

## **DESAFÍOS PARA CREAR UN PAISAJE NOCTURNO MÁS SEGURO PARA LAS AVES MARINAS EN CHILE**

Rodrigo Silva<sup>1</sup>, Fernando Medrano<sup>1</sup>, Ivo Tejeda<sup>1</sup>, Daniel Terán<sup>1</sup>, Ronny Peredo<sup>1</sup>, Rodrigo Barros<sup>1</sup>, Valentina Colodro<sup>2</sup>, Paola González<sup>2</sup>, Verónica González<sup>3</sup>, Carlos Guerra-Correa<sup>4</sup>, Peter Hodum<sup>2</sup>, Brad Keitt<sup>5</sup>, Vinko Malinarich<sup>6</sup>, Gabriela Mallea<sup>7</sup>, Pablo Manríquez<sup>2</sup>, Hannah Nevins<sup>5</sup>, Bárbara Olmedo<sup>8</sup>, Jorge Páez-Godoy<sup>4</sup>, Guillermo de Rodt<sup>2</sup>, Flora Rojas<sup>2</sup>, Pedro Sanhueza<sup>9</sup>, Frederick Toro<sup>7</sup> y Bárbara Toro-Barros<sup>7</sup>.

1 Red de Observadores de Aves y Vida Silvestre de Chile (ROC)

2 Oikonos Ecosystem Knowledge

3 Red de Voluntarios Rescate Golondrinas de mar Iquique

4 Centro Regional de Estudios y Educación Ambiental (CREA)

5 American Bird Conservancy (ABC)

6 Servicio Agrícola y Ganadero, Región de Tarapacá

7 Panthalassa

8 Fundación para la sustentabilidad del Gaviotín Chico

9 Observatorio para la calidad de los cielos del norte de Chile (OPCC)

Correo de correspondencia: [rodrigossilva@redobservadores.cl](mailto:rodrigossilva@redobservadores.cl)

### **INTRODUCCIÓN**

La contaminación lumínica es ocasionada por la emisión excesiva o inapropiada de luz proveniente de fuentes artificiales cuando es dispuesta en el cielo nocturno. Desde hace larga data sus efectos sobre la calidad del cielo astronómico han sido reconocidos y manejados (e.g. Riegel 1973, Crawford 1991), pero sólo recientemente sus efectos sobre la calidad de la vida humana y la biodiversidad están siendo tomados en cuenta (Longcore & Ric 2004, Navara & Nelson 2007, Kyba & Hölker 2013).

En Chile, la contaminación lumínica se encuentra regulada con el objetivo de proteger el cielo utilizado por los observatorios astronómicos, principalmente a través del Decreto Supremo (DS) 43/2012 que entrega límites de emisión y otras especificaciones para alumbrado de exteriores entre las regiones de Antofagasta y Coquimbo. Algunas comunas, como Vicuña en la región de Coquimbo, tienen ordenanzas municipales que establecen restricciones mayores. Por otra parte, también existen regulaciones para el nivel de intensidad luminosa del alumbrado público en vías de tránsito vehicular y peatonal de todo el país (DS 02/2015 y DS 51/2015).

Durante los últimos años algunos cambios tecnológicos han favorecido la masificación de la iluminación de estado sólido, donde destaca la tecnología LED. En Chile ésta se ha propagado rápidamente, al punto que en la actualidad existe un programa de alumbrado público que contempla el recambio masivo de luminarias públicas envejecidas o ineficientes por LED (Agencia de Sostenibilidad Energética 2019). Esta tecnología tiene la capacidad de iluminar de manera más eficiente (por costos y durabilidad) y versátil (telecontrol, regulación

de la intensidad), pudiendo contribuir a la reducción de la contaminación lumínica; sin embargo su uso actual, por el contrario, la incrementa. Esto se debe a que con un costo energético y económico similar se pueden instalar más luces, y a que gran parte de la tecnología LED utilizada se concentra en el espectro azul de la luz, la cual se dispersa a mayor distancia en la atmósfera. En definitiva, el mundo está cada vez más iluminado y esta tasa de cambio es considerablemente mayor que la global para Chile (Kyba et al 2017).

A modo general, la contaminación lumínica impacta sobre varios aspectos de la biodiversidad, incluyendo cambios en el ritmo circadiano, la percepción visual y la orientación espacial (Gaston et al. 2013). En particular en aves, la contaminación lumínica afecta principalmente su fenología reproductiva (e.g Dominoni et al. 2013, Dominoni 2015, Gaston et al. 2017) y provoca mortalidad derivada de la atracción a las luces (Ainley et al 2001, Le Corre 2002, Rodríguez et al 2017a, Barros et al 2019). Estos efectos, sin embargo, han sido solo parcialmente cuantificados y aún más escasamente manejados (Rodríguez et al. 2017a).

En cuanto al efecto de atracción, uno de los grupos más afectados son los petreles y fardelas que anidan en cavidades (de las familias Oceanitidae, Hydrobatidae y Procellariidae), habiéndose reportado atracción en casi la mitad de las especies a nivel global (56 de 120 especies) (Rodríguez et al. 2017a). El mecanismo específico por el cual se produce la atracción es desconocido, pero aparentemente está relacionado con una alteración en la capacidad de las aves para orientarse utilizando los astros como pistas de navegación (Rodríguez et al. 2017a). Como consecuencia, se genera un vuelo de horas alrededor de las luminarias, con consiguiente agotamiento y caída, que usualmente provoca la muerte de los individuos mediante colisión con estructuras humanas, atropello por vehículos, facilitación de la depredación, inanición o deshidratación (Rodríguez et al. 2012b, 2014, 2017a). Dicho fenómeno es conocido como *fallout* (Imber 1975, Reed 1985), y puede llegar a causar eventos de mortalidad masiva, ocasionando impactos significativos sobre varias especies (Ainley et al. 2001, Rodríguez et al. 2017a). El *fallout* se ha registrado en islas y localidades costeras dispersas por todo el mundo, principalmente en los alrededores de colonias reproductivas, por lo que las medidas de manejo usualmente se encuentran adaptadas a dicha situación (Rodríguez et al. 2017a). Adicionalmente, se ha registrado en barcos comerciales, pesqueros, plataformas petroleras y cruceros, y aunque su manejo es semejante al realizado en tierra firme (e.g. Ryan 1991, Black 2005, Glass & Ryan 2013, Rodríguez et al. 2015), las caídas en tierra firme y en el mar suelen tratarse por separado por motivos funcionales (Rodríguez et al 2017a).

