



# **Diagnóstico y lineamientos para mitigar los efectos de la contaminación lumínica sobre golondrinas de mar en el norte de Chile**

Octubre de 2018  
Red de Observadores de Aves y Vida Silvestre de Chile (ROC)

Documento elaborado por: R. Silva y D. Terán.

Equipo del proyecto “Golondrinas del Desierto”: R. Barros, P. Cerpa, F. de Groote, F. Medrano, H. Norambuena, R. Peredo, R. Silva, I. Tejeda y D. Terán.

Informe financiado y asesorado por American Bird Conservancy, y con el auspicio de Mohammed Bin Zayed Conservation Fund y Packard Foundation.

# 1. PRESENTACIÓN

Las golondrinas de mar son pequeñas aves marinas que forman parte de un grupo más amplio conocido como *petreles*, nombre adoptado como propio en algunas localidades del norte de Chile.

Son especies de hábitos *pelágicos* -que habitan aguas oceánicas alejadas de las costas- y visitan tierra firme únicamente para reproducirse, en su mayoría, realizando vuelos nocturnos hacia sus colonias.

Cuatro especies de golondrinas de mar nidifican en el norte de Chile, desde el extremo norte del país hasta la región de Atacama.

Desde 2013, la Red de Observadores de Aves y Vida Silvestre de Chile (ROC) lleva adelante el proyecto “Golondrinas del Desierto”, contexto en el cual se han descubierto nuevas colonias reproductivas -la primera conocida para la golondrina de mar de collar y la más grande del mundo para la golondrina de mar negra- e identificado las principales amenazas para la conservación de estas especies.

La basura, dispersada por el viento, obstruye cavidades, así como la fauna introducida (perros, gatos y ratas) depreda sobre huevos y volantones, disminuyendo así el reclutamiento y el éxito reproductivo de las especies. Vehículos todo terreno y ejercicios de entrenamiento militar perturban colonias y destruyen nidos en la colonia de Arica. La ejecución de proyectos mineros y de generación fotovoltaica, amenaza con la destrucción de colonias irremplazables. Líneas de transmisión y parques eólicos, dificultan los desplazamientos desde el mar hacia las colonias y viceversa.

A todo lo anterior se suma la mortalidad de aves ocasionada por la contaminación lumínica, tanto en las colonias reproductivas como en las rutas de desplazamiento. Ésta afecta de manera transversal a las especies y territorios abarcados por el proyecto, sin embargo, la magnitud observada para la golondrina de mar negra (*Oceanodroma markhami*) en la región de Tarapacá es particularmente alta y en cierta medida, gatilla la elaboración de este documento.

Los efectos de la contaminación lumínica son ampliamente conocidos sobre la astronomía y más recientemente sobre la salud humana y la biodiversidad. Su rápida y sostenida expansión a nivel global, cercana a un 2% anual (Kyba et al 2017), determina que estos efectos se acentúen y sugieren la necesidad de adoptar medidas para su control.

En los últimos años la iluminación de estado sólido, que incluye la tecnología LED, ha experimentado un desarrollo considerable, con capacidad potencial para disminuir los costos y el consumo energético asociado. Sin embargo, su masificación ha derivado en un efecto inverso de *sobreiluminación* que parece explicarse, justamente, por esta reducción de costos.

En Chile, el incremento en la iluminación registrado entre 2012 y 2016 es aún más acentuado que el documentado a nivel global (Kyba et al 2017). La principal fuente emisora de contaminación lumínica corresponde al alumbrado público, seguido por el

alumbrado publicitario, aunque actividades como la construcción o la minería igualmente pueden constituir fuentes de contaminación lumínica (MMA 2018).

En el presente informe se presentan los principales antecedentes para comprender el impacto de la contaminación lumínica sobre las golondrinas de mar en el norte de Chile y se recomiendan acciones para su mitigación. Éstas involucran a distintos actores, como organismos estatales, empresas privadas, academia y sociedad civil organizada.

Por tratarse de la gestión de un grupo de especies en la cual existe un ritmo acelerado de descubrimientos y una amenaza en expansión, que depende de los más diversos actores de la sociedad, este documento debe ser revisado y mejorado sobre la base de la nueva evidencia disponible.

## 2. LAS GOLONDRINAS DE MAR DEL NORTE DE CHILE

Las golondrinas de mar, pertenecientes a las familias Oceanitidae e Hydrobatidae, son pequeñas aves pelágicas, de vuelo rápido y ágil, que viven gran parte de sus vidas en alta mar. El orden al que pertenecen, de los Procelariformes, se caracteriza por realizar nidificación gregaria y poseer gran fidelidad a sus colonias reproductivas. Son especies longevas, que ponen un solo huevo, por cuanto las alteraciones con efectos en su reproducción son particularmente sensibles para su conservación (Warham 1990, Croxall et al 2012).

Existen 4 especies de golondrinas de mar observadas regularmente en las aguas marinas al norte de Chile, que también se reproducen en el país. Estas corresponden a golondrina de mar negra (*Oceanodroma markhami*), golondrina de mar de collar (*Oceanodroma hornbyi*), golondrina de mar chica (*Oceanites gracilis*) y golondrina de mar peruana (*Oceanodroma tethys*) (Schlatter y Marín 1983, Hertel y Torres-Mura 2003, Bernal et al 2006, Torres-Mura et al 2013, Schmitt et al 2014, Barros et al 2018, Barros et al en prensa).

Para todas estas especies el conocimiento acerca de su reproducción es incipiente y en tierras interiores del desierto chileno, se remonta a 2013 (Torres-Mura et al 2013). De ahí en más se suceden nuevos descubrimientos que configuran el diagnóstico por especie que se presenta a continuación (Schmitt et al 2014, Barros et al 2018, Barros et al en prensa).

Las golondrinas de mar de collar y chica se encuentran clasificadas como “Datos insuficientes”, tanto a nivel nacional como internacional, producto del escaso conocimiento acerca de sus sitios de reproducción. La golondrina de mar peruana es considerada de “Preocupación Menor” a nivel global y no ha sido clasificada en Chile. La especie para la cual existe mejor información disponible -golondrina de mar negra- recientemente ha sido clasificada “En Peligro” para Chile, atendidas sus amenazas y acotado número de colonias, aunque a nivel internacional sigue clasificada como “Datos deficientes”. Es de esperar que en el corto plazo se originen cambios en las categorías de conservación de ésta y otras especies del grupo (IUCN 2018, MMA en prensa).

## 2.1. GOLONDRINA DE MAR NEGRA (*OCEANODROMA MARKHAMI*)

Se distribuye en aguas tropicales y pelágicas del Océano Pacífico, desde Centroamérica hasta el norte de Chile. Birdlife International estima su población global en al menos 50.000 individuos, pero aparentemente aquella es una estimación bastante conservadora. Barros et al (en prensa) sugieren una población global de al menos 150.000 individuos, sobre la base de las nuevas colonias que reportan. En tanto, Spear & Ainley (2007), mediante censos en el mar, estiman una población de 700.000 - 1.000.000 durante primavera y de 1.000.000 - 1.600.000 durante el otoño. Figura 1.

Sus colonias reproductivas son visitadas exclusivamente de noche y se ubican en sectores con afloramientos de sal que ofrecen fisuras y cavidades naturales (Jahncke 1993, Torres-Mura & Lemus 2013, Schmitt et al 2014).

Hasta hace poco solo se conocía una colonia reproductiva de 2.000-4.000 parejas en la península de Paracas, Perú (Jahncke 1993, 1994). En 2013 se publicó el descubrimiento de una nueva colonia en la provincia de Arica, Chile con 2.500 parejas (Torres-Mura & Lemus 2013). Posteriormente, Barros et al (en prensa) amplían la colonia reportada anteriormente en Arica y describen nuevas colonias en la región de Tarapacá, a la vez que sugieren la existencia de colonias en la región de Antofagasta.

