

Facultat de Biologia



UNIVERSIDAD DE
COSTA RICA

Anidación y conservación de tortugas marinas en playa Río Oro y playa Carate-La Leona, Península de Osa, Costa Rica.

Laia Carbonell i Vilaplana

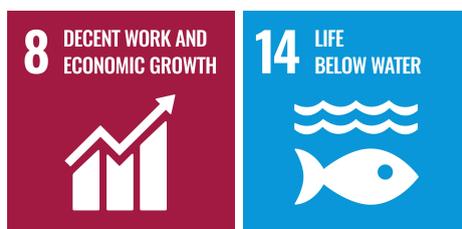
Grado en Biología

Universidad de Costa Rica

Tutor de la Universitat de Barcelona: Andrea Gori

Tutor de la Universidad de Costa Rica: Maike Heidemeyer

31 de enero del 2021



Abstract

There are several sea turtles conservation programs in the nesting beaches along the Pacific coast of Costa Rica in order to protect the sea turtle populations from threats that are driving them to extinction. The aim of this study is to describe relevant nesting aspects such as the number of nests per season, the predation percentage and the success rate for nests left *in situ* and relocated nests on Carate-La Leona and Río Oro beaches, in Osa Peninsula, Costa Rica. Sea turtle nesting activity was monitored discontinuously between 2006 and 2020 by different community-based conservation projects, accompanied by conservation activities such as nest relocation in hatcheries. The most common nesting species is *Lepidochelys olivacea*, with 31868 nesting events recorded, followed by *Chelonia mydas* for which 943 nesting events were counted. The mean percentage of poached nests per season was $6,4 \pm 8,0$ % in Río Oro and $5,9 \pm 3,7$ % in Carate. The mean predation rate was $8,2 \pm 7,9$ % in Río Oro and $11,0 \pm 7,2$ % in Carate-La Leona. 4,11% of nests were relocated to the hatchery. The mean eclosion success in the beach was $83,95 \pm 8,89$ % for *Lepidochelys olivacea* and $88,56 \pm 11,16$ % for *Chelonia mydas*. *Lepidochelys olivacea* nests that were relocated in the hatchery had a success rate of $75,52 \pm 23,54$ %. Both beaches are important nesting sites for both *Lepidochelys olivacea* and *Chelonia mydas* when they are compared with other beaches in the southern Pacific coast. A better characterization of the nesting populations in Carate-La Leona and Río Oro beaches is needed. A stable monitoring protocol should be applied over time and specific variables like nesting frequency and re-nesting and re-emigration intervals should be determined.

Objetivos de Desarrollo Sostenible

El primer proyecto de conservación e investigación sobre tortugas marinas a largo plazo del que se tiene referencia fue oficialmente creado en Tortuguero, Costa Rica, en 1955. Desde entonces, múltiples proyectos han sido creados en las playas de anidación de la costa Pacífica y Caribeña de Costa Rica. El objetivo de los programas suele ser doble. De un lado, obtener información sobre la actividad de anidación de las hembras que llegan a ovipositar y, a partir de esta, poder extrapolar el estado de la población de tortugas. De otro lado, fomentar una coexistencia sostenible entre las comunidades y las tortugas marinas en los ecosistemas que ambos cohabitan. Las prácticas extractivas y las costumbres relacionadas con el consumo de las tortugas y sus huevos han sido una de las amenazas que ha minado las poblaciones de tortugas alrededor del mundo. A través de procesos participativos para la conservación de los recursos naturales, estos programas buscan cambiar la posición que las tortugas marinas ocupan en la cosmovisión de las comunidades, dejando de ser un producto para alimentarse o vender directamente, y pasando a ser el objeto de estudio de un programa que fomenta el desarrollo de la comunidad mediante la creación de nuevos empleos relacionados con la investigación, la educación ambiental o el ecoturismo.

Este estudio evalúa los datos recogidos y las estrategias de conservación aplicadas en las playas Carate-La Leona y Río Oro. Ambas playas forman parte del cantón de Golfito, en la Península de Osa, al sur de la costa pacífica. Este cantón es uno de los diez cantones del país (con un total de 81 cantones) en peor situación socio-económica, según el Índice de Competitividad Cantonal del 2019, el cual incluye variables económicas, laborales, de calidad de vida, infraestructura, gobierno e innovación. Han existido programas de conservación de tortugas marinas en estas dos playas desde el 2005 con distintos protocolos, acciones de conservación y períodos de monitoreo.

Este estudio pretende recoger toda la información disponible sobre el esfuerzo realizado, las actividades de anidación, la depredación y el saqueo de nidos, el uso de un vivero y el éxito de los nidos, para evaluar la importancia de estas dos playas como sitios de anidación y la eficiencia de los esfuerzos de conservación realizados. La información presentada en este TFG puede ayudar directamente a la organización que actualmente maneja el proyecto, COPROT (Comunidad Protectora de las Tortugas de Osa), a diseñar las estrategias de conservación. De forma indirecta, puede ayudar a estabilizar el proyecto de COPROT y, consecuentemente, estabilizar también los empleos que oferta a los ciudadanos de Río Oro y Carate.

Por todo lo explicado, considero que los ODS tratados en este proyecto comprenden dos ámbitos: el del Planeta y el de la Prosperidad. Dentro del ámbito de Prosperidad destaca el

OD 8, “Promover el crecimiento económico sostenido, inclusivo y sostenible, el empleo pleno y productivo y el trabajo decente para todos” y concretamente impacta en la meta 8.3 “Promover políticas orientadas al desarrollo que apoyen las actividades productivas, la creación de puestos de trabajo decentes, el emprendimiento, la creatividad y la innovación, y fomentar la formalización y el crecimiento de las microempresas y las pequeñas y medianas empresas, incluso mediante el acceso a servicios financieros”, usando el indicador 8.3.1 “Proporción de empleo informal en el sector no agrícola, desglosada por sexo”. También impacta en la meta 8.9 “De aquí a 2030, elaborar y poner en práctica políticas encaminadas a promover un turismo sostenible que cree puestos de trabajo y promueva la cultura y los productos locales”, evaluada con los indicadores 8.9.1 “PIB generado directamente por el turismo en proporción al PIB total y a la tasa de crecimiento” y 8.9.2 “Proporción de empleos en el sector del turismo sostenible respecto del total de empleos del turismo”. Por último, en el ámbito de Planeta, este TFG se relaciona sobretudo con el OD 14 “Conservar y utilizar sosteniblemente los océanos, los mares y los recursos marinos para el desarrollo sostenible”, impactando directamente en la meta 14.2 “De aquí a 2020, gestionar y proteger sosteniblemente los ecosistemas marinos y costeros para evitar efectos adversos importantes, incluso fortaleciendo su resiliencia, y adoptar medidas para restaurarlos a fin de restablecer la salud y la productividad de los océanos”, usando el indicador 14.2.1 “Proporción de zonas económicas exclusivas nacionales gestionadas mediante enfoques basados en los ecosistemas”.

Adaptación del Trabajo Final de Grado al confinamiento debido al COVID-19

El presente trabajo final de grado se ha visto afectado por el confinamiento debido a la COVID-19 durante la etapa de análisis de datos y redacción de la memoria del trabajo. El cronograma inicial contemplaba entregar el proyecto en septiembre, ya que estaba realizando una movilidad internacional en la Universidad de Costa Rica y el semestre terminaba a finales de julio, siendo imposible presentar el trabajo en la convocatoria de julio. Una vez ya había realizado la parte práctica en el campo de recolecta de datos (durante enero y febrero de 2021), me disponía a seguir con este cronograma, con el objetivo de reunir, ordenar y analizar los datos y redactar la memoria entre marzo y agosto.

Al empezar los primeros casos de COVID-19, como estudiante de intercambio me encontré viviendo una situación de mucha incertidumbre e inestabilidad emocional con respecto a la movilidad internacional y su posible cancelación. Esto, sumado a los esfuerzos extra de adaptación a la modalidad virtual de las asignaturas que cursaba, hicieron que dedicara menos tiempo al trabajo final de grado durante el segundo semestre del curso 2019-2020. Por este motivo, elegí prorrogar la entrega del trabajo a la convocatoria de enero, para poder asegurar que iba a tener el tiempo suficiente para terminar el trabajo.

Índice

1. Introducción	1
2. Las tortugas marinas: amenazas y estado de conservación	1
a. Taxonomía e identificación	1
b. Amenazas a las tortugas marinas	1
c. Estado de conservación	3
3. Estrategias de conservación de tortugas marinas	4
a. Estrategias in situ	4
b. Estrategia ex situ	7
4. Conservación de las tortugas marinas en Costa Rica	8
a. Inicios de la conservación de tortugas marinas en Costa Rica	8
b. Tortugas marinas anidantes en Costa Rica	9
c. Anidación en las playas de Río Oro y Carate-La Leona	11
5. Objetivos	14
6. Objetivo general	14
7. Objetivos específicos	14
8. Metodología	14
9. Área de estudio	14
10. Patrullas en la playa y monitoreo de eventos de anidación	15
11. Reubicaciones en vivero	16
12. Depredación	17
13. Exhumaciones	17
14. Resultados	17
15. Esfuerzo de patrullaje	17
16. Actividad de anidación	19
a. Eventos	20
b. Nidos	21
c. Salidas falsas	21
17. Depredación	21
a. Depredación total	22
b. Saqueo	22
c. Depredación por animal no humano	22
18. Éxito de los nidos en la playa y en el vivero	23
19. Discusión	25
20. Esfuerzo de monitoreo	25
21. Anidación	26
22. Depredación	27
23. Vivero	28
24. Conclusiones	29
25. Referencias	30
26. Anexos	34
27. Anexo A. Identificación de las 7 especies de tortugas	34
28. Anexo B. Categorías de la Red List de la UICN	36
29. Anexo C. Reubicaciones en vivero	37
30. Anexo D. Áreas silvestres protegidas de Costa Rica.	38

Introducción

Las tortugas marinas: amenazas y estado de conservación

Taxonomía e identificación

Existen 7 especies de tortugas marinas conocidas en el mundo, representantes de las familias Cheloniidae y Dermochelyidae. Estas son dos de las familias vivas que constituyen el suborden Cryptodira, un grupo monofilético del orden Testudines. Las especies *Lepidochelys olivacea*, *Lepidochelys kempii*, *Eretmochelys imbricata*, *Chelonia mydas*, *Caretta caretta* y *Natator depressus* son las especies vivas de la familia Cheloniidae y *Dermochelys coriacea* es la única especie de la familia Dermochelyidae (Crawford et al., 2015). La tortuga negra o tortuga verde del Pacífico oriental (*Chelonia agassizii*) no se considera una especie diferente de *Chelonia mydas*, sino que es una forma melanística de esta, y se distingue por su color verde oscuro, su forma convexa y su caparazón angosto (Dutton et al., 2014). Para la identificación de las especies de tortuga marina se usan tres caracteres anatómicos: el número de escamas prefrontales, el número de escudos laterales y el número de escudos inframarginales del plastrón (Anexo A; Figura I).

Amenazas a las tortugas marinas

Sobre el ciclo de vida y el rol ecológico de las tortugas marinas, es importante destacar dos hechos. En primer lugar, que una tortuga marina, al completar un ciclo de vida entero, pasa por ecosistemas distintos y, por ende, la sobrevivencia de las tortugas depende de la salud e integridad de todos ellos (Bolten, 2003). En segundo lugar, que las tortugas marinas son una pieza clave en la red trófica y en los ciclos biogeoquímicos y energéticos de estos ecosistemas. En consecuencia, la reducción de sus poblaciones repercute directamente a los niveles superiores e inferiores de la red trófica y al flujo de materia y energía entre los sistemas donde habitan (Heithaus, 2013).

Las poblaciones de tortugas de alrededor del mundo han disminuido gravemente por el efecto directo e indirecto de varias acciones antrópicas. Las principales amenazas que enfrentan las poblaciones de tortugas marinas son:

1. **Captura accidental** de las tortugas en redes de pesca, especialmente con el método de pesca de arrastre para la captura de camarones, y enganches accidentales con anzuelos (Secretaría CIT, 2004).
2. **Sobreexplotación de las tortugas y de sus huevos**, ya sea para el consumo o para el aprovechamiento de su caparazón para fabricar utensilios como gafas, peines y otro tipo de joyería. Su comercio entre países es ilegal dado que las 7 especies de tortugas marinas están incluidas en el Apéndice I de la lista CITES (Convención sobre el Comercio

Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres), pero sigue existiendo este mercado de forma ilegal (Secretaría CIT, 2004).

3. **Destrucción de hábitat** causada por el desarrollo costero descontrolado, principalmente turístico, que implica construcciones en la línea de costa o la destrucción de la vegetación litoral. Con este desarrollo también aumenta la presencia de luz eléctrica durante las noches, la cual desorienta a los neonatos y puede causar problemas en el desove. La escorrentía de químicos y fertilizantes, vertidos domésticos e industriales y el lavado de suelos genera erosión y sedimentación en la zona costera marina, ocasionando la destrucción del coral y los pastos marinos, hábitats importantes para las tortugas marinas en distintos momentos de su ciclo vital (Secretaría CIT, 2004).
4. La **contaminación** en forma de residuos sólidos como plástico o metales pesados, la cual representa una causa directa o indirecta de la muerte de tortugas marinas o a la aparición de enfermedades (Secretaría CIT, 2004).
5. El **cambio climático**, el cual es considerado una de las amenazas más importantes para la biodiversidad y los procesos biológicos. En el ambiente marino, el cambio climático puede amenazar la supervivencia de numerosos organismos y procesos debido a cambios en la temperatura, la química del océano y la circulación oceánica, entre otros. El cambio climático puede afectar a todas las especies de tortugas marinas a distintos niveles. En primer lugar, un aumento en la temperatura promedio del ambiente puede afectar a la proporción de sexos de las nidadas, ya que la determinación sexual se da en función de la temperatura de forma que, a mayor temperatura, mayor proporción de hembras. En segundo lugar, las condiciones de productividad, afectadas por condiciones químicas como la acidificación oceánica, determinan la posibilidad de las tortugas de alimentarse y acumular la energía necesaria para migrar y desovar. Por otro lado, las estimaciones de aumento de nivel del mar implican que las playas podrían desaparecer o verse reducidas, perdiendo así espacio de anidación. En muchas de las playas de desove de tortugas marinas, existen construcciones y planes de desarrollo que impedirían el desplazamiento natural de la playa, lo cual impediría la formación de áreas óptimas para el desove. Por último, los cambios en las condiciones climáticas, afectarían el desarrollo embrionario en los nidos y la temporada de anidación, ya que ambos dependen de factores físicos como la temperatura del aire y la cantidad de precipitación, en el primer caso, o la temperatura del agua, en el segundo caso. Dichos cambios podrían conllevar una disminución en el éxito de emergencia de neonatos y un “desajuste” entre el momento óptimo para anidar y el momento de mayor producción y éxito reproductivo, respectivamente (Santidrián, 2011).

Estado de conservación

El efecto sostenido en el tiempo de estas amenazas, ya mencionadas por Norse (1993) hace 30 años, ha llevado a las 7 especies de tortugas marinas a las categorías de especies en peligro de extinción. El estado de conservación de estas especies se define a nivel de especie y a nivel regional, rigiéndose por las Unidades de Manejo Regionales (RMU por sus siglas en inglés). Las RMU son divisiones de la zona de distribución de cada una de las especies. El trazado de estas divisiones es el resultado de la integración de múltiples herramientas y técnicas, incluyendo monitoreo *in situ*, análisis genético, estudios de marca y recaptura y telemetría (Wallace et al., 2010). Los comités regionales de la UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza) asignan a las poblaciones de tortugas marinas de cada RMU una de las categorías de conservación de la Red List de la UICN (Anexo B, Figura I). Las RMU son consideradas como unidades de manejo semi-independientes para las tortugas marinas, que se distinguen unas de otras en base a criterios genéticos, de distribución, movimiento y demografía. Por ende, es muy improbable que el declive en abundancia en una RMU sea suplementado por la migración de tortugas de otra RMU. Actualmente, el grupo especialista en tortugas marinas de la UICN (UICN-SSC Marine Turtle Specialist Group) categoriza las 7 especies de tortugas marinas en las categorías de especies amenazadas a nivel global (Tabla 1).

Tabla 1: Estado de conservación de las 7 especies de tortugas marinas según las categorías de la Red List de la UICN.

Nombres comunes	Nombre científico	Estado de conservación
Tortuga laúd o baula	<i>Dermochelys coriacea</i>	En Peligro crítico
Tortuga verde o Tortuga negra	<i>Chelonia mydas</i>	En Peligro
Tortuga carey	<i>Eretmochelys imbricata</i>	En Peligro crítico
Tortuga golfina, olivácea o lora	<i>Lepidochelys olivacea</i>	Vulnerable
Tortuga lora, cotorra, bastarda o golfina	<i>Lepidochelys kempii</i>	En Peligro crítico
Tortuga caguama o boba	<i>Caretta caretta</i>	En Peligro
Tortuga plana	<i>Natator depressus</i>	Datos insuficientes

De un lado, pues, las tortugas marinas han sido explotadas alrededor del mundo para la subsistencia y la comercialización. Históricamente, los huevos han sido una fuente de proteína para la población y el ganado en muchas regiones costeras, su carne y cartílago eran consumidos y los escudos del caparazón, especialmente de *Eretmochelys imbricata*, han sido utilizados para producir joyas, gafas y otros utensilios (Campbell, 2003). Actualmente todas las especies de tortugas marinas se incluyen en el Apéndice I de CITES, en el cual constan todas las especies en peligro de extinción. El comercio de partes o

derivados de esas especies se autoriza solamente bajo circunstancias excepcionales (CITES, 2019).

