

El valor y limitaciones del conocimiento ecológico local: Una evaluación longitudinal y retrospectiva de especies bandera en Golfo Dulce, Costa Rica

Article

Published Version

Creative Commons: Attribution 4.0 (CC-BY)

Open Access

Bessesen, B. L. and Gonzalez-Suarez, M. ORCID:
<https://orcid.org/0000-0001-5069-8900> (2021) El valor y limitaciones del conocimiento ecológico local: Una evaluación longitudinal y retrospectiva de especies bandera en Golfo Dulce, Costa Rica. doi:
<https://doi.org/10.48683/1926.00100401> Available at
<https://centaur.reading.ac.uk/100401/>

It is advisable to refer to the publisher's version if you intend to cite from the work. See [Guidance on citing](#).

Identification Number/DOI: <https://doi.org/10.48683/1926.00100401>
<<https://doi.org/10.48683/1926.00100401>>

All outputs in CentAUR are protected by Intellectual Property Rights law, including copyright law. Copyright and IPR is retained by the creators or other copyright holders. Terms and conditions for use of this material are defined in the [End User Agreement](#).

www.reading.ac.uk/centaur

CentAUR

Central Archive at the University of Reading

Reading's research outputs online

Esta es una traducción no oficial de un artículo publicado en *People and Nature* por John Wiley & Sons Ltd en nombre de la British Ecological Society. (This is an unofficial translation of an article published in *People and Nature* by John Wiley & Sons Ltd on behalf of the British Ecological Society.) [“The value and limitations of local ecological knowledge: Longitudinal and retrospective assessment of flagship species in Golfo Dulce, Costa Rica”](#) por [BES, People and Nature](#) (2021;3:627–638). Esta traducción se publica bajo licencia [CC BY 4.0](#).

ARTÍCULO DE INVESTIGACIÓN

El valor y limitaciones del conocimiento ecológico local: Una evaluación longitudinal y retrospectiva de especies bandera en Golfo Dulce, Costa Rica

Brooke L. Bessesen | Manuela González-Suárez

Ecology and Evolutionary Biology, University of Reading, Reading, UK

Correspondencia

Brooke L. Bessesen

Email: b.l.bessesen@pgr.reading.ac.uk

DOI: [10.48683/1926.00100401](https://doi.org/10.48683/1926.00100401)

Este es un artículo de acceso abierto bajo los términos de la licencia de atribución Creative Commons, que permite el uso, distribución y reproducción en cualquier medio, siempre que la obra original esté debidamente citada.

© 2021 Contenido por las autoras

© 2021 Traducido por Daniel Colgan

Resumen

1. Las actividades antrópicas y el cambio climático están afectando a los ecosistemas marinos en todo el mundo, pero las evaluaciones sistemáticas de la diversidad biológica mediante biomonitorio periódico pueden resultar difíciles y costosas. El conocimiento ecológico local (LEK por sus siglas en inglés), aquel que tienen residentes experimentados, puede complementar otros enfoques y ayudar a conseguir una mejor comprensión del estado de conservación de las áreas marinas. Aquí exploramos el valor y las limitaciones del LEK para evaluar a varias especies emblemáticas de interés turístico: cetáceos, tortugas marinas, tiburones ballena y serpientes marinas, en un fiordo tropical único y hotspot de biodiversidad: el Golfo Dulce en Costa Rica.
2. Analizamos datos obtenidos mediante entrevistas realizadas a pescadores y guías de embarcaciones turísticas en dos años: 2010 y 2020, y comparamos sus respuestas con nuestros datos de biomonitorio obtenidos a través de muestreos de avistamiento desde embarcación realizados en los mismos períodos. Nuestro cuestionario recabó información

- sobre frecuencia de avistamiento de las especies emblemáticas en ambos años, y en 2020 además incluyó preguntas sobre los cambios percibidos en avistamientos entre 2010 y 2020.
3. Una limitación clave fue que en 2020 no pudimos localizar a todos los entrevistados en 2010, pero hubo 13 participantes repetidos que representan un panel. Las respuestas sugieren cambios en la abundancia que varían entre taxones. Por ejemplo, los cambios en las frecuencias de avistamiento reportadas de 2010 a 2020 indican una posible disminución de ballenas y un aumento de serpientes marinas. Esos cambios coinciden con los detectados en nuestro biomonitoreo, lo que sugiere que los encuestados fueron bastante precisos en sus estimas de abundancia en el presente. Sin embargo, cuando se les preguntó acerca de su percepción sobre cambios durante la década transcurrida entre las dos entrevistas, encontramos que las respuestas del panel no fueron consistentes con los cambios calculados sobre las respuestas de cada entrevista ni con las estimas de nuestro biomonitoreo.
 4. Nuestros resultados sugieren que el LEK puede ser una buena fuente de información para evaluaciones de biodiversidad en el presente, pero que las percepciones de cambio en el tiempo pueden ser menos fiables y reflejar sesgos. Por ello consideramos que la mejor manera de evaluar cambios en biodiversidad a través del LEK es mediante entrevistas realizadas en múltiples ocasiones que se pueden luego comparar retrospectivamente para definir tendencias. Esta aproximación puede presentar desafíos para adquirir un panel consistente con buen tamaño de muestra. Las entrevistas no son un sustituto, sino un complemento, del biomonitoreo que al mismo tiempo, presenta un valor añadido por la involucración y participación de la comunidad y ofrece una vía para conocer las opiniones locales sobre posibles y existentes medidas de conservación.

1 | INTRODUCCIÓN

Dadas las actuales tasas de extinción de especies, las cuales son más que 1.000 veces la tasa normal (Carlton et al., 1999; Pimm et al., 1995), se necesitan esfuerzos activos de conservación para preservar la diversidad de la vida. Sabemos que los ecosistemas marinos en todo el mundo están siendo afectados por la actividad antropogénica y el cambio climático (Costello et al., 2017; Dulvy et al., 2003), y que las alteraciones de hábitat pueden causar reducciones en la estabilidad, resiliencia, y productividad de ecosistemas y la pérdida irreversible de especies, afectando comunidades humanas que se benefician del medio ambiente de manera económica, cultural o estética (Chapin III et al., 2000). Mientras el biomonitoreo periódico es efectivo para evaluar tendencias en la biodiversidad marina, los costos asociados con las encuestas de avistamiento sobre el agua pueden descartar la reproducción frecuente, haciendo que valga la pena buscar otros métodos para la recopilación de datos.

Por muchos años, el conocimiento ecológico tradicional (TEK, por sus siglas en inglés) se transmitió de una generación a otra y el conocimiento ecológico local (LEK, por sus siglas en inglés) adquirido por individuos durante toda la vida ha sido reconocido como fuente importante de información biológica (Anandón et al., 2009; Berkes et al., 2000; Leedy, 1949; Zimmerer,

1991). A pesar de una falta de integración a la ciencia convencional (Hind, 2015), su uso es generalmente recomendado, especialmente cuando quedan pocas alternativas (Folk, 2004). Mientras la investigación de conservación y manejo de recursos se han beneficiado de TEK en numerosos territorios indígenas (Ferguson et al., 1998; Huntington, 2000; Moller et al., 2004), el LEK podría ser más adecuado para estudios en comunidades de historia mixta, porque puede incluir a todos los usuarios de sus recursos (Gerhardinger et al., 2009). Diversas definiciones de LEK pueden provocar confusión (Usher, 2000; Yli-pelkonen & Kohl, 2005), pero nosotros seguimos a Rehage et al. (2019) en definirlo como el conocimiento conjunto de residentes de largo plazo sobre relaciones ecológicas dentro de su ambiente, formado por observaciones y experiencias personales así como también comunicaciones y creencias compartidas dentro de su comunidad. Obtenido a través de entrevistas, el LEK puede complementar al biomonitoreo en evaluar la presencia y estado de varias especies (Beaudreau & Levin, 2014; Gilchrist et al., 2005; Turvey et al., 2013; Vaughan et al., 2003).

Aunque el método de encuesta sea transversal (donde se muestrea un grupo en un solo momento temporal), longitudinal (donde se entrevista al mismo grupo durante un período de tiempo), o retrospectiva (donde se recurre a la memoria del entrevistado), se deben considerar ciertos sesgos y errores (Rafferty et al., 2015; Rindfleisch et al., 2008). El sesgo retrospectivo, por ejemplo, se manifiesta como un recuerdo y/o una percepción errónea de disminuciones históricas y puede dificultar la precisión de las evaluaciones resultantes (O'Donnell et al., 2010). Las partes interesadas también son parciales a sus necesidades (Gerhardinger et al., 2009) y características humanas como el conocimiento del área de estudio, edad, género, personalidad, incluso las interacciones con el entrevistador pueden influenciar las respuestas del entrevistado (Brook & McLachlan, 2005; Moser, 1951). Cuando los potenciales sesgos son mitigados y reportados adecuadamente, las encuestas sociales pueden tener un poder colaborativo considerable (Thornton & Maciejewski Scheer, 2012), y el LEK puede aportar conocimientos sobre la abundancia de especies en regiones de interés ecológico donde el biomonitoreo periódico es limitado (Anadón et al., 2009; Turvey et al., 2013).