En definitiva, en la actualidad se conocen 3 colonias reproductivas para el norte de Chile: "Arica" con aproximadamente 35.000 Parejas en la región de Arica y Parinacota; y las colonias de "Pampa Perdiz" y "Salar Grande", con 600 y 20.000 parejas respectivamente, en la Región de Tarapacá (Schmitt et al 2014, Barros et al en prensa). Figura 2.

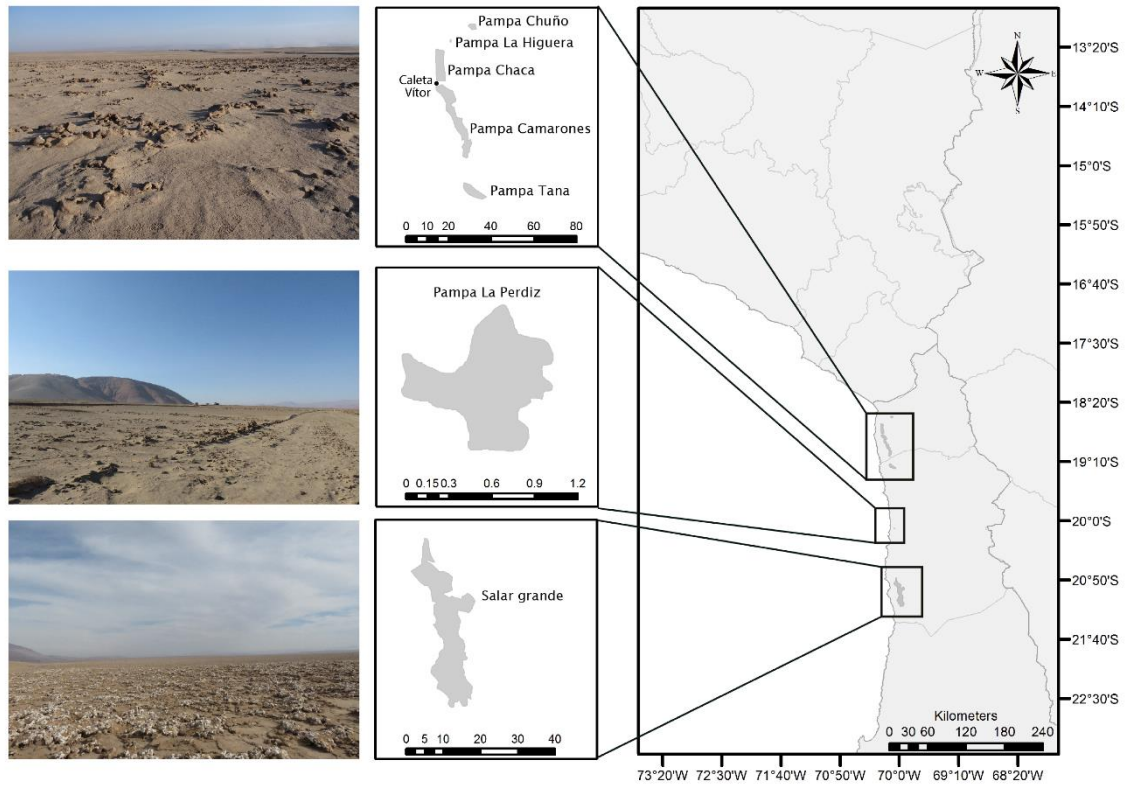
La colonia de Arica posee la misma fenología reproductiva que las colonias peruanas, con un período que se extiende desde abril hasta diciembre, mientras que las colonias de la región de Tarapacá poseen una cronología distinta, iniciándose en noviembre y concluyendo en mayo-junio (Barros et al en prensa).

**Figura 1. Golondrina de mar negra (*Oceanodroma markhami*)**



Foto: Pío Marshall

Figura 2. Ubicación de colonias reproductivas de Golondrina de mar negra (*Oceanodroma markhami*) en el norte de Chile.



Fuente: Barros et al en prensa.

## 2.2. GOLONDRINA DE MAR DE COLLAR (*OCEANODROMA HORNBYI*)

Se distribuye en aguas pelágicas, entre 30 y 500 km mar adentro. Se ha registrado desde Ecuador hasta la zona norte de Chile y se considera una especie endémica de la corriente de Humboldt. La falta de información sobre sus colonias reproductivas ha dificultado una adecuada estimación de su población global, para la cual Birdlife International entrega un rango de 1.000 - 90.000 individuos. Spear & Ainley (2007), mediante transectos en altamar, estiman una población de 637.200 individuos durante la primavera y de 1.011.900 durante el otoño. Figura 3.

Hasta hace poco no se conocían sitios reproductivos para la especie, pero el hallazgo de ejemplares momificados al interior del desierto y volantones atraídos por luces entre el centro de Perú y el sur de Antofagasta, hacía suponer la reproducción en el desierto de Atacama. En 2017 se descubre la primera colonia en la Pampa del Indio Muerto, Región de Atacama (Barros et al 2018). Figura 4. De acuerdo a estas primeras evidencias de nidificación, se sabe que utiliza cavidades naturales, las cuales ocurren en un sustrato salino que contiene yeso (Barros et al 2018).

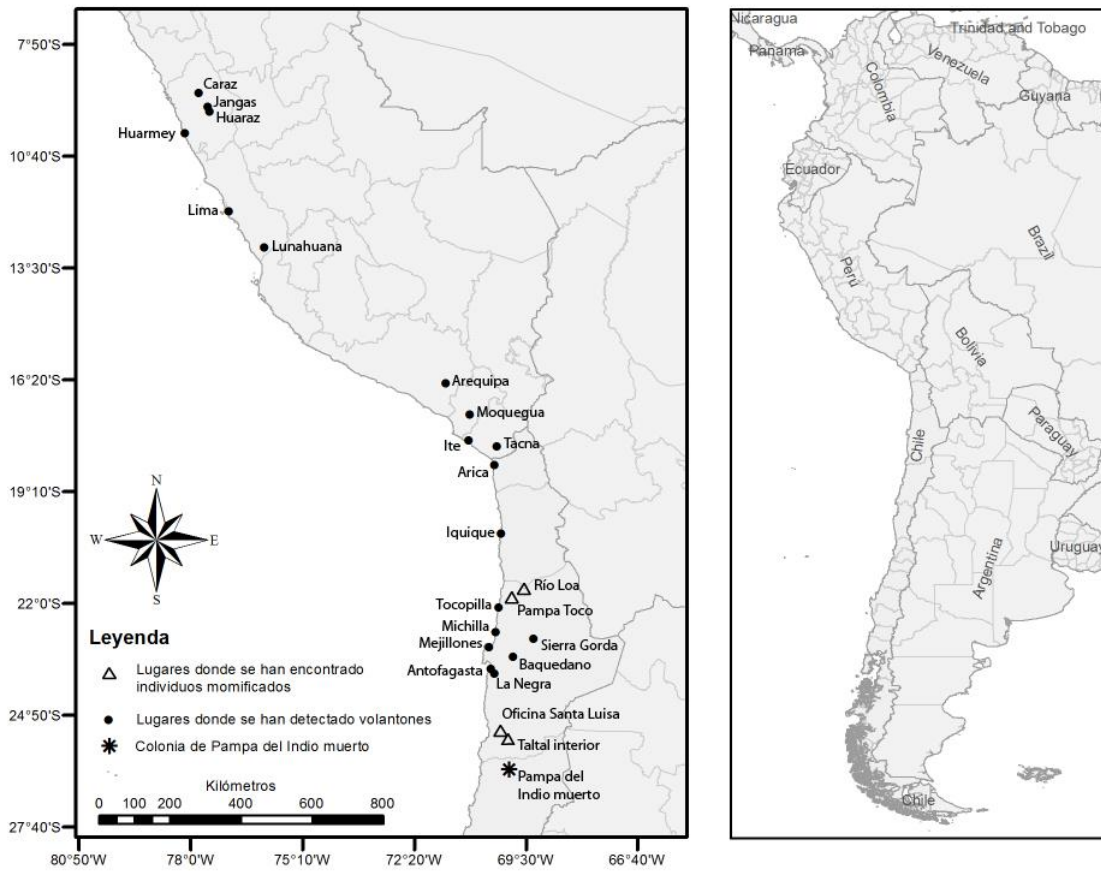
**Figura 3. Golondrina de mar de collar (*Oceanodroma hornbyi*)**



Foto: Pío Marshall.



