

Nº28

Julio
2022

ISSN
0718-476X

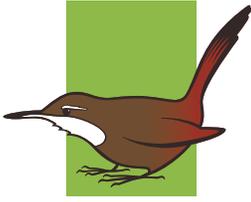
La Chiricoeca



REVISTA DE LOS OBSERVADORES DE AVES Y VIDA SILVESTRE DE CHILE



Chile, biodiversidad en crisis



La Chiricoca

REVISTA DE LOS OBSERVADORES DE AVES Y VIDA SILVESTRE DE CHILE

FOTO DE PORTADA:
Chorlo de Magallanes
Pluvianellus socialis,
especie clasificada
«EN PELIGRO» según
estado de conservación
en Chile (MMA).
Laguna Los Palos
(Región Magallanes)
05 de septiembre 2021.
Foto: Fernando Díaz.

Desconocimiento y olvido: Grandes amenazas para la biodiversidad	6
por Javier A. Simonetti & Gabriela Simonetti-Grez	
El Queule en el bosque costero maulino: Un árbol en extinción en un ecosistema en extinción	14
por Diego Muñoz Concha	
Conservación de insectos en Chile: Desafíos y esperanzas en un país en metamorfosis	29
por Constanza Schapheer	
La Chinita arlequín y su impacto en la biodiversidad de Chile	35
por Audrey Grez & Tania Zaviezo	
Peces dulceacuícolas de Chile: Pocos, únicos y muy amenazados	42
por José Gerstle & Patricio Bahamondes	
Las ranitas de Darwin: Un emblema para la conservación de los bosques templados del sur de Sudamérica	48
por Andrés Valenzuela-Sánchez	
A 50 años de la invasión de la Rana africana en Chile: Lecciones en un escenario de crisis ambiental	57
por Gabriel Lobos Villalobos	
Pérdida de biodiversidad y conservación de reptiles en Chile	64
por Margarita Ruiz De Gamboa Astroza	
Estado del Chorlo nevado y sus amenazas en Chile	73
por Sharon Montecino, Gabriela Contreras & Franco Villalobos	



Picaflor de Arica: Un ave en serio riesgo de extinción	82
<i>por</i> Cristián Estades	
Cetáceos de Chile: Diversidad y principales amenazas	90
<i>por</i> Andrea Cisterna-Concha & Camila Calderón-Quirgas	
El Visón americano: El desafío de frenar el avance de esta invasión biológica	100
<i>por</i> Paula F. Zucolillo	
Tenencia irresponsable de perros y su impacto sobre la fauna nativa de Chile	107
<i>por</i> Gabriella Svensson Hagwall	
El indiscutible impacto de los gatos no supervisados	117
<i>por</i> Paula Maldonado Aravena & Raúl Ignacio Díaz-Vega	
La ausencia de lo público: Una de las causas de pérdida de biodiversidad en Chile	125
<i>por</i> Ezio Costa Cordella & Luciano González Matamala	



RED DE OBSERVADORES
DE AVES Y VIDA SILVESTRE
DE CHILE

EDITOR JEFE:

Heraldo V. Norambuena

lachiricoca@redobservadores.cl

CO-EDITOR:

Rodrigo Barros,

COMITÉ EDITORIAL:

Álvaro Jaramillo,

Ricardo Matus,

Ronny Peredo,

Fabrice Schmitt,

Erik Sandvig,

Fernando Medrano.

DISEÑO Y DIAGRAMACIÓN:

Felipe Cáceres C.

Santiago de Chile

contacto@redobservadores.cl

www.redobservadores.cl

El año 2013, en un encuentro de la ROC en Santiago, parte del equipo editorial de La Chiricoca empezó a discutir sobre un eventual número «rojo» de la revista, un número que pusiera en evidencia una serie de fallencias en temas de biodiversidad y su conservación en Chile. Pasaron los años, y la llegada del estallido social y la idea de una constitución socioambiental revivieron ese deseo de un número especial de La Chiricoca. Es así como se gesta este número, ahora como idea más madura, y con el nombre «Chile, biodiversidad en crisis». Si bien es un tema urgente que ha sido abordado en múltiples frentes, no siempre éstos se han reunido en un contexto general, presentándose de manera amigable a la comunidad. En el contexto del momento constituyente que estamos viviendo, que nos abre espacios para repensar el país que queremos, invitamos a una serie de expertas y expertos, para que, desde sus experiencias y reflexionen, respondieran en conjunto las preguntas: ¿Qué hemos hecho (o no hecho) para llegar a la situación actual de crisis de biodiversidad? y ¿Cómo podemos revertir la rápida pérdida de biodiversidad en Chile?

La pérdida de biodiversidad ocurre a distintas escalas (local a mundial) y distintos niveles (genético a ecosistémico), existiendo un consenso en que representa una de las crisis más relevantes, y que podría tener profundos impactos para los ecosistemas y con esto para el ser humano. Lo paradójico, es que somos los humanos los causantes. La destrucción del hábitat, contaminación, caza y tráfico ilegal, traslocación de especies que genera especies invasoras, y el cambio climático, son las principales causas de esta crisis. Las cifras no son alentadoras, se estima que en este siglo 1 millón de plantas y animales podrían extinguirse. Para grupos taxonómicos como anfibios y peces, las tasas de extinción son tan elevadas que muchos expertos consideran este momento como la sexta extinción en masa del planeta tierra, la única producida por una especie dominante y egoísta, el *Homo sapiens*.

En Chile el panorama es igual de desalentador. Aún estamos lejos de clasificar nuestras especies de plantas, hongos, insectos, crustáceos y vertebrados, y ya tenemos 823 especies en categoría de amenaza (VU, EN, CR), es decir, que enfrentan un riesgo elevado de extinción. Especies como el **Picaflor de Arica** (*Eulidia yarrellii*) o el **Queule** (*Gomortega keule*), ¡podrían extinguirse en los próximos 25 años! Nuestra generación, tú generación, podría ser la primera en declarar una especie extinta en el país. Y es muy probable que algunas especies ya lo estén, por ejemplo, la **Ranita de Darwin del norte** (*Rhinoderma rufum*), que no se registra desde la década de 1980, y dado el actual nivel de deterioro del bosque maulino, es muy probable que dicha especie ya no exista. No solo especies se encuentran amenazadas, sino que algunos ecosistemas naturales están en serio riesgo, como es el bosque maulino, que ha visto mermada su distribución

producto de un sistema de producción forestal agresivo, que desde la década de 1970 y favorecido por el decreto de fomento forestal DS701, que increíblemente se mantiene activo hoy en día, ha permitido el avance casi sin control de plantaciones de pino y eucaliptus por todo el centro-sur de Chile. Urge que las plantaciones a escala industrial ingresen al Servicio de Evaluación Ambiental y que las empresas propongan planes de restauración ecológica en los territorios gravemente afectados por la extracción y producción maderera.

Y es que cada vez que pensamos las causas de esta crisis para la biodiversidad, llegamos siempre a la misma discusión. Nuestro estilo de vida, nuestro sistema productivo, el extractivismo desenfadado, la generación de riqueza a todo costo, son las principales causas de la destrucción de la naturaleza para satisfacer nuestras necesidades sin límites. Chile, como buen país tercermundista, es un país extractor de recursos naturales. Exportamos cobre, filetes de pescado y otras carnes de pescado, pulpa de celulosa, vino y frutas. Pero estos recursos son finitos (cobre) o vienen de industrias que han tenido fuerte impacto ambiental, como la salmonicultura y las plantaciones forestales o plantaciones de frutales, que poco hacen para compensar sus impactos ambientales. Si mantenemos el ritmo de explotación sin generar medidas fuertes de conservación de sitios con alta biodiversidad, o programas de restauración ecológica, difícilmente podremos revertir este fenómeno. Esto no pasa por un tema tecnológico o de capacidades. Esto pasa por políticas de estado que busquen el desarrollo sustentable. Si queremos revertir esto, debemos dejar de hacer las cosas «a la chilena» y cambiar el eje de explotación sin interés en el medio ambiente, al uso sustentable de los recursos y la implementación de instrumentos transversales como la evaluación ambiental estratégica. ¿Por qué las forestales no restauran los territorios que abandonan al final de las faenas?, ¿Por qué las salmoneras no se encargan de sus contaminantes y residuos sólidos?, ¿Se justifica el desmedido uso de agua para producir paltas en desmedro de pequeños productores agrícolas? ¿Se justifica sacrificar nuestros ecosistemas naturales para que Europa tenga energía limpia a través de industrias como el hidrógeno verde? Sin duda, el nuevo escenario político que nos plantea una nueva constitución deberá pensar una nueva forma de desarrollo. Si queremos realmente ser un país estándar «OCDE» debemos producir sin destruir todo a nuestro paso.

Esperamos que este número especial de La Chiricoca nos lleve a reflexionar de nuestros errores, y las alternativas para resolverlos ¿Aún estamos a tiempo?

Dr. Heraldo V. Norambuena

EDITOR JEFE

La Chiricoca



Bosque de **Araucaria**
(*Araucaria araucana*), especie
clasificada <EN PELIGRO> para
la Cordillera de Nahuelbuta
y <VULNERABLE> para la
Cordillera de Los Andes,
según estado de conservación
en Chile (MMA). Cordillera
Las Raíces, Lonquimay
(Región Araucanía)
13 de junio 2021.
Foto: Heraldo Norambuena.

Desconocimiento y olvido:

Grandes amenazas para la biodiversidad

por Javier A. Simonetti^{1,2} & Gabriela Simonetti-Grez²

¹ Facultad de Ciencias, Universidad de Chile, Santiago

² Asociación Kauyeken, Santiago & Isla Riesco

Estado de la biota a nivel mundial

La biodiversidad, en todos sus componentes y niveles así como los procesos ecológicos en que participa se encuentran en riesgo de desaparición a nivel global. Aproximadamente una de cada cuatro especies de plantas y animales que han sido evaluadas se encuentran amenazadas de extinción, estimándose que un millón de especies se encontrarían en riesgo de desaparecer dentro de las próximas décadas (IPBES 2019).

La evidencia es incontestable. El Índice Planeta Vivo refleja claramente la situación de la biodiversidad a nivel de especies. Desde 1970, este índice monitorea cambios en la abundancia de 20.811 poblaciones de 4.392 especies de mamíferos, aves, peces, reptiles y anfibios en todo el mundo. En promedio, el Índice Planeta Vivo 2020 se ha reducido en 68% (rango 62 a 73%) respecto de 1970. Para las poblaciones evaluadas en América Latina y el Caribe la declinación alcanza un 94%, determinada por la reducción en los tamaños poblacionales de peces de agua dulce, reptiles y anfibios principalmente (WWF 2020).

