

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



**Maestría en Ciencias
en Ecología Marina**

Ecología de anidación de *Lepidochelys olivacea*, *in situ* vs. *ex situ*, en el área natural protegida Parque Nacional Cabo Pulmo, Baja California Sur, México

Tesis

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

Presenta:

Mónica Elizabeth García Garduño

Ensenada, Baja California, México
2021

Tesis defendida por
Mónica Elizabeth García Garduño

y aprobada por el siguiente Comité

Dra. Ma. Elena Solana Arellano

Codirectora de tesis

M. en C. Paula Aguilar Claussell

Codirectora de tesis

Miembros del comité

Dr. Rafael Andrés Cabral Tena

Dra. Mónica Hernández Rodríguez



Dr. Jorge Adrián Rosales Casián

Coordinador del Posgrado en Ecología Marina

Dr. Pedro Negrete Regagnon

Director de Estudios de Posgrado

Mónica Elizabeth García Garduño © 2021

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

Resumen de la tesis que presenta **Mónica Elizabeth García Garduño** como requisito parcial para la obtención del grado de Maestro en Ciencias en Ecología marina.

Ecología de anidación de *Lepidochelys olivacea*, *in situ* vs. *ex situ*, en el área natural protegida Parque Nacional Cabo Pulmo, Baja California Sur, México

Resumen aprobado por:

Dra. Ma. Elena Solana Arellano
Codirectora de tesis

M. en C. Paula Aguilar Claussell
Codirectora de tesis

El Parque Nacional Cabo Pulmo (PNCP), se encuentra en el límite septentrional de anidación para *Lepidochelys olivacea* en México, posee características ambientales únicas, poco habituales en comparación con las principales playas de anidación para esta especie. La anidación en tortugas marinas es una etapa crítica para el ciclo de vida, tanto para hembras como crías. El éxito reproductivo en estas especies está limitado a un rango de condiciones físicas y ambientales. No obstante, ha sido complicado conocer la influencia de factores ambientales sobre los parámetros reproductivos (eclosión, emergencia y mortalidad) en este sitio de importancia ecológica. En este trabajo se realizó un análisis espacio temporal de los parámetros reproductivos para la tortuga golfinia en incubación *ex situ* e *in situ*, basado en 10 años de monitoreo (2009-2019) en cinco playas del PNCP. Se utilizaron modelos lineales generalizados (GLM) para determinar la influencia de las variables ambientales. Se encontró variación entre los años, pero no entre sitios. De acuerdo con los análisis bayesianos, el éxito reproductivo (eclosión y emergencia) en ambos tipos de incubación, no mostró diferencias estadísticas ($BF_{10} = 0.424$ y $BF_{10} = 0.121$, respectivamente), en contraste, la mortalidad presentó diferencias en el tipo de incubación ($BF_{10} = 21.759$) para los años 2010, 2014 y 2018. Se obtuvieron seis GLM interpretables, uno para cada parámetro reproductivo por tipo de incubación, todos los modelos tuvieron un porcentaje de devianza explicada (D^2) mayor a 50%. La variable ambiental más importante por su presencia en todos los modelos fue la irradiancia, seguida de las anomalías regionales de temperatura superficial del mar y anomalías regionales de temperatura ambiental, siendo todas estas significativas ($P \leq 0.05$). Adicionalmente se analizó la mortalidad embrionaria, parámetro que, en general, no se reporta, pero que puede dar un panorama para entender las tendencias poblacionales en tortugas marinas. Hubo mayor tasa de mortalidad en la tercera fase de desarrollo embrionario siendo este parámetro igual en ambas condiciones de incubación ($BF_{10} \leq 3$). Con base en los resultados, se proponen recomendaciones para optimizar las estrategias de manejo, con el fin de brindar una mejor protección de las nidadas, ayudando a garantizar la estabilidad de la especie.

Palabras clave: *Lepidochelys olivacea*, anidación, éxito reproductivo, tasa de mortalidad, factores ambientales, Cabo Pulmo, Baja California Sur

Abstract of the thesis presented by **Monica Elizabeth García Garduño** as a partial requirement to obtain the Master of Science degree in Marine Ecology.

Nesting ecology of *Lepidochelys olivacea* *in situ* vs. *ex situ* in the protected natural area in Cabo Pulmo National Park, Baja California Sur, Mexico

Abstract approved by:

Dra. Ma. Elena Solana Arellano

Thesis codirector

M. en C. Paula Aguilar Clausell

Thesis codirector

Cabo Pulmo National Park (PNCP) is part of the olive ridley sea turtle (*Lepidochelys olivacea*) nesting northern limit, and has unique environmental characteristics, different to those of the main nesting beaches for this species. Nesting stage of sea turtles is critical due to the imminent risks to which both females and hatchlings are exposed. Reproductive success in these species is limited to a range of physical and environmental conditions. However, it has been difficult to determine how environmental factors influence the reproductive parameters of the species in this site of great ecological importance. Based on 10 years of monitoring (2009-2019) in five beaches of Cabo Pulmo, a spatial and temporal analysis of the reproductive parameters of olive ridley was carried out in *ex situ* and *in situ* incubation sites. Generalized linear models (GLM) were used to determine the influence of environmental variables on reproductive parameters. Variation was found among years, but not among sites. According to the Bayesian analyzes, reproductive success (hatching and emergence) in both types of incubation did not show statistical differences ($BF_{10} = 0.424$ and $BF_{10} = 0.121$, respectively). Conversely, the mortality showed differences in the type of incubation ($BF_{10} = 21,759$) in 2010, 2014, and 2018. Regarding environmental variables and reproductive parameters, six interpretable GLMs were obtained, one for each reproductive parameter by type of incubation, all the models had an explained deviance percentage (D^2) greater than 50%. The most important environmental variable was irradiance, followed by regional anomalies of sea surface temperature and regional anomalies of environmental temperature, all of which were significant ($P \leq 0.05$). Additionally, embryonic mortality which is a parameter that is seldom reported was analyzed, since can provide an overview of the population trends on sea turtles. We found high mortality rate in the third stage of embryonic development however, this parameter was the same in both incubation conditions ($BF_{10} \leq 3$). Based on these results, some recommendations are proposed to optimize management strategies, and provide better protection of clutches, and help to guarantee the stability of the species.

Keywords: *Lepidochelys olivacea*, nesting, reproductive success, mortality rate, environmental factors, Cabo Pulmo, Baja California Sur.

Dedicatoria

A mi familia, el puerto donde siempre puedo regresar para regocijarme, descansar y emprender de nuevo y con más fuerza las rutas de mi viaje por el mar, por las montañas... por la vida.

A mis padres, José Luis García Cabrera y Consuelo Garduño Suárez, Gracias por siempre estar conmigo, por apoyarme en mis locuras y dejarme volar a mi manera. Los amo infinitamente.

Rafita gracias por tu ayuda, gracias por tu sensatez, me agrada y enorgullece ver como poco a poco vas creciendo personal y académicamente. Juanito gracias por estar siempre al pendiente de mí ♥ y las tantas cosas que se me ocurren hacer en Ensenada.

Todos mis triunfos siempre tendrán dedicatoria especial para ustedes, son uno de los motivos para luchar por ser mejor cada día, gracias bella familia. Sigamos sonriendo, aunque se noten las arrugas :)

A los tortugueros que día a día se esfuerzan por preservar a cada una de las especies de tortugas marinas que hacen de México y el mundo un lugar más bello por el solo hecho de existir.

También dedico este trabajo a todos quienes creyeron en mí y siempre estuvieron animándome a seguir andando mi camino, amigos, familiares, compañeros, e incluso personas que no conocía pero que siempre me compartían buena vibra y bonitos deseos.

Gracias a todos quienes coincidieron conmigo en este trayecto, gracias por tanto aprendizaje: senderistas, ciclistas, buzos, nadadores, bailarines y todas las increíbles personas que tuve el gusto de conocer en la bella Ensenada a través de las actividades que se me ocurrían hacer. Todo porque Mónica no pudo estar quieta en ningún momento e hizo tantas cosas como pudo. Al respecto, un pequeño recordatorio:

“La vida es de los vivos y para vivirla...”



Agradecimientos

Al Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE), por permitirme ser parte de esta institución tan prestigiosa, ayudarme a crecer académicamente y por haberme dado todas las bases para lograr este grado académico.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT), por el apoyo económico otorgado a través del programa nacional de becas de maestría.

Dra. Elena Solana Arellano, gracias por la oportunidad de aprender y trabajar de la mano de una gran y admirable guía, sin duda, es un honor formar parte de su laboratorio.

M. en C. Paula Aguilar Claussell, gracias por todo, aunque a la distancia estuvimos, siempre fue parte de mi motivación, es admirable tanto conocimiento y empatía por compartirlo para que aprendiera cada vez más acerca de las majestuosas y complicadas tortugas. Gracias por asumir el papel de codirectora y estar siempre al pendiente de mi trabajo.

M. en C. David Ramírez Delgado, gracias por todo tu apoyo, motivación e incluso regalos para hacer de esto, un trabajo de calidad.

A mis sinodales: Dr. Rafael Cabral Tena, gracias por las acertadas críticas constructivas y por el optimismo para mejorar este trabajo. Dra. Monica Hernández Rodríguez, gracias por sus aportes, conocimientos y cuestionamientos que me ayudaron a enriquecer este trabajo.

A los encargados del Parque Nacional Cabo Pulmo, el M. en C. Carlos Godínez Reyes y a la Bióloga Abigail Maithe Reynoso Altamirano, por su importante papel y esfuerzo en los monitoreos y por las facilidades para que este trabajo pudiera llevarse a cabo.

A mis compañeros: Deira, Mauricio, Adán, Hugo, Michelle, Abilene Colín y todo el laboratorio de ecología matemática por su ayuda, entusiasmo y aportes a este trabajo.

A Elizabeth Avilés Becerril, por su gran apoyo en la revisión de la tesis.

Al maestro cocodrillero, Giovany A. Gonzales-Desales, por toda la disposición de ayudar y por estar al pendiente de mí.

A todos mis amigos, familiares y conocidos que a la distancia siempre estuvieron pendientes de mi con sus buenos deseos. A mis compañeros de generación y casa CICESE, gracias por hacer de mi estancia en la maestría una experiencia amena y divertida.

A Dios, a la vida, el universo, el mar... quizá la insistencia o constancia (tal vez, capricho) por darme la oportunidad de trabajar con estos fascinantes reptiles marinos.

A las tortugas... por existir ♥

Tabla de contenido

	Página
Resumen en español.....	ii
Resumen en inglés.....	iii
Dedicatorias.....	iv
Agradecimientos.....	v
Lista de figuras.....	ix
Lista de tablas.....	xi
Capítulo 1. Introducción	
1.1 Antecedentes.....	1
1.1.1 Generalidades de las tortugas marinas.....	2
1.1.2 Ciclo de vida.....	3
1.1.3 Ecología del nido.....	4
1.1.4 Características biológicas de la tortuga golfina <i>Lepidochelys olivacea</i>	6
1.1.5 Influencia de factores ambientales y fenómenos naturales en la anidación.....	7
1.1.6 Importancia del Parque Nacional Cabo Pulmo como sitio de anidación de <i>Lepidochelys olivacea</i>	9
1.1.7 Estadística Bayesiana.....	10
1.1.7.1 Factor de Bayes.....	11
1.1.7.2 Pruebas t y ANOVA Bayesiano	12
1.1.8 Modelos lineales Generalizados.....	13
1.2 Justificación.....	15
1.3 Preguntas de investigación.....	16
1.4 Objetivos.....	17
1.4.1 Objetivo general.....	17
1.4.2 Objetivos específicos.....	17
Capítulo 2. Metodología	
2.1 Área de estudio.....	18
2.2 Obtención de datos en campo.....	19
2.3 Análisis de datos: parámetros reproductivos.....	21
2.3.1 Éxito de eclosión.....	22
2.3.2 Éxito de emergencia.....	24

2.3.3	Porcentaje de mortalidad.....	25
2.3.3.1	Mortalidad embrionaria.....	27
2.4	Modelación de los factores ambientales que influyen sobre los parámetros reproductivos.....	29
2.4.1	Variables incluidas en los modelos lineales generalizados.....	30
Capítulo 3. Resultados		
3.1	Estadísticas básicas y tendencias generales de los parámetros reproductivos.....	33
3.2	Éxitos de eclosión	35
3.2.1	Éxito de eclosión en incubación <i>ex situ</i>	35
3.2.2	Éxito de eclosión en incubación <i>in situ</i>	36
3.2.3	Diferencias de los porcentajes de eclosión entre ambos tipos de incubación.	38
3.3	Éxitos de emergencia.....	38
3.3.1	Éxito de emergencia en incubación <i>ex situ</i>	38
3.3.2	Éxito de emergencia en incubación <i>in situ</i>	40
3.3.3	Diferencias de los porcentajes de emergencia entre ambos tipos de incubación.....	42
3.4	Tasas de mortalidad.....	42
3.4.1	Tasa de mortalidad en incubación <i>ex situ</i>	42
3.4.2	Tasa de mortalidad en incubación <i>in situ</i>	44
3.4.3	Diferencias de los porcentajes de mortalidad entre ambos tipos de incubación.....	47
3.4.4	Mortalidad embrionaria.....	47
3.5	Modelos lineales Generalizados (GLM).....	48
3.5.1	Modelación de los factores ambientales que influyen en el éxito de eclosión.....	48
3.5.1.1	GLM eclosión <i>ex situ</i>	48
3.5.1.2	GLM eclosión <i>in situ</i>	49
3.5.2	Modelación de los factores ambientales que influyen en el éxito de emergencia.....	50
3.5.2.1	GLM emergencia <i>ex situ</i>	50
3.5.2.2	GLM emergencia <i>in situ</i>	51
3.5.3	Modelación de los factores ambientales que influyen en las tasas de mortalidad.....	52
3.5.3.1	GLM mortalidad <i>ex situ</i>	52
3.5.3.2	GLM mortalidad <i>in situ</i>	54

3.5.4 Resumen general de los GLM's para cada parámetro reproductivo.....	55
Capítulo 4. Discusión	
4.1 Éxito reproductivo.....	57
4.1.1 Éxito de eclosión (<i>ex situ</i> vs. <i>in situ</i>).....	57
4.1.2 Éxito de emergencia (<i>ex situ</i> vs. <i>in situ</i>).....	59
4.2 Mortalidad (<i>ex situ</i> vs. <i>in situ</i>).....	60
4.2.1 Mortalidad embrionaria.....	61
4.3 Modelación de los factores ambientales que influyen sobre los parámetros reproductivos.....	62
Capítulo 5. Conclusiones	
5.1 Recomendaciones.....	65
Literatura citada.....	67
Anexos.....	76

Lista de figuras

Figura	Página
1	3
2	5
3	6
4	7
5	18
6	28
7	34
8	35
9	37
10	39
11	40
12	43
13	44

14	Estadios de desarrollo embrionario en Tortugas marinas durante el periodo de incubación.....	76
15	Matriz de correlación para eclosión <i>ex situ</i>	77
16	Matriz de correlación para eclosión <i>in situ</i>	77
17	Matriz de correlación para emergencia <i>ex situ</i>	78
18	Matriz de correlación para emergencia <i>in situ</i>	78
19	Matriz de correlación para mortalidad <i>ex situ</i>	79
20	Matriz de correlación para mortalidad <i>in situ</i>	79

Lista de tablas

Tabla	Página
1 Escala propuesta por Jeffreys, (1961) como base para la interpretación del factor de Bayes. Tomada y adaptada de Ellison (1996).....	13
2 Identificación de playas y años a comparar, para éxito de eclosión en incubación <i>in situ</i>	23
3 Identificación de playas y años a comparar, para los porcentajes de emergencia en incubación <i>in situ</i>	25
4 Identificación de playas y años a comparar para porcentaje de mortalidad en incubación <i>in situ</i>	26
5 Estadísticas básicas de los parámetros reproductivos.....	33
6 Diferencias entre los porcentajes de eclosión en incubación <i>ex situ</i> , por años.....	36
7 Diferencias entre porcentajes de eclosión en incubación <i>in situ</i> , por años, grupo uno...	37
8 Diferencias entre porcentajes de eclosión en incubación <i>in situ</i> , por años, grupo dos...	38
9 Diferencias entre los porcentajes de emergencia en nidos <i>ex situ</i> , por años.....	39
10 Diferencias entre porcentajes de emergencia en nidos <i>in situ</i> , por años, grupo uno.....	41
11 Diferencias entre porcentajes de emergencia en nidos <i>in situ</i> , por años, grupo dos....	41
12 Diferencias entre los porcentajes de mortalidad en incubación <i>ex situ</i> , por años.....	43
13 Diferencias entre porcentajes de mortalidad en nidos <i>in situ</i> , por años, grupo uno....	45
14 Diferencias entre porcentajes de mortalidad en nidos <i>in situ</i> , por años, grupo dos.....	45
15 Diferencias entre porcentajes de mortalidad en nidos <i>in situ</i> , por años, grupo cuatro...	46
16 Diferencias entre porcentajes de mortalidad en nidos <i>in situ</i> , por años, grupo cinco...	46
17 Diferencias de porcentajes de mortalidad entre años por tipo de incubación (e: <i>ex situ</i> ; i: <i>in situ</i>).....	47
18 Mortalidad embrionaria por fases.....	47
19 Resultados de las diferencias de mortalidad embrionaria entre años.....	48

20	Coeficientes de variación para el GLM de eclosión <i>ex situ</i> y sus valores descriptivos.....	48
21	Estimación de la devianza del modelo final para éxito de eclosión <i>ex situ</i>	49
22	Coeficientes de variación para el GLM de eclosión <i>in situ</i> y sus valores descriptivos.....	49
23	Devianza del modelo final para éxito de eclosión <i>in situ</i>	50
24	Coeficientes de variación para el GLM de emergencia <i>ex situ</i> y sus valores descriptivos.....	50
25	Devianza del modelo final para éxito de emergencia <i>ex situ</i>	51
26	Coeficientes de variación para el GLM de eclosión <i>in situ</i> y sus valores descriptivos...	51
27	Devianza del modelo final para éxito de emergencia <i>in situ</i>	52
28	Coeficientes de variación para el GLM de mortalidad <i>ex situ</i> y sus valores descriptivos.....	53
29	Devianza del modelo final para mortalidad <i>ex situ</i>	53
30	Coeficientes de variación para el GLM de mortalidad <i>in situ</i> y sus valores descriptivos.....	55
31	Devianza del modelo final para mortalidad <i>in situ</i>	54
32	Modelos finales para cada parámetro reproductivo y su valor de devianza aportado.	56
33	Comparación de estimaciones de éxitos de eclosión promedio de <i>L. olivacea</i> obtenidos en otros estudios.....	58
34	Comparación de estimaciones de éxitos de emergencia promedio para <i>L. olivacea</i> en otros estudios.....	60
35	Comparación de modelos generados para tortugas marinas.....	63
36	Eclosión <i>in situ</i> (usando método frecuentista y Bayesiano).....	80
37	Eclosión <i>ex situ</i> (usando método frecuentista y Bayesiano).....	80
38	Análisis de efectos para los grupos evaluados con el éxito de eclosión en condiciones <i>in situ</i>	81
39	Análisis de efectos para los grupos evaluados con el éxito de emergencia en condiciones <i>in situ</i>	82
40	Análisis de efectos para los grupos evaluados con el porcentaje de mortalidad en condiciones <i>in situ</i>	83

41	Diferencias de porcentajes de mortalidad entre años por tipo de incubación (e: <i>ex situ</i> ; i: <i>in situ</i>).....	84
42	Modelos lineales generalizados obtenidos a partir de la librería MuMin, usados para contrastar resultados de la paquetería base para GLM.....	89

Capítulo 1. Introducción

1.1 Antecedentes

Las tortugas marinas son organismos longevos con evidentes singularidades (p. ej. fidelidad a su playa de nacimiento o migraciones de grandes distancias); forman parte de la diversidad biológica mundial y cultural de muchas regiones costeras; a lo largo del tiempo han sido proveedoras de sustento alimentario, económico y espiritual de grupos sociales. Se tienen registros de sus primeros ancestros de hace más de 100 millones de años (UICN, 1995; Frazier, 2001). La importancia de las tortugas marinas radica, entre otros aspectos, en su papel ecológico dentro de los ecosistemas marinos y costeros, contribuyen a la salud y mantenimiento de arrecifes de coral, pastos marinos, estuarios y playas (Bouchard y Bjorndal, 2000).

A nivel mundial son reconocidas siete especies de tortugas marinas, las cuales se dividen en dos familias; Cheloniidae y Dermochelyidae. Seis especies de tortugas marinas se distribuyen en costas mexicanas: tortuga verde (*Chelonia mydas*), tortuga caguama (*Caretta caretta*), tortuga carey (*Eretmochelys imbricata*), tortuga lora (*Lepidochelys kempii*), tortuga golfina (*Lepidochelys olivacea*) y tortuga laúd (*Dermochelys coriacea*) (Meylan y Meylan, 2000). La tortuga plana (*Natator depressus*) se distribuye exclusivamente en las costas de Australia (Eckert y Abreu-Grobois, 2001). Todas las especies de tortugas marinas se encuentran listadas en alguna categoría de riesgo dentro de la Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) (Abreu-Grobois, y Plotkin, 2008; Mortimer y Donnelly, 2008) y, en México, se encuentran protegidas por la NOM-059-SEMARNAT-2010 de especies amenazadas (DOF, 2010).

La distribución de las tortugas marinas es cosmopolita y, los patrones migratorios de estas dependen de la especie. Pueden tener presencia en mares tropicales, subtropicales y templados de todo el mundo (Eckert, y Abreu-Grobois, 2001; Márquez-Millán y Garduño-Dionate, 2014). Las costas del Pacífico oriental representan la segunda área de anidación más importante a nivel mundial, y se extiende desde la punta de la Península de Baja California hasta Costa Rica (López-Castro et al., 2004).

México tiene un papel fundamental en la supervivencia de tortugas marinas, debido en parte, a que en sus costas se encuentran algunas de las zonas de reproducción y alimentación más importantes para la mayoría de las especies (Garduño-Andrade, 2000). La Península de Baja California es considerada como el sitio reproductivo más septentrional de *L. olivacea* y una de las áreas más críticas en México para la conservación e investigación de tortugas marinas (Nichols y Seminoff., 1994; Nichols et al., 2002).

En el sur de la Península de Baja California se encuentra el Área Natural Protegida “Parque Nacional Cabo Pulmo”, el cual es un sitio con gran importancia biológica (CONANP, 2006), se caracteriza por poseer el único arrecife coralino en el Golfo de California, lo que le confiere gran importancia regional y mundial (Reyes-Bonilla et al., 2016); el PNCP es hábitat de algunas especies (aves, tortugas, peces) y en él ocurren procesos ecológicos importantes (CONANP, 2016). Este sitio es hábitat de anidación para algunas especies de tortugas marinas, entre ellas la tortuga golfina (*L. olivacea*). En comparación con otras áreas, aquí ocurren anidaciones de tipo “solitario” para esta especie. *L. olivacea* actualmente se considera la más abundante de las tortugas marinas, pero al mismo tiempo la más amenazada debido en parte al uso de sitios de anidación masiva y su exposición a amenazas por fauna silvestre, fauna hogareña y amenazas antropogénicas (Chacón-Chaverri, et al., 2008; Ávila-Aguilar, 2015; Viejobueno y Arauz, 2015).

En este estudio se analizarán los datos de anidación recopilados por el personal del Área Natural Protegida (ANP) para el periodo 2009 a 2019, con el objetivo de generar información robusta que permita evaluar el éxito reproductivo de *L. olivacea* en el PNCP, y contribuir al conocimiento de la biología de la especie, a las estrategias actuales de manejo y a su conservación.

1.1.1 Generalidades de las tortugas marinas

Las tortugas marinas son reptiles de sangre fría (poiquilotermos), poseen respiración pulmonar, de maduración sexual tardía (entre los 10 y 15 años) y hábitos migratorios (Contreras, 2002; Márquez, 2003; Santacruz, 2012), son excelentes navegantes, durante sus migraciones recorren cientos o hasta miles de kilómetros al trasladarse entre sus sitios de alimentación y de anidación, pasan la mayor parte de su vida en el mar y las hembras regresan a las playas para desovar en la época reproductiva (Eckert y Abreu-Grobois, 2001). Son animales altamente adaptados al ambiente pelágico, forman parte de la compleja trama trófica siendo consideradas especies indicadoras de la calidad del estado del mar y de los ecosistemas costeros, por ejemplo, son especies centinelas (Bouchard y Bjorndal, 2000; Aguirre y Lutz, 2004; Bolongaro, et al., 2010).

Hasta los siglos XVIII y XIX, las tortugas marinas fueron abundantes en sus áreas de distribución, incluso algunas poblaciones llegaron a conformarse por millones de individuos, sin embargo debido a la sobreexplotación, en los años 60's hubo un declive de las poblaciones (Early, 2010) y en la actualidad, todas las especies se encuentran amenazadas, especialmente por factores antropogénicos como sobrepesca comercial, captura incidental, destrucción de hábitat y contaminación de los mares (Briseño-

Dueñas y Abreu-Grobois, 1998; Márquez-Millán y Garduño-Dionate, 2014). Otro factor cuyos efectos se han observado más recientemente en la etapa reproductiva de tortugas marinas es el cambio climático, se considera que el éxito reproductivo está ligado a un rango de condiciones físicas y ambientales (temperatura, nivel de humedad, sustrato, etc.), las cuales se han ido modificando a causa de este fenómeno (Jourdan y Fuentes, 2015).

1.1.2 Ciclo de vida

El ciclo de vida de las tortugas marinas tiene características generales y comunes para todas las especies, y está regulado por procesos fisiológicos y cambios ambientales (Figura 1) (Márquez, 2003; Fundación comunitaria de Oaxaca, s/f).

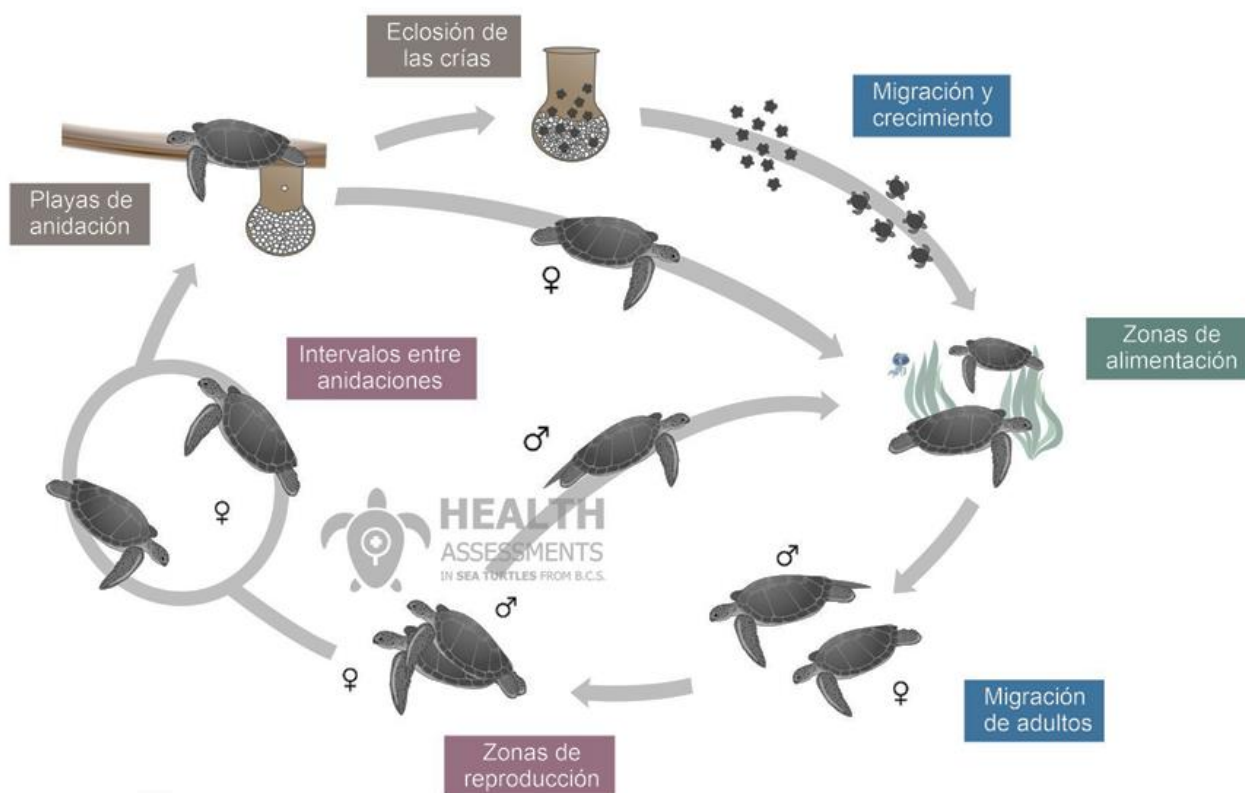


Figura 1. Ciclo de vida de las tortugas marinas. Tomada de Health assessments in sea turtles from B.C.S.

Este ciclo comienza cuando las hembras adultas llegan a la playa, construyen el nido y depositan los huevos (sin tener cuidado parental), el desove lo pueden hacer varias veces durante la temporada de anidación dejando pasar algunos días entre cada puesta, el intervalo de remigración para *L. olivacea* es de dos a tres

veces por temporada (Casas-Andreu, 1978) y las nidadas permanecen en incubación aproximadamente entre 45 a 60 días (UICN, 1995; Fundación comunitaria de Oaxaca, 2009).

Posterior al tiempo de incubación las crías eclosionan y una vez que emergen se dirigen hacia el mar (frenesí natatorio), incorporándose a comunidades pelágicas en donde encuentran áreas de alimentación y desarrollo. Las áreas de alimentación generalmente están asociadas a zonas costeras someras, pero también se les puede encontrar en zonas oceánicas de grandes profundidades (Romero, 2017). Se sabe muy poco de lo que ocurre en esta etapa por lo que se le conoce como “los años perdidos” (IUCN, 1995).