**Figura 4. Ubicación de colonia reproductiva y extensión de antecedentes previos para la Golondrina de mar de collar (*Oceanodroma hornbyi*).**



Fuente: Barros et al 2018.

### 2.3. GOLONDRINA DE MAR PERUANA (*OCEANODROMA TETHYS*)

La golondrina de mar peruana posee dos subespecies, *O.t. tethys* que se reproduce en las islas Galápagos y *O.t. kelsalli*, que se reproduce en las islas frente a las costas de Perú. Para Chile se ha reportado sólo un sitio de nidificación, en la Isla Grande de Atacama, ubicada dentro del área marina y costera protegida de múltiples usos homónima, en la región de Atacama (Bernal et al 2006). Birdlife International estima su población en torno a los 500.000 individuos. Figura 5.

En el año 2004 un equipo de ornitólogos, después de 3 campañas de terreno, encontró un total de 102 nidos en la Isla Grande de Atacama. En febrero registraron hasta 30 adultos en sus nidos, pero en julio la colonia estaba totalmente inactiva. A raíz de estos resultados, propusieron que la colonia de Isla Grande ha adaptado su estrategia reproductiva para criar sólo en verano, a diferencia de las otras colonias conocidas en la costa peruana y en Galápagos, que agregan una postura en temporada de invierno, con una cronología semejante a la de la golondrina de mar negra en Paracas, Perú (Bernal et al 2006).

**Figura 5. Golondrina de mar peruana (*Oceanodroma tethys*)**



Foto: Jorge Fuentes.

## 2.4. GOLONDRINA DE MAR CHICA (*OCEANITES GRACILIS*)

Se distribuye en aguas pelágicas del Pacífico, desde Ecuador y las Galápagos hasta el norte de Chile, siendo considerada endémica de la corriente de Humboldt. Birdlife International estima un tamaño poblacional en torno a 30.000 individuos. La población que nidifica en las Galápagos –aunque no se han encontrado los nidos aún– correspondería a la subespecie *O.g.galapagoensis* y es residente, mientras que la población que habita frente a Ecuador, Perú y Chile, corresponde a la subespecie *O.g.gracilis* (Carboneras et al 2018). Figura 6.

Es una especie común en toda su distribución, sin embargo, se conocen muy pocos datos sobre su biología reproductiva. Recién en el año 1979 se descubre el primer nido de la especie, en Isla Chungungo, región de Coquimbo (Schlatter & Marín 1983). 20 años más tarde Hertel & Torres-Mura (2003) reportaron algunos nidos más en la misma isla y precisaron su ubicación en oquedades y grietas rocosas de 1 - 2 metros de ancho, por 15 cm. de alto y 1 - 2 metros de profundidad.

En 2014, sobre la base del hallazgo de restos de huevo, una cría momificada y el posterior análisis de ADN, se descubre su reproducción en el continente, en las cercanías de Tocopilla (Schmitt et al 2014, Schmitt et al en preparación).

**Figura 6. Golondrina de mar chica (*Oceanites gracilis*)**



Foto: Pablo.Cáceres.

### 3. LA CONTAMINACIÓN LUMÍNICA Y LAS AVES MARINAS

El grupo de las *aves marinas* está conformado por 346 especies, de las cuales un 28% está en alguna categoría de amenaza según la clasificación de la IUCN. Esta cifra supera el 50%, cuando se trata de *aves pelágicas* lo que convierte al grupo en uno de los más amenazados a nivel global (Croxall et al 2012).

Sus principales amenazas corresponden a la pesca incidental y el impacto de especies exóticas invasoras en sus sitios de nidificación, pero también se reconocen otras amenazas como el cambio climático, la contaminación de los océanos y la sobrepesca (Croxall et al 2012). Al amplio listado anterior, debe agregarse la amenaza emergente de la *contaminación lumínica* (Rodríguez et al 2015).

La contaminación lumínica afecta varios aspectos de la biología y ecología de aves. El grupo de las aves marinas es uno de los más sensibles a este impacto, dentro del cual los petreles de Oceanitidae, Hydrobatidae y Procellariidae son los afectados en mayor medida. De las 113 especies de petreles que nidifican en cavidades, se sabe que al menos 56 son propensas a ser atraídas por luces (Rodríguez et al 2017).

Las aves marinas son atraídas hacia las luces, se desorientan y se ven forzadas a aterrizar, en un fenómeno conocido como *fallout* (Imber 1975, Reed 1985), el que puede ocasionar eventos de mortalidad masiva (Ainley et al 2001, Rodríguez et al 2017).

Para referirse a efectos como éste y otros se ha propuesto el término *Ecological light pollution*, intentando precisar que los efectos de la contaminación lumínica van más allá de los relacionados con el uso astronómico del cielo (Longcore & Ric, 2004). Sin embargo, modificaciones de esta índole aún no se manifiestan en la normativa vigente, que define como su único objeto de protección la calidad del cielo astronómico (DS43/2013).

Aunque las causas de la atracción no han sido del todo establecidas, se han propuesto al menos 3 explicaciones para el fenómeno: (i) la iluminación artificial es percibida por las aves como posible fuente de alimento, al ser confundidas con presas bioluminiscentes que flotan en el océano (Imber 1975); (ii) la cría, nacida al interior de una cavidad oscura y alimentada por la única entrada de luz, asocia la luz con alimentación; (iii) la contaminación lumínica altera su capacidad de orientarse usando el cielo nocturno, resultando en una atracción hacia las fuentes de luz que posteriormente deriva en sobrevuelo constante, agotamiento y caída. La menor incidencia de caídas en noches de luna llena refuerza esta última hipótesis (Rodríguez et al 2017).

El *fallout* no ocasiona la muerte directa de las aves afectadas, pero generalmente deriva en ella mediante colisión, atropello, depredación, inanición o deshidratación (Rodríguez et al 2012b, 2014, 2017).

Es un problema conocido desde hace varias décadas, sobre el cual se tiene cierto entendimiento y se han desarrollado algunas herramientas para su manejo; sin embargo se conoce aún escasa evidencia experimental. Ha sido reportado principalmente en islas y localidades costeras y el hecho de que en Chile existan colonias reproductivas hasta 70 km tierra adentro, claramente supone mayores desafíos (Rodríguez et al 2017a).

La mayoría de las aves afectadas son *volantones*, aves que han nacido esa misma temporada, que al realizar sus primeros vuelos al mar son especialmente vulnerables a la desorientación por luminarias (Miles 2010 y varios autores compilados por Rodríguez et al 2017). La fase lunar juega un rol relevante en este fenómeno, observándose mayor intensidad de caídas en las noches de 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).

Como resultado, existe una variación interanual de la magnitud de la caída que se explica por varios factores, entre los que se cuenta la relación entre el peak de salida de los volantones y la fase lunar (Reed et al 1985, Rodríguez et al 2017a).

Otros factores como vientos fuertes hacia el interior y noches nubladas o con neblina han probado incidir en el número de aves caídas (Montevecchi 2006, Poot et al 2008, Rodríguez et al 2014, Rodríguez et al 2015, Syposz et al 2018).

El alcance territorial del impacto depende fundamentalmente del tipo e intensidad de las luces y de la cercanía de las fuentes emisoras con las colonias reproductivas o rutas de desplazamiento (Rodríguez et al 2014, Rodríguez et al 2017). Aparentemente también existe una variación de la sensibilidad por especie. A modo referencial, 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), distancias relativamente consistentes con los 3-5 km informados por Poot et al (2008) para migradores nocturnos. Observaciones realizadas en la provincia de Iquique sugieren que estas distancias podrían ser aún mayores, siempre condicionadas por las características del paisaje a escala local. También se ha registrado que las aves pueden ser atraídas a tierra firme una vez que han alcanzado el océano (Troy et al 2013).

