



EVALUACIÓN DEL IMPACTO DE LA CONTAMINACIÓN LUMÍNICA SOBRE LAS AVES MARI- NAS EN CHILE: DIAGNÓSTICO Y PROPUESTAS

Rodrigo Silva¹, Fernando Medrano^{1,2}, Ivo Tejeda¹, Daniel Terán¹, Ronny Peredo¹, Rodrigo Barros¹, Valentina Colodro³, Paola González³, Verónica González⁴, Carlos Guerra-Correa⁵, Peter Hodum³, Brad Keitt⁶, Guillermo Luna-Jorquera⁷, Vinko Malinarich⁸, Gabriela Mallea⁹, Pablo Manríquez³, Hannah Nevins⁶, Bárbara Olmedo¹⁰, Jorge Páez-Godoy⁵, Guillermo de Rodt³, Flora Rojas³, Pedro Sanhueza¹¹, Cristián G. Suazo¹², Frederick Toro⁹, Bárbara Toro-Barros⁹

¹ Programa Aves Marinas, Red de Observadores de Aves y Vida Silvestre de Chile (ROC).

² Departamento de Biología Evolutiva, Ecología i Ciències Ambientals, Institut de Recerca de la Biodiversitat (IRBio), Facultat de biologia, Universitat de Barcelona (UB), Barcelona 08028, España.

³ Oikonos Ecosystem Knowledge, Valparaíso, Chile.

⁴ Red de Voluntarios Rescate Golondrinas de mar Iquique, Chile.

⁵ Centro Regional de Estudios y Educación Ambiental (CREA), Universidad de Antofagasta, Antofagasta, Chile.

⁶ American Bird Conservancy (ABC), USA.

⁷ Núcleo Milenio ESMOI, Universidad Católica del Norte, Coquimbo, Chile.

⁸ Servicio Agrícola y Ganadero (SAG), Región de Tarapacá, Chile.

⁹ Panthalassa, Red de estudios de vertebrados marinos en Chile.

¹⁰ Fundación para la Sustentabilidad del Gaviotín Chico, Mejillones, Chile.

¹¹ Oficina de Protección de la Calidad del Cielo del Norte de Chile (OPCC), La Serena, Chile.

¹² Department of Animal Ecology and Systematics, Justus Liebig University Giessen, Giessen, Germany.

E-mail: Rodrigo Silva · rodrigossilva@redobservadores.cl

Resumen · La contaminación lumínica afecta a las aves marinas por la atracción hacia fuentes de luz y su posterior caída (*fallout*) en todo el mundo, siendo los petreles y fardelas las especies más afectadas. La contaminación lumínica está aumentando globalmente y probablemente sus efectos sobre estas aves se incrementen en los próximos años. Pese a que existe una evaluación global de esta materia, no existe información detallada para Sudamérica; por esto, el objetivo de este artículo es elaborar un diagnóstico de la situación en Chile, a fin de sugerir un enfoque técnico y político para el país y promover la discusión y acciones al respecto para la región sudamericana. Para ello, se elaboró un diagnóstico de las especies de aves marinas y territorios afectados a través de la consulta directa a investigadores, la revisión sistemática y búsqueda en bases de datos de acceso libre. En Chile, 17 especies de aves marinas son afectadas por la contaminación lumínica, incluyendo seis especies no identificadas previamente en la literatura. El impacto se distribuye principalmente en islas y localidades costeras, con algunos casos de localidades a más de 100 km al interior desde la costa. La mayor parte del manejo de este fenómeno en Chile consiste en el rescate y liberación de aves, aunque no hay evidencia del éxito de este enfoque a largo plazo. Medidas como el apagado o recambio de luces son escasas y sólo se han adoptado a pequeña escala y con resultados desconocidos a la fecha. Por ello, una actualización de la política de contaminación lumínica es requerida en Chile y debe considerar la biodiversidad como objeto de protección, el alcance geográfico nacional más allá de las áreas de interés astronómico y debe incluir nuevas tecnologías de iluminación, como luces LED. Finalmente, será de especial importancia la generación de regulaciones más estrictas sobre actividades humanas, incluyendo la iluminación en las cercanías a puntos sensibles, como colonias reproductivas de aves marinas.

Abstract · Assessing light pollution impacts on seabirds in Chile: Diagnosis and proposals

Light pollution affects seabirds through the attraction to light sources and its fallout all over the world, being petrels and shearwaters the most affected species. Light pollution is increasing globally and its effects on seabirds will likely increase during the next years. A global assessment of this issue has been made, but there is no detailed information about South America; thus, the aim of this article is to assess the situation in Chile, in order to suggest technical measures to be considered into the national light pollution policy, which could promote the addressing of the issue in South America. To do so, a diagnosis on marine bird species was made through direct consultation with experts, a systematic review, and research in free access databases. We found 17 seabirds species affected by fallout in Chile, including six species not previously recognized in the literature. The impact is mainly distributed in islands and coastal localities, but also inland, as far as 100 km from the shore. Most of the management of this phenomenon done in Chile is restricted to the rescue and release of affected birds, although there is no evidence of the long-term success of this approach. Measures, such as turning off lights or light replacement are rare, implement-

Receipt 19 July 2019 · First decision 3 September 2019 · Acceptance 13 November 2019 · Online publication

Communicated by Kaspar Delhey & Rafael Rueda-Hernández © Neotropical Ornithological Society

ed at a small scale, and have unknown results. An update of the light pollution policy is required in Chile, which should consider the protection of biodiversity as a goal, the national geographic scope beyond areas of astronomical interest, and including new lighting technologies such as LED lights. Finally, the development of stronger regulations for human activities, like lighting near sensible points, including seabirds' breeding grounds, is especially important.

Key words: Anthropocene · Artificial light · Biodiversity · Humboldt Current System · Pacific Ocean · Procellariiformes · Storm-petrels

INTRODUCCIÓN

El mundo está cada vez más iluminado, tanto en extensión como en intensidad (Kyba et al. 2017). Cuando las fuentes de luz son excesivas o inapropiadas, se produce un fenómeno denominado contaminación lumínica. Los efectos de este tipo de contaminación en la calidad del cielo son conocidos y manejados desde hace tiempo en el mundo, principalmente para evitar sus impactos sobre la observación astronómica (Riegel 1973, Crawford 1991); sin embargo, sus impactos para la calidad de vida humana y la biodiversidad están siendo abordados sólo de forma reciente (Longcore & Rich 2004, Navara & Nelson 2007, Kyba & Hölker 2013).

La contaminación lumínica impacta varios aspectos de la biodiversidad, incluyendo cambios en el ritmo circadiano, la percepción visual y la orientación espacial de los seres vivos (Gaston et al. 2013). En el caso de las aves, la contaminación lumínica afecta principalmente su fenología reproductiva (e.g. Dominoni et al. 2013, Dominoni 2015, Gaston et al. 2017), provocando mortalidad derivada de la atracción a las luces y asociada a la desorientación (Ainley et al. 2001, Le Corre 2002, Rodríguez et al. 2017a, Barros et al. 2019). Los grupos en los que estos efectos se han evidenciado con mayor fuerza corresponden a aves que realizan movimientos nocturnos, tales como algunas especies de Passeriformes migratorios que son atraídos a las luminarias (van Doren et al. 2017, Cabrera-Cruz 2018), así como petreles y fardelas de las familias Oceanitidae, Hydrobatidae y Procellariidae, para los cuales se ha reportado atracción en casi la mitad de sus especies a nivel global (i.e. 56 de 120 especies; Rodríguez et al. 2017a). Para petreles y fardelas, en particular, una revisión reciente consideró a la contaminación lumínica como una de las principales amenazas a su conservación, equiparable a la sobrepesca, la introducción de especies exóticas y la captura incidental en pesquerías (Rodríguez et al. 2019).

El mecanismo fisiológico y adaptativo por el cual las aves marinas se ven atraídas por las luces es aún desconocido, pero se cree que está relacionado con una alteración en la capacidad de las aves para orientarse utilizando los astros como pistas de navegación (Rodríguez et al. 2017a). Una vez que las aves son atraídas a las luminarias, algunas especies caen directamente al suelo (e.g. género *Pelecanoides*), mientras que en otras especies se generan sobrevuelos de horas alrededor de las luminarias, resultando en el agotamiento y caída de las aves (e.g. género *Oceanodroma*; R. Barros obs. pers.). En ambos casos, usualmente se provoca la muerte de los individuos, ya sea por colisión con estructuras humanas, atropello por vehículos, depredación por otras especies, inanición o deshidratación (Rodríguez et al. 2012a, 2014, 2017a). Dicho fenómeno es conocido como *fallout* (Imber 1975, Reed 1985) y puede llegar a causar eventos de mortali-

dad masiva, ocasionando impactos significativos sobre varias especies (Ainley et al. 2001, Rodríguez et al. 2017a). Este fenómeno se ha registrado principalmente en tierra, en zonas cercanas a las colonias reproductivas (Rodríguez et al. 2017a), y también a bordo de barcos comerciales, pesqueros, plataformas petroleras y cruceros alrededor del mundo (Ryan 1991, Black 2005, Glass & Ryan 2013, Rodríguez et al. 2015).

El estadio en el cual los Procellariiformes son más vulnerables a desorientarse por las luminarias es en el estado de volantes, por lo que existe una variación intraanual en la cantidad de individuos afectados dentro de una misma especie (Miles 2010, Rodríguez et al. 2017a). Además, existe una variación interanual en la magnitud del fenómeno producto de la relación entre el periodo de mayor frecuencia de salida de los volantes y eventos naturales que aumentan el riesgo de *fallout*, como la fase lunar, ocurriendo más caídas en noches oscuras y con luna nueva (Telfer et al. 1987, Rodríguez & Rodríguez 2009, Miles 2010, Murillo et al. 2013, Rodríguez et al. 2014), así como ante la presencia de vientos fuertes hacia el interior de la costa y en las noches nubladas (Montevecchi 2006, Rodríguez et al. 2014, Syposz et al. 2018).

