology*. 55: 65-72

Trivers, Robert L., and Bernard Campbell. "Sexual selection and the descent of man." 1972: 136-179.

U.S. EPA. 2007. Method 3546. Microwave extraction. Washington DC, EU

<https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-12/documents/3546.pdf>

USEPA. 2010. Endosulfan. The Health Effects Division's Human Health Risk Assessment. EPA DP

Barcode: D372569. June 2010. Docket No.: EPA-HQ-OPP-2002-0262-0178; [http:](http://www.regulations.gov)

[//www.regulations.gov](http://www.regulations.gov)

Vazquez, S. H., Mellink, E., Castillo-Guerrero, J. A., Rodríguez-Estrella, R., Hinojosa-Larios, J. Á., &

Galván-Piña, V. H. 2017. Ecología reproductiva del bobo café (*Sula leucogaster*) en tres islas del pacífico tropical mexicano. *Ornitología Neotropical*, 28, 57-66.

Velando A, Alonso-Alvarez C. 2003. Differential body condition regulation by males and females in response to experimental manipulations of brood size and parental effort in the blue-footed booby. *J Anim Ecol* 72:846–856

Velando A, Beamonte-Barrientos R, Torres R. 2006. Pigment-based skin color in the blue-footed booby: an honest signal of current condition used by females to adjust reproductive investment. *Oecologia*. 149:535–542

Velázquez Ruiz, A., Martínez L. M. & Carrillo González, F. M. 2012. Caracterización climática para la región de Bahía de Banderas mediante el sistema de Köppen, modificado por García, y técnicas de sistemas de información geográfica. *Investigaciones geográficas*, 79: 7-19
http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-46112012000300002&lng=es&tlng=es.

Verreault, J., Letcher, R. J., Muir, D. C., Chu, S., Gebbink, W. A., & Gabrielsen, G. W. 2005. New

organochlorine contaminants and metabolites in plasma and eggs of glaucous gulls (*Larus*

- hyperboreus) from the Norwegian Arctic. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 24(10), 2486-2499.
- Vom Saal, F. S., Nagel, S. C., Palanza, P., Boechler, M., Parmigiani, S. & Welshons, W. V. 1995. Estrogenic pesticides: binding relative to estradiol in MCF-7 cells and effects of exposure during fetal life on subsequent territorial behaviour in male mice. *Toxicology Letters*, 77, 343e350.
- Votier, S.C., Archibald, K., Morgan, G., Morgan, L., 2011. The use of plastic debris as nesting material by a colonial seabird and associated entanglement mortality. *Mar. Pollut. Bull.* 62: 168–172. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.11.009>
- Walker, C., H. 2001. Organophosphorus and Carbamate Insecticides in Organic Pollutants. An Ecological Perspective, Walker, CH (Ed.) Taylor and Francis, New York, ISBN-13:9780203793299, pp:177-202
- Wang, Y., Chen, S., Blair, R. B., Jiang, P., & Ding, P. 2009. Nest composition adjustments by Chinese Bulbuls *Pycnonotus sinensis* in an urbanized landscape of Hangzhou (E China). *Acta Ornithologica*, 44(2), 185-192. Doi:10.3161/000164509x482768
- Weimerskirch H, Fradet G, Cherel Y. 1999. Natural and experimental changes in provisioning in a long-lived seabird, the Antarctic Prion. *J Avian Biol* 30:165–174
- Weimerskirch, H., Le Corre, M., Gadenne, H., Pinaud, D., Kato, A., Ropert-Coudert, Y., & Bost, C. A. 2009. Relationship between reversed sexual dimorphism, breeding investment and foraging ecology in a pelagic seabird, the masked booby. *Oecologia*, 161(3), 637-649.
- Weimerskirch, H., Shaffer, S. A., Tremblay, Y., Costa, D. P., Gadenne, H., Kato, A., ... & Auriolles, D. 2009. Species- and sex-specific differences in foraging behaviour and foraging zones in blue-

footed and brown boobies in the Gulf of California. *Marine Ecology Progress Series*, 391, 267-278.