Sin embargo, por otro lado, igual que sucede con los mamíferos marinos, las tortugas marinas son animales que atraen una especial atención por parte de los humanos y esto las convierte en un valioso atractivo turístico, existiendo alrededor del mundo actividades basadas en la observación de la anidación de las hembras o el nacimiento de las crías (Norse, 1993). Esta industria alrededor de las 7 especies de tortugas ha sido clave en muchos países para la implementación de estrategias de conservación, ya que se ha utilizado el incentivo económico generado por el turismo para diseñar y aplicar programas de protección de tortugas marinas.

Estrategias de conservación de tortugas marinas

Para revertir las tendencias de reducción de las poblaciones de tortugas marinas, alrededor del mundo se han diseñado estrategias de conservación. También se han impulsado programas de investigación con el objetivo de conocer el estado de conservación de las poblaciones, definir qué acciones deben tomarse y los actores clave que hay que involucrar para protegerlas. Estas estrategias pueden clasificarse según si han sido implementadas directamente en el hábitat natural de las especies (estrategias *in situ*) o fuera de este, en condiciones parcial o completamente controladas, en instalaciones como zoológicos o aquariums.

Estrategias *in situ*

Las estrategias *in situ* son aquellas estrategias que protegen las comunidades y las poblaciones en sus hábitats naturales, ya que en ellos se dan las múltiples interacciones de un ecosistema que difícilmente pueden ser replicadas en cautiverio.

El ciclo vital de las tortugas marinas se da en varios ecosistemas: las playas, para la anidación, las zonas oceánicas y las zonas neríticas, para la alimentación, el desarrollo y el apareamiento. Debido a eso, las estrategias para protegerlas *in situ* en cada uno de estos ecosistemas son muy diversas. Para la protección de las tortugas y sus nidos en las playas de anidación se realizan las siguientes acciones:

1. **Reubicación de nidos:** La reubicación de un nido consiste en cambiar su localización, cuando esta es insegura. Los factores que hacen una localización insegura son: una alta probabilidad de ser depredado, erosionado o inundado por la marea, estar cerca de la desembocadura de un río, en los márgenes de una laguna, cerca de sitios de acceso vehicular, con contaminación lumínica o sónica, la compactación de la arena o ser un sitio de alta visitación. El procedimiento para reubicar un nido consiste en depositar todos los huevos en una bolsa o recipiente y transportarlos al nuevo nido, excavado en una localización más segura. Este nido debe tener la misma forma, ancho y profundidad que

el original (Anexo C, Figura I), medidos previamente. Si la tortuga no ha empezado a desovar en el momento de recolectar los huevos, puede colocarse la bolsa en el interior del nido cuando la tortuga da señales de empezar a desovar. El mayor riesgo de las reubicaciones es perturbar el desarrollo de los embriones, el cual es muy sensible al movimiento. Es por eso que se recomienda hacer reubicaciones solo en las primeras 5 horas después de la oviposición (Chacón et al., 2007; 2008).

- Viveros en la playa:** La construcción y reubicación de nidos en viveros es una práctica habitual y recomendada en aquellas playas en que los nidos de tortugas corren un gran riesgo de ser destruidos por la marea, por la erosión o de ser saqueados. Un vivero es un área delimitada de la playa para reubicar nidos que son recolectados en la misma. La nidada se reubica en nidos excavados en el vivero imitando el nido original (Anexo C, Figura I). Una vez en el vivero, los nidos son cubiertos con mallas plásticas o de aluminio de forma cilíndrica para protegerlos de depredadores, y son vigilados para facilitar la salida de las crías en el momento de emergencia. En cuanto a la infraestructura del vivero, existen diferentes tipos de estructura según si se encuentran cerradas o abiertas respecto a la playa (Figura 1). En todas ellas es necesaria la limpieza previa de la arena y respetar el espacio mínimo de $1 m^2$ por nido (Chacón et al., 2007).



Figura 1: Diagrama de diferentes tipos de vivero según su apertura a la playa. **A:** Vivero abierto. **B:** Vivero semicerrado. **C:** Vivero cerrado. Fuente: Adaptado de Chacón et al., 2008

- Protección contra depredadores:** La depredación de los huevos de tortuga suele implicar la excavación de nidos recién puestos, por parte de pequeños y grandes depredadores. Para evitar dicha excavación, se utilizan mallas planas o cajas hechas de malla que son depositadas sobre los nidos y fijadas con postes en las esquinas. Las mallas deben ser suficientemente pequeñas para detener al depredador, pero lo suficientemente grandes para permitir el paso de las crías a la superficie (Eckert et al., 2000).
- Patrullaje:** Las patrullas consisten en recorrer la playa, especialmente durante la noche. La presencia de personal de vigilancia o investigadores en la playa de anidación puede reducir o eliminar varias amenazas: robatorios de huevos, depredación o, en el caso de los neonatos, desorientación por luz eléctrica durante la noche o atrapamiento en

residuos presentes en la playa. Si no existe una actividad de monitoreo en la playa basada en el conteo de nidos y rastros, ambos pueden ser allanados para borrar las evidencias de anidación (Eckert et al., 2000).

5. **Reducción de obstáculos o perturbaciones:** Otra estrategia de conservación *in situ* en las playas de anidación es evitar la presencia de obstáculos o perturbaciones que dificultan la actividad de anidación. Por un lado, los desechos, equipo de trabajo y recreacional (como sillas, sombrillas, vehículos estacionados, embarcaciones, etc.), estructuras (cabañas, chozas, corrales de animales, caminos con tablas, cercados), y otros obstáculos tienen la capacidad de atrapar, enredar o impedir el paso de las tortugas que anidan y sus crías. Por otro lado, perturbaciones como el paso de vehículos o ganado en la playa pueden reducir, exponer o romper huevos, compactar la arena o dificultar la llegada al mar de las crías. Otra perturbación común es la iluminación de las playas de anidación, que detiene la anidación de las tortugas marinas e interfiere con la habilidad de las crías para desplazarse de los nidos al mar. Las acciones de conservación son limpiezas de la playa, para el caso de los desechos, y aplicar regulaciones para reducir el resto de perturbaciones (Eckert et al., 2000).

Para la protección de las tortugas en sus hábitats de forrajeo y desarrollo, se realizan las siguientes acciones de conservación:

1. **Reservas marinas:** Las áreas marinas protegidas son áreas de los mares, océanos o estuarios en los cuales se restringe la actividad humana para proteger los recursos naturales. Las áreas donde se alimentan y desarrollan las tortugas marinas deben ser identificadas y cartografiadas para poder incluirlas en el proceso de planeamiento de un sistema de áreas marinas protegidas. Las áreas más importantes deben ser incluidas dentro de la demarcación de los parques naturales marinos, proporcionando así, una medida de protección normativa (Eckert et al., 2000).
2. **Regulación de actividades pesqueras:** una herramienta esencial para conservar los ecosistemas marinos visitados por tortugas marinas es la aplicación de restricciones sobre las actividades pesqueras. Por lo que se refiere a las actividades pesqueras, es necesario mejorar, regular o prohibir ciertos tipos de pesquería que se han probado como fatales para las tortugas como las pesca de arrastre, la pesca química o con dinamita, los palangres pelágicos o de fondo, redes agalleras, entre otras. También es fundamental evitar el anclaje en ciertas áreas, para mitigar el efecto pernicioso que esta y las otras actividades mencionadas tienen en los recursos naturales marinos (Eckert et al., 2000).
3. **Regulación de vertidos en el agua:** con el fin de preservar estos ecosistemas es primordial implementar estrategias para mejorar la calidad del agua. En primer lugar, se da un aumento de la turbidez del agua a causa de los sedimentos de origen terrestre como resultado de prácticas inadecuadas de limpieza de las tierras para la agricultura, la

producción forestal, la construcción de carreteras u otro tipo de actividades. En segundo lugar, la contaminación por petróleo y el vertido de alquitrán son peligros potenciales en muchas áreas costeras. En tercer lugar, el depósito de residuos sólidos en el mar provoca la muerte de organismos marinos como resultado de la ingesta de desechos o por quedar atrapados en restos de redes y otros residuos a la deriva. Las acciones para revertir esta amenaza en los ecosistemas donde las tortugas marinas completan su ciclo vital son consideradas estrategias de conservación *in situ* (Eckert et al., 2000).

El monitoreo de estas acciones no es, en sí mismo, una estrategia de conservación, pero cualquiera de estas acciones debe ser monitoreada, para poder determinar su efectividad, es decir, el grado de cumplimiento de los objetivos. La información recogida del monitoreo debe ser continuamente evaluada para reajustar las prácticas dictadas por los planes de manejo, ejecutando así un “manejo adaptativo” de los recursos naturales (Primack, 1993).

Estrategia *ex situ*

Las estrategias de conservación *ex situ* pueden ser necesarias para la conservación de especies para las que no es suficiente el manejo y protección en su estado salvaje para evitar el declive de las poblaciones o su extinción. En el caso de las tortugas marinas, existen dos estrategias de conservación *ex situ*: la cría y reproducción en cautiverio de tortugas y los viveros del tipo incubadora.

La cría y reproducción en cautiverio de tortugas consiste en la crianza de tortugas recién nacidas en espacios cerrados y controlados, ya sean descendientes de tortugas que se reprodujeron en cautiverio o crías nacidas en estado salvaje. El objetivo de esta estrategia es poder, posteriormente, liberar las tortugas a su hábitat natural, en una etapa más avanzada de desarrollo. Con esto, se quiere evitar a los individuos los riesgos de muerte que enfrentan durante las primeras etapas de desarrollo y, en último término, contribuir a aumentar el número de individuos de una población. Esta es una estrategia ampliamente cuestionada porque no busca mejorar el estado del ecosistema donde viven estas tortugas y reducir las amenazas antrópicas que enfrentan.

A causa del riesgo de mal uso de los centros de reproducción en cautiverio y del alto coste de estos programas, no es una estrategia popular entre la comunidad de conservacionistas. Además, aunque no se ha documentado, existe el riesgo de que las tortugas liberadas propaguen enfermedades infecciosas a las tortugas en estado salvaje, como ha sucedido con programas de reproducción en cautiverio de peces (Owens & Blanvillain, 2013; Primack, 1993).

Los viveros de tipo incubadora son la última alternativa para la protección de nidos en aquellas playas donde el riesgo de perder los nidos (por saqueos, mareas, depredación o erosión) es muy alto (Chacón et al., 2007). En este tipo de vivero las nidadas son incubadas en cajas de poliestireno (Anexo C, Figura II). Alcanzan tasas de eclosión particularmente

altas pero requieren una manipulación muy cuidadosa de las condiciones fisicoquímicas de temperatura y humedad. No se conoce con certeza si este manejo de los nidos perjudica los mecanismos que utilizan las crías para la impronta de sus playas de anidación natal o si provocan un sesgo en la proporción de sexos (Eckert et al., 2000).

Conservación de las tortugas marinas en Costa Rica

Inicios de la conservación de tortugas marinas en Costa Rica

Costa Rica es un país de océano: aunque su territorio terrestre es pequeño (51100 km^2), el área marina es más de 10 veces más grande (589683 km^2), de la cual 95,83% son aguas del océano Pacífico y 4,17% son aguas del Mar Caribe (Fonseca et al. 2015). Sin embargo, solo el 16,53% de las aguas costarricenses están bajo alguna de las categorías de áreas protegidas (Anexo D, Figura I) (Mora et al., 2006).

Hace 25 años Costa Rica ya destacaba como líder en programas de conservación de tortugas marinas, ya que tiene las poblaciones de tortugas marinas más abundantes de Centroamérica, y esto la sitúa en una posición clave para la conservación de estos reptiles. Estos programas buscaban formas sostenibles a través de las cuales las comunidades locales se pudieran beneficiar de la diversidad biológica (Norse, 1993).

Desde los años 50 hasta la actualidad han aumentado en Costa Rica programas de Organizaciones No Gubernamentales (ONG) y acciones estatales dedicadas a la investigación y a la conservación *in situ* de las tortugas marinas que anidan en las playas del país (Palacios & Valverde, 2019). Esta tendencia no se ha dado solo en Costa Rica, sino que a nivel mundial ha habido una creciente red de organizaciones para la conservación de las tortugas marinas en los últimos 50 años (Godley et al., 2020).

Los numerosos e innovadores programas de conservación que se desarrollaron en un inicio en Costa Rica tenían el objetivo principal de proteger las poblaciones de *Chelonia mydas*, *Lepidochelys olivacea* y *Dermochelys coriacea*. En la costa del Caribe, el biólogo Archie Carr empezó a estudiar las tortugas verdes que llegaban a anidar a la playa de Tortuguero alrededor de los años 60. Los múltiples visitantes que llegaban para presenciar los eventos de anidación aportaban ingresos a la comunidad local pero interrumpían los procesos de anidación e investigación. A través de un programa de guías se logró resolver el conflicto: los habitantes de la comunidad que guiaban los grupos de turistas recibían ingresos y aseguraban que la actividad se realizaba sin perturbar a las tortugas.

En la costa del Pacífico, en la playa Ostional, el gobierno costarricense creó un programa que también daba respuesta a las necesidades de la comunidad local y se regularizó la recolección y comercialización de huevos de *Lepidochelys olivacea* (Norse, 1993). En las playas del Refugio de Vida Silvestre Ostional y en la playa Nancite de Costa Rica se produce el fenómeno de la *arribadas*, evento en el que una agregación de miles de hembras

de *Lepidochelys olivacea* llega a anidar a la playa de forma sincronizada (Fonseca, 2010; Valverde et al., 2012). Muchos de los huevos que se depositan en las primeras horas de la *arribada* son destruidos por las propias tortugas cuando, más tarde, anidan sobre otros nidos. Así pues, aunque el gobierno costarricense prohibió la recolección de huevos en todo el país en 1983, Ostional fue y sigue siendo una excepción. Se permitió a las personas de la comunidad de Ostional recolectar y vender huevos de forma regulada durante el primer día de la *arribada*, satisfaciendo el deseo de la comunidad de seguir con la tradición gastronómica de consumir huevos de tortuga y posibilitando que perciban insumos económicos de forma sostenible gracias a las tortugas marinas (Campbell, 1998).

En la línea de conservar este recurso natural, en 1975, se creó el Parque Nacional (PN) Tortuguero, al que le siguió el PN Santa Rosa, el PNI Marino Las Baulas y se logró la ampliación del PN Manuel Antonio, todos ellos con el objetivo de asegurar la protección de las playas de anidación. Posteriormente, se establecieron otras áreas silvestres protegidas como los Refugios Nacionales de Vida Silvestre Ostional, Gandoca-Manzanillo, Camaronal, playa Hermosa-Punta Mala, entre otros. A pesar de este importante esfuerzo de inclusión de las playas de anidación dentro de las Áreas Silvestres Protegidas, todavía quedan fuera del Patrimonio Natural del Estado aproximadamente un 50 % de los sitios que son utilizados por las tortugas marinas para el anidamiento. A esos esfuerzos se sumó la aprobación, el 28 de noviembre de 2002, de la Ley 8325., “Ley de Protección, Conservación y Recuperación de las poblaciones de tortugas marinas” (MINAE, 2018). Actualmente son muchas las organizaciones e instituciones académicas que siguen aplicando los sistemas de monitoreo y las prácticas de conservación que a lo largo de los años se han ido revisando y actualizando (Chacón, 2000, 2007, 2008; SINAC, 2016; MINAE, 2018)

Tortugas marinas anidantes en Costa Rica

Las 5 especies de tortugas marinas que anidan en Costa Rica son la tortuga laúd o baula (*Dermochelys coriacea*), la tortuga verde o negra (*Chelonia mydas*), tortuga carey (*Eretmochelys imbricata*), tortuga cabezona, boba o caguama (*Caretta caretta*) y la tortuga golfina o lora (*Lepidochelys olivacea*).

La tortuga baula, la verde y la carey anidan tanto en la costa del Pacífico como en la costa del Caribe. La tortuga lora solamente anida en la costa del Pacífico y la cabezona únicamente anida en la costa del Caribe. En la Figura 2 se muestran las playas en las que se han reportado anidaciones de una o más de las 5 especies que anidan en Costa Rica. En la Figura 3 se observan las Unidades Regionales de Manejo (RMU, por sus siglas en inglés) a las cuales pertenecen las poblaciones de estas 5 especies anidantes en el país.