A nivel global, los mayores registros acumulados de este fenómeno corresponden a: i) *Calonectris borealis* en islas Canarias y Azores, con 62.267 ejemplares impactados y ii) *Puffinus newelli* en Kauai, Hawaii, con 31.575 ejemplares (Rodríguez et al 2017). Para esta última especie, Ainley et al (2001) estimaron una afectación total de entre 32.250 y 60.000 ejemplares.

El mayor registro de caídas en una sola temporada corresponde a *Puffinus newelli*, con 2.235 ejemplares rescatados en Kauai en 1987 (Ainley 2001, Rodríguez et al 2017). Durante 17 años de ocurrencia del fenómeno, el promedio de aves rescatadas fue de 1.432 volantones (Ainley 2001).

En situaciones de esta magnitud se ha establecido que la mortalidad ocasionada por el *fallout* puede afectar el reclutamiento de distintas especies de petreles y jugar un rol significativo en la declinación de una población (Ainley et al 2001, Le Corre et al 2002, Rodríguez & Rodríguez 2009).

En Chile, existen varios registros de procelarifformes impactados por contaminación lumínica pero estos no han sido sistematizados ni analizados en su conjunto. *A priori* estos parecen responder a los mismos patrones descritos en otras partes del mundo en cuanto a especies afectadas, clase etaria, efecto de la luna y tipo de luces conflictivas.

En las costas de las regiones de Antofagasta, Atacama y Coquimbo -Parque Nacional Pan de Azúcar, Chañaral de Aceituno y Punta Choros- diferentes servicios públicos y organizaciones no gubernamentales han documentado la caída de ejemplares de yunco de Humboldt (*Pelecanoides garnotii*) desde 2009 en adelante (SAG Coquimbo 2011, Frederick Toro com pers y Carolina Cordero com pers). Registros no sistemáticos recogidos en Punta Choros dan cuenta de un total de 184 individuos afectados a lo largo de 7 temporadas reproductivas, con un marcado peak de caídas en enero, aunque datos provenientes de otras fuentes sugieren que éstas se extenderían hasta marzo y abril (Frederick Toro datos no publicados, SAG Coquimbo 2011). La afectación en esta especie, recientemente clasificada como “En Peligro” aun sin considerar la contaminación lumínica dentro de sus amenazas (MMA en prensa), parece guardar estrecha relación con las colonias reproductivas ubicadas en islas frente a las localidades iluminadas, siendo un impacto territorialmente restringido. En ese sentido, la situación de Punta Choros reviste especial importancia, al ubicarse frente a la colonia que alberga el 90% de la población reproductora del país (Fernández 2018). Aunque organismos competentes se encuentran al tanto de esta situación y que todas las localidades implicadas son reguladas por el DS43/2013, ninguna modificación sustantiva ha sido adoptada en casi 10 años.

En el pueblo de San Juan Bautista, Archipiélago de Juan Fernández, se ha documentado el mismo fenómeno afectando a cinco especies que nidifican allí: fardela blanca *Ardenna creatopus*, petrel de Juan Fernández *Pterodroma externa*, petrel de Masafuera *Pterodroma longirostris*, petrel de Masatierra *Pterodroma defilippiana* y golondrina de mar de vientre blanco *Fregetta grallaria*. A partir de un monitoreo realizado por Oikonos entre abril y mayo de 2016, se documentaron 450 individuos afectados, que corresponden en un 92% a *Ardenna creatopus* (Oikonos 2017). En 2017 se realizó un recambio de alumbrado público (reemplazo de luces blancas por luces rojas y verdes) con aparentes buenos resultados (Rodríguez et al 2017).

En Isla Mocha se conoce de la caída de varios ejemplares de la especie reproductora fardela blanca *Ardenna creatopus*, como consecuencia de la realización de un evento nocturno en el gimnasio municipal, aunque se desconoce la periodicidad de ocurrencia de este fenómeno y su magnitud (Verónica López com pers).

Para la zona centro de Chile se conocen 49 registros históricos de la golondrina de mar fueguina *Oceanites oceanicus chilensis* en tierras interiores, los que sugieren la nidificación de esta especie en la cordillera de los Andes (Barros 2017). Durante la temporada 2017-2018, incrementando la presión de búsqueda en los sectores con reportes previos, se registraron 26 ejemplares más entre la provincia de Elqui y la región del Ñuble, de los cuales varios ejemplares fueron encontrados al pie de grandes fuentes de iluminación artificial (Barros et al en preparación). Esto da cuenta de la afectación de esta especie por la contaminación lumínica, sin embargo, se desconoce su real magnitud.

En el norte del país varias especies de golondrinas de mar son afectadas por la contaminación lumínica (sección siguiente) pero la situación más alarmante en la actualidad es la de la golondrina de mar negra *Oceanodroma markhami* en la provincia de Iquique. Los reportes provenientes de distintas fuentes -servicios públicos,

organizaciones civiles, reportes de empresas y observaciones propias- sugieren que este corresponde a uno de los conflictos de mayor relevancia a nivel mundial entre aves marinas e iluminación artificial.

### 3.1. EL CASO DE LAS GOLONDRINAS DE MAR EN EL NORTE DE CHILE

La presente es una revisión por especie, de información inédita y publicada por distintos grupos vinculados al rescate de golondrinas de mar en el norte de Chile.

Si bien existen documentos que hacen referencia a caídas de gran magnitud a partir de 2010, los casos han sido abordados en su mayoría de manera aislada y con foco en el rescate y liberación de las aves caídas, en desmedro de una comprensión global del fenómeno con foco en la prevención.

Puestos en perspectiva, los distintos reportes dan cuenta de un fenómeno común: el impacto de la contaminación lumínica sobre las golondrinas de mar en el norte de Chile, fenómeno cuya visibilización ha sido favorecida por el uso de las redes sociales.

#### **Golondrina de mar negra (*Oceanodroma markhami*)**

La golondrina de mar negra es afectada por la contaminación lumínica en el Complejo fronterizo Chacalluta, Arica, Alto Hospicio, Pozo Almonte, Iquique hacia el sur hasta Punta Patache, Salar Grande, Tocopilla, Mejillones y Antofagasta. Datos provenientes de distintas fuentes, entre 2014 y 2018, totalizan 7920 aves afectadas, aunque por tratarse de un recuento no sistemático este valor debe ser entendido como un mínimo.

En Arica, se desconoce la magnitud real del fenómeno pero al poseer un nivel de iluminación menor al de Iquique, es probable que la afectación sea de menor escala. No obstante, los planes de recambio de alumbrado de exteriores y el desarrollo de diversa infraestructura iluminada prevista para los próximos años resaltan la importancia de adoptar oportunamente las medidas preventivas necesarias (Ronny Peredo com pers). Un primer conteo sistemático realizado durante 6 días de la temporada 2016 reportó 86 ejemplares impactados en una de las fuentes principales de iluminación de la ciudad, el estadio Carlos Dittborn e instalaciones asociadas, en una superficie de 9,53 ha (Barros et al. en prensa). Otras fuentes importantes de atracción podrían ser: estadio Canadela, instalaciones portuarias, rotondas, Morro de Arica y piscina olímpica (Ronny Peredo com pers).

Los registros domiciliarios provenientes de la región de Tarapacá -en su gran mayoría de Iquique- entre 2010 y 2017, dan cuenta de 1.280 ejemplares impactados, con un aumento notable a partir del año 2014, lo cual parece atribuirse a la instalación de alumbrado de exterior del tipo LED blanco dirigido directamente hacia el mar en el sector de Playa Brava (SAG Tarapacá 2017). Para esta área geográfica abril es el mes donde se presenta más del 60% de los reportes (Barros et al en prensa, SAG Tarapacá 2017, Verónica González com. pers.). En un ámbito geográfico semejante, la “Red de voluntarios por las golondrinas de mar” rescató 276 ejemplares en 2017, mientras que en la temporada reproductiva 2018, las aves rescatadas aumentaron a más de 800 hasta la fecha de cierre de este informe. Para esta zona será de gran relevancia determinar objetivamente los sectores críticos de caída y adoptar medidas de mitigación

a la brevedad, aunque de manera preliminar es posible mencionar Playa Brava y península de Cavancho.