El estadio en el cual los procellariformes son más vulnerables a desorientarse por las luminarias es cuando dejan el nido (también conocido como *volantones*), por lo que existe una variación intraanual de la caída para cada especie (Miles 2010, Rodríguez et al. 2017a). Adicionalmente, existe una variación interanual de la magnitud del fenómeno, que se explica por varios factores, entre los que se cuenta la relación entre las mayores frecuencias de salida de los volantones y la fase lunar, pues ocurren más caídas en noches oscuras (eg. luna nueva) (Telfer et al. 1987, Le Corre et al. 2002, Montevecchi 2006, Rodríguez & Rodríguez 2009, Miles 2010, Murillo et al. 2013, Rodríguez et al. 2014, Rodríguez et al. 2017a, Gonzáles y Guerra-Correa enviado); la presencia de vientos fuertes hacia el interior y la existencia de noches nubladas o con neblina (Montevecchi 2006, Rodríguez et al. 2014, Rodríguez et al. 2015, Syposz et al. 2018).

El alcance territorial del impacto depende de la especie, el tipo e intensidad de las luces y la cercanía de las fuentes emisoras con las colonias reproductivas (Rodríguez et al. 2014, Rodríguez et al. 2017<sup>a</sup>, Rodríguez et al. 2017b). Por ejemplo, se ha estudiado que las luces más frías (con más de 2.200 K) atraen más a las aves marinas, por la absorción de esta luz que se produce en la retina (Longcore et al. 2018). Por otra parte, se ha descrito la atracción a 4.2, 5.9 y 6 km de las colonias reproductivas para *Calonectris diomedea*, *Puffinus mauretanicus* e *Hydrobates pelagicus* respectivamente (Rodríguez et al. 2015), y también se ha registrado que las aves pueden ser atraídas a tierra firme una vez que han alcanzado el océano (Troy et al. 2013).

Además de poseer una susceptibilidad mayor a ser atraídas, algunas características reproductivas de estas especies, como la nidificación gregaria, la fidelidad a los sitios de nidificación y la postura de un único huevo a lo largo de una vida longeva, determinan que los efectos de la atracción tengan impactos exacerbados en su conservación (Warham 1990, Croxall et al. 2012). Así, la contaminación lumínica fue recientemente evaluada como una de las principales amenazas para este grupo de aves, junto a la sobrepesca, la introducción de especies exóticas y la pesca incidental (Rodríguez et al. 2019).

En el presente estudio se realiza el primer diagnóstico sobre los efectos de la contaminación lumínica en las aves marinas de Chile, describiendo las especies afectadas, la magnitud del impacto sobre cada una de ellas y los territorios donde los impactos ocurren; así como también se plantean perspectivas técnicas y políticas para su gestión.

## **MÉTODOS**

Para realizar un diagnóstico de la situación en Chile, el grupo compuesto por los cuatro primeros autores (Rodrigo Silva, Fernando Medrano, Ivo Tejeda y Daniel Terán), después de indagar en la temática por dos años, invitó a contribuir con antecedentes a todos los grupos que en ese período (2017-2018) realizaron actividades o reportes relacionados con los efectos de la contaminación lumínica sobre aves marinas, dando como resultado la vinculación de nueve instituciones, entre las que se cuentan reparticiones estatales, organizaciones de protección de la naturaleza, grupos de voluntarios, instituciones vinculadas a la academia y una agencia de protección vinculada a los observatorios astronómicos. El catastro y la convocatoria se extendió a autores referidos por el primer grupo y posteriormente fue ajustado según la capacidad real de participación. Los autores presentaron antecedentes mediante una entrevista o el escrito formal en este manuscrito. Lo anterior determinó que el origen de los datos fuera diverso, correspondiendo a registros incidentales, estimaciones o búsquedas sistemáticas, lo que se precisa en cada caso.

Adicionalmente, se realizó una revisión sistemática a través de los buscadores integrados “ISI Web of Knowledge” y “Google Scholar”, usando los términos (en su conjunto o separados) “fallout”, “seabirds”, “marine birds”, “light pollution”, “artificial light at night”, “Chile” así como 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 cuya afectación se identificó preliminarmente, en las siguientes bases de datos, para dar con registros en tierras interiores:

- eBird: <https://ebird.org/content/chile/>
- iNaturalist: <https://www.inaturalist.org/>

Así, se buscó obtener información para cada especie afectada sobre los siguientes tópicos: (i) territorios donde existe impacto de las luminarias; (ii) período en el cual ocurre la caída, (iii) causas y magnitud del impacto en cada uno de los territorios, (iv) medidas que se han adoptado para revertir dichos impactos a nivel internacional y (v) contrastar esas medidas con las adoptadas en el país.

## **RESULTADOS**

### **Especies afectadas en el país**

Las especies se presentan en orden taxonómico y las localidades para cada especie, de norte a sur.

#### Petrel de Juan Fernández (*Pterodroma externa*)

A partir de 2002 se han registrado eventos de caídas periódicos en el caserío Rada la Colonia, de la isla Alejandro Selkirk, asociados a condiciones nubladas o 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. La caída ocurre entre octubre y abril, afectando a adultos, pues la temporada de volantones ocurre después del cierre típico de la temporada de pesca en Selkirk.

En el pueblo San Juan Bautista, isla Robinson Crusoe, la caída de esta especie es poco frecuente, con un máximo de cuatro individuos encontrados en una temporada, típicamente entre los meses de marzo y mayo (Oikonos datos no publicados). Estas caídas han sido registradas desde 2014.

#### Petrel de Masatierra (*Pterodroma defilippiana*)

Existen registros muy esporádicos de caída de esta especie en San Juan Bautista, con un máximo de dos individuos encontrados por temporada.

#### Petrel de Masafuera (*Pterodroma longirostris*)

Su caída es muy esporádica en Rada la Colonia, puesto que las rutas de tránsito a sus lugares de nidificación se encuentran en el sector opuesto de la isla, en relación al poblado (P. Hodum obs. pers.). No existen antecedentes de atracción de esta especie en Robinson Crusoe, probablemente debido a su distribución pelágica hacia el oeste del archipiélago (Oikonos datos no publicados).

#### Petrel de las Kermadec (*Pterodroma neglecta*)

Cada año, uno o dos individuos de la pequeña población que nidifica en el Archipiélago Juan Fernández cae en San Juan Bautista (Oikonos datos no publicados).

Fardela blanca (*Ardenna creatopus*)

Basado en los resultados de un programa de monitoreo realizado desde 2014, se han registrado eventos de caída por luminarias en Isla Mocha y Archipiélago Juan Fernández, lugares que concentran el 70 y 30% de la población reproductiva de esta especie, respectivamente (Hodum 2018), con la gran mayoría del impacto ocurriendo en Juan Fernández.

En Juan Fernández, un monitoreo realizado por Oikonos entre abril y mayo de 2016 en San Juan Bautista, encontró 414 ejemplares de esta especie caídos, que corresponden al 92% de las aves encontradas en el periodo (Oikonos datos no publicados). Estos resultados son consistentes con los años anteriores (2014-2015) y posteriores (2017-2018).

En Isla Mocha reportes incidentales dan cuenta de la caída de 80 ejemplares en febrero de 2016 y 30 en febrero de 2017, ambos casos relacionados con un evento nocturno en el gimnasio comunal (Verónica López com. pers.).

Las caídas documentadas afectan principalmente a volantones y se concentran en los meses de abril y mayo (Rodríguez et al. 2017a), con la sola excepción de las caídas ocurridas en Isla Mocha, donde se habrían afectado adultos.