Por otra parte, el alcance territorial del impacto puede ser de hasta varios kilómetros desde las colonias reproductivas. Rodríguez et al. (2015b) describieron distancias promedio de caídas en las islas Baleares para la pardela cenicienta mediterránea (*Calonectris diomedea*, 4,2 km de distancia desde su colonia más cercana), la pardela balear (*Puffinus mauretanicus*, 5,9 km) y la golondrina de mar europea (*Hydrobates pelagicus*, 6 km) (Rodríguez et al. 2015b). Asimismo, se ha sugerido que las aves pueden ser atraídas a tierra firme una vez que han alcanzado el océano (Troy et al. 2013), lo que ha sido comprobado al menos para la pardela cenicienta mediterránea en Tenerife, con ejemplares atraídos desde 2,5 km mar adentro (Rodríguez et al. 2015b).

Por último, el nivel del impacto de la iluminación artificial en las aves marinas está asociado a características de las fuentes de luz. Así, luces de mayor intensidad y orientadas hacia el cielo generan mayores niveles de atracción. Por otro lado, las luces más frías parecen generar más caídas que aquellas más cálidas, aunque los estudios experimentales en este ámbito son escasos (Rodríguez et al. 2017a).

Uno de los territorios donde la contaminación lumínica ha aumentado e impactado aves marinas es la costa Pacífica de Sudamérica y, en particular, Chile (Kyba et al. 2017, Barros et al. 2019). Esto se debe principalmente a la masificación de la iluminación de estado sólido, destacando la tecnología de diodos emisores de luz (LED) (Kyba et al. 2017); con un costo energético y económico similar a otras tecnologías, esta permite instalar más luces (Kyba et al. 2014). A su vez, las luces LED utilizadas se concentran en el espectro azul de la luz, la cual se dispersa a mayor distancia en la atmósfera (Kyba et al. 2014). Esta tecnología se ha propagado rápidamente en Chile y existe un recambio masivo de luminarias públicas envejecidas o ineficientes por LED (Agencia de Sostenibilidad Energética 2019).

Por otra parte, en Chile existen normas que buscan regular la emisión de luz hacia la atmósfera, con el objetivo principal de proteger la oscuridad del cielo utilizado por observatorios astronómicos (DS N°43/2012) y otras que regulan la intensidad luminosa del alumbrado público (DS N°02/2015 y

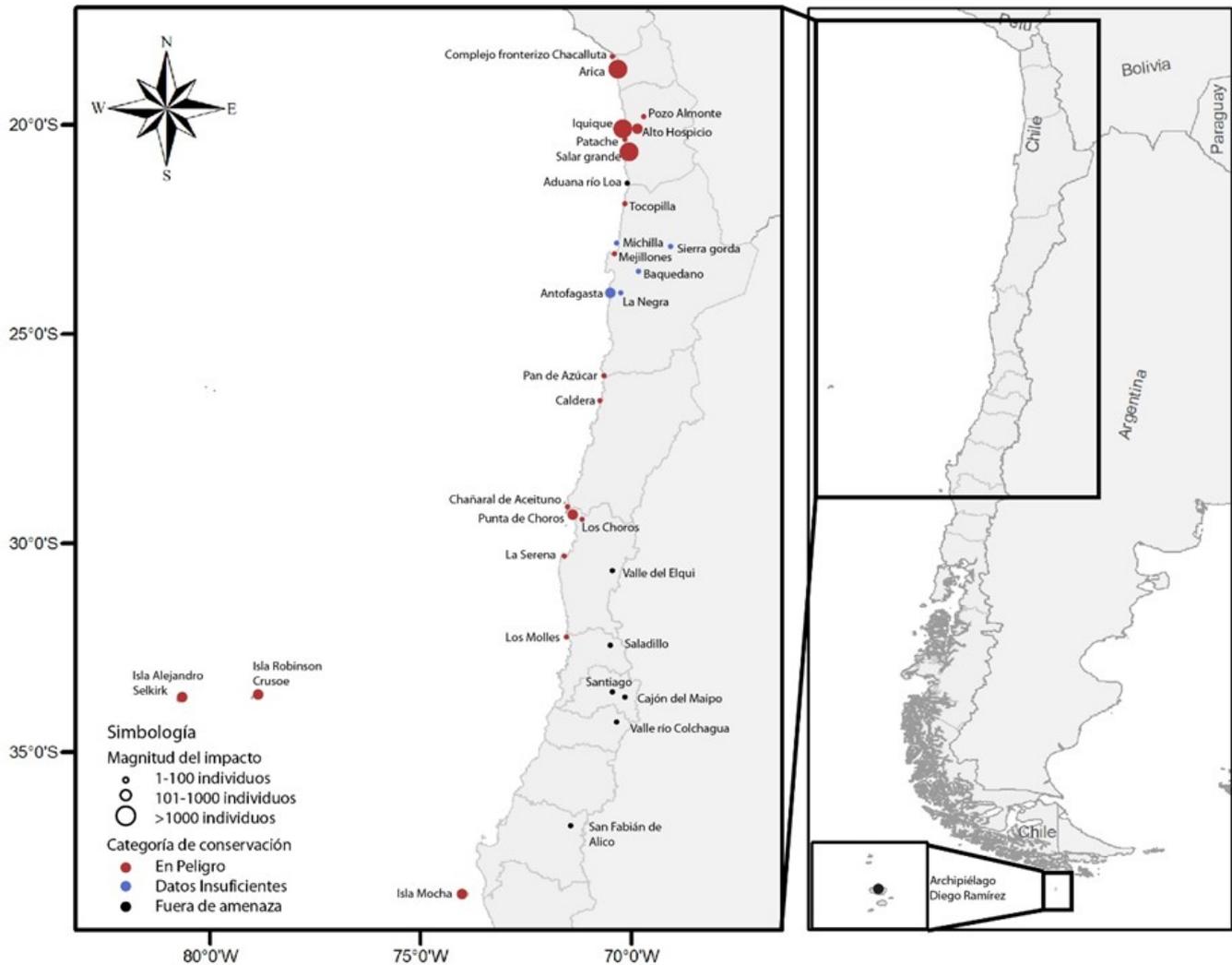


Figura 1. Mapa que grafica los territorios donde la contaminación lumínica genera amenaza, con la magnitud del impacto y el estado de conservación de las

DS N°51/2015). Sin embargo, dichas regulaciones no tienen como objetivo la protección de la biodiversidad y, aun en los territorios cubiertos por la normativa, mueren centenares de aves marinas (R. Silva obs. pers.).

El impacto de la contaminación lumínica en aves marinas en Chile se ha evidenciado en registros dispersos -la mayoría no publicados-, que dan cuenta de caídas de aves en distintas partes del país. El presente estudio tiene como objetivo realizar el primer diagnóstico sobre los efectos de la contaminación lumínica sobre las aves marinas de Chile, a través de la descripción de especies afectadas, de la identificación de la magnitud del impacto sobre cada una de ellas, así como de los territorios donde estos impactos ocurren. A partir de lo anterior, se proponen enfoques técnicos y políticos para su manejo.

MÉTODOS

Para realizar el diagnóstico de las especies afectadas y la cantidad, ubicación y medidas adoptadas, se realizó una consulta directa durante el periodo 2017–2018 a 23 actores potencialmente vinculados a los efectos de contaminación lumínica sobre aves marinas, incluidos representantes de grupos de rescate de aves en localidades costeras (voluntarios organizados y centros de rescate), organizaciones civiles, académicos y oficinas gubernamentales, de los cuales 22 propor-

cionaron información incluida en este artículo. Para orientar las recomendaciones de manejo, también se realizó una consulta directa a tres representantes de organizaciones civiles con experiencia en conservación de aves marinas y control de contaminación lumínica desde la perspectiva de la calidad del cielo astronómico, de los cuales todos proporcionaron información que se incluye en este artículo. La información recopilada mediante este proceso de consulta incluyó registros anecdóticos, búsquedas sistemáticas de aves caídas y estimaciones de la cantidad de individuos caídos, señalados en cada caso.

Adicionalmente, se realizó una revisión sistemática a través de los buscadores integrados ISI Web of Knowledge (<https://www.webofknowledge.com>) y Google Académico (<https://scholar.google.com>), usando los términos clave “fallout”, “seabirds”, “marine birds”, “light pollution”, “artificial light at night” y “Chile”, en inglés y español. También se indagó de manera no estructurada en las referencias de las publicaciones de mayor impacto en la materia.

Finalmente, se realizó una búsqueda de las especies de aves marinas afectadas en bases de datos de acceso libre, tales como eBird (<https://ebird.org/content/chile/>) y iNaturalist (<https://www.inaturalist.org/>), considerando información de eventos ocurridos en tierras interiores a más de 20 km desde la costa.

Para cada especie afectada, se recopiló información so-

bre: (i) territorios donde existe impacto por luminarias; (ii) periodo en el cual ocurren caídas de aves y (iii) tipo de instalación y número de ejemplares caídos en cada uno de los territorios. Adicionalmente, se describieron las medidas adoptadas para revertir dichos impactos a nivel internacional y se contrastaron con las adoptadas en Chile con el fin de proponer un enfoque y acciones de manejo dentro del país. Las especies involucradas se presentan en orden taxonómico (*sensu* Clements et al. 2019) y las localidades para cada especie, revisadas del norte al sur de Chile (Figura 1).

RESULTADOS

Especies afectadas en Chile

Pollito de mar rojizo (*Phalaropus fulicarius*). Entre 2005 y 2010, se registró la muerte de 252 individuos del pollito de mar rojizo, atraídos por las luminarias del Puerto Angamos, Mejillones, región de Antofagasta (G. Luna-Jorquera y R. Aguilar, datos no publicados). En 2005 se registró el número más alto de aves muertas de esta especie, que alcanzó la cifra de 166 individuos en un año. A partir de 2006, el número de eventos mostró una tendencia general de descenso, con cero eventos en 2008–2009 y dos animales en 2010. No hay información disponible posterior a 2010.