Una vez que los adultos machos y hembras migran de las áreas de alimentación a las áreas de reproducción, ocurren las cópulas y posteriormente las hembras se desplazan (migran) nuevamente a las playas en las que anidarán (Abella, 2010). A las tortugas marinas se les conoce como especies filopátricas debido a la tendencia a anidar en el mismo sitio en donde nacieron (Colín, 2015). En el caso de la tortuga golfina, tiene una marcada filopatría hacia sus playas de anidación la cual puede ocurrir de manera sucesiva en ciclos anuales o cada dos años, desovando dos a tres veces por temporada (Chacon et al., 2008; Fundación Comunitaria de Oaxaca, sf). De acuerdo con Abella (2010), el mecanismo por el cual se orientan en sus migraciones y recorridos de grandes distancias, el cual permite a las hembras regresar a sus áreas de reproducción y de nacimiento, es principalmente de origen geomagnético, además pueden utilizar estímulos químicos para reconocer las playas de nacimiento (Grassman et al., 1984; Grassman y Owens, 1987; Lohmann y Lohmann, 1994; 1996).

1.1.3 Ecología del nido

La incubación de los huevos de tortugas marinas ocurre en playas arenosas donde son construidos los nidos para depositar los huevos. Para la especie *L. olivacea* han sido descritos dos tipos de anidación: anidación solitaria en donde las hembras salen a anidar aleatoriamente sin sincronía con el resto y anidación masiva (arribada), en donde miles de tortugas emergen para anidar en una misma playa de forma sincrónica durante un periodo de varios días; parte de los estímulos que propician el inicio de una arribada pueden ser, factores ambientales, velocidad y dirección del viento, así como, el efecto de las mareas en relación con las fases lunares (Eckert y Abreu-Grobois, 2001).

“Las características y el ambiente de incubación de los nidos resultan en una compleja y dinámica interconexión ecológica” (Abella, 2010). El nido es un sitio cavado por la tortuga donde se depositan los

huevos para su incubación (Romero, 2017), está formado por una amplia oquedad o trinchera ovalada conocida como “cama” que aloja el cuerpo del animal, la cama es mayor y más profunda para los géneros *Dermochelys* y *Chelonia*, muy somera para *Lepidochelys* y *Eretmochelys* e intermedia para *Caretta* (Figura 2) (Márquez, 2003). En la parte posterior se excava un hoyo más pequeño y profundo, con forma de cántaro, donde, de acuerdo con la especie, serán depositados entre 70 y 240 huevos. Del mismo modo, el sitio de anidación, la forma, tamaño y profundidad del nido dependerá de la especie y estará altamente relacionado con la talla (Márquez, 2003).

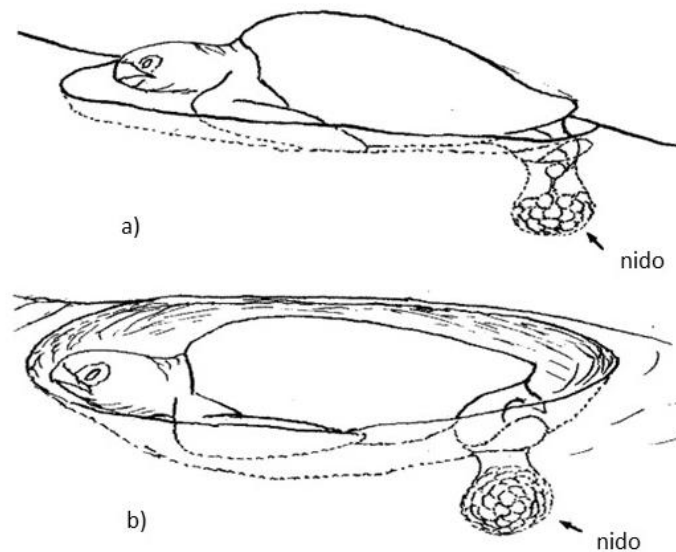


Figura 2. Formas de nido, a) cama somera y b) cama profunda. Tomada y adaptada de Márquez (2003).

El sitio de anidación seleccionado por las hembras es elegido por distintos estímulos y puede estar definido por ciertas características (temperatura, humedad, salinidad, pendiente, textura de la arena, etc.) (Abella, 2010; Romero, 2017). Existen tres zonas de playa definidas: a) infralitoral, o playa húmeda, la cual se encuentra cubierta por el mar durante el reflujo; b) mesolitoral, playa libre de vegetación en la cual actúan en forma alternada el flujo y el reflujo una vez que la ola rompe, y se extiende desde el reflujo máximo hasta la zona de humectación, y c) supralitoral, playa con vegetación en donde los sedimentos superficiales están deshidratados y afectados principalmente por la acción del viento. Las especies *L. olivacea* y *C. caretta* tienen preferencia por la zona mesolitoral, *D. coriacea* por la zona infralitoral, mientras que *C. mydas* y *E. imbricata* tienden a desovar en la zona supralitoral (Romero, 2017) (Figura 3).

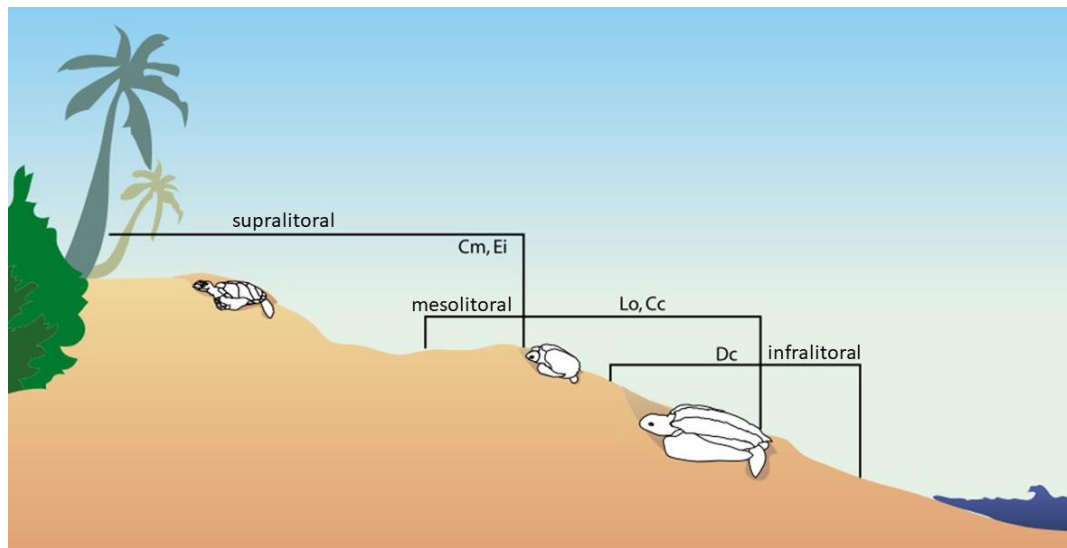


Figura 3. Elección de sitio de anidación en la playa dependiendo la especie. Donde “Dc”: *Dermochelys coriácea*, “Cc”: *Caretta caretta*, “Lo”: *Lepidochelys olivacea*, “Ei”: *Eretmochelys imbricata* y “Cm”: *Chelonia mydas*. Tomada y adaptada de Chacon et al. (2008).

Las características del nido, así como las condiciones ambientales tales como distribución, ubicación y temperatura condicionan, tanto el desarrollo embrionario de los huevos, como su éxito de incubación y eclosión, así como las características fenotípicas de las crías al nacer (sexo, peso y longitud) (Abella, 2010; Zavaleta-Lizárraga y Morales-Mávila, 2013).

1.1.4 Características biológicas de la tortuga golfina *Lepidochelys olivacea*

La tortuga golfina se distribuye en el Océano Pacífico oriental, desde el noroeste de la Península de Baja California y el Golfo de California hasta el suroeste (Chiapas) del Pacífico mexicano, con áreas de concentración en el suroeste de Baja California, sur de Sinaloa, Michoacán, Guerrero y Oaxaca, en México. También se puede encontrar en Guatemala, El Salvador, Nicaragua, Costa Rica y Chile. México y Costa Rica tienen a las poblaciones reproductoras más importantes del continente americano. La anidación se desarrolla de julio a febrero, con aumentos en septiembre u octubre (Márquez, 2003).

La tortuga golfina es considerada la más pequeña dentro del género de *Lepidochelys* spp. La fecundidad para esta especie se ha estimado en 285 huevos promedio por hembra y un intervalo de 54 a 189 huevos por desove, por lo que pueden realizar dos o más desoves por temporada de anidación. Las crías tienen

una longitud media de 43.5 mm y un peso de 16.2 gramos aproximadamente (Briseño-Dueñas y Abreu-Grobois, 1998; Márquez, 2003). Los adultos tienen un peso entre 30 y 45 kg y un largo recto de caparazón entre 55 a 75 cm. Existe dimorfismo sexual, pues la cola de los machos es más larga y las uñas más grandes y curvadas, lo que les permite sujetarse al caparazón de las hembras durante las cópulas (Briseño-Dueñas y Abreu-Grobois, 1998; Márquez, 2003). La madurez sexual es alcanzada entre los 10 y 15 años (Márquez, 2003).

Poseen un color gris oscuro a negro cuando son crías y en edad adulta tienen un color olivo-verde u olivo-amarillento con cabeza y aletas del mismo color. Típicamente tienen más de 6 escudos laterales normalmente alineados, seis o más escudos vertebrales y muchas escamas supra oculares (Figura 4) (Eckert y Abreu-Grobois, 2001; Wyneken, 2004).

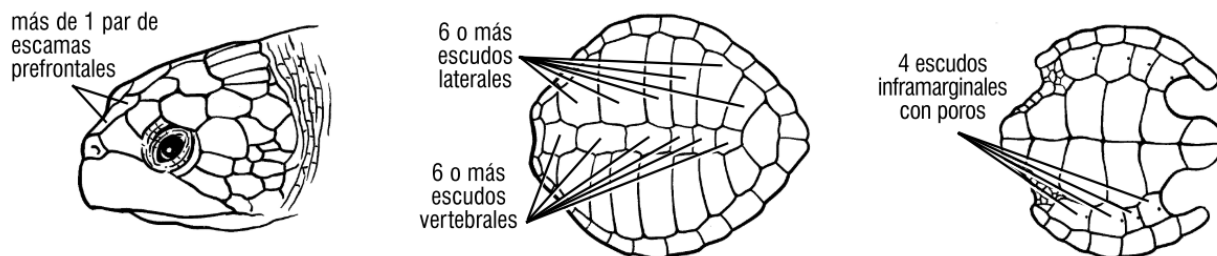


Figura 4. Características anatómicas y morfológicas de *Lepidochelys olivacea*. Tomada de Wyneken (2004).

Específicamente, esta especie se encuentra en la categoría de vulnerable a nivel internacional por la UICN y, en México en la categoría en peligro de extinción por la Norma Oficial Mexicana 059 (Abreu-Grobois y Plotkin, 2008).

1.1.5 Influencia de factores ambientales y fenómenos naturales en la anidación

Durante la etapa de anidación, los huevos están expuestos a factores ambientales, físicos y biológicos que influyen en el éxito reproductivo (Chacón-Chaverri, 2008). De la misma manera, las características del nido, como el tamaño de puesta o la posición de los huevos en el interior del nido, condicionarán tanto los parámetros de la incubación como el intercambio de gases, humedad y la temperatura de cada huevo afectando al éxito final del desarrollo total de los nidos y las características fenotípicas de los individuos al nacer (Ackerman, 1997; Abella, 2010).

Uno de los parámetros más importantes es la temperatura del nido, la cual influye en la determinación sexual de las crías. Algunos autores han reportado que, a elevadas temperaturas de incubación (32°C), se producen mayor cantidad de hembras, mientras que, a bajas temperaturas (28°), se producirán más machos (Merchant-Larios et al., 1997; de la Torre-Robles et al., 2017). La temperatura de incubación en la cual, la proporción sexual resultante de la nidada sería 1:1 es llamada temperatura pivote y para la tortuga golfina es aproximadamente de 29.13°C (McCoy et al., 1983).

La temperatura también puede influir en la mortalidad de los neonatos, se considera que el rango de temperaturas para un buen desarrollo de las especies va de los 25 a 35°C y al acercarse a los límites entre 24°C y 34°C hay gran probabilidad de muerte (Mrosovsky, 1980; Ackerman, 1997; Colín, 2015). Similarmente, el área de distribución de tortugas también será influida por la temperatura del ambiente y la temperatura del agua (Abella, 2010).

Por otra parte, la frecuencia con la que ocurren los ciclos reproductivos de tortugas marinas también se ve afectada, retrasada o suspendida, debido a fenómenos climatológicos de mayor escala tales como “El niño”, corrientes cálidas y huracanes (Márquez, 2003). Desafortunadamente, para la situación actual de tortugas marinas, en algunos sitios, la temporada de anidación se superpone con la temporada de huracanes y ciclones, ocasionando que el hábitat de playa sea severamente alterado (Ahles y Milton, 2016).

En general los fenómenos meteorológicos extremos, como huracanes y frentes fríos, aceleran notablemente los procesos de erosión en las playas a lo largo de las costas (Ordaz et al., 2016), ocasionando destrucción de nidos y afectaciones en los éxitos de eclosión y emergencia de crías (Ahles y Milton, 2016). Algunas proyecciones basadas en estimaciones del calentamiento global indican que el nivel del mar seguirá aumentando para el año 2100, la magnitud y el ritmo de ese aumento dependerá de las trayectorias que sigan las emisiones de gases de efecto invernadero en el futuro (IPCC, 2018). Por ello, muchas playas podrían quedar sumergidas afectando a las poblaciones que anidan en estos sitios, por lo que es importante conocer cuál es la influencia de fenómenos como el cambio climático en el éxito reproductivo de la especie.

1.1.6 Importancia del Parque Nacional Cabo Pulmo como sitio de anidación de *Lepidochelys olivacea*

El Parque Nacional Cabo Pulmo fue decretado como “Parque Nacional” en 1995, posee un sistema arrecifal, con características idóneas para la alimentación, reproducción y anidación de diversas especies, entre ellas una notable cantidad de especies endémicas (CONANP, 2016). Este sitio provee hábitat de alimentación y anidación para cinco de las seis especies de tortugas marinas presentes en México (Escudero et al., 2003; Tiburcio et al., 2013; CONANP, 2016).

Gran parte de los proyectos de conservación de tortugas marinas se han centrado en colonias abundantes, dejando de lado regiones como Cabo Pulmo y otras zonas peninsulares. De acuerdo con López-Castro et al. (2004), a diferencia de otros hábitats de anidación de la tortuga golfina, en la región de Cabo Pulmo, las condiciones ambientales son diferentes: altas temperaturas (32°C), con baja humedad (1%), que contrastan con las condiciones que normalmente son elegidas por esta tortuga, donde los niveles de humedad de las playas son altos (>80%), (Márquez, 2003).

Los porcentajes de natalidad de tortugas marinas en playas que tienen presencia de arribadas suelen ser bajos (1-8 %), además de tener bajas tasas de eclosión y emergencia de crías, producto de la destrucción masiva de los huevos que fomentan la producción de hongos, bacterias y algunos insectos (López y Harfush, 2000; Colín, 2015). Por el contrario, las playas de anidación solitaria como las de PNCB, suelen estar favorecidas por menores tasas de depredación, bajos niveles de contaminación, baja densidad de nidos y mayor aporte de crías, lo cual, en conjunto, genera porcentajes más altos de eclosión (80%), por tanto, Cabo Pulmo representa un sitio con amplia contribución para el mantenimiento de poblaciones de *Lepidochelys olivacea* (Viejobueno y Arauz, 2015).

Como parte de algunos esfuerzos de conservación, en Cabo Pulmo se realizan monitoreos de anidación de *L. olivacea* por parte de la dirección del Parque Nacional. Dichos monitoreos consisten en recorridos a lo largo de las playas de anidación donde se identifican nidos y, en caso de no tener las condiciones adecuadas para su desarrollo en condiciones *in situ* (huevos que permanecen en el lugar del desove), se trasladan a un corral para dar seguimiento al desarrollo de las crías en incubación *ex situ* (nidada reubicada a un sitio con condiciones controladas). Este proceso se realiza con fundamento en la NOM-162-SEMARNAT-2012, buscando reducir la pérdida de nidadas, que pudieran verse afectadas por condiciones naturales y antropogénicas. Con estos monitoreos, a lo largo del tiempo, se ha generado una recopilación de datos que, al ser analizados, permitirán comprender a detalle la dinámica de anidación de la tortuga golfina en este sitio.

1.1.7 Estadística Bayesiana

La inferencia bayesiana data sus orígenes con el reverendo Thomas Bayes, quien inició la solución cuantitativa al problema de determinar cuál de varias hipótesis es más probable sobre los datos. Thomas Bayes sentó las bases de la estadística Bayesiana con su trabajo titulado “Ensayo hacia la solución de un problema en la doctrina del azar” (Essay towards solving a problem in the doctrine of chances), el cual fue publicado posterior a su muerte, por Richard Price quien trabajó durante dos años en el manuscrito original de Bayes tras su muerte, junto con el matemático francés Pierre Laplace, quien contribuyó al perfeccionamiento de las ideas contenidas en él, hasta darle la forma moderna a lo que hoy se conoce como: “Teorema de Bayes” (Bolstad y Curran, 2017).

Los métodos bayesianos utilizan el teorema de Bayes para actualizar la distribución de parámetros o variables (X, Y), dado un conjunto de datos previos. Inicialmente los parámetros tienen una distribución conocida, y usando la información previa se modifica la distribución de probabilidad, esto es conocido como la reasignación de la credibilidad (Kruschke, 2011; Salinas, 2019). Es decir, la distribución de probabilidad inicial (a priori) se ajusta dado que se observaron datos (ponderada con una verosimilitud), obteniendo una nueva distribución del parámetro (a posteriori) (Castellano, 2015).

El Teorema de Bayes se deriva a partir de la definición de probabilidad condicional, esto es para dos sucesos A y B (donde A y B son ambos posibles de ocurrir), de este modo la probabilidad condicional de A dado B se define de la siguiente manera:

$$P(A|B) = \frac{P(A \cap B)}{P(B)} \quad (1)$$

Al despejar la fórmula de probabilidad condicional mediante la regla multiplicativa se tiene que:

$$P(A \cap B) = P(A) \times P(B) \quad (2)$$

$$P(A \cap \bar{B}) = P(\bar{B}) \times P(A|\bar{B})$$

Donde:

$$P(B|A) = \frac{P(B) \times P(A|B)}{P(B) \times P(A|B) + P(\bar{B}) \times P(A|\bar{B})} \quad (3)$$

Y por sustitución a la fórmula de probabilidad condicional, se obtiene la fórmula del teorema de Bayes para dos eventos simples:

$$P(A|B) = \frac{P(A) \times P(B|A)}{P(B)} \quad (4)$$

Y, cuando sea $\{A_1, A_2, \dots, A_n\}$ un conjunto de sucesos mutuamente excluyentes y exhaustivos, y tales que la probabilidad de cada uno es distinta de cero. Sea B un suceso cualquiera del que se conocen las probabilidades condicionales $P(B|A_i)$. Entonces, la probabilidad $P(A_i|B)$ está dada por la siguiente fórmula:

$$P(A_i|B) = \frac{P(B|A_i) \times P(A_i)}{P(B)} \quad (5)$$

Donde:

$P(A_i)$ son probabilidades a priori

$P(B|A_i)$ es la probabilidad de B dado que ha ocurrido A_i

$P(A_i|B)$ son probabilidades a posteriori

$P(B)$ es la distribución de la probabilidad marginal de B

1.1.7.1 Factor de Bayes

El factor de Bayes (BF, por sus siglas en inglés) es una razón de probabilidad, que compara las probabilidades de los datos observados bajo hipótesis determinadas y también hace comparación de modelos probabilísticos. Es el factor por el cual las probabilidades anteriores (a priori) se cambian a las probabilidades posteriores (a posteriori) (Bolstad y Curran, 2017).

$$\textit{probabilidades a priori (c) x BF = probabilidades a posteriori (C)} \quad (6)$$

Se puede resolver esta relación mediante el factor de Bayes para obtener:

$$BF = \frac{\textit{probabilidad posteriori}}{\textit{probabilidad priori}} \quad (7)$$

Esta relación se puede expresar mediante la hipótesis nula y alterna de la siguiente manera :

$$H_0 = \mu_1 = \mu_2 = \mu_3 \dots \mu_n \quad (8)$$

$$H_1 = \mu's \text{ heterogeneas}$$

Y, se puede resolver esta relación mediante el factor de Bayes para obtener:

$$BF_{10} = \frac{P\{H_1\}}{P\{H_0\}} \quad (9)$$

O mediante su forma recíproca:

$$BF_{01} = \frac{P\{H_0\}}{P\{H_1\}} \quad (10)$$

Normalmente, $BF_{10} > 1$ se utiliza para cuantificar la evidencia a favor de la hipótesis alternativa, mientras que $BF_{01} > 1$ se utiliza para cuantificar la evidencia a favor de la hipótesis nula. Si el factor de Bayes es mayor que 1, entonces los datos muestran mayor probabilidad de lo que antes se creía. Si el factor de Bayes es menor que 1, los datos muestran que hay menor probabilidad de que ocurra el evento respecto a lo que se pensaba originalmente (Bolstad y Curran, 2017).

Un buen acercamiento a la interpretación del BF fue la escala propuesta por Jeffreys en 1961, quien clasifica cuatro categorías (Tabla 1).

Tabla 1. Escala propuesta por Jeffreys, (1961) como base para la interpretación del factor de Bayes. Tomada y adaptada de Ellison, (1996).

$B_{10} = \frac{P(H_a)}{P(H_0)}$	Equivalencia
1 – 3.2	Evidencia incidental o anecdótica
3.3 – 10	Evidencia sustancial
11 – 100	Evidencia fuerte
>100	Evidencia decisiva

1.1.7.2 Pruebas t y ANOVA Bayesiano

Una prueba t bayesiana permite determinar la probabilidad de que exista diferencia estadística entre las medias de dos grupos independientes, mientras que el análisis de varianzas (ANOVA) hace una

comparación de medias a partir de la descomposición de la varianza total, bajo el cumplimiento de los supuestos apropiados. Por lo general este tipo de análisis son interpretados con valores de significancia estadística (valor P), sin embargo, en los últimos años, el enfoque bayesiano se presenta como una opción de análisis más robusto (Galaviz, 2014; Goss-Sampson, 2018; Van Den Bergh et al., 2020). Las pruebas t bayesianas por su naturaleza probabilística, son mejor alternativa que los métodos tradicionales, ya que en estos se modela la incertidumbre.

En comparación con un ANOVA clásico, el ANOVA bayesiano contrasta el rendimiento predictivo de modelos competidores (Rouder et al., 2016). Para realizar predicciones, es necesario asignar distribuciones previas a los parámetros del modelo. Estas distribuciones previas podrían, en principio, ser especificadas a partir del conocimiento subjetivo (Van Den Bergh et al., 2020).

La ventaja del uso del Factor de Bayes para interpretación de ANOVAS y pruebas t, es que la inferencia se incorpora de igual manera sobre la presencia de los efectos, así como de su magnitud (Goss-Sampson, 2018; Galaviz, 2014).

1.1.8 Modelos Lineales Generalizados

Los Modelos Lineales Generalizados (GLM por sus siglas en inglés *Generalized Linear Models*), son considerados una extensión de los modelos lineales que permiten usar distribuciones no normales de los errores (binomial, Poisson, gamma, etc.), las interacciones entre variables independientes y varianzas no constantes (McCullagh, 1984; McGullagh y Nelder, 1989; Cayuela, 2010).

Los GLM's describen fenómenos a pesar de la relación no lineal entre la variable de respuesta y la(s) variable(s) independiente(s), tienen tres componentes principales:

- a) Componente aleatoria:

Corresponde a las variables dependientes (Y 's) y tiene una distribución de la familia de las exponenciales.

- b) Componente sistemática o predictor lineal:

Corresponde a las variables independientes (X 's) y producen un predictor lineal η . El cual incluye la suma lineal de los efectos de una o más variables explicativas y es expresado mediante la siguiente formula:

$$\sum_{j=1}^p \beta_j X_{ji} = x_i' \beta \quad (11)$$

c) Función de vínculo:

Dado que la relación entre las variables dependiente e independientes no es lineal, sino una función de la familia de las exponenciales, en los GLM se cuenta con una función de vínculo que se encarga de linealizar la relación entre ambas variables.

La linealización se hace a partir de las funciones vinculo que linealizan la variable dependiente y las variables independientes mediante la transformación de la variable de respuesta (Lindsey, 1997). Otra de las funciones de los vínculos, es la de conseguir que las predicciones de los modelos queden acotadas.

La función liga logarítmica usada para aproximar la estructura de errores y para la estimación del mejor GLM, es decir, el mejor conjunto de variables independientes que explican la variable de respuesta es el ajuste de la siguiente ecuación:

$$\ln(Y_i) = \beta_0 + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \beta_3 x_3 + \beta_4 x_4 + \beta_5 x_5 + E_i \quad (12)$$

Donde, para este estudio:

Y_i = parámetros reproductivos o tasa de mortalidad (Variables dependientes)

X_{ij} = variables independientes

β_0 = intercepto

$\beta_{1...n}$ = coeficientes del modelo

E_i = error

En la construcción de GLM es importante tener en cuenta que “no existe un único modelo que sea válido”, en la mayoría de los casos habrá un número variable de modelos plausibles que puedan ajustarse al

conjunto de datos. El trabajo importante implícito en la construcción de GLM es determinar cuál de todos es el más adecuado, pero sobre todo cual es el que mejor explica la varianza del modelo con variables estadísticamente significativas (Cayuela, 2010).

1.2 Justificación

El estudio de las tortugas marinas ha ido creciendo constantemente, en unos rubros más que en otros, entre los temas más dominantes se tienen los referentes al hábitat, fisiología y reproducción; en México se dan principalmente en las grandes playas de anidación (p. ej. Oaxaca, Guerrero, Michoacán) (García-Grajales, 2019). No obstante, el conocimiento sobre su ecología o el impacto ambiental que se ha tenido en las tortugas marinas sigue siendo rezagado y más aún en las playas menos concurridas o de anidaciones solitarias como Cabo Pulmo, donde los estudios son escasos. La situación resulta ser aún más compleja en aquellos casos donde se evalúen dos rubros en conjunto, por ejemplo, aspectos ambientales y parámetros reproductivos.

Precisamente uno de los principales obstáculos para el éxito en la conservación y manejo de las tortugas marinas es la carencia de información esencial de las etapas críticas de su vida, como la anidación (Briseño-Dueñas y Abreu-Grobois, 1998). En esta etapa tanto la hembra anidante como los huevos, son expuestos a amenazas antropogénicas, factores ambientales, o depredadores silvestres presentes en la playa de anidación, por lo que la información específica y sistemática de los parámetros relacionados con esta etapa puede contribuir a la supervivencia y conservación de las especies en este sitio.

La Península de Baja California representa el límite norte de anidación de la especie en México y tiene condiciones ambientales distintas a las de las principales playas de anidación dentro de la región del Pacífico oriental (López-Castro et al., 2004). Para Cabo Pulmo, el único antecedente que se tiene respecto a tortugas marinas es el trabajo de López-Castro et al. en 2004, quien destaca el éxito reproductivo de una temporada para una playa de anidación.

De acuerdo con Escudero et al. (2003) es necesario que el seguimiento de las áreas más importantes de anidación sea continuo y por varios años, de tal manera que se cuente con información suficiente para definir su importancia con base en censos, monitoreos y conteos estandarizados de nidos.

Evaluar los parámetros reproductivos de *L. olivacea*, permitirá conocer el estado de conservación de la población presente en el Parque Nacional Cabo Pulmo, y generar información robusta que permita coadyuvar en las estrategias actuales de manejo, así como mantener protección y conservación de las nidadas para garantizar la estabilidad de esta especie.

Por su parte, este trabajo es el primero en proveer de información referente al impacto que tienen algunas de las principales variables abióticas sobre los éxitos reproductivos de *Lepidochelys olivacea* con un análisis espacio temporal de las cinco playas de anidación para un periodo de 10 años consecutivos en el Parque Nacional Cabo Pulmo. Como aspecto relevante se muestra un acercamiento a la mortalidad embrionaria, enfoque que no se ha estudiado o que en su defecto suele no reportarse y sin embargo debería, pues da un acercamiento real a la dinámica poblacional en tortugas marinas.

1.3 Preguntas de investigación

1. ¿Cuáles son los valores estimados de los parámetros reproductivos (éxito de eclosión, éxito de emergencia y porcentajes de mortalidad) en condiciones *in situ* y *ex situ* para la especie *L. olivacea* en el Área Natural Protegida “Parque Nacional Cabo Pulmo” en el periodo de 2009 a 2019?
2. ¿Cómo han influido las variables ambientales, fenómenos meteorológicos o variaciones interanuales, ocurridas en los años de monitoreo sobre los parámetros reproductivos de la tortuga golfina (*L. olivacea*) que anida en PNCP?
3. ¿Cuál es la variación espacio temporal de los parámetros reproductivos en las playas Cabo Pulmo, El Arbolito, Frailes, Las Barracas y Miramar, ubicadas en el PNCP?

1.4 Objetivos

1.4.1 Objetivo general

Determinar los parámetros reproductivos que caracterizan la etapa de anidación de *L. olivacea* en condiciones *in situ* y *ex situ*, mediante un análisis espacio temporal en el periodo de 2009 a 2019, en cinco playas del Parque Nacional Cabo Pulmo.

1.4.2 Objetivos específicos

- Caracterizar los parámetros reproductivos de cada temporada de anidación de *L. olivacea* correspondientes al periodo de 2009 a 2019, en incubación *in situ* y *ex situ*, en el Área Natural Protegida PNCP, Baja California Sur, México.
- Comparar los parámetros reproductivos en las playas Cabo Pulmo, El Arbolito, Frailes, Las Barracas y Miramar con base en los datos de las temporadas 2009 a 2019, en incubación *in situ* y *ex situ*.
- Analizar la mortalidad de crías de *L. olivacea* en el PNCP, en sus diferentes etapas de desarrollo.
- Analizar la influencia de variables ambientales y fenómenos meteorológicos sobre la variación interanual en los parámetros reproductivos de *L. olivacea*, en las temporadas 2009-2019.