En Salar Grande, a pocos kilómetros de una gran colonia reproductiva, 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 ejemplares durante la temporada 2016 (SAG 2017). Se desconocen las causas de este incremento (¿ajuste del peak de salida de volantones con noches de luna nueva?, ¿aumento de la presión de búsqueda?), pero de acuerdo a la información recopilada para este informe, éste registro corresponde a la más alta caída de petreles reportada para una localidad específica durante una temporada, a nivel mundial. Las observaciones realizadas por investigadores de la ROC así como los testimonios de trabajadores son coincidentes con esta apreciación y sugieren que además esta cifra está considerablemente subestimada. Escasos 7 km 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 <sup>1</sup>. 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.

Para estimar aquello, durante las temporadas 2017 y 2018, un equipo de investigadores de la ROC cuantificó las aves impactadas en una superficie de 2 hectáreas iluminadas de Salar Grande, que representa menos del 1% de la superficie total iluminada, encontrando 167 y 166 aves afectadas durante un período de búsqueda de 6 días consecutivos en ambos casos. Lo anterior sugiere que al menos unas 20.000 golondrinas de mar negra son impactadas cada temporada en la colonia de Salar Grande, convirtiendo a la especie en el petrel afectado en mayor número en todo el mundo (Barros et al en prensa). Figura 7.

Para la región de Antofagasta los registros son bastante escasos y no permiten identificar sectores de mayor incidencia, aunque su ocurrencia alcanza al menos Tocopilla, Mejillones y Antofagasta (SAG Antofagasta datos no publicados y Fundación Gaviotín Chico datos no publicados).

---

<sup>1</sup> Recientemente Compañía minera Cordillera ingresó al SEIA un proyecto de ampliación de Mina Tenardita, el cual fue desistido por el titular, tras omisiones relevantes en sus estudios ambientales.



**Figura 7. Golondrinas de mar negra (*Oceanodroma markhami*) impactadas por contaminación lumínica en Salar Grande.**



Fotos: R. Silva (arriba izq y der) y D. Terán (abajo izq y der)

### **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, Tocopilla, Michilla, Baquedano, Sierra Gorda, Mejillones, Antofagasta y La Negra.

En la región de Antofagasta, el Centro regional de estudios y educación ambiental de la Universidad de Antofagasta (CREA) ha realizado recepción pasiva de ejemplares, que se ha complementado en ciertos períodos con difusión mediante afiches y volantes. Para las 6 temporadas del período 2009-2014 reportan 657 ejemplares afectados, con un rango de 35 a 180 aves por temporada y ocurrencia entre junio y julio de cada año (Guerra 2014). Datos provenientes del mismo equipo dan cuenta de 1122 ejemplares afectados a lo largo de 7 temporadas, sin embargo, se desconoce el grado de superposición de ambos reportes (Rodríguez et al 2017). Los mayores registros conocidos para la especie son de 70 ejemplares en un período de un mes y de 241 ejemplares en una sola temporada (Rodríguez et al 2017).

En la región de Tarapacá la cantidad de golondrinas de mar de collar impactadas es marginal en comparación a la magnitud del impacto sobre la golondrina de mar negra, aunque estos registros parecen ir en aumento conforme aumenta la presión de búsqueda. El SAG regional reporta un total de 69 ejemplares afectados entre 2010 y 2017 y aunque en números bajos para la región, la caída de esta especie es un fenómeno que se reitera cada temporada entre los meses de junio y septiembre. Figura 8.

Téngase presente que, aunque el número de ejemplares afectados es aparentemente menor al de la golondrina de mar negra, su población global igualmente lo es, por cuanto es posible que *O. hornbyi* también perciba un impacto considerable producto de la contaminación lumínica.

**Figura 8. Ejemplar de Golondrina de mar de collar (*Oceanodroma hornbyi*) rescatado en la ciudad de Iquique, sector Playa Brava, abril de 2018.**



Foto: D.Terán.

### **Golondrina de mar peruana (*Oceanodroma tethys*)**

La afectación de esta especie por contaminación lumínica se conoce únicamente en la Aduana del río Loa (en el límite de las regiones de Tarapacá y Antofagasta) y en el pueblo de Chipana, ubicado 5 km al norte, donde en abril de 2017 investigadores de la ROC registraron 13 ejemplares caídos y más de 15-20 individuos sobrevolando las luminarias. Se desconoce la magnitud de este impacto, su extensión a lo largo del año y su recurrencia en distintas temporadas.

Debido a su coloración blanca y negra, semejante a la de *Oceanites oceanicus* y *Oceanites gracilis*, es probable que los reportes de *O. tethys* estén subestimados.

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

Para *Oceanites gracilis* se conocen antecedentes de afectación por contaminación lumínica en Iquique, Coloso, Puerto Patache y Mejillones (SAG Tarapacá 2017, Fundación Gaviotín chico datos no publicados, SAG Antofagasta datos no publicados, Verónica González com pers). Analizando las diversas fuentes disponibles se ha documentado un total de 24 ejemplares, de los cuales 19 provienen de Iquique y Puerto Patache. El escaso número de registros y su dispersión a lo largo del año no permite

informar acerca del período peak de caída; no obstante SAG (2017) señala que la mayoría de los registros ocurre entre agosto y diciembre.

Nuevamente, es probable que la similitud entre *O. gracilis*, *O. oceanicus* y *O. tethys* encubra errores de identificación entre las especies, dificultando aún más la comprensión de este fenómeno.

## 4. MITIGACIÓN DE LOS EFECTOS DE LA CONTAMINACIÓN LUMÍNICA

Para avanzar en la reducción de los efectos de la contaminación lumínica se requiere integrar elementos de *planificación territorial* y una mirada de *sustentabilidad* en el diseño y uso de la iluminación artificial. En la presente versión del documento se desarrollan las acciones relacionadas con esto último, sin embargo, a futuro será importante abordar, por ejemplo, *cómo incorporar en los planes reguladores comunales a las colonias reproductivas o las rutas de desplazamiento*.

Las *medidas de mitigación* están enfocadas en la reducción de los efectos de la contaminación lumínica sobre las golondrinas de mar, sin embargo, es probable que los beneficios de su implementación sean extensibles a grupos más amplios como *aves marinas* o *biodiversidad*. En contraparte, también existe evidencia de que las causas de atracción (y por ende, el manejo), entre distintos grupos de aves -ej. paseriformes de migración nocturna y petreles nidificantes- podrían ser distintas (Poot et al 2008, Miles et al 2010, Rodríguez et al 2017 y 2017b). En suma, la recomendación es siempre *evaluar las características particulares de cada interacción* y adoptar un *manejo adaptativo*.

El enfoque general en la mayoría de las interacciones observadas en Chile (ver sección 3.1) se limita a la implementación de planes de “rescate y liberación”. Sin embargo, la incertidumbre sobre la efectividad éstos, sugiere que la adopción de medidas que eviten la atracción de aves a las luces son requeridas.

### 4.1. ILUMINAR LO MENOS POSIBLE

La manera más eficaz de evitar que las aves marinas sean atraídas por luces es apagarlas y ese debe ser el enfoque general del manejo: *iluminar lo menos posible* (Rodríguez et al 2017, Williams et al 2018).

En el pueblo de Hirta, 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 un barco pesquero de langosta, en archipiélago Tristan e isla Gough (Atlántico sur), el número de petreles caídos en la cubierta se redujo de 130 aves por noche, en 1989, a menos de 2 aves por noches, en 2010-2013, después de eliminar casi completamente la iluminación nocturna y cubrir todas las ventanas (Glass & Ryan 2013).

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 está 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, igualmente se encontró una reducción significativa de las aves caídas al apagar las luces (Rodríguez et al 2014).

Una alternativa para alcanzar este objetivo en circunstancias en las que no es factible apagar por completo las luces, es apagarlas durante períodos en los cuales son innecesarias, mediante el uso de sensores de movimiento o *timers*. Por ejemplo, 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).