Dentro de Costa Rica, país ecológicamente rico, Golfo Dulce (Figura 1) ha sido clasificado como un *hotspot* de biodiversidad (Nielsen Muñoz & Quesada Alpízar, 2006). Esta bahía semicerrada, que mide 50 km de largo y 10-15 km de ancho con una estructura parecida a un fiordo (Svendsen et al., 2006), alberga al menos 1.028 especies (Morales-Ramirez, 2011). Entre una variedad de fauna icónica, los visitantes pueden observar ballenas jorobadas *Megaptera novaeangliae*, dos especies residentes de delfines (*Tursiops tuncatus* y *Stenella attenuata*), al menos tres especies de tortugas marinas (*Chelonia mydas*, *Eretmochelys imbricata* y *Lepidochelys olivacea*; Bessesen & Saborío-R, 2012, Bessesen, 2015), así como el pez más grande del mundo, el tiburón ballena (*Rhincodon typus*; Pacheco-Polanco et al., 2015). En este hábitat también se encuentra una serpiente marina endémica única, *Hydrophis platurus xanthos* (Bessesen & Galbreath, 2017).

La región del Golfo Dulce no está altamente poblada y aún queda un lazo fuerte entre humano y mar. De los menos de 30.000 habitantes que residen en el área (INEC, 2016), la mayor parte depende de Golfo Dulce para la comida, diversión y empleo. Al menos 60% de los habitantes se

dedican a la pesca de pequeña escala (Fargier et al., 2014) y 60%-80% de la economía local viene del ecoturismo (Hunt et al., 2015; Zambrano et al., 2010). Actividades remuneradas, como el avistamiento de ballenas y delfines, el kayaking, el snorkeling y la pesca deportiva, hacen de Golfo Dulce un hábitat socioeconómico esencial. La mayoría de los barcos turísticos y de pesca salen de uno de los dos principales puertos: Golfito, la municipalidad regional ubicada en tierra firme, o Puerto Jiménez, ubicado en la Península Osa (la base de nuestra investigación). Golfo Dulce oficialmente se convirtió en un Área Marina de Pesca Responsable en 2010. La designación fue iniciada por organizaciones de pescadores locales para manejar pesquerías de pequeña escala (artesanales), y entre otras estrategias, prohibieron la pesca de camarón con redes barrederas y redes de enmalle dentro del Golfo con resultados mixtos (Fargier et al., 2014; García Lozano & Heinen, 2016). Como hábitat, Golfo Dulce sigue relativamente saludable, pero siguen creciendo las amenazas de la contaminación del agua (Fournier et al., 2019; Spongberg, 2004), el tráfico de barcos (Bessesen, 2015) y la pesca ilegal (Fargier, 2012). Por tanto, los trabajos del monitoreo de biodiversidad son críticos para asegurar que las tendencias negativas no se puedan arraigar sin la oportunidad de tomar acciones correctivas.



FIGURA 1 Mapa del Golfo Dulce mostrando los puertos de Puerto Jiménez y Golfito junto con varias comunidades periféricas que representan las principales comunidades con marinas (icono “Main communities / marinas”) y pueblos pequeños (icono “Smaller settlements”). Recuadro: la ubicación del Golfo Dulce dentro de Costa Rica.

Realizamos encuestas sobre avistamientos marinos de múltiples especies en el Golfo Dulce en 2010 y 2020, y para complementar este biomonitorio, conseguimos LEK a través de entrevistas con pescadores y guías de barcos turísticos. Nuestras encuestas de entrevista tenían como objetivo aportar conocimientos adicionales a la abundancia de vertebrados marinos claves, y comparamos respuestas reportadas entre los períodos de estudio para evaluar cambios. Los entrevistados que participaron en ambos años también compartieron sus percepciones del cambio durante el período de tiempo entre las encuestas. Nuestra hipótesis es que los cambios pudieron haber ocurrido en la presencia, abundancia y distribución de varias especies de fauna marina y que es posible que algunos de esos cambios detectados a través del análisis sistemático no serán reconocidos directamente por los participantes. Evaluando los cambios reportados (cambios en las frecuencias reportadas entre 2010 y 2020) contra cambios percibidos (registrados en 2020) y comparando los resultados con nuestros datos de avistamiento sobre el agua, ilustramos algunas ventajas y retos del LEK como herramienta para el biomonitorio. Debido a que pocos estudios han logrado comparar LEK contra datos científicos empíricos recopilados para las mismas especies durante los mismos períodos (Gilchrist et al., 2005), existe una brecha de conocimiento, la cual tratamos de llenar.

2 | MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 | Entrevistas

Del 6 enero al 21 febrero de 2010, se realizaron entrevistas con pescadores locales y guías de barcos turísticos utilizando un cuestionario estandarizado. Una década después, del 9 enero al 13 marzo de 2020, intentamos localizar y entrevistar a los participantes de la entrevista de 2010 juntos con nuevos participantes para realizar una encuesta LEK longitudinal. El consentimiento informado fue obtenido de todos los participantes, las entrevistas fueron mayormente realizadas en persona y las respuestas fueron anotadas en un formulario estandarizado (ver Información de Apoyo). Las primeras preguntas en 2020 fueron las mismas que las del cuestionario original de 2010. Se les pidió a los entrevistados que compartieran detalles acerca de su experiencia trabajando en el Golfo Dulce, incluyendo profesión, clasificada como pesca (*privada, artesanal o deportiva*), turismo (*avistamiento de vida silvestre, kayaking, o buceo*) o ambos; cantidad de años trabajando en la zona; y promedio de días en una semana laboral. Luego, se les pidió a los entrevistados categorizar la frecuencia con la cual observaron ballenas, delfines, tortugas marinas, tiburones ballena y serpientes marinas (registrado como *siempre, frecuentemente, ocasionalmente, raramente o nunca*). La coloración de las serpientes marinas (*completamente amarilla o bicolor*) y ubicación también fueron registradas. En 2020, para los entrevistados que habían participado en 2010 (denominados panelistas), agregamos una estimación categórica del cambio percibido en la frecuencia de avistamiento durante la década por cada taxón (registrado como *incremento, igual o disminución*); nos enfocamos en participantes que habían participado en la primera encuesta porque varios nuevos participantes tenían menos de 10 años de experiencia por lo que sus percepciones no abarcaban todo el período del estudio. Finalmente cambiamos a un formato semiestructurado en la última parte de la entrevista, donde se les

preguntó a todos los participantes si eran conscientes de que la serpiente marina amarilla, *H. p. xanthos*, es endémica de Golfo Dulce (*si* o *no*) y si creían que las comunidades locales se benefician de la conservación marina (*si* o *no*). Luego se les pidió dar cualquier opinión relacionada al tema en sus propias palabras mientras la entrevistadora (BLB) tomó apuntes. Los protocolos para las entrevistas y el cuestionario fueron aprobados por el Comité de Ética de la Escuela de Ciencias Biológicas (School of Biological Sciences) de la Universidad de Reading (número de referencia SBS19-2011). Los datos de las entrevistas (con información personal eliminada para su protección) están disponibles en un depósito de Figshare (Bessensen & González Suárez, 2021: <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.14442029.v1>).

2.2 | Biomonitorio en barco

Encuestas de avistamiento marino de múltiples especies fueron realizadas a lo largo de todas las aguas del Golfo Dulce en 2010 y 2020 durante los mismos períodos de nuestras entrevistas (B.L. Bessensen & M. González Suárez, datos no publicados). Se repitieron los métodos descritos por Bessensen (2015), 30 días de observaciones desde barco fueron registrados 30 días cada año. El golfo fue dividido en cuatro zonas geográficas, etiquetadas GA1-4. Un cuadrante fue registrado por día, generalmente de manera rotativa entre GA1, GA3, GA2, GA4, y recorriendo un patrón variable para cubrir la mayor área posible a lo largo de la costa y en aguas abiertas. Los cetáceos, tortugas marinas, tiburones ballena y serpientes marinas fueron designados como taxones de interés, y todas las observaciones de esa fauna hechas durante los períodos de observación fueron registradas. Las observaciones fueron registradas usando el sistema de posicionamiento global (GPS, por sus siglas en inglés), los campos de datos constaban de la hora, la especie y el tamaño de grupo, y fotografías fueron tomadas cuando era posible. Las condiciones ambientales fueron registradas al comienzo y al final de cada período de observación, que constaba de la hora, fuerza de los vientos Beaufort, temperatura del aire y de la superficie del mar, visibilidad, y clima predominante.