Capítulo 2. Metodología

2.1 Área de estudio

El Parque Nacional Cabo Pulmo se localiza en el Golfo de California, dentro del municipio de Los Cabos en el Estado de Baja California Sur (Figura 5), entre los 23° 22' 30" y 23° 30' 00" latitud norte y los 109° 28' 03" y 109° 23' 00" longitud oeste (CONANP, 2006). Es reconocido por contar con el único arrecife coralino en el Golfo de California y estar ubicado en una latitud subtropical (Ponce, 2015). Su extensión es de 7100 hectáreas, el 99% está constituido por la porción marina y el 1% restante es zona marítima terrestre. Se caracteriza por un clima muy seco y cálido, con régimen de lluvias en verano y precipitación invernal de aproximadamente 10% del total anual (CONANP, 2006).



Figura 5. Ubicación de los sitios de estudio. Fuente: Elaboración propia.

Estas playas se encuentran ubicadas al sureste de la Península de Baja California (Figura 5) y todas ellas son parte del Área Natural Protegida “Parque Nacional Cabo Pulmo”, México.

La playa Cabo Pulmo se encuentra localizada en las coordenadas 23° 26' 42.88" latitud norte y 109° 25' 32.5" longitud oeste, Playa el Arbolito se localiza en 23° 24' 15.52" latitud norte y 109°25' 32.04" longitud oeste, esta es una playa pequeña y se encuentra a tan solo 5 km de Cabo Pulmo. Playa Frailes se ubica en 23°22' 40.33" latitud norte y 109°25' 56.47" longitud oeste, posee una superficie aproximada de 1.30 km² y se encuentra a 6 km de Cabo Pulmo. Por su parte Las Barracas se ubica en las coordenadas 23°29' 59.34" latitud norte y 109°28' 7.07" longitud oeste, finalmente playa Miramar es localizada en las coordenadas 23°29'5.47" latitud norte y 109°27'27.13" longitud oeste (López-Castro et al., 2004; Ponce, 2015).

En las playas de estudio, debido a su ubicación geográfica el patrón de corrientes es evidentemente el mismo reportado para la boca del Golfo de California la cual posee una estructura termohalina caracterizada por frentes, remolinos e intrusiones que pueden estar vinculados a la confluencia de tres corrientes distintas; la corriente del Golfo (CGC), corriente de California (CC) y la corriente costera mexicana (CCM) (CONANP, 2006; Pantoja et al., 2012). Estas corrientes se ven afectadas por una serie de procesos estacionales e interanuales; durante el verano y el otoño las corrientes predominantes presentan una dirección norte, mientras que en el invierno y la primavera la dirección es hacia el sur (Álvarez-Borrogo, 1983; CONANP, 2006; Norzagaray-López et al., 2017). Siguen un patrón particular; las más fuertes se presentan durante el verano y el invierno, en tanto que las de primavera y otoño son menos amplias (Reyes Bonilla, 1993a; 1993b).

2.2 Obtención de datos en campo

Los datos utilizados en este trabajo son resultado de monitoreos realizados por la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) en un esfuerzo conjunto con personal externo como voluntarios, estudiantes y técnicos.

Los monitoreos se realizaron con base en la NOM-162-SEMARNAT-2012 y consisten en recorridos a lo largo de la playa de anidación con el fin de disminuir la probabilidad de pérdida. Generalmente, los recorridos van desde junio a enero, la frecuencia depende, en gran medida, del personal y recursos con que se cuenta. De manera precisa el trabajo en campo consta de 10 fases:

1. Construcción del corral: Previo al inicio de la temporada de anidación el personal realiza la construcción o rehabilitación de los corrales de anidación de tortuga, en el ANP se cuenta con dos

corrales ubicados en playa Las Barracas y Los Frailes. La construcción de los corrales tiene como objetivo tener mejor manejo, control e información de las nidadas. El corral se establece dentro de la zona mesolitoral de la playa, evitando áreas accidentadas topográficamente, se verifica que se encuentre libre de vegetación, y se toman en cuenta las mareas más altas registradas en playa para evitar inundación que pueda provocar la pérdida de las nidadas. La altura de la malla es de 1.5 m y está enterrada 50 cm en la arena. Cada nido tiene una distancia de un metro entre sí, la profundidad varía de acuerdo con la especie, cada nido es identificado con la colocación de una la ficha con sus respectivos datos. El corral ubicado en la playa Las Barracas cuenta con una dimensión de 15 x 20 m. mientras que el de Playa Frailes es de 10 x 15m., con ello se garantiza la protección aproximadamente de 200 y 150 nidadas respectivamente.

2. Recorridos en playa: Para el monitoreo de las playas se integran equipos de dos personas, las cuales son los responsables de la toma de datos precisos en los formatos correspondientes para la especie y playa a patrullar. Cada equipo se desplaza en cuatrimotos a la entrada de las playas de Los Frailes, Los Arbolitos, Cabo Pulmo, Las Barracas y Miramar durante todas las noches en el periodo de la temporada de anidación (01-junio al 30-abril). Los recorridos se realizan en dos horarios; por la mañana 5:00 a 8:00 a.m. en donde las huellas están completamente visibles y fáciles de ubicar, y otro recorrido por la noche de 10:00 a 04:00 hrs. para tratar de localizar los huevos ovipositados a la brevedad posible. También se toman los datos generados de los arqueos que haya realizado la hembra en la madurez sexual o también llamados rastros falsos (No. de rastro falso, No. de arqueos, tamaño, ancho, huella, especie etc.).
3. Localización de nidos: Una vez que se hayan localizado los nidos, se lleva a cabo el conteo de cada nidada (colocándose guantes de látex durante tal actividad). Los nidos que se encuentren después de seis horas de haber sido ovipositados se dejarán *in situ* (considerando como determinante el riesgo que pudiesen correr al estar cerca de la marea) colocándoles fichas de registro.
4. Nidos reubicados en corral: Los huevos se trasladan al corral más próximo del sitio de donde se encontró la nidada (aleatoriamente), durante el traslado de los huevos se utilizan bolsas plásticas, evitando movimientos bruscos que puedan poner en riesgo los embriones. Los nidos se siembran con la misma arena que fue extraída para la construcción del nido. El registro de estos nidos se lleva en bitácora y se pone especial atención al orden de siembra (tienen que ser consecutivos) y respetando la distancia mínima de 100 cm entre cada nido.

5. Medida de los nidos: para *L. olivacea* es aproximadamente en el ancho de la boca y cuello de 20 cm, largo del cuello 15- 20 cm, largo de la cámara de 25 -30 cm, profundidad total de 45 cm.
6. Evasión de depredadores: Para evitar la pérdida por depredación se colocan bastidores cilíndricos de malla en la parte superior de cada nido. Estos son contruidos con malla plástica, formando cilindros de aproximadamente 40 cm de altura por 60 cm de diámetro, el cilindro es enterrado a una profundidad de 10 cm en la arena, con el objetivo de reducir la entrada de organismos que pudieran depredar los huevos incubados y para evitar la depredación de las crías se colocan sombras en la parte superior de los cilindros.
7. Liberación de neonatos: siempre se busca que las crías sean liberadas de manera inmediata y autónoma. En caso de no ser posible se colocan los neonatos en cajas de poliestireno en un lugar obscuro, tranquilo y fresco, para su posterior liberación.
8. Limpieza de nidos: Se realiza una vez estimado el 50% de crías emergentes o pasando tres días a la primera cría emergida del nido, se retiran los cascarones del nido para evitar posibles infecciones al resto de los neonatos que todavía no eclosionen. Y los cascarones retirados son depositados en un lugar específico a una profundidad de aproximadamente un metro, tal actividad se realiza en la zona intermareal para facilitar la reintegración al ecosistema.
9. Documentación de las nidadas: todos los datos son registrados en la bitácora y fichas de registro en donde van datos generales tanto del sitio como las características de nido.
10. Monitoreo de temperatura. Debido a que es un factor de suma importancia para la determinación sexual, duración de la incubación y supervivencia embrionaria, se monitorea este parámetro a través de termómetros ambientales.

2.3 Análisis de datos: parámetros reproductivos

Para este trabajo se usó estadística bayesiana, la cual, modela la incertidumbre y se fundamenta en principios probabilísticos, considerando los conocimientos adquiridos previos a una investigación, más la evidencia obtenida con está.

Estos métodos, proporcionan:

- Estimadores de los parámetros con propiedades estadísticas robustas (e.g. menor error y descripción parsimoniosa de los datos observados).
- Estimación de los datos perdidos y predicciones de futuras observaciones.
- Una metodología computacional potente para la estimación, selección y validación de modelos.

La metodología bayesiana consta de tres pasos fundamentales:

- Especificar un modelo de probabilidad que incluya algún tipo de conocimiento previo (a priori) sobre los parámetros del modelo dado.
- Actualizar el conocimiento sobre los parámetros desconocidos condicionando este modelo de probabilidad a los datos observados.

Como parte de un tratamiento a todos los datos, para estimar las diferencias entre tipos de incubación se contemplaron los datos de dos playas “Frailes” y “Las Barracas”, considerando, que de acuerdo con los métodos de monitoreo empleados los nidos reubicados de estas playas son incubados en las mismas dado que es aquí donde están localizados los corrales; en el resto de las playas, por logística pueden ser incubados en sitios diferentes a la playa donde los huevos fueron depositados inicialmente por la hembra, lo cual impide evaluar diferencias con certeza puesto que las condiciones entre playas pueden tener cambios que podrían influir o incidir en variaciones sobre los sitios de puesta iniciales y los de destino final.

2.3.1 Éxitos de eclosión

Este parámetro fue calculado a partir de la adaptación de las variables disponibles a la fórmula propuesta por Miller (2000), quien define al éxito de eclosión como el número de crías que eclosionan o rompen su cascarón:

$$\% \text{ eclosión} = \frac{VDN + VFN + MFN + ME}{T} \times 100 \quad (13)$$

Donde:

VDN= vivas dentro del nido

VFN= vivas fuera del nido

MFN= muertas fuera del nido

ME= muertas eclosionando

T= tamaño de la nidada

Para ver las diferencias entre los éxitos de eclosión por playa y años se emplearon Análisis de Varianza, los cuales, a través del Factor de Bayes (BF_{10}), permitieron determinar las variaciones espacio temporales, una vez realizados los ANOVA, se verificaron los efectos de cada uno de los factores contemplados en el análisis, identificando el factor con mayor fuerza o aporte a los porcentajes de eclosión. Para los análisis de varianza de dos vías se usó como modelo de comparación el modelo nulo, el cual agrega variables hasta encontrar el que mejor explique la variabilidad y predicción de la variable dependiente.

Para la incubación *ex situ* de los nidos, en la reserva se tienen dos corrales uno en la parte norte y otro en el sur (“Las Barracas” y “Frailes”, respectivamente) a donde son reubicados los huevos recolectados. Dado que no se tiene definido con exactitud, a que corral van los nidos de cada una de las playas, y más bien este proceso resulta ser aleatorio, se realizó un ANOVA entre corrales, encontrando que no presentaban diferencias por lo que los datos fueron trabajados como reserva y únicamente se evaluaron las diferencias entre años para este tipo de incubación.

Para los éxitos de eclosión *in situ*, se verificaron las diferencias entre sitios y años y la interacción de ambos factores, se agruparon los sitios y años que compartían repeticiones (Tabla 2). Posteriormente se realizaron los análisis estadísticos bayesianos correspondientes.

Tabla 2. Identificación de playas y años a comparar, para éxito de eclosión en incubación *in situ*.

Sitio / Año	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Cabo Pulmo		x	x	x		x	x				
El Arbolito		x		x		x					
Frailes		x	x	x	x	x	x			x	
Las Barracas	x	x	x	x	x	x	x		x		
Miramar	x				x	x	x				

Los taches “x” indican sitios y años con información, los espacios blancos, ausencia de información.

De los grupos formados para evaluar los éxitos de eclosión, el primero incluyo a las playas Cabo Pulmo, Las Barracas y Frailes en los años 2010, 2011, 2012, 2014, y 2015; el segundo grupo conformado por las playas Cabo Pulmo, El Arbolito y las Barracas en los años 2010, 2012 y 2014, el tercer grupo conformado por Las Barracas y Miramar en los años 2009, 2013, 2014 y 2015 y el cuarto grupo por Las Barracas, Miramar y Frailes en 2013, 2014 y 2015.

Para este tipo de incubación solo se contó con datos hasta 2018 y se excluyeron del análisis a 2016 dado que solo tenía un dato y 2019 no tuvo datos que permitieran estimar el porcentaje de eclosión durante este periodo.

2.3.2 Éxitos de emergencia

De acuerdo con Miller (2000), el éxito o porcentaje de emergencia es definido cómo el número de crías que alcanzan la superficie de la playa o que salen del nido. Este parámetro fue calculado a partir de la fórmula propuesta por Miller (2000) adaptándola a las variables disponibles:

$$\% \textit{ emergencia} = \frac{CL}{T} \times 100 \quad (14)$$

Donde:

CL= cantidad de crías liberadas vivas

T= tamaño de la nidada

De la misma forma que con los éxitos de eclosión, se emplearon Análisis de Varianza bayesianos, para ver diferencias entre los éxitos de emergencia por playa y años. Mediante el Factor de Bayes (BF₁₀) resultante se identificaron las variaciones espacio temporales, posteriormente, se verificaron los efectos de cada uno de los factores contemplados en el análisis, identificando el factor con mayor fuerza o aporte al éxito de emergencia. Para los análisis de varianza de dos vías se usó como modelo de comparación el modelo nulo, el cual agrega variables hasta encontrar el que mejor explique la variabilidad y predicción de la variable dependiente.

Los éxitos de emergencia en condiciones *ex situ* se evaluaron, como reserva igual que con los éxitos de eclosión dado que no se tiene definido hacia que corral son reubicados los huevos, y al realizar la prueba ANOVA no se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre los sitios.

Para evaluar los porcentajes de emergencia en nidos *in situ*, se realizaron ANOVA entre sitios y años y como interacción de ambos factores. Para este tipo de incubación se contó con datos hasta 2018, excluyendo del análisis a 2016, porque solo tenía un dato. Se agruparon los sitios y años que compartían repeticiones (Tabla 3). Posteriormente se realizaron los análisis estadísticos bayesianos correspondientes.

Tabla 3. Identificación de playas y años a comparar, para los porcentajes de emergencia en incubación *in situ*.

Sitio / Año	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2017	2018
Cabo Pulmo		x	x	x		x	x		
El Arbolito		x		x		x			
Frailes		x	x	x	x	x	x		x
Las Barracas	x	x	x		x	x	x	x	
Miramar	x				x	x	x		

Los taches “x” indican sitios y años con información, los espacios blancos, ausencia de información.

Se formaron seis grupos, el primero incluyo a las playas Cabo Pulmo y Frailes en los años 2010, 2011, 2012, 2014 y 2015; el segundo grupo conformado por las playas Cabo Pulmo, El Arbolito y Frailes en 2010, 2012 y 2014; el tercer grupo que incluye a Cabo Pulmo, El Arbolito, Frailes y Las Barracas en 2010 y 2014, el cuarto grupo formado por Frailes, Las Barracas y Miramar en 2013, 2014 y 2015, mientras que el quinto grupo está formado por las playas Barracas y Miramar en 2009, 2013, 2014 y 2015 y finalmente el sexto grupo conformado por las playas Frailes, Las Barracas y Miramar en 2013, 2014 y 2015.

2.3.3 Porcentaje de mortalidad

La mortalidad de crías y durante el desarrollo embrionario está ligada a características ambientales, y características propias del nido, tales como la composición del sustrato, incidencia del oleaje, depredación, entre otras (Abella, 2010). El porcentaje de mortalidad para *L. olivacea* fue estimado a partir de la fórmula:

$$\% \text{ mortalidad} = \frac{M}{T} \times 100 \quad (15)$$

Donde:

M= total de crías muertas

(HSD= huevos sin desarrollo + HCD= huevos con desarrollo + ME= muertas emergiendo)

T= tamaño de la nidada

Los Análisis de Varianza, para ver diferencias entre los porcentajes de mortalidad, permitieron determinar las variaciones espacio temporales, posteriormente se verificaron los efectos de cada uno de los factores contemplados en el análisis, identificando el factor con mayor fuerza o aporte a los porcentajes de mortalidad. Para los análisis de varianza de dos vías se usó como modelo de comparación el modelo nulo, el cual agrega variables hasta encontrar el que mejor explique la variabilidad y predicción de la variable dependiente.

Para los porcentajes de mortalidad en incubación *ex situ*, una vez identificado que no había diferencias entre corrales, se realizaron los análisis de varianza trabajando los sitios como reserva e identificando la variación entre años. Como tratamiento especial, para los porcentajes de mortalidad en incubación *in situ* se verificaron las diferencias entre sitios y años y la interacción de ambos factores, se agruparon los sitios y años que compartían repeticiones (Tabla 4) y posteriormente se realizaron los análisis estadísticos bayesianos correspondientes.

Tabla 4. Identificación de playas y años a comparar para porcentaje de mortalidad en incubación *in situ*.

Sitio / Año	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Cabo Pulmo		x	x	x		x	x				x
El Arbolito		x		x		x					
Frailes		x	x	x	x	x	x		x	x	x
Las Barracas	x	x	x		x	x	x		x	x	x
Miramar					x	x	x				

Los taches "x" indican sitios y años con información, los espacios blancos, ausencia de información.

De los grupos formados para evaluar los porcentajes de mortalidad el primero incluyo a las playas Cabo Pulmo y Frailes en los años 2010, 2011, 2012, 2014 y 2019; el segundo grupo conformado por las playas El Arbolito, Cabo Pulmo, Frailes en los años 2010, 2012 y 2014; el tercero con las playas Miramar, Las Barracas

y Frailes en los años 2013, 2014 y 2015; el cuarto grupo conformado por Las Barracas y Frailes en los años 2010, 2011, 2013, 2014, 2015, 2017, 2018 y 2019; el quinto grupo por Cabo Pulmo, Frailes y Las Barracas, en 2010, 2011, 2014, 2015 y 2019 y finalmente el sexto grupo que consideró a todas las playas excepto El Arbolito en los años 2014 y 2015. Para este tipo de incubación solo se contó con datos hasta 2019, excepto 2016 que fue excluido dado que solo tenía un dato.

2.3.3.1 Mortalidad embrionaria

La mortalidad embrionaria puede ser afectada por diversos factores, entre ellos, los requerimientos de oxígeno por parte de los embriones, el intercambio de gases en el nido por convección o difusión entre otros, los cuales en cierta medida estarán determinados por factores abióticos como Anom_TA, irradiancia, sustrato del nido y humedad (Abella, 2010), afectando al éxito reproductivo de los nidos y las características fenotípicas de los individuos al nacer (Ackerman, 1997; Booth y Astill, 2001; Wallace et al., 2004; Abella, 2010).

La mortalidad embrionaria es considerada así, si ocurre en el periodo desde que las membranas internas se adhieren al huevo, (aproximadamente 5 - 6 horas después de que el nido es ovipositado) y hasta antes de que la cría salga del cascarón (Chacón-Chaverri et al., 2008). El desarrollo del embrión dentro del huevo puede ser dividido por fases o estadios.

Una forma de clasificarlo es por el área del huevo que es cubierta a medida que avanza el desarrollo. Chacón-Chaverri et al. (2018), proponen cuatro estadios (Anexo 1). Por su parte Miller (1985) definió 31 estadios donde del uno al cinco ocurren cuando el huevo aún está en el oviducto de la hembra y del seis al 31 después de ser ovipositados. En este trabajo se discute acerca de la mortalidad embrionaria y mortalidad por fases. Se definieron tres fases, las cuales son una adaptación a la clasificación de Miller (1985) a partir del estadio 6 al 31 (Figura 6).

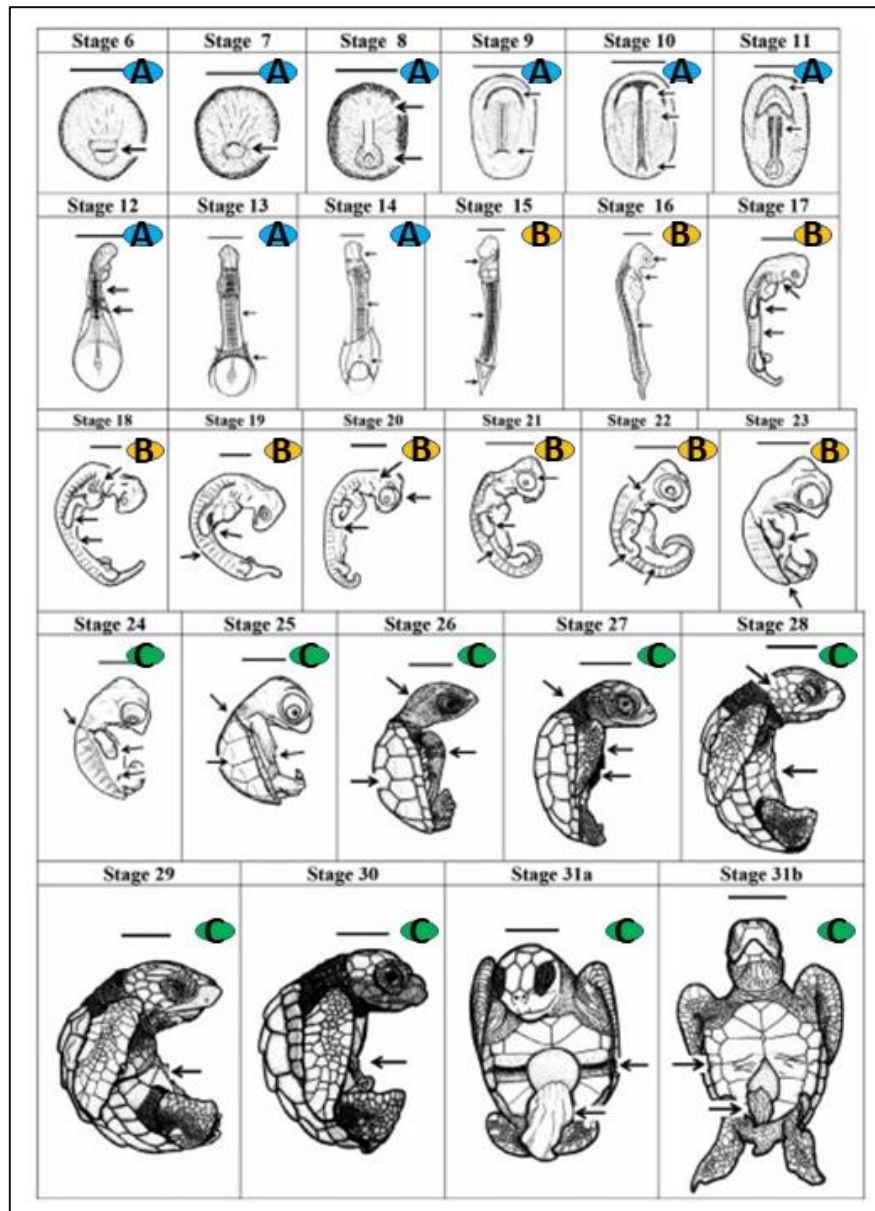


Figura 6. División de fases de desarrollo embrionario de acuerdo con la clasificación de Miller (1985). Tomada y adaptada de Miller et al. (2017).

Donde:

Fase 1 (A): Esta comprendida entre los estadios seis a 14, incluye la formación del blastoporo, cambios en la forma del blastoporo, desarrollo de somitas, primera hendidura faríngea abierta y tubo amniótico posterior formado.

Fase 2 (B): Del estadio 15 al 23, aquí ya se han formado más de 21 pares de somitas llegando a más de 45 pares antes del estadio 20, visibles las yemas de las extremidades, formación de colgajos en los bordes anteriores de todas las hendiduras faríngeas, pigmentación del iris, formación de cresta y borde del caparazón completo, y manchas de pigmentación de caparazón.

Fase 3 (C): Del estadio 24 al 31, rayos digitales y escudos bien definidos, presencia de escudos en las aletas, volumen proporcional del embrión y saco vitelino en 4:1 cerca del estadio 29, morfología y pigmentación típica de la cría nacida (Abella, 2010; Miller et al., 2017).

Una vez definidas las fases y para mostrar la variación interanual de la mortalidad embrionaria, se realizaron pruebas t bayesianas en la búsqueda de diferencias por cada tipo de incubación.

2.4 Modelación de los factores ambientales que influyen sobre los parámetros reproductivos.

Previo a la realización de los GLM's se hicieron análisis de correlación de Pearson de forma exploratoria (Anexo 2) con el objetivo de identificar relación no lineal existente entre la variable dependiente (VD; parámetros reproductivos) con las independientes (VI; variables ambientales), además de determinar interacciones entre VI que pudieran ser significativas con correlaciones altas y que por tanto se justificara incluirse como una variable más a los modelos.

Se realizaron modelos lineales generalizados para identificar la influencia de las variables ambientales sobre los parámetros reproductivos y la tasa de mortalidad de *L. olivácea*. Por el tipo de datos, cantidad y pruebas realizadas se aplicó la función de distribución Gaussiana con el vínculo "identidad" (Cayuela, 2010).

El ajuste de cada uno de los modelos se realizó con la función GLM de la paquetería base de R Studio la cual se utiliza para ajustar modelos lineales generalizados, especificados dando una descripción simbólica del predictor lineal y una descripción de la distribución de errores (R Core Team, 2020). Mediante un método por pasos que consiste en ajustar un modelo inicial nulo el cual va incorporando las variables e interacciones posibles, se obtuvieron como medida de robustez la significancia de cada una de las variables para definir el modelo, así como el Criterio de Información de Akaike (AIC). El AIC es un índice que evalúa

tanto el ajuste del modelo a los datos, así como los distintos grados de complejidad (Cayuela, 2010). Finalmente se estimaron los valores de la devianza nula y de los residuales, y a partir de ello se eligieron los factores que explican a cada una de las variables de respuesta considerando un nivel de confianza del 95% ($P < 0.05$).

Posteriormente se seleccionaron los parámetros incluidos en el modelo final y a partir de los valores de la devianza nula y residual se obtuvo el porcentaje de devianza total (D^2) para el modelo, la cual permite estimar la cantidad de varianza explicada por el modelo mediante la siguiente fórmula:

$$D^2 = \frac{\text{devianza del modelo nulo} - \text{devianza residual}}{\text{devianza del modelo nulo}} \times 100 \quad (16)$$

Finalmente se obtuvo una tabla de análisis de devianza con la función “Chi. Squared” donde a partir del valor de devianza residual de cada variable se estimó el porcentaje de aporte individual al modelo.

Existen otras funciones que estiman “mejores modelos” a partir de varios métodos y criterios exclusivos de manera automatizada. Entre algunos se encuentra el método de los mejores subconjuntos de la librería “MuMin”, el cual fue usado exclusivamente como una referencia y contraste al método inicial en este estudio. Este procedimiento consiste en ejecutar un método automatizado (Función “GLM” de la paquetería “MuMin”) que examina todos los modelos creados de todas las posibles combinaciones de las variables predictoras e identifica los modelos de regresión de mejor ajuste con los predictores especificados (Draper y Smith, 1998). Se basa en seleccionar los subconjuntos más pequeños que cumplan determinados criterios estadísticos, como el de información de Akaike AIC.

Al finalizar se muestra una lista de todos los posibles modelos, eligiendo, como final, el de AIC más bajo y mayor peso. Sin embargo, debido a que el índice elige el modelo que minimiza la pérdida de información, y no ofrece un valor de significancia de las variables, podría estar incluyendo variables estadísticamente no significativas.

2.4.1 Variables incluidas en los modelos lineales generalizados

Para todos los modelos fueron consideradas ocho variables iniciales siendo variables dependientes los parámetros reproductivos: **éxito de eclosión, éxito de emergencia y tasas de mortalidad**, y como variables

independientes se contemplaron aquellas que de acuerdo con conocimientos previos y literatura pudieran estar influyendo sobre las variables dependientes:

Anomalías de temperatura (°C): El índice del niño oceánico (ONI, por sus siglas en inglés) es la desviación del promedio la temperatura superficial del mar respecto al valor esperado en el Océano Pacífico, (Ramírez-Builes y Jaramillo-Robledo, 2009; Colín, 2015), se eligió esta variable puesto que episodios cálidos (Niño, valores mayores o iguales a $+0.5^{\circ}\text{C}$) son asociados a baja productividad oceánica, mientras que los episodios fríos (Niña, valores menores o iguales a -0.5°C) con alta productividad, siendo este un factor que podría estar condicionando la alimentación de las hembras anidantes y por ende su estado de salud, el cual es reflejado en la calidad de huevos, tamaño de la nidada etc. (Saba et al., 2007; Colín, 2015).

Los datos para esta variable consideran a los registros 2009 a 2019 de la Administración Nacional Oceánica y atmosférica (NOAA, por sus siglas en inglés).

Irradiancia (Radiación normal directa: kW-hrs/m²/day): es una estimación de irradiancia horizontal global derivada de satélites de meteorología de superficie y energía solar, expresada como el flujo dividido por el área por la que pasa (DiPasquale et al., 2001). La irradiancia tiende a influir sobre la temperatura ambiental al generar masas de aire cálido, por lo cual esta variable podría estar ligada a la temperatura ambiental o de la superficie del mar, que a su vez pueden influir de manera directa o indirecta sobre los nidos de tortugas. Los datos para esta variable consideran los registros satelitales mensuales de 2009 a 2019 correspondientes al proyecto Predicción de Recursos Energéticos Mundiales (POWER, por sus siglas en inglés) perteneciente a la NASA. Plataforma que brinda información de sistemas satelitales y datos de modelado de pronóstico (NASA, 2020).