Fardela negra (*Ardenna griseus*)

Se conocen dos registros de aves caídas (aparentemente adultos) en el borde costero de la ciudad de Iquique, en mayo 2019 (V. Malinarich obs. pers.).

Yunco de Humboldt (*Pelecanoides garnotii*)

Desde 2009 existen registros de caída en localidades costeras de las regiones de Arica y Parinacota (Arica) (R. Peredo obs. pers), Tarapacá (Iquique) (V. González obs pers, V Malinarich obs. pers), Atacama (Pan de Azúcar, Caldera, Chañaral de Aceituno) (J. Páez-Godoy com. pers.), Coquimbo (Punta Choros y La Serena) (SAG Coquimbo 2011, F. Toro obs. pers) y Valparaíso (Los Molles y Papudo) (Diego Bravo com. pers.), pero también en la localidad interior de Los Choros, Región de Coquimbo (F. Toro obs. pers.).

En la mayoría de los sitios no existen esfuerzos sistemáticos de recolección de ejemplares de esta especie, por lo que las caídas podrían ser subestimadas. El único sitio donde se ha realizado un esfuerzo mayor es Punta Choros, donde se da cuenta de 184 individuos caídos entre las temporadas reproductivas 2011 y 2017, de los cuales la mayoría corresponde a volantones. Un conteo más intensivo arrojó 85 individuos sólo para la temporada 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, las caletas San Agustín y los Corrales concentran la mayor parte de las caídas debido a la instalación de luces de seguridad (led blancas y luces halógenas) en 2018. En pueblos como Punta Choros, los perros ocasionan la muerte de las aves caídas (SAG Coquimbo 2011, F. Toro obs. Pers).

El *peak* de caídas de esta especie en las regiones de Atacama, Coquimbo y Valparaíso ocurre en enero, aunque éstas se extenderían desde diciembre a abril (F. Toro obs. pers., SAG Coquimbo 2011). Este período coincide con la salida de volantones de los nidos, pero también

con el aumento de la iluminación, derivado del inicio de temporada de visitantes estivales, en localidades como Punta Choros y Los Molles. En Arica, en cambio, las caídas ocurrirían en septiembre-octubre, afectando también a volantes (Ronny Peredo obs. pers.).

La afectación de esta especie tiene una estrecha relación con la ubicación de las principales colonias reproductivas en el país, particularmente Isla Pan de Azúcar (26° 9' S, a 1 km de la costa) e Isla Choros (29°16' S, a 7 km de la costa), las que concentran, respectivamente, el 3,4% y 95% de la población reproductora en Chile, estimada en 12.500 parejas (Fernández et al. 2018).

El yunco de Humboldt es una especie "En Peligro" a nivel global y recientemente clasificada en la misma categoría en Chile (DS 79/2018), aun sin considerar la contaminación lumínica dentro de sus amenazas (Tala 2018), lo que podría agravar aún más su estado de conservación.

#### Golondrina de mar fuequina (*Oceanites oceanicus chilensis*)

En la Región de Antofagasta, el equipo CREA Universidad de Antofagasta, registra un total de ocho volantes caídos y rescatados entre 2009 y 2018, siete de los cuales provienen de Antofagasta (Guerra-Correa et al. datos no publicados).

En la zona centro de Chile, hasta el año 2017 se conocían 49 registros históricos de esta especie en tierras interiores (1920-2016), los cuales sugieren su reproducción en la cordillera de los Andes (Barros 2017). Estos datan del período noviembre - mayo, con *peak* durante la primera mitad de abril, período que correspondería a la salida de volantes.

Incrementando la presión 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 del mar. Un total de 24 ejemplares se hallaron durante la temporada 2017-2018 y 20 en la temporada 2018-2019, principalmente en los meses de marzo-abril, de los cuales la mayoría corresponde a volantes encontrados al pie de fuentes de iluminación artificial (Barros obs. pers.). Lo anterior da cuenta de la afectación de esta especie por contaminación lumínica, sin embargo se desconoce su real magnitud.

Se sabe de algunos registros de *Oceanites sp.* en la región de Los Lagos (*¿oceanicus?*, *¿pincoyae?*), que podrían estar vinculados a luces, pero se desconocen mayores antecedentes sobre estos.

#### Golondrina de mar chica (*Oceanites gracilis*)

Afectada por contaminación lumínica en Arica, Iquique, Puerto Patache, Salar Grande, Mejillones y Coloso (SAG Tarapacá 2018, Fundación Gaviotín Chico datos no publicados, Ronny Peredo obs. pers., SAG Antofagasta datos no publicados, 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 (CREA Universidad de Antofagasta, Guerra-Correa et al. datos no publicados).

El escaso número de registros y su dispersión a lo largo del año no permite informar acerca del período *peak* de caída; no obstante Malinarich et al. (2018) señalan que la mayoría de los

registros ocurre entre agosto y diciembre. En Arica se han encontrado adultos en noviembre, diciembre y abril.

Es probable que el pequeño tamaño de esta especie contribuya a invisibilizar el fenómeno de su caída, así como su similitud con *O. oceanicus* y *O. tethys* podría encubrir errores de identificación, dificultando aún más la comprensión del fenómeno.

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

Reportes de caída muy esporádicos en San Juan Bautista, típicamente con 1-2 individuos por temporada (Oikonos datos no publicados).

Golondrina de mar de collar (*Oceanodroma hornbyi*)

Existen registros de afectación por contaminación lumínica en el centro y sur de Perú y para Chile en Arica, Iquique, Alto Hospicio, Pozo Almonte, Puerto Patache, Tocopilla, Michilla, Baquedano, Sierra Gorda, Mejillones, Antofagasta y sector industrial La Negra (Ruta 5, salida sur de Antofagasta).

En Arica se sabe de un registro incidental en 2001, al menos uno en 2018 y dos en 2019 (R. Peredo obs pers), pero se desconocen mayores antecedentes.

Para Tarapacá, Malinarich et al. (2018) reportan 143 ejemplares rescatados de 2010 a 2018, con registros que parecen ir en aumento conforme aumenta la iluminación y la presión de búsqueda (Verónica González obs. pers).

Para la región de Antofagasta se reportaron 657 ejemplares caídos en el período 2009-2014 (Guerra-Correa 2014), datos que se actualizan y alcanzan los 1.122 ejemplares en Rodríguez et al. 2017a. La actualización de estos datos realizada por Guerra-Correa y Páez-Godoy a 2018 da cuenta de un total de 1.626 ejemplares (datos no publicados previamente). De estos, 1.022 fueron rescatados en Antofagasta y localidades cercanas, mientras que 492 fueron rescatados en Mejillones. Guerra-Correa (2014) reportan un rango de 35 a 180 ejemplares en cada temporada, valor que alcanza un máximo de 241 ejemplares según Rodríguez et al. (2017a). Considerando la actualización más reciente de los datos proveniente de CREA Universidad de Antofagasta y otras fuentes de información, un total de 2.175 ejemplares se han registrado caídos en el país entre 2001 y 2019.