Entre invertebrados, los insectos exhiben cambios abruptos en riqueza y abundancia. Las tendencias poblacionales de insectos en 166 muestreos de largo plazo en 1676 lugares diferentes, mayoritariamente Europa y Norteamérica, revela una declinación promedio de 9% por década desde 1925. Sin embargo, y una posible nota de esperanza, los insectos acuáticos han incrementado un 11% por década, posiblemente asociado a la reducción en la contaminación y por tanto, a la mejora en la calidad de las aguas como hábitat en Europa y Norteamérica (van Klink *et al.* 2020). Por su parte, entre el 7 y 13% de las especies de moluscos se habrían extinto en el mismo período (Cowie *et al.* 2017). No menos de 680 especies de vertebrados se han extinto desde el año 1500 por acciones humanas, la mayor cantidad durante el último siglo. La tasa de

extinción observada en este período es, de manera conservadora, 100 veces más alta que aquella esperada sin acción humana (Ceballos *et al.* 2015). Si las tasas de extinción continúan aumentando, muchas especies podrían desaparecer sin siquiera haber sido descubiertas (Costello *et al.* 2013).

Estado de la biota chilena

La biodiversidad de Chile no es la excepción. Si bien solamente se ha evaluado el estado de un 4% de las especies descritas para Chile, un 65% de estas se encuentran amenazadas. De estas, los anfibios (71% de las especies) y peces de aguas dulces (83%) son los taxones con mayor proporción de sus especies amenazadas. Los invertebrados por su parte (insectos, moluscos y antozoos en conjunto) exhiben un 76% de las especies evaluadas con algún grado de amenaza (MMA 2019). Salvo para las aves, en todos los otros grupos evaluados existen especies clasificadas como Datos Insuficientes, desde un 2% en las flora hasta un 52% entre los hongos y líquenes, lo que revela la urgencia de aprobar la creación del Servicio de Biodiversidad y Áreas Protegidas, uno de cuyas tareas será generar información sobre la diversidad biológica nacional en todos sus niveles incluyendo sus estados, información que alimentaría el Sistema de Información de la Biodiversidad (Boletín 9404-12 2014).

Formalmente sólo dos se han declarado extintas desde 1992 (el roedor *Ctenomys magellanicus dicki* y el cactus *Echinopsis glauca*), a las que se suma el **Toromiro** (*Sophora toromiro*) declarada extinta en la vida silvestre (MMA 2019). Esta sería una estimación muy conservadora pues estudios independientes han propuesto, por ejemplo las **Pancoras** *Aegla conceptionensis* y *A. expansa* estarían extintas en la vida silvestre (Pérez-Losada *et al.* 2002), por su parte el hongo *Lepiota locaniensis* estaría extinto (Simonetti & Lazo 1994) al igual que el **Zarapito boreal** (*Numenius borealis*), quien estaría no sólo extinto en Chile sino en toda

Huemul (*Hippocamelus bisulcus*), especie clasificada «EN PELIGRO» según estado de conservación en Chile (MMA). Parque La Tapera (Región Aysén), 08 de enero 2017. FOTO: Victor Raimilla.



su distribución, mientras que el **Pidén austral** (*Rallus antarcticus*), estaría localmente extinta en el centro del país (Victoriano *et al.* 2006). Nuevamente, aumentar la información sobre distribuciones y abundancias es necesario para robustecer los esfuerzos realizados para clasificar las especies presentes en Chile, esfuerzos que pueden conllevar redescubrir especies que se consideraban descritas, como el **Azulillo** (*Tecophilaea cyanocrocus*; Eyzaguirre & García de la Huerta 2002).

A nivel de ecosistemas, un 50% de los 125 ecosistemas terrestres se encuentra amenazados, de los cuales ocho se encuentran en peligro crítico. Los ecosistemas amenazados se localizan principalmente en la zona central de Chile, particularmente aquellos con mayor grado de amenaza, como los bosques caducifolio mediterráneos costeros, se ubican entre las regiones O'Higgins y Biobío (Pliscoff 2015). Si bien la tasa de pérdida de superficie de numerosos

ecosistemas habría disminuído en el período 2014-2018 comparado con el periodo 2006-2014, los bosques esclerófilos y mediterráneos, y los matorrales de altitud y desérticos han incrementado pérdida anual de superficie entre un 11 y 188% (MMA 2019).

Las amenazas

La biodiversidad es afectada por factores directos, que inciden en la distribución y la abundancia de especies y ecosistemas, sea por reducir la cantidad o calidad del hábitat disponible o por disminuir sus poblaciones directamente. Entre estos factores, el cambio de uso de suelo es el factor de amenaza más frecuente. De las especies de vertebrados contempladas en el Índice del Planeta Vivo, un 51% está amenazada por cambio de uso de suelo, comparado con un 22% por sobreexplotación y explotación ilegal, 12% por el efecto de especies exóticas, un 13% por cambio climático y un 2% por contaminación.



Becacina pintada (*Nycticorax nycticorax*), especie clasificada «EN PELIGRO» según estado de conservación en Chile (MMA). Lampa (Región Metropolitana), 28 de febrero 2012. FOTO: Fabrice Schmitt.

De hecho, el Índice de Hábitats de Especies, que evalúa los cambios en el área de distribución de los hábitats idóneos para miles de especies, se ha reducido en 2% entre los años 2000 y 2018 (WWF 2020) y se estima que la disminución en la superficie de hábitat disponible en las próximas décadas amenazará incluso a especies que actualmente no están en peligro de extinción (Powers & Jetz 2019). De hecho, un tercio de las especies de vertebrados del mundo se encuentran declinando. En una muestra de 177 especies de mamíferos de las cuales se dispone de información detallada, todas han perdido al menos 30% de su distribución y más de un 40% ha experimentado sobre un 80% de pérdida de su rango de distribución, hechos que evidencian la ocurrencia de un evento de extinción masiva (Ceballos *et al.* 2017).

En Chile, los cambios de uso del suelo también son la amenaza principal a la biodiversidad, incluyendo la degradación, fragmentación y pérdida de hábitat generadas por intervenciones destinadas a las actividades agrícolas y forestales, el desarrollo inmobiliario, minero y otras alteraciones del territorio. Las

especies invasoras, tanto por competencia con las especies nativas, como por depredación y transmisión de enfermedades, también son una amenaza, al igual que la sobreexplotación, particularmente en las especies marinas (CAPP 2019, MMA 2019).

Desconocimiento y olvido: amenazas ignoradas

La biodiversidad también es afectada por factores indirectos, los cuales inciden en la magnitud de los factores directos, y comprenden factores demográficos de la población humana, socioeconómicos y políticos, científico-técnicos y factores culturales (CBD 2006). Estos últimos juegan un papel determinante para evitar y solucionar los problemas que aquejan la biodiversidad (Simonetti-Grez & Simonetti 2018).

Existen numerosas alternativas para reducir las amenazas y la pérdida de biodiversidad (IPBES 2019). Todas ellas requieren apoyo social para su implementación. Se requiere que la sociedad reconozca que la forma en que usa el territorio genera cambios en la diversidad biológica y por tanto debería aceptar su responsabilidad en la creación del problema, así como ser parte de la solución, en la medida que acepte y apoye como necesarias aquellas acciones requeridas para gestionar adecuadamente la biodiversidad.

El apoyo social requiere que se reconozca no sólo que las actividades humanas generan cambios en la biodiversidad, sino también el reconocer a la biodiversidad en sí misma y nuestra relación con ella. Sin embargo, una fracción de la población desconoce lo que es la biodiversidad y se está olvidando de su relación con ella.

En Chile central, un 68% de personas mayores de edad admiten haber escuchado o reconocen el término biodiversidad, no obstante sólo un 45% pueden ofrecer un significado. Dichas personas indican que biodiversidad se refiere a la variedad de plantas

Bupréstido (*Lasionota minor*) sobre flor de **Lagañosa** (*Phycella ornata*), esta última especie clasificada como «VULNERABLE» según estado de conservación en Chile (MMA). Río Rocín, cordillera de Putaendo (Región Valparaíso) 16 de Noviembre 2020. FOTO: Andrés Moreira.



y animales en un ecosistema, o a los seres vivos en general, o bien, que se relaciona con la naturaleza (Kauyeken 2013). La mayoría de estas personas, sin distinción de edad, género, o residencia, concuerda en la necesidad de proteger la biodiversidad por más de un motivo, porque mejora su calidad de vida, pero sin necesariamente explicitar la relación causal, o bien, para legarlo a las futuras generaciones, entre otras explicaciones (Kauyeken 2013).

El panorama con las futuras generaciones, niñas y niños de hoy, es desafiante, pues parecen desconocer nuestra biota. Por ejemplo, el 81% de las especies de plantas mencionadas por niñas y niños de sectores urbanos de Chile central son exóticas y el 78% son domésticas (Henríquez-Fuentes 2008). Este desconocimiento de las especies nativas refleja en parte la extinción de la experiencia de niñas y niños

con la naturaleza (Miller 2005). En la medida que la población es mayoritariamente urbana, el contacto con la naturaleza disminuye, y la vegetación urbana, como una expresión mínima de biodiversidad, es homogénea y dominada por especies exóticas (Varas et al. 2021). Así, progresivamente se conoce menos y se olvida lo que individual y colectivamente se conocía sobre nuestra diversidad biológica.

La pérdida de biodiversidad tiene efectos sinérgicos. Al perderla, se olvida su significado y relevancia para la población humana. Por tanto, desconocemos los motivos por los cuales se debería conservar, generándose un efecto sinérgico entre el olvido y el desconocer. Este fenómeno ocurre no sólo en ambientes urbanos sino también está ocurriendo en ambientes rurales debido a la progresiva homogeneización del paisaje (Parra et al. 2019). Sin embargo,

la tasa a la cual se pierde el conocimiento sobre la biota es más lenta que la tasa a la cual se transforma el paisaje. El retardo en perder la memoria pese a habitar un paisaje biológicamente empobrecido otorga un tiempo para actuar (Parra *et al.* 2019).

Una vía de solución

La extinción de la experiencia ocurre al vivir en ambientes biológicamente empobrecidos y ocurre también cuando no existen eventos significativos de aprendizaje que ocurran en relación al ambiente (Pyle 2003). El proceso educativo de reconectar a las niñas y niños con la biodiversidad es la oportunidad que disponemos para reducir el desconocimiento y olvido sobre la misma, y cambiar así dos potentes factores distales que inciden negativamente.

En palabras de Baba Dioum «...al final, vamos a conservar sólo lo que amamos. Amaremos sólo lo que entendemos. Vamos a entender sólo lo que nos enseñan». Esta enseñanza debe ser «significativa», debe reconectar a las futuras generaciones con los diferentes sentidos que la biodiversidad puede tener, incluyendo experiencias directas con ella, tales como descubrir dónde y cómo está presente en su alimentación diaria, sus cuentos, mitos y leyendas, recurriendo para ello a una diversidad de aproximaciones tales como convertirse en verdaderos naturalistas en su diario vivir hasta recoger los recuerdos sobre la biodiversidad que sus familiares mayores puedan tener, rescatando dichos saberes (Simonetti-Grez 2021).

Turbera, Parque La Tapera
(Región Aysén), 18 de agosto 2021.
FOTO: Víctor Raimilla.



La crisis que enfrenta la biodiversidad sólo podrá ser resuelta con el decidido apoyo ciudadano y para lograrlo, se debe contar con una ciudadanía que conozca y recuerde que es parte de la naturaleza y que depende de ella.