Temperatura superficial del mar (Anomalías regionales de la TSM: °C): “Anom_TSM” es la temperatura de la superficie del mar, desde 1mm hasta 5 metros, dependiendo de la escala de medición (Colín, 2015; NOAA-OSPO, 2021). Afecta directa e indirectamente la productividad primaria incide en procesos enzimáticos del fitoplancton, así como indirectamente por la formación de gradientes verticales en la columna de agua aislando zonas someras y profundas con disponibilidad de nutrientes para los organismos (Mann y Lazier, 2006; Colín, 2015). Los datos fueron obtenidos de la plataforma Ocean Color Data pertenecientes al sitio oficial de la NASA y correspondientes al satélite MODIS-Aqua. Posteriormente se estimó la desviación del promedio de la temperatura para obtener anomalías regionales.

Precipitación (mm): es una estimación del valor promedio de la caída de agua en estado sólido o líquido por la condensación del vapor sobre la superficie terrestre. Suele ser un factor clave para el desarrollo embrionario dado que influye en la humedad del sustrato donde los nidos son puestos (Ackerman, 1997; Colín, 2015). Los datos para esta variable consideran los registros satelitales mensuales de 2009 a 2019 correspondientes al proyecto Predicción de Recursos Energéticos Mundiales (POWER, por sus siglas en inglés) perteneciente a la NASA.

Temperatura ambiental (anomalías regionales de temperatura ambiental °C): “Anom_TA” es la temperatura mensual promedio que influye sobre el régimen térmico de incubación de los nidos, afecta al desarrollo embrionario, el tiempo de incubación y a la proporción de sexos de las crías producidas. Incubaciones largas implican temperaturas bajas y una baja producción de hembras; mientras que incubaciones cortas implican altas temperaturas y un alto porcentaje de hembras (Wibbels 2003; Abella, 2010). Los datos fueron obtenidos de registros satelitales mensuales de 2009 a 2019 correspondientes al proyecto Predicción de Recursos Energéticos Mundiales (POWER, por sus siglas en inglés) perteneciente a la NASA.

La obtención de las anomalías regionales se obtuvo a través de promedios móviles. Se estimó el promedio móvil de las anomalías registradas de tres meses (mes inicial más los dos meses subsecuentes), este promedio fue restado al valor del mes inicial y se dividió entre la desviación estándar de los tres meses considerados, por ejemplo (19).

$$\textit{Temperatura movable de Enero} = \frac{\textit{Anom.Ene} - \bar{x}(\textit{Anom.Ene} + \textit{Anom.Feb} + \textit{Anom.Mar})}{\textit{DesvEst}(\textit{Anom.Ene} + \textit{Anom.Feb} + \textit{Anom.Mar})} \quad (17)$$

Donde:

Anom.Ene= Anomalía inicial registrada para el mes de enero

Anom.Feb= Anomalía inicial registrada para el mes de febrero

Anom.Mar= Anomalía inicial registrada para el mes de marzo

Capítulo 3. Resultados

3.1 Estadísticas básicas y tendencias generales de los parámetros reproductivos

A continuación, se presentan las estadísticas básicas para los parámetros reproductivos (Tabla 5) y las tendencias generales de las variables ambientales que alimentan los GLM (Figura 7).

Tabla 5. Estadísticas básicas de los parámetros reproductivos.

Variable	N	Tamaño de la nidada	Media	Mínimo	Máximo	Desviación estándar
Éxito de eclosión <i>ex situ</i>	1299	132638	67.29	0.87	100	± 26.35
Éxito de eclosión <i>in situ</i>	354	33527	72.78	0.93	100	± 23.50
Éxito de emergencia <i>ex situ</i>	1299	132694	67.20	0.87	100	± 26.29
Éxito de emergencia <i>in situ</i>	354	33527	71.39	0.93	100	± 23.56
Tasa de mortalidad <i>ex situ</i>	1372	139660	35.97	0.74	100	± 29.08
Tasa de mortalidad <i>in situ</i>	418	39293	29.57	0.75	100	± 25.32

N: tamaño de muestra.

Por métodos estadísticos (pruebas t y ANOVA bayesianos) se comprobó que, no hay diferencias entre sitios en incubación *ex situ* (Anexo 3), por tanto, los datos fueron trabajados como área natural protegida en general y no se hizo la distinción entre playas por separado, mostrando únicamente las diferencias entre temporadas. Para incubación *in situ*, si se estimaron diferencias entre playas y años.

Respecto a las tendencias de las variables ambientales, hubo registro de promedios de anomalías negativas de 2009 a 2014, y anomalías positivas de 2015 a 2016, por su parte de 2017 a 2019 las anomalías de temperaturas (ONI), en promedio fueron positivas. Los valores de irradiancia se mantuvieron constantes hasta 2011 y a partir de 2012 fluctuaron de 5.6 a 6.4 unidades. Las anomalías regionales de temperatura superficial del mar (Anom_TSM) fueron negativas hasta 2017, y en 2018 y 2019 se presentaron anomalías positivas. Las anomalías regionales de temperatura ambiental (Anom_TA) se mantuvieron constantes excepto en 2011 que fueron negativas y en 2012 positivas. Se registró precipitación en la mayor parte de los años, pero esta no supero más de 1.3 mm (Figura 7).

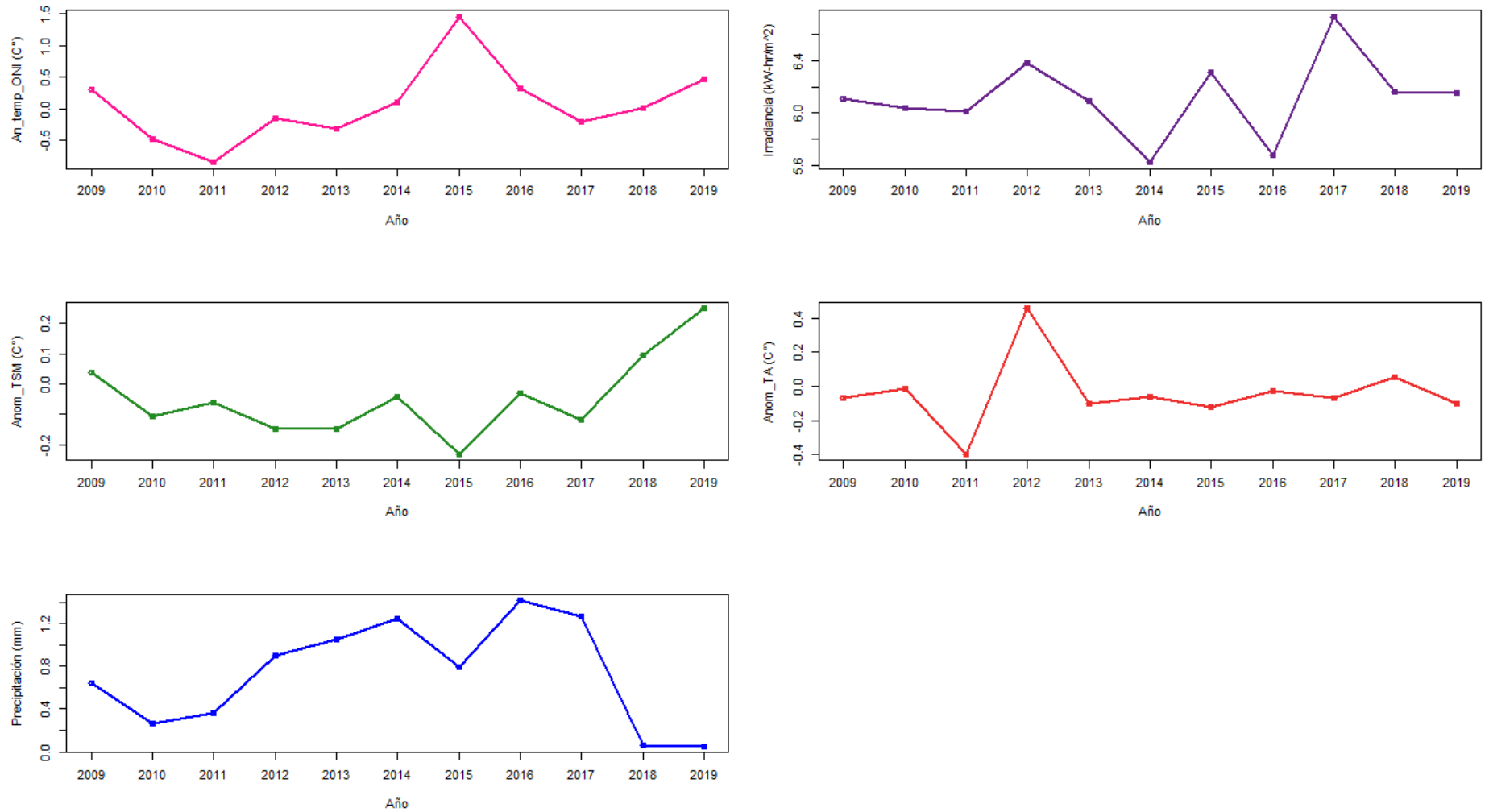


Figura 7. Fluctuaciones promedio por año de las variables ambientales. ONI: Anomalías de temperatura, índice del niño oceánico; Anom_TSM: Anomalías regionales de temperatura superficial del mar; Anom_TA: anomalías regionales de temperatura ambiental; D²: aporte de devianza (expresado en porcentaje).

3.2 Éxitos de eclosión

3.2.1 Éxito de eclosión en incubación *ex situ*:

En promedio, el porcentaje de eclosión para los nidos *ex situ* es de 67.29% ($n=1299$, $SD= \pm 26.35$), los años con mayores porcentajes promedio de eclosión fueron, en 2012 con 76.91% y 2018 con 76.14% el resto de las temporadas registró porcentajes de eclosión debajo del 70%, siendo 2014 el año con el porcentaje promedio de eclosión más bajo (47.88%) para los nidos *ex situ* (Figura 8).

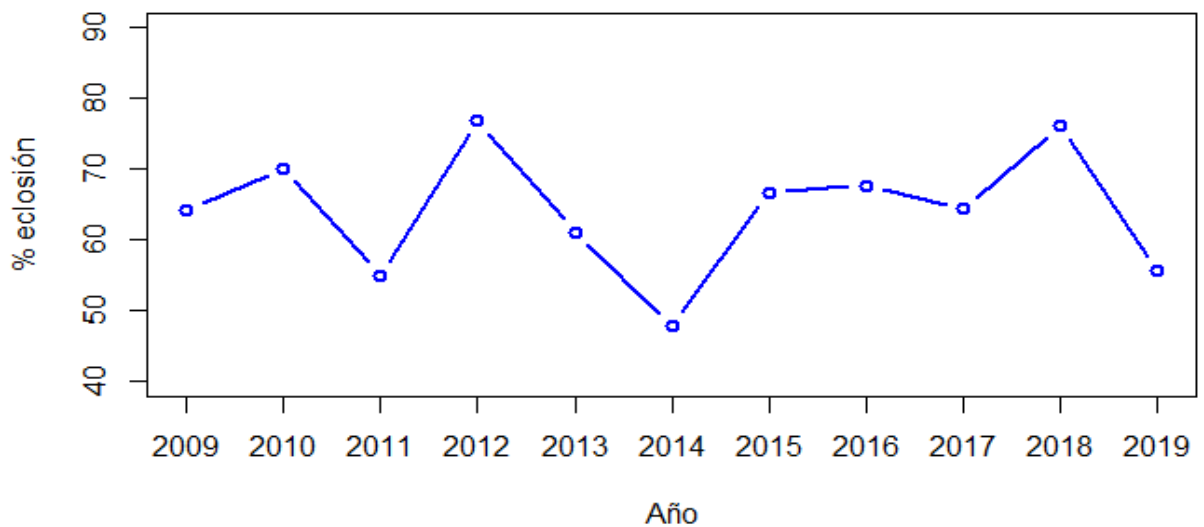


Figura 8. Comparación del éxito de eclosión promedio por años en incubación *ex situ*. Los puntos representan los porcentajes promedio y su tendencia a lo largo de los años evaluados.

De acuerdo con el Análisis de Varianza Bayesiano realizado entre años se obtuvo un $BF_{10} = 5.629E+12$ lo que indica que la probabilidad de hipótesis alterna es considerablemente más grande que la hipótesis nula, y evidencia que los éxitos de eclosión han ido cambiando con el paso de los años. La prueba a posteriori mostró diferencias altamente probables entre algunos años, tal y como se muestran en la Tabla 6.

Tabla 6. Diferencias entre los porcentajes de eclosión en incubación *ex situ*, por años.

Años		BF ₁₀	Error %
2009 (\bar{x} =64.16)	2012	107.289	3.117e -8
	2018	582.176	1.670e -8
2010 (\bar{x} = 70.14)	2011	6.37	0.001
	2014	7.631	1.047e -4
	2019	26.072	1.881e -9
2011 (\bar{x} = 55.02)	2012	813.891	3.770e -6
	2018	924.942	3.894e -6
2012 (\bar{x} = 76.92)	2013	5535.462	1.060e -10
	2014	139.678	2.472e -6
	2015	118.878	3.603e -8
	2016	8.028	8.158e -7
	2017	121.055	5.370e -5
2013 (\bar{x} = 61.15)	2018	337939.197	2.928e -12
2014 (\bar{x} =47.89)	2018	121.392	2.937e -6
2015 (\bar{x} = 66.69)	2018	1388.909	1.716e -10
	2019	122.804	2.204e -8
2016 (\bar{x} = 67.74)	2018	21.926	4.463e -7
	2019	41.649	2.220e -7
2017 (\bar{x} = 64.39)	2018	1409.875	4.067e -9
2018 (\bar{x} = 76.15)	2019 (\bar{x} =55.63)	7.762e +10	1.345e -17

3.2.2 Éxito de eclosión en incubación *In situ*:

El porcentaje promedio para los nidos *in situ* eclosionados es de 72.78% (n=354, SD= ± 23.49), los sitios y años que, en conjunto, indican los mayores porcentajes de eclosión corresponden a playa Miramar en 2009 (97.75%), y playa Frailes en 2010 (87.15%). El resto de las playas tiene porcentajes de eclosión entre 40 y 85% (Figura 9).

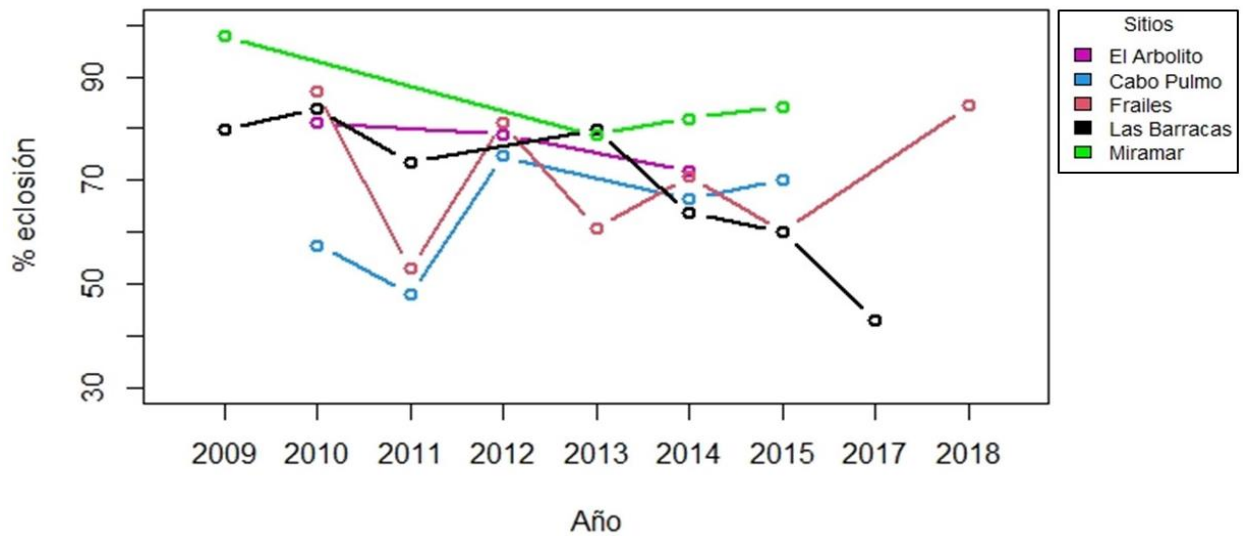


Figura 9. Comparación del éxito de eclosión promedio por años y sitios en incubación *in situ*. Los puntos representan los porcentajes promedio y su tendencia a lo largo de los años evaluados.

De los seis grupos formados (de acuerdo con el número de repeticiones por datos) para evaluar diferencias en incubación *in situ*; dentro del grupo uno, los resultados del ANOVA Bayesiano indican que las diferencias se presentan con mayor probabilidad en el factor año, puesto que el modelo que lo incluye tiene un $BF_{10} = 29246.204$ a favor de la hipótesis alterna (medias heterogéneas). Por otra parte, el factor sitio, con un $BF_{10} = 0.606$ no tuvo ninguna probabilidad de encontrar diferencias en la eclosión *in situ*, quedando favorecida la hipótesis nula (igualdad de medias). La interacción entre los factores del ANOVA mostró poco efecto en el análisis, observando un Factor de Bayes $BF_{10} = 2.86$, es decir, aproximadamente tres, que, de acuerdo con la escala de Jeffreys, la probabilidad es interpretada como anecdótica, de lo anterior, con la prueba a posteriori aplicada a los años, se obtuvieron diferencias entre 2010, 2011, 2012, 2014 y 2015 (Tabla 7).

Tabla 7. Diferencias entre porcentajes de eclosión en incubación *in situ*, por años, grupo uno.

Años		BF_{10}	Error %
2010 ($\bar{x}=83.50$)	2011	21.027	1.215e -4
	2014	48.682	2.303e -5
	2015	165.515	5.305e -5
2011 ($\bar{x}=63.98$)	2012	398.95	2.726e -5
2012 ($\bar{x}=80.56$)	2014 ($\bar{x}=68.15$)	511.115	4.452e -10
	2015 ($\bar{x}=62.65$)	6474.98	2.434e -7

En el grupo dos, fue el año el factor que también aportó en mayor medida al porcentaje de eclosión con $BF_{10} = 2322.122$ a favor de la hipótesis alterna (medias heterogéneas). El factor sitio, con $BF_{10} = 0.174$, no tiene probabilidad de encontrar diferencias, quedando favorecida la hipótesis nula o la igualdad de medias entre la eclosión *in situ* por playas. La interacción entre los factores del ANOVA tampoco mostró efecto en el análisis, dado que se obtuvo un Factor de Bayes de $BF_{10} = 0.096$ (Anexo 4). Por lo tanto, con la prueba a posteriori aplicada a los datos por año, se encontraron diferencias con alta probabilidad en 2010 y 2012 con 2014 (Tabla 8).

Tabla 8. Diferencias entre porcentajes de eclosión en incubación *in situ*, por años, grupo dos.

Años		BF_{10}	Error %
2010 ($\bar{x}=86.36$)	2014	57.18	1.198e -4
2012 ($\bar{x}=80.37$)	2014 ($\bar{x}=68.50$)	846.727	2.736e -9

Para los grupos tres y cuatro, ninguno de los factores mostro probabilidad de encontrar diferencias, ambos factores, así como la interacción dieron $BF_{10} < 3$, valor mínimo que, de acuerdo con la escala de Jeffreys, expresa una probabilidad muy baja de encontrar diferencias.

3.2.3 Diferencias de los porcentajes de eclosión entre ambos tipos de incubación

Los promedios de eclosión fueron de 72.58% para condiciones *in situ* y 64.45% para *ex situ*, y, de acuerdo con la prueba t de Student Bayesiana, se obtuvo un $BF_{10} = 0.424$ (%error= 1.125e -4), con lo cual se concluye que la probabilidad de que los éxitos de eclosión difieran en ambos tipos de incubación es muy baja.

3.3 Éxitos de emergencia

3.3.1 Éxito de emergencia en incubación *ex situ*:

El porcentaje de emergencia promedio para los nidos reubicados es de 67.20% ($n=1299$, $SD= \pm 26.29$), los años con mayores porcentajes de eclosión registrados fueron, 2012 con 76.91% y 2018 con 76.52%, el resto de las temporadas registró porcentajes de eclosión promedio debajo del 70%, siendo 2011 y 2014 los años con porcentajes más bajos: 51.86 y 50.21% respectivamente (Figura 10).

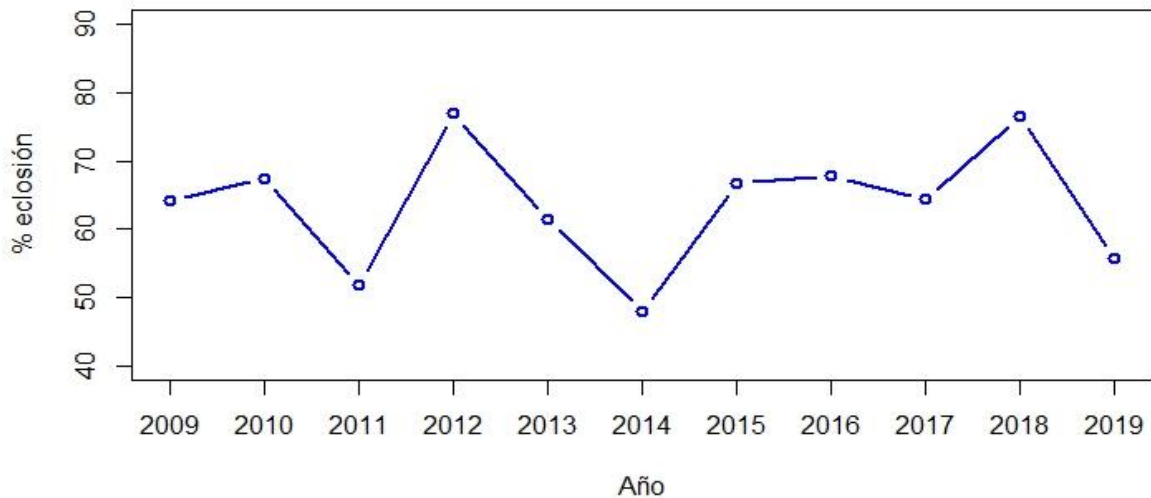


Figura 10. Comparación del éxito de emergencia promedio por años en incubación *ex situ*. Los puntos representan los porcentajes promedio y su tendencia a lo largo de los años evaluados.

Con el ANOVA bayesiano para emergencia *ex situ*, realizado entre años y tomando al modelo nulo como modelo de comparación se obtuvo un $BF_{10} = 3.002e +15$, valor con el cual se acepta la hipótesis alterna de manera decisiva, indicando que las medias de los éxitos de emergencia han cambiado a lo largo de los años. A través de la prueba posteriori se obtuvieron evidencias sustanciales y decisivas que indican alta probabilidad de diferencias entre la mayoría de los años (Tabla 9).

Tabla 9. Diferencias entre los porcentajes de emergencia en nidos *ex situ*, por años.

Años		BF_{10}	Error %
2009 ($\bar{x} = 64.16$)	2012	107.289	3.117e -8
	2018	1117.844	8.670e -9
2010 ($\bar{x} = 67.42$)	2011	9.225	8.402e -4
	2012	5.236	1.374e -8
	2014	4.104	3.498e -4
	2018	7.169	6.173e -7
	2019	4.962	1.324e -7
2011 ($\bar{x} = 51.85$)	2012	10268.415	5.605e -7
	2015	6.344	5.993e -4
	2016	4.674	0.002
	2018	29479.114	8.508e -8
2012 ($\bar{x} = 76.92$)	2013	3773.335	2.389e -10
	2014	139.678	2.472e -6
	2015	118.878	3.603e -8
	2016	8.028	8.158e -7
	2017	121.055	5.370e -5
	2019	1.467e +7	4.789e -15

2013 (\bar{x}= 61.44)	2018	486983.528	1.909e -12
2014 (\bar{x}= 47.89)	2018	183.391	2.056e -6
	2016	0.129	6.214e -5
	2017	0.164	4.252e -5
2015 (\bar{x}= 66.69)	2018	3085.697	8.699e -11
	2019	122.804	2.204e -8
2016 (\bar{x}= 67.74)	2018	36.364	2.551e -7
	2019	41.649	2.220e -7
2017 (\bar{x}= 64.40)	2018	2800.61	1.835e -9
2018 (\bar{x}= 76.45)	2019 (\bar{x} = 55.62)	2.865e +11	4.356e -18

3.3.2 Éxito de emergencia en incubación *in situ*:

En promedio el porcentaje de emergencia para los nidos en incubación *in situ* es de 71.39% ($n=354$, $SD= \pm 23.56$), los sitios y años que en conjunto indican los mayores porcentajes promedio de emergencia corresponden a playa Miramar en 2009 (95.75%) y playa Frailes en 2010 (85.54%). El resto de las playas tiene porcentajes de eclosión entre 40 y 85% (Figura 11).

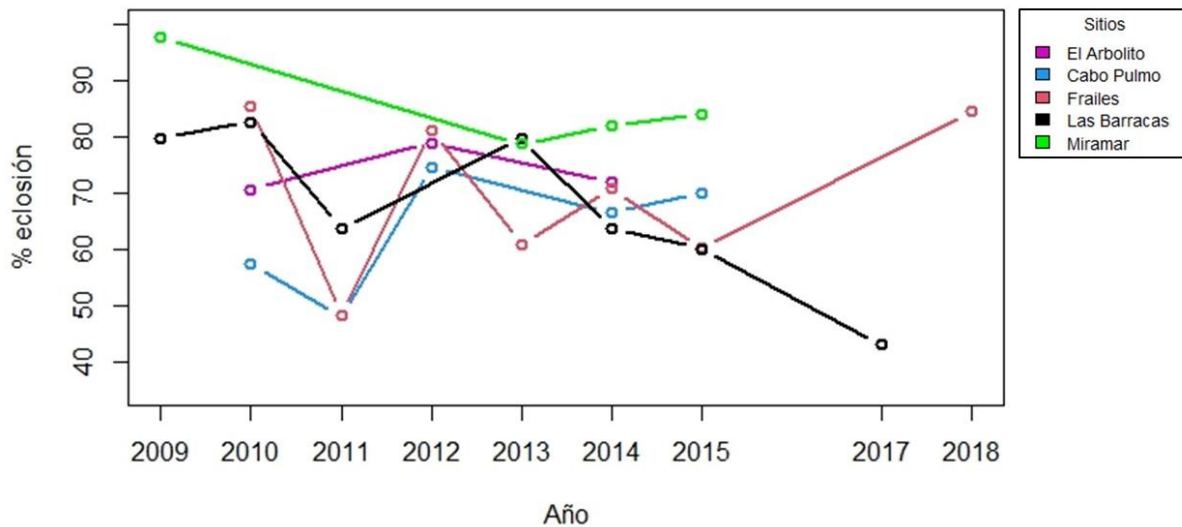


Figura 11. Comparación del éxito de emergencia promedio por años y sitios en incubación *in situ*. Los puntos y líneas representan los porcentajes promedio y su fluctuación a lo largo de los años evaluados.

Dentro del grupo uno los resultados del ANOVA Bayesiano indican que el mayor aporte al porcentaje de emergencia *in situ* es el que proviene del factor año, puesto que el modelo que lo incluye tiene un $BF_{10} = 18490000$ a favor de la hipótesis alterna (medias heterogéneas). Por otra parte, el factor sitio con un BF

$_{10} = 0.256$ tiene muy poca probabilidad de mostrar diferencias entre playas, por lo que la hipótesis nula (igualdad de medias) es favorecida. La interacción entre los factores del ANOVA no mostró efecto en el análisis, con un Factor de Bayes de $BF_{10} = 0.406$, de lo anterior, se concluye hay diferencias entre los porcentajes de emergencia *in situ* entre años (véase Anexo 5); con las pruebas a posteriori se encontraron diferencias con alta probabilidad entre 2010 con 2011; 2011 con 2012 y 2014; 2012 con 2014 y 2015 (Tabla 10).

Tabla 10. Diferencias entre porcentajes de emergencia en nidos *in situ*, por años, grupo uno.

Años		BF ₁₀	Error %
2010 ($\bar{x}=81.54$)	2011	35.241	9.838e -6
	2012	6.226e +7	1.101e -10
2011 ($\bar{x}=48.30$)	2014	69.177	5.536e-5
	2014 ($\bar{x}=70.34$)	26.588	1.214e-7
2012 ($\bar{x}=80.56$)	2015 ($\bar{x}=63.75$)	357.56	8.349e-6

Para el grupo, dos fue el año el factor que también muestra diferencias en el porcentaje de emergencia con $BF_{10} = 206.095$ a favor de la hipótesis alterna (medias heterogéneas). El factor sitio, con $BF_{10} = 0.122$, no tiene probabilidad diferencias sobre los porcentajes de emergencia, quedando favorecida hipótesis nula o la igualdad de medias entre la variable de estudio. La interacción entre los factores del ANOVA tampoco mostró efecto en el análisis, dado que se obtuvo un factor de Bayes de $BF_{10} = 0.208$. Por lo tanto, el factor con más fuerza o aporte es el “año” (véase Anexo 5); con las pruebas a posteriori se identificaron las diferencias en los años 2012 con 2014 y 2015 (Tabla 11).

Tabla 11. Diferencias entre porcentajes de emergencia en nidos *in situ*, por años, grupo dos.

Años		BF ₁₀	Error %
2012	2014 ($\bar{x}=70.55$)	41.896	6.354e-5
2012 ($\bar{x}=80.37$)	2015 ($\bar{x}=64.07$)	636.833	6.799e-6

Para el tercer grupo, nuevamente es el factor año quien muestra diferencias en el porcentaje de emergencia con $BF_{10} = 11.849$ quedando a favor de la hipótesis alterna (medias heterogéneas). Por su parte, el factor sitio o playa tiene un $BF_{10} = 0.141$, por lo cual no tiene probabilidad de efecto sobre la emergencia *in situ*, la interacción de ambos factores tampoco tuvo efecto en el análisis, con un $BF_{10} = 0.179$. Por lo tanto, el factor con más fuerza o aporte a la emergencia es el “año” (véase Anexo 5), con las

pruebas a posteriori se encontraron diferencias con alta probabilidad de los años 2010 con 2014 con un $BF_{10} = 16.067$.