2.3 | Análisis de datos

Examinamos los datos para abordar varias metas: para evaluar el LEK como información sobre la abundancia de especies actuales, analizamos datos de todas las entrevistas del 2020; para analizar los cambios en abundancia, comparamos las respuestas de los panelistas de 2010 y 2020; para analizar la precisión de la percepción humana, comparamos los cambios reportados con los cambios percibidos; y finalmente para determinar la fiabilidad de LEK para evaluar la abundancia y las tendencias actuales, comparamos todos los datos de las entrevistas con los datos basados en las observaciones en barco. Para los datos de las entrevistas, las frecuencias reportadas y cambios percibidos fueron convertidos a valores numéricos para el análisis (las frecuencias desde *nunca* = 1 hasta *siempre* = 5, y los cambios como *disminución* = 1, *igual* = 2 o *incremento* = 3). Analizamos los datos de las entrevistas usando modelos mixtos lineales (LMM, por sus siglas en inglés) para evaluar cómo las frecuencias reportadas difieren a través de taxones y características de los entrevistados. Para los panelistas, también calculamos el cambio reportado comparando las frecuencias de ambos períodos de encuesta mediante una

comparación de la diferencia entre las frecuencias numéricas (por ejemplo, si la frecuencia de 2010 fue *siempre* y la de 2020 fue *nunca*, el cambio reportado fue -4). Luego utilizamos LMM para evaluar los cambios reportados calculados como una función de los cambios percibidos registrados en 2020, mientras también evaluamos si los cambios reportados variaban entre taxones y debido a las características de los entrevistados. Todos los modelos incluyeron la identificación de los entrevistados como un factor aleatorio que modifica el intercepto. Los modelos fueron ajustados usando la función `lmer` del paquete `lme4` (Bates et al., 2015) con el paquete `lmerTest` (Kuznetsova et al., 2017) utilizado para generar el valor p en `r` (R Core Team, 2020). Examinamos visualmente los modelos residuales para revisar las suposiciones de homogeneidad de la varianza y normalidad.

Evaluamos los cambios reportados y percibidos contra la evidencia empírica de cambio comparando directamente los resultados de nuestras entrevistas con los resultados de nuestras encuestas de avistamiento sobre el agua. Los datos del biomonitoreo en barco fueron convertidos en frecuencias de avistamiento dividiendo el número de avistamientos de cada taxón por el número de horas de observación total (2010 = 233 horas, 2020 = 232.2 horas). Las proporciones de frecuencia fueron etiquetados como 0 = *nunca*, 0,01-0,10 = *raramente*, 0,11-0,20 = *ocasionalmente*, 0,21-0,30 = *frecuentemente* y >0,30 = *siempre* (ninguna frecuencia fue >0,35, lo cual representaba avistamientos casi todos los días y generalmente más que una vez al día).

3 | RESULTADOS

3.1 | Abundancia actual de taxones

En 2010, realizamos una encuesta transversal con entrevistas a 82 participantes. Entre los entrevistados, el 72% fueron pescadores profesionales (artesanales y/o deportivos; $n = 59$), el 13% fueron guías no de pesca (tour en barco y excursiones; $n = 11$) y el 15% se dedicaban a ambas cosas ($n = 12$). Como promedio, los entrevistados trabajaban 5 días por semana y tenían 12 años de experiencia (entre 1-40 años). En 2020, entrevistamos a un total de 23 individuos, 13 de los cuales habían participado en la encuesta de 2010. Entre todos los entrevistados, el 22% fueron pescadores profesionales ($n = 5$), el 43% fueron guías no de pesca ($n = 10$) y el 35% se dedicaban a ambas cosas ($n = 8$). Los entrevistados trabajaban un promedio de 4 días por semana y tenían 20 años de experiencia (entre 3 - 50 años). En general, las características de los entrevistados relacionadas con sus años de experiencia no influenció las frecuencias de avistamiento reportadas, pero los que trabajaban como guías turísticos reportaron frecuencias de avistamientos menores. Mientras la duración de la semana laboral tuvo efecto en 2010, en 2020 no tuvo efecto y tampoco tuvo efecto la participación en nuestra encuesta (Tabla 1). Aunque no preguntamos específicamente acerca de la historia de residencia de los entrevistados, se conocía a los participantes como una mezcla de individuos nacidos localmente, costarricenses que se habían trasladado a la región de Golfo Dulce y expatriados de otros países.

Diferentes grupos taxonómicos fueron reportados con frecuencias de avistamiento significativamente diferentes, y asimismo, los entrevistados generalmente reportaron ver a los delfines *siempre* pero los tiburones ballena *raramente*. Al comparar LEK con los datos del

biomonitoreo de cada período de estudio, las frecuencias de los entrevistados generalmente coincidían con las estimaciones de las encuestas de avistamiento en barco, aunque en 2010 nuestras frecuencias sobre el agua cayeron a una categoría más baja que las frecuencias reportadas por la mayoría de los entrevistados para las ballenas y a una categoría más alta para las serpientes marinas. La diferencia más prominente fue una falta completa de avistamientos de tiburones ballena durante el biomonitoreo (Tabla 2, Figura 2). Aquí podemos notar una limitación debido a la naturaleza de las frecuencias de avistamientos ordinales: la categoría *nunca* es finita y fue reportada sólo cuando un entrevistado nunca había visto esa fauna, lo cual significa que la categoría *raramente* fue reportada aún si un entrevistado tenía tan sólo uno o dos avistamientos dentro de toda su carrera. Esto generó un desafío particular cuando se comparaba los resultados de tiburones ballena. Los tiburones ballena sólo visitan Golfo Dulce ocasionalmente (Pacheco-Polanco et al., 2015), entonces mientras los entrevistados experimentados seguramente iban a reportar la frecuencia de tiburones ballena a una categoría mínima de *raramente* (con ≥ 1 avistamiento, no pudieron reportar *nunca*), nuestras encuestas periódicas en barco, las cuales no lograron registrar la especie dado un período de tiempo corto, fueron limitadas a la categoría *nunca*.

TABLA 1 Los coeficientes estimados por las regresiones mixtas lineales con intercepto aleatorio que predicen las frecuencias de avistamiento (convertidas en una escala numérica: 1 = *nunca* a 5 = *siempre*) para cinco taxones de interés reportadas en 82 entrevistas realizadas en 2010 y 23 entrevistas en 2020. Para cada predictor (columna "Predictors"), reportamos la mejor estimación del coeficiente, su error estándar (SE, por sus siglas en inglés) y valor *p* (en negrita cuando $p < 0,05$). El modelo de 2010 tuvo una R^2 marginal = 0,538 (la varianza explicada solamente por factores fijos) y una R^2 condicional = 0,598 (la varianza total explicada por factores fijos y aleatorios). El modelo 2020 tuvo una $R^2 = 0,607$ y una $R^2 = 0,714$. Los predictores en la primera columna son Intercepto que representa a ballenas (Intercept), seguido de delfines (Dolphin), tortugas marinas (Sea Turtle), tiburones ballena (Whale Shark), serpientes marinas (Sea Snake), ocupación pescador (Fishermen), ocupación guías turísticos (Tour Guides), número de días de trabajo semanales (Worked days), años de experiencia (Years of experience), y un indicador de si la persona fue entrevistada en 2012 (Interviewed in 2010).

Predictors	2010			2020		
	Estimates	SE	<i>p</i>	Estimates	SE	<i>p</i>
(Intercept)	2.59	0.23	<0.001	3.18	0.42	<0.001
Taxa: Dolphin	1.74	0.12	<0.001	2.04	0.20	<0.001
Taxa: Sea Turtle	1.34	0.12	<0.001	1.35	0.20	<0.001
Taxa: Whale Shark	-0.40	0.12	<0.001	-0.52	0.20	0.010
Taxa: Sea Snake	-0.04	0.12	0.760	0.87	0.20	<0.001
Fisherman	-0.18	0.15	0.238	-0.48	0.29	0.114
Tour guides	-0.53	0.20	0.007	-0.72	0.29	0.024
Worked days	0.09	0.03	0.013	-0.01	0.07	0.914
Years of experience	-0.01	0.01	0.144	-0.01	0.01	0.277
Interviewed in 2010				0.38	0.27	0.185

TABLA 2 Las estadísticas de frecuencia para 2010 y 2020 por taxón (ballenas: Whales, delfines: Dolphins, tortugas marinas: Sea Turtles, tiburones ballena: Whale Sharks, serpientes marinas: Sea Snakes): las medias y desviaciones típicas de las frecuencias de avistamiento reportado por los entrevistados (Interviews) convertidas en valores numéricos (*nunca* = 1, *raramente* = 2, *ocasionalmente* = 3, *frecuentemente* = 4, *siempre* = 5) y los datos de biomonitoreo (Biomonitoring Sightings) que fueron convertidos en frecuencias de avistamiento (Proportion. Equivalencia *nunca* = 0, *raramente* = 0,01-0,10, *ocasionalmente* = 0,11-0,20, *frecuentemente* = 0,21-0,30, *siempre* >0,30), dividiendo los avistamientos por horas de observación (observation hours).