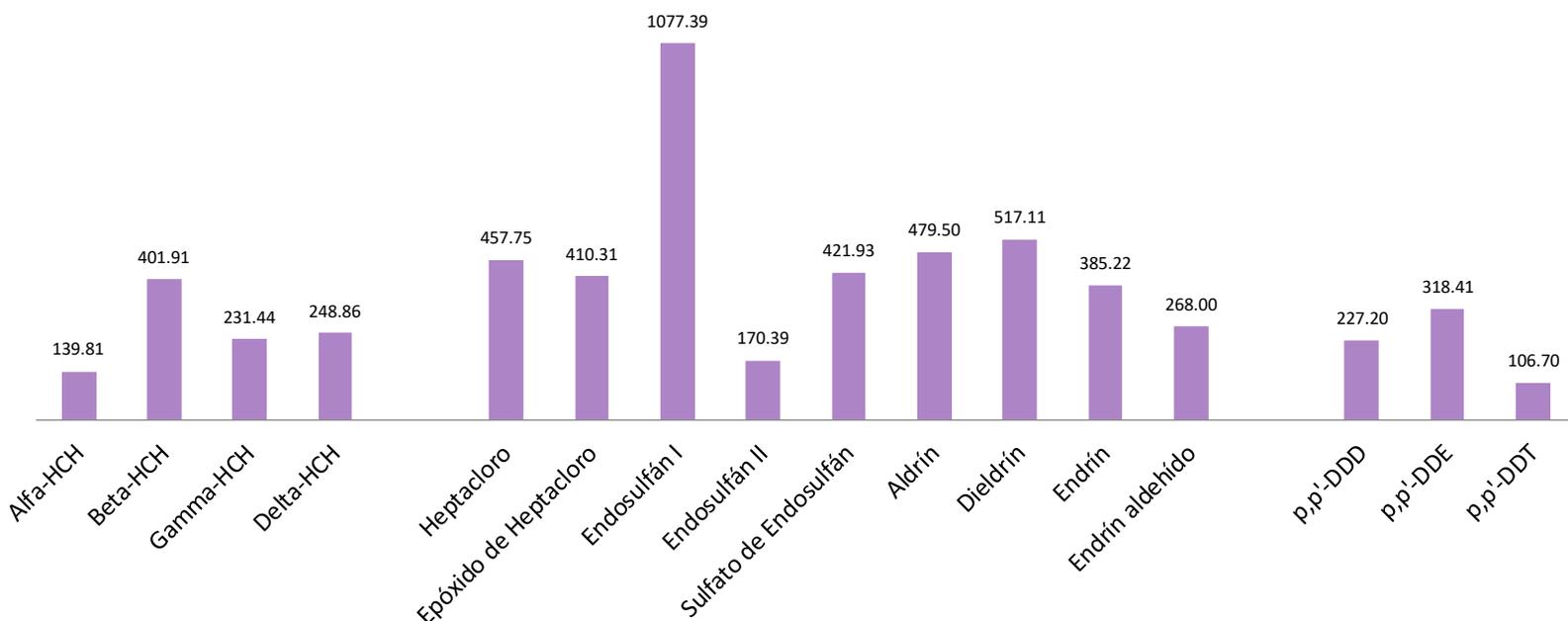
Witteveen, M., Brown, M., Ryan, P.G., 2017. Anthropogenic debris in the nests of kelp gulls in South Africa. *Mar. Pollut. Bull.* 114: 699–704. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.10.052>.

Yamashita, N., Tanabe, S., Ludwig, J. P., Kurita, H., Ludwig, M. E., & Tatsukawa, R. 1993. Embryonic abnormalities and organochlorine contamination in double-crested cormorants (*Phalacrocorax auritus*) and Caspian terns (*Hydroprogne caspia*) from the upper Great Lakes in 1988. *Environmental Pollution*, 79(2), 163-173.