En el cuarto grupo, con un $BF_{10} = 863.769$, el año es quien aporta en mayor medida al porcentaje de emergencia favoreciendo con esto a la hipótesis alterna, por otra parte, para el factor sitio tiene un $BF_{10} = 0.770$ con lo cual no tiene probabilidad de efecto sobre la variable estudiada, la interacción de ambos factores tiene un $BF_{10} = 1.082$ y su efecto sobre el porcentaje de emergencia es anecdótico. Para este grupo se concluye que el año es el factor que permitirá observar diferencias en los porcentajes de emergencia por temporalidad, para ello con las pruebas a posteriori se evidenciaron las diferencias altamente probables entre los años 2010 y 2011 ($BF_{10} = 994.496$).

Finalmente, para los grupos quinto y sexto, ninguno de los factores mostró probabilidad sustancial para encontrar diferencias, ambos factores, así como la interacción, dieron $BF_{10} < 3$, valor mínimo que, de acuerdo con la escala de Jeffreys, podría expresar tan solo una probabilidad meramente anecdótica de encontrar diferencias entre los porcentajes de emergencia.

3.3.3 Diferencias de los porcentajes de emergencia entre ambos tipos de incubación

Los promedios de emergencia *in situ* y *ex situ*, contemplando únicamente los datos de playas “Las Barracas” y “Frailes” fueron de 70.96% para condiciones *in situ* y 69.32% para *ex situ*, y de acuerdo con la prueba t de Student Bayesiana se obtuvo un $BF_{10} = 0.121$ (%error= 4.739e-4), con lo cual se concluye que la probabilidad de que los éxitos de emergencia difieran en ambos tipos de incubación es muy baja.

3.4 Tasas de mortalidad

3.4.1 Tasa de mortalidad en incubación *ex situ*

El porcentaje de mortalidad promedio en nidos reubicados (*ex situ*) es de 35.98% (n= 1372, SD= 29.075), con un rango de 0.75 a 100% y tamaño de la nidada promedio de 101 huevos. Los años con promedios más altos son 2011 y 2014, mientras que los más bajos fueron 2012 y 2018 (Figura 12).

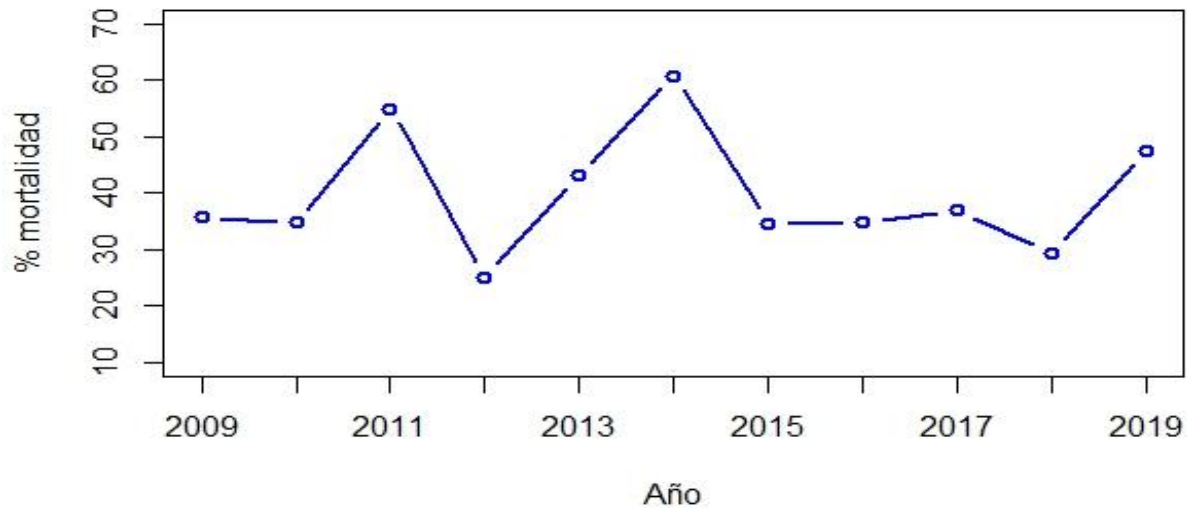


Figura 12. Comparación del porcentaje de mortalidad promedio por años en incubación *ex situ*.

De acuerdo con los resultados obtenidos en el ANOVA bayesiano y el análisis de efectos , para el factor año se obtuvo un $BF_{10} = 4.364e +9$, por lo cual se tiene una alta probabilidad de ocurrencia de la hipótesis alterna sobre la nula, lo que indica que los porcentajes de mortalidad han ido cambiando a través de los años. Mediante la prueba posterior se identificaron los años con diferencias consistentes (Tabla 12).

Tabla 12. Diferencias entre los porcentajes de mortalidad en incubación *ex situ*, por años.

Años		BF_{10}	Error %
2009 ($\bar{x} = 35.85$)	2011	16.609	4.635e-4
	2012	11.976	1.791e-7
	2014	4.977	5.554e-4
	2019	4.508	7.155e-5
2010 ($\bar{x} = 35.59$)	2011	26.555	1.652e-4
	2012	5.936	1.343e -7
	2014	7.272	0.001
2011 ($\bar{x} = 54.98$)	2012	198331.209	1.619e-8
	2015	121.193	1.351e -5
	2016	26.527	1.856e -4
	2017	5.071	3.238e-4
	2018	635.801	1.315e-6
2012 ($\bar{x} = 25.01$)	2013	13871.5	3.408e-7
	2014	1406.445	1.577e-7
	2015	29.922	1.280e-7
	2017	29.901	2.697e-7

	2019	3.379e +6	8.831e-10
2013 (\bar{x} = 43.01)	2015	4.608	1.411e-6
	2018	1009.323	1.207e-8
2014 (\bar{x} = 58.16)	2015	16.523	7.070e-5
	2018	35.527	1.897e-5
2015 (\bar{x} = 34.66)	2019	251.335	4.429e-8
2016 (\bar{x} = 34.80)	2019	20.559	4.078e-7
2017 (\bar{x} = 37.02)	2019	3.086	1.166e-6
2018 (\bar{x} = 29.40)	2019 (\bar{x} = 46.49)	436957.168	3.690e-11

3.4.2 Tasa de mortalidad en incubación *in situ*

El porcentaje de mortalidad promedio en nidos *in situ* es de 29.57% (n= 418, SD= \pm 25.32) con un rango de 0.752 a 100% y un tamaño de la nidada promedio de 94 huevos. 2011 fue el año con el promedio más alto de mortalidad alrededor de 50%, mientras que los porcentajes más bajos se presentaron en 2018 (Figura 13).

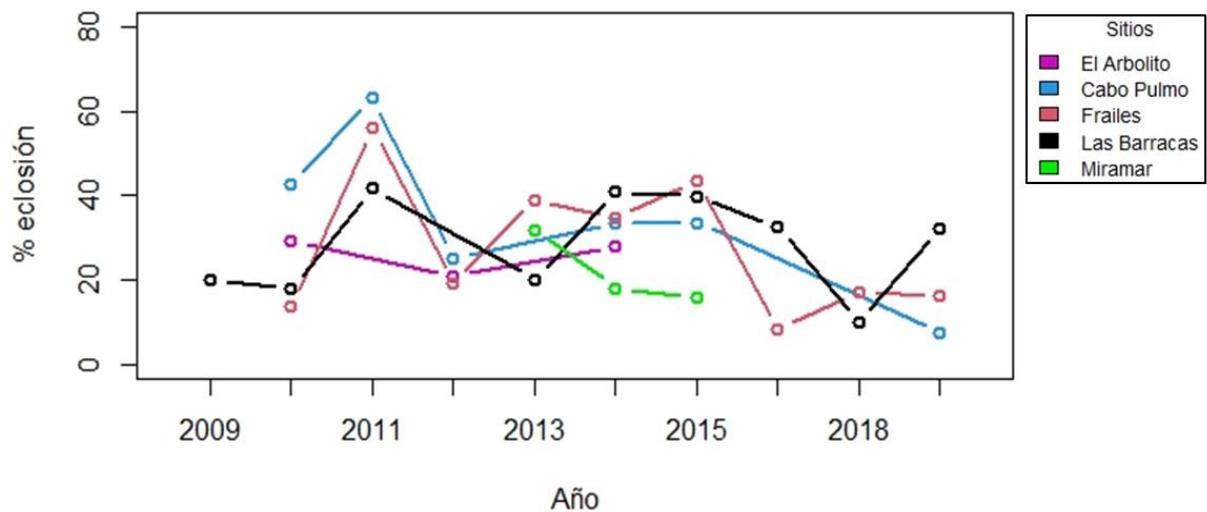


Figura 13. Comparación del porcentaje de mortalidad promedio por años y sitios en incubación *in situ*.

De los grupos formados, para el grupo uno, el ANOVA Bayesiano indica que el mayor aporte está dado por el factor año, con un $BF_{10} = 6.705e+10$ a favor de la hipótesis alterna (medias heterogéneas). Por otra parte, el factor sitio con un $BF_{10} = 0.291$ no tuvo ninguna probabilidad de efecto sobre la variable estudiada, quedando favorecida la hipótesis nula (igualdad de medias). La interacción entre los factores del ANOVA mostró poco efecto en el análisis, observando un Factor de Bayes de $BF_{10} = 0.311$, de lo anterior, se

concluye que el factor con diferencias evidentes es el “año” (véase Anexo 6). Las pruebas a posteriori mostraron dichas diferencias entre 2010, 2011, 2012, 2014 y 2019 (Tabla 13).

Tabla 13. Diferencias entre porcentajes de mortalidad en nidos *in situ*, por años, grupo uno.

Años		BF ₁₀	Error %
2010 (\bar{x} =17.44)	2011	1954.338	4.755e -8
	2014 (\bar{x} =34.66)	4.022	5.334e -4
2011 (\bar{x} =56.85)	2012	3.396e +11	1.593e -14
	2014	64.798	8.908e -5
	2019 (\bar{x} =11.96)	7.91	0.001
2012 (\bar{x} =19.91)	2014	535.315	6.860e -9

En el segundo grupo, el año fue el factor que también aportó en mayor medida al porcentaje de mortalidad con BF₁₀= 557.236 a favor de la hipótesis alterna (medias heterogéneas). El factor sitio con BF₁₀=0.183, no tiene probabilidad de efecto sobre los porcentajes de mortalidad, quedando favorecida hipótesis nula o la igualdad de medias entre la variable de estudio. La interacción entre los factores del ANOVA tampoco mostró efecto en el análisis, dado que se obtuvo un Factor de Bayes de BF₁₀= 0.345. Por lo tanto, el factor con mayor probabilidad de diferencias es el “año” (véase Anexo 6), por lo que, con las pruebas a posteriori se encontraron diferencias en los años 2010 y 2012 con 2014 (Tabla 14).

Tabla 14. Diferencias entre porcentajes de mortalidad en nidos *in situ*, por años, grupo dos.

Años		BF ₁₀	Error %
2010 (\bar{x} =18.75)	2014	3.064	5.198e -4
2012 (\bar{x} =20.04)	2014 (\bar{x} =33.81)	804.89	1.650e -6

Dentro del grupo tres, ninguno de los factores mostró probabilidad evidente para encontrar diferencias, ambos factores, así como la interacción dieron BF₁₀= < 3 (Anexo 6) , valor mínimo que, de acuerdo con la escala de Jeffreys, expresa tan solo una probabilidad anecdótica de encontrar diferencias.

En el grupo cuatro, el año fue el factor que explica las diferencias entre los porcentajes mortalidad, se obtuvo un BF₁₀= 2.588e+8, a favor de la hipótesis alterna (medias heterogéneas). El factor sitio con BF₁₀ = 0.164, no tiene probabilidad de efecto sobre los porcentajes de mortalidad, quedando favorecida hipótesis nula o la igualdad de medias entre la variable de estudio. La interacción entre los factores del ANOVA tampoco mostró efecto en el análisis, dado que se obtuvo un Factor de Bayes de BF₁₀ = 0.176

(véase anexo 6). Con las pruebas a posteriori se encontró probabilidad de diferencias altas en los años 2010 con 2011, 2014 y 2015; y, 2011, 2014 y 2015 con 2018 (Tabla 15).

Tabla 15. Diferencias entre porcentajes de mortalidad en nidos *in situ*, por años, grupo cuatro.

Años		BF ₁₀	Error %
2010 (\bar{x}=16.72)	2011	1.531e +6	1.274e -9
	2014	1514.481	2.055e -8
	2015	7823.908	8.530e -8
2011 (\bar{x}=47.70)	2018	272095.959	6.612e -9
2014 (\bar{x}=37.03)	2018	1151.133	1.104e -6
2015 (\bar{x}=41.96)	2018 (\bar{x} =14.02)	6222.919	1.110e -8

Por su parte, en el quinto grupo, el año mostró un BF₁₀ = 355250.304, siendo este el factor con mayor probabilidad para encontrar diferencias, el factor playas obtuvo un BF₁₀ = 0.065, es decir no hay diferencias de los porcentajes de mortalidad entre playas, quedando favorecida hipótesis nula o la igualdad de medias entre la mortalidad *in situ*. La interacción entre los factores del ANOVA tampoco mostró efecto en el análisis, dado que se obtuvo un Factor de Bayes de BF₁₀ = 0.096. Por lo tanto, el factor con diferencias evidentes es el “año” (véase anexo 6) y mediante las pruebas a posteriori se evidenciaron dichas diferencias en los años 2010 y 2011 (Tabla 16).

Tabla 16. Diferencias entre porcentajes de mortalidad en nidos *in situ*, por años, grupo cinco.

Años		BF ₁₀	Error %
2010 (\bar{x}=17.79)	2011	3.068e +6	1.456e -9
	2014	1024.367	1.110e -8
	2015 (\bar{x} =40.11)	2815.672	8.125e -7
2011 (\bar{x}=48.61)	2014 (\bar{x} =36.77)	3.546	4.211e -8
	2019 (\bar{x} =22.01)	3.108	7.184e -4

Finalmente, el grupo seis, igual que en el tercero, ninguno de los factores mostró probabilidad sustancial para encontrar diferencias, ambos factores, así como la interacción dieron BF₁₀ < 3, valor mínimo que, de acuerdo con la escala de Jeffreys, expresa tan solo una probabilidad anecdótica de encontrar diferencias entre playas o años.

3.4.3 Diferencias de los porcentajes de mortalidad entre ambos tipos de incubación

Los porcentajes promedio para incubación *in situ* y *ex situ* respecto a la mortalidad fueron de 29.77% para condiciones *in situ* y 35.60% para *ex situ*, y de acuerdo con la prueba t de Student Bayesiana se obtuvo un $BF_{10} = 21.76$ (%error = $1.125e^{-4}$), con lo cual se evidencia la fuerte probabilidad de diferencias y que las condiciones de incubación influyen en la mortalidad de las crías (Figura 16). Mediante un ANOVA y su prueba a posteriori se encontraron las diferencias con probabilidad fuerte y sustancial entre ambos tipos de incubación para los años 2010, 2014 y 2018 (Tabla 17; Anexo 7).

Tabla 17. Diferencias de porcentajes de mortalidad entre años por tipo de incubación.

Años		BF ₁₀	Error %
e2010 ($\bar{x} = 34.737$)	i2010 ($\bar{x} = 16.724$)	635.038	6.229e -6
e2014 ($\bar{x} = 60.819$)	i2014 ($\bar{x} = 37.033$)	5.612	1.046e-4
e2018 ($\bar{x} = 29.180$)	i2018 ($\bar{x} = 14.021$)	10.712	5.810e -7

e: *ex situ*, i: *in situ*.

3.4.4 Mortalidad embrionaria

Del periodo evaluado, se reportó mortalidad en huevos con desarrollo embrionario para los años 2010, 2011, 2017, 2018 y 2019, de estos años, sólo 2010 y 2011 muestran la mortalidad dividida en tres fases y la cantidad de huevos sin desarrollo embrionario (Tabla 18).

Tabla 18. Mortalidad embrionaria por fases.

Tipo de incubación	Año	Cantidad de nidos	Tamaño de nidada	SDE	CDE			
					Total	1a fase	2a fase	3a fase
<i>Ex situ</i>	2010	61	6041	922	358	127	78	153
	2011	25	2499	426	608	189	210	209
	2017	147	15336	—	220	—	—	—
	2018	279	28986	—	2092	—	—	—
	2019	152	15924	—	666	—	—	—
<i>In situ</i>	2010	50	4837	502	211	44	54	113
	2011	68	6313	1200	980	356	332	292
	2017	7	562	—	33	—	—	—
	2018	34	3065	—	62	—	—	—

SDE: Sin desarrollo embrionario

CDE: Con desarrollo embrionario

“—”: no se cuenta con datos

La prueba t de Student Bayesiana mostró que la probabilidad de encontrar diferencias de mortalidad con desarrollo embrionario entre los tipos de incubación (*in situ* y *ex situ*) es baja $BF_{10} \leq 3$ para los años 2010 y 2011 (Tabla 19).

Tabla 19. Resultados de las diferencias de mortalidad embrionaria entre años.

Factor	BF ₁₀	Error %
CDE	0.182	3.433e -6
SDE	0.175	5.141e -6
1ª fase	0.162	5.695e -6
2ª fase	0.156	6.207e -6
3ª fase	0.201	5.775e -6

CDE: Con desarrollo embrionario

SDE: sin desarrollo embrionario

3.5 Modelos lineales Generalizados (GLM)

3.5.1 Modelación de los factores ambientales que influyen en el éxito de eclosión

3.5.1.1 GLM eclosión *ex situ*

Para eclosión *ex situ* y, de acuerdo con los valores de significancia, el modelo incluyó dos variables (Irradiancia y Anom_TSM) y una interacción (Irradiancia con Anom_TSM), todas significativas con $P < 0.05$ (Tabla 20), y un valor de devianza total, $D^2 = 86.73\%$.

Tabla 20. Coeficientes de variación para el GLM de eclosión *ex situ* y sus valores descriptivos.

Factor	Estimado	Error estándar	Valor t	Pr (> t)
ONI	-0.09697	0.717391	-0.135	0.8925
Irradiancia	9.101153	0.300299	30.307	<2e-16
Anom_TSM	115.106922	12.092805	9.519	<2e-16
Anom_TA	-8.188059	14.265862	-0.574	0.5661
Precipitación	-0.006154	0.512419	-0.012	0.9904
Irradiancia : Anom_TSM	-18.828982	1.925857	-9.777	<2e-16
Irradiancia : Anom_TA	3.783496	2.272648	1.665	0.0962

Los valores en rojo corresponden a las variables significativas.

El modelo para éxito de eclosión en incubación *ex situ* está definido de la siguiente forma:

$$\text{Éxito de eclosión ex situ} = e^{\wedge} (9.101(\text{Irradiancia}) + 115.106(\text{Anom_TSM}) - 18.82(\text{Irradiancia} : \text{Anom_TSM}))$$

De las variables incluidas en el modelo final, la irradiancia fue la más representativa, con un porcentaje de aporte a la devianza del 85.99% (Tabla 21).

Tabla 21. Estimación de la devianza del modelo final para éxito de eclosión *ex situ*.

Factor	Grados de libertad	Devianza residual	Cambio en la devianza	% Total de devianza	% Aporte de devianza
Nulo	1292	6762314			
Irradiancia	1291	947210	5815104	85.9928125	85.9928125
Anom_TSM	1290	947122	5815192	85.9941138	0.00130133
Irradiancia : Anom_TSM	1289	937184	5865245	86.7342895	0.74017563
					D²= 86.73%

3.5.1.2 GLM eclosión *in situ*

En eclosión *in situ* el modelo incluyó tres variables (Irradiancia, Anom_TSM y Anom_TA) y dos interacciones (Irradiancia con Anom_TSM e irradiancia con Anom_TA) significativas con $P < 0.05$ (Tabla 22) y una devianza total $D^2 = 91.24\%$.

Tabla 22. Coeficientes de variación para el GLM de eclosión *in situ* y sus valores descriptivos.

Factor	Estimado	Error estándar	Valor t	Pr (> t)
ONI	-2.0655	1.2891	-1.602	0.11
Irradiancia	9.7845	0.3381	28.943	< 2e-16
Anom_TSM	67.6789	12.4223	5.448	9.71E-08
Anom_TA	30.2702	12.2021	2.481	0.0136
Precipitación	-0.614	1.2124	-0.506	0.6129
Irradiancia : Anom_TSM	-8.8356	1.8591	-4.753	2.95E-06
Irradiancia : Anom_TA	-4.098	1.7811	-2.301	0.022

Los valores en rojo corresponden a las variables significativas.

El mejor modelo para explicar el éxito de eclosión en incubación *in situ* es:

$$\text{Éxito de eclosión in situ} = e^{\wedge} (9.784(\text{Irradiancia}) + 67.678(\text{Anom_TSM}) + 30.270(\text{Anom_TA}) - 8.835(\text{Irradiancia} : \text{Anom_TSM}) - 4.098(\text{Irradiancia} : \text{Anom_TA}))$$

De las variables incluidas en el modelo final, la irradiancia fue la más representativa, con un porcentaje de aporte a la devianza del 88.72% (Tabla 23).

Tabla 23. Devianza del modelo final para éxito de eclosión *in situ*.

Variables	Grados de libertad	Devianza residual	Cambio en la devianza	%Total de devianza	%Aporte de devianza
Nulo	351	2055487			
Irradiancia	350	231670	1823817	88.7291917	88.7291917
Anom_TA	349	227906	1827581	88.9123113	0.18311962
Anom_TSM	348	206900	1848587	89.9342589	1.0219476
Irradiancia : Anom_TA	347	192379	1863108	90.6407095	0.70645059
Irradiancia : Anom_TSM	346	179914	1875573	91.2471351	0.60642563
					D²= 91.24%

3.5.2 Modelación de los factores ambientales que influyen en el éxito de emergencia

3.5.2.1 GLM emergencia *ex situ*

Para éxito de emergencia en incubación *ex situ*, y de acuerdo con los valores de significancia (Tabla 24) el modelo incluye dos variables (Irradiancia y Anom_TSM) y una interacción (Irradiancia con Anom_TSM) significativas con $P < 0.05$, y una devianza total $D^2 = 86.10\%$.

Tabla 24. Coeficientes de variación para el GLM de emergencia *ex situ* y sus valores descriptivos.

Coefficiente	Estimado	Error estándar	Valor t	Pr (> t)
ONI	0.1529	0.7161	0.214	0.831
Irradiancia	8.9994	0.2998	30.021	<2e-16
Anom_TSM	116.4253	12.0717	9.645	<2e-16
Anom_TA	-8.1079	14.2409	-0.569	0.569
Precipitación	0.0396	0.5115	0.077	0.938
Irradiancia : SST	-19.0192	1.9225	-9.893	<2e-16
Irradiancia : Anom_TA	3.8138	2.2687	1.681	0.093

Los valores en rojo corresponden a las variables significativas.

El modelo final que mejor explica al éxito de emergencia en incubación *ex situ* es:

$$\text{Éxito de emergencia ex situ} = e^{\wedge} (8.999(\text{Irradiancia}) + 116.42(\text{Anom_TSM}) - 19.019(\text{Irradiancia} : \text{Anom_TSM}))$$

El aporte de devianza individual muestra que la variable más representativa es la irradiancia con un valor de $D^2 = 85.94\%$ (Tabla 25).

Tabla 25. Devianza del modelo final para éxito de emergencia *ex situ*.

Variable	Grados de libertad	Devianza residual	Cambio en la devianza	% Total de devianza	% Aporte de devianza
nulo	1292	6732099			
Irradiancia	1291	946176	5785923	85.9453047	85.9453047
Anom_TSM	1290	946159	5785940	85.9455572	0.00025252
Irradiancia : Anom_TSM	1288	868712	5863387	87.0959711	0.99468234
					$D^2 = 86.10\%$

3.5.2.2 GLM emergencia *in situ*

Para el porcentaje de emergencia *in situ* el modelo incluyo tres variables (Irradiancia, anomalías regionales de SST y Anom_TA) y dos interacciones (Irradiancia con Anom_TSM e irradiancia con Anom_TA) significativas con $P < 0.05$ (Tabla 26) y un valor de devianza explicada de $D^2 = 91.36\%$.

Tabla 26. Coeficientes de variación para el GLM de eclosión *in situ* y sus valores descriptivos.

Variable	Estimado	Error estándar	Valor t	Pr (> t)
ONI	-0.888	1.2631	-0.703	0.48251
Irradiancia	9.5146	0.3312	28.724	< 2e-16
Anom_TSM	65.4881	12.1717	5.38	1.38E-07
Anom_TA	34.0576	11.9559	2.849	0.00466
Precipitación	-0.6129	1.1879	-0.516	0.60623
Irradiancia : Anom_TSM	-8.5203	1.8216	-4.677	4.18E-06
Irradiancia : Anom_TA	-4.6269	1.7451	-2.651	0.00839

Los valores en rojo corresponden a las variables significativas.

El modelo que mejor explica al éxito de emergencia en incubación *in situ* es:

$$\text{Éxito de emergencia in situ} = e^{\wedge} (9.514(\text{Irradiancia}) + 65.488(\text{Anom_TSM}) + 34.057(\text{Anom_TA}) - 8.520(\text{Irradiancia} : \text{Anom_TSM}) - 4.626(\text{Irradiancia} : \text{Anom_TA}))$$

De las variables incluidas en el modelo final, la irradiancia fue la más representativa, con un porcentaje de aporte a la devianza del 88.65% (Tabla 27).

Tabla 27. Devianza del modelo final para éxito de emergencia *in situ*.

Variables	Grados de libertad	Devianza residual	cambio en la devianza	% Total de devianza	% Aporte de devianza
Nulo	351	1985534			
Irradiancia	350	225190	1760344	88.6584667	88.6584667
Anom_TSM	349	212052	1773482	89.3201527	0.66168597
Anom_TA	348	199364	1786170	89.9591747	0.63902205
Irradiancia : Anom_TSM	347	174668	1810866	91.2029711	1.24379638
Irradiancia : Anom_TA	346	171468	1814066	91.3641368	0.16116571
					D²= 91.36%

3.5.3 Modelación de los factores ambientales que influyen en las tasas de mortalidad

3.5.3.1 GLM mortalidad *ex situ*

Los resultados para la mortalidad en incubación *ex situ* muestran la inclusión de tres variables en el modelo (irradiancia, Anom_TSM y Anom_TA) y dos interacciones (irradiancia: Anom_TSM e irradiancia: Anom_TA), siendo estadísticamente significativas ($P < 0.05$) (Tabla 28) y con un valor de devianza total explicada de 60.28%.

Tabla 28. Coeficientes de variación para el GLM de mortalidad *ex situ* y sus valores descriptivos.

Coeficiente	Estimador	Error estándar	Valor t	Pr (> t)
Anomalías de temperatura	-0.9789	0.7998	-1.224	0.221218
Irradiancia	5.6037	0.3582	15.644	< 2e-16
Anom_TSM	118.1474	33.3337	-2.559	0.010619
Anom_TA	-85.285	34.0389	3.471	0.000535
Precipitación	-0.1098	0.5698	-0.193	0.847271
Irradiancia : Anom_TSM	14.1154	5.2945	2.666	0.007766
Irradiancia : Anom_TA	-19.2188	5.4584	-3.521	0.000444

Los valores en rojo corresponden a las variables significativas.

El modelo para mortalidad en incubación *ex situ* es:

$$\text{Tasa de mortalidad ex situ} = e^{(5.603(\text{Irradiancia}) + 118.14(\text{Anom_TSM}) - 85.285(\text{Anom_TA}) + 14.115(\text{Irradiancia : Anom_TSM}) - 19.218(\text{Irradiancia : Anom_TA}))}$$

De las variables incluidas en el modelo, la irradiancia fue la más representativa, con un porcentaje de aporte a la devianza del 59.75% (Tabla 29).

Tabla 29. Devianza del modelo final para mortalidad *ex situ*.

Variabes	Grados de libertad	Devianza residual	Cambio en la devianza	% Total de devianza	% Aporte de devianza
Nulo	1367	2909840			
Irradiancia	1366	1170975	1738865	59.75809667	59.75809667
Anom_TSM	1365	1167011	1742829	59.89432409	0.136227421
Anom_TA	1364	1166973	1742867	59.89563	0.001305914
Irradiancia : Anom_TSM	1363	1166643	1743197	59.90697083	0.01134083
Irradiancia : Anom_TA	1362	1155663	1754177	60.28431116	0.377340335
					D ² = 60.28%

3.5.3.2 GLM mortalidad *in situ*

Para el modelo de mortalidad en incubación *in situ* son incluidas tres variables (irradiancia, Anom_TA y precipitación) y una interacción (irradiancia y Anom_TA), todas ellas significativas (Tabla 30), y con un valor de devianza explicado de $D^2= 60.39\%$.

Tabla 30. Coeficientes de variación para el GLM de mortalidad *in situ* y sus valores descriptivos.

Coeficiente	Estimador	Error estándar	Valor t	Pr (> t)
Anomalías de temperatura	-0.2721	1.2684	-0.215	0.83025
Irradiancia	5.1113	0.4326	11.816	< 2e-16
Anom_TSM	-46.2901	28.8694	-1.603	0.10961
Anom_TA	-46.2531	14.0372	-3.295	0.00107
Precipitación	4.5587	1.1335	4.022	6.89E-05
Irradiancia : Anom_TSM	6.731	4.3343	1.553	0.1212
Irradiancia : Anom_TA	6.4841	2.0513	3.161	0.00169

Los valores en rojo corresponden a las variables significativas.

El mejor modelo para mortalidad en incubación *in situ* es:

$$\text{Tasa de mortalidad in situ} = e^{\wedge} (5.111(\text{Irradiancia}) - 46.2531(\text{Anom_TA}) + 4.558 (\text{Precipitación}) + 6.4841 (\text{Irradiancia : Anom_TA}))$$

De las variables incluidas en el modelo final, la irradiancia fue la más representativa, con un porcentaje de aporte a la devianza del 56.76% (Tabla 31).

Tabla 31. Devianza del modelo final para mortalidad *in situ*.