	2010 (233 observation hours)				2020 (232.5 observation hours)			
	Interviews		Biomonitoring		Interviews		Biomonitoring	
	Mean	SD	Sightings	Proportion	Mean	SD	Sightings	Proportion
Whales	2.9	0.9	2	0.01	2.7	0.8	3	0.01
Dolphins	4.6	0.6	81	0.35	4.7	0.4	74	0.32
Sea Turtles	4.2	0.8	80	0.34	4.0	0.9	69	0.30
Whale Sharks	2.5	0.8	0	0.00	2.2	0.7	0	0.00
Sea Snakes	2.9	1.2	37	0.16	3.6	1.0	57	0.25

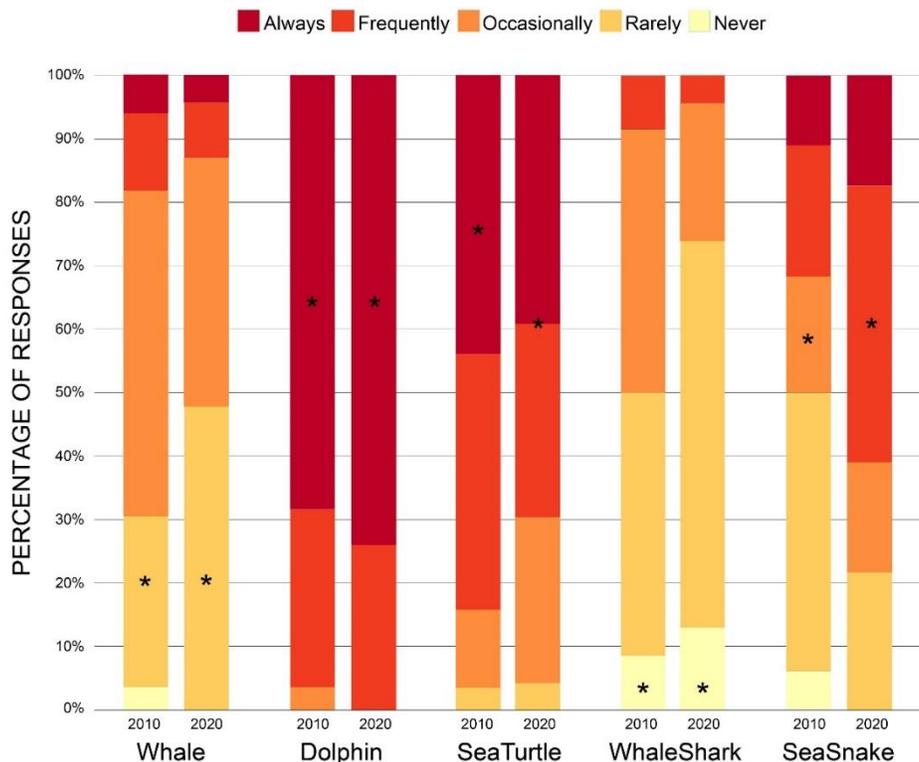


FIGURA 2 Las frecuencias de avistamiento de cinco taxones de interés en 2010 y 2020, reportadas por los entrevistados. Los asteriscos están posicionados en los colores que representan nuestras frecuencias de avistamiento en muestreos sobre el agua durante los mismos periodos de tiempo (Ver también Tabla

2). El eje x refleja los taxonies: ballena (Whale), delfín (Dolphin), tortuga marina (Sea Turtle), tiburón ballena (Whale Shark), serpiente marina (Sea Snake). El eje define el porcentaje de respuestas.

3.2 | Abundancia de tendencias entre períodos de estudio

Para cuando habíamos realizado nuestras entrevistas de 2020, la mayoría de los entrevistados de 2010 se habían ido, cambiado de profesión, retirado, muerto o no se pudieron localizar, pero los 13 que fueron entrevistados durante ambos períodos de estudio constituyeron un panel longitudinal pequeño, el cual usamos para evaluar el uso de LEK para analizar los cambios de biodiversidad entre períodos de estudio. El cambio reportado, que se calculó comparando las respuestas de panelistas entre 2010 y 2020, mostró tendencias potenciales en la abundancia relativa de taxones de interés. Como con las evaluaciones actuales de abundancia (ver Sección 3.1), el LEK longitudinal parecía ser bastante fiable, dado que el cambio reportado entre los años generalmente fue consistente con el cambio hallado a través del biomonitoreo en barco (Figura 3). Las tendencias variaron por taxón pero indicaron una reducción en ballenas, tortugas marinas y tiburones ballena y un incremento en serpientes marinas. La abundancia de delfines pareció ser estable; sin embargo, reconocemos que el sistema ordinal que utilizamos impuso limitaciones a ciertos cálculos del cambio: las frecuencias de *siempre* en 2010 significaron que el cambio reportado no pudo ser *incremento*, porque no hubo otra categoría más alta. Como los delfines fueron principalmente reportados como *siempre* vistos en 2010 y el cambio reportado para ese taxón fue en gran parte *igual*, no pudimos determinar si un incremento pudo haber ocurrido.

3.3 | Longitudinal versus retrospectiva

Para determinar si LEK fue igualmente efectivo en medir el cambio a lo largo del período entre las encuestas usando la retrospectiva (comparado con el juicio actual), les preguntamos a los panelistas qué cambios en la abundancia de taxones ellos pensaban que habían observado durante la década. Cuando el cambio percibido fue comparado con el cambio reportado, no se detectó ninguna relación. De hecho, los cambios reportados no se pudieron predecir usando los cambios percibidos. Los cambios reportados tampoco fueron afectados por la profesión de los entrevistados ni por cambios en la semana laboral (Tabla 3). Aunque aquí nos centramos en los panelistas porque su historia laboral cubrió todo el período de nuestro estudio, vale destacar que no encontramos ninguna diferencia estadística entre la dirección del cambio reportado por los 13 participantes que participaron en las dos encuestas y los 10 participantes nuevos (ballenas $\chi^2 = 4,4$, $p = 0,111$; delfines $\chi^2 = 4,3$, $p = 0,115$; tortugas marinas $\chi^2 = 0,8$, $p = 0,676$; tiburones ballena $\chi^2 = 1,4$, $p = 0,488$; serpientes marinas $\chi^2 = 2,3$, $p = 0,314$), lo cual implica que el panel fue una muestra representativa de todos los participantes de 2020. En general, los datos de los panelistas mostraron una alta variabilidad en los cambios percibidos, y encontramos unos patrones drásticamente en conflicto cuando mapeamos los cambios percibidos contra los reportados. Por ejemplo, la mayoría de los panelistas percibieron un aumento en la frecuencia de ballenas, pero reportaron igual o menos avistamientos en 2020 comparado con 2010 (Figura 3). Las respuestas individuales para los cambios reportados y percibidos para serpientes marinas también fueron

inconsistentes, pero en ambos casos la mayoría de panelistas indicaron un incremento en serpientes marinas, también detectado durante el biomonitorio (Tabla 3, Figura 3). Por otro lado, hubo una consistencia individual más alta en respuestas sobre las tortugas marinas, con la mayoría de panelistas registrando ningún cambio ni reportado ni percibido. Sorprendentemente, el biomonitorio indicó una disminución en tortugas marinas; aunque esta caída fue reflejada de manera mínima a través del cambio reportado, es notable que ningún cambio reportado indicó un incremento mientras varios panelistas percibieron un incremento (Figura 3).

3.4 | Otros hallazgos en las entrevistas

Cuando tuvieron la oportunidad para dar más detalles sobre sus percepciones, los entrevistados que sugirieron un incremento en ballenas generalmente citaron mejor protección o la eliminación de buques comerciales de pesca dentro del Golfo Dulce. Algunos entrevistados comentaron que se observan más ballenas durante la temporada de lluvia, algo que también se registró durante el biomonitorio biestacional (Bessesen, 2015). Los entrevistados que percibieron un incremento en delfines dijeron que menos pesca comercial dentro del golfo resulta en más comida para ellos, y los entrevistados que percibieron un incremento en tortugas marinas dijeron que las actividades de conservación están ayudando, aunque reconocieron que aún hay una mínima aplicación de la ley contra la extracción ilegal