Otra alternativa es utilizar la menor intensidad posible, de acuerdo al uso previsto para cada área, pues la atracción generada guarda directa relación con la intensidad de la luz emitida. Oikonos (2017) sugiere como adecuado: para zonas con tránsito vehicular <70 watt en VSAP (Vapor de Sodio de Alta Presión) a 6 metros de altura; y para zonas de uso peatonal <5 watt de luz incandescente o <1 watt en LED ámbar. Para zonas con usos variables se recomienda el uso de *dimmers*.

En Kauai, Hawaii, para evitar la caída de *Puffinus newelli*, algunos eventos recreativos que anteriormente eran programados de noche, en la actualidad son programados de día (Rodríguez et al 2017). 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 2017).

Desde una perspectiva territorial, otra alternativa de manejo es confinar la iluminación al área que requiere ser iluminada, mediante barreras artificiales o vegetación, reduciendo la disipación de la luz más allá del área objetivo. Igualmente, será importante utilizar un distanciamiento adecuado entre luminarias, de manera de no sobreiluminar.

## 4.2. ESCOGER LUCES QUE MINIMICEN LA ATRACCIÓN

La elección de ciertos tipos de luz por sobre otros, puede contribuir a reducir el número de aves que son atraídas.

A continuación se detallan las características deseables en las luminarias en cuanto a orientación, longitud de onda y otros atributos, sin embargo cabe mencionar que para simplificar esta selección existen certificaciones que incorporan estas variables, como el *Fixture seal approval* (FSA) de Dark Sky Association o la herramienta “Rapid Assessment of Lamp Spectrum to Quantify Ecological Effects of Light at Night” (Longcore et al 2018, disponible en <https://fluxometer.com/ecological/>).

Indicaciones respecto de esta materia son relativamente sencillas de instruir a través de ordenanzas municipales. Por ejemplo, los nuevos códigos de construcción establecidos en el estado de Hawaii, en 1987, requieren el uso de protecciones en el alumbrado de exterior (*shielded lights*), indicación que también está incorporada en el DS 43/2013.

- Preferir luces cálidas por sobre luces frías

Luminarias del tipo halógeno y LED blanco (luces frías) contienen gran cantidad de emisiones del espectro azul (406-566 nm), que son dispersadas en mayor medida por el cielo, generando un *resplandor de mayor alcance* que el producido por luces del tipo vapor de sodio de alta presión (HPS), incandescentes y LED ámbar (luces cálidas). Adicionalmente, la retina de los petreles tiene una máxima absorbancia en el rango 406-

566 nm lo que determina que estos posean una *mayor sensibilidad hacia las luces blancas* (Rodríguez et al 2017, Longcore & Rodríguez 2018). El efecto combinado es que las luces frías generan un mayor impacto, sobre los petreles, que las luces cálidas.

Lo anterior es reportado, por ejemplo, por Rodríguez et al 2017b, que señala que los halógenos multiplican el riesgo de colisión de *Ardenna tenuirostris* x1.6 y x1.9, en comparación a LED y alta presión de sodio (HPS), respectivamente.

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), junto con reiterar que la luz azul ( $\geq 2200$  Kelvin) es la que genera los mayores efectos. A este respecto, la recomendación de la Dark Sky Association, para espacios exteriores, es utilizar solamente luces cálidas, con una temperatura del color inferior a 3000 K, incluidas ampollitas de baja presión de sodio (LPS), alta presión de sodio (HPS) y ciertas luces LED (IDA 2018).

No se conocen demasiadas experiencias exitosas de reemplazos de este tipo y adicionalmente, respuestas taxón-específicas podrían existir (Miles et al 2010, Rodríguez et al 2017 y 2017b).

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.

En el archipiélago de Juan Fernández, Chile, el reemplazo de luces blancas por luces rojas y verdes aparentemente ha reducido la cantidad de fardelas impactadas (Rodríguez et al 2017).

En isla Reunión, *Puffinus bailloni* parece ser menos atraída por luces rojas y amarillas, en comparación con luces verdes y azules (Salamolard et al 2007 en Rodríguez et al 2017).

- Escoger luminarias con protecciones o capuchas (*shielded lights*)

Se han reportado resultados favorables para fardelas en Reed et al 1985, Miles et al 2010, Rodríguez et al 2017 y Williams et al 2018. Por ejemplo, una reducción del 40% de *Puffinus newelli* caídas en noches en que las luces tuvieron protecciones, en un resort de Kauai, Hawaii (Reed et al 1985).

- Orientar luces hacia el suelo y ubicarlas lo más bajo que sea posible

Se ha descrito vastamente que el resplandor del cielo -*skyglow*- se reduce al orientar las luminarias hacia el suelo. En localidades costeras, se ha registrado que las luces dirigidas hacia el mar son las que generan una mayor atracción de fardelas (Oikonos 2017) y golondrinas de mar (Verónica González com pers).

## 5. LA IMPORTANCIA DE UN MONITOREO ADECUADO

En lugares en los cuales se conoce la caída de golondrinas de mar por efectos de luminarias será fundamental, además de la adopción de medidas de mitigación, la implementación de planes de monitoreo. Estos permitirán comprender mejor las características del fenómeno en cada situación (ej. magnitud, extensión temporal y espacial, especies involucradas y factores asociados) pero, más importante aún, evaluar la efectividad de las medidas de mitigación adoptadas.

El monitoreo consiste en la búsqueda y registro de aves caídas al pie de las luces. En general, un alto porcentaje de aves son encontradas vivas (Rodríguez & Rodríguez 2009, Barros et al en prensa), por lo que esta actividad necesariamente debe articularse con un plan de liberación adecuado (ver Rescate y liberación).

### Indicaciones para el monitoreo

- Es fundamental que se realice una búsqueda activa de aves por personal dedicado exclusivamente a esa labor. Esto contrasta fuertemente con la mayoría de los planes de rescate observados en Chile, en los cuales las aves son encontradas por el personal de manera incidental, muchas veces después de la acción de carroñeros, subestimando considerablemente la magnitud de este impacto (Montevocchi 2006). Por otra parte, se ha documentado previamente que las auto-inspecciones no siempre proveen información precisa o confiable, especialmente cuando se trata de actividades negativas o ilegales, por cuanto sería recomendable que el monitoreo fuera ejecutado por un ente independiente (Weimerskirch et al 2000).
- Las búsquedas deben extenderse por todo el período en el cual se conoce la caída de aves (Rodríguez et al 2014), período que para procelariformes coincide con el período de salida de los volantones (Miles et al 2010, Rodríguez et al 2017). Para referencias de las golondrinas de mar afectadas en el norte de Chile, ver sección 3.1.
- Deben realizarse búsquedas diarias y en horarios adecuados, que permitan reducir el tiempo en que las aves están expuestas a la deshidratación y acción de carroñeros (Rodríguez et al 2014). Para las golondrinas de mar negras que son impactadas en Salar Grande, la búsqueda debe realizarse en las horas previas al amanecer, puesto que se ha documentado una remoción importante por parte de jotes de cabeza colorada (*Cathartes aura*) durante las horas que siguen a la salida del sol (Figura 10. Barros et al en prensa). Para esta misma especie, en otras localidades, se conoce la depredación por halcón peregrino (*Falco peregrinus*), perros y gatos, cuyas características deben evaluarse antes de definir el horario más adecuado de búsqueda.
- En las búsquedas se debe recoger información relevante sobre las aves como fecha, especie, lugar del hallazgo, estado general del ejemplar y fotografía. Para el análisis posterior de los datos será de especial relevancia conocer la extensión



del plumón en el cuerpo, cuyo registro se puede estandarizar mediante un índice que evalúe en escala ordinal la extensión del plumón en cabeza y vientre (1= ausencia y 3= totalmente cubierto por plumón) dando como resultado un valor en la escala 2-6 (Rodríguez et al 2012).