Literatura Citada

Boletín 9404-12. 2014. Proyecto de Ley que crea el Servicio de Biodiversidad y Areas Protegidas y el Sistema Nacional de Areas Protegidas. Información sobre su tramitación en <https://www.camara.cl/legislacion/ProyectosDeLey/tramitacion.aspx?pr-mID=9819>.

CAPP (Centro de Análisis de Políticas Públicas). 2019. Informe País: Estado del medio ambiente en Chile 2018. Instituto de Asuntos Públicos, Universidad de Chile. Santiago, Chile.

CBD (Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica). 2006. Perspectiva Mundial sobre Diversidad Biológica. Convenio sobre la Diversidad Biológica, Montreal, Canadá.

Ceballos, G; P.R. Ehrlich, A.D. Barnosky, A. García, R.M. Pringle & T.M. Palmer. 2015. Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science Advances* 1(5): e1400253.

Ceballos, G; P.R. Ehrlich & R. Dirzo. 2017. Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114: E6089-E6096.

Costello, M.J; R.M. May & N.E. Stork. 2013. Can we name Earth's species before they go extinct? *Science* 339: 413-416.

Cowie, R.H; C. Regnier, B. Fontaine & P. Bouchet. 2017. Measuring the Sixth Extinction: what do mollusks tell us? *The Nautilus* 131: 3-41.

Agradecimientos

Agradecemos la invitación de Rodrigo Barros a participar de este volumen. Este trabajo se ha preparado en el marco del proyecto C1200099 «Re-descubriendo la naturaleza de mi cultura: naturalistas en nuestro diario vivir», financiado por el programa Ciencia Pública.

Eyzaguirre, M.T. & R. García de la Huerta. 2002. *Tecophilaea cyanocrocus* Leyb. (Tecophilaeaceae) redescubierta en su habitat natural. *Gayana Botánica* 59: 73-77.

Henríquez-Fuentes, P.F. 2008. Conocimiento y comprensión de la biodiversidad: la educación y la experiencia en niños. Seminario de Título, Universidad de Chile, Santiago.

IPBES (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services). 2019. Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. E.S. Brondizio, J. Settele, S. Díaz & H.T. Ngo (eds.). IPBES Secretariat, Bonn, Alemania.

Kauyeken (Asociación Kauyeken). 2013. Conocimiento sobre biodiversidad y su conservación en Chile: análisis exploratorio. Informe Proyecto MMA / GEF-PNUD Creación de un Sistema Nacional Integral de Areas Protegidas para Chile: Estructura Financiera y Operacional. Santiago, Chile.

Miller, J.R. 2005. Biodiversity conservation and the extinction of experience. *Trends in Ecology and Evolution* 20:430-434.

MMA (Ministerio del Medio Ambiente). 2019. Sexto Informe Nacional de Biodiversidad de Chile ante el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB). Ministerio del Medio Ambiente. Santiago, Chile.

- Parra, S.A; M. Folchi & J.A. Simonetti 2019.** Knowledge of native edible plants in a monoculture plantation-dominated landscape. *Journal of Ethnobiology* 39: 567-583.
- Pérez-Losada, M; C.G. Jara, G. Bond-Buckup & K.A. Crandall. 2002.** Conservation phylogenetics of Chilean freshwater crabs *Aegla* (Anomura, Aeglidae): assigning priorities for aquatic habitat protection. *Biological Conservation* 105: 345-353.
- Plissock, P. 2015.** Aplicación de los criterios de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) para la evaluación de riesgo de los ecosistemas terrestres de Chile. Informe Técnico, Ministerio del Medio Ambiente. Santiago, Chile.
- Powers, R.P. & W. Jetz. 2019.** Global habitat loss and extinction risk of terrestrial vertebrates under future land-use-change scenarios. *Nature Climate Change* 9: 323-329.
- Pyle, R. M. 2003.** Nature matrix: reconnecting people and nature. *Oryx* 37:206-214.
- Simonetti, J.A. & W. Lazo. 1994.** *Lepiota locaniensis*, an extinct Chilean fungus. *Revista Chilena de Historia Natural* 67: 351-352.
- Simonetti-Grez, G. (ed.). 2021.** Naturalistas en acción. Una experiencia de Naturaleza y Cultura. Asociación Kauyeken. Santiago, Chile.
- Simonetti-Grez, G. & J.A. Simonetti. 2018.** Cultura ambiental: el supuesto olvidado en la gestión de la biodiversidad. En: Ministerio del Medio Ambiente (ed.). Biodiversidad de Chile. Patrimonio y Desafíos. Tomo II: 193-195. Tercera Edición, Santiago, Chile.
- van Klink, R; D.E. Bowler, K.B. Gongalsky, A.B. Swengel, A. Gentile, A. & J.M. Chase. 2020.** Meta-analysis reveals declines in terrestrial but increases in freshwater insect abundances. *Science* 368:417-420.
- Varas, P; J. Díaz-Forestier & J.L. Celis. 2021.** Homogenización biótica en la flora leñosa de parques urbanos de la Región de Valparaíso. *Revista Geográfica de Valparaíso* 57: 60-72
- Victoriano, P.F; A.L. González & R. Schlatter. 2006.** Estado de conocimiento de las aves de aguas continentales de Chile. *Gayana* 70: 140-162.
- WWF (World Wide Fund for Nature). 2020.** Living Planet Report 2020. Bending the curve of biodiversity loss. Almond, R.E.A; M. Grooten & T. Petersen (eds.). WWF, Gland, Suiza.



Árboles de **Queule** (*Gomortega keule*)
en el bosque costero maulino.
Quile (Región de Ñuble).
Julio 2020.
Foto: Diego Muñoz.

El Queule en el bosque costero maulino:

Un árbol en extinción en un ecosistema en extinción

por Diego Muñoz Concha

Departamento de Ciencias Agrarias (Universidad Católica del Maule), Curicó, Chile

El Queule (*Gomortega keule*) es un árbol nativo de la Cordillera de la Costa de Chile (Fig. 1). Se encuentra en las regiones del Maule, Ñuble y Biobío, en un rango latitudinal de poco más de 200 kilómetros (Hechenleitner *et al.* 2005). Siendo un área relativamente reducida para una especie de árbol, el Queule es endémico de allí, lo que quiere decir que crece únicamente en este sitio y no puede encontrarse en forma natural en ningún otro lugar del mundo. Sólo los que han podido visitar esta zona han tenido la oportunidad de conocerlo en la naturaleza, aunque es fácil confundirlo con otros árboles. Sólo de los chilenos depende que esta particular especie siga viviendo.

Este árbol es además la única especie moderna –viva– de una familia botánica que representa un antiguo linaje dentro de las angiospermas o plantas con flores. Esto significa que es el único sobreviviente de un grupo arcaico de plantas, y por lo tanto es portador de información genética que no está presente en otros seres vivos, información que fue modelada en el transcurso de millones de años de evolución. Se han encontrado fósiles de madera que corresponderían a la familia botánica Gomortegaceae, la familia del Queule, con una edad de 20-25 millones de años (Nishida *et al.* 1989). Como referencia de estas magnitudes de tiempo, recordemos que la extinción de los dinosaurios ocurrió

FIGURA 1. Árboles jóvenes de Queule. Quile (Región de Ñuble). Agosto 2020. FOTO: Diego Muñoz.



FIGURA 2
Árboles de **Queule** con sus
característicos troncos rectos y
numerosos brotes.
Ramadillas (Región del Maule).
Enero 2021.
Foto: Diego Muñoz.



FIGURA 3
El **Queule** posee hojas perennes,
grandes y brillantes, que brotan
entre noviembre y enero.
Quile (Región de Ñuble).
Junio 2021.
Foto: Diego Muñoz.

FIGURA 4
Las flores del **Queule** son
pequeñas y poco llamativas.
Abren en otoño y son
polinizadas por insectos.
Quile (Región de Ñuble).
Mayo 2021.
Foto: Diego Muñoz.



hace unos 65 millones de años. El origen de la familia del **Queule**, sin embargo, tendría cerca de 100 millones de años según sugieren algunos estudios genéticos (Renner 2005), en línea con el hallazgo de una flor fosilizada en ámbar, atribuida a un grupo de plantas afín a esta familia (Crepet *et al.* 2016).

El **Queule** es un árbol que puede llegar a los 30 metros de altura, generalmente de tronco recto (Fig. 2), con hojas perennes, grandes y de apariencia brillante (Fig. 3). Sus flores son pequeñas y se producen en otoño (Fig. 4). Increíblemente, los frutos crecen tan lento que tardan dos años en alcanzar

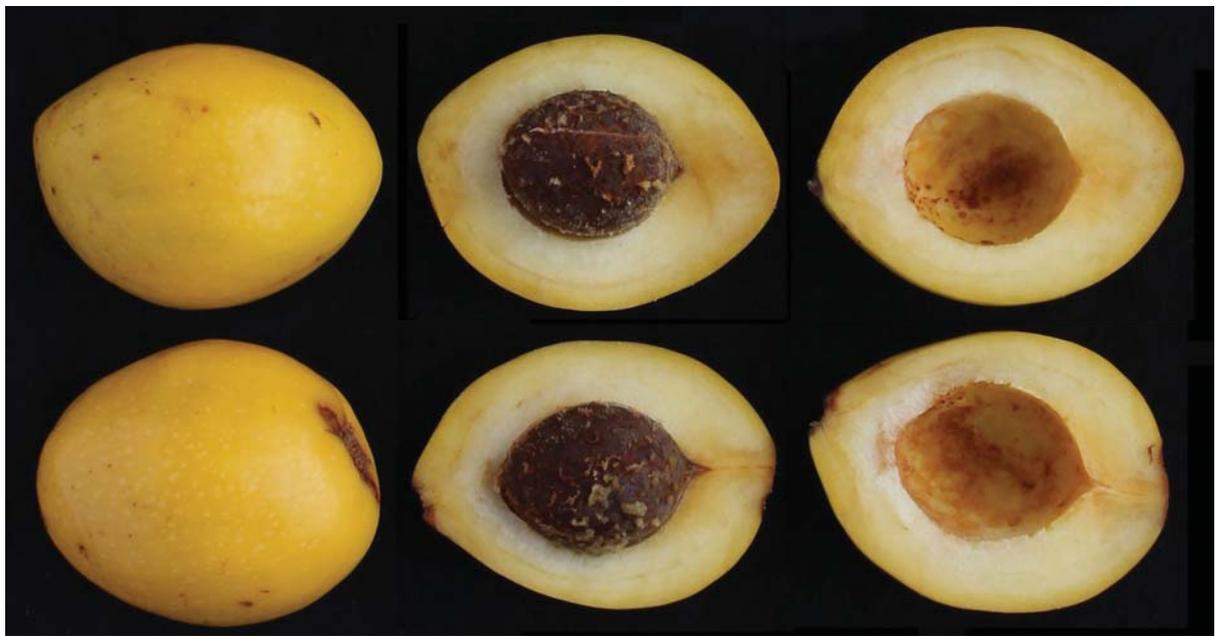


FIGURA 5
Frutos inmaduros de **Queule** en agosto, luego de más de un año de la floración que les dio origen. Quile (Región de Ñuble). Agosto 2020.
Foto: Diego Muñoz.