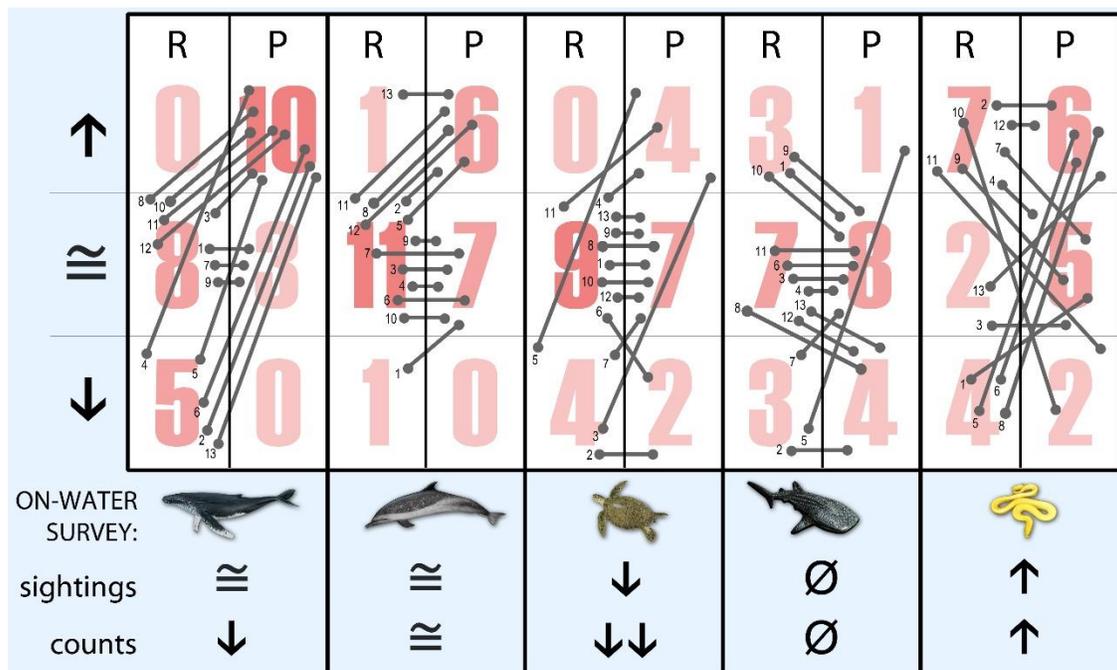


FIGURA 3 Cambios en la frecuencia de avistamiento para cada taxón entre el 2010 y 2020, descritos como incremento (↑), igual (≅), o disminución (↓). Las líneas en ángulo (clasificadas del 1 al 13) representan los panelistas de entrevista y asocian el cambio reportado (columnas R) frente al cambio percibido (columnas P), con los totales para cada bloque en rojo (sombreado: suave: 0 - 4, medio 5 - 8 y oscuro 9 - 11). Los cambios observados durante el biomonitorio son presentados debajo del cuadro como avistamientos (sightings; número de encuentros) y conteos (counts; número de individuos observados).

TABLA 3 Los coeficientes estimados por las regresiones mixtas lineales con intercepto aleatorio que predicen cambios en las frecuencias reportadas, comparado las respuestas de 2010 y 2020, como el cambio percibido (Perceived change) en 2020 y posibles cambios en profesión (Occupation change) y el cambio de trabajar más o menos días a la semana (Working more/fewer days). Este modelo refleja las respuestas de los 13 panelistas entrevistados en 2010 y 2020. Para cada predictor evaluado, reportamos la mejor estimación del coeficiente, su error estándar y su valor p (en negrito cuando $p < 0,05$). El modelo tuvo una R^2 marginal = 0,170 (la varianza explicada solamente por factores fijados) y una R^2 condicional = 0,210 (la varianza total explicada por factores fijos y aleatorios). Las variables de taxon (Taxa) son delfín (Dolphin), tortuga marina (Sea Turtle), tiburón ballena (Whale Shark), y serpiente marina (Sea Snake).

Predictors	Estimates	SE	p
Intercept	-0.38	0.48	0.430
Perceived change: Same	0.13	0.37	0.725
Perceived change: Increase	-0.32	0.40	0.424
Taxa: Dolphin	0.40	0.35	0.256
Taxa: Sea Turtle	0.04	0.36	0.905
Taxa: Whale Shark	0.11	0.39	0.773
Taxa: Sea Snake	0.88	0.35	0.015
Occupation change	-0.09	0.27	0.760
Working more days	0.34	0.36	0.359
Working fewer days	0.10	0.26	0.710

de huevos en las playas. Los entrevistados que percibieron menos tortugas marinas nombraron varias razones para la caída: un incremento en el tráfico de barcos, lo cual provoca muertes por el impacto con las hélices (entre 2008 y 2020 el número de barcos turísticos en funcionamiento subió de 7 a 25, y ‘todos chocan con ellos’, refiriéndose a tortugas marinas); los palangres son utilizados con frecuencia fuera del golfo y pueden contribuir más a la captura incidental de tortugas por usar cebo vivo, mientras el uso ilegal de redes de enmalle resulta en un incremento en la captura incidental dentro del golfo; y se dice que algunas organizaciones de conservación están causando disturbios adicionales al capturar y manipular tortugas marinas ‘una y otra vez’ para los estudios de investigación. Entre los entrevistados que percibieron una caída en tiburones ballena, uno indicó que las redes de cerco atuneras en altamar son un problema, mientras otros señalaron que es el efecto de más tráfico de barcos y turistas demasiado entusiasmados. Los entrevistados también expresaron que sólo las serpientes marinas amarillas son vistas dentro del golfo y algunos notaron que su conocimiento de las serpientes había mejorado desde nuestra primera entrevista en 2010 (lo cual también podría ser un factor que influía en sus registros del incremento para esta especie). La mayoría se dio cuenta de que *H. p. xanthos* es endémica en Golfo Dulce y un análisis temático de sus comentarios destacó consistentemente tres cualidades acerca de la serpiente: es hermosa, es venenosa (aunque los entrevistados no tardaron en añadir que no temían a la serpiente) y que es valorada como un animal único en Golfo Dulce. Cuando fueron preguntados acerca de la conservación marina en Golfo Dulce, 19 de los 23 (83%)

entrevistados en 2020 estaban de acuerdo con que las actividades de protección ambiental benefician a la comunidad local, tres sugirieron que las desventajas y los beneficios coexisten y un participante no vio ningún beneficio para la comunidad. Los que apoyan a la conservación informaron que los beneficios son estabilizadores o contribuyen a más recursos pesqueros así también mencionaron los ingresos económicos creados por el ecoturismo. Ocho entrevistados (37%) hablaron específicamente de la necesidad de la aplicación más rigurosa de leyes que protejan a la vida marina. Los que vieron menos ventajas de la conservación mencionaron una escasez de trabajo rentable debido a los reglamentos de pesca y señalaron que grandes empresas internacionales cosechan la mayor parte de los ingresos del ecoturismo mientras los ciudadanos son contratados como trabajadores de salario bajo.

4 | DISCUSIÓN

A lo largo de los años, LEK ha sido obtenido de muchos tipos de informantes experimentados, incluyendo granjeros (Leedy, 1949; Vaughan et al., 2003), pescadores (Carter & Nielsen, 2011; Lozano-Montes et al., 2008; Rehage et al., 2019; Turvey et al., 2013), y hasta amantes urbanos de la naturaleza (Yli-pelkonen & Kohl, 2005), y ha sido utilizado para evaluar una amplia variedad de especies terrestres y marinas. Al recopilar y comparar los datos de entrevistas y datos científicos empíricos de los mismos períodos de tiempo para evaluar las frecuencias de avistamiento para varias especies marinas carismáticas, sin embargo, nuestro trabajo llena una brecha específica de investigación y nos ayuda a entender las limitaciones potenciales y fortalezas de LEK. Nuestros hallazgos sugieren que LEK podría ser un método válido y complementario para evaluar la abundancia actual de taxones marinos carismáticos en el Golfo Dulce. Las frecuencias de avistamiento para cetáceos, tortugas marinas, tiburones ballena y serpientes marinas obtenidos a través de entrevistas con pescadores locales y guías turísticos en barco generalmente coincidieron con las frecuencias de avistamiento observadas durante muestreos sobre el agua. Este trabajo complementa a otros estudios LEK de la abundancia de especies con resultados similares: Anadón et al. (2009) and Turvey et al. (2013) reportaron una buena coincidencia entre datos de entrevistas transversales y estudios de campo (muestreos basados en tierra para tortugas y encuestas en barco para marsopas, respectivamente). Silvano y Begossi (2010) también compararon LEK contra encuestas biológicas para varios aspectos ecológicos de anjova, y presentaron resultados mixtos, tal como una coincidencia con la dieta del animal pero sin coincidencia para su período de reproducción. Aunque los estudios comparativos se realizan con más facilidad con fauna más accesible, tales conveniencias no siempre son posibles. Así mismo, no fue posible producir datos de biomonitoreo comparables para tiburones ballena. En Golfo Dulce, las especies residentes (delfines, serpientes marinas y ciertas tortugas marinas) son vistas con más frecuencia que los visitantes migratorios (ballenas y tiburones ballena), los cuales están presentes estacionalmente y/o esporádicamente y son más difíciles de evaluar. LEK sugiere que los tiburones ballena no sólo son raros en el Golfo Dulce sino también que están disminuyendo. Mientras sea más complicado documentar una especie, las estimaciones de su abundancia se hacen más importantes para la conservación. Por lo tanto, cuando hasta los entrevistados más experimentados no pueden observar a una especie con frecuencia y es poco probable que sea registrada por el biomonitoreo periódico, se debería

considerar a LEK como más confiable para evaluar la abundancia, siempre y cuando los entrevistados tengan considerable y continua experiencia en el área de estudio. Por supuesto, depender solo de LEK, sin ninguna norma probatoria, no es recomendable (Gilchrist et al., 2005). Además, al “comprobar” las suposiciones y limitaciones de LEK contra un sistema de biomonitoreo, es esencial considerar las suposiciones y limitaciones del mismo sistema de biomonitoreo (Brook & McLachlan, 2005); la metodología de nuestro muestreo en barco se describe en Bessesen (2015).