- De igual manera, es necesario recoger información sobre las luminarias, como tipo, cantidad, altura y orientación, entre otras. El análisis de esta información, junto a la del punto anterior permitirá, a cada proyecto, conocer las luces que ocasionan la mayor parte del impacto, orientando así la adopción de medidas en el futuro.
- Para estimar la magnitud real del impacto debe considerarse al menos el área de búsqueda, el área total en la que ocurre el impacto, la incidencia de la remoción por carroñeros (las aves que son depredadas antes de ser encontradas) y la capacidad de detección por parte del personal que realiza la búsqueda. En ningún caso debe entenderse que el número de aves encontradas corresponde al número total de aves impactadas (Rodríguez et al 2017).

**Figura 10. Depredadores y carroñeros contribuyendo a invisibilizar la magnitud del impacto de contaminación lumínica sobre golondrinas de mar.**



Foto: R. Silva.



## 6. RESCATE Y LIBERACIÓN

Una respuesta habitual a la caída de petreles es la implementación de programas de rescate y liberación de ejemplares (Rodríguez et al 2017). Estas acciones son relevantes para efectos de sensibilización y también se ha reportado cierta incidencia positiva en la mitigación de los efectos a nivel poblacional (Miles et al 2010), sin embargo, en ningún caso deben entenderse como una solución cabal al problema. 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 2017).

En la región de Tarapacá, investigadores de la ROC han liberado aves anilladas que han sido recapturadas en los días posteriores, lo que reafirma que existe al menos un porcentaje de aves que es atraída nuevamente aún después de liberado. En contraparte, existe evidencia anecdótica de fardelas caídas, anilladas y liberadas que han sido recapturadas años más tarde como parte de la población reproductora (Rodríguez et al 2017). El espacio en medio de estas dos evidencias permanece incierto y para avanzar en su entendimiento será importante anillar a todas las aves previo a su liberación, lo que debe ser realizado por personal calificado, con las autorizaciones correspondientes.

Según el diagnóstico realizado para el presente informe, la mayoría de los equipos que en la actualidad realizan liberaciones, lo hacen durante las primeras horas de la noche, en sectores costeros con escasa iluminación artificial y sin haber anillado previamente (Barros et al en prensa, Carlos Guerra com pers, Verónica González com pers, Vinko Malinarich com pers). La efectividad de las liberaciones en estas condiciones es incierta, situación que se acrecienta al verificar que éstas difieren de las reportadas por otros autores, como 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.

El desarrollo de esta arista tendrá que ser abordada a futuro, no obstante, cabe enunciar que desde el rescate a la liberación, todos los pasos deben ser evaluados para maximizar la supervivencia en cada etapa. En cuanto a la liberación, esto implica minimizar el tiempo en que se mantiene al ave en cautiverio, siempre y cuando no requiera de cuidados veterinarios (Rodríguez et al 2017a).

## 7. EL CONTEXTO NORMATIVO

Las siguientes son normas que guardan relación con la prevención de los impactos de la contaminación lumínica sobre las golondrinas de mar, así como con las implicancias de su ocurrencia.

- Ley 19.300 sobre Bases generales del Medio Ambiente, modificaciones posteriores (Ley 20.417) y D.S. n°29/2011 que dicta el Reglamento de clasificación de especies silvestres en categorías de conservación.

Mediante este instrumento, particularmente a través del 14º proceso recientemente aprobado por el Comité de Ministros para la sustentabilidad (MMA en prensa), se actualiza la categoría de conservación de *Oceanites gracilis*, *Oceanodroma hornbyi* y *Oceanodroma markhami*. Esta última especie adquiere la categoría “En Peligro”, lo que compromete el desarrollo de Planes de recuperación, conservación y gestión (Art. 37 de Ley 20.417) y tiene implicancias para la evaluación ambiental de proyectos en el marco del Sistema de evaluación de impacto ambiental (SEIA).

- Ley de Caza 19.473 y D.S. n°5/1998.

Mediante su artículo n° 3 esta ley prohíbe la caza o captura de fauna silvestre clasificada como “En peligro” o “Escasamente conocida” (~ Datos deficientes), entre otras categorías. El mismo cuerpo legal define caza como las acciones tendientes al apoderamiento de ejemplares de fauna silvestre por la vía de darles muerte, consecuencia de la contaminación lumínica que se documenta ampliamente en las secciones previas. El artículo n° 5 de la misma ley prohíbe expresamente la destrucción de nidos y madrigueras, indicación que se vulneraría por el desarrollo de proyectos sobre colonias reproductivas.

- D.S. n° 686/1998 del Ministerio de Economía Fomento y Reconstrucción y D.S. n° 43/2012 del MMA.

Ambos buscan regular la iluminación artificial en las regiones de Antofagasta, Atacama y Coquimbo desde una perspectiva de calidad ambiental, con el objetivo de proteger la actividad de observación astronómica de los efectos de la contaminación lumínica. En su ámbito de acción específico regula aquellas fuentes emisoras denominadas “alumbrado de exteriores”, que incluye alumbrado ambiental, deportivo, recreacional, funcional, industrial, ornamental y decorativo. Restringe la emisión de flujo radiante hacia el hemisferio superior y entrega límites de emisión para la intensidad luminosa, radiancia espectral, reflexión e iluminancia. Su fiscalización corresponde a la respectiva Superintendencia de Medio Ambiente y en la actualidad es aparentemente escasa. Aunque el decreto define como su objeto de protección la calidad astronómica de los cielos, su aplicación igualmente contribuye a la mitigación de los efectos de la contaminación lumínica sobre las golondrinas de mar. Su ámbito de acción actualmente excluye a las regiones de Arica y Parinacota y Tarapacá, en circunstancias en las que éstas ciertamente se beneficiarían de su aplicación. No obstante, es probable que instrumentos de gestión más específicos sean requeridos.

## 8. SITIOS DE INTERÉS

- Artificial Light at Night Research Literature Database, <http://alandb.darksky.org/>
- Ecolights for seabirds, <https://ecolightsforseabirds.weebly.com/>
- Globe at night Project, <https://www.globeatnight.org/>
- International Dark Sky Association, <http://darksky.org/>
- Rapid Assessment of Lamp Spectrum to Quantify Ecological Effects of Light at Night, <https://fluxometer.com/ecological/>
- The new world atlas of artificial night sky brightness, <http://advances.sciencemag.org/content/2/6/e1600377.full>
- Zoological lighting Institute, <http://www.zoolighting.org/>

## 9. REFERENCIAS

- Ainley DG, Podolsky R, Nur N, Deforest L, Spencer GA. 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, Medrano F, Silva R & de Groote F. 2018. First breeding site record of Hornby's Storm-petrel (*Oceanodroma hornbyi*), Atacama Desert, Chile. *Ardea* 106: doi: 10.5253/arde.v106i2.a2
- Barros R, Medrano F, Norambuena H, Peredo R, Silva R, de Groote F & Schmitt F. En revisión. Breeding phenology, distribution and conservation status of Markham's Storm-Petrel (*Oceanodroma markhami*) in the Atacama Desert.
- Bernal M, Simeone A & Flores M. 2006. Nidificación de la golondrina de mar peruana (*Oceanodroma tethys*) en el norte de Chile. *Ornitología Neotropical* 17: 283-287.
- BirdLife International. 2018. Species factsheet: *Hydrobates tethys*, *Hydrobates markhami*, *Hydrobates hornbyi*, *Oceanites gracilis*. Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 30/06/2018.
- Carboneras, C, Jutglar F, Kirwan GM & Sharpe CJ. 2018. White-vented Storm-petrel (*Oceanites gracilis*). In: del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D.A. & de Juana, E. (eds.). *Handbook of the Birds of the World Alive*. Lynx Edicions, Barcelona. Retrieved from <https://www.hbw.com/node/52583> on 29 September 2018).
- Cabrera-Cruz S, Smolinsky J, & Buler J. 2018. Light pollution is greatest within migration passage areas for nocturnally-migrating birds around the world. *Scientific reports*.
- Croxall JP, Butchart SHM, Lascelles B, Stattersfield AJ, Sullivan B, Symes A, Taylor P. 2012. Seabird conservation status, threats and priority actions: a global assessment. *Bird Conservation International* 22:1–34.
- Fernández C, Portflitt-Toro M, Miranda-Urbina D, Luna-Jorquera G. 2018. Yunco de Humboldt (*Pelecanoides garnotii*) p 274-275. En: Medrano F, Barros R, Norambuena HV, Matus R y Schmitt F. *Atlas de las aves nidificantes de Chile*. Red de Observadores de Aves y Vida Silvestre de Chile. Santiago, Chile.
- Glass JP & Ryan PG. 2013. Reduced seabird night strikes and mortality in the Tristan rock lobster fishery. *African Journal of Marine Science*, 35:4, p: 589-592