En cuanto a la temporalidad de las caídas, Malinarich et al. (2018) extienden su ocurrencia entre junio-septiembre en Iquique, aunque datos de la Red de voluntarios que rescata golondrinas en la misma ciudad las extienden entre abril-julio (V. González obs. pers.). Por otra parte, Guerra-Correa (2014) reportan las máximas frecuencias en Antofagasta entre junio y julio de cada año. Finalmente, los registros de la Fundación Gaviotín Chico entre 2010 y 2018, señalan una ocurrencia entre febrero y octubre en Mejillones (B. Olmedo obs. pers.).

Aunque la caída de esta especie ocurre en una magnitud considerablemente inferior a *Oceanodroma markhami* es posible que su población global sea también menor, por lo que el impacto podría ser tanto o más considerable a nivel poblacional (se debe evaluar).

Golondrina de mar peruana (*Oceanodroma tethys*)

La afectación de esta especie por contaminación lumínica se conoce en Iquique, donde un ejemplar fue hallado en abril de 2014; en Chipana y Aduana del río Loa, donde se registraron 13 ejemplares caídos (todos volantones) y 15-20 sobrevolando las luminarias del sector en abril de 2017.

Se desconocen mayores antecedentes acerca de la magnitud de este impacto, su extensión a lo largo del año y su recurrencia en distintas temporadas.

Es probable que el patrón de coloración de esta especie, similar al de *O. oceanicus* y *O. gracilis*, encubra errores de identificación, dificultando la comprensión del fenómeno.

Golondrina de mar negra (*Oceanodroma markhami*)

Se ha documentado 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, ocurren caídas en el Complejo fronterizo Chacalluta y diversos puntos en la ciudad de Arica, donde destaca el estadio “Carlos Dittborn” por los cientos de golondrinas caídas en aquel lugar. Por otra parte, en la región de Tarapacá se reportan caídas en Alto Hospicio, Pozo Almonte, la ciudad de Iquique -especialmente los sectores de Playa Brava y Cavancha-, Aeropuerto Diego Aracena, Puerto Patache y Salar Grande. Finalmente, en la región de Antofagasta se han registrado caídas en Tocopilla, Mejillones y la ciudad de Antofagasta. Datos provenientes de distintas fuentes, entre 2009 y 2019, totalizan 10.553 aves afectadas, aunque este no es un recuento sistemático, habiéndose estimado la mortalidad en al menos 20.000 ejemplares por año en 2017-2018 (Barros et al. 2019).

En Arica, si bien se conoce la caída de esta especie al menos desde 2001 (Ronny Peredo obs. pers), solo en 2017 se realizó un primer esfuerzo sistemático por dimensionar su magnitud, encontrándose 86 ejemplares caídos en un período de 6 días, en 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 BREGMA y la ROC, se rescataron 1.173 ejemplares entre mediados de noviembre y mediados de febrero.

En la región de Tarapacá, Malinarich et al. (2018) reportan 8.167 ejemplares rescatados entre 2010 y 2018, que provienen mayoritariamente de la planta de la empresa K+S, en Salar Grande (5.206 ejemplares), el radio urbano de Iquique (2.291 ejemplares) y las instalaciones de CMC, también en el Salar Grande (449 ejemplares).

Para la ciudad de Iquique, se observa un aumento de las caídas de 2014 en adelante, probablemente relacionado con el aumento generalizado de la iluminación urbana y la instalación de potentes luces LED orientadas hacia el mar en el borde costero de la ciudad de Iquique (Cavancha y Playa Brava) (Malinarich et al. 2017, V. González obs. pers.), así como también por el aumento de la presión de búsqueda impulsado por la “Red de Voluntarios Rescate Golondrinas de Mar Iquique”.

En Salar Grande, a pocos kilómetros de una colonia reproductiva de a lo menos 20.000 parejas, la mina “Kainita” de la compañía K+S reporta 700-800 ejemplares rescatados en sus



instalaciones durante las temporadas 2015 y 2017, pero más de 3.300 durante la temporada 2016 (Malinarich et al. 2018). Observaciones realizadas por algunos autores, así como los testimonios de trabajadores de la empresa sugieren que, además, esta cifra está considerablemente subestimada (véase más abajo). Por otra parte, a siete kilómetros al sur se encuentra la mina "Tenardita", de CMC, donde también se produce caída masiva de golondrinas de mar negra, aunque probablemente de menor medida dada 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.

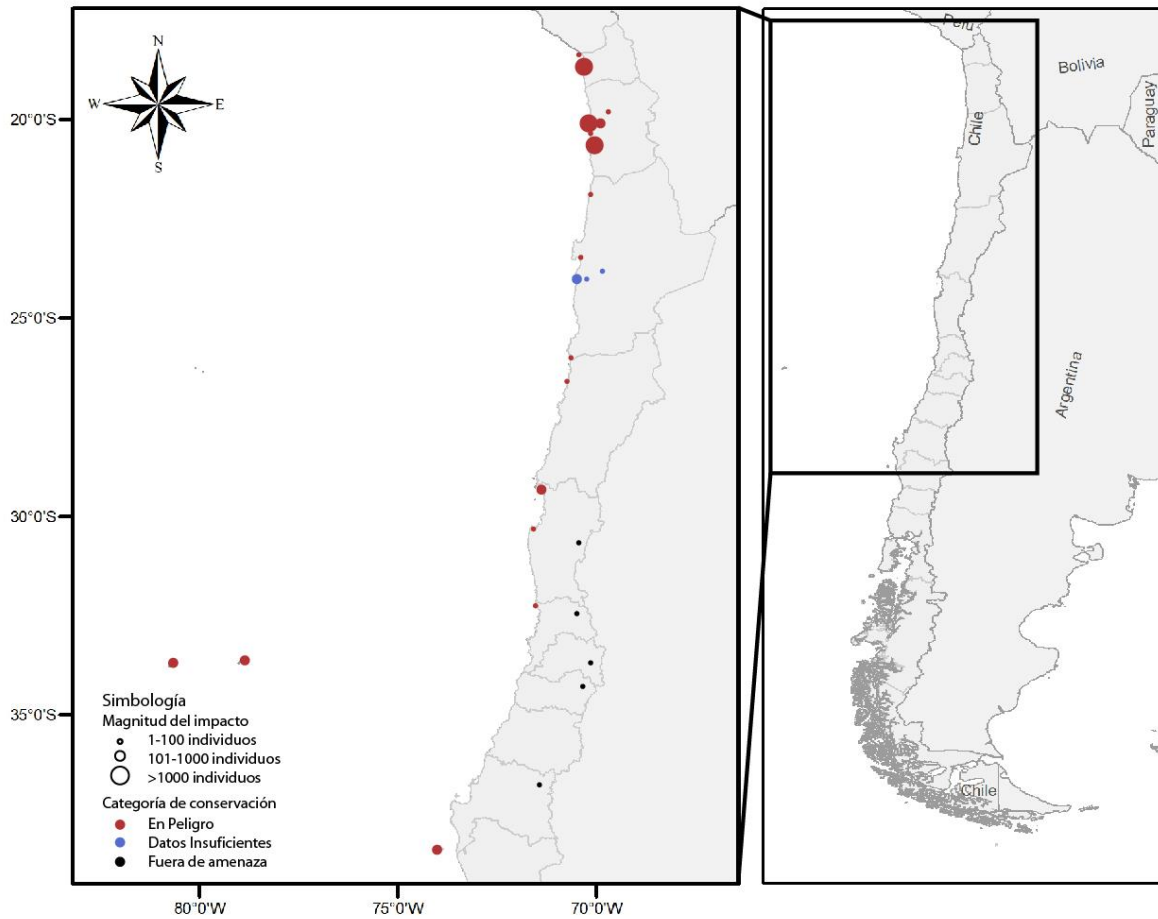
Durante las temporadas 2017 y 2018, se realizó un conteo sistemático de las aves caídas en una superficie de 2 hectáreas iluminadas de Salar Grande, que representan menos del 1% de la superficie total iluminada del área. Durante 6 días en cada ocasión, se encontraron 167 aves en 2017 y 166 aves durante 2018. A partir de lo anterior se estima que al menos 20.000 aves son impactadas cada temporada en la colonia de Salar Grande, convirtiendo a la especie en el petrel afectado en mayor magnitud en todo el mundo (Barros et al. 2019).