Figura 2: Playas de las costas del Pacífico y el Caribe de Costa Rica donde se reportaron anidamientos de tortugas marinas. Fuente: Adaptado de Piedra-Chacón et al., 2019

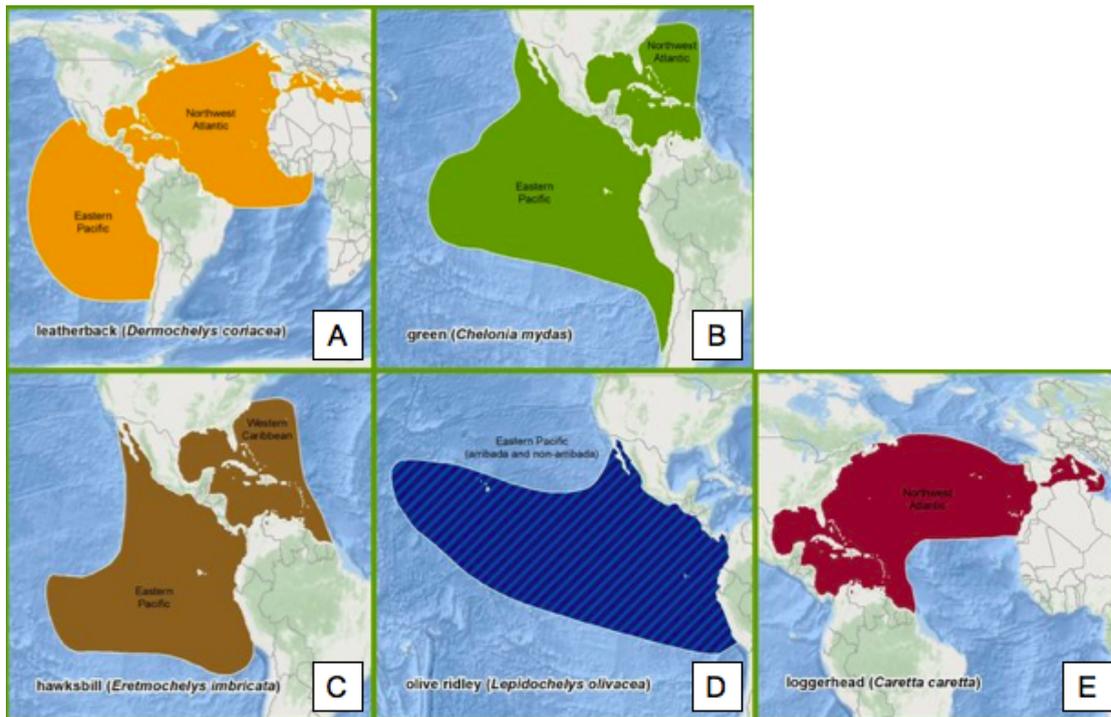


Figura 3: Mapa de las Unidades Regionales de Manejo definidas por de la UICN a las que pertenecen cada una de las 5 especies que anida en las costas del Pacífico y del Caribe de Costa Rica. A: *Dermochelys coriacea* pertenece a a Eastern Pacific y a Western Atlantic B: *Chelonia mydas* pertenece a Eastern Pacific y a Western Atlantic C: *Eretmochelys imbricata* pertenece a Eastern Pacific y Western Caribbean. D: *Lepidochelys olivacea* pertenece a Eastern Pacific E: *Caretta caretta* pertenece a Northern Atlantic. Fuente: Fonseca, et al., 2015

Las acciones de conservación prolongadas que se han realizado en algunas playas de Costa Rica permiten el análisis de los esfuerzos de conservación y evaluar los resultados

conseguidos con las distintas estrategias aplicadas. No solo es necesaria la continua evaluación de los esfuerzos, sino que cada proyecto de conservación debe revisar su aportación al contexto mundial de la conservación de las tortugas marinas y a las grandes preguntas sobre la conservación de las tortugas marinas, sintetizadas por Rees et. al (2016).

Según Godley et al. (2020) las actuales tendencias en la dinámica de las poblaciones de tortugas marinas son positivas, pero es necesario adaptar el paradigma de su conservación a un modelo de interdisciplinariedad en el que las ciencias sociales y las comunidades que coexisten con las tortugas cobren más importancia y protagonismo.

Anidación en las playas de Río Oro y Carate-La Leona

Las playas de Carate-La Leona y Río Oro han sido destacadas por los numerosos eventos de anidación que se dan a lo largo del año, mayoritariamente de *Lepidochelys olivacea*, aunque también se registran anualmente eventos de anidación de *Chelonia mydas* y, puntualmente, de *Eretmochelys imbricata* y *Dermochelys coriacea* (Drake, 1996; Alpízar et al., 2006; Cortés & Quesada, 2006; Fonseca et al. 2009; Salas et al., 2012). Estas playas se ubican en la Península de Osa, al sur de la costa Pacífica costarricense (Figura 4).



Figura 4: Mapa de las 5 playas de anidación de tortugas más importantes de la Península de Osa, localizadas fuera del parque Nacional Corcovado. Fuente: Adaptado de James et al., 2016.

Referente a su protección por ser playas de anidación, el año 1999 se aprobó la ley para la creación del Refugio Nacional de Vida Silvestre (RNVS) Río Oro, en categoría “estatal”, que protege el área de playa entre la Laguna Pejeperro y la Laguna Pejeperrito y el área marina a un 1km de la playa (Decreto No. 27924-MINAE, 1999). El RNVS Río Oro se solapa con el RNVS Pejeperro de categoría “mixto”, declarado en 1998, el cual ya protegía esta zona y además incluía las dos lagunas mencionadas (Decreto N° 26824-MINAE, 1998). La playa Carate-La Leona no está protegida en su totalidad, pero en el año 1998 se aprobó el decreto para la creación de RNVS Carate, en categoría de “mixto”, que protege parte de la playa Carate-La Leona (Decreto N°27471-MINAE, 1998) y en 2007 se declaró el RNVS Saimiri, en categoría de “mixto”, para proteger la zona de bosque colindante a la playa de Carate- La Leona (Decreto N° 33813 MINAE, 2007). La categoría de Refugio de Vida Silvestre implica que son zonas geográficas con ecosistemas terrestres, marinos, costeros o de agua dulce, que poseen especies con un interés particular para la conservación. Sus principales objetivos son investigar, conservar, incrementar y manejar la flora y fauna silvestres, en especial las especies que se encuentren en peligro de extinción. Las reservas

declaradas como “estatales” pertenecen en su totalidad al Estado. En cambio, las reservas “mixtas” son de propiedad particular cedida al Estado para destinarse a la conservación, como es el caso de la playa Carate-La Leona, que era propiedad de empresas dedicadas a la minería de oro en el Río Carate.

Los cuatro RNVS mencionados se encuentran en el área de amortiguamiento del PN Corcovado, creado el 24 de octubre de 1975, el cual protege una superficie de 42560 ha terrestres y 3354 ha marinas en la Península de Osa, al sur del Pacífico costarricense (Decreto N° 5357-MINAE, 1975) (Figura 4).

Las principales amenazas a la sobrevivencia de las tortugas marinas en ambas playas históricamente han sido la fuerte presión por extracción de los huevos, por ser playas con acceso desde una carretera, y el riesgo al que están expuestos los sitios de alimentación y reproducción por encontrarse dentro de las rutas de los barcos camaroneros. En Carate-La Leona, también hay la presión del desarrollo humano en la zona marino-costera (como la construcción de aeropuerto y hoteles). En Río Oro, en cambio, se suma la amenaza de los perros domésticos y semi-domésticos provenientes de ranchos de la zona, los cuales son muy eficaces para localizar y consumir huevos. Además, en esta playa, debido a que existe una franja estrecha entre el nivel de pleamar y la vegetación, la mayoría de los nidos se localizan en la parte alta de la playa, lo que los hace particularmente susceptibles a desarrollos en la franja costera (Fonseca et al., 2009).

En las playas de Río Oro y Carate-La Leona se han realizado monitoreos en la playa desde el año 1992, acompañados de la aplicación de estrategias de conservación *in situ*: reubicación de nidos en playa, reubicación de nidos en vivero, patrullas nocturnas y diurnas y protección de nidos ante depredadores. Estos monitores han sido intermitentes y los han llevado a cabo diferentes organizaciones, de manera que los datos tomados son diferentes entre las distintas temporadas de anidación. La ADECORO (Asociación de Desarrollo y Conservación de Río Oro) se encargó de la recogida de datos entre 1992 y 1996, National Save The Turtle Foundation monitoreó las playas de Carate-La Leona y Río Oro en 2002,. El primer programa de conservación de larga duración que se estableció en la playa fue gestionado por PRETOMA (Programa de Restauración de las Tortugas Marinas de la Península de Osa), quién monitoreó estas playas en 2005. A continuación, Fundación Corcovado se encargó del proyecto en 2006 y WIDECASST lo hizo en 2008. Estos estudios consistieron principalmente en conteos de nidos, con su respectiva referenciación geográfica e identificación de especie, así como un registro de la depredación de nidos y las especies depredadoras.

Entre enero de 2009 hasta julio de 2012 no existe ningún registro sobre la anidación de las tortugas en las playas de estudio. No fue hasta agosto de 2012 cuando, a través de la Asociación de Desarrollo Integral (ADI) Corcovado-Carate, se creó la asociación COTORCO

(Conservación de Tortugas Marinas de Corcovado-Carate) para el monitoreo y la conservación de las tortugas marinas en las playas de Carate-La Leona y Río Oro.

Durante la primera temporada de trabajo de la organización, los esfuerzos de conservación se focalizaron en la construcción de un vivero. A partir del 2013 empezaron las patrullas y monitoreos a lo largo de las playas Carate-La Leona y Río Oro y estos se dieron de forma continuada hasta el 2018. En las temporadas 2015 y 2016, la Fundación Corcovado gestionó el proyecto en la playa Río Oro y colaboró conjuntamente con COTORCO para la gestión y reubicación de nidos en el vivero. A partir de julio de 2018 fue la organización COPROT (Comunidad Protectora de las Tortugas de Osa), independiente de la ADI Corcovado-Carate, quien siguió con el monitoreo de ambas playas

El objetivo de todos los programas llevados a cabo en estas playas se ha mantenido desde el inicio: proteger las poblaciones de las 4 especies que anidan en estas dos playas y profundizar en el conocimiento de estas poblaciones. Las 4 especies son la tortuga lora (*Lepidochelys olivacea*), la tortuga negra o verde del Pacífico (*Chelonia mydas*) la baula (*Dermochelys coriacea*) y la carey (*Eretmochelys imbricata*). En el caso de *Dermochelys coriacea* existen registros de anidación de las especies en el litoral del Pacífico de la Península de Osa pero las actividades de anidación son muy escasas, de 0 a 1 evento, en las playas de Carate-La Leona y Río Oro. En el caso de *Eretmochelys imbricata*, se han registrado anualmente de 0 a 6 eventos de anidación en estas playas (Drake, 1996; Sánchez, 2007; García-Solà et al. 2017; COTORCO, 2015; Barrantes, 2017; Barrantes & Exley 2019, Exley et al. 2019). Debido a la escasez de datos de ambas especies, este estudio se centra en el análisis de la actividad de *Chelonia mydas* y de *Lepidochelys olivacea*.

Después de 15 años de aplicación intermitente de estrategias de conservación *in situ* en ambas playas, es necesario analizar los datos recopilados para detectar las tendencias de anidación, depredación, saqueos y esfuerzo de monitoreo, con el fin último de evaluar los resultados de estos esfuerzos y determinar su efectividad para proteger las poblaciones de tortugas que anidan en Carate-La Leona y Río Oro. El documento presente es el primer intento de compilar los datos existentes en relación al número de eventos de anidación, el porcentaje de huevos depredados o saqueados y el éxito de eclosión de los nidos en la playa y en el vivero desde 2005 y, por último, determinar si las estrategias de conservación aplicadas han impactado positivamente las poblaciones de tortugas anidantes en estas playas.

Objetivos

Objetivo general

Describir los aspectos de anidación registrados de las hembras de *Lepidochelys olivacea* y *Chelonia mydas*, en las playas Carate-La Leona y Río Oro (Península de Osa, Costa Rica), para tomar las medidas adecuadas para su conservación.

Objetivos específicos

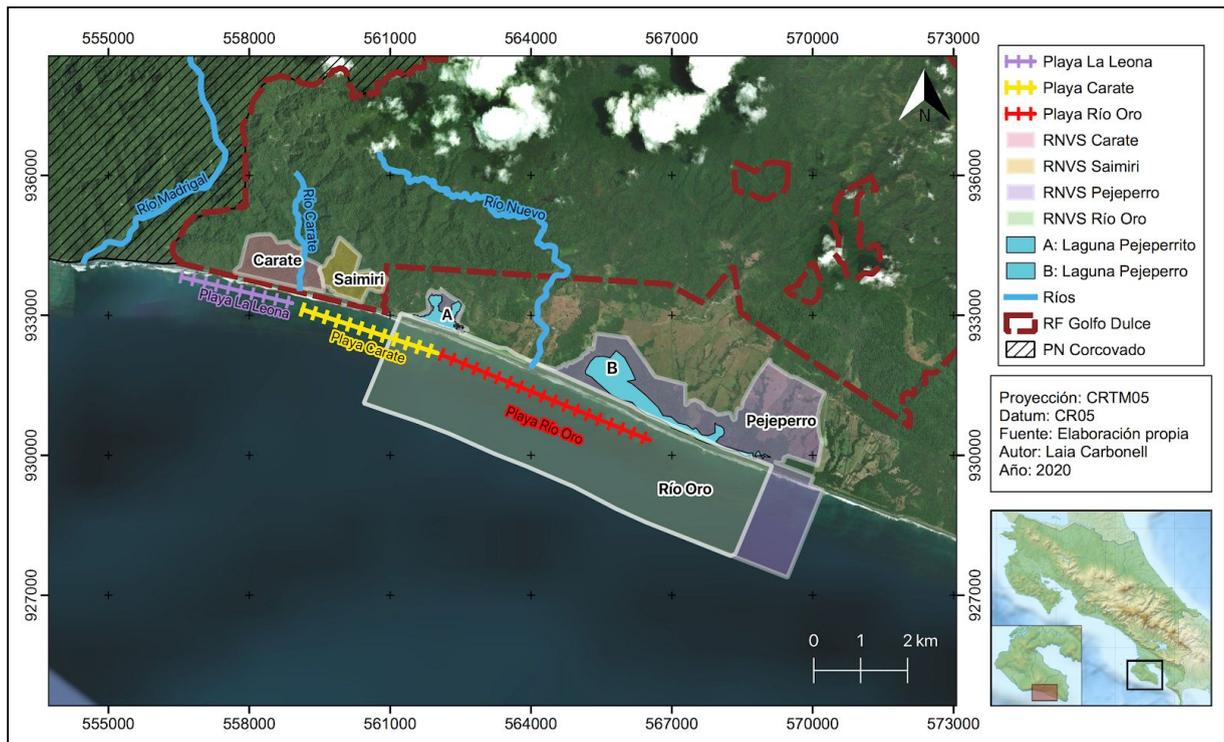
1. Analizar si existen tendencias en el número de eventos de anidación de las hembras de *Chelonia mydas* y *Lepidochelys olivacea*, en las playas de Carate-La Leona y de Río Oro, a partir de los datos registrados.
2. Analizar si existen tendencias en el porcentaje de nidos depredados o saqueados en las playas de Carate-La Leona y de Río Oro, a partir de los datos registrados.
3. Comparar los datos de éxito de eclosión y éxito de emergencia registrados para las diferentes temporadas de los nidos reubicados al vivero y los nidos dejados *in situ*.
4. Cuantificar los esfuerzos de conservación realizados los años que fueron monitoreadas la playas Carate-La Leona y Río Oro.

Metodología

Los datos analizados corresponden a las tres principales estrategias de conservación *in situ* realizadas en la playa Río Oro y en la playa Carate-La Leona desde la temporada de 2005 hasta la temporada de 2019: las patrullas y monitoreo en la playa y las reubicaciones de nidos en el vivero. También se analizan los datos recogidos sobre depredación y éxito de los nidos.

Área de estudio

Las playas Río Oro y Carate están situadas delante de las comunidades homónimas, respectivamente, dentro del cantón de Golfito, en Costa Rica. La zona de monitoreo en la playa de Río Oro tiene una extensión de 4.8 km, comprendida entre el lacustrino Pejeperrito y la laguna Pejeperro (Figura 5) y partida por el río Nuevo o río Oro, que tiene su desembocadura en medio de esta playa. El monitoreo de la playa Carate se extiende desde el lacustrino de Pejeperrito hasta el inicio de la playa Leona, que coincide con la desembocadura del Río Carate. La longitud de playa Carate es de 2,8 km en total. El monitoreo de la playa La Leona se extiende 2,4 km desde el río Carate hasta la entrada del PN Corcovado. A efectos prácticos, las playas Carate y la Leona se estudian como una sola playa.



Fuente 5: Mapa de la zona de estudio, las playas Carate y Río Oro situadas en el cantón de Golfito, distrito de Puerto Jiménez, provincia de Puntarenas, Costa Rica. Creado con la aplicación QGIS 3.10., con imágenes satelitales de Bing Satellite e información sobre los límites de las áreas protegidas extraída de Atlas de Costa Rica 2014. Fuente: Elaboración propia.