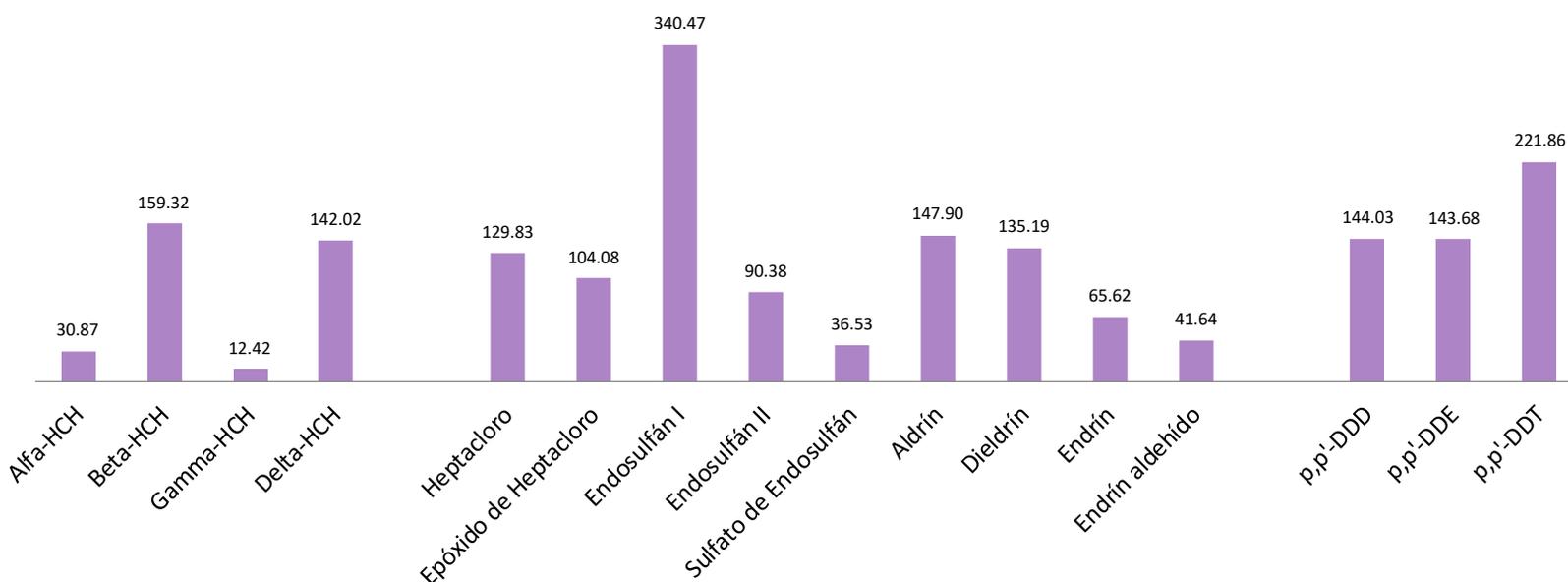
Anexos

Concentraciones promedio de organoclorados en contenido de huevo