FIGURA 6
Fruto maduro de **Queule** en otoño, después de dos años de crecimiento. Ralbún (Región de Ñuble). Mayo 2012.
Foto: Diego Muñoz.

FIGURA 7
Con los vientos de otoño, los frutos maduros del **Queule** caen sobre la hojarasca del bosque, donde una cantidad muy pequeña de pulpa es consumida por algunos animales y el resto se descompone. Ramadillas (Región del Maule). Junio 2021.
Foto: Diego Muñoz.

FIGURA 8
El fruto del **Queule** tiene una pulpa comestible y abundante alrededor de un hueso durísimo que protege una única semilla. Tregualemu (Región del Maule). Mayo 2012.
Foto: Diego Muñoz.



la madurez (Fig. 5 y Fig. 6). Suelen caer al piso del bosque con las lluvias y vientos de otoño e invierno (Fig. 7). Son de mayor tamaño que otros frutos de la flora nativa de nuestro país, y son comestibles (Fig. 8). No tenemos mucha información sobre la relación de este fruto con nuestros pueblos originarios, pero el hecho de contar con un nombre ancestral, unido a las menciones encontradas en los primeros escritos naturalistas del país (Muñoz-Concha & Davey 2011), dan cuenta de un profundo conocimiento enraizado en la población local. La existen-

cia de este fruto comestible abre posibilidades de iniciativas productivas que pueden beneficiarnos, creando un potencial valor económico. Sin embargo, es necesario desarrollar primero sistemas de producción, cultivo y preparaciones alimenticias que sean sostenibles y compatibles con la conservación de la especie. En este sentido, el interés de este árbol como especie frutal puede manifestarse en una cara peligrosa si se genera una recolección indiscriminada de frutos que afecte aún más la regeneración natural de la especie.

FIGURA 9
El Queule es el árbol hospedero de la larva de un satúrnido endémico de los bosques templados de Sudamérica. Ralbún (Región de Ñuble). Enero 2013.
Foto: Diego Muñoz.



El tamaño del fruto y la durísima protección de la semilla son particularmente intrigantes desde el punto de vista ecológico. Usualmente los frutos son consumidos por animales que depositan las semillas lejos de la planta de origen. El animal, habiendo recibido un beneficio alimenticio, provee a la planta del servicio de dispersión de semillas, un proceso fundamental para la sobrevivencia y perpetuación de la especie vegetal. Sin embargo, no existen animales nativos modernos que consuman el fruto del Queule y dispersen la semilla. Por esto se piensa que la función de dispersión era desempeñada por grandes animales como el *Gonfoterio* (*Stegomastodon platensis*), que desaparecieron al finalizar la última glaciación hace unos 12 mil años atrás, a finales del Pleistoceno (Muñoz-Concha *et al.* 2020). Este es uno de los ingredientes que puede explicar la aparentemente natural escasez del árbol y su restringida distribución.

Entre las poco conocidas relaciones ecológicas actuales que tiene el Queule con otras especies de su ecosistema, está la de servir de hospedero para una polilla (*Cercophana frauenfeldii*) (Fig. 9) endémica de los bosques templados de Sudamérica (Sepúlveda *et al.* 2021). El Queule establece también relaciones simbióticas con hongos del suelo. La mayoría de las plantas desarrollan pelos radicales en sus raíces, encargados de ayudar en la absorción de agua y nutrientes. Sin embargo, el Queule no produce pelos radicales, por lo que las micorrizas, estos hongos que viven en sus raíces, son muy importantes para realizar esas funciones (Peña 2008).

La zona geográfica de ocurrencia del Queule se encuentra limitada a la Cordillera de la Costa en su vertiente occidental, entre Chanco por el norte y Cañete en su extremo sur (Fig. 10). Está presente

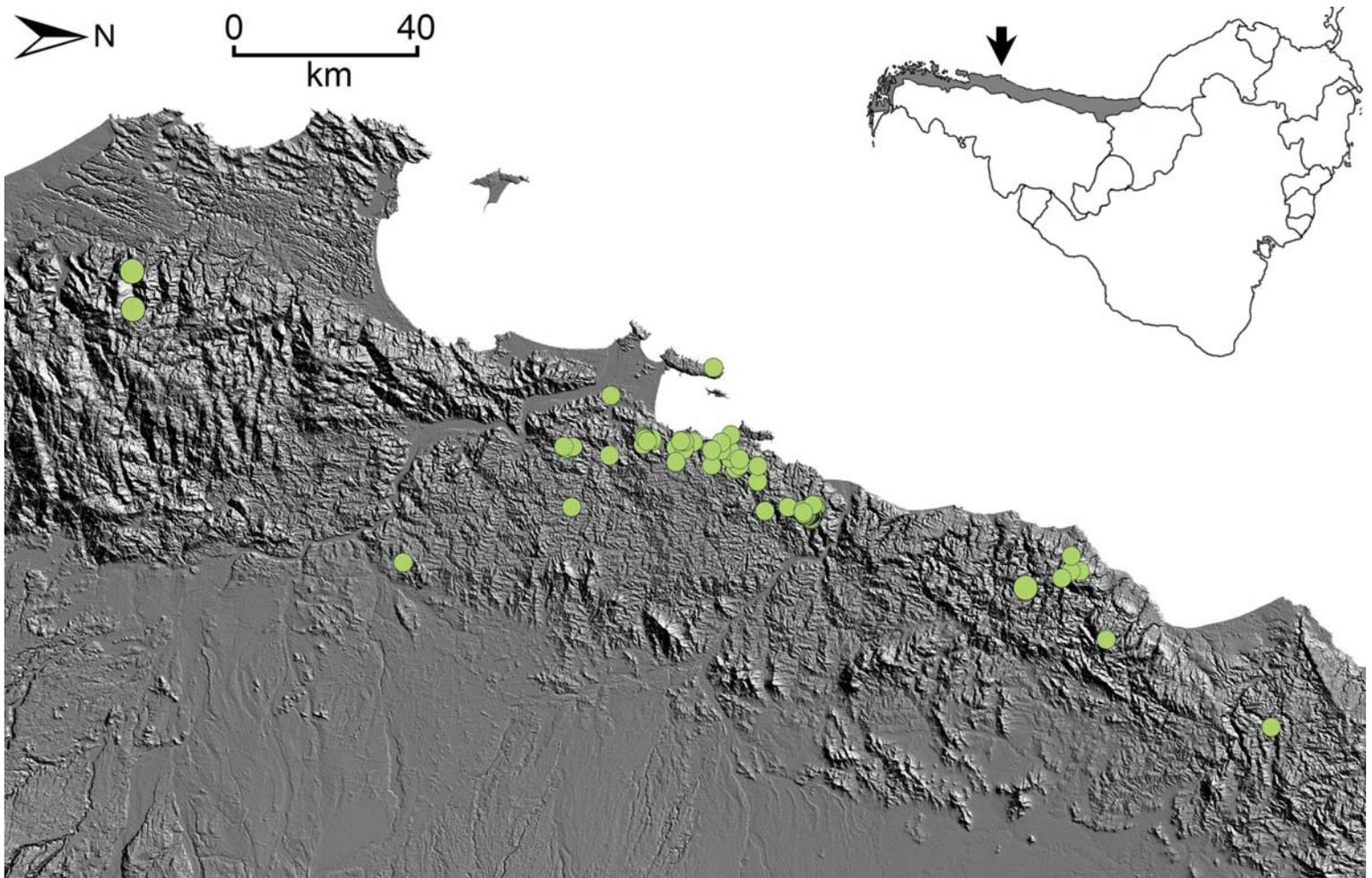


FIGURA 10
Los individuos y poblaciones de *Queule* están dispersos a lo largo de su distribución geográfica, restringida a la vertiente occidental de la Cordillera de la Costa entre Chanco por el norte y Cañete por el sur. Modificado de Muñoz-Concha *et al.* 2017.

especialmente en quebradas y zonas de pendiente pronunciada, aunque también puede estar en algunos sectores planos. Por lo general se encuentran árboles aislados o formando parte de pequeños grupos dentro del bosque nativo. También se puede encontrar entre plantaciones de Pino, sobreviviendo gracias a su buena capacidad para rebrotar (Hechenleitner *et al.* 2005). Sin embargo, desconocemos durante cuántos años los árboles de *Queule* podrán resistir al interior de estas plantaciones.

Precisamente el desarrollo de la actividad forestal, y en especial la de escala industrial, es una de las amenazas para el *Queule*. Su habilidad para brotar desde la base puede advertirse claramente en terreno, al observar círculos de troncos jóvenes que crecen alrededor de restos de madera antigua, frecuentemente con signos de haber sido quemada (Fig. 11). Otro problema que enfrenta la especie es su nula regeneración natural por semilla, donde a pesar de que en otoño algunos árboles pro-



FIGURA 11
Es frecuente encontrar conjuntos de troncos jóvenes de **Queule** creciendo alrededor de restos de madera quemada o en descomposición, como evidencia de incendios o talas. Ramadillas (Región del Maule). Octubre 2020.
FOTO: Diego Muñoz.

FIGURA 12
Algunas semillas de **Queule** logran germinar cuando hay una hojarasca adecuada. Sin embargo, por razones aún no bien comprendidas, las plantas no viven más allá de unos pocos años. Quile (Región de Ñuble). Octubre 2020.
FOTO: Diego Muñoz.

ducen semillas capaces de germinar, las plantas no viven más allá de unos pocos años (Fig. 12). Probablemente la muerte de plantas pequeñas se debe a múltiples cambios en el bosque que aún no comprendemos bien y que urge estudiar, desde el régimen de luz, las comunidades de invertebrados y vertebrados presentes, hasta la pérdida o alteración de la hojarasca.

El futuro del Queule no puede estar separado de la conservación del ambiente y del ecosistema donde crece, pues es allí donde ocurren sus procesos vitales y su desarrollo reproductivo, en interacción con insectos, hongos y otras especies que integran el bosque costero maulino.

Un ecosistema singular

El bosque costero maulino corresponde a un bosque caducifolio, es decir donde los árboles más comunes de este tipo de vegetación pierden las hojas en invierno (Fig. 13). Este bosque se encuentra en la Cordillera de la Costa entre las cuencas del río Mataquito y del Itata, preferentemente en las partes altas y laderas más próximas al litoral, desde



donde recibe constante humedad (Fig. 14). Este espacio, que incluye parte del hábitat del Queule, era una masa continua de bosque nativo dominada por las especies caducifolias **Hualo** o **Roble maulino** (*Nothofagus glauca*) y **Roble chileno** (*Nothofagus obliqua*), acompañada por otros árboles como **Lingue** (*Persea lingue*), **Avellano** (*Gevuina avellana*), **Olivillo** (*Aextoxicon punctatum*), **Laurel** (*Laurelia sempervirens*) y **Peumo** (*Cryptocarya alba*) (Gajardo 1994).