Patrullas en la playa y monitoreo de eventos de anidación

Se realizaron patrullas nocturnas en la playa, diariamente. Las patrullas se realizaron de 2 a 8 meses al año, según la organización a cargo de ejecutarlas. Siempre se llevaron a cabo con 2 o más personas. Se empezó justo después del punto más bajo de la marea, y su duración varió en función de la actividad de anidación en la playa. La patrulla consistía en recorrer la playa a pie, en ambas direcciones. Los datos registrados para las patrullas nocturnas y censos matinales, fueron: fecha de inicio, hora de inicio, hora de finalización.

Durante las patrullas se registraron como “eventos de anidación” los encuentros con una tortuga hembra anidadora y cada uno de los rastros de tortuga encontrados en la playa. Para evitar contabilizar dos veces un mismo evento, los monitores dibujaron una raya o cruz sobre el rastro ya registrado. Los eventos se clasificaron como exitosos (nido), si se confirmaba la oviposición, o no exitosos (salida falsa o nido falso), cuando la hembra no excavó el nido o cuando, a pesar de excavar el nido no realizó la puesta de huevos.

Para cada evento de anidación se registraron los siguientes datos: especie de la hembra que anida, identificada a través del rastro o de los caracteres anatómicos (Anexo A; Figura I y Figura II), tipo de evento (nido efectivo o salida falsa), acción de manejo aplicada (reubicado en el vivero o dejado *in situ*), fecha y hora de la observación del evento.

Reubicaciones en vivero

Desde el año 2005, se reubicaron en el vivero aquellos nidos que se encontraban en una localización insegura y, a la vez, cerca del vivero, para poder realizar una reubicación segura, en el período de tiempo establecido y sin perjudicar los embriones con el movimiento del transporte. Durante todas las temporadas en que fue funcional, el vivero fue reconstruido varias veces, ubicado siempre en el extremo norte de playa Carate.

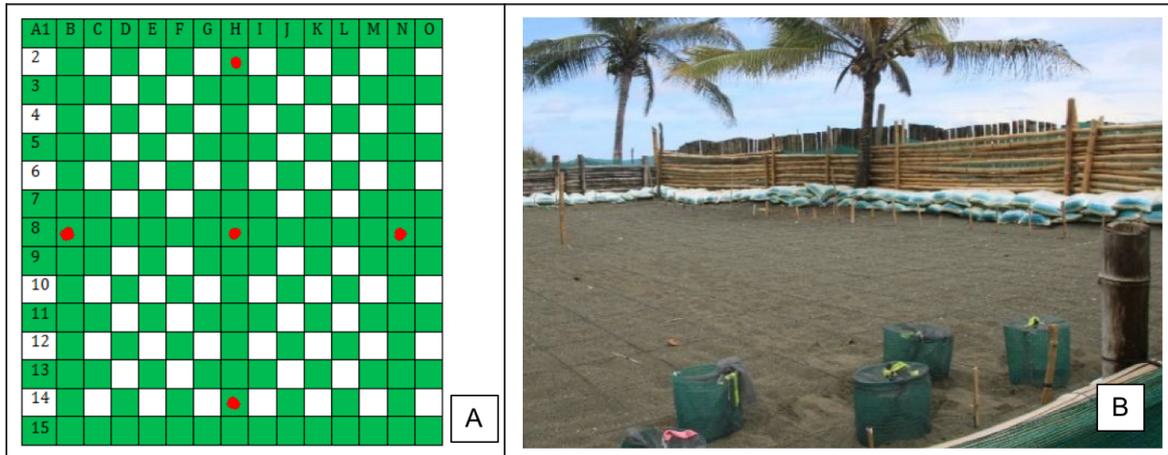


Figura 6: **A:** Esquema de la organización del vivero de Carate-La Leona y Río Oro. los cuadros blancos son los destinados a reubicar nidos. Los cuadros verdes quedan libres para el acceso del personal para monitorear los nidos. Los puntos rojos señalan aquellos puntos en los que se midió la temperatura en el año 2019. Fuente: Barrantes & Exley, 2019. **B:** Imagen del vivero de tipo cerrado construido en 2017 en playa Carate. Fuente: Malmierca, 2018.

Para reubicar un nido, se depositaron los huevos del nido original en un balde que previamente se había rellenado con un poco de arena húmeda, respetando al máximo el orden de colocación original en el nido, pero de forma inversa: los huevos que están arriba en el nido quedan abajo en el balde. En la zona seleccionada para la reubicación, se excavó un nido con la misma profundidad y ancho que el nido original, tratando de reproducir la forma del nido de la especie en cuestión (Anexo C, Figura I). Se añadió una malla cilíndrica encima para protegerlos ante depredadores (Figura 6).

La superficie de arena del vivero se dividió en cuadrantes de 1 m^2 y se determinaron cuáles cuadrantes se destinaban a la siembra de nidos y cuáles se reservaban para el acceso del personal (Figura 6). Así fue posible organizar la siembra de las nidadas dentro del recinto de forma que hubiera como máximo 2 nidos por m^2 . Al inicio de cada temporada, se realizó un filtrado de la arena dentro del perímetro con un cedazo de metal, a un metro de profundidad, con el objetivo de eliminar raíces de plantas, cangrejos, piedras, semillas y residuos en general, del lugar elegido. El modelo de vivero utilizado en las playas Carate-La Leona y Río Oro era del tipo “cerrado”. En este tipo de viveros se colocan paredes en los cuatro costados para impedir el ingreso de humanos y animales. Este modelo de vivero es el más común y requiere de una vigilancia las 24 horas no solo para alejar a los depredadores,

sino también para liberar las crías, ya que no tiene acceso directo a la playa (Chacón et al., 2007). Los datos recogidos de los nidos reubicados en el vivero son los siguientes: especie de tortuga, fecha de de reubicación, número de huevos reubicados, fecha de eclosión.

Depredación

Aquellos nidos que presentaban evidencias de depredación – huellas, huevos al descubierto y/o cáscaras vacías alrededor del nido – se registraron como “nidos depredados”. También se registró la especie de depredador, en los casos en que fue posible identificarla. Cuando se atribuyó el acto a un humano, el nido se registró como “nido saqueado”.

Exhumaciones

Tanto en la playa como en el vivero, cuando se manifiesta la primera salida de neonatos a la superficie de la arena, se espera 72 horas para extraer y exhumar los huevos. La exhumación consiste en la excavación para extraer los restos de los huevos y los posibles neonatos que aún no hayan podido emerger, o que hayan muerto. Se contabilizan las cáscaras (evidencia de la eclosión de un neonato), neonatos vivos y neonatos muertos, huevos con desarrollo embrionario y sin desarrollo embrionario. El porcentaje de emergencia se calcula como: $\%Emergencia = (N-M-V) / H * 100$ y el porcentaje de eclosión como $\%Eclosión=(N/H)*100$, donde: N: número de cáscaras eclosionadas, M: número de neonatos muertos encontrados en la columna de arena, V: número de neonatos encontrados vivos en la columna de arena y H: número de huevos depositados (SINAC, 2016).

Resultados

Esfuerzo de patrullaje

Entre 2005 y 2020, se patrullaron las playas de Carate-La Leona y Río Oro en un total de 12 temporadas. De la última temporada, iniciada en 2019, se incluyeron los datos recogidos hasta el 31 de enero de 2020. El esfuerzo de patrullaje entre los años 2005 y 2020 fue cambiante entre temporadas, tanto en términos de kilómetros patrullados como en el período en el que se patrulló, dado que 7 organizaciones distintas se encargaron de llevar a cabo el monitoreo. El mínimo de kilómetros patrullados fue de 2.8 km en 2015, y el máximo de 10 km en 2013, con una media de 5.8 ± 2.36 km (media \pm DE). La playa más patrullada a través de las temporadas fue playa Carate (12 temporadas), seguida de la parte de playa Río Oro comprendida entre la laguna Pejeperrito y Río Oro (R.O.1) y de la parte de la playa Río Oro comprendida entre Río Oro y la laguna Pejeperro (R.O.2), que se patrullaron 10 y 7 temporadas, respectivamente. Por último, playa La Leona solo se patrulló en 4 temporadas.

En cuanto a los períodos de patrullaje, cada temporada se patrulló entre julio y noviembre (Tabla 2), los meses de más anidación de la especie *Lepidochelys olivacea* en el sur del

pacífico costarricense (Drake, 1996; James & Melero, 2014; Brenes et al., 2015; Viejobueno & Arauz, 2015). La temporada de 2015 fue la excepción, ya que COTORCO patrulló playa Carate solo los meses de Agosto y Septiembre. No se encontró información sobre las fechas de patrullaje en 2011. El patrullaje se extendió en los meses de baja anidación, entre diciembre y junio, en las temporadas 2012, 2018 y 2019. En cuanto al vivero, en 9 temporadas se utilizó como estrategia para proteger los nidos, reubicados desde zonas de riesgo de la playa.

Tabla 2: Tabla resumen de las organizaciones que patrullaron las playas Carate, La Leona y/o playa Río Oro y el esfuerzo de monitoreo en km de playa patrullados y períodos de tiempo en que lo hicieron, entre los años 2005 y 2020. Clasificación de las temporadas según si se utilizó vivero para la reubicación de nidos. No hay información sobre los meses de monitoreo del año 2011. R.O.1 = parte de la playa Río Oro al Oeste del Río Oro; R.O.2 = parte de la playa Río Oro al este del Río Oro.

organización	Km	Leona	Carate	R.O. 1	R. O. 2	Toma de datos												Vivero			
						año	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov		Dic		
PRETOMA	7.6		X	X	X	2005															X
Fundación Corcovado	8		X	X	X	2006															X
WIDECAST	8		X	X	X	2008															X
COTORCO	4.6		X	X		2010															
ACOSA	5.3		X	X		2011															
Osa Conservación	2.8		X			2012															
COTORCO	5.2	X	X			2012															X
	10	X	X	X	X	2013															X
Fundación Corcovado	4.8			X	X	2015															
COTORCO	2.8		X			2015															X
Fundación Corcovado	4.8			X	X	2016															
COTORCO	5.2	X	X			2016															
	9.8	X	X	X	X	2017															X
COPROT	2.8		X			2018															X
	5.3		X	X		2019															X
		2020																			

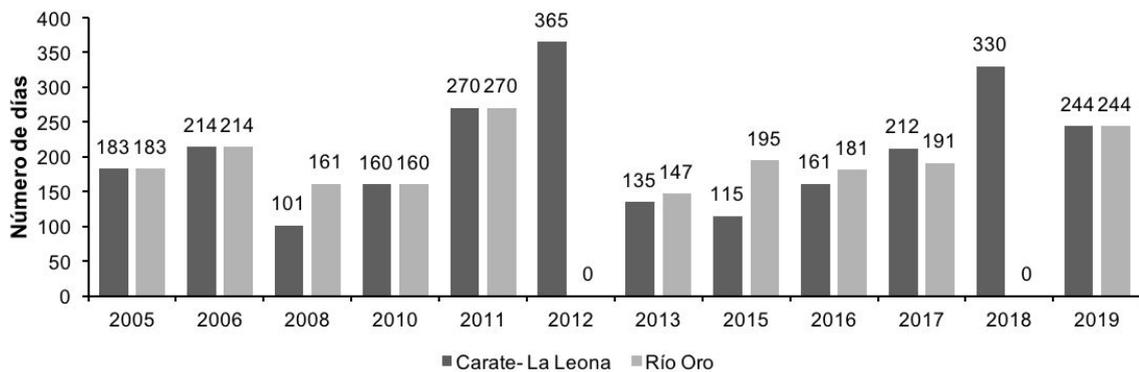


Figura 7: Esfuerzo representado en días en los que se patrulló las playas Carate-La Leona y Río Oro cada temporada.

Se usó el número de días en los que se patrulló las playas como indicador del esfuerzo (Figura 7), ya fueran patrullas de madrugada o patrullas nocturnas. El esfuerzo dedicado a la playa Carate-La Leona fue igual al dedicado a la playa Río Oro en 5 temporadas (2005, 2006, 2010, 2011 y 2019) y superior en 3 (2012, 2017, 2018). En las otras 4 temporadas (2008, 2013, 2015 y 2016), playa Río Oro fue patrullada más días. En promedio, playa Carate-La Leona fue patrullada 207.5 ± 82.73 días (media \pm DE), siendo 101 el mínimo de

días, en 2008, y 365 el máximo, en 2012. Playa Río Oro se patrulló un promedio de 162.17 \pm 83.42 días (media \pm DE), con un mínimo de esfuerzo de 0 días de patrulla y un máximo de 270 días.

Actividad de anidación

En las 12 temporadas en las que se patrulló las playas Carate- La Leona y/o Río Oro, solo en 11 se monitoreó las actividades de anidación. Para el año 2010 solo se registró el número de nidos. En 2005, 2006 y 2013 no se registró información del número de nidos efectivos para cada una de las dos especies y no hay información para ninguna de las playas sobre el número de salidas falsas en 2005, 2006 y 2013, ni en 2015 para playa Carate-La Leona (Tabla 3 y Tabla 4)

Tabla 3: Eventos, nidos y salidas falsas de *Lepidochelys olivacea* en las playas Carate-La Leona y Río Oro

Lepidochelys olivacea							
Año	Eventos		Nidos		Salidas Falsas		Fuente
	Carate-La Leona	Río Oro	Carate-La Leona	Río Oro	Carate-La Leona	Río Oro	
2005	1928		n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	Andrés et al., 2006
2006	3902		n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	Andrés, 2007
2008	2498		1924		574		Malaver & Chacón, 2008
2010	n.i.	n.i.	536	90	n.i.	n.i.	Barquero-Edge, 2013
2011	450		349		101		MINAE, 2012
2013	379	685	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	COTORCO, 2013
2015	593	4187	593	2990	n.i.	1197	James et al., 2016
2016	722	3134	559	2435	163	699	García et al., 2017; Barrantes & Caballol, 2016
2017	1932	5449	1405	4491	527	958	Barrantes, 2017
2018	1025	-	821	-	209	-	Barrantes & Exley, 2019
2019	1298	3060	1001	2430	297	630	Exley et al., 2020

Tabla 4: Eventos, nidos y salidas falsas de *Chelonia mydas* en las playas Carate-La Leona y Río Oro

Chelonia mydas							
Año	Eventos		Nidos		Salidas Falsas		Fuente
	Carate-La Leona	Río Oro	Carate-La Leona	Río Oro	Carate-La Leona	Río Oro	
2005	22		n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	Andrés et al., 2006
2006	56		n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	Andrés, 2007
2008	90		40		50		Malaver & Chacón, 2008
2010	n.i.	n.i.	25	7	n.i.	n.i.	Barquero-Edge, 2013
2011	11		5		6		MINAE, 2012
2013	50	81	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	COTORCO, 2013
2015	12	138	12	44	n.i.	94	James et al., 2016
2016	25	94	9	50	16	44	García et al., 2017; Barrantes & Caballol, 2016
2017	29	29	17	15	12	14	Barrantes, 2017
2018	95	-	54	-	43	-	Barrantes & Exley, 2019
2019	51	128	28	47	23	81	Exley et al., 2020

En el total de las dos playas, para *Lepidochelys olivacea*, se registraron un total de 31868 eventos de anidación, con una media de 2897 \pm 2164 eventos por temporada (media \pm DE), un máximo de 7381 eventos, en 2017, y un mínimo de 450 eventos, en 2011 (Tabla 3). Para *Chelonia mydas*, se registraron un total de 943 eventos de anidación, con una media de 86 \pm 55 eventos por temporada (media \pm DE), un máximo de 179 eventos en 2019 y un mínimo de 11 eventos, en 2011 (Tabla 4).

El número de actividades de anidación registrado aumenta a medida que aumenta la longitud de playa monitoreada y los días de monitoreo, es decir, cuando aumenta el esfuerzo de monitoreo. Dividiendo el número de eventos, nidos y salidas falsas entre los km de playa

monitoreados y los días de monitoreo (que coinciden con los días de patrulla), estandarizamos el registro de datos a través de las temporadas. Aplicando esta unidad, se observa que playa Río Oro tuvo más actividades de anidación de *Lepidochelys olivacea* y *Chelonia mydas* que playa Carate-La Leona en todas las temporadas a excepción del 2010, en la que se registraron más nidos en Carate-La Leona que en Río Oro para ambas especies (Figura 8).