Golondrina de mar fueguina (*Oceanites oceanicus chilensis*).

En la zona centro de Chile se conocen 49 registros históricos (1920–2016) de muertes de esta especie en tierras interiores. Estos registros datan del periodo noviembre–mayo, con un máximo durante la primera mitad de abril. Este último presumiblemente corresponde al periodo de salida de volantes, sugiriendo que la especie nidifica en la cordillera de los Andes (Barros 2017).

Después del esfuerzo de búsqueda mediante una campaña de ciencia ciudadana en sectores con reportes previos, se registraron ejemplares caídos entre las provincias de Elqui y Ñuble, a más de 100 km de la costa. Un total de 24 ejemplares se hallaron durante la temporada de 2017–2018 y 20 en la temporada de 2018–2019, principalmente en los meses de marzo–abril, de los cuales la mayoría correspondieron a volantes encontrados al pie de fuentes de iluminación artificial (R. Barros obs. pers.). Lo anterior da cuenta de la susceptibilidad de esta especie al efecto de la contaminación lumínica, pero se desconoce aún su real magnitud.

Finalmente, existen registros de *Oceanites sp.* que podrían corresponder a esta especie, tanto en la región de Antofagasta (ocho volantes caídos entre 2009 y 2018; CREA datos no publicados) como en la región de Los Lagos (D. Luengo obs. pers.), pero se desconocen mayores antecedentes sobre estos.

Golondrina de mar chica (*Oceanites gracilis*). Esta especie es afectada por la contaminación lumínica en Arica, Iquique, Puerto Patache, Salar Grande, Mejillones, Antofagasta y Coloso (Malinarich et al. 2018, Servicio Agrícola y Ganadero Antofagasta, datos no publicados, Fundación Gaviotín Chico, datos no publicados, R. Peredo obs. pers., V. González obs. pers.). Entre 2009 y 2019 se han reportado 83 ejemplares caídos por luces, de los cuales 23 provienen del radio urbano de Iquique (Malinarich et al. 2018) y 15 de la ciudad de Antofagasta (Guerra-Correa obs. pers.). Si bien no se tienen ante-

cedentes sobre la cantidad máxima caída en estos lugares, no se han registrado más de cinco individuos caídos por año en cada uno de ellos. No obstante, es probable que el pequeño tamaño de esta especie dificulte la detección de su caída. Malinarich et al. (2018) señalan que la mayoría de los registros en Iquique ocurre entre agosto y diciembre. En Arica, se han encontrado adultos en noviembre, diciembre y abril (R. Peredo, obs. pers.).

Golondrina de mar subantártica (*Garrodia nereis*). Durante visitas realizadas entre las temporadas reproductivas de los años 2010 a 2016, sólo se registró un individuo adulto colisionado contra ventanas iluminadas de la estación meteorológica de la Isla Gonzalo, en el archipiélago Diego Ramírez, en diciembre de 2012 (C.G. Suazo obs. pers.).

Golondrina de mar de vientre blanco (*Fregatta grallaria*).

Los reportes de caída de esta especie son muy esporádicos y han sido registrados únicamente en San Juan Bautista y la isla Robinson Crusoe, con 1–2 individuos por temporada (Oikonos, datos no publicados).

Golondrina de mar de collar (*Oceanodroma hornbyi*).

Existen registros de individuos afectados por contaminación lumínica en el centro y sur de Perú (Y. Murillo com. pers., J. Vizcarra com. pers.). Para Chile, existen registros en Arica, Iquique, Alto Hospicio, Pozo Almonte, Puerto Patache, Tocopilla, Michilla, Baquedano, Sierra Gorda, Mejillones, Antofagasta y sector industrial La Negra (Barros et al. 2018).

Se han registrado 79 ejemplares caídos en la ciudad de Arica entre 2001 y 2019, con un máximo de 44 ejemplares en 2019. Para la región de Parinacota y Arica, la mayoría de las caídas se han reportado entre julio y septiembre (R. Peredo obs. pers., SAG Arica y Parinacota, datos no publicados). En el caso de la región de Tarapacá, solamente existe un esfuerzo sistemático en la ciudad de Iquique y Alto Hospicio, por lo que los registros de Pozo Almonte y Patache son anecdóticos. En Iquique y Alto Hospicio se han reportado 143 ejemplares rescatados de 2010 a 2018, con registros que parecen ir aumentando conforme incrementa la iluminación y el esfuerzo de búsqueda, siendo 57 individuos registrados en el año 2018 (V. González obs. pers., Malinarich et al. 2018). En la región de Antofagasta se han reportado 1.626 ejemplares caídos en el periodo 2009–2018 (C. Guerra-Correa & J. Páez-Godoy obs. pers.), con un máximo registrado de 240 individuos en un año (Rodríguez et al. 2017a). De este total, 1.022 fueron rescatados en Antofagasta y localidades cercanas, mientras que 492 fueron rescatados en Mejillones. La información proveniente de Tocopilla, Michilla, Baquedano, Sierra Gorda, y el sector industrial La Negra es anecdótica (Figura 1).

En cuanto a la temporalidad de las caídas, se ha reportado que en Arica suceden entre julio y septiembre, alcanzando su pico máximo en agosto (R. Peredo obs. pers.). Por otra parte, Malinarich et al. (2018) extienden su ocurrencia entre junio y septiembre en Iquique, aunque datos de la red de voluntarios que rescata golondrinas en la misma ciudad las extienden entre abril y julio (V. González obs. pers.). Por otra parte, Guerra-Correa (2014) reporta las máximas frecuencias en Antofagasta entre junio y julio de cada año. Finalmente, los registros de la Fundación Gaviotín Chico para el periodo 2010 a 2018 señalan la ocurrencia de las caídas entre febrero

y octubre en Mejillones (B. Olmedo obs. pers. Figura 1).

Golondrina de mar peruana (*Oceanodroma tethys*). Se han registrado eventos de caídas de esta especie por luminarias en Iquique, donde un ejemplar fue hallado en abril de 2014 (V. González obs. pers.); también en Chipana y Aduana del río Loa, donde se registraron 13 volantes caídos y al menos 20 sobrevolando las luminarias del sector en abril de 2017, sugiriendo la existencia de una colonia en el sector (Barros 2019). Se desconocen mayores antecedentes acerca de la magnitud de este impacto, su extensión a lo largo del año y su recurrencia en distintas temporadas. A su vez, es probable que el patrón de coloración del plumaje de esta especie, similar al de la golondrina de mar fueguina y golondrina de mar chica, facilite errores de identificación, dificultando la comprensión de la ocurrencia de este fenómeno para esta especie.

Golondrina de mar negra (*Oceanodroma markhami*). Se ha documentado la caída de golondrinas de mar negra en los alrededores de cuatro colonias reproductivas conocidas en el norte de Chile. En la región de Arica y Parinacota han ocurrido caídas en el complejo fronterizo Chacalluta (Figura 1) y diversos puntos de la ciudad de Arica, en donde se destaca el estadio Carlos Dittborn por sus registros de cientos de golondrinas de esta especie caídas (Barros et al. 2019). Por otra parte, en la región de Tarapacá se reportan caídas en Alto Hospicio, Pozo Almonte, la ciudad de Iquique –especialmente en los sectores de Playa Brava y Cavanca-, el aeropuerto Diego Aracena, Puerto Patache y Salar Grande (Barros et al. 2019). Finalmente, en la región de Antofagasta se han registrado caídas en Tocopilla, Mejillones y la ciudad de Antofagasta (Barros et al. 2019). Datos provenientes de distintas fuentes entre 2009 y 2019 revelan un total de 10.600 aves afectadas. Aunque este no es un recuento sistemático, la mortalidad estimada consideraría al menos 20.000 ejemplares por año entre 2017 y 2018 (Barros et al. 2019).

A pesar de conocer acerca de la caída de esta especie desde el 2001, apenas en el 2017 se realizó un primer esfuerzo por dimensionar la magnitud del fenómeno en la ciudad de Arica (R. Peredo obs. pers.). Así, se encontraron 86 ejemplares caídos, en un periodo de 6 días, en un área de 9,53 ha del estadio Carlos Dittborn. En la temporada reproductiva 2018–2019, como parte de un plan piloto de rescate que contó con participación de la Municipalidad de Arica, el SAG regional, la ONG Brigada de Rescate Golondrinas de Mar (BREGMA) y la Red de Observadores de Aves y Vida Silvestre de Chile (ROC), se rescataron 1.173 ejemplares entre mediados de noviembre y mediados de febrero (R. Peredo obs. pers.).

En la región de Tarapacá, Malinarich et al. (2018) reportaron 8.167 ejemplares rescatados entre 2010 y 2018. Este total de registros reúne la incidencia desde varias fuentes, principalmente de la planta de la empresa K+S (5.206 ejemplares) y la empresa CMC (449 ejemplares), ambas en Salar Grande (véase el apartado sobre Salar Grande más abajo; Figura 1) y del radio urbano de Iquique (2.291 ejemplares).

Para la ciudad de Iquique, se observó un aumento de las caídas a partir de 2014, probablemente relacionado con el aumento generalizado de la iluminación urbana y la instalación de potentes luces LED orientadas hacia el mar en sectores del borde costero de ciudades como Playa Brava y Cavan-

cha (Malinarich et al. 2017, V. González obs. pers.), así como también por el aumento del esfuerzo de búsqueda impulsado por la Red de Voluntarios Rescate Golondrinas de Mar Iquique. Así, en 2018 se registraron 831 individuos afectados por las luminarias.