Para la región de Antofagasta el equipo CREA Universidad de Antofagasta indica que entre 2009 y 2018, con el mismo esfuerzo dedicado a *O. hornbyi*, se rescató un total de 126 ejemplares: 43 en la ciudad y cercanías de Antofagasta, 50 en Mejillones y 33 en otras localidades. En esta Región, los rescates de *O. markhami* representan sólo el 7.0 % de los rescates de este grupo de aves (golondrinas de mar), en tanto que *O. hornbyi* representa el 91 %, sobre la base de datos del equipo CREA Universidad de Antofagasta (Guerra-Correa y Páez-Godoy datos no publicados).

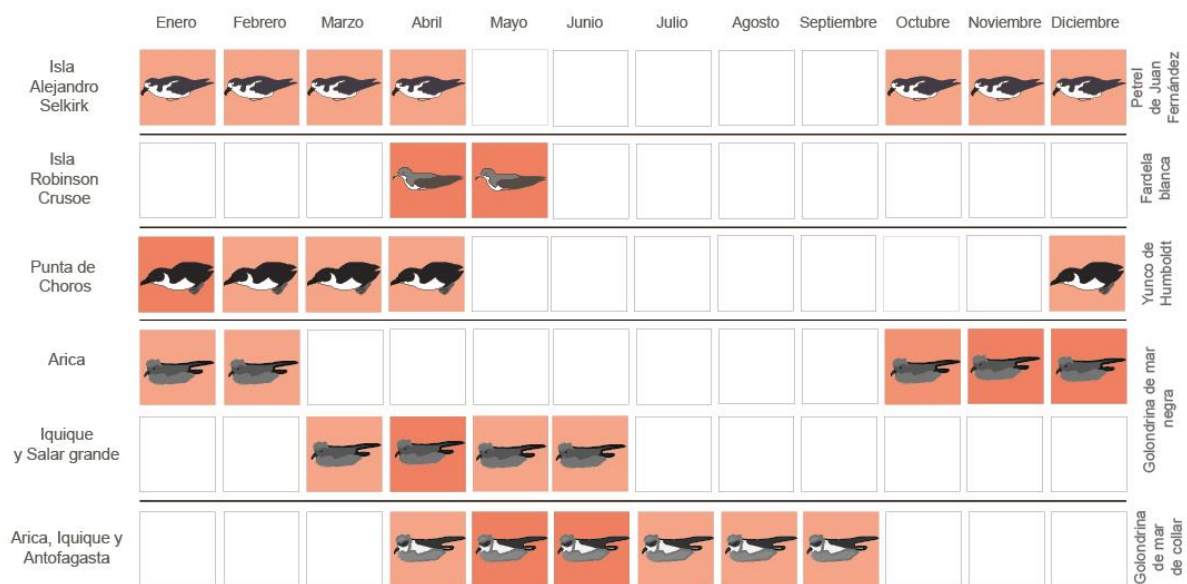
En cuanto a la temporalidad de las caídas, en Arica, las caídas ocurren entre octubre y febrero, con un peak en noviembre y diciembre (R. Peredo obs. pers.), mientras que para las regiones de Tarapacá y Antofagasta, estas van de marzo a junio con un marcado peak en abril (Malinarich et al. 2018, Barros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

#### Pollito de mar rojizo (*Phalaropus fulicarius*)

Existen algunos antecedentes de caída de *Phalaropus fulicarius* en Mejillones (Luna 2018), sin embargo cualquier otro antecedente es desconocido.



**Figura 1.** Territorios donde la contaminación lumínica genera amenaza, con la magnitud del impacto y el grado de amenaza de las especies implicadas.



**Figura 2.** Fenología de caída de las especies más impactadas por la contaminación lumínica (más de 100 individuos por año). En rojo oscuro se señala el peak de caídas.

## Manejo a nivel internacional

A nivel internacional se ha implementado una serie de medidas para evitar y mitigar los impactos de luminarias sobre aves marinas.

### Evitar el impacto apagando luces

El enfoque recomendado para evitar los efectos de la atracción sobre aves marinas es iluminar lo menos posible en lugares y fechas en que se sabe de la caída de aves (Rodríguez et al. 2017a, Williams et al. 2018). Por ejemplo, en islas St Kilda, Escocia, la reducción de emisiones alcanzada tras apagar todas las luces de exterior y cubrir las ventanas que daban al exterior, significó una disminución significativa en el número de *Hydrobates leucorhous* caídos, aunque este efecto fue menor en *Puffinus puffinus* (Miles et al. 2010). En isla Phillip, Australia, se comprobó experimentalmente una reducción en el número de *Ardenna tenuirostris* caídas al apagar las luces del puente de 640 m que otorga acceso a la isla, durante las temporadas 2009, 2012 y 2013. El 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 (véase más adelante), sin embargo, una reducción significativa de las aves caídas ocurrió 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 *Puffinus newelli* (Rodríguez et al. 2017a). Otro antecedente, es que en áreas rurales de isla Reunión, océano Índico, las luces de exterior son apagadas durante el período de volantes de *Pterodroma barau* (Rodríguez et al. 2017a).

Una alternativa para reducir los efectos en circunstancias donde no es factible apagar por completo las luces, es apagarlas parcial o totalmente durante ciertos períodos. La reducción de la iluminación durante las primeras horas de oscuridad parece disminuir la atracción en 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, pero no se conocen experiencias de su utilización.

### Mitigar el impacto iluminando mejor

Solo en aquellos casos donde es imposible iluminar menos, ciertas consideraciones de diseño en las luminarias podrían contribuir a reducir los efectos sobre aves marinas.