El bosque costero maulino contiene una vegetación muy especial debido a la alta presencia de endemismos. En la Cordillera de la Costa, que incluye este tipo de vegetación, existen al menos 45 especies de plantas endémicas, con árboles como **Pitao** (*Pitavia punctata*) y **Ruil** (*Nothofagus alessandrii*) (Smith-Ramírez et al. 2019), que junto a Queule fueron declarados Monumento Natural (Ministerio de Agricultura 1995). Son también endémicos el arbusto **Capachito** (*Jovellana punctata*) y la liana **Michay rojo** (*Berberidopsis corallina*). Esta zona es además el límite norte de muchas especies que son más frecuentes en el sur del país, como **Coigüe** (*Nothofagus dombeyi*), **Mañío de hoja larga** (*Podocarpus*



FIGURA 13
En otoño, las especies características del bosque costero maulino se desprenden de sus hojas, como es el caso del Hualo (*Nothofagus glauca*).
Ramadillas (Región del Maule).
Junio 2021.
FOTO: Diego Muñoz.

saligna), **Mañío hembra** (*Saxegothaea conspicua*), **Tineo** (*Weinmannia trichosperma*), **Tepú** (*Tepualia stipularis*), **Raulí** (*Nothofagus alpina*), **Medallita** (*Sarmienta scandens*), **Botellita** (*Mitraria coccinea*), **Zarza** (*Herreria stellata*) y helechos (*Lohosoria quadripinnata*, *Hymenoglossum cruentum*) (Stoll & Hahn 2004; Stoll et al. 2006).

Entre los animales presentes en el ecosistema del bosque costero maulino están el gato **Güiña** (*Leopardus guigna*), **Chingue** (*Conepatus chinga*), **Pudú** (*Pudu puda*) y varios roedores. Entre las aves son característicos el **Rayadito** (*Aphrastura spinicauda*),

Comesebo grande (*Pygarrhichas albogularis*), **Hued-hued castaño** (*Pteroptochos castaneus*), y **Churrín de la Mocha** (*Eugralla paradoxa*). Los anfibios son un grupo aún poco estudiado en esta zona, donde posiblemente hay especies endémicas. El **Caracol de árbol** (*Plectostylus araucanus*) (Barahona-Segovia et al. 2019) y *Phyllocaulis gayi* (Simonetti et al. 2003) destacan entre los moluscos. Existe además una gran cantidad de insectos y otros invertebrados endémicos de la Cordillera de la Costa (Fig. 15), con una diversidad que también urge y merece ser estudiada (Smith-Ramírez et al. 2019).

FIGURA 14

En el bosque costero maulino son frecuentes las epífitas (líquenes, musgos y helechos), que se benefician de la humedad producto de la cercanía del océano. Ramadillas (Región del Maule). Enero 2021.
FOTO: Diego Muñoz.



La importancia de las especies endémicas que se encuentran en el bosque costero maulino no es sólo nacional. Este ecosistema forma parte de un área de relevancia mundial para la biodiversidad, un *hotspot* de biodiversidad: el Bosque Templado Valdiviano, que abarca un área más extensa en la zona centro-sur de Chile. Pero dentro de este *hotspot*, la Cordillera de la Costa tiene la particularidad de albergar especies que representan endemismos más restringidos. Esta situación probablemente se debe a que la Cordillera de la Costa fue un refugio para la mantención de los bosques, y de toda la biodiversidad que ocurre en ellos, durante el periodo glacial (Pleistoceno) (Villagrán *et al.* 1998).

Sin embargo, este notable ecosistema ha ido sufriendo cambios también en épocas más recientes. En la zona había asentamientos humanos ya antes de la llegada de los europeos a Chile. Estos prime-

ros habitantes probablemente comenzaron a ejercer una cierta influencia sobre el medioambiente. Más tarde, durante la Colonia, el desarrollo de ciudades costeras como Concepción, y de actividades como la agricultura, la ganadería, producción de carbón y leña, fueron aumentando sustantivamente. Esto significó que en muchos lugares el bosque fuera eliminado para dar paso a tierras agrícolas. En otros sitios se mantuvo la vegetación, aunque con alteraciones producto de la tala de árboles, la presencia de ganado, y la apertura de caminos. La ocurrencia de incendios también fue dejando huellas duraderas, y aunque en algunos lugares el bosque se ha recuperado con el rebrote de los árboles, los ejemplares antiguos, de gran diámetro, ya no están.

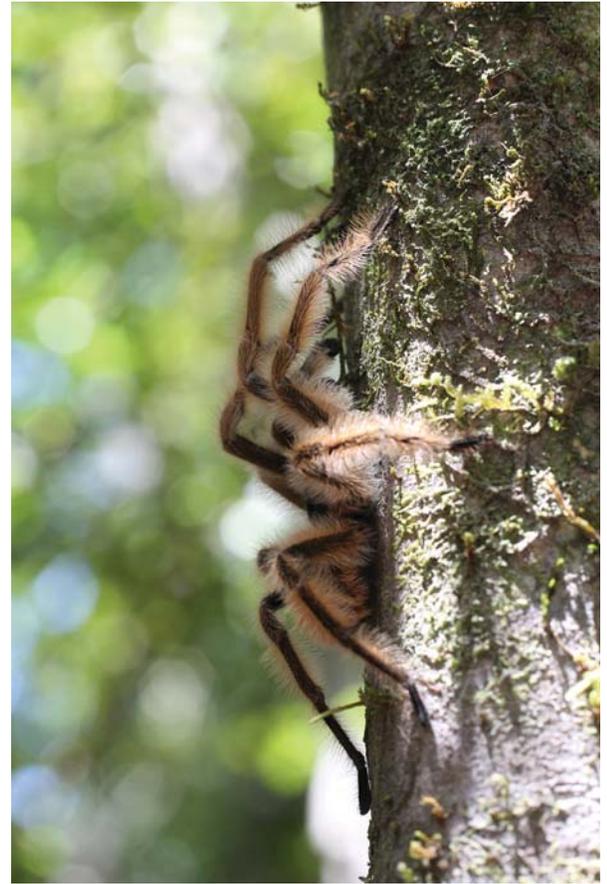
En el caso del Queule, como también sucedió con otras especies de árboles en esta zona, fue cortado para aprovechar su madera, que es de buena

FIGURA 15.
El bosque costero maulino alberga una diversidad de especies aún poco conocida, como esta araña de grandes dimensiones (Theraphosidæ). Ramadillas (Región del Maule). Noviembre 2019.
FOTO: Diego Muñoz.

calidad. Probablemente fue usado para construir embarcaciones en los astilleros que existieron durante el siglo XIX, como ocurrió en Curanipe, estimulados por la actividad de exportación al Perú e incluso a California. También es evidente que el Queule ha sido fuertemente afectado por incendios, situación que es fácil constatar observando los trozos de madera quemada que quedan junto a árboles jóvenes que han rebrotado (Fig. 11).

En los últimos 200 años los cambios se han ido intensificando, pero en las últimas décadas es cuando la velocidad de la alteración de toda esta zona alcanzó niveles sin precedentes. La superficie del bosque nativo en la Cordillera de la Costa se redujo en un 67% en el último cuarto del siglo pasado, produciendo una fragmentación del bosque con importantes consecuencias ecológicas (Echeverría *et al.* 2006). Una muestra concreta del profundo cambio en el paisaje puede observarse en la situación del Queule. Actualmente más de un 30% de los individuos de la especie sobreviven dentro de plantaciones de Pino. El hábitat primario del Queule, en el bosque costero maulino original, ha sido sustituido por plantaciones forestales de especies exóticas, siendo precisamente ésta la causa de fragmentación de la vegetación nativa (Fig. 16).

En ciertos sitios con suelo de menor calidad para la producción forestal o agrícola, como terrenos rocosos o en laderas escarpadas de quebradas, y en terrenos con situaciones legales de propiedad no resueltas, las plantaciones forestales han tenido una menor intensidad o no lograron establecerse. Es en estos lugares donde hoy aún es posible observar vegetación nativa que nos abre una ventana al bosque que originalmente pobló esta parte de la Cordillera de la Costa. Los pequeños remanentes de vegetación natural, que albergan los componentes de este ecosistema poco conocido, representan una oportunidad única para la investigación



científica de un sujeto de estudio que está desapareciendo. Pero más importante aún, estos sectores son la oportunidad de conservar y restaurar el bosque costero maulino, desde donde pueden salir las semillas para repoblar con plantas y animales el ecosistema tan singular que representan.

Las causas de la situación actual

Las causas más directas que han llevado a la frágil situación actual del bosque costero maulino y del Queule, son el aumento de la intensidad en las explotaciones forestales y agrícolas, el aumento de la población local, y el desarrollo de proyectos productivos e infraestructura. El efecto del aumento de la población local es especialmente notorio en las ciudades y pueblos cercanos a Concepción.

Las necesidades de la población en crecimiento han empujado por un lado a la expansión de las ciudades, utilizando como terrenos de construcción lo que antes era bosque. Por otro lado, esa población, que aprovecha los recursos del bosque aledaño, genera cambios y alteraciones producto de la extracción de madera, leña, carbón, de actividades como la ganadería, o de situaciones destructivas como los incendios. En el caso de proyectos de infraestructura o desarrollo productivo, como carreteras, líneas de alta tensión, o minería, éstos responden a las necesidades de desarrollo del país o de las personas, pero indefectiblemente afectan al ecosistema del bosque costero, si bien de maneras e intensidades muy distintas.

La principal razón detrás de las alteraciones del ecosistema original del Queule, por su magnitud, es el desarrollo forestal basado en plantaciones de especies exóticas. Este factor, que además ha producido el impacto más grande en toda la Cordillera de la Costa en la zona central y sur del país, ha respondido a la oportunidad de desarrollo de la actividad forestal, apoyada fuertemente desde el Estado, en un modelo productivo de reemplazo de la vegetación original para establecer plantaciones de Pino o Eucalipto destinadas a la exportación de materia prima con poca elaboración (madera o pulpa). Sin duda el desarrollo de este sector productivo trajo ingentes ganancias económicas, empleo y una serie de efectos económicos positivos, al menos por un tiempo. También es cierto que nos heredó un descalabro ambiental y ecológico. Afortunadamente, en la actualidad ya casi no se reemplaza bosque nativo para iniciar una plantación forestal. Desafortunadamente, queda hoy muy poco de esa masa boscosa original. ¿Por qué nuestro país permitió esto? ¿No había regulaciones? ¿Habían normas que no se aplicaron, o no fueron respetadas, por qué? ¿Se sabía de la vegetación que

cubría esta zona? ¿Se conocía la importancia de las especies y del ecosistema que existen allí?

Las preguntas anteriores nos hacen reflexionar sobre las causas más profundas de la situación de deterioro ambiental y amenazas a la biodiversidad que observamos hoy. Las causas afectan al Queule y a su ecosistema, y también a la biodiversidad en general. Estas causas se relacionan con nuestros patrones de consumo como humanidad, con la valoración que hacemos como sociedad de los espacios naturales, con el conocimiento que tenemos de los ecosistemas (si no conocemos no podemos valorar), y cómo en la sociedad nos ponemos de acuerdo para conservar eso que nos interesa conservar.