Variables	Grados de libertad	Devianza residual	Cambio en la devianza	% Total de devianza	% Aporte de devianza
Nulo	415	624588			
Irradiancia	414	270059	354529	56.76205755	56.76205755
Anom_TA	412	263776	360812	57.76800067	1.005943118
Precipitación	411	255338	369250	59.11897123	1.35097056
Irradiancia : Anom_TA	409	247383	377205	60.39261081	1.273639583
					D²= 60.39%

3.5.4 Resumen general de los GLM's para cada parámetro reproductivo

A continuación, se muestran de manera resumida todos los modelos finales obtenidos para cada uno de los parámetros reproductivos, su aporte de devianza, valor de significancia y su valor de AIC (Tabla 32). Todos los modelos presentados fueron contrastados con el método automatizado (MuMin :: GLM) generando cinco modelos para eclosión y emergencia en incubación *ex situ*, 13 para eclosión y emergencia *in situ*, 13 para mortalidad *ex situ* y 26 para mortalidad *in situ*. De ellos, se obtuvo un “mejor modelo” que explica a cada parámetro reproductivo (con menor AIC y menor peso), dichos modelos se presentan en el Anexo 8 y son coincidentes con los resultados obtenidos, por lo que se permite corroborar mediante otro criterio la validez de estos modelos.

Tabla 32. Modelos finales para cada parámetro reproductivo y su valor de devianza aportado.

Factores y Variables	ONI	Irradiancia	Anom_TSM	Anom_TA	Precipitación	Irradiancia : Anom_TSM	Irradiancia : Anom_TA	Devianza total (D ²) %	AIC	Valor P
Éxito de eclosión <i>ex situ</i>	--	D ² = 85.99281%	D ² = 0.001301%	--	--	D ² = 0.74017%	--	86.73	12128.0	< 0.05
Éxito de eclosión <i>in situ</i>	--	D ² = 88.72919%	D ² = 1.02194%	D ² = 0.183119%	--	D ² = 0.70645%	D ² = 0.606425%	91.24	3198.4	< 0.05
Éxito de emergencia <i>ex situ</i>	--	D ² = 85.94530%	D ² = 0.000252%	--	--	D ² = 0.99468%	--	86.10	1215	< 0.05
Éxito de emergencia <i>in situ</i>	--	D ² = 88.65846%	D ² = 0.661685%	D ² = 0.639022%	--	D ² = 1.24379%	D ² = 0.161165%	91.36	3181.5	< 0.05
Porcentaje de mortalidad <i>ex situ</i>	--	D ² = 59.75809%	D ² = 0.136227%	D ² = 0.001305%	--	D ² = 0.01134%	D ² = 0.377340%	60.28	13104.8	< 0.05
Porcentaje de mortalidad <i>in situ</i>	--	D ² = 56.76205%	--	D ² =1.005943%	D ² =1.350970%	--	D ² = 1.273639%	60.39	3843.2	< 0.05

ONI: Anomalías de temperatura, índice del niño oceánico

Anom_TSM: Anomalías regionales de temperatura superficial del mar

Anom_TA: anomalías regionales de temperatura ambiental

D²: Devianza total expresada en porcentaje

Capítulo 4. Discusión

4.1 Éxito reproductivo

4.1.1 Éxito de eclosión (*ex situ* vs. *in situ*)

La incubación *ex situ* (corral) ha sido una estrategia de protección para nidos en condiciones naturales (*in situ*) que, por su posición geográfica o características externas pudieran verse afectados. La reubicación de nidos a corral, en general, debería aumentar el éxito de eclosión respecto a los nidos en riesgo dejados *in situ* (Wyneken et al., 1988; Hoekert et al., 1998; Pintus et al., 2009; Abella, 2010). Sin embargo, en algunos casos el éxito suele ser mayor en condiciones naturales, atribuyendo los bajos éxitos registrados en condiciones *ex situ*, principalmente a su inadecuada manipulación o las condiciones cambiantes del nido (Abella, 2010). Esto no significa que la reubicación no implique un buen manejo en los programas de conservación, al contrario, es oficialmente reconocida como una de las tres estrategias de protección y conservación más implementadas que permitirá obtener altos porcentajes de éxito reproductivo. Está implícito que este método conlleva un mayor manejo del nido, desde desenterrar los huevos hasta incubarlos en otro nido, cuyas condiciones morfológicas deberán ser lo más similar posible al nido cavado por la tortuga, de otro modo los efectos negativos serán atribuidos a su manipulación (Abella, 2010).

Para este estudio, las pruebas estadísticas de tipo bayesiano demostraron que, no existen diferencias significativas para el éxito de eclosión promedio entre los dos tipos de incubación ($BF_{10} = 0.424$), por lo que, se concluye que ambos métodos de incubación están proveyendo los mismos porcentajes, lo cual indica que, las dos estrategias de conservación empleadas en este sitio están siendo favorables para el éxito reproductivo.

Por otra parte, otros autores cuyos resultados presentados son valores numéricos por cada tipo de incubación, muestran que, en Punta Banco, en Costa Rica, para la misma especie (*L. olivacea*) se presentaron mayores valores en eclosión *ex situ* (Viejobueno y Arauz, 2015), (Tabla 33), no así en el trabajo de Arzola-González, (2007), quien obtuvo mayores valores numéricos para eclosión en incubación *in situ*, resultados que coinciden con los promedios estimados en este trabajo. Y, en general, los bajos porcentajes de eclosión en incubación *ex situ*, pueden deberse a la manipulación de los huevos, así como a la selección de los sitios de reubicación y las condiciones propias del nuevo nido (hongos, intercambio de gases, sustrato etc.) (Quiñones et al., 2007), o podría estar ligado al estado de salud de las hembras como consecuencia de la disponibilidad de alimento relacionado con la condición corporal y las reservas energéticas (Booth et al., 2004; Colín, 2015). Continúa siendo importante que la reubicación sea solo una

alternativa exclusivamente cuando sea evidente el riesgo en condiciones naturales, de otro modo es importante evitar la reubicación en la medida de lo posible (Santidrián, 2011).

En la tabla 33 se presentan estimaciones de éxitos de eclosión promedio en diferentes sitios, para ambos tipos de incubación.

Tabla 33. Comparación de estimaciones de éxitos de eclosión promedio de *L. olivacea* obtenidos en otros estudios.

Sitio	% Eclosión <i>ex situ</i>	% Eclosión <i>in situ</i>	Autores	Periodo evaluado
Cabo Pulmo, Baja California Sur Méx.	67.29 N= 1299	72.78 N=354	El presente estudio	Cinco playas de anidación, 10 años (2009-2019)
Chacahua, Oaxaca Méx.	86.60 N=99	No evaluado	De la Torre Robles et al., 2017	Una playa y una temporada (enero-mayo 2014)
Playa San Cristóbal, Baja California Sur Méx.	79.17 N=2913	No evaluado	Colín-Aguilar, 2015	Una playa, 19 años (1995-2013)**
Playa Drake, Osa Costa Rica	86.90 N= 110	86.40 N=7	James y Melero, 2015	Una playa, 10 años (2006 a 2016)
Punta Banco, Costa Rica	77.90 N= 1703	61.38 N=832	Viejobueno y Arauz, 2015	Una playa, 16 años (1996-2011)
Playa el Verde, Sinaloa Méx.	64.10 N=926	67.90 N= 1071	Arzola-González, 2007	Una playa, dos años (1992-1993)
Cabo Pulmo, Baja California Sur, México	No evaluado	73.70 N=55	López-Castro et al., 2004	Una playa (mismo sitio de estudio), una temporada (agosto-noviembre, 2000)

**el estudio contempla dos playas evaluadas por separado, y se tomó como referencia sólo una para este estudio.

El éxito de eclosión puede presentar una gran variabilidad, se ha estimado que, bajo condiciones naturales, un porcentaje idóneo y esperado es arriba del 80% (Eckert et al., 2000; Viejobueno y Arauz, 2015) y, en condiciones controladas se esperaría que fuera aún más alto (considerando la aplicación de técnicas que garantizan mayor protección). Para este trabajo el porcentaje de eclosión no supera el 80% (*ex situ*= 67.29%, *in situ*= 72.78%), y en general, otros trabajos para la misma especie no necesariamente alcanzan el porcentaje propuesto por Eckert et al., 2000, al respecto, puede haber muchos factores implícitos y lo ideal para evaluar al porcentaje de eclosión, es el contraste con los porcentajes de emergencia (al ser la emergencia una proporción de la eclosión).

Si se toma de referencia el estudio de López-Castro et al. (2004), el cual se hizo en playa Las Barracas en el mismo sitio de estudio (PNCP), el índice de eclosión *in situ* parece ser bajo para este trabajo, dado que solo consideró un año y el presente trabajo abarca un periodo de 10 años, por lo cual, en teoría, se esperaría un tamaño de muestra y éxito mayor. Sin embargo, es importante destacar que en otros trabajos con evaluaciones de largo plazo (≥ 10 años) también se muestran éxitos reproductivos y tamaños de muestra similares a nuestro trabajo, al respecto, las tendencias en monitoreos de largo plazo indican un comportamiento constante y similar de los parámetros reproductivos para *L. olivacea* en distintas regiones.

4.1.2 Éxito de emergencia (*ex situ* vs. *in situ*)

Los porcentajes de emergencia, en general, suelen ser menores o iguales que los éxitos de eclosión y, se considera que un buen promedio de emergencia esta alrededor de 1% menos que el éxito de eclosión (Eckert et al., 2000). Para este estudio, los porcentajes de emergencia (*ex situ*= 67.20%; *in situ*= 71.39%), son similares a los de eclosión y están cercanos a lo esperado, por lo que son considerablemente buenos, pudiendo ser tomados como indicadores del estado de salud de las hembras ligado a altas reservas energéticas en sus zonas de alimentación, reflejado en los tamaños de las nidadas y las crías emergidas después del complejo periodo de incubación (Lutcavage y Lutz, 1986; Dial, 1987; Colín, 2015).

Los porcentajes de emergencia obtenidos son estadísticamente iguales en ambos tipos de incubación. Por otra parte, en otros estudios en donde sólo se consideran los valores promedio (índices) la eclosión *ex situ* es mayor que la *in situ* (Tabla 34; Maulany, 2012; James y Melero, 2015), contrario a lo que se obtuvo en este trabajo. En general, los bajos valores de éxito de emergencia *ex situ* podrían estar ligados a las condiciones morfológicas del nido, como la presencia y formación de microorganismos que invaden los huevos (Abella, 2010; Sandoval, 2017), la mortalidad embrionaria que ocurre en las últimas fases de desarrollo o que se da en los huevos eclosionando, exceso de materia orgánica acumulada o el mismo sustrato que limita la capacidad de las crías para salir del nido; cabe mencionar que estas atribuciones corresponden a lo reportado en otros trabajos similares sin embargo, aún se requieren análisis que permitan determinar de manera precisa las condiciones internas de nidos en este sitio de estudio y su relación con el éxito reproductivo.

Los porcentajes de emergencia estimados para *L. olivacea* en este estudio son similares al promedio (índice) *in situ* de otras estimaciones para la misma especie en otros sitios (Tabla 34).

Tabla 34. Comparación de estimaciones de éxitos de emergencia promedio para *L. olivacea* en otros estudios.

Sitio	% Emergencia <i>ex situ</i>	% Emergencia <i>in situ</i>	Autores	Periodo evaluado
Cabo Pulmo, Baja California Sur Méx.	67.20 N= 1299	71.39 N=354	El presente estudio	Cinco playas de anidación, 10 años (2009-2019)
Playa San Cristóbal, Baja California Sur Méx.	95.0 N=2913	No evaluado	Colín-Aguilar, 2015	Una playa, 19 años (1995-2013)**
Playa Drake, Osa Costa Rica	84.8 N= 110	71.1 N=7	James y Melero, 2015	Una playa, 10 años (2006 a 2016)
Punta Banco, Costa Rica	76.54 N= 1703	No evaluado	Viejobueno y Arauz, 2015	Una playa, 16 años (1996-2011)
Playa El Valle, Colombia	No evaluado	77.6 N= 46	Barrientos-Muñoz et al., 2014	Una playa, una temporada (agosto-septiembre, 2008)
Alas Purwo National Park, Indonesia	54.2 N=53	0 N=11	Maulany et al., 2012	Una playa, dos años (2009-2010)

**el estudio contempla dos playas evaluadas por separado, y se tomó como referencia sólo una para este estudio

El estudio de James y Melero, (2015) indica que, se obtuvieron índices mayores en condiciones *ex situ*, sin embargo, el tamaño de muestra es muy bajo en condiciones *in situ*, por lo que, si se hace una comparación, está sería un tanto subjetiva. La mejor forma de aseverar porcentajes de emergencia exitosa en el sitio de estudio es la comparación con los éxitos de eclosión; por tanto, el éxito reproductivo (eclosión y emergencia) ha sido favorable en las playas de Cabo Pulmo.

4.2 Mortalidad (*ex situ* vs. *in situ*)

Para este estudio, el porcentaje de mortalidad promedio fue significativamente más bajo que los éxitos reproductivos (*ex situ*= 35.98% ± 29.08; *in situ*= 29.57% ± 25.32), lo cual podría estar indicando una población anidante exitosa en esta zona. Sin embargo, es importante destacar que la mortalidad fue estadísticamente mayor en nidos reubicados (*ex situ*), lo cual podría estar ligado a las condiciones ambientales del nido (tales como temperatura, humedad y sustrato) tanto internas como externas. Los estudios donde se describan las principales causas de mortalidad en tortugas durante el periodo de anidación son escasos, sin embargo, se han hecho inferencias, y hay algunos reportes en donde la mortalidad se atribuye principalmente a la depredación, altas temperaturas, infecciones microbianas,

tamaño de la nidada y, en general, las características morfológicas del nido (Peters et al., 1994; Wallace et al., 2004; Abella, 2010; Sandoval, 2017).

Parte de la mortalidad *ex situ* estimada para este estudio puede ser atribuible al manejo durante la reubicación, asociada con la ubicación de los corrales, en qué sitio de la playa están colocados o el acondicionamiento que se da a los nuevos nidos. Uno de los factores importantes a considerar en el éxito de los nidos *in situ* es la temperatura en que se desarrollan los huevos (Abella, 2010; Sandoval, 2017), la cual, aunque sea muy alta o baja tiende a modificarse por la cercanía con la línea de marea o la misma brisa marina que influye en la dinámica de la playa (Romero, 2017) y que puede regular además de la temperatura, la humedad en el nido. Posiblemente la temperatura puede ser la principal razón por la que se obtuvieron los porcentajes observados en condiciones *ex situ*, dado que en los corrales no se ha previsto del todo cuales son las temperaturas adecuadas para el mejor desarrollo, cómo debe ser la incorporación del sustrato o cuáles son los niveles de humedad y tamaño del nido etc.

4.2.1 Mortalidad embrionaria

En este estudio, la mortalidad embrionaria incluyó, tanto huevos sin desarrollo embrionario, como aquellos con desarrollo en algún estadio específico. En muchos casos la mortalidad embrionaria está directamente ligada los huevos infértiles los cuales al descomponerse son colonizados por microorganismos que podrían afectar negativamente la viabilidad de los huevos fértiles (Abella, 2010), por infección microbiana, desarrollo de anomalías y desarrollo retardado de los embriones (Peters et al., 1994; Wallace et al., 2004, Sandoval, 2017).

Los mayores índices de mortalidad se dieron en la tercera y primera fase de desarrollo embrionario (767 huevos y 716 respectivamente), sin mostrar diferencias entre ambos tipos de incubación, similar a lo encontrado por de la Torre-Robles et al. (2017); Rafferty y Reina (2014) y Maulany et al. (2012) quienes coinciden en que el factor principal que induce a la mortalidad embrionaria son las temperaturas anómalas y los efectos de traslocación y manipulación de los nidos en general. Al respecto en la base de datos usada para este estudio varios nidos están marcados como “depredados” o “robados” por lo que parte de la mortalidad registrada en la última fase de desarrollo es mayormente atribuible a estas causas, teniendo en cuenta que el éxito reproductivo obtenido fue bueno, y considerando que las causas de mortalidad van implícitas en eventos poco predecibles, como depredación por fauna silvestre o incluso impacto humano.

4.3 Modelación de los factores ambientales que influyen sobre los parámetros reproductivos

En tortugas marinas, la fluctuación del éxito reproductivo, las tasas de mortalidad y el estado de salud están estrechamente relacionados con las características ambientales del lugar de incubación (Packard y Packard 1988; Ackerman 1991), por tanto, los estudios de evaluación de efectos ambientales en tortugas marinas resultan ser necesarios para una adecuada protección y conservación de estas especies.

En este estudio, los análisis GLM arrojaron seis posibles modelos a interpretar, el de mayor parsimonia fue el que explica la emergencia en condiciones *in situ*, con una devianza total de 91.36%. La variable más frecuente en todos los modelos (eclosión, emergencia y mortalidad) fue la irradiancia, la cual aportó devianzas mayores del 50%, seguida de las anomalías regionales de temperatura superficial del mar y la temperatura ambiental. En general, estas variables están altamente correlacionadas por lo cual también se observó su efecto en conjunto, resultando que las interacciones también entran en los modelos, aunque no con valores elevados de porcentajes de devianza.

La irradiancia está relacionada positivamente a las temperaturas, tanto ambiental como de la superficie del mar, y esta será moderada por la reflectancia, albedo y conductividad térmica (Monsinjon et al., 2017). Debido a esto, las anomalías regionales de TSM están afectando más a los parámetros reproductivos, en comparación con la temperatura ambiental que se ve modificada por características físicas de la superficie de playa. Girondot y Kaska (2015) determinaron que, para *Caretta caretta* que las TSM y del aire están altamente correlacionadas, pero ambas son vinculadas por la irradiación solar, que además influye en la circulación oceánica, el calentamiento del agua, los vientos y el calentamiento del aire (entre muchos otros factores). En su estudio, el modelo se explica con la mayor devianza por TSM y temperatura del aire (ambiental), siendo estos los factores que explican a la temperatura interna de los nidos (variable de respuesta en este estudio) y que a su vez tendrá impacto en el éxito reproductivo. Por su parte, Monsinjon et al. (2017) realizaron un estudio en el mismo país, pero contemplando dos sitios de estudio, en donde se obtuvieron resultados similares para la misma especie.

Los cambios ambientales influyen en la temperatura de incubación de los nidos, la supervivencia, el fenotipo de los embriones, la proporción sexual, y, en consecuencia, la dinámica poblacional de tortugas marinas (Abella, 2010). El éxito reproductivo en cada nido dependerá también de factores específicos (además de la temperatura ambiental) como: las características específicas del sitio de puesta, las características morfológicas del nido (profundidad y estructura), las condiciones climatológicas normales

o estocásticas del lugar de anidación y/o los cambios que puedan producirse por interacciones ecológicas en el microhábitat durante la incubación (Standora y Spotila 1985; Hays et al., 1995).

En este estudio los mayores porcentajes de mortalidad en general se registraron en 2018, lo cual coincide con los registros de anomalías positivas de temperatura, sin embargo, la mayor mortalidad embrionaria ocurrió en la última fase de desarrollo. Al respecto, algunos estudios realizados para evaluar la emergencia mostraron que las crías eclosionadas muertas se encontraron durante los periodos de temperatura más altos, lo cual coincide con el presente estudio (Yamashita, 1995; Matsuzaga et al., 2002, Sandoval, 2015).

Tabla 35. Comparación de modelos generados para tortugas marinas.

Sitio	Variables que explican los parámetros reproductivos	Autor	Especie	Observaciones
Cabo Pulmo México	Éxito de eclosión, emergencia y tasa de mortalidad = ONI + irradiancia* + Anom_TSM* + Anom_TA* + precipitación** + irradiancia : Anom_TSM* + irradiancia : Anom_TA*	El presente estudio	<i>L. olivacea</i>	Se muestran todas las variables que resultaron importantes en los distintos modelos generados
Playa Dalyan en Turkia	Temperatura interna de los nidos= SST + temperatura ambiental + calentamiento metabólico + SST : temperatura ambiental	Girondot y Kaska, 2015	<i>C. caretta</i>	Se liga a la temperatura interna adecuada de los nidos como indicador de éxito reproductivo
Cabo San Lucas BCS. México	Éxito de eclosión y emergencia = anomalías de temperatura + clorofila + SST + precipitación + temperatura ambiental + huracanes	Colín, 2015	<i>L. olivacea</i>	Las variables mencionadas no explican en su totalidad al modelo, pero son las que se introdujeron inicialmente
Boavista, Cabo Verde, África	Éxito de eclosión y emergencia = sustrato + temperatura ambiental + profundidad del nido + distancia línea de costa + albedo + lluvia	Abella, 2010	<i>C. caretta</i>	Las variables mencionadas no explican en su totalidad al modelo, pero son las que se introdujeron inicialmente
Guerrero, México	Éxito de eclosión y emergencia = temperatura ambiental + anomalías de SST + precipitación + huracanes	Sandoval, 2017	<i>L. olivacea</i>	—

*variables presentes en los modelos de éxito reproductivo para este estudio

** variable exclusiva para el modelo de mortalidad *in situ*

En el modelo resultante para la mortalidad en condiciones *in situ*, no se incluyó a las anomalías regionales de TSM, pero si a la precipitación (de acuerdo con los valores de significancia estadística). La precipitación puede estar influyendo en la mortalidad al aumentar los niveles de humedad en los nidos que no son reubicados, aún más allá del rango en que podrían mantenerse, si solo se considera el oleaje o la misma

brisa marina (nidos *in situ*), en comparación con los niveles de humedad que podrían presentarse en los nidos que están en resguardo. Por otra parte, la precipitación, al ser la variable con menor efecto en los modelos y solo presentarse en uno de ellos, puede ser explicada más bien por la temporalidad. En este sitio la precipitación es mayormente producto de alguna tormenta tropical o eventos de escala mayor que pudieran presentarse (Ponce, 2015), tal es el caso del año 2014, periodo en que ocurrió el huracán “ODILE” el cual tuvo efecto en la zona de costa de Cabo Pulmo, y coincide con la mortalidad total registrada que fue más alta en esa temporada.

En otros estudios similares (Tabla 35), la irradiancia no es evaluada, sin embargo, hay coincidencia de las variables temperatura superficial del mar y temperatura ambiental. El estudio más cercano y similar en cuanto a tipo de análisis es el de Colín (2015), sin embargo, su evaluación fue solo en condiciones *ex situ*. Aun así, resulta ser buena referencia para dar certeza de los resultados obtenidos (éxito de eclosión y emergencia).

Capítulo 5. Conclusiones

- Los éxitos reproductivos muestran una tendencia al alza y variación interanual, un incremento importante tanto para eclosión, como emergencia ocurrió a partir de 2015 y se mantuvo constante.
- Los éxitos reproductivos no difieren en condiciones naturales o controladas, por lo que es importante continuar con las estrategias de manejo actuales, sin omitir ciertas recomendaciones.
- Los parámetros reproductivos no evidencian diferencias entre playas; en condiciones *in situ* no se presentaron diferencias entre sitios y en *ex situ* no fue posible evaluarlas estadísticamente.
- Los parámetros reproductivos (éxito de eclosión, emergencia y tasas de mortalidad) de *L. olivacea* en Cabo Pulmo están estrechamente relacionados con la irradiancia y las anomalías regionales de temperatura, siendo estas, las variables más importantes para explicar los parámetros reproductivos evaluados.
- La evaluación de las variables oceánicas y ambientales, sobre los parámetros reproductivos resulto ser muy importante como proxy de las condiciones en que se desarrollan los huevos y como están siendo afectados por variables abióticas externas.
- Eventos climatológicos de mayor escala como huracanes, tienen efectos directos sobre los parámetros reproductivos, sin embargo, estos no son predecibles. Lo que si puede regularse en cierta medida son las temperaturas o condiciones internas de los nidos, en especial de los que han sido reubicados.

5.1 Recomendaciones

- Los porcentajes de los éxitos reproductivos son buenos, por tanto, el tratamiento previo que se da en corrales sugiere ser adecuado, por lo que es necesario seguir con la limpieza de nidos una vez terminada la temporada de anidación y todas aquellas indicaciones que establece la norma oficial 062 referente al manejo en campamentos tortugueros. Eventualmente será necesario reubicar los corrales considerando los niveles de materia orgánica acumulada.

- Se sugiere mejorar el protocolo de reubicación de nidos, incluyendo tanto el manejo, como los datos registrados, evitando con ello ausencia o discontinuidad de información recabada, e incluso efectos que pudieran derivar en mortalidad embrionaria.
- Dado que los GLM mostraron que las variables irradiancia y temperatura son importantes, se recomienda implementar la medición y el registro de estas, así como de humedad, materia orgánica dentro del nido, y otras que puedan resultar relevantes.
- Es importante el considerar el uso de técnicas que permitan regular ciertas características importantes para el buen desarrollo de los nidos, p. ej. uso de malla sombra, pues esta permitirá regular el impacto directo de la irradiancia sobre el nido.
- Se podrían realizar estudios referentes a las condiciones internas del nido, tales como estudios granulométricos, tanto en condiciones *in situ* como *ex situ*.
- Se sugiere implementar un programa de marcaje de hembras que permita evaluar con mayor detalle los parámetros reproductivos y así generar información de las hembras anidadoras que llegan a Cabo Pulmo. Aunado a ello se debería considerar la toma de mediciones morfométricas tanto de hembras como de las crías al nacer.
- Se recomienda uniformizar la capacitación de voluntarios, estudiantes, técnicos, etc. Que sean partícipes de los monitoreos.
- Mediante este estudio se reconoce el enorme trabajo del personal de la Reserva del Parque Nacional Cabo Pulmo que durante años han hecho un gran esfuerzo para obtener los datos suficientes para que estudios como este sean posibles.

Literatura citada

- Abella, E. 2010. Factores ambientales y de manejo que afectan al desarrollo embrionario de la tortuga marina *Caretta caretta*. Implicaciones en programas de incubación controlada. Tesis de doctorado. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Las Palmas de Gran Canaria. España.
- Abreu-Grobois, A., Plotkin, P. T. 2008. *Lepidochelys olivacea*, Olive Ridley. The IUCN red list of threatened species, IUCN SSC marine turtle specialist group. IUCN 2008. T11534A3292503, de: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T11534A3292503.en%5CnCopyright>.
- Ackerman, R. 1980. Physiological and ecological aspects of gas exchange by sea turtle eggs. *Integrative and comparative biology*, 20(3), 575–583. doi:10.1093/icb/20.3.575.
- Ackerman, R. 1991. Physical factors affecting the water exchange of buried reptile eggs. In: *Egg incubation: its effects on embryonic development in birds and reptiles* (eds. Deeming, D.C., Ferguson, M.W.J.). Cambridge University Press, Cambridge, 193-211.
- Ackerman, R. 1997. The nest environment and the embryonic development of sea turtles. In: *The biology of sea turtles* (eds. Lutz, P.L. y Musick, J.A.). Boca Raton, Florida: CRC Press, 83–106.
- Aguirre, A. A., Lutz, P. 2004. Marine turtles as sentinels of ecosystem health: Is fibropapillomatosis an indicator? *EcoHealth*, 1(3). doi:10.1007/s10393-004-0097-3.
- Ahles, N., Milton, S. L. 2016. Mid-incubation relocation and embryonic survival in loggerhead sea turtle eggs. *Journal of Wildlife Management*, 80(3), 430–437. doi:10.1002/jwmg.1023.
- Álvarez Borrego, S. 1983. “Gulf of California”. En: Ketchum, B. H. (eds.). *Estuaries and enclosed seas*. Elsevier, Amsterdam, pp. 427-449.
- Arzola-González, J. F. 2007. Humedad y temperatura en nidos naturales y artificiales de tortuga golfina *Lepidochelys olivacea* (Eschsholtz 1829). *Revista de biología marina y oceanografía*, 42(3), 377–383. doi:10.4067/s0718-19572007000300017.
- Ávila-Aguilar, A. 2015. Nest-site selection of *Lepidochelys olivacea* (Testudines: Cheloniidae) in the south Pacific region of Costa Rica. *Revista de biología tropical*, 63(1), 375–381. doi:10.15517/rbt.v63i1.23116
- Bologaro, A., Márquez-García, A., Torres-Rodríguez, V., García-Vicario, A. 2010. Vulnerabilidad de sitios de anidación de tortugas marinas por efectos de erosión costera en el estado de Campeche. In: Botello A. V., S. Villanueva Fragoso, J. Gutiérrez & J. L. Rojas Galviz (Eds.). *Vulnerabilidad de las zonas costeras mexicanas ante el cambio climático*. SEMARNAT, INE, UNAM, ICMYL. Campeche. pp. 73-96.

- Booth, D. T., Astill, K. 2001. Temperature variation within and between nests of the green sea turtle, *Chelonia mydas* (Chelonia: Cheloniidae) on Heron Island, Great Barrier Reef. *Australian Journal of Zoology*, 49(1), 71–84. doi:10.1071/ZO00059
- Booth, D. T., Burgess, E. A., McCosker, J., Lanyon, J. M. 2004. The influence of incubation temperature on posthatchling fitness characteristics of turtles. *International Congress Series*, 1275(2004), 226-233.
- Bouchard, S., Bjørndal, K. 2000. Sea turtles as biological transporters of nutrients and energy from marine to terrestrial ecosystems. *Ecology* 81(8): 2305-2313.
- Briseño-Dueñas, R., Abreu-Grobois, F. 1998. Las tortugas y sus playas de anidación en México. Universidad Nacional Autónoma de México. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. P066. México D. F. P066. 26(4), 551–556.
- Castellano, D. 2015. Introducción a la estadística bayesiana. Trabajo de fin de grado, Universidad Autónoma de Barcelona, Barcelona. 46 pp.
- Carranza-Edwards, A. 2009. Causas y consecuencias de la erosión de playas. Impactos del cambio climático sobre la zona costera. En: A. Yáñez-Arancibia (Eds.) Impactos del Cambio Climático sobre la Zona Costera. Instituto de Ecología A. C. (INECOL), Texas Sea Grant Program, Instituto Nacional de Ecología (INE-SEMARNAT), México. pp 36-50.
- Cayuela, L. 2010. Modelos lineales generalizados (GLM). EcoLab, Centro Andaluz de Medio Ambiente, Universidad de Granada. pp 58–87.
- Chacón-Chaverri, D., Dick, B., Harrison, E., Sarti, L., Solano, M. 2008. Manual sobre técnicas de manejo y conservación de las tortugas marinas en playas de anidación de Centroamérica. Secretaria Pro Tempore de la Convención Interamericana para la Protección y Conservación de las Tortugas Marinas (CIT), de <http://www.iacseaturtle.org>.
- Colin Aguilar, A. G. 2015. Anidación y conservación de la tortuga golfina (*Lepidochelys olivacea*) en dos playas de la costa occidental de B. Tesis de Maestría en Ciencias. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, B.C. 136 pp.
- CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas) 2006. Programa de Conservación y Manejo Parque Nacional Cabo Pulmo. 1ª Ed., ISBN 968-817-832-2.
- CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas) 2016. Fichas de evaluación ecológica de las Áreas Naturales Protegidas del Noroeste de México. Parque Nacional Cabo Pulmo. 240 pp. de <https://simec.conanp.gob.mx/evaluacion.php?menu=4>.
- Contreras Salazar, P. A. 2002. Las Tortugas Marinas y Nuestro Tiempo (resumen). Acta universitaria, dirección de investigación y posgrado. Universidad de Guanajuato. Vol. 18 Suplemento 2008 “Leyendo la Ciencia”.