Una contribución adicional e importante de nuestro estudio es la comparación de los resultados de dos temporadas de campo separadas por una década. Mucha de la literatura se centra en una sola encuesta de entrevistas para obtener LEK sobre las tendencias de abundancia de especies en lugar de comparar las respuestas de un panel sistemáticamente entre dos o más años (Thornton & Maciejewski Scheer, 2012). Cuando tomamos la oportunidad para evaluar nuestros datos LEK desde una perspectiva longitudinal, evaluando las frecuencias separadas por una década, los patrones de tendencias en general mostraron una consistencia con las tendencias de abundancia establecidas por el biomonitoreo comparativo. Esto implica la solidez de LEK. Desafortunadamente, encontramos que las percepciones de cambio retrospectivas son mucho menos confiables. Los cambios percibidos por nuestros panelistas durante el mismo período no consiguieron coincidir con los cambios observados durante los muestreos en barco. La incongruencia también fue evidente a nivel individual: el cambio percibido de una persona para un taxón frecuentemente estuvo en conflicto con su propio cambio reportado (Figura 3). Ningún individuo se inclinaba completamente en una dirección, pero en general, las tendencias percibidas solían ser optimistas; por ejemplo, los entrevistados reportaron una frecuencia igual o menor de avistamientos de ballenas, pero a la vez percibían un incremento. Al comparar dos puntos en el tiempo, nuestros resultados indican que es posible que los entrevistados no registren los cambios con precisión durante un período de diez años, aún si sus estimaciones de abundancia actual parecen ser reales y podrían ser utilizadas para medir el cambio por un período de tiempo utilizando un método de encuesta longitudinal de entrevistas. El sesgo retrospectivo parece ser un fenómeno comúnmente reportado (Finney, 1981; Rafferty et al., 2015). Nuestros entrevistados tendieron a sobreestimar la abundancia percibida, aunque las percepciones humanas también podrían inclinar hacia la otra dirección. Los datos LEK reportados por O'Donnell et al. (2010), por ejemplo, indicaron una reducción histórica de caballitos de mar que los registros de pescadores no corroboraron. Ciertamente, su LEK pudo haber sido preciso si la abundancia de caballitos de mar hubiese disminuido debido a factores aparte de la pesca. Dependiendo del estudio, las metodologías y los objetivos fijados, puede que el sesgo retrospectivo no resulte ser un problema. Rehage et al. (2019) y Santos et al. (2019) combinaron datos dependientes de la pesca (por ejemplo, desembarques registrados) con LEK, aplicando el método del calendario de historia de vida (como lo describió Freedman et al., 1988) para examinar los cambios espaciales de los macabíes en Florida durante varias décadas. Encontraron una buena concordancia entre los dos conjuntos de datos donde ambos señalaban una tendencia general de disminución.

La varianza dentro de las encuestas sociales es compleja y el sesgo de entrevista ha sido reconocido desde hace mucho tiempo (Moser, 1951). Nuestra evaluación de LEK se basó en

relativamente pocos entrevistados con diferentes características y niveles de experiencia, lo cual pudo haber limitado nuestra capacidad para identificar todos los factores que formaban las percepciones de los entrevistados (Davis & Wagner, 2003). Es posible que el lugar de origen del entrevistado, nacido localmente o en otra parte, pueda influenciar sus percepciones, pero nuestros datos no nos permiten detectar ese posible efecto. Generalmente, no encontramos que las respuestas fueran influenciadas por los atributos considerados de los entrevistados, aunque los guías turísticos indicaron frecuencias de avistamiento más bajas en general. Los guías turísticos son más propensos a poner atención a la fauna carismática pues ésta es más importante para sus actividades económicas (Mazzoldi et al., 2019), y este mayor interés podría generar mayores expectativas a la vez que estimaciones más precisas. Dividimos la pesca y el turismo para nuestros análisis, pero las dos categorías se mezclan un poco porque la pesca deportiva es una actividad principalmente turística, aunque no se centra en los taxones que evaluamos en nuestras entrevistas. Las frecuencias de avistamientos reportados también pueden ser afectadas por cambios en la conciencia (por ejemplo, aprender del carácter único de la serpiente marina amarilla podría inspirar más interés), o por los métricos que se aplican. Como demostró nuestra encuesta sobre el agua, es más posible obtener imágenes diferentes cuando se cuentan los encuentros con ballenas que cuando se cuenta ballenas individuales (Figura 3). Hubiera sido útil usar descriptores cuantitativos para separar a esos elementos en un cuestionario, como 'individuos o grupos vistos al menos una vez cada 1-2 días laborales', para desenredar esos elementos. Los sistemas de creencias también pueden influenciar LEK y evaluaciones centradas en el cambio (Begossi, 2015). El creer que las actividades de conservación están funcionando (por ejemplo, la restricción de arrastreros camaroneros dentro del golfo y menos tráfico de huevos de tortuga) podría llevar a la percepción general de que la vida marina se está (o debe estar) recuperando. Por otro lado, el creer que los problemas ambientales han empeorado (por ejemplo, más tráfico de barcos, pesca ilegal y un incremento en escorrentías agrícolas) podría conducir a una percepción que la vida marina está sufriendo y por lo tanto debe estar disminuyendo. La experiencia personal puede afectar las respuestas. A diferencia de Ainsworth (2011) y Lozano-Montes et al. (2008), no encontramos cambios en las bases de referencia donde los entrevistados de mayor edad reportaron una abundancia histórica mayor a los entrevistados más jóvenes, aunque eso puede ser debido al tamaño de la muestra y/o la duración del estudio, porque muchos pescadores mayores en 2010 sí reportaron una reducción en la fauna de Golfo Dulce desde su juventud (Bessesen, 2010).

Todos los participantes anteriores que fueron encontrados aceptaron ser entrevistados de nuevo y nuestro panel incluyó a muchos de los pescadores y guías más experimentados de Puerto Jiménez. Notablemente, nuestro tamaño de muestra pequeño en 2020 ($n = 23$) no fue un factor de inesperadamente menos participantes ese año sino de un exceso en 2010 ($n = 82$). La meta original para la encuesta de 2010, basada en el tamaño de la comunidad accesible, fue de 25 participantes. Si hubiéramos obtenido esa cantidad, nuestros tamaños de muestra entre años serían comparables. En cambio, más de cien pescadores en los alrededores de la región del Golfo Dulce fueron llamados a una reunión política en Golfito en 2010, y un autor (BLB) recibió una invitación de última hora, lo cual permitió acceso a un conjunto de datos considerablemente más grande. La movilidad y localización inadecuada hizo imposible encontrar o identificar a la mayor parte de esos hombres una década después. No se esperaba inquietudes respecto a una

segunda encuesta, y así algunas personas pueden no haber sido localizables porque dieron sus nombres legales para las entrevistas en 2010 pero son conocidos en su comunidad sólo por sus apodos. Tener tanto nombres y como apodos tal vez hubiera ayudado en nuestros esfuerzos. Dado la importancia de volver a entrevistar para obtener una evaluación precisa de posibles cambios, se deben tomar medidas para asegurar la rastreabilidad, todo dentro de los límites de la protección cuidadosa de datos personales. Durante un período de 10 años, también es probable que algunas de las personas se hayan ido a vivir en otro lado, cambiado de profesión, jubilado o muerto, lo cual enfatiza la importancia de la deserción a través del tiempo. Identificar nuevos participantes en 2020 nos hizo enfrentar un nuevo reto: los pescadores jóvenes estuvieron menos dispuestos a participar que en 2010. Se dice que la pesca ilegal con redes de enmalle y arpones está creciendo tanto como el tráfico de drogas sobre el agua, y es posible que las actividades ilícitas creen percepción de posibles riesgos en hablar de temas relacionados con el trabajo marino. Aunque nuestra muestra fue más pequeña en 2020 que en 2010, no obstante, esto se alineó con nuestras expectativas, porque sabíamos que no íbamos a poder contactar a todos los pescadores regionales que participaron anteriormente. De hecho, nuestra muestra más pequeña refleja más precisamente el acceso limitado a los entrevistados comunes en áreas geográficas remotas. Además, el análisis estadístico indicó que las percepciones de los 13 panelistas reflejaban todos los 23 entrevistados del segundo período de estudio, lo cual subió la confianza en nuestros resultados.

El conocimiento ecológico local no se limita, por supuesto, a las evaluaciones de la abundancia de fauna (Castellanos Galindo et al., 2011; Thornton & Maciejewski Scheer, 2012). El valor de los trabajadores del mar para revelar o definir los factores que afectan el declive de una especie particular y/o cambios en el comportamiento humano que constituyen una amenaza no se debe subestimar (Carter & Nielsen, 2011). El uso de cebo vivo por palangreros, la caza ilegal y las admisiones de impactos con hélice son algunos de los conocimientos obtenidos por nuestras entrevistas. A pesar de la prohibición oficial de las redes de enmalle, durante nuestra encuesta de avistamiento, observamos a varios pescadores armando y transportando estos equipos y nos dijeron que la pesca ilegal de peces de arrecife con arpones también se está haciendo un problema serio, aunque menos visible. Que los entrevistados hablen abiertamente acerca de estos desafíos demuestra su apoyo general a la conservación marina. La mayoría demostró un aprecio claro por la belleza ecológica de la región y vieron a la conservación en mayor parte como un medio para proteger a los recursos naturales y proporcionar una economía fuerte basada en el turismo. Es importante destacar que esta honestidad y apoyo podría cambiar con el tiempo y/o podría no ser común en otras regiones de estudio, así que se debe tener especialmente en cuenta los potenciales sesgos o intenciones específicas de cada comunidad.