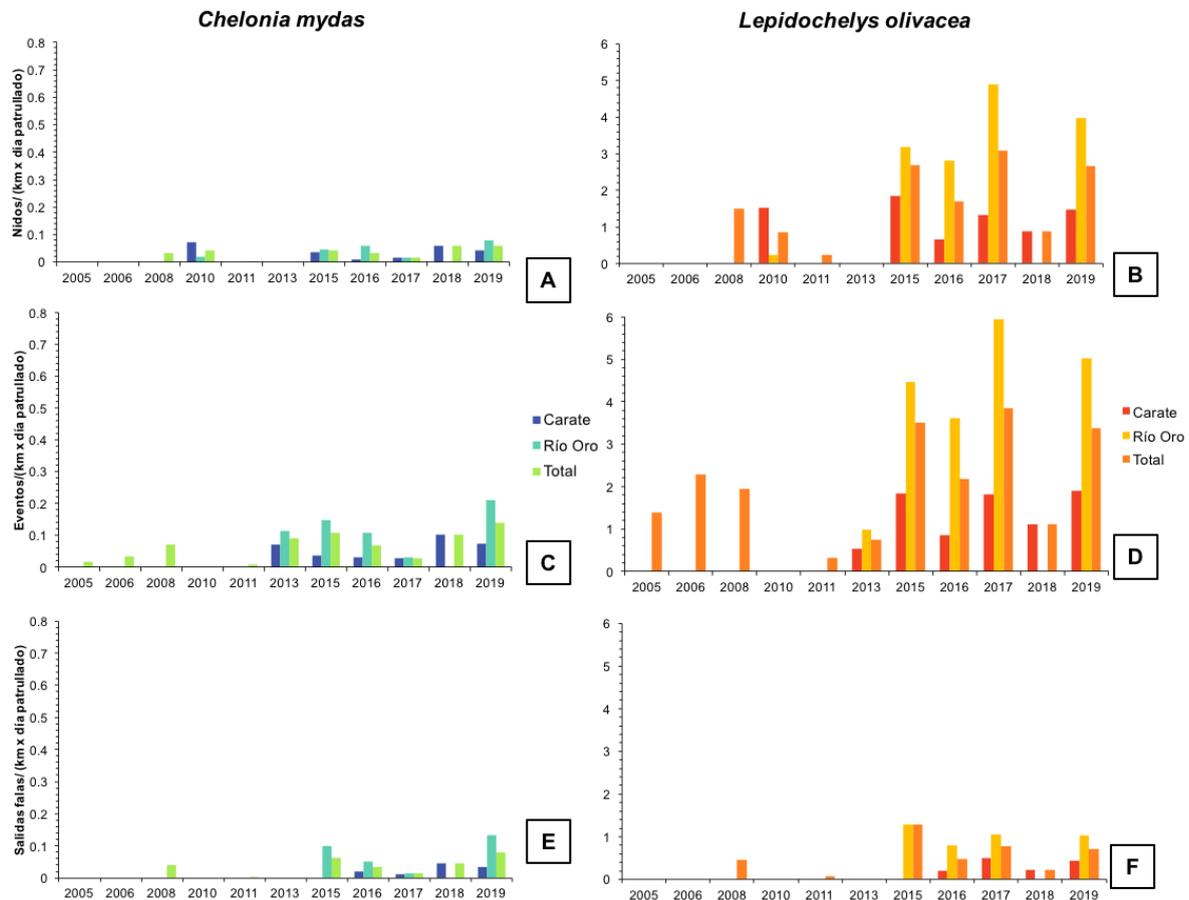


Figura 8: Número de nidos (A y B), eventos de anidación (C y D) y salidas falsas (E y F) por km de playa y día patrullado de *Chelonia mydas* (izquierda) y *Lepidochelys olivacea* (derecha) en playa Carate-La Leona y playa Río Oro. Las temporadas sin barra significan que no hubo registro de ese dato o que no hubo se monitoreó la playa esa temporada.

Eventos

Para *Lepidochelys olivacea*, en playa Río Oro se encontraron, en promedio, $4,0 \pm 1,9$ $\frac{\text{eventos}}{\text{día patrullado} \cdot \text{km}}$ por temporada (media \pm DE), siendo el máximo 5,9, en 2017, y 1,0 el mínimo, en 2013. En playa Carate-La Leona, cada temporada se contabilizaron, en promedio, $1,3 \pm 0,6$ $\frac{\text{eventos}}{\text{día patrullado} \cdot \text{km}}$ (media \pm DE) con un máximo de 1,9, en 2017, y un mínimo de 0,5, en 2013. Para *Chelonia mydas*, en playa Río Oro se registraron una media de $0,1 \pm 0,1$ $\frac{\text{eventos}}{\text{día patrullado} \cdot \text{km}}$ por temporada (media \pm DE), con un máximo de 0,2, en 2019, y un mínimo de 0,03 en 2017. En playa Carate-La Leona se registraron $0,06 \pm 0,03$ $\frac{\text{eventos}}{\text{día patrullado} \cdot \text{km}}$ (media \pm DE), con un máximo de 0,10, en 2018, y un mínimo de 0,03 en 2017.

Nidos

En playa Río Oro se encontraron, en promedio, $3,02 \pm 1,75 \frac{\text{nidos}}{\text{día patrullado*km}}$ de *Lepidochelys olivacea* por temporada (media \pm DE), siendo 4,9 el máximo, en 2017, y 0,23 el mínimo, en 2010. En playa Carate, cada temporada se contabilizaron, en promedio, $1,29 \pm 0,43 \frac{\text{nidos}}{\text{día patrullado*km}}$ de *Lepidochelys olivacea* (media \pm DE) con un máximo de 1.84, en 2015, y un mínimo de 0,67 en 2016. Para *Chelonia mydas*, en playa Río Oro se registraron una media de $0,04 \pm 0,03 \frac{\text{nidos}}{\text{día patrullado*km}}$ por temporada (media \pm DE), con un máximo de 0,08, en 2019, y un mínimo de 0,02 en 2017. En playa Carate-La Leona se observaron $0,04 \pm 0,02 \frac{\text{nidos}}{\text{día patrullado*km}}$ (media \pm DE) de *Chelonia mydas* en promedio por temporada, con un máximo de 0,07 en 2010 y un mínimo de 0,01 en 2016.

Salidas falsas

Para *Lepidochelys olivacea*, en playa Río Oro se encontraron, en promedio, $1,04 \pm 0,19 \frac{\text{salidas falsas}}{\text{días patrullado*km}}$ por temporada (media \pm DE), siendo 1,28 el máximo, en 2015, y 0,80 el mínimo, en 2016. En playa Carate, cada temporada se contabilizaron, en promedio, $0,34 \pm 0,15 \frac{\text{salidas falsas}}{\text{día patrullado*km}}$ (media \pm DE) de *Lepidochelys olivacea*, con un máximo de 0,50, en 2017, y un mínimo de 0,19, en 2016. Para *Chelonia mydas*, en playa Río Oro se registraron una media de $0,07 \pm 0,05 \frac{\text{salidas falsas}}{\text{día patrullado*km}}$ por temporada (media \pm DE), con un máximo de 0,13, en 2019, y un mínimo de 0,01, en 2017. En el caso de playa Carate, se encontraron en promedio $0,03 \pm 0,02 \frac{\text{salidas falsas}}{\text{día patrullado*km}}$ (media \pm DE) de *Chelonia mydas*, siendo el máximo 0,05 $\frac{\text{salidas falsas}}{\text{día patrullado*km}}$, en 2018, y 0,01 el mínimo, en 2016.

Depredación

Se registraron datos de depredación para 11 de las 12 temporadas en las que se patrulló las playas Carate-La Leona y Río Oro (2012 fue la excepción). A lo largo de las temporadas, se registraron, en el global de las 2 playas, un total de 3941 nidos depredados (2908 depredados por animales no humanos, 953 saqueados por humanos y 80 depredados por animales no identificados).

Para 6 de las 11 temporadas se obtuvieron los datos de depredación de cada una de las playas. En 4 de estas 6 temporadas (2015, 2016, 2017 y 2019), el porcentaje de depredación total fue mayor en Carate-La Leona, con una diferencia promedio de $8,2 \pm 8,0\%$ (media \pm DE). Río Oro presentó un porcentaje mayor de depredación total en las temporadas 2010 y 2013: un 31,3% y un 10,4% más, respectivamente (Figura 9.C). Se contabilizó un total de 1137 nidos depredados en playa Río Oro, con 530 depredaciones por animales no humanos, 466 saqueos y 141 nidos cuyo depredador no se identificó. En Carate-La Leona un total de 930 nidos fueron depredados, 549 de estos nidos fueron

depredados por animales no humanos, 264 fueron saqueados por humanos y en 117 depredaciones no se identificó el depredador.

Depredación total

El porcentaje de depredación total incluye los nidos depredados por humanos, por animales no humanos y los nidos depredados cuyo depredador no fue identificado. En playa Río Oro la media de nidos depredados fue $19.4 \pm 20,0$ % (media \pm DE), con un máximo del 50,0%, de los nidos depredados en la temporada 2010 y un mínimo del 1,6% el año 2015. En Carate-La Leona, a lo largo de las temporadas fueron depredados, en promedio, el $16,7 \pm 8,0$ % de los nidos (media \pm DE). El máximo porcentaje de nidos depredados fue 28,0%, registrado en 2013, y el mínimo fue de 4,9%, en 2015. (Figura 9.C).

Saqueo

Para playa Río Oro el promedio de depredación por parte de humanos, calificado como “saqueo”, fue del $6,4 \pm 8,0$ % (media \pm DE), con un máximo del 22,1%, en 2013, y un mínimo de 0,04%, en 2019. En playa Carate-La Leona se saquearon, en promedio, el $5,9 \pm 3,7$ % de los nidos cada temporada (media \pm DE). En la temporada de 2010 se dió el máximo porcentaje de saqueo, un 10,0% de los nidos, y en 2019 el mínimo, ya que no se registró ningún saqueo (Figura 9.A).

Depredación por animal no humano

En el registro de depredación por animal no humano se incluyeron los nidos depredados por un solo depredador o por múltiples depredadores que pudieron ser identificados. Estos incluyeron: pizotes (*Nasua narica*), mapaches (*Procyon lotor*), cangrejos, aves, perros y gusanos. En playa Río Oro el porcentaje promedio de depredación por animales no humanos fue de $8,2 \pm 7.9$ % (media \pm DE), con un máximo del 18,4% en 2010 y un mínimo de 0,2% en 2015. En playa Carate-La Leona, se registró que una media del $11,0 \pm 7.2$ % de los nidos habían sido depredados por animales no humanos cada temporada (media \pm DE), con un máximo de 17,8% en 2013 y un mínimo de 1,1% en 2015 (Figura 9.B). La depredación por parte de los perros en ambas playas, es una amenaza a los nidos introducida por los humanos.

Los perros que depredan nidos son domésticos o no tienen propietario. En 5 temporadas se encontró datos sobre el número de nidos cuyo depredador era un perro. En promedio, el $13,2 \pm 18,4$ % (media \pm DE) de los nidos depredados en total fue depredado por un perro (Tabla 5).

Tabla 5: Nidos depredados por perros

Año	N dep. total	N dep. perro	% dep. perro/ dep. total
2005	536	16	2.99
2006	1329	40	3.01
2010	245	21	8.57
2013	361	166	45.98
2019	280	16	5.71

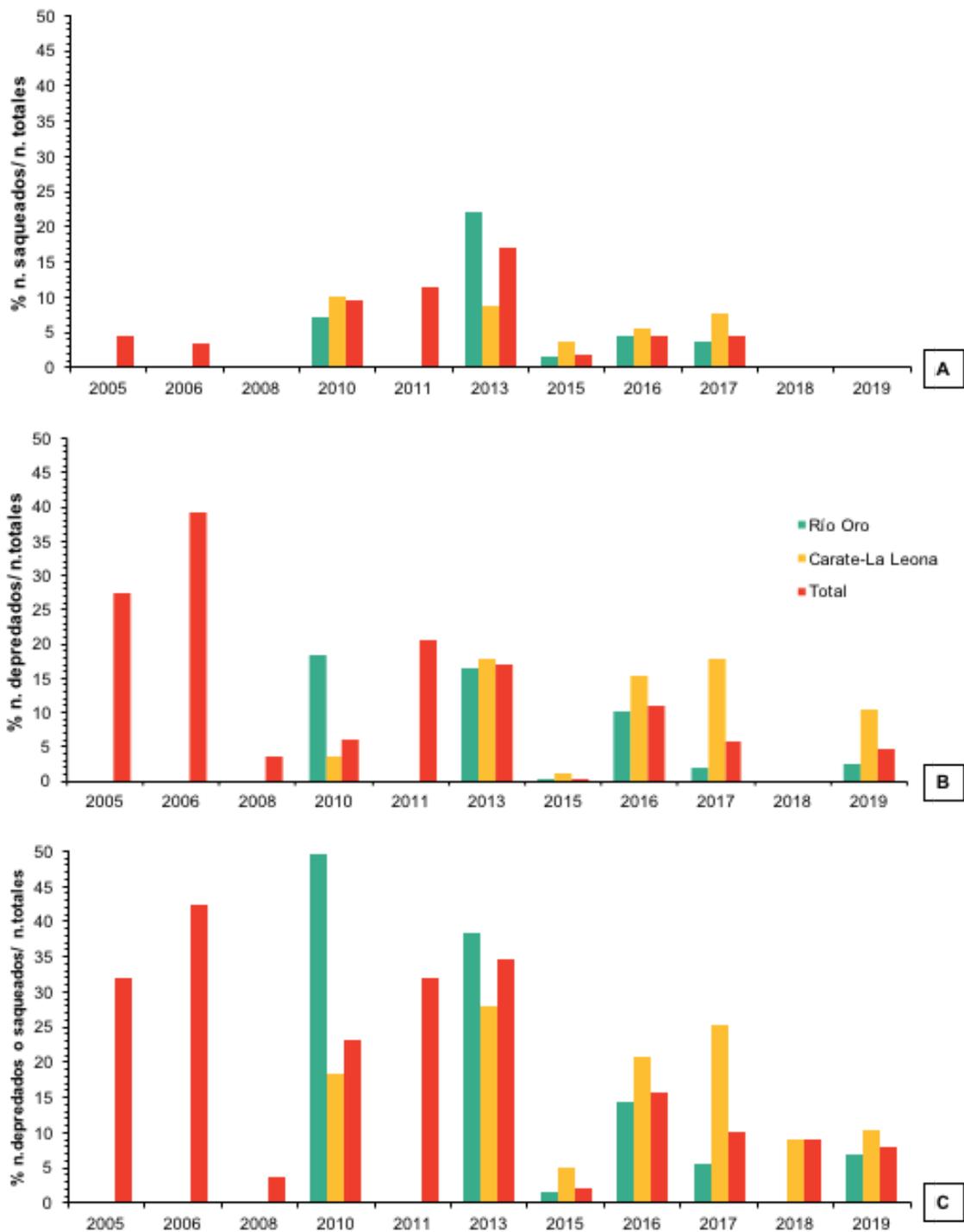


Figura 9: Porcentaje de depredación y saqueo para cada temporada en las playas Río Oro y Carate-La Leona. A: Nidos saqueados por humanos B: Nidos depredados por animales no humanos C: Nidos saqueados o depredados. Los porcentajes se calcularon sobre el total de nidos efectivos en cada una de las playas. Las temporadas sin barra significan que no hubo registro de ese dato o que no se monitoreó la playa esa temporada.

Éxito de los nidos en la playa y en el vivero

Se usó un vivero para la reubicación de nidos en 9 temporadas de las 12 en las que fueron patrulladas las playas Río Oro y Carate-La Leona. Este vivero se ubicó cerca de la

laguna Pejeperrito, dado que esa zona de la playa ofrece estabilidad: no se ve afectada por la marea alta ni se inunda por proximidad con un río. Los datos sobre los nidos reubicados en el vivero y su éxito de eclosión y emergencia se recogen en la Tabla 6. Un total de 894 nidos fueron reubicados al vivero a lo largo de las temporadas, con un promedio de $99,3 \pm 52,9$ nidos por temporada (media \pm DE), que representan un 4,11% del total de nidos efectivos contabilizados. La temporada en la que se reubicaron más nidos tanto en porcentaje como en número de nidos fue 2005: 199 nidos reubicados, un 11,85% del total de nidos registrados. El año que se reubicaron menos nidos fue 2018, en el cual solo 15 nidos fueron trasladados de la playa al vivero. El año en que menos nidos fueron reubicados respecto al total de nidos efectivos fue 2017: 95 nidos se protegieron en las instalaciones del vivero, siendo el 1,6% de los nidos totales registrados.

Un total de 875 nidos fueron exhumados en el vivero y se calculó su éxito de eclosión y de emergencia. Concretamente sobre *Lepidochelys olivacea*, se obtuvieron datos en 5 temporadas del éxito de eclosión (2006, 2015, 2017, 2018, 2019) y de éxito de emergencia (2006, 2012, 2017, 2018, 2019) en vivero. El promedio de éxito de eclosión fue de $75,52 \pm 23,54$ % (media \pm DE) y el de éxito de emergencia fue de $80,7 \pm 14,0$ % (media \pm DE). Sobre *Chelonia mydas* solo se obtuvo información sobre el éxito de emergencia en el vivero el año 2012, que fue de 84%. El menor éxito de eclosión para los nidos de *Lepidochelys olivacea* registrado en el vivero fue 41%, en 2015, y el mayor fue de 94,7%, en 2017. En los nidos de *Chelonia mydas* dejados *in situ*, el peor éxito de eclosión es de 69,16%, registrado en 2018, y el mayor es de 98,5%, en 2017.