Por ejemplo, la utilización de luminarias con protecciones o capuchas ha disminuido la cantidad de fardelas caídas (Reed et al. 1985, Miles et al. 2010, Rodríguez et al. 2017a, Williams et al. 2018), logrando la reducción de un 40% de *Puffinus newelli* caídas en noches en que las luces tuvieron protecciones, en un resort de Kauai, Hawaii (Reed et al. 1985).

También se ha probado que existen diferencias significativas en el efecto de atracción sobre aves marinas para luces con distintas temperaturas de color, ocasionando un mayor efecto las luces blancas (e.g. halógenos y LED blanco) en comparación a las luces cálidas (e.g. vapor de sodio de alta presión HPS, incandescentes y LED ámbar), con un valor umbral que fluctúa de los 2200K a los 3000K (International Dark Sky Association 2010, Rodríguez et al.

2017a, Longcore & Rodríguez 2018). King & Gould (1967) reportan que la caída de *Puffinus newelli* cesó cuando luces blancas fueron reemplazadas por luces de colores más tenues en una localidad particular de Kauai, en los años 1960. Sin embargo, no se conocen demasiadas experiencias completamente exitosas de reemplazos de este tipo y adicionalmente, podrían respuestas especie-específicas podrían ocurrir (Miles et al. 2010, Rodríguez et al. 2017a y 2017b).

Longcore & Rodríguez (2018) predicen 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) señalan que los halógenos multiplican el riesgo de colisión de *Ardenna tenuirostris* x1.6 y x1.9, en comparación a LED blanco y alta presión de sodio (HPS), respectivamente.

Algunos mecanismos que se han establecido para facilitar la selección de luces apropiadas son: i) certificaciones (eg. *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” (Longcore et al. 2018, disponible en <https://fluxometer.com/ecological/>).

### Rescate y liberación

Una de las medidas más usualmente implementadas son los programas de rescate y liberación de ejemplares, aunque el éxito a nivel poblacional de estos programas, en general, no ha sido comprobado (Rodríguez et al. 2017a). El rescate puede ser relevante para efectos de sensibilización y mediatización de estos impactos, así como también se ha reportado una incidencia positiva a nivel poblacional (Miles et al. 2010, P. Pinet datos no publicados), sin embargo es recomendable un enfoque orientado a disminuir la caída de aves controlando su causa última (la contaminación lumínica). Lo anterior debido a que sólo una porción menor de las aves es rescatada, de entre las cuales una parte muere antes de ser liberada y el resto, tiene una sobrevivencia incierta (Rodríguez et al. 2017a).

### **Manejo en Chile**

En Chile, las experiencias para mitigar los impactos de la contaminación lumínica sobre aves marinas son escasas y en muchos casos se han remitido al rescate, rehabilitación y liberación de los ejemplares afectados.

Grupos de diverso origen se han establecido en las ciudades de Arica, Iquique y Antofagasta motivados principalmente por el rescate, rehabilitación y liberación de golondrinas de mar. En Arica el grupo se conformó en 2018 con participación de la Municipalidad, el SAG regional, la ROC y la ONG BREGMA. En Iquique se sabe de iniciativas de rescate lideradas por el SAG regional 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 difusión de la problemática a nivel local. En Antofagasta, CREA Universidad de Antofagasta realiza rescates asistemáticos hasta 2009 y a partir de entonces, un plan organizado de rescates, registros somatométricos y anillado de golondrinas de mar liberadas, acompañado de un programa de información y vinculación pública e institucional empresarial. La cifras de este programa dan cuenta de que, del total de ejemplares rescatados, un 95% sobrevive para llegar a ser anillado y liberado. En la zona central de Chile la ROC ha

coordinado, a partir de 2018, una red local de respuesta. En este caso la principal motivación es encontrar las colonias reproductivas de *Oceanites oceanicus chilensis* en la cordillera, sin embargo, esto ha traído como consecuencia el rescate de ejemplares y su derivación a centros de rehabilitación para su posterior liberación. En 2019 la ONG Panthalassa inicia un plan de rescate y liberación del Yunco de Humboldt (*Pelecanoides garnotii*) 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 programa depende de registros oportunistas hechos por los habitantes del poblado. En los siete años del programa más de 70 personas (>10% de la población adulta) han registrado y entregado aves a Oikonos para evaluación y liberación. Concurrente con el programa de rescate existe un programa sistemático de evaluación de la atracción de luminarias en sectores prioritarios de San Juan Bautista.

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 comienza a ser adoptado (véase más abajo).

Las liberaciones son realizadas, en su mayoría, durante las primeras horas de la noche en localidades costeras poco iluminadas, aunque durante la temporada 2019 los yuncos de Humboldt (*Pelecanoides garnotii*) rescatados en Punta de Choros fueron liberados durante el día y en el mar. La gran mayoría de las aves son liberadas sin haber sido anilladas previamente, con esfuerzos de este tipo muy puntuales en Iquique y más permanentes en Antofagasta, derivado de los cuales se conocen casos de ejemplares de golondrinas de mar (*Oceanodroma markhami* y *Oceanodroma hornbyi*) que han sido recapturados pocos días después de su liberación. En contraparte, no se conoce de ejemplares anillados como volantones, recapturados como adultos (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 permanece ampliamente desconocida.

Respuestas más sistémicas son muy escasas y casos como el del yunco de Humboldt (*Pelecanoides garnotii*) en Punta de Choros, donde diversos organismos han documentado la afectación de aves por más de 10 años sin haberse producido cambios sustanciales, reflejan tanto la escasa comprensión del fenómeno en el país como las limitadas posibilidades de respuesta que entrega el marco normativo actual.

Producto de la magnitud de la caída de golondrinas de mar negra (*Oceanodroma markhami*) en las regiones de Arica y Parinacota y Tarapacá, se han adoptado algunas medidas aisladas orientadas a reducir la cantidad de aves caídas como (i) la reprogramación de eventos culturales potencialmente conflictivos en el estadio de Arica y en Pampa Chaca; (ii) la eliminación absoluta de la iluminación nocturna en un proyecto minero que será construido cerca de la colonia reproductiva de Salar Grande; (iii) cambios relevantes para reducir la iluminación entre marzo-mayo en Mina Cordillera, en Salar Grande y (iv) la reducción de los tiempos en que la plataforma del aeropuerto de Iquique permanece encendida, restringiéndola únicamente a los períodos en que existen vuelos programados. Los efectos de estas acciones permanecen incógnitos.

Más recientemente, un programa con un enfoque sistémico ha sido adoptado en la colonia de nidificación de golondrina de mar negra (*Oceanodroma markhami*) de Salar Grande. Este

es coordinado por el Ministerio del Medio Ambiente a través de su Secretaría Regional Tarapacá, cuenta con participación voluntaria de cuatro empresas y considera el apagado de luces durante períodos críticos, el recambio de luminarias y diversas mejoras en el manejo, monitoreo y reporte de aves caídas. En paralelo a su implementación se están iniciando las gestiones para convertir este programa en un Acuerdo de Producción Limpia, que tendría carácter vinculante. Aunque la implementación de este programa ha sido parcial sus resultados son promisorios, no obstante, una evaluación acabada es requerida.