- Guerra C, Páez J & Ávalos J. 2009. Manual de procedimientos para el rescate, rehabilitación y liberación. Proyecto En la ruta de la nidificación del petrel, *O. hornbyi*.
- Guerra 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
- Hertel F & Torres-Mura JC. 2003. Discovery of a breeding colony of Elliot's storm-petrels (*Oceanites gracilis*, Hydrobatidae) in Chile. *Ornitología Neotropical*, 14, pp.113–115.
- International Dark Sky Association (IDA). 2018. Outdoor Lighting Basics, disponible en: <http://darksky.org/our-work/lighting/lighting-basics/>, consultado el 15/10/2018.
- Imber MJ. 1975. Behaviour of petrels in relation to the moon and artificial lights. *Notornis* 22:302–306.
- IUCN. 2018. The IUCN RedList of threatened species". 2017-3. [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)
- Jahncke J. 1993. Primer informe del área de anidación de la golondrina de tempestad negra, *Oceanodroma markhami* (Salvin, 1883). In: Castillo de Maruenda E (ed) Memorias X Congreso Nacional de Biología: 339-343. Lima, Perú.
- Jahncke J. 1994. Biología y conservación de la golondrina de tempestad negra *Oceanodroma markhami* (Salvin 1883) en la península de Paracas, Perú. APECO, Lima. URL: <http://www.apeco.org.pe/> (accessed July 9, 2013).
- Kyba CCM, Kuester T, Sánchez de Miguel A, Baugh K, Jechow A, Hölker F, Bennie J, Elvidge CD, Gaston KJ, Guanter L. 2017. Artificially lit surface of Earth at night increasing in radiance and extent. *Sci. Adv.* 3, e1701528.
- Le Corre M, Ollivier A, Ribes S & Jouventin P. 2002. Light-induced mortality of petrels: a 4-year study from Reunion Island (Indian Ocean). *Biological Conservation* 105:93-102.
- Longcore T, Rodríguez A, Witherington B, Penniman JF, Herf L, Herf M. 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>
- Malinarich V. 2010. Contaminación Lumínica, impacto sobre las poblaciones de aves costeras de la región de Tarapacá.
- Marquenie J, M and F Van de Laar. 2004. Protecting migrating birds from offshore production. Shell E&P Newsletter, January 2004.

- Miles W, Money S, Luxmoore R & Furness RW. 2010. Effects of artificial lights and moonlight on petrels at St Kilda. *Bird Study*, 57, 244-251.
- Ministerio del Medio Ambiente (MMA). 2018. Cielos de Chile: Desde la Tierra al Universo.
- Montevecchi WA. 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, Piana RP, Delgado-Alburqueque L. 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.
- Oikonos. 2017. Light impact monitoring, Juan Fernández island. 2017 Season. En preparación.
- Reed JR, Sincock JL & Hailman JP. 1985. Light Attraction in Endangered Procellariiform Birds: Reduction by Shielding Upward Radiation. *Auk*, 102 (April), pp: 377–383.
- Rodríguez A & Rodríguez B. 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, Rodríguez B & Carrasco MN. 2012a. High prevalence of parental delivery of plastic debris in Cory's shearwaters (*Calonectris diomedea*). *Marine Pollution Bulletin* 64:2219–2223.
- Rodríguez A, Rodríguez B, Curbelo AJ, Pérez A, Marrero S, Negro JJ. 2012b. Factors affecting mortality of shearwaters stranded by light pollution. *Animal Conservation* 15:519–526.
- Rodríguez A, Burgan G, Dann P, Jessop R, Negro JJ. 2014. Fatal Attraction of Short-Tailed Shearwaters to Artificial Lights. *PLoS ONE* 9(10): e110114. doi:10.1371/journal.pone.0110114
- Rodríguez A, García D, Rodríguez B, Cardona E, Párpal L, Pons P. 2015. Artificial lights and seabirds: is light pollution a threat for the threatened Balearic petrels?. *J Ornithol. Ornithologen-Gesellschaft e.V.* 2015
- Rodríguez A, Holmes N, Ryan P, Wilson KJ, Faulquier L, Murillo Y, Raine A, Penniman J, Neves V, Rodríguez B, Negro JJ, Chiaradia A, Dann P, Anderson T, Metzger B, Shirai M, Deppe L, Wheeler J, Hodum P, Gouveia C, Carmo V, Carreira G, Delgado-Alburqueque L, Guerra-Correa C, Couzi F, Travers M & Le Corre M. 2017a. Seabird mortality induced by land-based artificial lights. *Conservation Biology*, Volume 00, No. 0, 1–16.
- Rodríguez A., Dann P & Chiaradia A. 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.

- Servicio Agrícola y Ganadero (SAG) Región de Coquimbo. 2011. Informe denuncia muerte de Yuncos en Punta de Choros. Valdivia V. Unidad de Recursos Naturales Renovables.
- Servicio Agrícola y Ganadero (SAG) Región de Tarapacá. 2017. Diagnóstico del estado de las poblaciones nidificantes de golondrina de mar negra (*Oceanodroma markhami*) (Salvin 1883), en la región de Tarapacá. Malinarich V, Araneda P & Vallverdú A. Unidad de Recursos Naturales Renovables.
- Schlatter RP & Marín MA. 1983. Breeding of Elliot's storm petrel *Oceanites gracilis*, in Chile. *Le Gerfaut* 73: 197-199.
- Schmitt F, Barros R & Norambuena H. 2014. Markham's Storm Petrel breeding colonies discovered in Chile. *Neotropical birding*. N°17, Pag:5-10.
- Spear LB & Ainley DG. 2007. Storm-petrels of the Eastern Pacific Ocean: species assembly and diversity along marine habitat gradients. *Ornithological Monographs* 62.
- Syposz M, Goncalves F, Carty M, Hoppitt W & Manco F. 2018. Factors influencing Manx Shearwater grounding on the west coast of Scotland. *Ibis*, doi: 10.1111/ibi.12594
- Telfer TC, Sincok JL, Byrd GV, Reed JR. 1987. Attraction of Hawaiian seabirds to lights: conservation efforts and effects of moon phase. *Wildlife Society Bulletin* 15:406–413.
- Torres-Mura JC & Lemus ML. 2013. Breeding of Markham's Storm-Petrel (*Oceanodroma markhami*, Aves: Hydrobatidae) in the desert of northern Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 86: 497-499.
- Van Doren B, Horton K, Dokter A, Klinck H & Elbin S. 2017. High-intensity urban light installation dramatically alters nocturnal bird migration. Edited by James A. Estes, University of California, Santa Cruz, CA, and approved August 31, 2017.
- Warham J. 1990. *The Petrels: Their Ecology and Breeding Systems*. Academic Press, London.
- Weimerskirch H, Capdeville D & Duhamel G. 2000. Factors affecting the number and mortality of seabirds attending trawlers and long-liners in the Kerguelen area. *Polar Biology* 23:236–249.
- Williams DR, Child MF, Dicks LV, Ockendon N, Pople RG, Showler DA, Walsh JC, zu Ermgassen EKHJ & Sutherland WJ. 2018. Bird Conservation. Pages 95-244 in: WJ Sutherland, LV Dicks, N Ockendon, SO Petrovan & RK Smith (eds) *What Works in Conservation 2018*. Open Book Publishers, Cambridge, UK.