(a) Marietas



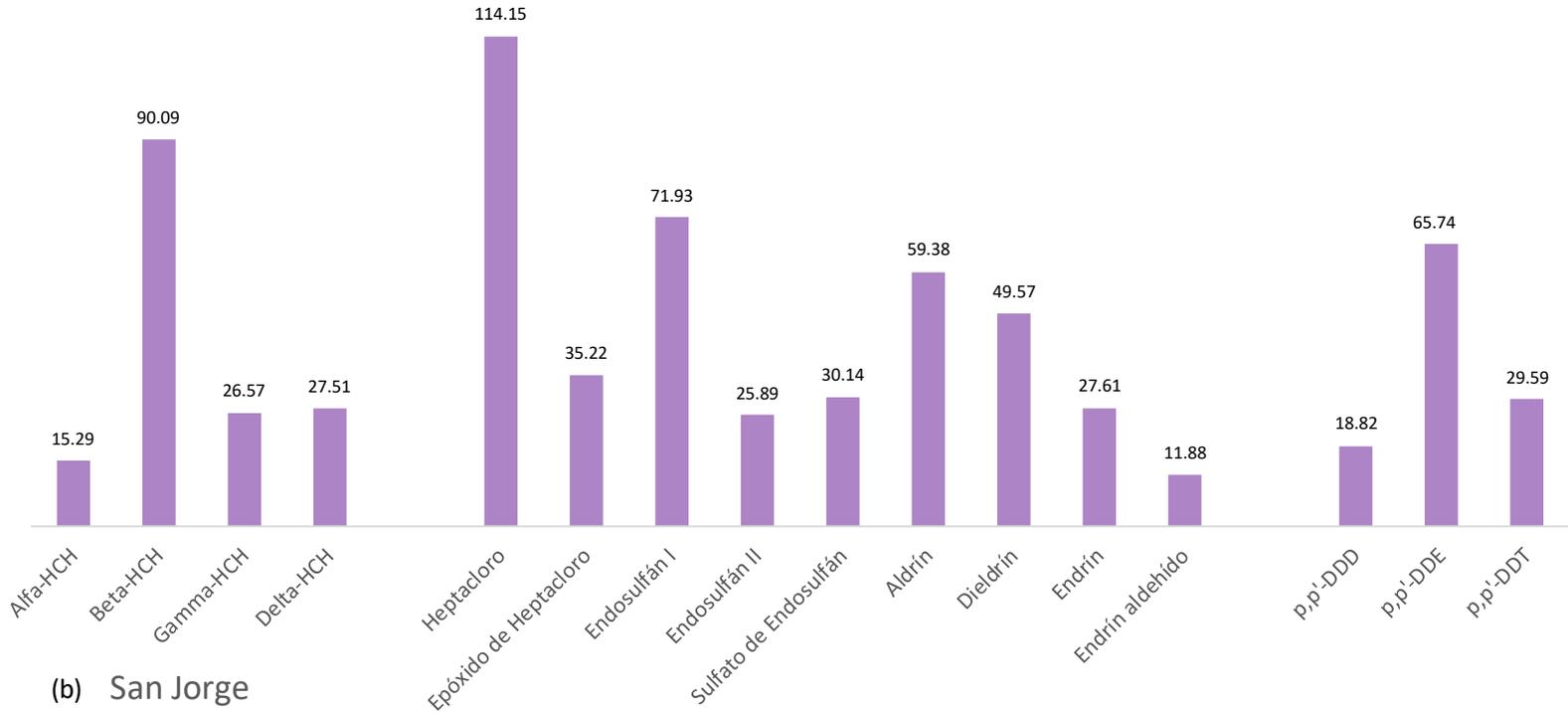
(b) San Jorge



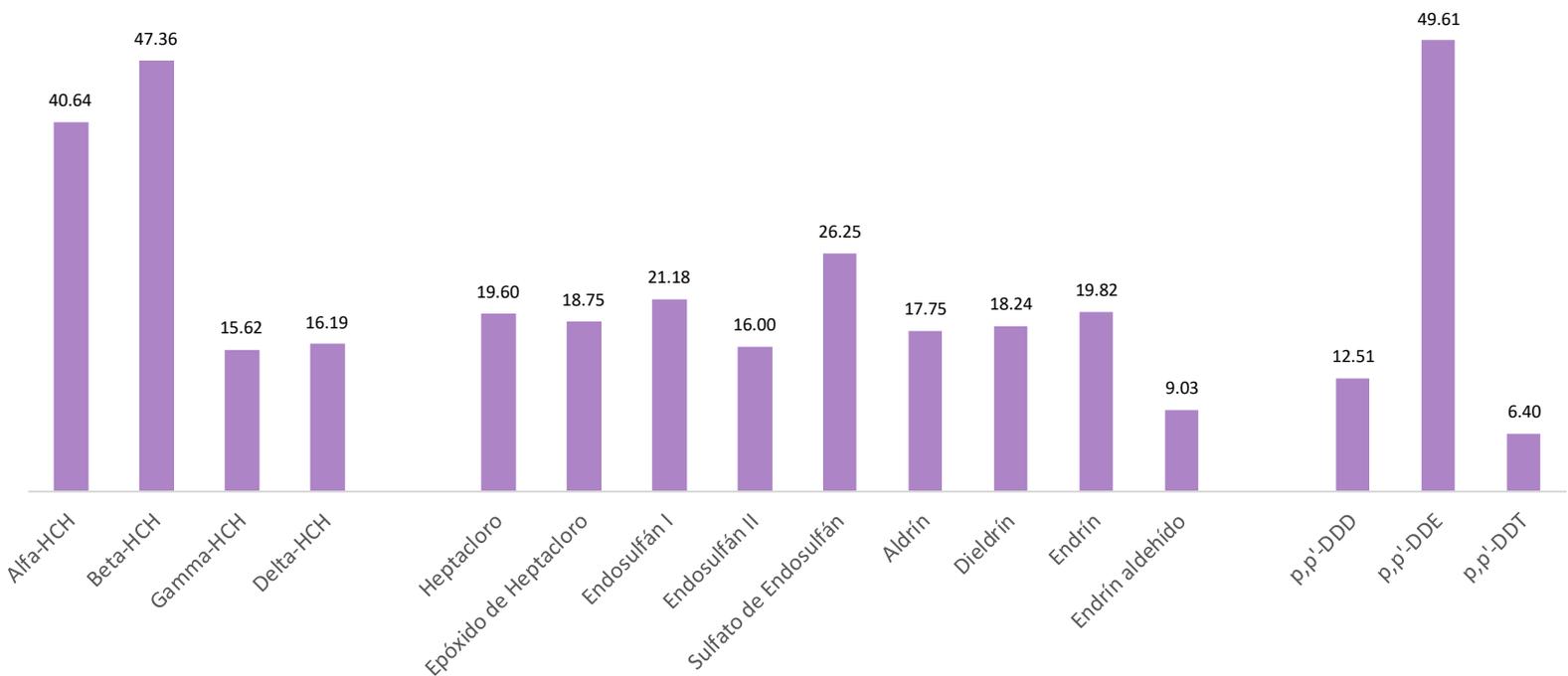
Anexo 1. Concentraciones promedio de organoclorados (ng/g) en el contenido de huevo en a) isla Larga Marietas y b) isla San Jorge.