Se conocen dos experiencias más de recambio de luminarias ocasionado por aves marinas en el país, siendo éstas el reemplazo de luces blancas por luces rojas y verdes en el pueblo de San Juan Bautista, archipiélago Juan Fernández, y el recambio de focos halógenos por luces LED 3000K en el gimnasio de isla Mocha. Los resultados preliminares de estas medidas sugieren una reducción en la cantidad de fardelas impactadas (Oikonos datos no publicados).

## **DISCUSIÓN**

### **Perspectivas para el manejo en Chile**

La afectación de aves marinas por contaminación lumínica en Chile es consistente con los patrones observados en otras latitudes en cuanto a familias y clase etaria mayormente afectada, así como también en cuanto al efecto de la luna y las características de las luces más conflictivas. Sin embargo, el hecho de que en Chile existan colonias reproductivas hasta 70 km tierra adentro (posiblemente más de 100 km tierra adentro, de acuerdo a Barros 2017), con una mayor cantidad de sitios iluminados entre las colonias y el mar, claramente supone mayores desafíos para su gestión, pues aumenta la superficie de potencial impacto (Barros et al. 2018 y 2019).

Pese a que i) son varias las localidades y especies afectadas (incluyendo algunas amenazadas local y globalmente), ii) que en algunos casos su magnitud es de las mayores conocidas a nivel global y que iii) diversas reparticiones del Estado han tomado conocimiento de este fenómeno desde al menos 10 años; la caída de aves marinas por contaminación lumínica sólo recientemente comienza a ser entendida como un fenómeno común en cuanto a sus causas y probablemente, su manejo. Para potenciar esta mirada, será fundamental fortalecer la articulación entre actores.

Ante la abrumadora evidencia de especies y territorios afectados (Véase Figura 1), es evidente que la institucionalidad y los mecanismos existentes han sido insuficientes para dar una respuesta temprana (eg. el caso del yunco de Humboldt *Pelecanoides garnotii* en Punta de Choros y Pan de Azúcar, y *Oceanodroma hornbyi* en Antofagasta, casos en los cuales actualmente opera el DS43), según lo cual resulta necesario desarrollar nuevos instrumentos de gestión y/o actualizar los 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 y Tarapacá, así como los territorios insulares, (iii) establecer restricciones mayores para los territorios cercanos a colonias reproductivas importantes e (iv) introducir ajustes técnicos que den cuenta de las modificaciones en la tecnología desde la elaboración de la normativa vigente (eg. LED blanco). Adicionalmente, parece necesario reforzar los mecanismos para que tanto la norma actualizada, como los

instrumentos existentes (e.g. aquellos que regulan la *sobreiluminación*) se apliquen de forma efectiva (e.g. difusión, fiscalización).

Algunas características técnicas que deberían agregarse a la normativa existente, que ya restringe la emisión de flujo radiante hacia el hemisferio superior, son: (i) regular fuertemente la utilización de luces que emiten en el espectro azul, estableciendo límites máximos de temperatura del color cercanos a 2.200-3.000 K, (ii) prohibir especialmente la instalación de luminarias orientadas hacia el mar, en la época crítica para cada territorio, (iii) reducir la iluminación innecesaria (por ejemplo, apagar las luces de los paraderos de locomoción colectiva y de las carreteras, después de medianoche, especialmente en noches de luna nueva) (véase la ordenanza municipal de Vicuña para reducir la contaminación lumínica, para más ejemplos). Para implementar lo anterior, las alternativas de control remoto que posibilitan las nuevas luminarias representan una oportunidad, posibilitando por ejemplo el encendido selectivo de luminarias.

Restricciones más estrictas y adaptadas a la realidad local son requeridas en los alrededores de colonias reproductivas importantes, con especial énfasis en las que ya se están viendo afectadas, donde se incluyen las colonias de golondrinas de mar en el norte de Chile, de yunco de Humboldt (*Pelecanoides garnotii*) en Atacama y Coquimbo, el Archipiélago de Juan Fernández y la isla Mocha.

Una dificultad para identificar otros territorios relevantes es que las colonias para varias especies permanecen desconocidas, sin embargo, los datos de caída pueden convertirse en buenas aproximaciones para encontrarlas (Barros 2018 y 2019). Esto resultaría particularmente útil para encontrar nuevas colonias de yunco de Humboldt (*Pelecanoides garnotii*), Golondrina de mar chica (*Oceanites gracilis*), Golondrina de mar fueguina (*Oceanites oceanicus chilensis*), Golondrina de mar de collar (*Oceanodroma hornbyi*) y Golondrina de mar peruana (*Oceanodroma tethys*), pues en todos estos casos hay probables colonias desconocidas. Por ejemplo, para esta última especie, se conoce solo una pequeña colonia en el país (Bernal et al. 2006), pero los sitios de caída conocidos están 650 km más al norte. Para ello será importante mantener un buen sistema de registro, junto con realizar una identificación a nivel de especie que sea certera.

Otro aspecto que será necesario precisar es la distancia desde las colonias en que la iluminación genera un importante efecto de atracción. Aquellos sitios donde se ven afectados más individuos de golondrina de mar negra (*Oceanodroma markhami*) se encuentran al menos a 15 km de las colonias más cercanas (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. Esta cifra es largamente superior a la reportada para especies similares previamente (Rodríguez et al 2015).

Los programas de rescate, rehabilitación y liberación deben fortalecerse, aunque estos en ningún caso deben ser entendidos como el principal enfoque del manejo (ver Rodríguez 2017a). A este respecto, existe necesidad imperiosa de evaluar el éxito de las liberaciones (eg. sobrevida de aves liberadas, en el año siguiente de la liberación), el cual actualmente es totalmente desconocido. En esa dirección y ante la gran cantidad de aves que son manipuladas anualmente en el país, el anillamiento es una medida básica. También 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 durante la noche, o Rodríguez et al. (2017b), quienes liberan al final de la noche en la colonia más cercana.

En el largo plazo, el principal desafío es cambiar el paradigma “más iluminado es mejor” y restituir el valor del desarrollo de proyectos de iluminación, que incorporen la sustentabilidad dentro de sus principios. Esto implica acciones conjuntas entre los diferentes actores con interés en disminuir el impacto de la contaminación lumínica sobre la observación astronómica, la salud humana y la biodiversidad.