Consumir lo que produce la Cordillera de la Costa (madera entre otras cosas) nos ha llevado a la situación actual. Valoramos el producto económico de esa madera, pero valoramos poco el ecosistema natural. Como sociedad escasamente conocemos la relevancia que tiene el bosque costero maulino, en términos de su naturaleza y biodiversidad, aunque existe cierto conocimiento científico aún no bien difundido. Como país, nos falta conversar y ponernos de acuerdo para conservar espacios naturales que sigan existiendo para nuestros hijos y nietos.

Las causas más profundas del deterioro ambiental pueden ilustrarse muy elocuentemente con un nuevo factor de deterioro ambiental que está en sus primeros pasos de gestación en el bosque costero maulino. Este nuevo factor podría ser mucho más profundo y difícil de revertir que la actividad forestal. Como ya se ha dejado ver en otras zonas del país, e impulsado por la crisis sanitaria del coronavirus, muchas personas están adquiriendo terrenos en zonas rurales. Esto conlleva un cambio de uso de suelo y la subdivisión de terrenos. Los nuevos habitantes construyen viviendas, gene-

FIGURA 16
En la actualidad las plantaciones de Pino y Eucalipto ocupan la mayor parte de la superficie que originalmente correspondía al bosque costero maulino. Quile (Región de Ñuble). Octubre 2021.
Foto: Diego Muñoz.

rando un aumento de la población local y de la actividad humana, lo que a su vez resulta en la ocupación de espacios con construcciones, caminos, reemplazo de vegetación por jardines o huertos, llegada de animales que desplazan a la fauna local, generación de residuos, ruidos y contaminación lumínica. De esta forma, el desarrollo inmobiliario en Chile se está convirtiendo en una fuerza insospechadamente fuerte que condensa de manera

dramática y en un mismo lugar dos elementos. Primero, el deseo de las personas de disfrutar una conexión más cercana con la naturaleza y una mejor calidad de vida. Y segundo, la inevitable influencia que nuestra presencia produce en el medioambiente y en el paisaje. Es claro que como sociedad debemos dialogar para, si valoramos este ecosistema, establecer regulaciones (y respetarlas) que permitan conservarlo.



El futuro posible

Al pensar en el futuro del Queule y del bosque costero maulino, y en la naturaleza del planeta en general, hoy no podemos dejar de considerar la amenaza del cambio climático, que agrega dificultades adicionales. Pero no debemos desalentarnos ni abandonar la idea de restaurar debido a la incertidumbre de nuestro futuro a causa del clima. Y aunque tengamos la sensación de que será difícil revertir este gigantesco proceso de cambio climático, debemos seguir insistiendo. La historia nos enseña además que en ocasiones hay giros o tendencias no bien visualizados, que permiten hacer frente y mejorar situaciones complejas. Por otro lado, los ecosistemas, y las especies, tienen cierta capacidad para resistir y recuperarse de manera resiliente, lo que aún nos da oportunidades para reaccionar. Aún es tiempo para salvar el Queule y el bosque costero maulino. Desatender los esfuerzos de conservación, y continuar con nuestro actual nivel de consumo y explotación de los recursos naturales, sólo ayudará a mantener la tendencia de degradación que hoy observamos en las montañas de la Cordillera de la Costa.

El desafío concreto consiste en restaurar este ecosistema, es decir permitir que la vegetación recupere un estado similar al bosque original, donde puedan desarrollarse en buenas condiciones las especies de este ecosistema: plantas, animales, hongos y otros componentes de la biodiversidad. La restauración de una buena parte del ecosistema puede parecer una visión utópica. Sin embargo, hay ejemplos exitosos en varias partes del mundo, lo que demuestra su factibilidad. En nuestro país, desde el Estado hay acciones que están enfatizando la importancia de ciertas especies con problemas de conservación, como los planes RECOGE. Es muy

importante además destacar la presencia de la Reserva Nacional Los Queules, que aunque de muy reducida extensión (150 hectáreas), aún sigue siendo la única área protegida que alberga esta especie. También desde el sector privado hay iniciativas muy positivas. Pero es urgente como país impulsar acciones más ambiciosas para proteger zonas geográficas más amplias y ecológicamente funcionales. Debemos atrevernos a preparar una recuperación del ecosistema que, aunque requiera 200 o 300 años, permita que los árboles de la Cordillera de la Costa vuelvan a crecer, las lianas nuevamente cuelguen del follaje, los arbustos dificulten la caminata, las aves acusen su presencia con el canto, y esa multitud de invertebrados poco conocidos, o simplemente desconocidos hoy, siga recorriendo la hojarasca húmeda del bosque costero.

Para la restauración contamos hoy con los remanentes de vegetación donde aún sobreviven posiblemente la mayoría de las especies originales del ecosistema. Estos reservorios servirán para repoblar aquellos espacios donde el bosque está degradado o ya no existe. El proceso de restauración necesitará cambiar, o revertir, espacios que hoy son ocupados por plantaciones de especies exóticas como Pino. También requerirá controlar y prevenir desastres como incendios. Los métodos y técnicas existen, y en términos muy generales incluyen: impedir el corte de la vegetación, permitir la regeneración natural, y translocar o plantar especies de árboles y arbustos que poblaban originalmente el sector.

Pero la mayor complejidad reside en el ámbito humano. Tenemos intereses personales y grupales que se superponen, y en ocasiones se contraponen, como en la tensión entre la necesidad de conexión con la naturaleza y el desarrollo inmobiliario.

Nuestra complejidad humana pasa también por situaciones domésticas, como algunas características particulares de nuestra cultura nacional. Pareciera que hemos desarrollado una gran desconfianza personal frente al resto de la sociedad. Pareciera que nos caracteriza un oportunismo individualista donde no debemos dejar pasar una situación que en lo personal nos conviene. Pareciera en ocasiones que no logramos visualizar cuáles son nuestros bienes y espacios comunes, y la enorme importancia que tienen para nosotros hoy y para los que vendrán mañana.

Las personas más jóvenes de nuestro país parecen mostrar una mayor preocupación por la biodiversidad y por el planeta. Tal vez ellas, desprendidas

de algunas de estas cargas culturales, dispuestas a confiar en otros que también quieran conservar naturaleza, puedan embarcarse en iniciativas que logren combinar distintas estrategias: públicas, privadas, personales, grupales, nacionales, internacionales, locales, y globales.

Mantengamos la esperanza, y trabajemos, para que logremos conocer, valorar y restaurar el maravilloso ecosistema del Queule en el bosque costero maulino. Mantengamos la esperanza, y trabajemos, para que nuestros hijos, nietos y generaciones futuras puedan ver, tocar y oler las hojas del Queule, respirar la brisa húmeda y fresca, y escuchar el canto del Rayadito en medio del bosque costero maulino.

Literatura citada

- Barahona-Segovia R.M; A.L. Riveros-Díaz, S. Zaror, R. Catalán & J.F. Araya. 2019.** Refugio, ecofisiología y estado de conservación de *Plectostylus araucanus* (Pulmonata: Bothriembryontidae) en el bosque fragmentado Maulino, Chile central. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 90: e902703.
- Crepet W.L; K. Nixon, D. Grimaldi & M. Riccio. 2016.** A mosaic Lauralean flower from the Early Cretaceous of Myanmar. *American Journal of Botany* 103(2): 290-297.
- Echeverría C; D. Coomes, J.Salas, J.M. Rey-Benayas, A. Lara & A. Newton. 2006.** Rapid deforestation and fragmentation of Chilean Temperate Forests. *Biological Conservation* 130: 481-494.
- Gajardo R. 1994.** La vegetación natural de Chile, clasificación y distribución geográfica. 2ª Ed. Editorial Universitaria. Santiago, Chile
- Hechenleitner P; M.F. Gardner, P.I. Thomas, C. Echeverría, B. Escobar, P. Brownless & C. Martínez. 2005.** Plantas amenazadas del centrosur de Chile. Universidad Austral de Chile and Royal Botanic Garden of Edinburgh. Valdivia, Chile.
- Ministerio de Agricultura. 1995.** Declara monumento natural las especies forestales Queule, Pitao, Belloto del Sur, Belloto del Norte y Ruil. Decreto Supremo N° 13 de 1995, Chile.
- Muñoz-Concha D; M.R. Davey, R. Ribas & S. Mayes. 2017.** Microsatellite analysis of populations of the endangered tree *Gomortega keule* suggests pre-Columbian differentiation. *New Zealand Journal of Botany* 55(3): 318-333.
- Muñoz-Concha D. & MR. Davey. 2011.** *Gomortega keule*, the neglected and endangered Chilean fruit tree. *European Journal of Forest Research* 130: 677-693.
- Muñoz-Concha D; K. Muñoz, A.P. Loayza. 2020.** Anachronistic fruit traits and natural history suggest extinct megafauna herbivores as the dispersers of an endangered tree. *Plants-Basel* 9(11): 1492.
- Nishida M; H. Nishida & T. Ohsawa. 1989.** Comparison of the petrified woods from the cretaceous and tertiary of Antarctica and Patagonia. *Proceedings of the NIPR Symposium on Polar Biology* 2: 198-212.
- Peña J.D. 2008.** Estudio del sistema radical en *Gomortega keule* (Mol.) Baillon en la comuna de Pelluhue. Tesis, Carrera de Agronomía, Universidad Católica del Maule. Curicó, Chile.
- Renner S.S. 2005.** Variation in diversity among Laurales, early Cretaceous to present. *Biologiske Skrifter - Videnskaberne Selskab* 55: 441-458.
- Sepúlveda J.E; E.A. Mundaca, D. Muñoz-Concha, L.E. Parra & H.A. Vargas. 2021.** Immature stages, phenology, distribution and host plants of the Andean Moon Moth *Cercophana frauenfeldii* Felder, 1862 (Lepidoptera: Saturniidae). *Revista Brasileira de Entomologia* 65(2): e20190017.
- Simonetti J.A; A.A. Grez & R.O. Bustamante. 2003.** *Phyllocaulis gayi* (Pulmonata: Systellommatophora): ¿un granívoro desconocido en los bosques templados de Chile? *Gayana* 67(1): 115-117.
- Smith-Ramírez C; S. Teillier, J.E. Jiménez, R.M. Barahona-Segovia, L.E. Parra, A. Vera & V. Jerez. 2019.** Plantas y animales endémicos de la Cordillera de la Costa de Chile. En: Smith-Ramírez C & Squeo FA (eds) *Biodiversidad y Ecología de los Bosques Costeros de Chile*: 393-416. Editorial Universidad de Los Lagos. Osorno, Chile.
- Stoll A. & S. Hahn. 2004.** Nuevos registros extienden distribuciones de tres especies de Hymenophyllaceae (Pteridophyta) a la Región del Maule, Chile. *Gayana Botánica* 61(1): 45-47.
- Stoll A; C. Sepúlveda & J. San Martín. 2006.** Floristic-structural pattern of the remaining native vegetation at the northern limit of coastal temperate forest of Chile: the case of the Cayurranquil valley (VII region, Chile). *Bosque* 27: 64-71.
- Villagrán C; C. Le Quesne, J.C. Aravena, H. Jiménez & F. Hinojosa. 1998.** El rol de los cambios de clima del cuaternario en la distribución actual de la vegetación de Chile central-sur. *Bamberger Geographische Schriften* 15: 227-242.