Concentraciones promedio de organoclorados en cascarones

(a) Marietas

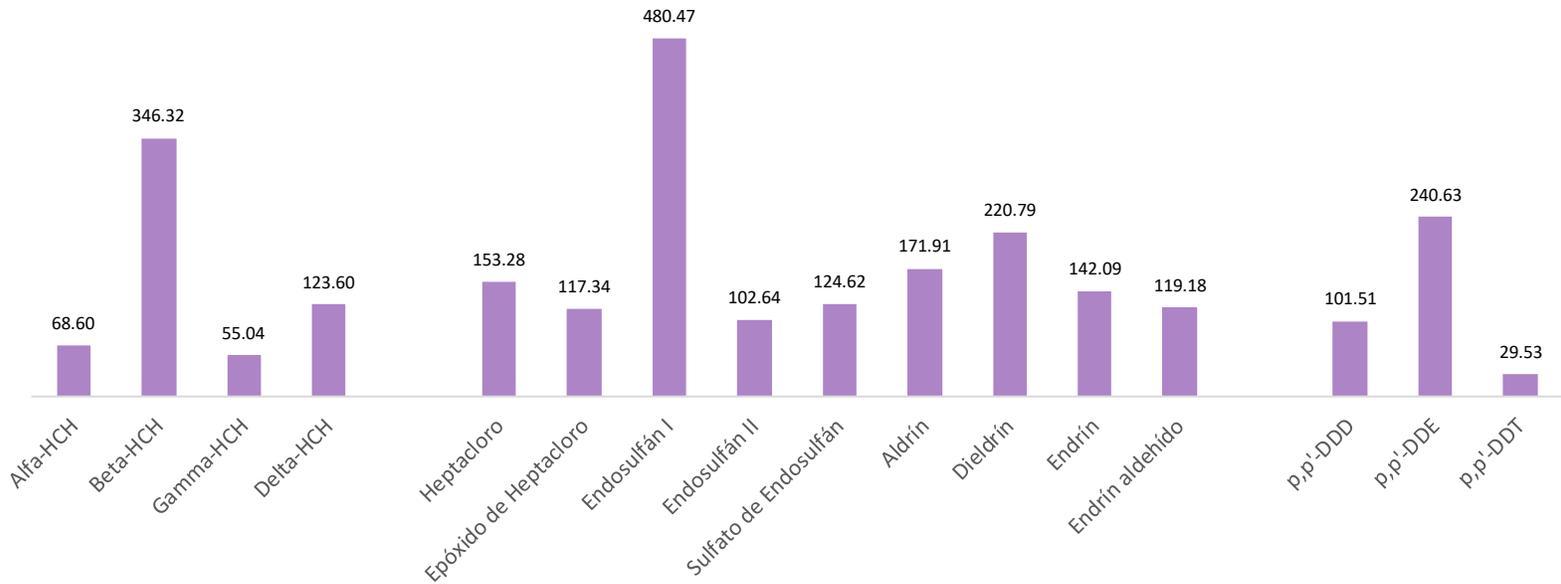


(b) San Jorge

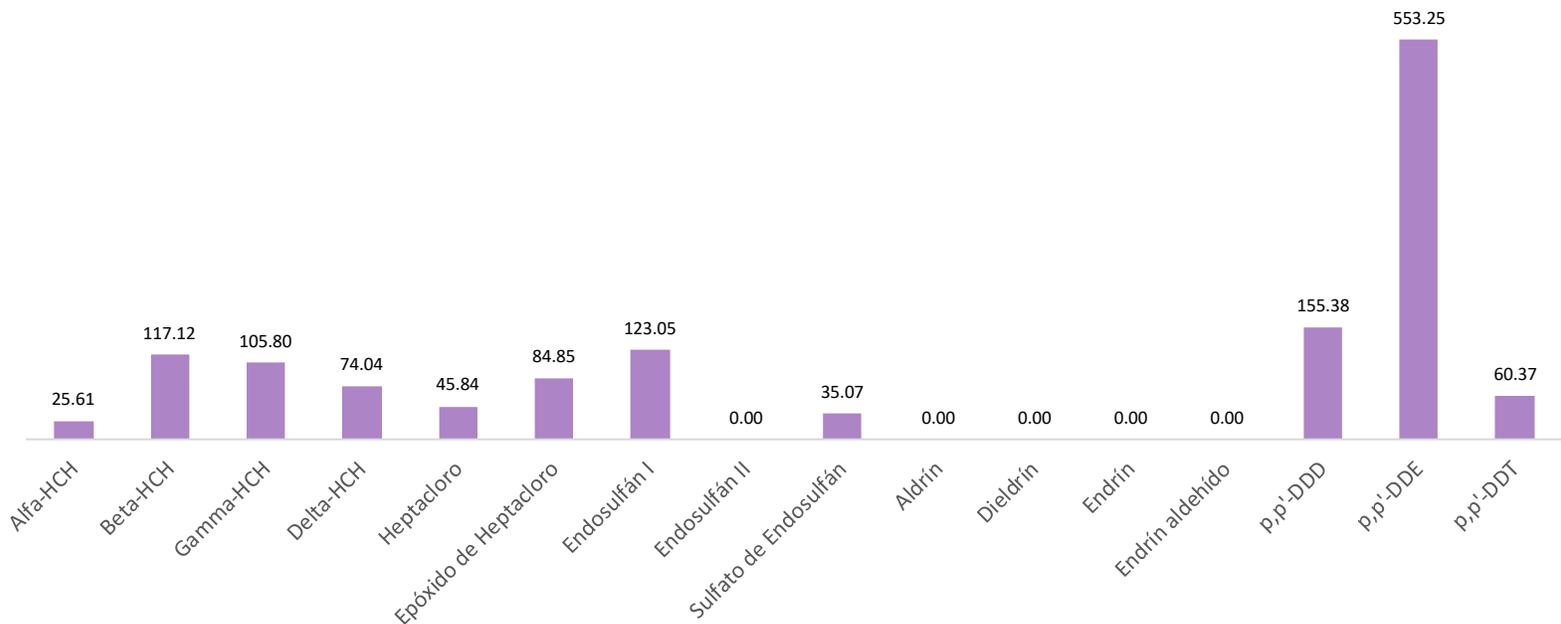


Concentraciones promedio de organoclorados en embriones

(a) Marietas



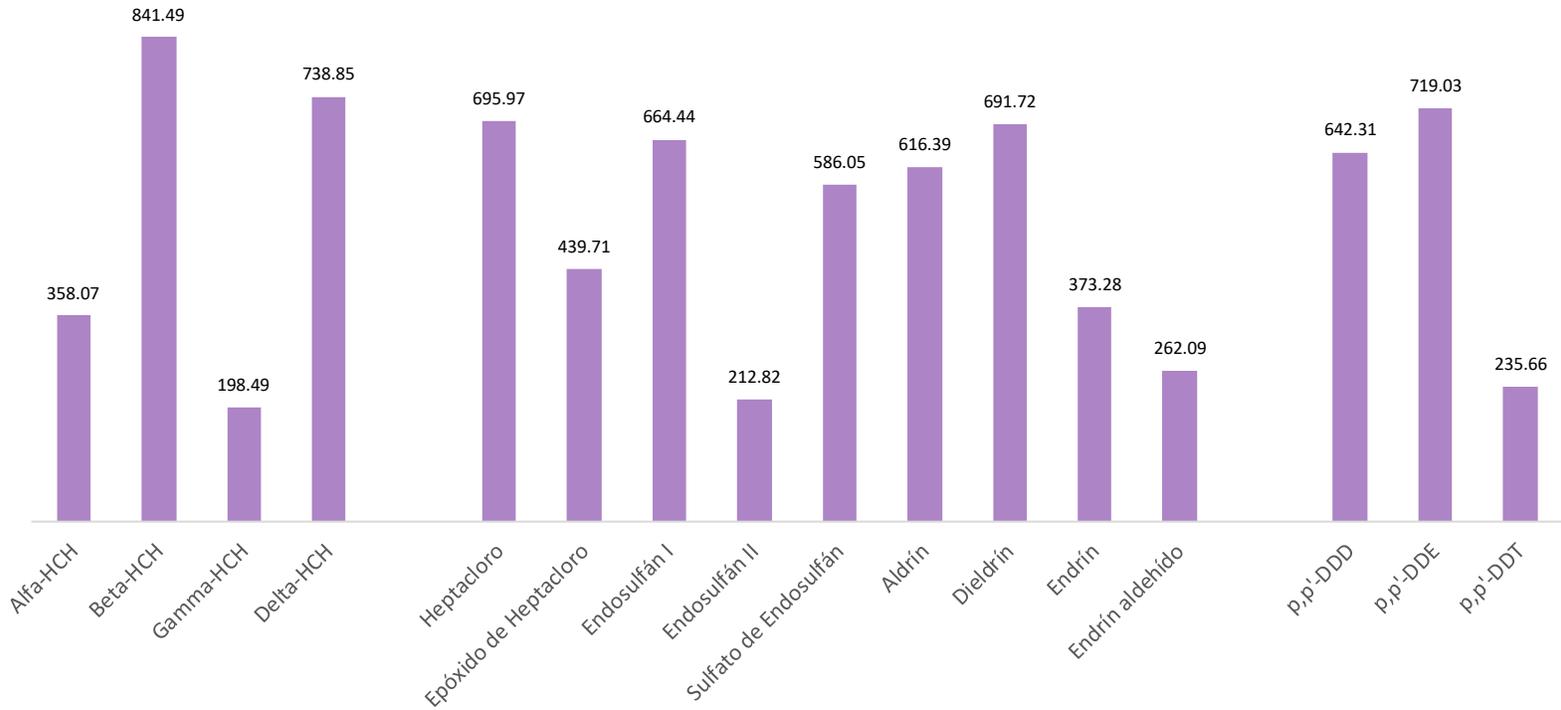
(b) San Jorge



Anexo 3. Concentraciones promedio de organoclorados (ng/g) en tejidos de embriones en a) isla Larga Marietas y b) isla San Jorge.

Concentraciones promedio de organoclorados en tejidos de pollos y adultos

(a) Marietas



(b) San Jorge