## **REFERENCIAS**

- Agencia de sostenibilidad energética. 2019. Disponible en <https://www.agenciase.org/alumbrado-publico/>, consultado el 01/05/2019.
- Ainley D.G., R. Podolsky, N. Nur, L. Deforest & G.A.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 Groote. 2018. First Breeding site record of Hornby’s Storm Petrel *Oceanodroma hornbyi* in the Atacama Desert, Chile. *Ardea* 106(2): 203-207.
- Barros, R., F. Medrano, H. Norambuena, R. Peredo, R. Silva, F. de Groote & F. Schmitt. 2019. Breeding biology, distribution and conservation status of Markham’s Storm-Petrel (*Oceanodroma markhami*) in the Atacama Desert. 107(1): doi:10.5253/arde.v107i1.a1.
- 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 (1): 67–68
- Crawford D.L. 1991. Light pollution, radio interference, and space debris. *ASP Conference Series* 17: 1-345.
- Croxall J.P., S.H.M. Butchart, B. Lascelles, A.J. 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, D.M., M. Quetting & J. Partecke. 2013. Long-term effects of chronic light pollution on seasonal functions of European blackbirds (*Turdus merula*). *PLoS ONE* 8(12): e85069. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0085069>.



- Dominoni, D.M. 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*), p 274-275. En: Medrano, F., R. Barros, H.V. Norambuena, R. Matus & F. Schmitt. Atlas de las aves nidificantes de Chile. Red de Observadores de Aves y Vida Silvestre de Chile. Santiago, Chile.
- Gaston, K.J., J. Bennie, T.W. Davies & J. Hopkins. 2013. The ecological impacts of nighttime light pollution: a mechanistic appraisal. *Biological Reviews* 88(4): 912-927.
- Gaston, K.J., T.W. Davies, S.L. Nedelec & L.A. Holt. 2017. Impacts of artificial light at night on biological timings. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 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* 2013, 35(4): 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 (FPA) 2012
- Hodum, P. 2018. Fardela blanca (*Ardenna creatopus*), p 272-273. En: Medrano, F., R. Barros, H.V. Norambuena, R. Matus & F. Schmitt. Atlas de las aves nidificantes de Chile. Red de Observadores de Aves y Vida Silvestre de Chile. Santiago, Chile.
- Imber M.J. 1975. Behaviour of petrels in relation to the moon and artificial lights. *Notornis* 22:302–306.
- International Dark Sky Association (IDA). 2018. Outdoor Lighting Basics, disponible en: <http://darksky.org/our-work/lighting/lighting-basics/>, consultado el 15/10/2018.
- Kyba C.C. & F. Hölker. 2013. Do artificially illuminated skies affect biodiversity in nocturnal landscapes?. *Landscape Ecology* 28(9): 1637-1640.
- Kyba C.C.M, T. Kuester, A. Sánchez de Miguel, K. Baugh, A. Jechow, F. Hölker, J. Bennie, C.D. Elvidge, K.J. Gaston & L. Guanter. 2017. Artificially lit surface of Earth at night increasing in radiance and extent. *Sci. Adv.* 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, J.F. Penniman, L. Herf & M. Herf. 2018. Rapid assessment of lamp spectrum to quantify ecological effects of light at night. *J Exp Zool.* 2018;1–11. <https://doi.org/10.1002/jez.2184>
- Luna G. 2018. Presentación oral en seminario “Nuevos desafíos para una iluminación sustentable”. Comisión Nacional de Investigación Científica y Tecnológica (CONICYT), Ministerio del Medio Ambiente y Ministerio de Relaciones Exteriores. 18 de mayo de 2018, Santiago de Chile
- 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.
- 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.
- Miles W., S. Money, R. Luxmoore & R.W. Furness. 2010. Effects of artificial lights and moonlight on petrels at St Kilda. *Bird Study*, 57, 244-251.
- Montevecchi W.A. 2006. Influences of artificial light on marine birds. Pages 94–113 in Rich C, Longcore T, editors. *Ecological consequences of artificial night lighting*. Island Press, Washington, D.C.
- Murillo Y., R.P. Piana & L. Delgado-Alburqueque. 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 K.J. & R.J. Nelson. 2007. The dark side of light at night: physiological, epidemiological, and ecological consequences. *Journal of Pineal Research* 43(3): 215-224.
- Reed J.R., J.L. Sincock & J.P. Hailman. 1985. Light Attraction in Endangered Procellariiform Birds: Reduction by Shielding Upward Radiation. *Auk*, 102 (April), pp: 377–383.
- Riegel K.W. 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, A.J. Curbelo, A. Pérez, S. Marrero & J.J. Negro. 2012b. Factors affecting mortality of shearwaters stranded by light pollution. *Animal Conservation* 15:519–526.

- Rodríguez A, G. Burgan, P. Dann, R. Jessop & J.J. Negro. 2014. Fatal Attraction of Short-Tailed Shearwaters to Artificial Lights. PLoS ONE 9(10): e110114. doi:10.1371/journal.pone.0110114
- 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. <https://doi.org/10.1007/s10336-015-1232-3>
- Rodríguez A., N. Holmes, P. Ryan, K.J. Wilson, L. Faulquier, Y. Murillo, A. Raine, J. Penniman, V. Neves, B. Rodríguez, J.J. Negro, A. Chiaradia, P. Dann, T. Anderson, B. Metzger, M. Shirai, L. Deppe, J. Wheeler, P. Hodum, C. Gouveia, V. Carmo, G. Carreira, L. Delgado-Alburqueque, C. Guerra-Correa, F. Couzi, M. Travers & M. Le Corre. 2017a. Seabird mortality induced by land-based artificial lights. Conservation Biology, Volume 00, No. 0, 1–16.
- 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. Volume 39, Pages 68-72.
- Rodríguez A., J.M Arcos, V. Bretagnolle, M.P. Dias, N.D. Holmes, M. Louzao, J. Provencher, A.F. Raine, F. Ramírez, B. Rodríguez, R.A. Ronconi, R.S. Taylor, E. Bonnaud, S.B. Borrelle, V. Cortés, S. Descamps, V.L. Friesen, M. Genovart, A. Hedd, P. Hodum, G.R.W. Humphries, M. Le Corre, C. Lebarbenchon, R. Martin, E.F. Melvin, W.A. Montevecchi, P. Pinet, I.L. Pollet, R. Ramos, J.C. Russell, P.G. Ryan, A. Sanz-Aguilar, D.R. Spatz, M. Travers, S.C. Votier, R.M. Wanless, E. Woehler & A. Chiaradia. 2019. Future Directions in Conservation Research on Petrels and Shearwaters. Front. Mar. Sci. 6:94. doi: 10.3389/fmars.2019.00094
- Ryan P.G. 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 doi: 10.1111/ibi.12594
- Tala C. 2018. Ficha de clasificación de *Pelecanoides garnotii* en 14° proceso del RCE.
- Telfer T.C., S.L. Sincock, G.V. Byrd & J.R. Reed. 1987. Attraction of Hawaiian seabirds to lights: conservation efforts and effects of moon phase. Wildlife Society Bulletin 15:406–413.
- Troy J.R., N.D. Holmes, J.A. Veech & M.C. 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.

- Williams D.R., M.F. Child, L.V. Dicks, N. Ockendon, R.G. Pople, D.A. Showler, J.C. Walsh, E.K. Ermgassen & W.J. Sutherland. 2018. Bird Conservation. Pages 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.

BORRADOR