Los datos sobre el número de exhumaciones de nidos *in situ* y su éxito de eclosión y emergencia se recogen en la Tabla 6. En el conjunto de las 2 playas, Carate-La Leona y Río Oro, se exhumaron un mínimo de 3118 nidos dejados *in situ* en la playa (no hay datos sobre el número de exhumaciones de 2005 y 2006). Para cada una de las especies estudiadas, se obtuvieron datos en 5 temporadas del éxito de eclosión (2015, 2016, 2017, 2018, 2019) y en 4 temporadas del éxito de emergencia (2006, 2012, 2017, 2019) en los nidos *in situ*. En el caso de *Lepidochelys olivacea*, el promedio de éxito de eclosión fue de $83,95 \pm 8,89$ % (media \pm DE) y el éxito de emergencia fue de $80,41 \pm 9,54$ % (media \pm DE). En el caso de *Chelonia mydas* el éxito de eclosión de los nidos dejados en la playa fue de $88,56 \pm 11,16$ % (media \pm DE) y el éxito de emergencia de $87,20 \pm 12,59$ % (media \pm DE).

En los nidos de *Lepidochelys olivacea* dejados *in situ*, el mayor éxito de eclosión fue de 94,2% en 2017 y el menor fue de 79,23%, en 2018. No se puede establecer un patrón entre el éxito de emergencia y el de eclosión de los nidos en vivero y el de los nidos dejados *in situ* dado que los dos tratamientos no mantienen una diferencia consistente a lo largo de las temporadas.

Tabla 6: Medias de eclosión y emergencia en los nidos reubicados en vivero y en los dejados *in situ* en las playas Carate-La Leona y Río Oro. Total de nidos reubicados en vivero y su porcentaje sobre el total de nidos en las playas monitoreadas cada temporada. n.i.= no hay información. n = número de nidos exhumados. R = reubicados en vivero NT = n° de nidos efectivos total.

Playa					Vivero						
	Media eclosión %	Media emergencia %	n	Fuente	Media eclosión %	Media emergencia %	n	nidos RV	% nidos RV respecto NT	Fuente	
Temporada 2005											
<i>L. olivacea</i>	93.5	92.2	n.i.	Andrés et al., 2006	<i>L. olivacea</i>	90.6	89.4	197	199	11.85	
<i>C. mydas</i>					<i>C. mydas</i>			2			
Temporada 2006											
<i>L. olivacea</i>	86	78	n.i.	Andrés, 2007	<i>L. olivacea</i>	61	56.4	125	125	4.00	
<i>C. mydas</i>					<i>C. mydas</i>	-	-	0			
Temporada 2008											
<i>L. olivacea</i>	82	85	66	Malaver & Chacón, 2008	<i>L. olivacea</i>	93	89	57	58	2.95	
<i>C. mydas</i>					<i>C. mydas</i>			1			
Temporada 2012											
<i>L. olivacea</i>	88.3	83.5	79	COTORCO, 2013	<i>L. olivacea</i>	n.i.	81	99	100	n.i.	
<i>C. mydas</i>					<i>C. mydas</i>			1			
Temporada 2013											
<i>L. olivacea</i>	81	76.1	524	James et al., 2016	<i>L. olivacea</i>	84.8	57.8	97	100	9.56	
<i>C. mydas</i>	90.5	90.3	6		<i>C. mydas</i>			3			
Temporada 2015											
<i>L. olivacea</i>	87.1	82.9	543	García et al., 2017; Barrantes & Caballol, 2016	<i>L. olivacea</i>	41%	n.i.	150	150	4.12	
<i>C. mydas</i>	92.3	90.8	6		<i>C. mydas</i>	-	-	0			
Temporada 2017											
<i>L. olivacea</i>	94.2	92.4	469	Barrantes, 2017	<i>L. olivacea</i>	94.7	89.3	76	95	1.60	
<i>C. mydas</i>	98.5	98.5	2		<i>C. mydas</i>	-	-	0			
Temporada 2018											
<i>L. olivacea</i>	70.41	70.23	271	Barrantes & Exley 2019	<i>L. olivacea</i>	90.3	88	15	15	1.71	
<i>C. mydas</i>	69.36	69.16	10		<i>C. mydas</i>	-	-	0			
Temporada 2019											
<i>L. olivacea</i>	87.13	n.i.	1115	Exley et al., 2020	<i>L. olivacea</i>	90.6	88.8	52	52	1.48	
<i>C. mydas</i>	92.17	n.i.	27		<i>C. mydas</i>	-	-	0			

Discusión

Esfuerzo de monitoreo

Conocer las fechas del inicio, pico y final de la temporada es un elemento crucial en el diseño de un programa de monitoreo eficaz. Los estudios realizados en las playas Río Oro y Carate- La Leona hasta el momento coinciden en que la temporada de anidación de la tortuga *Lepidochelys olivacea* tiene su pico entre agosto y noviembre (Tabla 7). La configuración de la temporada de anidación de *Lepidochelys olivacea* es en forma de campana, es decir, se registran niveles bajos de anidación al inicio y al final de la temporada y un aumento pronunciado hasta alcanzar un pico máximo, aproximadamente en la mitad. En el informe de estándares de datos mínimos para el monitoreo de playas de anidación de las tortugas marinas presentado por SWOT (2011), se recomienda monitorear la actividad de anidación a partir de que empieza a aumentar hasta que disminuye a niveles mínimos de nuevo. En el caso de *Lepidochelys olivacea* es óptimo un monitoreo de julio a diciembre. En el caso de *Chelonia mydas*, se ha determinado su pico de anidación entre Agosto y Diciembre en las playas de Carate-La Leona y Río Oro (Tabla 7). Aún así, no eran picos pronunciados de anidación (James et al., 2016, García-Solà et al., 2017), y en la playa Pejeperro, la playa adyacente a Río Oro, se documentó otro pico de anidación en enero y febrero (Bernal-Castro et al. 2013; Ossmann, 2019). Esto puede indicar que el pico de la

temporada de anidación de la tortuga verde en las playas de estudio no se documentó en la mayoría de los informes, porque ocurrió fuera del período de monitoreo.

Tabla 7: Temporadas pico de *Lepidochelys olivacea* y *Chelonia mydas* según la distribución temporal publicada en distintas temporadas.

Período monitoreo	Pico anidación L.O.	Pico anidación C.M.	Fuente
Dec 1993-Oct 1994	Sep-Oct	Sep-Oct	Drake, 1996
Jul 2005- Dic 2005	Ago-Oct	Ago-Oct	Andrés et al., 2006
Jul 2006- Ene 2007	Sep-Oct	Sep-Oct	Andrés, 2007
Jul 2008- Dic 2008	Ago-Oct	Ago-Oct	Malaver & Chacón, 2008
Jul 2012- Jun 2013	Ago-Oct	n.i.	Bernal-Castro et al., 2013
Jul 2010-Dic 2010	Ago-Nov	n.i.	Barquero-Edge, 2013
Jul 2015- Dic 2015	Sep-Nov	Ago-Sep/ Dic	James et al, 2016
Jul 2016- Dic 2016	Ago-Nov	Oct-Dic	García et al. 2017; Barrantes & Caballol, 2016
Jun 2017- Dic 2017	Ago-Oct	n.i.	Barrantes, 2017
Jun 2019- Ene 2020	Ago-Oct	n.i.	Exley et al., 2020

Según SWOT (2011), de acuerdo con la distribución temporal de las actividades anidadoras (de julio a diciembre para *Lepidochelys olivacea* y todo el año para *Chelonia mydas*), se debe monitorear la playa un mínimo de tres días a la semana durante todo el año, para rendir un nivel aceptable de confiabilidad en los cálculos sobre abundancia de anidación. Más frecuencia y un período más largo de monitoreo, elevará el nivel de confiabilidad. Se puede considerar que se tienen datos confiables para ambas especies de las temporadas de 2015 a 2019 para ambas playas, exceptuando 2018, en la cual se monitoreó únicamente Carate-La Leona.

Anidación

En el Protocolo para el Monitoreo Ecológico de las Playas de Anidación de Tortugas Marinas de SINAC (2016) se establecen 5 indicadores para evaluar el estado de las playas de anidación y la poblaciones anidadoras. Para el indicador de “número de nidos por especie” se sugiere comparar los nidos contados en la última temporada concreta con el promedio de nidos de las temporadas anteriores. En el caso de las playas Río Oro y Carate-La Leona, es necesario hacer la comparación entre temporadas con la unidad de $\frac{\text{nidos}}{\text{km} \cdot \text{día patrullado}}$. La media de nidos de *Lepidochelys olivacea* entre 2008 y 2018 (excluyendo 2013, por falta de información) es de $1,56 \frac{\text{nidos}}{\text{km} \cdot \text{día patrullado}}$, y la medida de 2019 es de $2,65 \frac{\text{nidos}}{\text{km} \cdot \text{día patrullado}}$, que representa el 169,75% sobre el promedio de temporadas anteriores. Este indicador sugiere que el número de nidos de esta población se incrementa, posiblemente como consecuencia de condiciones apropiadas del hábitat en las diferentes etapas del ciclo de vida de la especie. En estos casos, es conveniente continuar con las mismas medidas de manejo, control y protección desarrolladas durante los últimos años (SINAC, 2016).

El mismo indicador, aplicado a *Chelonia mydas*, también sugiere que la población está incrementando. El promedio de $\frac{\text{nidos}}{\text{km} \cdot \text{día patrullado}}$ entre 2008 y 2018 (de nuevo, excluyendo

2013) es de $0,033 \frac{\text{nidos}}{\text{km} \cdot \text{día patrullado}}$, y la medida de 2019 es de $0,058 \frac{\text{nidos}}{\text{km} \cdot \text{día patrullado}}$. Esta, representa un 177,05% sobre el promedio de temporadas anteriores.

Tabla 8: Descripción de los principales sitios de anidación de *Lepidochelys olivacea* en el sur de la costa del Pacífico costarricense. *= datos incluyen todas las especies anidantes en esa playa.

Playa	Largo (km)	Años	Meses	Nidos/100m	Promedio nº de nidos	Máx. Nº nidos	Mín. Nº nidos	Organización	Fuente
Drake	3.7	2006-2012	Jul-Dic	3.80	136.9	177	98	Fundación Corcovado	James & Melero, 2015
Piro*	2	2011-2017	Jan-Dic	41.26	825.29	-	-	Osa Conservation	Ossman, 2019
Pejeperro*	4.5	2011-2017	Jan-Dic	26.56	1195.29	-	-	Osa Conservation	Ossman, 2019
Punta Banco	4	1996-2011	Jul-Dic	3.96	158.44	402	239	PRETOMA	Viejobueno & Arauz, 2013; 2015
Tortuga	1.5	2010-2012	Jul-Dic	5.18	77.67	98	56	Reserva Playa Tortuga	Brenes et al., 2015
Carate-La Leona	2.8	2015 // 2016-2017	Ago-Sep // Jul-Dic	30.44	852.33	1405	559	COTORCO	COTORCO, 2015; Barrantes & Caballero, 2016; Barrantes, 2017
Río Oro	4.8	2015-2017	Jul-Dic	68.86	3305.33	4491	2435	Fundación Corcovado, COTORCO	James et al., 2016; García et al., 2017; Barrantes, 2017

En la Tabla 8 se compara el número de nidos de *Lepidochelys olivacea* en diferentes playas de anidación solitaria del Pacífico Sur de Costa Rica (Tabla 8). Río Oro destaca por ser la playa con más nidos por cada 100 m de playa, seguida de playa Piro, situada en la misma zona de la Península de Osa. A esta le siguen playa Carate-La Leona y playa Pejeperro, ambas contiguas a Río Oro. En número de nidos, Río Oro también presenta el máximo, y la siguen playa Pejeperro, playa Carate-La Leona y Piro, en este orden. Esta comparación no se ha podido hacer para *Chelonia mydas*, dado que no hay datos publicados sobre la anidación de esta especie para otras playas, pero hay registros de eventos de anidación aislados en Playa Drake (James & Melero, 2015) y 4372 eventos registrados en las playas Piro y Pejeperro (Ossmann, 2019), entre 2011 y 2017 (un 23% del total de eventos, 624 en promedio por temporada). Este registro es muy superior al promedio de eventos de *Chelonia mydas* encontrados en playa Carate-La Leona y Río Oro, de 85.73 eventos por temporada.

Depredación

En playas cercanas, se registraron datos de depredación. En playa Drake en promedio un 10.1% (D.E.=2.89%) de los nidos fueron saqueados, entre 2006 y 2012 (James & Melero, 2015). Entre 2011 y 2017, en playa Piro un 10.4% de los nidos fueron saqueados por humanos y en playa Pejeperro un 5,8%. En ese contexto, el porcentaje promedio de saqueo por temporada de Carate-La Leona, el 5,94% de los nidos cada temporada (DE=± 3,68), y de Río Oro, el 6,45% de los nidos son saqueado (DE=±8,05), no destacan por tener más saqueo que las demás playas, pero presentan un alta variabilidad en el porcentaje de saqueo, de una temporada a otra.

En las 2 playas estudiadas se registró el porcentaje mínimo de saqueo de nidos el año 2019. No se puede establecer una causa única a este dato, pero la combinación de las acciones hechas desde 2005 por las distintas organizaciones pueden explicar el registro casi nulo de nidos saqueados en la última temporada. Estas acciones son, por ejemplo, el

patrullaje de las playas a lo largo de los años, las actividades de educación ambiental y, en general, el cambio de percepción de las tortugas como un recurso que puede generar beneficios económicos de forma no extractiva, con actividades de investigación y ecoturismo (Hunt & Vargas, 2018).

En cuanto a la depredación por parte de animales no humanos los principales depredadores de huevos y neonatos son los pizotes, los mapaches, aves (no se identificó la especie), gusanos y perros. Todos ellos se consideran depredadores naturales de las tortugas en la zona, a excepción del perro, cuya presencia es consecuencia de la presencia humana. Govan (1998) destaca la efectividad de programas de remoción de perros ferales, en conjunto con autoridades locales, para disminuir la depredación de perros, así como hacer partícipes a los miembros de la comunidad del problema, para que controlen las actividades de sus animales domésticos.

En cuanto a acciones para reducir la depredación por parte de animales no humanos, el estudio de Korein et al. (2019) hecho en la misma playa, comparó la probabilidad de un nido de ser depredado según si se protegía con una malla de bambú o si se dejaba sin proteger. Se concluyó que los nidos sin protección tenían significativamente más probabilidades de ser depredados que los que no tenían malla de bambú.



Figura 11: Malla de bambú fijada en la arena con palos en cada esquina. Fuente: Korein et al.

Vivero

Según SINAC (2016), un porcentaje de emergencia de más del 75% para las especies *Lepidochelys olivacea* y *Chelonia mydas* es un indicador de que el porcentaje de emergencia contribuye de manera óptima en el reclutamiento de nuevos individuos para la población. Este fue el caso para todas las temporadas en los nidos dejados *in situ*, a excepción del 2018, y de los nidos reubicados en vivero, a excepción del 2013 y el 2015. Playa Carate-La Leona y playa Río Oro están situadas en una zona con poca presión turística y colindante con áreas protegidas. Esto, sumado al hecho que es una playa de anidación solitaria de *Lepidochelys olivacea*, explica que los nidos de esta especie así como los de *Chelonia mydas* presenten un éxito de eclosión y emergencia altos.

A estas premisas, cabe añadir que el vivero requiere de una alta inversión de tiempo y dinero para su construcción y para la vigilancia de los nidos. Teniendo en cuenta que el porcentaje de nidos protegidos dentro del vivero representó solo un 4.1% de los nidos totales, es necesario cuestionar la rentabilidad en términos económicos y de conservación

de un vivero. Malmierca (2018) comparó el éxito de los nidos en la playa Carate-La Leona según el manejo aplicado (dejarlo *in situ*, reubicarlo en un vivero o reubicarlo en la misma playa) y concluyó que no había diferencias significativas entre el éxito de eclosión y emergencia entre los tres tratamientos. En consecuencia, no genera un aporte significativo a la protección de los nidos. Así pues, un vivero en estas playas cobra sentido si se requiere de condiciones controladas para generar investigación, en caso contrario, no genera un aporte a la conservación y protección de los nidos.

Conclusiones

Para diseñar las estrategias de conservación de las tortugas marinas es necesario tener un objetivo claro del recurso que se quiere conservar. En este caso, el objetivo de los proyectos que se han establecido en playa Carate-La Leona y en playa Río Oro ha sido doble. De un lado, conservar las poblaciones de tortugas que anidan en dichas playas y, de otro, promover el desarrollo de las comunidades que coexisten con las tortugas marinas.

El equilibrio óptimo entre ambas líneas de trabajo, tiene que incluir unas metas de investigación que guíen las acciones de conservación y el monitoreo. Conservar las poblaciones de *Chelonia mydas* y *Lepidochelys olivacea*, implica conocer el número de hembras que anida en la playa, para poder hacer estimaciones de cuál es el estado global de la población. Para ello, es esencial llevar a cabo programas de marcaje que aporten información sobre cuántas veces anida una única hembra en la playa y el período entre anidaciones. Esto permitirá estimar el número de hembras anidadoras, a partir del conteo de eventos y nidos, con factores específicos para esta playa. Este conteo, en los últimos 5 años (2015-2020) ha sido constante, regular y siguiendo unos protocolos de monitoreo fijos. Para un buen análisis de los datos de anidación es recomendable seguir con un monitoreo estable y, sobretodo, monitorear las playas durante todo el año, intensificando los esfuerzos en la temporada con abundantes eventos de anidación. Ceñirse a protocolos que se aplican de forma generalizada permite equiparar los resultados obtenidos a los de otras playas de anidación.