En el Salar Grande, a pocos kilómetros de una colonia reproductiva de aproximadamente 20.000 parejas (Barros et al. 2019), la mina Kainita, de la compañía K+S, reportó entre 700 y 800 ejemplares rescatados en sus instalaciones durante las temporadas de 2015 y 2017, pero más de 3.300 durante el 2016 (Malinarich et al. 2018). Sin embargo, de acuerdo a observaciones personales, así como los testimonios de trabajadores de la empresa, estas cifras estarían considerablemente subestimadas (R. Silva obs. pers.; véase más abajo). Por otra parte, siete kilómetros al sur se encuentra la mina Tenardita, de la empresa CMC, donde también se produce caída masiva de golondrinas de mar negra, aunque en menor cantidad debido, probablemente, a su menor superficie iluminada. En ambos casos, la cercanía de las instalaciones iluminadas a los nidos parece decisiva y es muy probable que su acción conjunta pueda ocasionar la extinción de la población local en el mediano plazo.

Durante las temporadas de 2017 y 2018 se realizó un conteo sistemático de las aves caídas en una superficie de 2 ha iluminadas de Salar Grande, que representan aproximadamente el 4% de la superficie total iluminada del área. Durante seis días en cada ocasión, se encontraron 167 aves en 2017, y 166 aves en 2018. Utilizando como base la extensión temporal y la cantidad de aves caídas diariamente registradas para 2017 en la ciudad de Iquique, se realizó una extrapolación lineal, que sugiere que aproximadamente 11.500 aves cayeron esa temporada en las dos minas de sal cercanas a la colonia reproductiva de Salar Grande.

Entre 2009 y 2018, con el mismo esfuerzo dedicado a la golondrina de mar de collar, se rescató un total de 126 ejemplares de la golondrina de mar negra en la región de Antofagasta: 43 en la ciudad con el mismo nombre y sus cercanías, 50 en Mejillones y 33 en otras localidades (C. Guerra-Correa & J. Páez obs. pers.).

Las caídas en Arica ocurren entre octubre y febrero, con un máximo en noviembre y diciembre (R. Peredo obs. pers.), mientras que para las regiones de Tarapacá y Antofagasta van de marzo a junio, con un máximo en abril (Malinarich et al. 2018, Barros et al. 2019, V. González obs. pers.). En ambos casos, la gran mayoría de las aves corresponde a individuos volantes.

Petrel de Kermadec (*Pterodroma neglecta*). Cada año, uno o dos individuos de la pequeña población que nidifica en el archipiélago Juan Fernández presenta caídas en San Juan Bautista, isla Robinson Crusoe (Oikonos, datos no publicados).

Petrel de Juan Fernández (*Pterodroma externa*). A partir de 2002, se han registrado eventos de caídas periódicas en el caserío Rada la Colonia, isla Alejandro Selkirk (Figura 1), asociadas a condiciones nubladas o de llovizna (P. Hodum obs. pers.). Aunque no existen estimaciones precisas de la magnitud de estas caídas, se estima que un mínimo de 200 individuos son afectados por temporada (P. Hodum obs. pers.). La caída ocurre entre octubre y abril, afectando a adultos, pues la temporada de volantes ocurre después del cierre típico

de la temporada de pesca en Selkirk, tras el cual no existen más fuentes de luz en la isla.

En el pueblo San Juan Bautista, isla Robinson Crusoe (Figura 1), la caída de esta especie ha sido registrada desde 2014, en los meses de marzo y mayo. Se ha registrado un máximo de cuatro individuos por temporada, por lo que su caída se considera poco frecuente (Oikonos, datos no publicados).

Petrel de Masatierra (*Pterodroma defilippiana*). Existen registros muy esporádicos de caída de esta especie en San Juan Bautista, isla Robinson Crusoe, con un máximo de dos individuos encontrados por temporada (Oikonos, datos no publicados).

Petrel de Masafuera (*Pterodroma longirostris*). Su caída es muy esporádica en Rada la Colonia, isla Alejandro Selkirk, sin haber caídas cada año. Esto se debe a que las rutas de tránsito a sus lugares de nidificación se encuentran, en relación con el poblado, en el sector opuesto de la isla (P. Hodum obs. pers.). No existen antecedentes de atracción de esta especie en Robinson Crusoe.

Petrel azulado (*Halobaena caerulea*). Durante visitas realizadas a Isla Gonzalo, archipiélago Diego Ramírez (Figura 1), entre las temporadas reproductivas de los años 2010 a 2016, se registraron eventos de colisión crepuscular y nocturna de individuos por las ventanas iluminadas y luces exteriores de la estación meteorológica presente en la isla. El máximo de individuos afectados por año ha sido de 168 individuos adultos, entre los meses de septiembre a noviembre, y el máximo de volantones registrados en una temporada es de 209 individuos, durante el periodo febrero–marzo (C.G. Suazo obs. pers.). En este tiempo también se registraron de forma esporádica eventos de colisión de volantones atraídos por la luz del faro de la isla (~100 msnm), incluyendo eventos máximos de 321 individuos para una sola temporada durante el verano austral (C.G. Suazo obs. pers.). Así, con base en estos registros, cada año podrían registrarse como mínimo cerca de 700 individuos afectados por las luces, esperando una mayor frecuencia de eventos dependientes del esfuerzo de registro dedicado a este tipo de interacciones.

Fardela blanca (*Ardenna creatopus*). Con base en los resultados de un programa de monitoreo realizado desde 2014, se han registrado eventos de caída de esta fardela por luminarias en Isla Mocha (Figura 1) y el archipiélago Juan Fernández, lugares que concentran aproximadamente un 70% y 30% de la población reproductiva de esta especie, respectivamente (Hodum 2018). Sin embargo, la gran mayoría de los eventos de caída de individuos ocurren en San Juan Bautista, isla Robinson Crusoe, donde los sitios de reproducción se encuentran a escasa distancia de los asentamientos urbanos.

Un monitoreo de esta especie, realizado entre abril y mayo de 2012–2018 en San Juan Bautista, permitió reportar 226 ejemplares caídos, que corresponden al 99% de las aves encontradas en ese periodo, con un máximo registrado de 43 individuos por temporada (Oikonos, datos no publicados). Algunos de los ejemplares, además de haberse visto atraídos por las luces y forzados a aterrizar, chocaron con objetos del borde costero. En Isla Mocha, los reportes son más incidentales y dan cuenta de la caída de 80 ejemplares en febrero de

2016 y 30 en febrero de 2017, ambos casos relacionados con actividades en el gimnasio comunal, en el cual hubo luces durante la noche (V. López com. pers.). Las caídas documentadas afectan principalmente a volantones y se concentran en los meses de abril y mayo (Rodríguez et al. 2017a). La excepción serían las caídas ocurridas en Isla Mocha, donde se estarían afectados individuos adultos en febrero (V. López com. pers.).

Fardela negra (*Ardenna grisea*). Se conocen dos reportes de aves caídas (aparentemente adultos) en el borde costero de la ciudad de Iquique (Figura 1), registrados en mayo de 2019 (V. Malinarich obs. pers.), aunque no se conocen colonias históricas en las cercanías (Cabezas 2018). Por otro lado, durante octubre de 2010 se registraron dos aves adultas que impactaron ventanas iluminadas de la estación meteorológica de Isla Gonzalo, en el archipiélago Diego Ramírez (C.G. Suazo obs. pers.).

Yunco de Humboldt (*Pelecanoides garnotii*). Desde 2005, existen registros de caída para esta especie en localidades costeras de las regiones de Arica y Parinacota (ciudad de Arica; R. Peredo obs. pers.; Figura 1), Tarapacá (ciudad de Iquique; V. González obs. pers., V. Malinarich obs. pers.), Atacama (localidades de Pan de Azúcar, Caldera y Chañaral de Aceituno; J. Páez-Godoy obs. pers.), Coquimbo (localidad de Punta Choros y ciudad de La Serena; G. Luna-Jorquera obs. pers., D. Martínez-Piña com. pers., F. Toro obs. pers.) y Valparaíso (localidades de Los Molles y Papudo; D. Bravo com. pers.), al igual que registros en zonas interiores de la región de Coquimbo, en la localidad de Los Choros, ubicada a unos 42 km de la costa (F. Toro obs. pers.; Figura 1).

En la mayoría de los sitios no existen esfuerzos sistemáticos de recolección de ejemplares de esta especie, por lo que no se conocen números de aves caídas. El único lugar donde se ha realizado un esfuerzo mayor es Punta Choros, donde se registraron 190 individuos caídos entre las temporadas reproductivas de 2011–2017, de los cuales la mayoría correspondió a volantones. En un esfuerzo sistemático, se registraron 92 individuos en la temporada de verano de 2018–2019, con un máximo de 16 ejemplares encontrados en una noche, por lo que los números anteriores probablemente se encontraban subestimados. Dentro de la misma localidad se encuentran las caletas San Agustín y Los Corrales, las cuales han concentrado la mayor parte de las caídas, que estarían asociadas a la instalación de luces de seguridad (LED blancas y luces halógenas) durante 2018. Por otra parte, en el pueblo de Punta Choros, la mayor parte de las muertes de las aves caídas en las luces es producida por perros (F. Toro obs. pers.).

El periodo de caídas máximo de esta especie en las regiones de Atacama, Coquimbo y Valparaíso ocurre en enero, aunque estos eventos se extenderían desde diciembre a abril (F. Toro obs. pers.). Este periodo coincide con la salida de volantones de los nidos, pero también con el aumento de la iluminación al inicio de la temporada turística en localidades como Punta Choros y Los Molles. En Arica, en cambio, se documentó la caída de nueve ejemplares con abundante plumón en septiembre y octubre de 2015, lo que podría estar asociado a la existencia de un sitio de reproducción desconocido y con una fenología distinta (R. Peredo obs. pers.).

Es posible que para esta especie el grado de amenaza por

luminarias tenga una estrecha relación con la cercanía al continente de las islas, donde se ubican las principales colonias reproductivas en el país. La Isla Pan de Azúcar se ubica a 1 km de la costa, e Isla Choros a 7 km de ella, donde además está ubicado el poblado de Punta Choros. Ambas colonias concentran el ~3% y ~95% de la población reproductora en Chile, respectivamente, la cual se encuentra estimada en 12.500 parejas (Fernández *et al.* 2018).