El biomonitoreo periódico es esencial para medir cambios en la biodiversidad marina pero también es costoso. Es posible que combinar las evaluaciones de biodiversidad con encuestas LEK pueda proporcionar una solución económica. Las encuestas de entrevistas longitudinales pueden tener el mayor efecto cuando se realizan periódicamente *entre* encuestas de avistamiento sobre el agua, por lo que los cambios encontrados a través del análisis sistemático de respuestas podrían servir como una alerta temprana de tendencias negativas. Aunque encontramos una fiabilidad limitada de la percepción humana para el seguimiento de las

tendencias de la abundancia de fauna, cabe explorar la posibilidad de que si las percepciones de cambio sean mejores en intervalos cortos (por ejemplo cada 2 - 3 años en lugar de cada década). Las entrevistas también pueden inspirar a participar a las comunidades locales e interesados, y representar sus voces, algo clave para el manejo exitoso de los recursos ecológicos. Nuestro estudio proporciona datos de evaluación importantes para los políticos y profesionales en un área biológicamente rica de Costa Rica, que actualmente se encuentra bajo presión. Por lo tanto, esperamos que los resultados informen sobre la conservación marina, tomando en cuenta que la protección exitosa a largo plazo del Golfo Dulce como un hotspot de biodiversidad y un destino internacional de ecoturismo dependerá completamente de los cuerpos legislativos y los organismos encargados de la aplicación de la ley, junto con la colaboración de ONGs dedicadas y la participación motivada de ciudadanos locales en el bienestar de sus aguas.

A nivel mundial, los datos presentados aquí ofrecen conocimientos importantes acerca de LEK como un plan complementario al biomonitoreo, lo cual podría beneficiar estudios futuros sin importar el lugar. Nuestro estudio, aunque pequeño, sugiere que LEK puede ser una buena fuente de información para las estimaciones actuales de abundancia y para evaluar tendencias mediante la comparación sistemática de estimaciones de abundancia entre periodos pero que falla como indicador retrospectivo del cambio. Se necesitan proyectos de investigación a gran escala que combinen las entrevistas LEK longitudinales con las encuestas de avistamiento sobre el agua para eliminar las dinámicas de este enfoque interdisciplinario. Nuestros métodos han sido exitosos, aunque se recomiendan algunos ajustes, como clarificar el término 'frecuencia de avistamiento' (cuán frecuente versus cuántos) y tomar más medidas para asegurar la localización de los entrevistados durante intervalos considerables de tiempo. Evaluar nuevos métodos de estudio requiere tiempo, recursos y habilidades únicas para resolver problemas, pero con el colapso de ecosistemas y la desaparición de especies causadas por las actividades antrópicas por toda la tierra y el mar (Briggs, 2011; Costello et al., 2017; Pimm et al., 1995), alentamos todo esfuerzo para experimentar con técnicas interdisciplinarias que puedan ayudar a entender las relaciones entre hombre y naturaleza y contribuir a la protección de la vida biodiversa de la Tierra.

RECONOCIMIENTOS

Esta encuesta fue apoyada por Osa Conservation, Osa Ecology y la Escuela de Ciencias Biológicas de la Universidad de Reading. El trabajo se realizó bajo el permiso de investigación número: SINAC-ACOSA-DT-PI-R-010-2019 otorgado por el Ministerio de Ambiente y Energía (MINAE) y el Sistema Nacional de Áreas de Conservación (SINAC). Las preguntas de entrevista y protocolos de almacenamiento de datos fueron aprobados por el Comité de Ética de la Escuela de Ciencias Biológicas de la Universidad de Reading, con número de referencia SBS19-2011. Los autores agradecen a su asistente de investigación, Jorge Largaespada, y los pescadores y guías locales que compartieron sus conocimientos. Guido Saborío-Rodríguez, Kevin Steiner, Julie Hawkins, Chris Venditti, Tom Johnson, Joe Watson, Gary J. Galbreath, Mike Boston, Noelia Hernández, Andy Whitworth y Dennis Vásquez también aportaron conocimientos y/o recursos al proyecto. Traducido por Daniel Colgan con financiación del "Environment Theme" de la Universidad de Reading en el Reino Unido.

CONFLICTOS DE INTERÉS

Los autores no tienen ningún conflicto de interés.

CONTRIBUCIONES DE LOS AUTORES

B.L.B. concibió y diseñó el estudio; recopiló y analizó los datos; y dirigió la redacción del manuscrito. M.G.-S. contribuyó al análisis de datos y la redacción del manuscrito.

DECLARACIÓN DE LA DISPONIBILIDAD DE DATOS

Los datos están archivados en Figshare en https://doi.org/10.6084/m9.figshare.14442_029.v1 (Bessesen & González Suárez, 2021).

REFERENCIAS

Ainsworth C.H. 2011. Quantifying species abundance trends in the northern Gulf of California using local ecological knowledge. *Marine and Coastal Fisheries: Dynamics, Management, and Ecosystem Science* 3: 190–218.

Anadón J.D., A. Gimenez and R. Ballestar. 2009. Linking local ecological knowledge and habitat modelling to predict absolute species abundance on large scales. *Biodiversity Conservation* 19: 1443–1454.

Bates D., M. Mächler, B. Bolker, S. Walker. 2015. Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software* 67(1): 1–48.

Beaudreau A.H. and P.S. Levin. 2014. Advancing the use of local ecological knowledge for assessing data-poor species in coastal ecosystems *Ecological Applications* 24(2): 244–256.

Begossi A. 2015. Local ecological knowledge (LEK): understanding and managing fisheries. In J. Fischer et al. (eds.) *Fishers' knowledge and the ecosystem approach to fisheries: applications, experiences and lessons in Latin America*. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 591. Rome, FAO. 278 pp.

Berkes F., J. Colding and C. Folke. 2000. Rediscovery of traditional ecological knowledge as adaptive management. *Ecological Applications* 10: 1251–1262.

Bessesen B.L. 2010. Project Report and Summary of Multi-Species Marine Sighting Survey in Golfo Dulce, Costa Rica, January – February 2010. Friends of the Osa Public Report. Puerto Jiménez. 21 pp.

Bessesen B.L. 2015. Occurrence and distribution patterns of several marine vertebrates in Golfo Dulce, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical* 63 (Supl.1): 261–272.

- Bessesen B.L. and G.J. Galbreath. 2017. A new subspecies of sea snake, *Hydrophis platurus xanthos*, from Golfo Dulce, Costa Rica. *ZooKeys* 686: 109–123.
- Bessesen B.L. and G. Saborío-R. 2012. Tropical fiord habitat as a year-round resting, breeding, and feeding ground for East Pacific green sea turtles (*Chelonia mydas*) off Costa Rica. *Herpetological Review* 43: 539–541.
- Briggs J. C. (2011). Marine extinctions and conservation. *Marine Biology* 158(3): 485–488.
- Brook R.K. and S.M. McLachlan. 2005. On using expert-based science to “test” local ecological knowledge. *Ecology and Society* 10(2): r3.
- Carlton J.T., J.B. Geller, M.L. Reaka-Kudla and E.A. Norse. 1999. Historical Extinctions in the Sea. In D.G. Fautin, D.J. Futuyma, F.C. James (eds) *Annual Review of Ecology and Systemics*, Vol. 30. Annual Reviews, California 649 pp.
- Carter T.G. and E.A. Nielsen. 2011. Exploring ecological changes in Cook Inlet beluga whale habitat through traditional and local ecological knowledge of contributing factors for population decline. *Marine Policy* 35(3): 299–308.
- Castellanos-Galindo G.A., J.R. Cantera, S. Espinosa and L. Marina Mejía-Ladino. 2011. Use of local ecological knowledge, scientist’s observations and grey literature to assess marine species at risk in a tropical eastern Pacific estuary. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 21: 37–48.
- Chapin III F.S., E.S. Zavaleta, V.T. Eviner, R.L. Naylor, P.M. Vitousek, H.L. Reynolds, D.U. Hooper, S. Lavorel, O.E. Sala, S.E. Hobbie, M.C. Mack and S. Díaz. 2000. Consequences of changing Biodiversity. *Nature* 405: 234–242.
- Costello M.J., Z. Basher, L. Mcleod, et al. 2017. Methods for the Study of Marine Biodiversity. In: M. Walters, R.J. Scholes (eds) *The GEO Handbook on Biodiversity Observation Networks*. Springer Open. 326 pp.
- Davis A. and J.R. Wagner. 2003. Who knows? On the importance of identifying 'experts' when researching local ecological knowledge. *Human Ecology* 31(3): 463–489.
- Dulvy N., Y. Sadovy and J. Reynolds. 2003. Extinction vulnerability in marine populations. *Fish and Fisheries* 4: 25–64.
- Fargier L (2012) La participation des pêcheurs artisanaux à la gestion des activités halieutiques artisanales tropicales. Etude de cas dans le Golfo Dulce, Costa Rica. PhD Dissertation, Université de La Rochelle, La Rochelle. 436 pp..
- Fargier L., H. Hartmann and H. Molina-Ureña. 2014. “Marine Areas of Responsible Fishing”: A Path Toward Small-Scale Fisheries Co-Management in Costa Rica? Perspectives from Golfo Dulce. In F. Amezcua, B. Bellgraph (eds) *Fisheries Management of Mexican and Central American Estuaries*. Estuaries of the World. Springer, Dordrecht. 213 pp.
- Ferguson M.A.D., R.G. Williamson and F. Messier. 1998. Inuit knowledge of long-term changes in a population of arctic tundra Caribou. *Arctic* 51: 201–219.