Mosco azul de cara roja

(*Copestylum nigripes*)

Especie en categoría vulnerable
por pérdida de su hábitat.

Foto: Cristian Villagra

Conservación de insectos en Chile:

Desafíos y esperanzas para un país en metamorfosis

por Constanza Schapheer

Programa de Doctorado en Ciencias Silvoagropecuarias y Veterinarias, Campus Sur Universidad de Chile.

Laboratorio de Sistemática y Evolución, Departamento de Silvicultura y Conservación de la Naturaleza, Universidad de Chile.

¿Por qué son importantes los insectos?

Los insectos aparecieron en la Tierra hace 420 millones de años a finales del Silúrico, fueron los primeros animales en volar y no tardaron en poblar cada rincón del planeta (Grimaldi & Engel, 2005). En la actualidad constituyen el grupo de animales más diverso y abundante. De hecho, si se hace una lista de todas las especies conocidas, más de la mitad son insectos, 19% corresponde a otros invertebrados, 16% a plantas, 6% a hongos y líquenes, 3% microorganismos (bacterias, virus, diatomeas, etc.) y 3% cordados, en este últi-

mo grupo están todos los animales vertebrados incluyendo al humano (Chapman *et al.*; 2012). Asimismo, los insectos corresponden al 10% de la biomasa de animales, equivalente a 200 megatoneladas de carbono. Para poner las cosas en perspectiva, los mamíferos silvestres corresponden al 0,35% de la biomasa animal, equivalente a 7 megatoneladas de carbono (Eggleton, 2020; Bar-On *et al.* 2018). Respecto a sus roles, los insectos llevan a cabo funciones clave para el funcionamiento de los ecosistemas tales como la polinización (Henríquez-Piskulich *et al.* 2021), ciclaje de nutrientes (Schapheer *et al.*

FIGURA 1
Molukia negra (*Moluchia brevipennis*).
Especie en categoría vulnerable por pérdida de su hábitat.
FOTO: Constanza Schapheer.



2021), control de plagas (Tillman *et al.* 2012), entre otros. Es tanta la importancia de estos animales que algunos autores los han propuesto como los principales proveedores de servicios ecosistémicos y que su conservación debiera ser tomada en consideración si es que se quiere cumplir con los objetivos de desarrollo sostenible o *Sustainable Developmental Goal* (Dangles & Casas, 2019), los cuales han sido adoptados por todos los Estados Miembros del Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD) en 2015 como «un llamado universal para poner fin a la pobreza, proteger el planeta y garantizar que todas las personas gocen de paz y prosperidad para 2030».

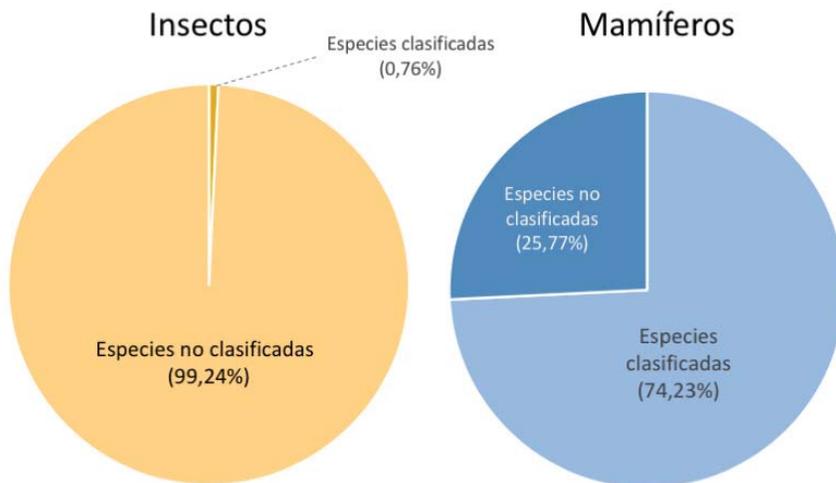
Amenazas a nivel mundial

Lamentablemente, la evidencia a nivel mundial no es alentadora. Amenazas propias del Antropoceno como la escasez hídrica, los incendios, la contaminación (química, lumínica, atmosférica, etc.), y la agricultura intensiva tienen un impacto negativo en las poblaciones de insectos (Wagner *et al.* 2021).

A esto le podemos sumar la dificultad que existe a la hora sacar conclusiones en relación a las oscilaciones de sus tamaños poblacionales. Sucede que la aproximación clásica a la conservación de animales está basada en vertebrados, los cuales en general tienen ciclos de vida largos en comparación con los insectos, por lo que el reporte de una gran fluctuación de una temporada a otra sí es informativa. En contraste, en el caso de los insectos se requieren estudios a largo plazo, ya que por su biología las grandes oscilaciones en el tamaño poblacional de una temporada a otra son esperables y conclusiones fiables solo se pueden extraer en base a las tendencias obtenidas luego de varios años de muestreo sistemático (New, 2009). Un ejemplo paradigmático de este tipo de investigación fue publicado por Hallmann y colaboradores en 2017, donde luego de hacer un muestreo de 27 años en áreas protegidas de Alemania pudieron concluir que hubo una disminución de más del 75% de la biomasa de insectos voladores.

Es sumamente relevante recalcar que para este tipo de estudios se requieren recursos y voluntad de las instituciones, dos factores que rara vez están presentes. Otra alternativa, más allá del estudio de los tamaños poblacionales, es evaluar el estado en el cual se encuentran los individuos y cómo las presiones antrópicas pueden afectar su desempeño. Un ejemplo es el daño cognitivo causado a las abejas por la exposición a dosis subletales de plaguicidas, que muchas veces tienen como efecto la desorientación, la cual impide que el insecto vuelva a su colonia y desencadena finalmente su muerte (Henríquez-Piskulich *et al.* 2021). Además, se ha probado que los antibióticos de uso veterinario y humano impactan negativamente a la microbiota de los insectos, pudiendo aumentar su susceptibilidad a enfermedades (Raymann & Moran, 2018). Este tipo de análisis demanda una mirada integrativa y transdisciplinar, y podría ser la clave

FIGURA 2
Gráficos del porcentaje de especies clasificadas por el MMA según su estado de conservación en relación al total de especies presentes en Chile. A la izquierda los insectos y a la derecha los mamíferos.



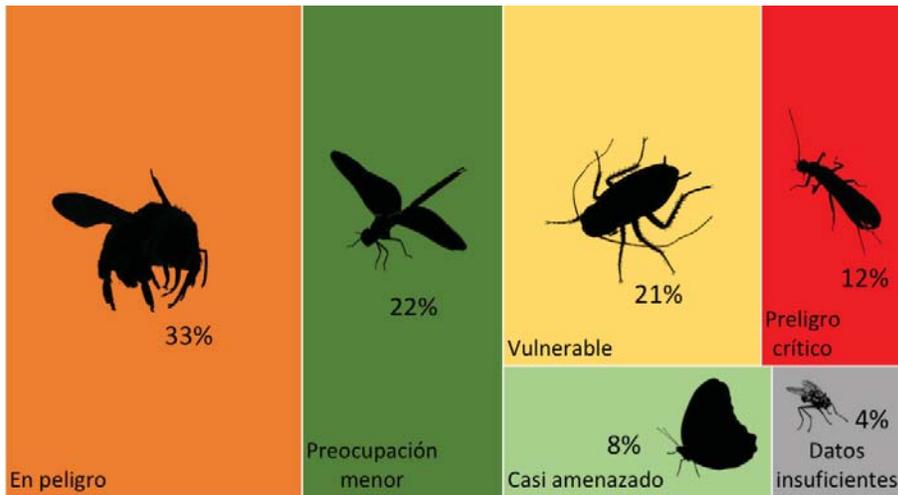


FIGURA 3
Porcentaje de especies de insectos según categoría.

para tener una idea más certera y a corto plazo del impacto del humano sobre la salud de los insectos. Pero ambas aproximaciones, ya sean estudios poblacionales a largo plazo junto a investigaciones integrativas enfocadas en la salud y desempeño, son —a mi juicio— complementarias. En conjunto podrían proveer información robusta para apoyar la toma de decisiones, por lo que debieran potenciarse y financiarse por entes públicos en un plan que tenga como objetivo final la acción de conservación basada en la evidencia científica.

Conservación de insectos en Chile

Afortunadamente en Chile existen grupos de investigadores trabajando en levantar información científica respecto a la conservación de insectos, lo que ha permitido la identificación de diversas causas que impactan negativamente a estos artrópodos. Entre las que más destacan se encuentra la pérdida del hábitat, contaminación y especies exóticas invasoras (González *et al.* 2014; Grez *et al.* 2016; Henríquez-Piskulich *et al.* 2018; Crespín & Barahona-Segovia, 2021). A pesar de estos importantísimos avances, la labor de las entomólogas

y entomólogos es inconmesurable, en gran parte debido a la enorme diversidad de este grupo de animales. Para ilustrar este problema, en las siguientes líneas haré el ejercicio de comparar las especies de insectos y mamíferos categorizadas en los procesos de clasificación de especies del Ministerio del Medio Ambiente (MMA; Fig. 1) en relación al número total de especies presentes en Chile de ambos grupos.

Una aproximación muy subestimada y desactualizada del número de especies de insectos de Chile proviene de la CONAMA (2008), la cual estimó que hay aproximadamente 10.000 especies de insectos presentes en el país. Sin embargo, al no existir una mejor fuente utilizaré este número con fines ilustrativos. Respecto al número total de mamíferos presentes en Chile, el catálogo de D'Elía y colaboradores (2020) cita 163 especies. Luego revisé la cantidad de las especies clasificadas en los procesos del MMA y los resultados fueron los siguientes: del total de las especies de insectos presentes en Chile apenas el 0,76% ha sido clasificada según su estado de conservación (Fig. 2), en contraste con el 74,23% en el caso de los mamíferos (Fig. 2). Estos resultados reflejan el enorme vacío de información que existe respecto al estado de conservación de los insectos. Si nos vamos al detalle según categoría, en el caso de los insectos más de la mitad (66%) se encuentra en una categoría de amenaza, ya sea en Peligro crítico, En Peligro o Vulnerable (Fig. 3). En ese sentido, es imperativo que el país destine recursos para saber qué sucede con ese 99,24% de especies que aun no han sido categorizadas y tome acciones para su conservación, ya que es muy probable que esos organismos estén llevando a cabo procesos ecológicos que permiten la supervivencia de nuestra especie (Dangles & Casas, 2019).

¿Qué podemos hacer?