Yunco de los canales (*Pelecanoides urinatrix*). Durante visitas realizadas entre las temporadas reproductivas de los años 2010 a 2016, se registraron eventos de colisión crepuscular y nocturna de individuos con ventanas iluminadas y faroles exteriores de la estación meteorológica de Isla Gonzalo, en el archipiélago Diego Ramírez. El máximo de adultos afectados por luminarias se registró en octubre de 2010, cuando se registraron 6 individuos adultos que colisionaron. Por otra parte, en febrero de 2011 se registraron tres individuos colisionados con abundante presencia de plumón y seis individuos volantones a los pies del faro de la isla (C.G. Suazo obs. pers.); por ende, cada año se registrarían al menos unos 15 individuos.

Medidas de manejo. Tanto a nivel internacional, como en Chile, se ha implementado una serie de medidas para evitar y mitigar los impactos de luminarias sobre las aves marinas. Estas medidas incluyen el manejo de luminarias, modificaciones en su despliegue para mitigar impactos y consideraciones para aplicar protocolos de rescate y rehabilitación de individuos caídos, presentados a continuación:

Evitar el impacto apagando las luces. La principal medida recomendada en la literatura para evitar la atracción de aves marinas es, simplemente, iluminar lo menos posible en aquellos lugares y momentos del año con caídas para cada especie y territorio en particular (Rodríguez *et al.* 2017a, Williams *et al.* 2018). Por ejemplo, en las islas St Kilda, Escocia, Miles *et al.* (2010) documentaron la disminución significativa en el número de ejemplares caídos de la golondrina de mar de Leach (*Hydrobates leucorhous*) en respuesta a la reducción de la emisión lumínica al apagar todas las luces de exterior y cubrir ventanas que daban al exterior de las viviendas. En la isla Phillip, Australia, se comprobó experimentalmente una reducción en el número de fardelas de Tasmania (*Ardenna tenuirostris*) caídas al apagar las luces de un puente de 640 m de largo, que otorga acceso a la isla, durante las temporadas de 2009, 2012 y 2013. Este puente estaba iluminado por luces de vapor de sodio de baja presión (LPS), las cuales están dentro de las luces que ocasionan menores efectos sobre las aves marinas; sin embargo, una reducción significativa de las aves caídas ocurrió sólo al apagar las luces (Rodríguez *et al.* 2014). En Kauai, Hawaii, algunos eventos recreativos que anteriormente eran programados de noche, en la actualidad son programados de día para evitar la caída de fardelas de Newell (*Puffinus newelli*) (Rodríguez *et al.* 2017a). Otro ejemplo ocurre en áreas rurales de la isla Reunión, Océano Índico, donde las luces de exterior son apagadas durante el periodo de volantones del petrel de Barau (*Pterodroma barau*) (Rodríguez *et al.* 2017a).

Una alternativa para reducir impactos donde no sea factible apagar por completo las luces es apagarlas parcial o totalmente durante determinados periodos. Así, la reducción

de la iluminación durante las primeras horas de oscuridad parece disminuir la atracción de algunas especies de aves marinas. Sin embargo, es necesario evaluar su efectividad en un mayor número de especies (Rodríguez *et al.* 2017a). El uso de sensores de movimiento o temporizadores se ha propuesto como un mecanismo que posibilitaría lo anterior (Raine *et al.* 2007), pero no se conocen experiencias que midan el efecto de su utilización.

Mitigar el impacto iluminando mejor. Sólo en aquellos casos en que sea imposible realizar proyectos con menor iluminación (e.g. motivos de seguridad laboral o civil), ciertas consideraciones de diseño en las luminarias podrían contribuir a reducir sus efectos negativos sobre las aves marinas. Por ejemplo, en Kauai, el uso de luminarias con protecciones o capuchas logró la reducción de un 40% de fardelas de Newell caídas durante las noches en que las luces estuvieran protegidas (Reed *et al.* 1985, Miles *et al.* 2010).

También se ha probado que existe una influencia de las diferentes temperaturas de color de las luces sobre la atracción de aves marinas. Las luces blancas (e.g. halógenos y LED blanco) tienen un mayor potencial de incidencias al compararlas con luces cálidas (e.g. vapor de sodio de alta presión HPS, incandescentes y LED ámbar), con un valor umbral que fluctúa de los 2.200K a los 3.000K (International Dark Sky Association 2010, Rodríguez *et al.* 2017a, Longcore *et al.* 2018). King & Gould (1967) reportaron que la caída de fardelas de Newell cesó cuando las luces blancas fueron reemplazadas por luces de colores más tenues en una localidad particular de Kauai durante la década de 1960. Sin embargo, no se conocen experiencias completamente exitosas de reemplazos de este tipo y, además, podrían ocurrir respuestas especie-específicas (Miles *et al.* 2010, Rodríguez *et al.* 2017a, 2017b).

Longcore *et al.* (2018) predijeron que la luz LED filtrada amarilla-verde y ámbar tendría incluso menores efectos sobre la fauna silvestre que las luces de vapor de sodio de alta presión (HPS). En esta línea, Rodríguez *et al.* (2017b) señalaron que los halógenos multiplican el riesgo de colisión de fardelas de Tasmania por un factor de 1,6 y 1,9, en comparación al LED blanco y las luminarias de alta presión de sodio, respectivamente. Algunos mecanismos que se han establecido para facilitar la selección de luces con menor potencial de riesgo para las aves son: (i) certificaciones (e.g. Fixture Seal Approval (FSA), de Dark Sky Association) y (ii) herramientas como *Rapid Assessment of Lamp Spectrum to Quantify Ecological Effects of Light at Night*, la cual provee ejemplos sobre tipos de luces con mayores y menores impactos (Longcore *et al.* 2018).

En el caso de Chile, las experiencias en reducción de la contaminación lumínica para evitar su impacto sobre las aves marinas son escasas. Por una parte, y producto de la magnitud de la caída de golondrina de mar negra en las regiones de Arica y Parinacota y de Tarapacá, se han adoptado algunas medidas aisladas que incluyen: (i) la reprogramación de eventos culturales potencialmente conflictivos en el estadio de Arica y en Pampa Chaca (R. Peredo obs. pers.); (ii) la eliminación absoluta de la iluminación nocturna en un proyecto minero (Mina California) que será construido cerca de la colonia reproductiva de Salar Grande; (iii) cambios relevantes para reducir la iluminación entre marzo y mayo en Mina Cordillera, en Salar Grande, y (iv) la reducción de los tiempos en

que la plataforma del aeropuerto de Iquique permanece encendida, restringiéndose únicamente a los periodos en que existen vuelos programados. No obstante lo anterior, los efectos en la reducción de la caída de aves aún no se conocen.

Más recientemente, un programa participativo con un enfoque sistémico ha sido adoptado en la colonia de nidificación de la golondrina de mar negra de Salar Grande. Éste es coordinado por el Ministerio del Medio Ambiente a través de la Secretaría Regional Tarapacá, que cuenta con la participación voluntaria de cuatro empresas y considera el apagado de luces durante periodos críticos de presencia de aves junto con el recambio de luminarias y diversas mejoras en el manejo, monitoreo y reporte de aves caídas. Paralelo a su implementación, se están iniciando gestiones para convertir este programa en un Acuerdo de Producción Limpia, que tendría carácter vinculante. Aunque la implementación de este programa ha sido parcial y requiere de una evaluación acabada, sus resultados son promisorios.

Adicionalmente, se conocen otras dos experiencias de recambio de luminarias relacionados con aves marinas en Chile. Una es el reemplazo de luces blancas por luces verdes en parte del pueblo de San Juan Bautista, isla Robinson Crusoe (véanse especificaciones técnicas en Acting 2019a). La segunda es el recambio de focos halógenos por luces LED 3000K en el gimnasio de isla Mocha (véanse especificaciones técnicas en Acting 2019b). Los resultados preliminares de estas medidas sugieren una reducción significativa en la cantidad de fardelas impactadas (Oikonos, datos no publicados).

Rescate y liberación. Otra de las principales medidas adoptadas para disminuir la mortalidad posterior a la caída de las aves consiste en desarrollar programas de rescate y liberación de ejemplares, a pesar de que su éxito a nivel poblacional, en general, no ha sido comprobado (Rodríguez et al. 2017a). El rescate puede ser relevante para efectos de sensibilización y difusión de estos impactos en medios de comunicación, así como también se ha reportado una incidencia positiva a nivel poblacional en casos particulares (Miles et al. 2010, P. Pinet datos no publicados). Sin embargo, un enfoque orientado a disminuir la caída de aves controlando su causa última (la contaminación lumínica) es lo más recomendable, ya que sólo una pequeña porción de las aves es rescatada, una parte de ellas muere antes de ser liberadas y el resto tiene una supervivencia incierta (Rodríguez et al. 2017a).

En el caso de Chile, las experiencias en general se han remitido a esta práctica. Por ejemplo, grupos de diversos orígenes (ONGs, universidades y reparticiones estatales) se han establecido en las ciudades de Arica, Iquique y Antofagasta, motivados principalmente por el rescate, rehabilitación y liberación de golondrinas de mar; por ejemplo, en Arica se conformó un grupo en 2018 con la participación de la municipalidad, el SAG regional, la ROC y BREGMA. El rescate y liberación también ha sido la principal medida adoptada por empresas responsables de caídas de golondrinas de mar en la región de Tarapacá, aunque recientemente un enfoque más amplio comenzó a ser adoptado (Malinarich et al. 2018). En Iquique han existido iniciativas de rescate, lideradas por el SAG desde 2010, que se vieron potenciadas por la organización de la Red de Voluntarios en 2014, quienes realizan el rescate y liberación de cientos de aves cada temporada, así

como también la difusión de la problemática a nivel local. En Antofagasta, CREA realizó rescates no sistemáticos entre 1998 y 2009, lo que posteriormente se transformó en un plan organizado de rescates, registros morfométricos, anillado de golondrinas de mar liberadas y la materialización de un programa de información y vinculación pública e institucional empresarial. Las cifras de este programa dan cuenta de que, del total de ejemplares rescatados, un 95% sobrevivió para llegar a ser anillado y liberado (Guerra-Correa y Páez obs. pers.). Por otro lado, en la zona central de Chile, la ROC ha coordinado, desde 2018, una red local de respuesta. En este caso, la principal motivación es encontrar las colonias reproductivas de la golondrina de mar fueguina en la cordillera; sin embargo, esto ha traído como consecuencia el rescate de ejemplares y su traslado a centros de rehabilitación para su posterior liberación. En 2019, la ONG Panthalassa inició un plan de rescate y liberación del yunco de Humboldt en Punta de Choros. Finalmente, se ha realizado un programa de rescate, rehabilitación y liberación en San Juan Bautista, archipiélago Juan Fernández, desde 2012, el cual depende de registros oportunistas de aves marinas realizados por los habitantes del poblado. En los siete años de este programa más de 70 personas (>10% de la población adulta) han registrado y entregado aves a la ONG Oikonos para su evaluación y liberación. Junto con este plan de rescate, existe un programa sistemático de evaluación de la atracción de luminarias en sectores prioritarios de San Juan Bautista.