- Finney H.C. 1981. Improving the Reliability of Retrospective Survey Measures: Results of a Longitudinal Field Survey. *Evaluation Review* 5(2): 207–229.
- Folke C. 2004. Traditional knowledge in social–ecological systems. *Ecology and Society* 9: 7.
- Fournier M. L., L. E. Castillo, F. Ramírez, G. Moraga and C. Ruepert. (2019). Evaluación preliminar del área agrícola y su influencia sobre la calidad del agua en el Golfo Dulce, Costa Rica. *Revista de Ciencias Ambientales* 53(1), 92–112.
- Freedman D., A. Thornton, D. Camburn, D. Alwin and L. Young-DeMarco. 1988. The life history calendar: A technique for collecting retrospective data. *Sociological Methodology* 18: 37–68.
- García Lozano A.J. and J.T. Heinen. 2016. Property relations and the co-management of small-scale fisheries in Costa Rica: Lessons from Marine Areas for Responsible Fishing in the Gulf of Nicoya. *Marine Policy* 73: 196–203.
- Gerhardinger L.C., E.A.S. Godoy and P.J.S. Jones. 2009. Local ecological knowledge and the management of marine protected areas in Brazil. *Ocean & Coastal Management* 52: 154–165.
- Gilchrist G., M. Mallory and F. Merkel. 2005. Can local ecological knowledge contribute to wildlife management? Case studies of migratory birds. *Ecology and Society* 10(1): 20.
- Hind E.J. 2015. A review of the past, the present, and the future of fishers' knowledge research: a challenge to established fisheries science. *ICES Journal of Marine Science* 72: 341–358.
- Hunt C.A., W.H. Durham, L. Driscoll and M. Honey. 2015. Can ecotourism deliver real economic, social, and environmental benefits? A study of the Osa Peninsula, Costa Rica. *Journal of Sustainable Tourism* 23(3):339–57. 27.
- Huntington H.P. 2000. Using traditional ecological knowledge in science: methods and applications. *Ecological Applications* 10: 1270–1274.
- INEC. 2016. Estadísticas demográficas. 2011 – 2025. Proyecciones nacionales. Población total proyectada al 30 de junio por grupos de edades, según provincia, cantón, distrito y sexo. Instituto Nacional de Estadística y Censos, San Jose, Costa Rica.
- Kuznetsova A., P.B. Brockhoff and R.H.B. Christensen. 2017. ImerTest Package: Tests in Linear Mixed Effects Models. *Journal of Statistical Software* 82(13): 1–26.
- Leedy D.L. 1949. Ohio pheasant nesting surveys based on farmer interviews. *Journal of Wildlife Management* 13: 274–286.
- Lozano-Montes H.M., T.J. Pitcher and N. Haggan. 2008. Shifting environmental and cognitive baselines in the upper Gulf of California. *Frontiers in Ecology and Environment* 6: 75–80.
- Mazzoldi C., G. Bearzi, C. Brito, I. Carvalho, E. Desiderà, L. Endrizzi, L. Freitas, E. Giacomello, I. Giovos, P. Guidetti, A. Ressurreição, M. Tull and A. MacDiarmid. 2019. From sea monsters to charismatic megafauna: Changes in perception and use of large marine animals. *PLOS ONE* 14(12): e0226810.

- Moller H., F. Berkes, P.O. Lyver and M. Kislalioglu. 2004. Combining science and traditional ecological knowledge: monitoring populations for co-management. *Ecology and Society* 9: 2.
- Morales-Ramírez A. 2011. La diversidad marina del Golfo Dulce, Pacífico sur de Costa Rica: amenazas a su conservación. *Biocenosis* 24: 9–20.
- Moser C.A. 1951. Interview Bias. *Revue de l'Institut International de Statistique* 19(1): 28-40.
- Nielsen Muñoz V. and M.A. Quesada Alpízar. 2006. *Ambientes Marino Costeros de Costa Rica. Informe técnico*. CIMAR, CI, TNC, San José
- O'Donnell K.P., M.G. Pajaro and A.C.J. Vincent. 2010. How does the accuracy of fisher knowledge affect seahorse conservation status? *Animal Conservation* 13: 526–533.
- Pacheco-Polanco J.D., D. Herra-Miranda, L. Oviedo-Correa, W. Quirós-Pereira and C. Figgner. 2015. Agregaciones de alimentación del tiburón ballena, *Rhincodon typus* (Orectolobiformes: Rhincodontidae) en Golfo Dulce, Península de Osa, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical* 63(Supl.1): 299–306.
- Pimm S.L., G.J. Russell, J.L. Gittleman and T.M. Brooks. 1995. The Future of Biodiversity. *Science* 269: 347–350.
- R Core Team. 2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Rafferty A., P. Walthery and S. King-Hele. 2015. Analysing change over time: repeated cross sectional and longitudinal survey data. UK data service, University of Essex and University of Manchester. 25 pp.
- Rehage J.S., R.O. Santos, E.K.N. Kroloff, J.T. Heinen, Q. Lai, B.D. Black, R.E. Boucek and A.J. Adams. 2019. How has the quality of bonefishing changed over the past 40 years? Using local ecological knowledge to quantitatively inform population declines in the South Florida flats fishery. *Environmental Biology of Fishes* 102:285–298.
- Rindfleisch A., A.J. Malter, S. Ganesan and C. Moorman. 2008. Cross-Sectional Versus Longitudinal Survey Research: Concepts, Findings, and Guidelines. *Journal of Marketing Research* XLV: 261–279.
- Santos R.O., J.S. Rehage, E.K.N. Kroloff, J.E. Heinen and A. J. Adams. 2019. Combining data sources to elucidate spatial patterns in recreational catch and effort: fisheries-dependent data and local ecological knowledge applied to the South Florida bonefish fishery. *Environmental Biology of Fishes* 102: 299–317.
- Silvano R.A.M. and A. Begossi. 2010. What can be learned from fishers? An integrated survey of fishers' local ecological knowledge and bluefish (*Pomatomus saltatrix*) biology on the Brazilian coast. *Hydrobiologia* 637: 3–18.
- Spongberg A. 2004. PCB contamination in marine sediments from Golfo Dulce, Pacific coast of Costa Rica. *Revista de Biología Tropical* 52: 23–32.
- Svendsen H., R. Rosland, S. Myking, J.A. Vargas, O.G. Lizano and E.J. Alfaro. 2006. A physicooceanographic study of Golfo Dulce, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical* 54: 147–170.

- Thornton T.F. and A. Maciejewski Scheer. 2012. Collaborative engagement of local and traditional knowledge and science in marine environments: a review. *Ecology and Society* 17(3): 8.
- Turvey S.T., C.L. Risley, J.E. Moore, L.A. Barrett, H. Yujiang, Z. Xiujiang, Z. Kaiya and W. Ding. 2013. Can local ecological knowledge be used to assess status and extinction drivers in a threatened freshwater cetacean? *Biological Conservation* 157: 352–360.
- Usher P.J. 2000. Traditional ecological knowledge in environmental assessment and management. *Arctic* 53: 183–193.
- Vaughan N., E. Lucas, S. Harris, and P.L. White. 2003. Habitat associations of European hares *Lepus europaeus* in England and Wales: implications for farmland management. *Journal of Applied Ecology* 40: 163–175.
- Yli-Pelkonen V. and J. Kohl. 2005. The role of local ecological knowledge in sustainable urban planning: perspectives from Finland. *Sustainability: Science, practice and policy*.
- Zambrano A.M., E.N. Broadbent, W.H. Durham. 2010. Social and environmental effects of ecotourism in the Osa Peninsula of Costa Rica: the Lapa Rios case. *Journal of Ecotourism* 9(1): 62–83.
- Zimmerer K.S. 1991. The regional biogeography of native potato cultivars in highland Peru. *Journal of Biogeography* 18: 165–178.