Por último, si bien es cierto que hasta el momento el vivero ha sido una forma de crear empleo y implicar la comunidad de Carate y Río Oro en los proyectos de conservación de tortugas marinas, en este estudio se ha mostrado que su contribución a la protección de nidos es poco relevante y no aporta conocimiento sobre la población de tortugas. Los recursos humanos y económicos destinados a esta estrategia pueden ser redistribuidos para alinear las dos finalidades caudales de este proyecto en la Península de Osa: promover el desarrollo de una comunidad a través de un proyecto de conservación de tortugas marinas.

Referencias

1. Alpizar, M. A. Q., Núñez, J. C., Alvarado, J. J., & Fonseca, A. C. (2006). Características hidrográficas y biológicas de la zona marino-costera del área de conservación Osa (No. 333.917 C257). The Nature Conservancy, San José (Costa Rica). Mesoamerican & Caribbean Region Conservation Science Program.
2. Andrés, F. (2007). Programa de Conservación, Investigación y Educación de Tortugas Marinas de la Península de Osa. Reporte Técnico Temporada 2006. Playas Carate, Río Oro, Pejeverro y Piro. San José, Costa Rica: Fundación Corcovado.
3. Andrés, F., Castro, E. & Sánchez, M.(2006). Programa de Conservación de Tortugas Marinas de la Península de Osa. Reporte Técnico Temporada 2005. Playas Carate, Río Oro, Pejeverro y Piro. San José, Costa Rica: PRETOMA.
4. Barquero-Edge, P. S. (2013). Trends in marine turtle nesting and egg predation on the Osa Peninsula, Costa Rica. *Marine Turtle Newsletter* (138), 7-10.
5. Barrantes, K. & Caballol, A. (2016). Informe Final de Investigación. Proyecto Conservación de Tortugas Marinas. Playa Carate y La Leona, Península de Osa, Costa Rica, 2016.
6. Barrantes, K. & Exley, L. (2019). Proyecto de Investigación y Monitoreo de Tortugas Marinas y Cambio Climático-Playas La Leona, Carate y Río Oro - Península de Osa Costa Rica. San José, Costa Rica: Fundación Lat10
7. Bernal-Castro, M. , Sánchez, M., Cheetham, S. E. & Herrera, H. A.(2013). Proyecto Conservación Tortugas Marinas. Temporada 2012-2013. Playa Piro- Playa Pejeverro-Playa Carate. Puerto Jiménez, Costa Rica: Osa Conservation.
8. Bolten, A. (2003) Chapter 9: Variation in sea turtle life history patterns: neritic vs. oceanic developmental stages. In Musik, J.; Lutz, P. & Wyneken, J. (Ed.), *The biology of sea turtles*, 2, (pp. 243-257). Florida, USA: CRC Press.
9. Brenes, O., Bonilla, L., Bonilla, A. & Vega, A.(2015) Características de la Anidación de *Lepidochelys olivacea* (Testudinata: Cheloniidae) entre el 2010 y 2012 en playa Tortuga Ojochal de Osa, Puntarenas, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*. 63 (Supl. 1). 339-349
10. Campbell, L. M. (1998). Use them or lose them? Conservation and the consumptive use of marine turtle eggs at Ostional, Costa Rica. *Environmental Conservation*, 305-319.
11. Campbell, L. M. (2003). Chapter 12 Contemporary Culture, Use, and Conservation of Sea Turtles. In Lutz, P., Musick, J., Wyneken, J. (E.)*The biology of sea turtles*, Volume II, pp. 307-338.
12. Chacón, 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 (Propuesta Base). Secretaria Pro Tempore de la Convención Interamericana para la Protección y Conservación de las Tortugas Marinas (CIT), San José, Costa Rica.
13. Chacón, D., Sánchez, J., Calvo, J. J., & Ash, J. (2007). Manual para el manejo y la conservación de las tortugas marinas en Costa Rica; con énfasis en la operación de proyectos en playa y viveros. Sistema Nacional de Áreas de Conservación, Ministerio de Ambiente y Energía, San José.
14. Chacón, D., Valerín, N., Cajiao, M. V., Gamboa, H. & Marín, G. (2000). Manual para mejores prácticas de conservación de las tortugas marinas en Centroamérica. *Red Regional de para la Conservación de las Tortugas marinas de Centroamérica*.
15. CITES (2019). Apéndices I, II y III del Convenio sobre el Comercio Internacional de Especies (CITES). Recuperado de: <https://www.cites.org/sites/default/files/esp/app/2019/S-Appendices-2019-11-26.pdf>
16. Cortés, J., & Quesada, M. A. (2006). Los ecosistemas marinos del Pacífico sur de Costa Rica: estado del conocimiento y perspectivas de manejo.
17. COTORCO (Conservación de Tortugas Marinas Corcovado-Carate) (2012). Informe del vivero. Agosto a Noviembre. Proyecto de Conservación de Tortugas Marinas. Península de Osa, Costa Rica.

18. COTORCO (Conservación de Tortugas Marinas Corcovado-Carate) (2013). Resumen resultados del proyecto de conservación de las tortugas marinas. San José, Costa Rica.
19. COTORCO (Conservación de Tortugas Marinas Corcovado-Carate) (2015). Proyecto de Conservación de Tortugas Marinas. San José, Costa Rica.
20. Crawford, N. G., Parham, J. F., Sellas, A. B., Faircloth, B. C., Glenn, T. C., Papenfuss, T. J., ... & Simison, W. B. (2015). A phylogenomic analysis of turtles. *Molecular phylogenetics and evolution*, 83, 250-257.
21. Decreto N° 26824-MINAE. Declara Refugio Nacional de Vida Silvestre Pejeperro. San José, 4 de marzo de 1998. Recuperado de http://www.pgrweb.go.cr/scij/Busqueda/Normativa/Normas/nrm_texto_completo.aspx?param1=NRTC&nValor1=1&nValor2=51664&nValor3=55980¶m2=1&strTipM=TC&Resultado=2&strSim=simp.
22. Decreto N° 33813. Declara Refugio Nacional de Vida Silvestre Saimiri, Categoría de Mixta, N° Gaceta 118, 20 de junio del 2007. Recuperado de http://www.pgrweb.go.cr/scij/Busqueda/Normativa/Normas/nrm_norma.aspx?param1=NRM&nValor1=1&nValor2=60385&nValor3=68016&strTipM=FN
23. Decreto N° 5357 MINAE, 1975. Declara Parque Nacional de Corcovado. N° Gaceta 207, 31 de octubre de 1975. Recuperado de http://www.pgrweb.go.cr/scij/Busqueda/Normativa/Normas/nrm_texto_completo.aspx?param1=NRTC&nValor1=1&nValor2=56461&nValor3=61895¶m2=2&strTipM=TC&Resultado=11&strSim=simp
24. Decreto N°. 27471-MINAE. Declaración del Refugio Nacional de Vida Silvestre Carate, Categoría Mixta, Gaceta 242, 4 de noviembre de 1998. Recuperado de http://www.pgrweb.go.cr/scij/Busqueda/Normativa/Normas/nrm_norma.aspx?param1=NRM&nValor1=1&nValor2=59330&nValor3=66237&strTipM=FN
25. Decreto N°. 27924-MINAE. Declaración del Refugio Nacional de Vida Silvestre Estatal Río Oro., Gaceta, 115. San José, Costa Rica, 15 de junio de 1999. http://www.pgrweb.go.cr/scij/Busqueda/Normativa/Normas/nrm_norma.aspx?param1=NRM&nValor1=1&nValor2=54619&nValor3=59840&strTipM=FN
26. Drake, D. L. (1996). Marine turtle nesting, nest predation, hatch frequency, and nesting seasonality on the Osa Peninsula, Costa Rica. *Chelonian Conservation and Biology*. v. 2, no. 1, 89-92.
27. Dutton, P. H., Jensen, M. P., Frey, A., LaCasella, E., Balazs, G., Zárate, P., ... Velez, E. (2014). Population structure and phylogeography reveal pathways of colonization by a migratory marine reptile (*Chelonia mydas*) in the central and eastern Pacific. *Ecology and Evolution*, 4(22), 4317-4331.
28. Eckert, K. L., Bjørndal, K. A., Abreu-Grobois, F. A., & Donnelly, M. (2000). Técnicas de Investigación y Manejo para la Conservación de las Tortugas Marinas. *Grupo especialista en Tortugas Marinas. Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y Comisión de Supervivencia de Especies, Publicación*, (4).
29. Fonseca, A.C., J.J. Alvarado, J. Cortés & B. Herrera (2009). Planificación marino-costera del Área de Conservación Osa (ACOSA), Costa Rica. *Serie Técnica: Apoyando los esfuerzos en el manejo y protección de la biodiversidad tropical*. 12. The Nature Conservancy, San José, Costa Rica. pp: 32-33.
30. Fonseca, L. G., & Valverde, R. A. (2010). Reporte final de la anidación de tortuga lora (*Lepidochelys olivacea*), playa Nancite, Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica (Temporada 2009-2010). Recuperado de: <http://copa.acguanacaste.ac.cr/bitstream/handle/11606/636/Reporte%20final%20de%20la%20anidaci%3%b3n%20de%20tortuga%20lora%20%28Lepidochelys%20olivacea%29%2c%20Playa%20Nancite%2c%20PN%20Santa%20Rosa%2c%20Costa%20Rica%20%28Temporada%20%202009%20-%202010%29.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
31. Fonseca, L., Arauz, R., Chacón-Chaverri, D., Mast, R., Orrego, C., Troëng, S., ... Valverde, R. (2015). Costa Rica: A Superlative Sea Turtle Country. *State of the World Sea Turtles*, 1, 18-23.

32. García-Solà, A., García-Baciero, A. Horcajo-Berná E., Gravestock, E., Lim, E., Garcia, White, A., Castro, C. (2017) Investigación y conservación de tortugas marinas en el Refugio de Vida silvestre de Río Oro. 1 Julio 2016 – 31 Diciembre 2016. Costa Rica: Fundación Corcovado.
33. Godley, B. J., Broderick, A. C., Colman, L. P., Formia, A., Godfrey, M. H., Hamann, ..., & A.D., Rees, A. F & Shanker, K. (2020). Reflections on sea turtle conservation. *Oryx*, 54(3), pp: 287-289.
34. Heithaus, M. R. (2013). 10 Predators, Prey, and the Ecological Roles of Sea Turtles. In Wyneken, J., Lohmann, K., Musik, J. (Ed) *The Biology of Sea Turtles, Volume III*, 3, (pp. 249-284).
35. Hunt, C. A., & Vargas, E. (2018). Turtles, Ticos, and Tourists: Protected Areas and Marine Turtle Conservation in Costa Rica. *Journal of Park & Recreation Administration*, 36(3).
36. James, R., & Melero, D. (2015). Nesting and conservation of the Olive Ridley sea turtle (*Lepidochelys olivacea*) in playa Drake, Osa Peninsula, Costa Rica (2006-2012). *Revista de biología tropical*, 63, 117-129.
37. James, R., García-Solà, A., Fernandez-Couso, E., Horcajo-Berná, E., Koblinger, T., García-Baciero, A.,... & Fonseca, L. (2016). Baseline data reveal importance of Río Oro National Wildlife Refuge to the East Pacific Olive Ridley (*Lepidochelys olivacea*) sea turtle stock. Póster presentado en: International Sea Turtle Society Meeting-Perú. 36th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation; 2016 de Feb 29 a Mar 4; Lima, Perú.
38. Korein, E., Caballol, A., Lovell, P., Exley, L., Marin, C. P., Carillo, J., ... & Stokes, L. (2019). Using bamboo nest covers to prevent predation on sea turtle eggs. *Marine Turtle Newsletter*, (156), 33-37.
39. Malaver, M. & Chacón, D. (2008) Informe Península de Osa Temporada 2008. Anidación de Tortugas Marinas en las Playas de Península de Osa, Pacífico Sur, Costa Rica. San José, Costa Rica: WIDECAS- Red para la Conservación de las Tortugas Marinas en el Gran Caribe.
40. Malmierca, A. (2018). Análisis del éxito de incubación de la tortuga lora (*Lepidochelys olivacea*) en función del manejo de los nidos. Península de Osa, Costa Rica (Tesis de final de grado). Universitat de Vic. Espanya.
41. MINAE (Ministerio de Ambiente y Energía) (2012) Informe Final de Investigación: Proyecto de Conservación de Tortugas Marinas de la Península de Osa. Playas Piro, Pejeverro, Río Oro y Carate. San José, Costa Rica.
42. MINAE (Ministerio de Ambiente y Energía) (2018). Estrategia Nacional para la Conservación y Protección de las Tortugas Marinas. 1 edición. San José, Costa Rica.
43. Mora, A., Fernández, C., & Guzmán, A. G. (2006). Áreas Marinas Protegidas y Áreas Marinas de Uso Múltiple de Costa Rica-Notas para una discusión. Fundación MarViva. San José, Costa Rica.
44. Norse, E. (1993) Chapter 8. Existing Marine Institutions and Instruments. En Norse, E. (Ed.), *Global marine biological diversity: A strategy for building conservation into decision making*. (pp. 265-266). Washington D.C, USA: Island Press.
45. Ossmann, M. (2019). Sea turtle nesting trends from 2011-2017 on the Osa Peninsula, Costa Rica. Tesis Doctoral, Duke University.
46. Owens, D. W., & Blanvillain, B. (2013). Captive reproduction of sea turtles: An important success story. In *Proceedings of the international symposium on Reproduction of Marine Life, Birth of New Life* (pp. 23-40).
47. Palacios M. D., & Valverde, R. (2019) Sistematización de los 60 años de la STC logrando conservación con la comunidad. Congreso Nacional de Educación Ambiental para la Sustentabilidad. Cancún, Méjico. ANEA y Universidad del Caribe. Recuperado de: <http://www.anea.org.mx/2doCongresoEAS/>
48. Piedra-Chacón, R., Vélez-Carballo, E. Chacón- Chaverri, D., Santidrián-Tomillo, P., Espinoza -Miralles, M., Heidemeyer, M.,... & Diaz-Chuquisengo, C. (2019). Costa Rica. En: Rguez-Baron J.M., Kelez S., Lilies M., Zavala-Norzagaray A., Torres-Suárez O.L.,

- Amorocho D., Gaos A. R. (Eds.). Sea Turtles in the East Pacific Region: MTSG Annual Regional Report 2019. Draft Report of the IUCN-SSC Marine Turtle Specialist Group, 2019.
49. Primack, R. B. (1993) Chapter 14: Ex situ Conservation Strategies. In Primack, R. B. (1993). *Essentials of conservation biology* (Fifth edition). Sunderland: Sinauer Associates. pp: 313-336
50. Primack, R. B. (1993). Chapter 17: Managing Protected Areas. In Primack, R. B. (1993). *Essentials of conservation biology* (Fifth edition). Sunderland: Sinauer Associates. pp: 389-410
51. Rees, A. F., Alfaro-Shigueto, J., Barata, P. C. R., Bjorndal, K. A., Bolten, A. B., Bourjea, J., ... & Casale, P. (2016). Are we working towards global research priorities for management and conservation of sea turtles?. *Endangered Species Research*, 31. 337-382.
52. Salas, E.; E. Ross Salazar & A. Arias (2012). Diagnóstico de áreas marinas protegidas y áreas marinas para la pesca responsable en el Pacífico costarricense. Fundación MarViva. San José, Costa Rica.
53. Sánchez, F. A (2007). Programa de Conservación, Investigación y Educación de Tortugas Marinas en la Península de Osa, Playas Carate, Río Oro, Pejeperro y Piro. Reporte Técnico temporada 2006. Puerto Jiménez, Costa Rica: Fundación Corcovado. Recuperado de: <http://www.latinamericaseaturtles.com/archivos/documentos/Osa2006.pdf>
54. Santidrián, P. (2011). Cambio climático y tortugas marinas. *Revista de Ciencias Ambientales*, 41(1), 5-10.
55. Secretaría CIT (2004). Convención interamericana para la protección y conservación de las tortugas marinas- Una Introducción. Septiembre del 2014.
56. SINAC (Sistema Nacional de Áreas de Conservación) (2016). Protocolo PRONAMEC: Protocolo para el monitoreo ecológico de las playas de anidación de tortugas marinas. Proyecto Consolidación de Áreas Marinas Protegidas. Programa de Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD) y El Fondo para el Medio Ambiente Mundial (GEF). San José, Costa Rica.
57. SINAC (Sistema Nacional de Áreas de Conservación) (2020). Áreas Silvestres Protegidas de Costa Rica. Recuperado de: <http://www.sinac.go.cr/ES/asp/Paginas/default.aspx>
58. SWOT Scientific Advisory Board (2011) The State of the World's Sea Turtles (SWOT) Minimum Data Standards for Nesting Beach Monitoring, version 1.0. Handbook.
59. UICN & Conservation of Marine Turtles in the Mediterranean Region. (2020) Conservation of Marine Turtles in the Mediterranean Sea.
60. Valverde, R. A., Orrego, C. M., Tordoir, M. T., Gómez, F. M., Solís, D. S., Hernández, R. A., ... & Spotila, J. R. (2012). Olive ridley mass nesting ecology and egg harvest at Ostional Beach, Costa Rica. *Chelonian Conservation and Biology*, 11(1), 1-11.
61. 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
62. Wallace, B. P., DiMatteo, A. D., Hurley, B. J., Finkbeiner, E. M., Bolten, A. B., Chaloupka, M. Y., ... & Bourjea, J. (2010). Regional management units for marine turtles: a novel framework for prioritizing conservation and research across multiple scales. *Plos one*, 5(12), e15465.