Las liberaciones en Chile son realizadas, en su mayoría, durante las primeras horas de la noche en localidades costeras poco iluminadas, aunque durante la temporada 2019 los ejemplares del yunco de Humboldt rescatados en Punta de Choros fueron liberados durante el día y en el mar. Generalmente, este tipo de liberaciones no han incluido el anillamiento de aves, con esfuerzos muy puntuales en Iquique y más permanentes en Antofagasta. Sin embargo, el anillamiento ha permitido conocer casos de ejemplares de golondrinas de mar negra y de collar que han sido recapturados pocos días después de su liberación, aunque estos números son mínimos (menores al 10%) (C. Guerra-Correa & R. Pardo obs. pers.). En contraste, no se conocen ejemplares anillados como volantones y recapturados en estado adulto, aunque no ha habido un esfuerzo de captura importante de este grupo etario. Más allá de estos registros anecdóticos, la efectividad de la liberación para todos los grupos de edades de estas especies permanece ampliamente desconocida, pues las respuestas más sistémicas ante los eventos de caídas de aves son muy escasas. Casos como el del yunco de Humboldt en Punta de Choros, donde diversos organismos han documentado la caída de aves por más de 10 años, sin producirse cambios sustanciales, reflejan la escasa comprensión del fenómeno a nivel del país y las posibilidades de respuesta limitadas del marco normativo que actualmente regula la contaminación lumínica en el país (DS N°43/2012).

DISCUSIÓN

En Chile se ha registrado la caída de 17 especies de aves marinas por causa de la contaminación lumínica, de las cuales seis no habían sido reportadas previamente por Rodríguez et al. (2017a). Una de estas especies pertenece a la familia Scolopacidae, cuatro a Oceanitidae, tres a Hydrobatidae y nueve a Procellariidae (Tabla 1). Estas caídas se han registrado a lo

Tabla 1. Especies afectadas por la contaminación lumínica en Chile, categoría de conservación nacional y número máximo de ejemplares caídos registrados para cada localidad.

Especie afectada	Categoría de conservación	Localidad	Latitud	Longitud	Máximo de caídas registrado (anual)
<i>Phalaropus fulicarius</i>	No clasificado	Mejillones	-23,099	-70,429	166
		Valle del Elqui	-30,034	-70,694	Falta información
		Río Blanco / Saladillo	-32,910	-70,303	Falta información
<i>Oceanites oceanicus chilensis</i>	No clasificado	Santiago	-33,467	-70,667	<10
		Cajón del Maipo	-33,586	-70,369	<10
		Valle del Cachapoal	-34,275	-70,452	Falta información
		San Fabián de Alico	-36,551	-71,551	Falta información
		Arica	-18,471	-70,301	Falta información
		Iquique	-20,230	-70,140	<10
<i>Oceanites gracilis</i>	Conocimiento insuficiente	Patache	-20,808	-70,189	Falta información
		Salar Grande	-20,903	-70,019	Falta información
		Mejillones	-23,099	-70,429	Falta información
		Antofagasta	-23,636	-70,390	<10
<i>Garrodia nereis</i>	No clasificado	Isla Gonzalo, Archipiélago Diego Ramírez	-56,510	-68,727	<10
		Isla Robinson Crusoe, Archipiélago Juan Fernández	-33,638	-78,831	Falta información
<i>Fregatta grallaria</i>	En Peligro	Arica	-18,471	-70,301	44
		Iquique	-20,230	-70,140	57
		Alto Hospicio	-20,267	-70,103	Falta información
		Pozo Almonte	-20,259	-69,784	Falta información
		Patache	-20,808	-70,189	Falta información
		Tocopilla	-22,085	-70,193	Falta información
<i>Oceanodroma hornbyi</i>	Insuficientemente conocida	Michilla	-22,718	-70,278	Falta información
		Baquedano	-23,333	-69,841	Falta información
		Sierra Gorda	-22,890	-69,320	Falta información
		Mejillones	-23,099	-70,429	240
		Antofagasta	-23,636	-70,390	Falta información
		La Negra	-23,766	-70,311	Falta información
		Iquique	-20,230	-70,140	Falta información
		Aduana río Loa	-21,429	-70,055	13
<i>Oceanodroma tethys</i>	No clasificado	Complejo fronterizo Chacalluta	-18,312	-70,313	Falta información
		Arica	-18,471	-70,301	1.173
		Alto Hospicio	-20,267	-70,103	Falta información
		Pozo Almonte	-20,259	-69,784	Falta información
		Iquique	-20,230	-70,140	831
		Aeropuerto Diego Aracena	-20,536	-70,182	Falta información
		Puerto Patache	-20,808	-70,189	Falta información
		Salar Grande	-20,903	-70,019	11.500
		Tocopilla	-22,085	-70,193	Falta información
		Mejillones	-23,099	-70,429	Falta información
<i>Oceanodroma markhami</i>	En Peligro	Antofagasta	-23,636	-70,390	Falta información
		Isla Alejandro Selkirk, Archipiélago Juan Fernández	-33,774	-80,791	200
		Isla Robinson Crusoe, Archipiélago Juan Fernández	-33,638	-78,831	<10
		Isla Robinson Crusoe, Archipiélago Juan Fernández	-33,638	-78,831	<10
		Isla Robinson Crusoe, Archipiélago Juan Fernández	-33,638	-78,831	<10
		Isla Alejandro Selkirk, Archipiélago Juan Fernández	-33,774	-80,791	<10
<i>Pterodroma externa</i>	En Peligro	Isla Gonzalo, Archipiélago Diego Ramírez	-56,510	-68,727	321
		Isla Robinson Crusoe, Archipiélago Juan Fernández	-33,638	-78,831	43
<i>Pterodroma neglecta</i>	En Peligro	Isla Mocha	-38,353	-73,896	80
		Iquique	-20,230	-70,140	<10
<i>Pterodroma defilippiana</i>	Vulnerable	Isla Gonzalo, Archipiélago Diego Ramírez	-56,510	-68,727	<10
		Arica	-18,471	-70,301	<10
<i>Pterodroma longirostris</i>	En Peligro	Iquique	-20,230	-70,140	<10
		Pan de Azúcar	-26,144	-70,666	Falta información
<i>Halobaena caerulea</i>	No clasificado	Caldera	-27,069	-70,826	Falta información
		Chañaral de Aceituno	-29,075	-71,490	Falta información
		Punta de Choros	-29,247	-71,467	92
		Los Choros	-29,261	-71,031	Falta información
<i>Ardenna creatopus</i>	En Peligro	La Serena	-29,902	-71,259	<10
		Los Molles	-32,239	-71,516	Falta información
		Isla Gonzalo, Archipiélago Diego Ramírez	-56,510	-68,727	15
		Diego Ramírez	-56,510	-68,727	15
<i>Ardenna grisea</i>	No clasificado	Arica	-18,471	-70,301	<10
		Iquique	-20,230	-70,140	<10
		Pan de Azúcar	-26,144	-70,666	Falta información
		Caldera	-27,069	-70,826	Falta información
<i>Pelecanoides garnotii</i>	En Peligro	Chañaral de Aceituno	-29,075	-71,490	Falta información
		Punta de Choros	-29,247	-71,467	92
		Los Choros	-29,261	-71,031	Falta información
		La Serena	-29,902	-71,259	<10
		Los Molles	-32,239	-71,516	Falta información
<i>Pelecanoides urinatrix</i>	No clasificado	Isla Gonzalo, Archipiélago Diego Ramírez	-56,510	-68,727	15
		Diego Ramírez	-56,510	-68,727	15

largo de todo el territorio chileno, siendo el impacto sobre la golondrina de mar negra en el desierto de Atacama el de mayores proporciones a nivel mundial (Rodríguez et al. 2017a).

Perspectivas para el manejo en Chile

El impacto de la contaminación lumínica sobre las aves marinas en el país es consistente con los patrones observados en otras latitudes en lo que respecta a familias y edades principalmente afectadas. Esto también es aplicable al efecto de la



Figura 2. Fenología de caída de las especies más impactadas por la contaminación lumínica (más de 100 individuos por año). Se presenta información para el Petrel de Juan Fernández (*Pterodroma externa*), la fardela blanca (*Ardenna creatopus*), el yunco de Humboldt (*Pelecanoides garnotii*), la golondrina de mar negra (*Oceanodroma markhami*) y la golondrina de mar de collar (*Oceanodroma hornbyi*). En rojo oscuro se destacan los meses en los que ocurre el máximo de caídas.

luna (Telfer et al. 1987, Rodríguez & Rodríguez 2009, Miles 2010, Murillo et al. 2013, Rodríguez et al. 2014) y las características de las luces de origen antrópico más conflictivas. Sin embargo, el hecho de que en Chile existan colonias reproductivas hasta 70 km tierra adentro y, posiblemente, a más de 100 km tierra adentro (Barros 2017, Barros et al. 2018, 2019), resulta en la existencia de una mayor cantidad de sitios iluminados entre las colonias y el mar, lo que supone mayores desafíos para su gestión debido al aumento de la superficie de potencial impacto (Barros et al. 2018, 2019).