- de la Torre-Robles, L., Buenrostro-Silva, A., García-Grajales, J. 2017. Temperaturas de incubación y proporción sexual en nidos de tortugas marinas de la playa San Juan Chacahua, Oaxaca, México. Vol. 10, Núm. 5, mayo. 2017, pp: 39-45 de <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=fap&AN=123874256&site=ehost-live>.
- Delgado, L., Carballido, E. 1990. Análisis tectónico del sistema transpresivo neogénico entre Macuspana, Tabasco, y Puerto Ángel, Oaxaca. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 9(1), 21-32.
- Dial, B. E. 1987. Energetics and performance during nest emergence and the hatchling frenzy in loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*). *Herpetológica*, 43(3), 307–315.
- DOF (Diario Oficial de la Federación) 2010. NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental. Especies nativas de México de flora y fauna silvestres. Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio. Lista de especies en riesgo.
- Draper, N. R., Smith, H. 1998. *Applied Regression Analysis*. Revue de International Institute of Statistical, 3rd ed. ISBN 0-471-17082-8. doi:10.2307/1401351.
- Early, M. 2010. *Voces del Oleaje: Ecología política de las tortugas marinas en la costa de Oaxaca*. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. 1ª ed. ISBN: 978-607-487-188-3.
- Eckert, K. L., Abreu Grobois, F. (Eds.) 2001. *Conservación de tortugas marinas en la región del gran Caribe, un diálogo para el manejo regional efectivo*. Traducción al español por Raquel Briseño Dueñas y F. Alberto Abreu Grobois. WIDECAS, UICN/CSE Grupo especialista en tortugas marinas (MTSG), WWF y el Programa Ambiental del Caribe del PNUMA. 170pp.
- Eckert, K. L., Bjorndal, K. A., Abreu-Grobois, F. A., Donnelly (Eds.) 2000. (Traducción al español). *Técnicas de investigación y manejo para la conservación de las tortugas marinas*. Grupo especialista en tortugas marinas UICN/CSE Publicación No. 4., de <http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:T?cnicas+para+la+Medici?n+d+e+Tortugas+Marinas#0>.
- Ellison, A. M. 1996. An introduction to Bayesian inference for ecological research and environmental decision making. *Ecological applications*, 6(4), 1036–1046.
- Escudero, H., González, E., Gamez, L., Pinal, R., Sarti, L. 2003. Conservation of the leatherback turtle *Dermochelys coriacea* in Playa Agua Blanca, B.C.S., nesting season 2000-2001. 24th Ann. Symp. *Sea Turtle Biol. Cons. Abstracts*. San José de Costa Rica.
- Favela, J., Tentori, M., Castro, L.A., González, V.M., Moran, E.B., Martínez-García, A. 2007. Activity recognition for context-aware hospital applications: issues and opportunities for the deployment of pervasive networks. *Mobile networks and applications*. 12(2-3) 155-171.
- Frazier, J. 2001. Generalidades de la historia de vida de las tortugas marinas., pp 3-18, en: Eckert, k. y Abreu-Grobois (eds), 2001. *Conservación de las tortugas marinas en el Gran Caribe: un diálogo para el manejo regional efectivo*.

- Fundación Comunitaria de Oaxaca A.C. s/f. Guía Ilustrada de tortugas marinas. Dirección de comunicación y cultura para la comunicación CONANP. 62 pp., Recuperado el mayo 2021 de: <http://fundacion-oaxaca.org/>.
- Galaviz, J. M. 2014. Un modelo geoestadístico para evaluar la interacción entre tortuga marina y las pesquerías artesanales frente a las playas de anidación en Guerrero y Oaxaca, México. Tesis de Maestría. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California. 121 pp.
- Garduño-Andrade, M. 2000. Ecología de la tortuga de Carey (*Eretmochelys imbricata*) en la zona de las Coloradas Yucatán. Tesis de doctorado en Ciencias. Universidad de Colima. 30 pp.
- Girondot, M., Kaska, Y. 2015. Nest temperatures in a loggerhead nesting beach in Turkey is more determined by sea surface than air temperature. *Journal of Thermal Biology* 47 (2015) 13–18. doi:10.1016/j.jtherbio.2014.10.008.
- Goss-Sampson, M. 2018. Análisis estadístico con JASP: una guía para estudiantes. (1ª ed.) Universitat Oberta de Catalunya. Av. Tibidabo, 39-43, 08035 Barcelona.
- Grassman, M. A. 1984. The chemosensory behavior of juvenile sea turtles: implications for chemical imprinting. Ph.D. thesis, Texas A&M University.
- Grassman, M., Owens, D. 1987. Chemosensory imprinting in juvenile green sea turtles. *Chelonia mydas*. *Animal Behaviour*, 35:929.
- Hays, Mortimer, y Speakman (1995). Inter and intra-beach thermal variation for green turtle nests on Ascension Island, South Atlantic. *J. Mar. Biol. Assoc. (U.K.)* 75:405–411.
- Hoekert, W., Van Tienen, L., Van Nugteren, P., Dench, S. 1998. The sea turtles of Suriname 1997 project comparing relocated nests to undisturbed nests., pp: 192–193 in Abreu-Grobois, et al., compiladores. Proceedings of the eighteenth international sea turtle symposium. National oceanic and atmospheric administration technical memorandum MFS-SEFSC-436, Miami, Florida, USA.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) 2018. Informe especial del IPCC sobre los impactos del calentamiento global de 1,5 °C. ISBN 978-92-9169-351-1.
- James, R., Melero, D. 2015. Anidación y conservación de la tortuga lora (*Lepidochelys olivacea*) en playa Drake, Península de Osa, Costa Rica (2006 a 2012). *Revista de Biología Tropical*, pp: 117–129. doi:10.15517/rbt.v63i1.23099.
- Kruschke, J. 2011. Doing Bayesian data analysis. Academic Press, (2da. ed.) Londres.
- Lohmann, K., Lohmann, C. 1994. Detection of magnetic inclination angle by sea turtles: a possible mechanism for determining latitude. *J. Exp. Biol.*, 194: 23.
- Lohmann, K., Lohmann, C. 1996. Detection of magnetic field intensity by sea turtles. *Nature*, 380: 59.

- Jourdan, J., Fuentes, M. M. P. B. 2015. Effectiveness of strategies at reducing sand temperature to mitigate potential impacts from changes in environmental temperature on sea turtle reproductive output. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 20(1), 121–133. doi:10.1007/s11027-013-9482-y.
- López-Castro, M. C. 2004. Caracterización genética de la colonia anidante de tortuga golfinia *Lepidochelys olivacea*, en Baja California Sur, México. Tesis de maestría en Ciencias. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada Baja California. 73 pp.
- López-Castro, M. C., Carmona, R., Nichols, W. J. 2004. Nesting characteristics of the olive ridley turtle (*Lepidochelys olivacea*) in Cabo Pulmo, southern Baja California. *Marine biology*, 145(4), 811–820. doi:10.1007/s00227-004-1359-x.
- López-Castro, M. C., Rocha-Olivares, A. 2005. The panmixia paradigm of eastern Pacific olive ridley turtles revised: Consequences for their conservation and evolutionary biology. *Molecular ecology*, 14(11), 3325–3334. doi:10.1111/j.1365-294X.2005.02652.x.
- López, R., Harfush, M. 2000. Determination of the percentage of olive ridley (*Lepidochelys olivacea*) in situ nests that are affected by beetles at Escobilla Beach (Mexico). In 20th Sea turtle symposium (Vol. 29).
- Lutcavage, M., Lutz, P. L. 1986. Metabolic Rate and Food Energy Requirements of the Leatherback Sea Turtle, *Dermochelys coriacea*. *Copeia*, 1986(3), 796. doi:10.2307/1444962.
- Lutz, P. L., Musick, J. A. 1996. The biology of sea turtles vol1. In *Journal of chemical information and modeling* (Vol. 2). doi:10.1017/CBO9781107415324.004.
- Mann, K. H., Lazier, J. R. 2006. Dynamics of marine ecosystems. In *angewandte chemie International Edition*, 6(11), 951–952., de www.blackwellpublishing.com.
- Márquez, R. 2003. Las tortugas marinas y nuestro tiempo. Fondo de cultura económica, 3a Ed. ISBN 968-16-6565-1.
- Márquez-Millán, R., Garduño-Dionate, M. 2014. Tortugas marinas. Instituto nacional de pesca. ISBN: 978-607-8274-10-9.
- Matsuzawa, Y., Sakamoto, W., Bjorndal, K. A. 2002. Seasonal fluctuations in sand temperature: Effects on the incubation period and mortality of loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) pre-emergent hatchlings in Minabe, Japan. *Marine Biology*, 140(3), 639–646. doi:10.1007/s00227-001-0724-2.
- Maulany, R. I., Booth, D. T., Baxter, G. S. 2012. Emergence success and sex ratio of natural and relocated nests of olive ridley turtles from Alas purwo national park, east Java, Indonesia. *Copeia*, 2012(4), 738–747. doi:10.1643/ch-12-088.

- McCoy, A. C. J., Vogt, R. C., Censky, E. J. 1983. Temperature-controlled sex determination in the sea turtle *Lepidochelys olivacea* published by : Society for the study of amphibians and reptiles stable URL : <http://www.jstor.org/stable/1563594> temperature. *Journal of herpetology*, 17(4), 404–406.
- McCullagh, P. 1984. Generalized linear models. *European journal of operational research*, 16(3), 285-292.
- McCullagh, P., Nelder, J., 1989. Generalized linear models, monographs on statistics and applied probability, Springer US, ISBN: 978-0-412-31760-6, 978-1-4899-3242-6.
- Merchant-Larios, H., Ruiz-Ramirez, S., Moreno-Mendoza, N., Marmolejo-Valencia, A. 1997. Correlation among thermosensitive period, estradiol response, and gonad differentiation in the sea turtle *Lepidochelys olivacea*. *General and Comparative Endocrinology*, 385, 373–385.
- Meylan, A. B., Meylan, P. A. 2000. Introducción a la evolución, historias de vida y biología de las tortugas marinas. Técnicas de investigación y manejo para la conservación de las tortugas marinas, 3–5. de <https://mtsg.files.wordpress.com/2010/07/01-overview.pdf>.
- Miller, J. 1985. Embryology of marine turtles. In: *Biology of the reptilia* (eds. C. Gans, R.G. Northcutt y P. Ulinsky), Vol. 14. London and New York, 217-279.
- Miller J. 2000. Determinación del tamaño de la nidada y el éxito de eclosión. En Eckert et al., 1999. Técnicas de Investigación y Manejo para la Conservación de las Tortugas Marinas.
- Miller, J. D., Mortimer, J. A., Limpus, C. J. 2017. A Field key to the developmental stages of marine turtles (Cheloniidae) with notes on the development of Dermochelys. *Chelonian conservation and biology*, 16(2), 111–122. doi:10.2744/CCB-1261.1.
- Monsinjon, J., Jribi, I., Hamza, A., Ouerghi, A., Kaska, Y., Girondot, M. 2017. Embryonic growth rate thermal reaction norm of mediterranean *Caretta caretta*, Embryos from two different thermal habitats, Turkey and Libya. *Chelonian conservation and biology*, 16(2), 172–179. doi:10.2744/CCB-1269.1.
- Mortimer, J., Donnelly, M. 2008. *Eretmochelys imbricata*. In IUCN Red list of threatened species 2013 (Version 2013.2.), de: <http://www.iucnredlist.org>.
- Mrosovsky, N. 1980. Thermal biology of sea turtles. *Integrative and comparative biology*, 20(3), 531–547. doi:10.1093/icb/20.3.531.
- NASA (National aeronautics and space administration) 2020. Prediction of worldwide energy resources. POWER Data access viewer, de: <https://power.larc.nasa.gov/data-access-viewer/>.
- Nichols, W., Seminoff, J. 1994. Sea turtles in the Gulf of California: where have they gone? *Not Cent Estud Desiertos Ocean* 1:8–10.

- Nichols, W., Resendiz, A., Seminoff, J., Resendiz, B. 2002. Research on East Pacific green turtles on Baja California feeding grounds: a general life history model. In: Mosier A, Foley A, Brost B (eds) Proceedings of the 20th annual symposium on sea turtle biology and conservation. NOAA Tech Memo NMFS 477.
- NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) 2021. Office of satellite and product operations. precipitation products, de: <https://www.ospo.noaa.gov/Products/atmosphere/rain.html>.
- Ordaz Hernández, A., Hernández Santana, J., Estévez Cruz, E., Díaz Guanche, C., Ana, M. 2016. Morfodinámica costera en la playa Bailén, costa sur del occidente de Cuba , entre los años 2003-2013. Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM. ISSN 2448-7279, núm. 91, 2016, pp. 56-69, [dx.doi.org/10.14350/rig.47086](https://doi.org/10.14350/rig.47086).
- Packard, G., Packard, M., 1988. The physiological ecology of reptilian eggs and embryos., in: Biology of the reptilia, (ed. C Gans, RB Huey) New York: Liss, 16:523–605.
- Pantoja, D., Marinone, G., Parés-Sierra, A., Gómez-Valdivia, F. 2012. Modelación numérica de la hidrografía y circulación estacional y de mesoescala en el Pacífico central mexicano. Ciencias Marinas, 38, 363–379.
- Peters, A., Verhoeven, K., Strijbosch, H. 1994. Hatching and emergence in the Turkish Mediterranean loggerhead turtle, *Caretta caretta*: natural causes for egg and hatchling failure. Herpetologica, Vol. 50, No. 3 (Sep., 1994), pp. 369-373.
- Pintus, K. J., Godley, B. J., McGowan, A., Broderick, A. C. 2009. Impact of clutch relocation on Green turtle offspring. Journal of Wildlife Management, 73(7), 1151–1157. doi:10.2193/2008-103.
- Ponce, J. S. 2015. Dinámica costera en las playas de El Cardonal y Cabo Pulmo, Baja California Sur. Tesis de Maestría en Ciencias. Instituto Politécnico Nacional. 100 pp.
- Quiñones, L., Patiño Martínez, J., Marco, A. 2007. Factores que influyen en la puesta, la incubación y el éxito de eclosión de la tortuga laúd, *Dermodochelys coriacea*, en La Playona, Chocó, Colombia. Revista española de herpetología, (2007) 21:5-17.
- Rafferty, A. R., Reina, R. D. 2014. The influence of temperature on embryonic developmental arrest in marine and freshwater turtles. Journal of experimental marine biology and ecology, 450, 91–97. doi:10.1016/j.jembe.2013.10.018.
- Reyes, H. 1993a. “Estructura de la comunidad, influencia de la depredación y biología poblacional de los corales hermatípicos en el arrecife de Cabo Pulmo, Baja California Sur”. Tesis de maestría, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California, 169 pp.
- Reyes, H. 1993b. “The 1987 Coral reef bleaching at Cabo Pulmo reef, Gulf of California, Mexico”. Bull. Mar. Sci. 52:832-837.

- Reyes-Bonilla, H., Ayala-Bocos, Fernández-Rivera Melo, F., Zepeta-Vilchis, M., Asúnsolo-Rivera, A., Ketchum, J., 2016. A bibliographic and field record chronology of sharks at Cabo Pulmo National Park, Gulf of California. *CICIMAR Océánides*, 31(1): 55-57.
- Norzagaray-López, C. O., Hernández-Ayón, J. M., Calderon Aguilera, L. E., Reyes-Bonilla, H., Chapa-Balcorta, C., Ayala-Bocos, A. 2017. Aragonite saturation and pH variation in a fringing reef are strongly influenced by oceanic conditions. *Limnology and Oceanography*, 62(6), 2375–2388. doi:10.1002/lno.10571.
- R Core Team (2020). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for statistical computing, Vienna, Austria., de: <https://www.R-project.org/>.
- Romero Álvarez, S. D. 2017. Importancia de la caracterización morfodinámica y textural en la selección del sitio de anidación para la tortuga golfina (*Lepidochelys olivacea*): El caso de las playas San Rafael y El Rincón en el Golfo de California, B.C., México. Tesis de maestría, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California, 124pp.
- Rouder, J. N., Engelhardt, C. R., McCabe, S., Morey, R. D. 2016. Model comparison in ANOVA. *Psychonomic bulletin and review*, 23(6), 1779–1786. doi:10.3758/s13423-016-1026-5.
- Saba, V., Santidrian-Tomillo, P., Reina, R.D., Spotila, J.R., Musick, J.A., Evans, D.A., Paladino, F.V. 2007. The effect of the El Niño Southern Oscillation on the reproductive frequency of eastern Pacific leatherback turtles. *J. Appl. Ecol.* 44, 395–404.
- Salinas, H. 2019. Simulación dinámica de una pradera de *Zostera marina*. Tesis de maestría en ciencias. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada Baja California. 89 pp.
- Sandoval, J. L. 2017. Influencia de factores ambientales sobre el éxito de incubación de la tortuga golfina (*Lepidochelys olivacea*) en condiciones de vivero en el estado de Guerrero, México. Tesis de Maestría en Ciencias. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California. 91 pp.
- Santacruz, E. 2012. Monitoreo estandarizado de la población de tortugas marinas , en la Reserva de la Biosfera Bahía de Los Ángeles, Baja California , México. Tesis de maestría en Ciencias. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California. 124 pp.
- Santidrián, P. 2011. Cambio climático y tortugas marinas. *Revista de Ciencias Ambientales*, 41(1), 5. doi:10.15359/rca.41-1.1.
- Standora, E., Spotila, J. 1985. Temperature dependent sex determination in sea turtles. *American society of Ichthyologists and herpetologists (ASIH). Copeia*, Vol. 1985, No. 3 (Aug. 5, 1985), pp. 711-722.
- Tiburcio Pintos, G., Cariño Olvera, M., Briseño Dueñas, R. 2013. Relaciones históricas entre las tortugas marinas y las sociedades del finis terra bajacaliforniano. *Historia ambiental latinoamericana y Caribeña*, III(1), 89–115.

- UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza) 1995. Estrategia mundial para la conservación de las tortugas marinas. Comisión de supervivencia de especies de la UICN. ISBN 2-8317-0267-4.
- Van Den Bergh, D., Van Doorn, J., Marsman, M., Draws, T., Van Kesteren, E. J., Derks, K., Dablander, F., Gronau, Q. F., Kucharský, Š., Gupta, A. R. K. N., Sarafoglou, A., Voelkel, J. G., Stefan, A., Ly, A., Hinne, M., Matzke, D., Wagenmakers, E. J. 2020. A tutorial on conducting and interpreting a Bayesian ANOVA in JASP. *Annee Psychologique*, 120(1), 73–96. doi:10.3917/anpsy1.201.0073.
- Viejobueno, S., Arauz, R. 2015. Conservación y actividad reproductiva de tortuga lora (*Lepidochelys olivacea*) en la playa de anidación solitaria Punta Banco, Pacífico Sur de Costa Rica. Recomendaciones de manejo a través de dieciséis años de monitoreo. *Revista de Biología Tropical*, 63, 383–394. doi:10.15517/rbt.v63i1.23117.
- Wibbels, T. 2003. Critical approaches to sex determination in sea turtle biology and conservation. In Lutz, P., Musick, J., Wyneken, J. (Eds.), *The Biology of sea turtles*, Vol. 2 (pp. 103–134). CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Bolstad, W., James, C. 2017. *Introduction to Bayesian Statistics*. 3a ed. Published by John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, New Jersey. ISBN 978-1-118-09315-8.
- Wallace, B., Sotherland, P., Spotila, J., Reina, R., Franks, B., Paladino, F. 2004. Biotic and abiotic factors affect the nest environment of embryonic leatherback turtles, *Dermochelys coriacea*. *Physiological and Biochemical Zoology*, 77(3), 423-432.
- Wyneken, J., Burke, T., Salmon, M., Pederson D. 1988. Egg failure in natural and relocated sea turtle nests. *Journal of Herpetology*. 22(1):88–96.
- Wyneken, J. 2004. *The Anatomy of Sea Turtles*. U.S. Department of Commerce NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-470, pp: 172.
- Yamashita, I. 1995. Hatching success of loggerhead sea turtles and aerology (in Japanese). In: *Proceedings of 5th Japanese Sea Turtle Conference*. Umigame Newsl Jpn 23:29–30 pp.
- Zavaleta-Lizárraga, L., Morales-Mávil, J. E. 2013. Nest site selection by the green turtle (*Chelonia mydas*) in a beach of the north of Veracruz, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 84(3), 927–937. doi:10.7550/rmb.31913.

Anexos

Anexo 1.

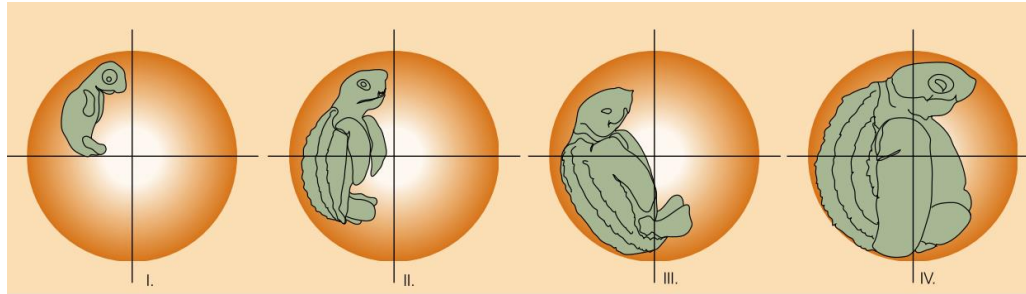


Figura 14. Estadios de desarrollo embrionario en Tortugas marinas durante el periodo de incubación. Tomada de Chacón- Chaverri et al. (2008).

Estadio I: embrión cubre de 0 a 25% de la cavidad amniótica del huevo.

Estadio II: embrión cubre del 26% al 50% de la cavidad amniótica del huevo.

Estadio III: embrión cubre del 51% al 75% de la cavidad amniótica del huevo.

Estadio IV: embrión cubre del 76% al 100% de la cavidad amniótica del huevo.

Anexo 2.

Matrices de correlación de Pearson, cuyo uso fue la exploración de datos.

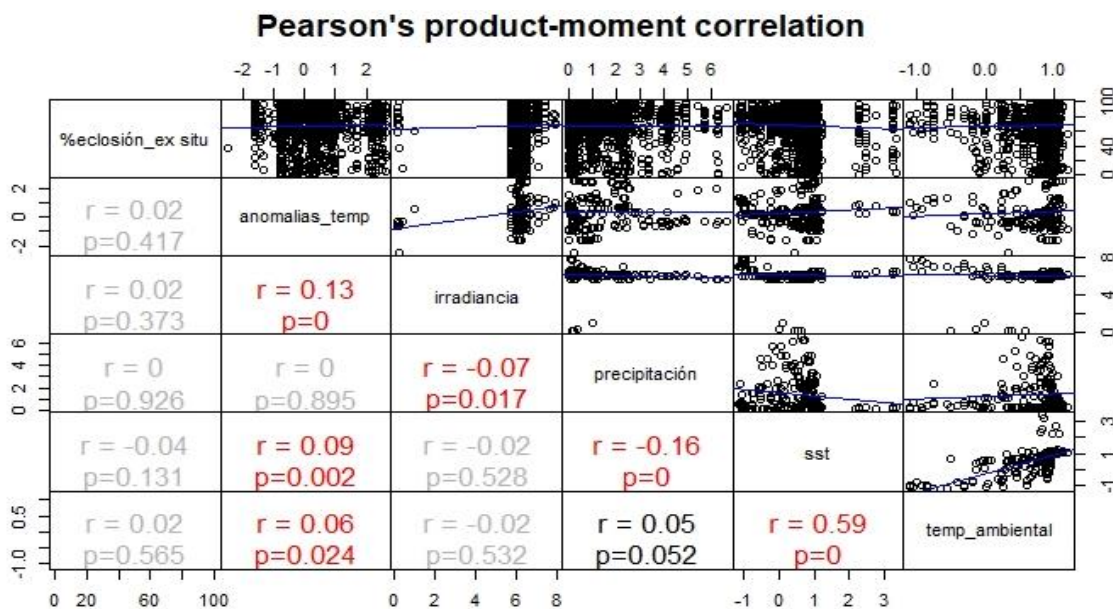


Figura 15. Matriz de correlación para eclosión *ex situ*.

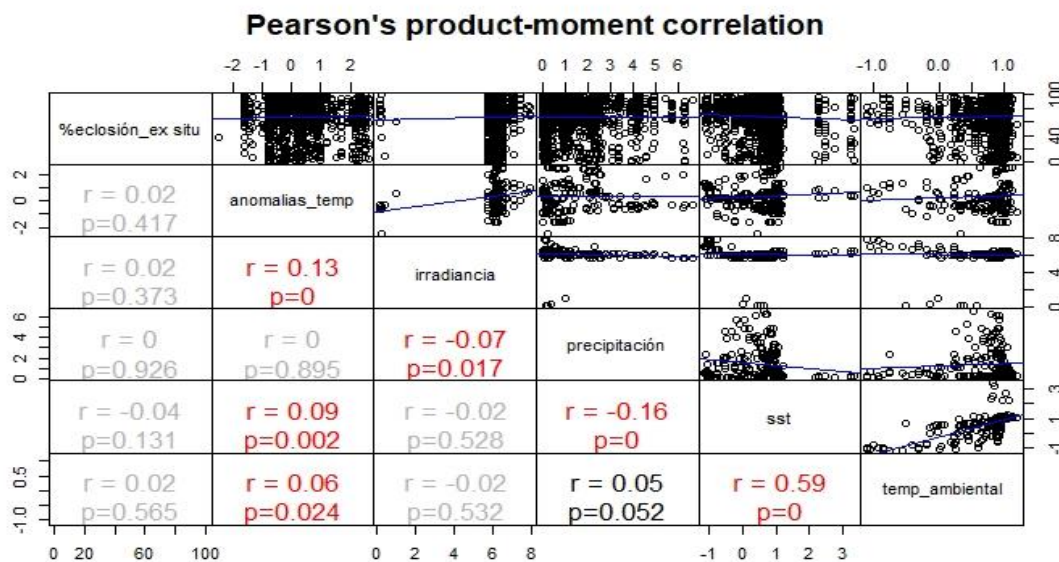


Figura 16. Matriz de correlación para eclosión *in situ*.

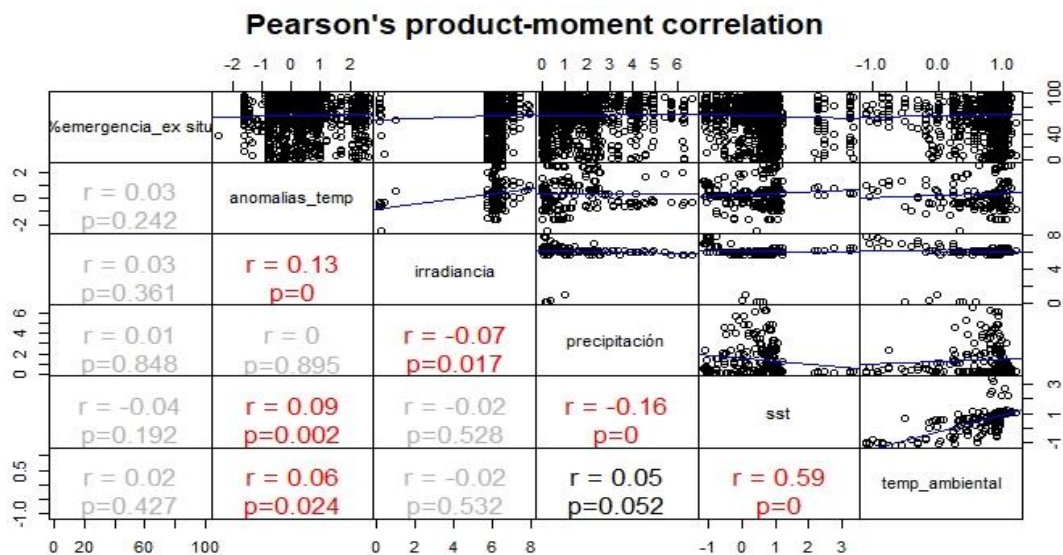


Figura 17. Matriz de correlación para emergencia *ex situ*.