Anexos

Anexo A. Identificación de las 7 especies de tortugas

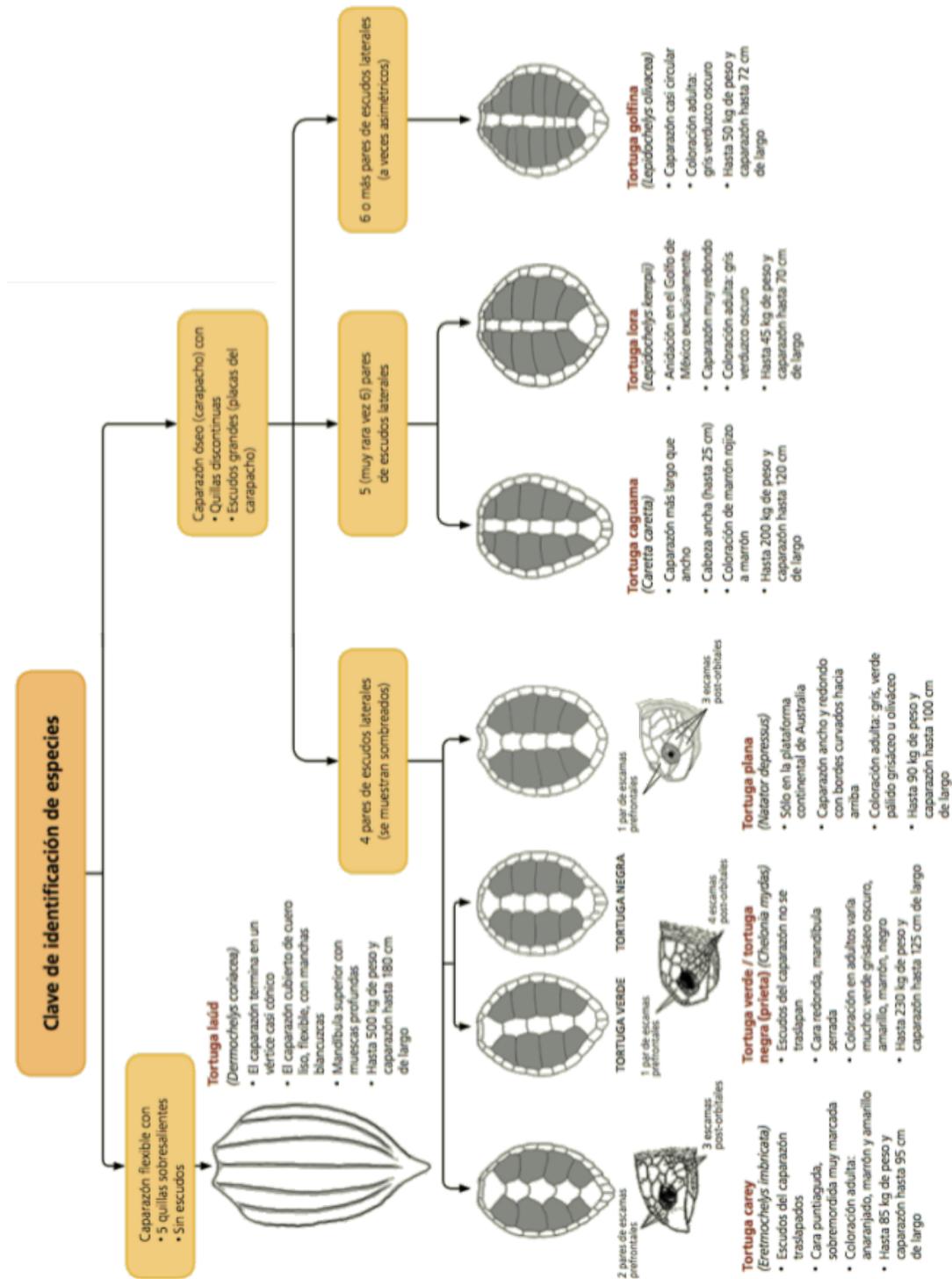


Figura I: Clave dicotómica para la identificación de las 7 especies de tortugas marinas existentes en el mundo según el número de escamas prefrontales de la cabeza, los escudos laterales del caparazón y los escudos inframarginales del plastrón. Fuente: SWOT, 2011

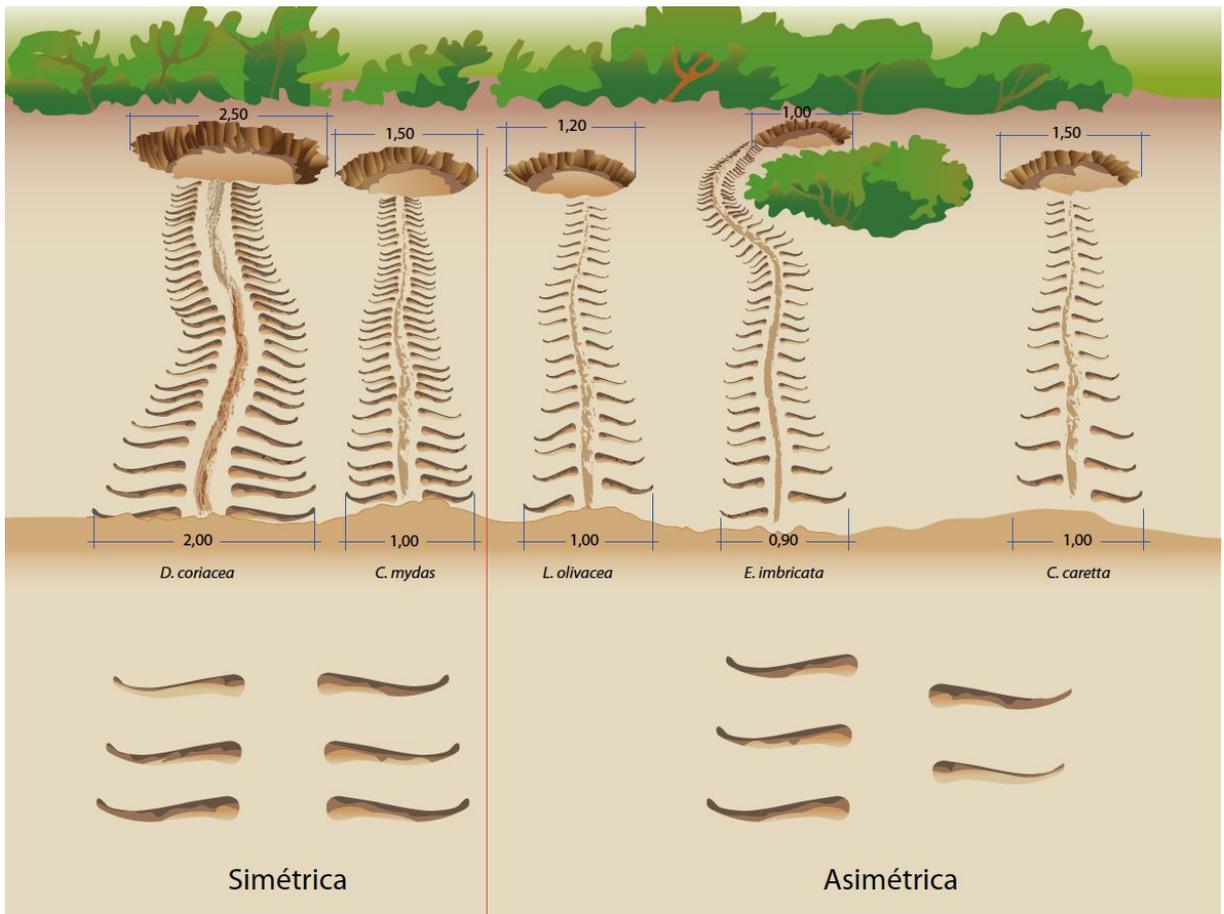


Figura II: Guía de identificación de las hembras adultas de las 5 especies de tortugas marinas que anidan en Costa Rica según los rastros que dejan cuando llevan a cabo una actividad de anidación. Fuente: Chacón et al., 2008

Anexo B. Categorías de la Red List de la UICN

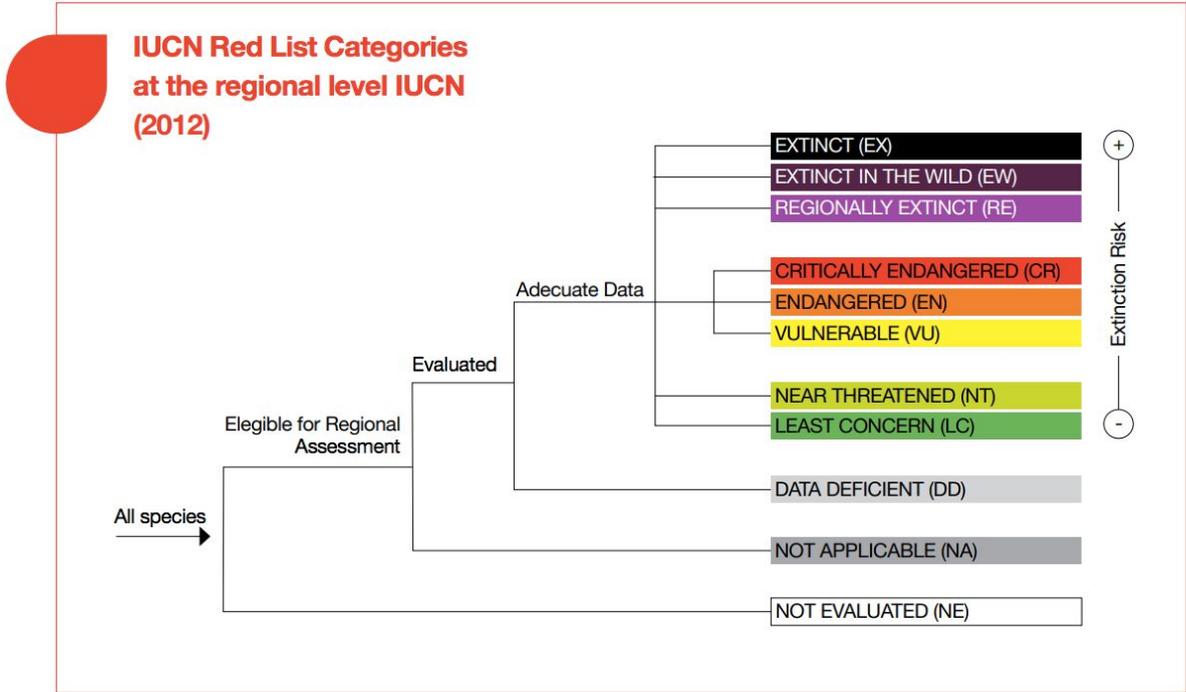


Figura I: Estructura de las categorías de la Red List de la UICN. Fuente: UICN, 2020

Anexo C. Reubicaciones en vivero

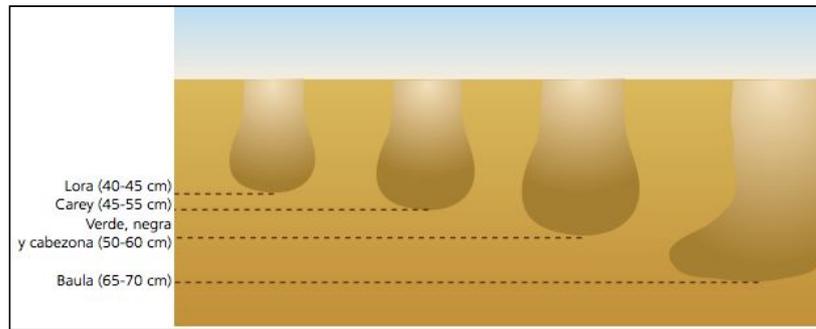


Figura I: Formas de los nidos de las distintas especies, y distancias promedio entre la superficie de la arena y el punto más profundo del nido. Fuente: Chacón et al., 2008



Figura II: Vivero de nidos de tortugas marinas del tipo incubadora, una estrategia *ex situ* de conservación de las tortugas marinas. Cada una de las cajas corresponde a un nido encontrado en la playa. Fuente: Chacón et al., 2007.

Anexo D. Áreas silvestres protegidas de Costa Rica.

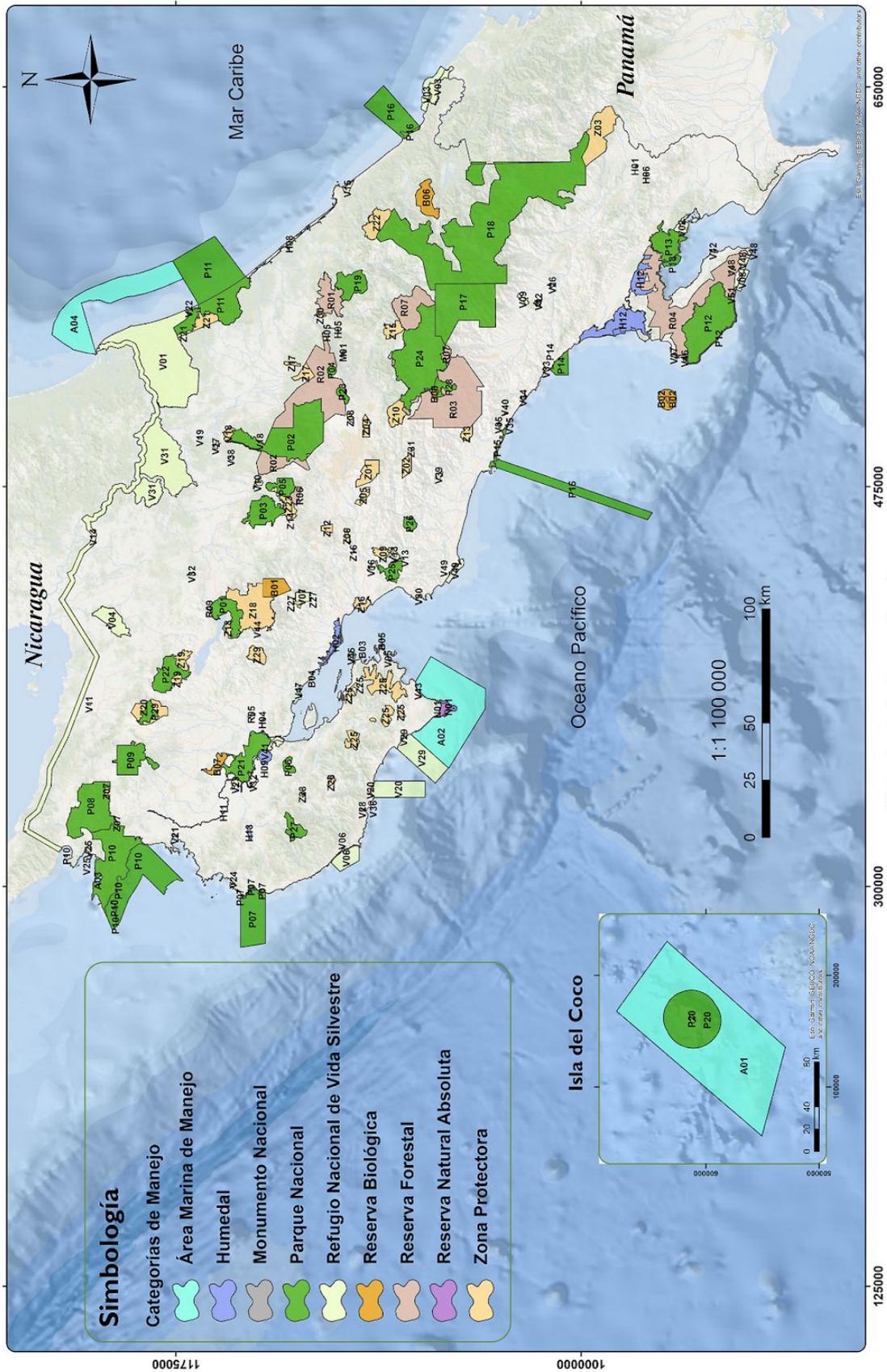


Figura I: Áreas silvestres protegidas de Costa Rica. Las áreas marinas protegidas se encuentran marcadas bajo distintas categorías de manejo, sumando un total de 3832 km². Fuente: SINAC, 2020