A pesar de que desde hace diez años: (i) son varias las localidades y especies afectadas (incluyendo algunas amenazadas local y globalmente), (ii) en algunos casos, su magnitud es de las mayores conocidas a nivel global y (iii) diversas reparticiones públicas en Chile han tomado conocimiento de este fenómeno, la caída de aves marinas por contaminación lumínica ha sido ampliamente omitida de la gestión ambiental, tanto desde la perspectiva de la conservación de especies (e.g. el yunco de Humboldt recientemente fue clasificado En Peligro en Chile, aun sin considerar esta fuente de impacto), como desde el diseño de proyectos de iluminación, y sólo recientemente comienza a ser entendido el fenómeno.

Ante la abrumadora evidencia de especies y territorios afectados (Figura 1), es evidente que la legislación y sus escasos elementos normativos (referidos a aquellos que regulan particularmente todo lo relacionado con la iluminación artificial) han sido insuficientes para dar una respuesta temprana (e.g. el caso del yunco de Humboldt en Punta de Choros y Pan de Azúcar, y de la golondrina de mar de collar en Antofagasta, casos en los cuales actualmente opera el DS N°43/2012). Según este escenario, resulta necesario desarrollar nuevos instrumentos de gestión y/o actualizar los ya existentes para: (i) incorporar la biodiversidad como objeto de protección de la normativa de contaminación lumínica, (ii)

incorporar, al menos, a su ámbito de acción las regiones de Arica y Parinacota, así como Tarapacá, y los territorios insulares, (iii) establecer restricciones mayores para los territorios cercanos a colonias reproductivas importantes y (iv) limitar el uso de las luminarias más nocivas (e.g. LED blanco). Aunque aún no es clara su diferencia, los LED de luces más cálidas reducirían las caídas, tal como ha ocurrido en isla Mocha. Adicionalmente, es necesario reforzar los mecanismos para que la norma actualizada y los instrumentos existentes que regulan la sobreiluminación sean aplicados de forma efectiva a través de acciones de difusión y fiscalización, entre otras.

Algunas características técnicas que deberían agregarse a la actual normativa, la cual restringe la emisión de flujo radiante hacia arriba, son: (i) regular la utilización de luces que emiten en el espectro azul, prefiriendo luminarias más cálidas o luces verdes, (ii) prohibir, especialmente, la instalación de luminarias orientadas hacia el mar, con énfasis en periodos críticos para cada territorio, tal como la salida de volantes desde las colonias de aves marinas susceptibles (Figura 2) y (iii) reducir la iluminación innecesaria (e.g. apagar las luces de las paradas del transporte público y de las carreteras después de medianoche, especialmente en noches de luna nueva). Para implementar lo anterior, las alternativas de control remoto/activación por movimiento, que posibilitan las nuevas tecnologías de iluminación, representan una oportunidad para permitir el encendido selectivo de las luminarias.

A su vez, es necesario generar restricciones más estrictas y adaptadas a la realidad local en los alrededores de colonias reproductivas importantes, con especial atención en las que actualmente dan señales de impacto, incluyendo las colonias de golondrinas de mar en el norte de Chile, del yunco de Humboldt en Atacama y Coquimbo y las aves del archipiélago de Juan Fernández y las islas Mocha y Gonzalo

(archipiélago Diego Ramírez). A partir de estas experiencias, se debe adoptar un enfoque precautorio y evitar el incremento de la iluminación cerca de colonias de petreles y fardelas que actualmente estén muy poco iluminadas o sin iluminación alguna, como la colonia de golondrina de mar de collar en la Pampa del Indio Muerto (Barros et al. 2018) y las colonias de las islas Ildefonso, Noir, Guafo, Guamblín y el Cabo de Hornos.

Una dificultad para identificar otros territorios relevantes es el hecho de que las colonias de varias especies permanecen desconocidas. Sin embargo, los datos de caída pueden convertirse en buenas aproximaciones para detectar sitios de reproducción (Barros et al. 2018 y 2019). Esto resultaría particularmente útil para encontrar nuevas colonias del yunco de Humboldt, de la golondrina de mar chica, la golondrina de mar fueguina, la golondrina de mar de collar y la golondrina de mar peruana, pues las colonias son desconocidas para todas estas especies. Por ejemplo, para la golondrina de mar peruana se conoce sólo una pequeña colonia en el país (Bernal et al. 2006), pero los sitios de caída conocidos para la misma se encuentran 650 km más al norte. Es recomendable entonces mantener un buen sistema de registro a través de plataformas colaborativas, como eBird.

Otro aspecto que es necesario precisar es a qué distancia de las colonias la iluminación comienza a generar un importante efecto de atracción, al igual que el conocimiento de las rutas de vuelo de las especies entre las colonias y el mar. En un estudio con GPS, Rodríguez et al. (2015b) encontraron que los individuos de la pardela cenicienta mediterránea caen a menos de 16 kilómetros de distancia desde sus colonias. En el caso de Chile, aquellos sitios donde se ve afectada una mayor fracción de individuos de la golondrina de mar negra se encuentran al menos a 15 km de las colonias más cercanas, tales como Pampa Perdiz y el sector de nidos de Salar Grande, lo que podría variar dependiendo de las características locales del paisaje y la intensidad de la iluminación.

Los programas de rescate, rehabilitación y liberación deben fortalecerse, aunque estos en ningún caso deben ser entendidos como el principal enfoque de manejo (Rodríguez 2017a). En este contexto, es prioritario determinar el éxito de las liberaciones con el fin de evaluar la supervivencia de las aves al año siguiente de la liberación. En esa dirección, y ante la gran cantidad de aves que son manipuladas anualmente en el país, el anillamiento es una medida básica a implementar. A su vez, se recomienda evaluar las condiciones en que se realizan las liberaciones actualmente en el país, considerando, por ejemplo, las experiencias de Miles et al. (2010), quienes realizan liberaciones desde acantilados costeros durante el día o en colonias en la noche, y Rodríguez et al. (2017b), incluyendo la liberación al final de la noche en la colonia más cercana.

A largo plazo, el principal desafío es cambiar la idea de que “más iluminado es mejor” y restituir el valor del desarrollo de proyectos de iluminación, que incorporen la sustentabilidad dentro de sus principios. Es posible que las causas y el manejo de los efectos de la contaminación lumínica sobre las dimensiones de la observación astronómica, la salud humana y la biodiversidad sean comunes; en consecuencia, será beneficiosa la articulación de esfuerzos y la colaboración entre los diferentes actores con interés en la disminución del impacto en dichas áreas, así como también entre organismos públicos y privados.

AGRADECIMIENTOS

Quisiéramos agradecer a V. López, D. Martínez-Piña, D. Bravo, Y. Murillo y J. Vizcarra por sus comentarios, que nos ayudaron a tener información específica de algunos territorios. Además, quisiéramos agradecer a Kaspar Delhey y un revisor anónimo, quienes contribuyeron de forma sustancial y desinteresada a mejorar este artículo. FM agradece a la beca de la Agencia Nacional de Investigación y Desarrollo (ANID)/ DoctoradoBecasChile/2019-72200117. CGS agradece a la 3ra Zona Naval de la Armada de Chile, quienes hicieron posible el trabajo en Isla Gonzalo.

REFERENCIAS

- Acting (2019a) *Ficha técnica - Acting Chile*. Disponible en [http://www.acting.cl/plantilla.php?id_producto=46&categoria=33Cimg%20src=\[Consultado el 05 de noviembre de 2019\]](http://www.acting.cl/plantilla.php?id_producto=46&categoria=33Cimg%20src=[Consultado el 05 de noviembre de 2019])
- Agencia de sostenibilidad energética (2019) *Alumbrado público*. Versión 2019. Disponible en <https://www.agenciase.org/alumbrado-publico/> [Consultado el 01 de mayo de 2019]
- Ainley DG, R Podolsky, N Nur, L Deforest & GA Spencer (2001) Status and population trends of the Newell's shearwater on Kauai: a model for threatened petrels on urbanized tropical oceanic islands. *Studies in Avian Biology* 22: 108–123.
- Barros R (2017) ¿Por qué aparecen Golondrinas de mar en la cordillera de Chile central? *La Chiricoca* 22: 4–8.
- Barros R, F Medrano, R Silva & F de Groot (2018) First Breeding site record of Hornby's Storm Petrel *Oceanodroma hornbyi* in the Atacama Desert, Chile. *Ardea* 106: 203–207.
- Barros R (2019) Resumen de Avistamientos, Enero – Diciembre 2017. *La Chiricoca* 24: 25–56.
- Barros R, F Medrano, H Norambuena, R Peredo, R Silva, F de Groot & F Schmitt (2019) Breeding biology, distribution and conservation status of Markham's Storm-Petrel (*Oceanodroma markhami*) in the Atacama Desert. *Ardea* 107: 75–84.
- Bernal M., A. Simeone & M. Flores (2006) Nidificación de la golondrina de mar peruana (*Oceanodroma tethys*) en el norte de Chile. *Ornitología Neotropical* 17: 283–287.
- Black A (2005) Light induced seabird mortality on vessels operating in the Southern Ocean: incidents and mitigation measures. *Antarctic Science* 17: 67–68.
- Cabezas L (2018) Fardela negra. Pp. 270–271 en Medrano, F., R. Barros, H.V. Norambuena, R. Matus & F. Schmitt (eds). *Atlas de las aves nidificantes de Chile*. Red de Observadores de Aves y Vida Silvestre de Chile. Santiago, Chile.
- Clements JF, TS Schulenberg, MJ Iliff, SM Billerman, TA Fredericks, BL Sullivan & CL Wood (2019) *The eBird/Clements Checklist of Birds of the World: v2019*. Disponible en <https://www.birds.cornell.edu/clementschecklist/download/>
- Crawford DL (1991) Light pollution, radio interference, and space debris. *ASP Conference Series* 17: 1–345.
- Croxall JP, SHM Butchart, B Lascelles, AJ Stattersfield, B Sullivan, A Symes & P Taylor (2012) Seabird conservation status, threats and priority actions: a global assessment. *Bird Conservation International* 22: 1–34.
- Dominoni DM, M Quetting & J Partecke (2013) Long-term effects of chronic light pollution on seasonal functions of European black birds (*Turdus merula*). *PLoS ONE* 8: e85069.
- Dominoni DM (2015) The effects of light pollution on the biological rhythms of birds: an integrated, mechanistic perspective. *Journal of Ornithology* 156: 409–418.
- Fernández C, M Portflitt-Toro, D Miranda-Urbina & G Luna-Jorquera (2018) Yunco de Humboldt (*Pelecanoides garnotii*). pp. 274–275 en Medrano, F., R. Barros, H.V. Norambuena, R. Matus & F. Schmitt (eds). *Atlas de las aves nidificantes de Chile*. Red