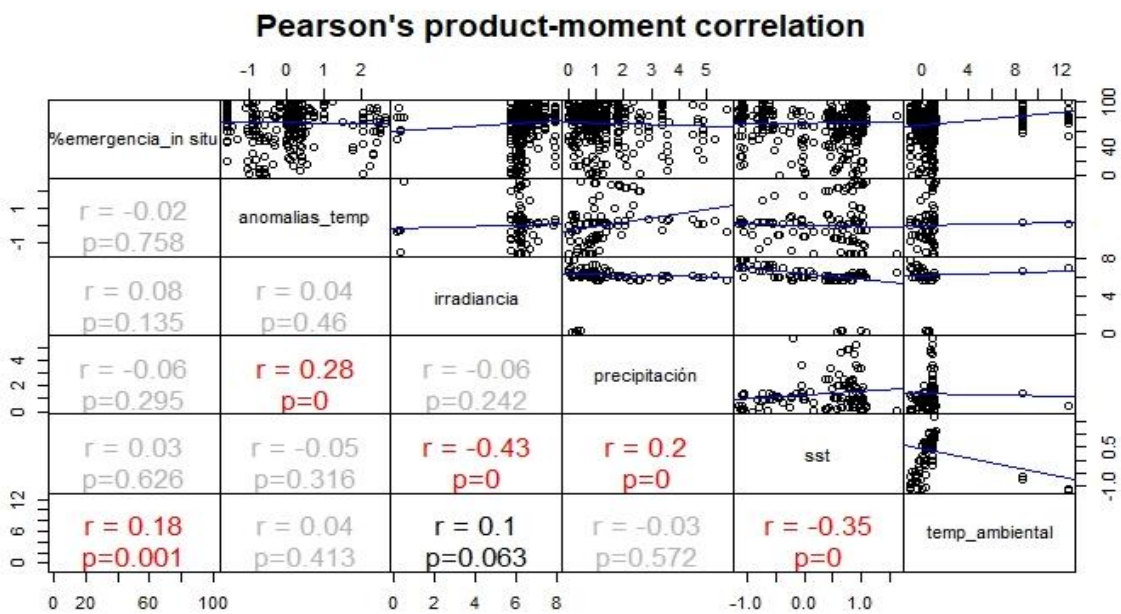


Figura 18. Matriz de correlación para emergencia *in situ*.

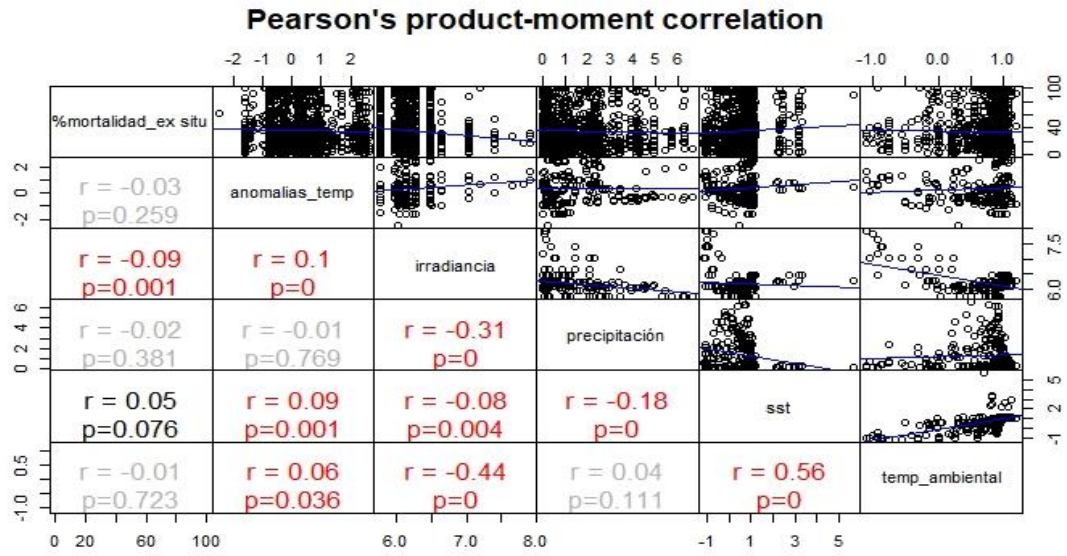


Figura 19. Matriz de correlación para mortalidad *ex situ*.

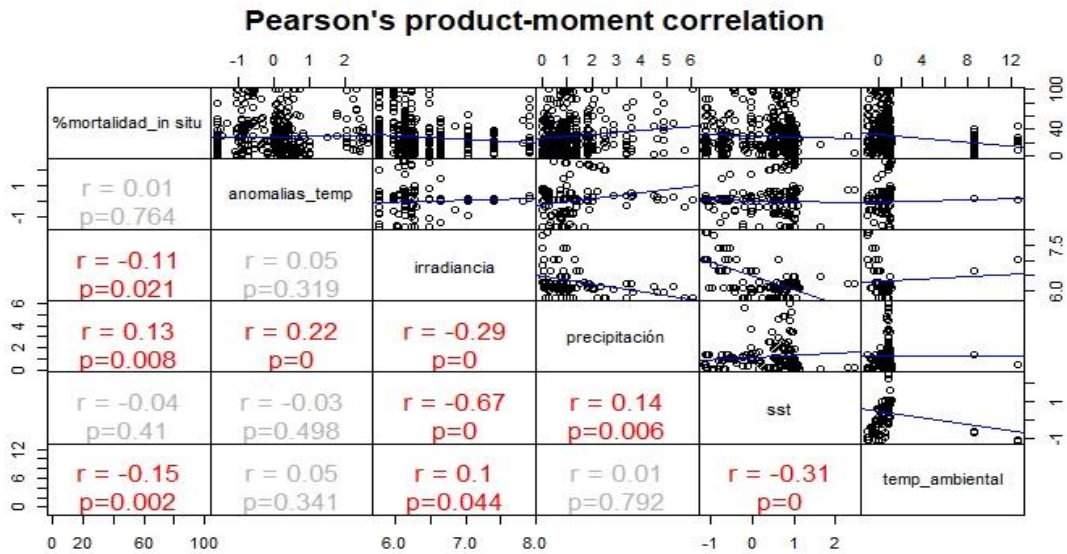


Figura 20. Matriz de correlación para mortalidad *in situ*.

Anexo 3.

Comparación de playas “Frailes y Las Barracas” en ambos tipos de incubación para identificar o descartar diferencias entre sitios.

Tabla 36. Eclosión *in situ* (usando método frecuentista y Bayesiano).

Variable	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrado medio	F	p
Sitio	47.847	1	47.847	0.081	0.776
Residuales	169815.183	289	587.596		
Modelo	P(M)	P(M data)	BF_M	BF₁₀	error %
Modelo nulo	0.5	0.878	7.222	1	
Sitio	0.5	0.122	0.138	0.138	4.210e -5

Tabla 37. Eclosión *ex situ* (usando método frecuentista y Bayesiano).

Variable	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrado medio	F	p
Sitio	732.319	1	732.319	1.246	0.265
Residuales	169855.696	289	587.736		
Modelo	P(M)	P(M data)	BF_M	BF₁₀	error %
Modelo nulo	0.500	0.806	4.154	1.000	
Sitio	0.500	0.194	0.241	0.241	2.657e -5

Anexo 4.

Tabla 38. Análisis de efectos para los grupos evaluados con el éxito de eclosión en condiciones *in situ*.

Modelo	Hipótesis	BF₁₀ (grupo 1)	BF₁₀ (grupo 2)	BF₁₀ (grupo 3)	BF₁₀ (grupo 4)
Año	Ho: $\mu_1 = \mu_2 \dots \mu_n$. No hay efecto de las medias de los éxitos de eclosión entre los años	29246.204	2322.122	0.453	0.21
	Ha: μ <i>í</i> 's heterogéneas. El año tiene efecto sobre las medias de los éxitos de eclosión				
Sitio	Ho: $\mu_1 = \mu_2 \dots \mu_n$. No hay efecto de las medias de los éxitos de eclosión entre los sitios	0.606	0.174	1.648	0.393
	Ha: μ <i>í</i> 's heterogéneas. Los sitios tienen efecto sobre las medias de los éxitos de eclosión				
Año : Sitio	Ho: $\mu_1 = \mu_2 \dots \mu_n$ La interacción entre año y sitio no tiene efecto sobre las medias de los éxitos de eclosión	2.865	0.096	0.336	0.971
	Ha: μ <i>í</i> 's heterogéneas. La interacción entre año y sitio tiene efecto sobre las medias de los porcentajes de eclosión				

Anexo 5.

Tabla 39. Análisis de efectos para los grupos evaluados con el éxito de emergencia en condiciones *in situ*.

Modelo	Hipótesis	BF ₁₀ (grupo 1)	BF ₁₀ (grupo 2)	BF ₁₀ (grupo 3)	BF ₁₀ (grupo 4)	BF ₁₀ (grupo 5)	BF ₁₀ (grupo 6)
Año	Ho: $\mu_1 = \mu_2 \dots \mu_n$. No hay efecto de las medias de los éxitos de emergencia entre los años	1.85E+07	206.095	11.849	863.769	0.455	0.212
	Ha: μ i's heterogéneas. El año tiene efecto sobre las medias de los éxitos de emergencia						
Sitio	Ho: $\mu_1 = \mu_2 \dots \mu_n$. No hay efecto de las medias de los éxitos de emergencia entre los sitios	0.256	0.122	0.141	1.082	1.689	0.395
	Ha: μ i's heterogéneas. Los sitios tienen efecto sobre las medias de los éxitos de emergencia						
Año : Sitio	Ho: $\mu_1 = \mu_2 \dots \mu_n$ La interacción entre año y sitio no tiene efecto sobre las medias de los éxitos de emergencia	0.406	0.208	0.179	0.77	0.342	0.121
	Ha: μ i's heterogéneas. La interacción entre año y sitio tiene efecto sobre las medias de los porcentajes de emergencia						

Anexo 6.

Tabla 40. Análisis de efectos para los grupos evaluados con el porcentaje de mortalidad en condiciones *in situ*.

Modelo	Hipótesis	BF ₁₀ (grupo 1)	BF ₁₀ (grupo 2)	BF ₁₀ (grupo 3)	BF ₁₀ (grupo 4)	BF ₁₀ (grupo 5)	BF ₁₀ (grupo 6)
Año	Ho: $\mu_1 = \mu_2 \dots \mu_n$. No hay efecto de las medias de los porcentajes de mortalidad entre los años	6.71E+10	557.236	0.314	0.164	0.065	0.305
	Ha: μ í's heterogéneas. El año tiene efecto sobre las medias de los éxitos de emergencia						
Sitio	Ho: $\mu_1 = \mu_2 \dots \mu_n$. No hay efecto de las medias de los porcentajes de mortalidad entre los sitios	0.311	0.183	0.134	2.59E+11	355250.304	0.169
	Ha: μ í's heterogéneas. Los sitios tienen efecto sobre las medias de los porcentajes de mortalidad						
Año : Sitio	Ho: $\mu_1 = \mu_2 \dots \mu_n$ La interacción entre año y sitio no tiene efecto sobre las medias de los porcentajes de mortalidad	0.2912	0.345	0.068	0.176	0.096	0.042
	Ha: μ í's heterogéneas. La interacción entre año y sitio tiene efecto sobre las medias de los porcentajes de mortalidad						

Anexo 7.

Tabla 41. Diferencias de porcentajes de mortalidad entre años por tipo de incubación (e: *ex situ*; i: *in situ*).

Años		BF ₁₀	Error %	Años		BF ₁₀	Error %	
e2009 (\bar{x} = 33.793)	e2010 (\bar{x} = 34.737)	0.185	1.404e -6	e2015 (\bar{x} = 33.390)	e2016 (\bar{x} = 35.495)	0.16	8.068e -6	
	e2011 (\bar{x} = 55.019)	61.667	7.576e -5		e2017 (\bar{x} = 35.171)	0.148	9.584e -6	
	e2012 (\bar{x} = 25.746)	1.441	2.509e -6		e2018 (\bar{x} = 29.180)	0.37	2.866e -5	
	e2013 (\bar{x} = 42.883)	1.407	9.740e -7		e2019 (\bar{x} = 46.653)	663.655	3.409e -9	
	e2014 (\bar{x} = 60.819)	18.3	4.276e -6		i2009 (\bar{x} = 20.218)	0.79	0.005	
	e2015 (\bar{x} = 33.390)	0.144	2.982e -5		i2010 (\bar{x} = 16.724)	1005.87	1.258e -6	
	e2016 (\bar{x} = 35.495)	0.166	2.662e -7		i2011 (\bar{x} = 47.708)	109.892	4.124e -8	
	e2017 (\bar{x} = 35.171)	0.16	1.307e -7		i2012 (\bar{x} = 19.410)	2448.755	1.512e -9	
	e2018 (\bar{x} = 29.180)	0.312	2.371e -5		i2013 (\bar{x} = 28.313)	0.351	0.016	
	e2019 (\bar{x} = 46.653)	17.068	5.846e -8		i2014 (\bar{x} = 37.033)	0.252	0.041	
	i2009 (\bar{x} = 20.218)	0.722	0.004		i2015 (\bar{x} = 41.961)	0.792	4.923e -5	
	i2010 (\bar{x} = 16.724)	218.986	4.231e -8		i2017 (\bar{x} = 25.609)	0.457	2.547e -4	
	i2011 (\bar{x} = 47.708)	10.605	5.792e -4		i2018 (\bar{x} = 14.021)	1011.323	2.628e -8	
	i2012 (\bar{x} = 19.410)	415.345	1.134e -9		i2019 (\bar{x} = 26.814)	0.438	0.009	
	i2013 (\bar{x} = 28.313)	0.357	0.022		e2016 (\bar{x} = 35.495)	e2017 (\bar{x} = 35.171)	0.137	5.045e -5
	i2014 (\bar{x} = 37.033)	0.224	8.616e -6			e2018 (\bar{x} = 29.180)	0.866	8.325e -6
	i2015 (\bar{x} = 41.961)	0.563	0.018			e2019 (\bar{x} = 46.653)	11.186	8.227e -7
	i2017 (\bar{x} = 25.609)	0.453	2.026e -4			i2009 (\bar{x} = 20.218)	0.784	0.005
i2018 (\bar{x} = 14.021)	240.302	2.194e -6	i2010 (\bar{x} = 16.724)	517.684		5.054e -9		
i2019 (\bar{x} = 26.814)	0.439	2.426e -4	i2011 (\bar{x} = 47.708)	5.344		5.583e -7		
e2010 (\bar{x} = 34.737)	e2011 (\bar{x} = 55.019)	48.996	1.081e -4	i2012 (\bar{x} = 19.410)		1727.984	2.101e -9	
	e2012 (\bar{x} = 25.746)	1.88	1.528e -7	i2013 (\bar{x} = 28.313)	0.395	0.02		

	e2013 ($\bar{x}=42.883$)	0.698	2.999e -6		i2014 ($\bar{x}=37.033$)	0.168	7.484e -6	
	e2014 ($\bar{x}=60.819$)	18.441	4.623e -6		i2015 ($\bar{x}=41.961$)	0.377	1.576e -4	
	e2015 ($\bar{x}=33.390$)	0.172	1.283e -5		i2017 ($\bar{x}=25.609$)	0.48	6.520e -5	
	e2016 ($\bar{x}=35.495$)	0.171	1.174e -5		i2018 ($\bar{x}=14.021$)	408.277	1.896e -5	
	e2017 ($\bar{x}=35.171$)	0.17	1.167e -5		i2019 ($\bar{x}=26.814$)	0.458	0.006	
	e2018 ($\bar{x}=29.180$)	0.385	4.756e -6	e2017 ($\bar{x}=35.171$)	e2018 ($\bar{x}=29.180$)	0.632	1.090e -5	
	e2019 ($\bar{x}=46.653$)	4.093	6.765e -7		e2019 ($\bar{x}=46.653$)	9.955	9.232e -7	
	i2009 ($\bar{x}=20.218$)	0.891	0.005		i2009 ($\bar{x}=20.218$)	0.668	0.003	
	i2010 ($\bar{x}=16.724$)	635.038	6.229e -6		i2010 ($\bar{x}=16.724$)	129.551	2.086e -8	
	i2011 ($\bar{x}=47.708$)	4.215	8.777e -7		i2011 ($\bar{x}=47.708$)	4.256	7.034e -7	
	i2012 ($\bar{x}=19.410$)	1278.153	2.551e -9		i2012 ($\bar{x}=19.410$)	343.3	1.206e -8	
	i2013 ($\bar{x}=28.313$)	0.407	0.022		i2013 ($\bar{x}=28.313$)	0.365	0.019	
	i2014 ($\bar{x}=37.033$)	0.209	1.186e -6		i2014 ($\bar{x}=37.033$)	0.172	7.764e -6	
	i2015 ($\bar{x}=41.961$)	0.485	0.01		i2015 ($\bar{x}=41.961$)	0.365	1.635e -4	
	i2017 ($\bar{x}=25.609$)	0.496	9.861e -5		i2017 ($\bar{x}=25.609$)	0.452	2.506e -4	
	i2018 ($\bar{x}=14.021$)	758.62	5.400e -6		i2018 ($\bar{x}=14.021$)	107.658	9.310e -5	
	i2019 ($\bar{x}=26.814$)	0.473	0.005		i2019 ($\bar{x}=26.814$)	0.439	0.005	
e2011 ($\bar{x}=55.019$)	e2012 ($\bar{x}=25.746$)	37613.314	1.073e -7		e2018 ($\bar{x}=29.180$)	e2019 ($\bar{x}=46.653$)	251980.829	2.621e -11
	e2013 ($\bar{x}=42.883$)	0.922	0.005			i2009 ($\bar{x}=20.218$)	0.453	7.743e -4
	e2014 ($\bar{x}=60.819$)	0.409	5.182e -4			i2010 ($\bar{x}=16.724$)	7.449	3.000e -8
	e2015 ($\bar{x}=33.390$)	376.774	7.055e -6			i2011 ($\bar{x}=47.708$)	2109.044	2.124e -9
	e2016 ($\bar{x}=35.495$)	18.843	2.722e -4	i2012 ($\bar{x}=19.410$)		6.271	0.002	
	e2017 ($\bar{x}=35.171$)	11.021	4.364e -4	i2013 ($\bar{x}=28.313$)		0.278	0.014	
	e2018 ($\bar{x}=29.180$)	760.98	1.709e -6	i2014 ($\bar{x}=37.033$)		1.173	0.005	
	e2019 ($\bar{x}=46.653$)	0.457	0.02	i2015 ($\bar{x}=41.961$)		2.052	1.500e -5	
	i2009 ($\bar{x}=20.218$)	31.617	1.095e -5	i2017 ($\bar{x}=25.609$)		0.371	3.972e -5	

	i2010 ($\bar{x}=16.724$)	8.236e +8	1.735e -13		i2018 ($\bar{x}=14.021$)	10.712	5.810e -7
	i2011 ($\bar{x}=47.708$)	0.406	0.005		i2019 ($\bar{x}=26.814$)	0.382	0.008
	i2012 ($\bar{x}=19.410$)	1.802e +11	1.516e -15	e2019 ($\bar{x}=46.653$)	i2009 ($\bar{x}=20.218$)	2.8	3.628e -4
	i2013 ($\bar{x}=28.313$)	25.517	1.829e -5		i2010 ($\bar{x}=16.724$)	2.892e +6	1.183e -12
	i2014 ($\bar{x}=37.033$)	9.523	8.403e -4		i2011 ($\bar{x}=47.708$)	0.167	1.371e -5
	i2015 ($\bar{x}=41.961$)	1.346	0.002		i2012 ($\bar{x}=19.410$)	4.565e +8	4.184e -15
	i2017 ($\bar{x}=25.609$)	5.191	2.003e -4		i2013 ($\bar{x}=28.313$)	1.814	7.944e -4
	i2018 ($\bar{x}=14.021$)	1.765e +8	9.691e -13		i2014 ($\bar{x}=37.033$)	1.676	1.354e -6
	i2019 ($\bar{x}=26.814$)	4.514	6.676e -4		i2015 ($\bar{x}=41.961$)	0.277	0.037
	e2013 ($\bar{x}=42.883$)	1321.525	1.056e -9		i2017 ($\bar{x}=25.609$)	1.094	0.002
	e2014 ($\bar{x}=60.819$)	917.952	3.141e -7		i2018 ($\bar{x}=14.021$)	369351.386	1.528e -8
	e2015 ($\bar{x}=33.390$)	2.786	3.076e -6	i2019 ($\bar{x}=26.814$)	0.875	0.001	
	e2016 ($\bar{x}=35.495$)	5.042	2.805e -7	i2009 ($\bar{x}=20.218$)	i2010 ($\bar{x}=16.724$)	0.391	1.574e -4
	e2017 ($\bar{x}=35.171$)	2.769	0.004		i2011 ($\bar{x}=47.708$)	3.281	6.737e -4
	e2018 ($\bar{x}=29.180$)	0.222	1.672e -5		i2012 ($\bar{x}=19.410$)	0.351	1.554e -5
	e2019 ($\bar{x}=46.653$)	243791.584	1.160e -12		i2013 ($\bar{x}=28.313$)	0.474	1.264e -5
	i2009 ($\bar{x}=20.218$)	0.398	3.943e -4		i2014 ($\bar{x}=37.033$)	0.979	0.005
e2012 ($\bar{x}=25.746$)	i2010 ($\bar{x}=16.724$)	2.003	0.004		i2015 ($\bar{x}=41.961$)	1.773	0.002
	i2011 ($\bar{x}=47.708$)	18455.067	1.052e -7		i2017 ($\bar{x}=25.609$)	0.455	3.595e -5
	i2012 ($\bar{x}=19.410$)	1.02	3.266e -6		i2018 ($\bar{x}=14.021$)	0.475	6.098e -5
	i2013 ($\bar{x}=28.313$)	0.301	0.02		i2019 ($\bar{x}=26.814$)	0.48	0.01
	i2014 ($\bar{x}=37.033$)	7.895	4.167e -7	i2010 ($\bar{x}=16.724$)	i2011 ($\bar{x}=47.708$)	1.531e +6	1.274e -9
	i2015 ($\bar{x}=41.961$)	13.961	5.047e -5		i2012 ($\bar{x}=19.410$)	0.29	0.009
	i2017 ($\bar{x}=25.609$)	0.362	7.070e -6		i2013 ($\bar{x}=28.313$)	1.598	0.002
	i2018 ($\bar{x}=14.021$)	4.049	1.157e -5		i2014 ($\bar{x}=37.033$)	1514.481	2.055e -8
	i2019 ($\bar{x}=26.814$)	0.382	4.487e -4		i2015 ($\bar{x}=41.961$)	7823.908	8.530e -8

e2013 (\bar{x} = 42.883)	e2014 (\bar{x} = 60.819)	1.127	0.007		i2017 (\bar{x} = 25.609)	0.593	0.003
	e2015 (\bar{x} = 33.390)	7.585	7.239e -7		i2018 (\bar{x} = 14.021)	0.298	0.017
	e2016 (\bar{x} = 35.495)	0.829	9.263e -6		i2019 (\bar{x} = 26.814)	0.709	0.012
	e2017 (\bar{x} = 35.171)	0.825	9.174e -6	i2011 (\bar{x} = 47.708)	i2012 (\bar{x} = 19.410)	1.406e +8	7.376e - 14
	e2018 (\bar{x} = 29.180)	444.751	2.247e -9		i2013 (\bar{x} = 28.313)	2.199	0.001
	e2019 (\bar{x} = 46.653)	0.211	3.276e -5		i2014 (\bar{x} = 37.033)	1.62	0.004
	i2009 (\bar{x} = 20.218)	1.488	0.001		i2015 (\bar{x} = 41.961)	0.328	0.018
	i2010 (\bar{x} = 16.724)	37152.639	9.950e - 11		i2017 (\bar{x} = 25.609)	1.222	3.860e -4
	i2011 (\bar{x} = 47.708)	0.265	9.541e -6		i2018 (\bar{x} = 14.021)	272095.959	6.612e -9
	i2012 (\bar{x} = 19.410)	1.007e +6	1.275e - 12	i2012 (\bar{x} = 19.410)	i2019 (\bar{x} = 26.814)	0.986	0.005
	i2013 (\bar{x} = 28.313)	0.866	0.006		i2013 (\bar{x} = 28.313)	1.094	0.002
	i2014 (\bar{x} = 37.033)	0.361	6.175e -6		i2014 (\bar{x} = 37.033)	6272.418	2.871e -7
	i2015 (\bar{x} = 41.961)	0.221	0.033		i2015 (\bar{x} = 41.961)	43884.657	6.569e -8
	i2017 (\bar{x} = 25.609)	0.734	0.005		i2017 (\bar{x} = 25.609)	0.492	3.429e -5
	i2018 (\bar{x} = 14.021)	10629.996	4.167e -7		i2018 (\bar{x} = 14.021)	0.751	1.112e -4
	i2019 (\bar{x} = 26.814)	0.64	0.017		i2019 (\bar{x} = 26.814)	0.577	0.004
e2014 (\bar{x} = 60.819)	e2015 (\bar{x} = 33.390)	61.301	4.273e -6		i2013 (\bar{x} = 28.313)	i2014 (\bar{x} = 37.033)	0.48
	e2016 (\bar{x} = 35.495)	7.969	1.122e -4	i2015 (\bar{x} = 41.961)		0.926	0.004
	e2017 (\bar{x} = 35.171)	5.132	0.001	i2017 (\bar{x} = 25.609)		0.413	6.033e -6
	e2018 (\bar{x} = 29.180)	63.334	5.065e -6	i2018 (\bar{x} = 14.021)		2.844	0.002
	e2019 (\bar{x} = 46.653)	0.713	0.01	i2019 (\bar{x} = 26.814)		0.423	1.734e -6
	i2009 (\bar{x} = 20.218)	8.64	0.002	i2014 (\bar{x} = 37.033)	i2015 (\bar{x} = 41.961)	0.311	0.024
	i2010 (\bar{x} = 16.724)	1.863e +6	1.112e - 11		i2017 (\bar{x} = 25.609)	0.541	9.141e -4
	i2011 (\bar{x} = 47.708)	0.643	7.033e -4		i2018 (\bar{x} = 14.021)	1151.133	1.104e -6
	i2012 (\bar{x} = 19.410)	1.033e +8	6.116e - 11		i2019 (\bar{x} = 26.814)	0.505	4.801e -4
	i2013 (\bar{x} = 28.313)	9.68	1.910e -4		i2015 (\bar{x} = 41.961)	i2017 (\bar{x} = 25.609)	0.787

i2014 (\bar{x} = 37.033)	5.612	1.046e -4		i2018 (\bar{x} = 14.021)	6222.919	1.110e -8
i2015 (\bar{x} = 41.961)	1.617	8.290e -4		i2019 (\bar{x} = 26.814)	0.721	0.002
i2017 (\bar{x} = 25.609)	2.696	0.001	i2017 (\bar{x} = 25.609)	i2018 (\bar{x} = 14.021)	0.77	0.004
i2018 (\bar{x} = 14.021)	615367.472	3.798e - 11		i2019 (\bar{x} = 26.814)	0.458	0.014
i2019 (\bar{x} = 26.814)	2.7	8.859e -4	i2018 (\bar{x} = 14.021)	i2019 (\bar{x} = 26.814)	0.979	0.004

Anexo 8.

Tabla 42. Modelos lineales generalizados obtenidos a partir de la librería MuMin, usados para contrastar resultados de la paquetería base para GLM.

Modelo	Indicadores de robustez
Eclosión <i>ex situ</i> (1 de 5)	
Modelo 1 = Irradiancia + Anom_TSM + Irradiancia : Anom_TSM	AIC =12128.0; Delta= 0.00; weigth= 1
Eclosión <i>in situ</i> (2 de 13)	
Modelo 1 = irradiancia + Anom_TSM + Anom_TA + irradiancia : Anom_TSM + irradiancia : Anom_TA	AIC = 3198.4; Delta= 0.00; weigth= 0.767
Modelo 2 = irradiancia + Anom_TSM + Anom_TA + irradiancia : Anom_TSM	AIC = 3200.8; Delta= 2.38; weigth= 0.233
Emergencia <i>ex situ</i> (1 de 5)	
Modelo 1 = Irradiancia + Anom_TSM + Irradiancia : Anom_TSM	AIC = 1215; Delta= 0.00; weigth= 1
Emergencia <i>in situ</i> (2 de 13)	
Modelo 1 = irradiancia + Anom_TSM + Anom_TA + irradiancia : Anom_TSM + irradiancia : Anom_TA	AIC = 3181.5; Delta= 0.00; weigth= 0.901
Modelo 2 = irradiancia + Anom_TSM + Anom_TA + irradiancia : Anom_TSM	AIC = 3185.9; Delta= 4.48; weigth= 0.099
Mortalidad <i>ex situ</i> (5 de 13)	
Modelo 1 = irradiancia + Anom_TSM + Anom_TA + irradiancia : Anom_TSM + irradiancia : Anom_TA	AIC = 13104.8; Delta= 0.00; weigth= 0.897
Modelo 2 = irradiancia + Anom_TSM + Anom_TA + irradiancia : Anom_TA	AIC = 13110.9; Delta= 6.13; weigth= 0.042
Modelo 3 = irradiancia + Anom_TSM	AIC = 13112.1; Delta= 7.31; weigth= 0.023
Modelo 4 = irradiancia + Anom_TSM + irradiancia : Anom_TSM	AIC = 13113.8; Delta= 9.08; weigth= 0.010
Modelo 5 = irradiancia + Anom_TSM + Anom_TA	AIC = 13114.0; Delta= 9.28; weigth= 0.009
Mortalidad <i>in situ</i> (7 de 26)	
Modelo 1 = irradiancia + precipitación + Anom_TA + irradiancia : Anom_TA	AIC = 3843.2; Delta= 0.00; weigth= 0.453
Modelo 2 = irradiancia + precipitación + Anom_TSM + Anom_TA + irradiancia : Anom_TSM + irradiancia : Anom_TA	AIC = 3844.0; Delta= 0.86; weigth= 0.295
Modelo 3 = irradiancia + precipitación + Anom_TSM + Anom_TA + irradiancia : Anom_TA	AIC = 3844.5; Delta= 1.29; weigth= 0.238
Modelo 4 = irradiancia + precipitación + Anom_TSM + Anom_TA + irradiancia : Anom_TSM	AIC = 3852.1; Delta= 8.91; weigth= 0.005
Modelo 5 = irradiancia + precipitación + Anom_TA	AIC = 3852.2; Delta= 9.08; weigth= 0.005
Modelo 6 = irradiancia + precipitación + Anom_TSM + Anom_TA	AIC = 3853.0; Delta= 9.86; weigth= 0.003