- de Observadores de Aves y Vida Silvestre de Chile. Santiago, Chile.
- Gaston KJ, J Bennie, TW Davies & J Hopkins (2013) The ecological impacts of nighttime light pollution: a mechanistic appraisal. *Biological Reviews* 88: 912–927.
- Gaston KJ, TW Davies, SL Nedelec & LA Holt (2017) Impacts of artificial light at night on biological timings. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 48: 49–68.
- Glass JP & Ryan PG (2013) Reduced seabird night strikes and mortality in the Tristan rock lobster fishery. *African Journal of Marine Science* 35: 589–592
- Guerra-Correa C (2014) *Generación de información para la clasificación de Oceanodroma hornbyi, ave insuficientemente conocida, nidificante en el desierto de la II Región*. Centro Regional de Estudios y Educación Ambiental (CREA), Universidad de Antofagasta. Fondo de protección ambiental, Ministerio del Medio Ambiente, Chile.
- Hodum P (2018) Fardela blanca (*Ardenna creatopus*). Pp 272–273 en Medrano, F., R. Barros, H.V. Norambuena, R. Matus & F. Schmitt (eds). *Atlas de las aves nidificantes de Chile*. Red de Observadores de Aves y Vida Silvestre de Chile. Santiago, Chile.
- Imber MJ (1975) Behaviour of petrels in relation to the moon and artificial lights. *Notornis* 22: 302–306.
- International Dark Sky Association (2018) *Outdoor Lighting Basics*. Versión 2018. Disponible en <http://darksky.org/our-work/lighting/lighting-basics/> [Consultado el 15 octubre 2018].
- Kyba CC & F Hölker (2013) Do artificially illuminated skies affect biodiversity in nocturnal landscapes? *Landscape Ecology* 28: 1637–1640.
- Kyba CCM, Hänel A & Hölker F (2014) Redefining efficiency for outdoor lighting. *Energy & Environmental Science* 7: 1806–1809.
- Kyba CC, T Kuester, A Sánchez de Miguel, K Baugh, A Jechow, F Hölker, J Bennie, CD Elvidge, KJ Gaston & L Guanter (2017) Artificially lit surface of Earth at night increasing in radiance and extent. *Science Advances* 3: e1701528.
- Le Corre M, A Ollivier, S Ribes & P Jouventin (2002) Light-induced mortality of petrels: a 4-year study from Reunion Island (Indian Ocean). *Biological Conservation* 105: 93–102.
- Longcore T & C. Rich (2004) Ecological light pollution. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2: 191–198.
- Longcore T, A Rodríguez, B Witherington, JF Penniman, L Herf & M Herf (2018) Rapid assessment of lamp spectrum to quantify ecological effects of light at night. *Journal of Experimental Zoology* 329: 511–521.
- Malinarich V, P Araneda & A Vallverdú (2017) Diagnóstico del estado de las poblaciones nidificantes de golondrina de mar negra (*Oceanodroma markhami*) (Salvin 1883), en la región de Tarapacá. Unidad de Recursos Naturales Renovables, Servicio Agrícola y Ganadero (SAG), Región de Tarapacá, Chile.
- Malinarich V, P Araneda & A Vallverdú (2018) Estudio del Estado de las Poblaciones de Golondrina de Mar en la Región De Tarapacá. Unidad de Recursos Naturales Renovables, Servicio Agrícola y Ganadero (SAG), Región de Tarapacá, Chile.
- Miles W, S Money, R Luxmoore & RW Furness (2010) Effects of artificial lights and moonlight on petrels at St Kilda. *Bird Study* 57: 244–251.
- Ministerio del Medio Ambiente (MMA) (2018) Aprueba y oficializa clasificación de especies según estado de conservación, decimocuarto proceso. Ministerio del Medio Ambiente, Santiago, Chile.
- Montevecchi WA (2006) Influences of artificial light on marine birds. Pp 94–113 in Rich C, Longcore T (eds). *Ecological consequences of artificial night lighting*. Island Press, Washington, D.C.
- Murillo Y, RP Piana & L Delgado-Alburquerque (2013) Rescate de Golondrinas de la Tempestad de Collar (*Oceanodroma hornbyi*) en la ciudad de Lima, Perú. *Boletín de Ornitología Peruana-UNOP* 8: 55–64.
- Navara KJ & R Nelson (2007) The dark side of light at night: physiological, epidemiological, and ecological consequences. *Journal of Pineal Research* 43: 215–224.
- Raine H, Borg JJ, Raine A, Bairner S, Borg Cardona M (2007) Light pollution and its effect on Yelkouan Shearwaters in Malta; causes and solutions. Yelkouan Shearwater Project Technical Report, Malta.
- Reed JR, JL Sincock & JP Hailman (1985) Light Attraction in Endangered Procellariiform Birds: Reduction by Shielding Upward Radiation. *Auk* 102: 377–383.
- Riegel KW (1973) Light pollution. *Science* 179: 1285–1291.
- Rodríguez A & B Rodríguez (2009) Attraction of petrels to artificial lights in the Canary Islands: effect of the moon phase and age class. *Ibis* 151: 299–310.
- Rodríguez A, B Rodríguez, AJ Curbelo, A Pérez, S Marrero & JJ Negro (2012) Factors affecting mortality of shearwaters stranded by light pollution. *Animal Conservation* 15: 519–526.
- Rodríguez A, G Burgan, P Dann, R Jessop & JJ Negro (2014) Fatal Attraction of Short-Tailed Shearwaters to Artificial Lights. *PLoS ONE* 9: e110114.
- Rodríguez A, D García, B Rodríguez et al. (2015) Artificial lights and seabirds: is light pollution a threat for the threatened Balearic petrels? *Journal of Ornithology* 156: 893–902.
- Rodríguez A, B Rodríguez & JJ Negro (2015b) GPS tracking for mapping seabird mortality induced by light pollution. *Scientific Reports* 5:10670
- Rodríguez A, N Holmes, P Ryan, KJ Wilson, L Faulquier, Y Murillo, A Raine, J Penniman, V Neves, B Rodríguez, JJ Negro, A Chiara dia, P Dann, T Anderson, B Metzger, M Shirai, L Deppe, J Wheeler, P Hodum, C Gouveia, V Carmo, G Carreira, L Delgado-Alburquerque, C Guerra-Correa, F Couzi, M Travers & M Le Corre (2017a) Seabird mortality induced by land-based artificial lights. *Conservation Biology* 31: 986–1001.
- Rodríguez A, P Dann & A Chiaradia (2017b) Reducing light-induced mortality of seabirds: High pressure sodium lights decrease the fatal attraction of shearwaters. *Journal for Nature Conservation* 39: 68–72.
- Rodríguez A, JM Arcos, V Bretagnolle, MP Dias, ND Holmes, M Louzao, J Provencher, AF Raine, F Ramírez, B Rodríguez, RA Ronconi, RS Taylor, E Bonnaud, SB Borrelle, V Cortés, S Descamps, VL Friesen, M Genovart, A Hedd, P Hodum, GRW Humphries, M Le Corre, C Lebarbenchon, R Martin, EF Melvin, WA Montevecchi, P Pinet, IL Pollet, R Ramos, JC Russell, PG Ryan, A Sanz-Aguilar, DR Spatz, M Travers, SC Votier, RM Wanless, E Woehler & A Chiaradia (2019) Future Directions in Conservation Research on Petrels and Shearwaters. *Frontiers in Marine Science* 6: 1-27.
- Ryan PG (1991) The impact of the commercial lobster fishery on seabirds at the Tristan da Cunha islands, South Atlantic. *Biological Conservation* 57: 339–350.
- Syposz M, F Goncalves, M Carty, W Hoppitt & F Manco (2018) Factors influencing Manx Shearwater grounding on the west coast of Scotland. *Ibis* 160: 846–854.
- Tala C (2018) Ficha de clasificación de *Pelecanoides garnotii* en 14° proceso del Reglamento de clasificación de especies (RCE). Ministerio del Medio Ambiente, Chile.
- Telfer TC, SL Sincock, GV Byrd & JR Reed (1987) Attraction of Hawaiian seabirds to lights: conservation efforts and effects of moon phase. *Wildlife Society Bulletin* 15: 406–413.
- Troy JR, ND Holmes, JA Veech & MC Green (2013) Using observed seabird fallout records to infer patterns of attraction to artificial light. *Endangered Species Research* 22: 225–234.
- Warham J (1990) *The Petrels: Their Ecology and Breeding Systems*. Academic Press, London, UK.
- Williams DR, MF Child, LV Dicks, N Ockendon, RG Pople, DA Showler, JC Walsh, EK Ermgassen & WJ Sutherland (2018) Bird Conservation. Pp 95–244 in: Sutherland W.J., L.V. Dicks, N. Ockendon, S.O. Petrovan & R.K. Smith (eds) *What Works in Conservation 2018*. Open Book Publishers, Cambridge, UK.