Cómo país estamos en un momento de grandes cambios y oportunidades. El proceso constituyente nos ha abierto la ventana hacia posibilidades que antes parecían muy lejanas y los temas medio ambientales deben ponerse en el centro de la discusión. La conservación de todos los componentes de la naturaleza es vital para la supervivencia de nuestra especie, que por cierto también forma parte de la naturaleza. En lo concreto, es necesario que se actualicen las prácticas productivas, por ejemplo la agricultura industrial debe transitar hacia la agroecología la cual, además de respetar el entorno y los saberes ancestrales, se retroalimenta de las contribuciones de la biodiversidad. En ese sentido, los «impuestos verdes» son insuficientes, por lo que es preciso integrar estrategias diversas, como la planificación territorial, *land-sharing*, preservación, y la restauración y agroecología. Por último, pero no por ello menos importante, se requiere más investigación y desarrollo de tecnologías destinadas a solucionar problemas locales (Henríquez-Piskulich *et al.* 2021).

En el ámbito de acción de cada ciudadano es preciso tomar conciencia del mundo en el que vivimos, mantenernos informadas e informados, organizarnos y formar parte de la toma de decisiones. También ser conscientes de nuestras acciones y el impacto que éstas generan. Concretamente podemos, por ejemplo, preferir las plantas nativas para nuestros jardines, ya que investigaciones han demostrado que las superficies urbanas constituyen un habitat importante para las especies de insectos nativos (Fattorini & Galassi, 2016). De esa manera, podremos contribuir y ser partícipes de un mejor presente y futuro para la entomofauna chilena.

Agradecimientos

A Paula Díaz Levi por sus enriquecedores comentarios y revisión al texto, a Cristian Villagra por la foto de *Copestylum nigripes* y a todas las entomólogas y entomólogos que día a día con su trabajo científico aportan con conocimiento que contribuye a la conservación de los insectos. Rufford Booster Grant No. 29177-B.

Literatura citada

- Grimaldi, D. & Engel, M. S. 2005.** Evolution of the Insects. Cambridge University Press.
- Chapman, R.F; Simpson, S.J. & Douglas, A.E. 2012.** The Insects: Structure and Function Cambridge University Press
- Eggleton, P. 2020.** The State of the World's Insects. Annual Review of Environment and Resources, 45, 61-82.
- Bar-On, Y. M; Phillips, R; & Milo, R. 2018.** The biomass distribution on Earth. Proceedings of the National Academy of Sciences, 115(25), 6506-6511.
- Henríquez-Piskulich, P. A; Schapheer, C; Vereecken, N. J; & Villagra, C. 2021.** Agroecological strategies to safeguard insect pollinators in biodiversity hotspots: Chile as a case study. Sustainability, 13(12), 6728.
- Schapheer, C; Pellens, R; & Scherson, R. 2021.** Arthropod-Microbiota Integration: Its Importance for Ecosystem Conservation. Frontiers in microbiology, 12, 2094.
- Tillman, P. G; Smith, H. A; & Holland, J. M. 2012.** Cover crops and related methods for enhancing agricultural biodiversity and conservation biocontrol: successful case studies. Biodiversity and Insect Pests: Key Issues for Sustainable Management, 309-327.
- Dangles, O; & Casas, J. 2019.** Ecosystem services provided by insects for achieving sustainable development goals. Ecosystem services, 35, 109-115.
- PNUD 2021.** Objetivos de Desarrollo Sostenible. <https://www1.undp.org/content/undp/es/home/sustainable-development-goals.html> [consultado: 1 diciembre de 2021]
- Wagner, D. L; Grames, E. M; Forister, M. L; Berenbaum, M. R; & Stopak, D. 2021.** Insect decline in the Anthropocene: Death by a thousand cuts. Proceedings of the National Academy of Sciences, 118(2).
- CONAMA. 2008.** Conservación de la biodiversidad. Biodiversidad de Chile: patrimonio y desafíos, 2nd ed. CONAMA, Santiago.
- D'Elía, G; Canto, J; Ossa, G; Verde-Arregoitia, L. D; Bostelmann, E; Iriarte, A; ... & Valdez, L. 2020.** Lista actualizada de los mamíferos vivientes de Chile. Boletín Museo Nacional de Historia Natural, 69(2), 67-98.
- New, T. R. 2009.** Insect species conservation. Cambridge University Press.
- Hallmann, C. A; Sorg, M; Jongejans, E; Siepel, H; Hofland, N; Schwan, H; ... & de Kroon, H. 2017.** More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. PloS one, 12(10), e0185809.
- Raymann, K; & Moran, N. A. 2018.** The role of the gut microbiome in health and disease of adult honey bee workers. Current opinion in insect science, 26, 97-104.
- Grez, A. A; Zaviezo, T; Roy, H. E; Brown, P. M; & Bizama, G. 2016.** Rapid spread of *Harmonia axyridis* in Chile and its effects on local coccinellid biodiversity. Diversity and Distributions, 22(9), 982-994.
- Crespin, S. J; & Barahona-Segovia, R. M. 2021.** The risk of rediscovery: fast population decline of the localized endemic Chilean stag beetle *Sclerostomulus nitidus* (Coleoptera: Lucanidae) suggests trade as a threat. Insect Conservation and Diversity, 14(1), 107-116.
- Henríquez-Piskulich, P; Vera, A; Sandoval, G; & Villagra, C. 2018.** Along urbanization sprawl, exotic plants distort native bee (Hymenoptera: Apoidea) assemblages in high elevation Andes ecosystem. PeerJ, 6, e5916.
- González, S. A; Yáñez-Navea, K; & Muñoz, M. 2014.** Effect of coastal urbanization on sandy beach coleoptera *Phaleria maculata* (Kulzer, 1959) in northern Chile. Marine pollution bulletin, 83(1), 265-274.
- Fattorini, S; & Galassi, D. M. 2016.** Role of urban green spaces for saproxylic beetle conservation: a case study of tenebrionids in Rome, Italy. Journal of insect conservation, 20(4), 737-745.



Chinita arlequín
Harmonia axyridis
Foto: Bernardo Segura

La Chinita arlequín y su impacto en la biodiversidad de Chile

por Audrey Grez¹ & Tania Zaviezo²

1. Facultad de Ciencias Veterinarias y Pecuarias, Universidad de Chile; Asociación Kayyeken
2. Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal, Pontificia Universidad Católica de Chile

Existe un consenso a nivel mundial que las invasiones biológicas son una de las principales amenazas a la biodiversidad (wwf 2020). Una especie exótica invasora es aquella que proviene de otro país o territorio, asilvestrada o naturalizada en una región, que expande rápidamente su abundancia y área de distribución, impactando negativamente los ecosistemas y hábitats donde se establece, dañando a las especies nativas. Una especie invasora, presente en Chile hace una década, es la **Chinita arlequín**, *Harmonia axyridis*.

La Chinita arlequín es un coleóptero coccinélido originario de Asia. Sus adultos miden de 6,5 a 8 mm aproximadamente, y se caracterizan por tener un cuerpo oval y convexo, anaranjado a rojo, con 9 puntos en cada élitro (alas endurecidas de los coleópteros) y con el segmento posterior a la cabeza con una coloración que asemeja una M negra sobre fondo blanco (Fig. 1). Sus larvas son reconocibles por poseer grandes penachos negros y naranjos en

la parte dorsal de su cuerpo. Todas estas características la hacen muy distinguible de las otras chinitas comunes en Chile central (Fig. 2).

Tanto adultos como juveniles son depredadores de áfidos (Hemiptera: Aphididae), insectos muy perjudiciales a la agricultura y por su gran tamaño y voracidad esta especie fue introducida en Europa y EE.UU a fines de los '80 para el control de plagas (Roy *et al.* 2016). Sin embargo, en el Este de EE.UU se originó una variedad invasora que hoy ha colonizado prácticamente todos los continentes (Camacho-Cervantes *et al.* 2017). Los principales problemas que genera la invasión de la chinita arlequín son: 1) molestia para los seres humanos pues, al momento de hibernar, en mayo-junio aproximadamente, los adultos invaden casas y departamentos en busca de refugio, y tienden a volver a estos mismos sitios todos los años. Pueden a veces ser varios cientos de individuos, los que manchan las paredes y cortinas a través de un

FIGURA 1
Adultos de coccinélidos comunes en Chile central. Los adultos de *Harmonia axyridis*, la chinita arlequín, se distinguen del resto por su gran tamaño, nueve puntos negros en cada élitro y la M en el pronoto, que es su patrón de coloración más común.
IMAGEN: Bernardo Segura.



FIGURA 2
Las larvas son también de gran tamaño y presentan penachos negros y naranjos muy desarrollados en la parte dorsal del cuerpo.
Foto: Bernardo Segura.



líquido amarillo que secretan al ser perturbadas. Eventualmente, pueden producir alergias si se les manipula. 2) Daño indirecto a la agricultura, pues antes de hibernar se alimentan de jugos azucarados de frutos blandos como berries o uvas, muchas veces previamente dañados, pudiendo contaminarlos. 3) Impacto en otros insectos, especialmente especies nativas de chinitas, a quienes depreda y además deja sin alimento (Fig. 3).

En Chile, en 1998, una variedad de alas cortas fue introducida por el INIA La Cruz desde Francia, sin embargo, ella no se estableció. El año 2008, encontramos un individuo en alfalfa de Pirque, Región Metropolitana (Grez *et al.* 2010). El análisis genético de estas poblaciones confirmó que esta variedad es prácticamente idéntica a la invasora aparecida en EE.UU (Lombaert *et al.* 2014) y todo indica que habría entrado al país de manera no intencional. Por

estas razones, inmediatamente luego de detectar a la Chinita arlequín en Chile, comenzamos a seguir su invasión a través una iniciativa de ciencia ciudadana que permitiera conocer sus poblaciones en todo el país. Para ello, el año 2011 generamos una plataforma web (www.chinita-arlequin.uchile.cl), la que ha continuado hasta el día de hoy. En esta página, informamos a la ciudadanía sobre el fenómeno de la Chinita arlequín, y recibimos reportes de quienes observaban a la especie, con algunos detalles de su hallazgo, como coordenadas geográficas, estado de desarrollo, número de individuos y hábitat. Todos los reportes van acompañados de una fotografía que permite confirmar la especie. La página es difundida ampliamente en redes sociales (<https://twitter.com/chinitaarlequin>; <https://www.facebook.com/chinita.arlequin>; <https://www.instagram.com/chinitaarlequin>), de manera de motivar a la ciudadanía a aportarnos con su información.



FIGURA 3
Principales consecuencias de la invasión de *Harmonia axyridis*.

- A. Ingreso masivo a las casas a hibernar;
- B. Daño indirecto a frutos;
- C. Efecto negativo sobre coccinélidos chilenos por depredación intragremio y competencia; acá junto a *Eriopis chilensis*.

FOTOS:
www.chinita-arlequin.uchile.cl
y Bernardo Segura.

Con cerca de 5000 hallazgos confirmados entre 2011 y 2020, detectamos que luego de su llegada a Chile en la zona central, la Chinita arlequín comenzó rápidamente a dispersarse hacia el norte y sur del país, a una tasa estimada de 180 km por año (Grez *et al.* 2016) y hoy alcanza una distribución continua entre Coquimbo y Los Lagos, aunque existen algunos reportes en los extremos del país (Fig. 4). También, esta invasora ha colonizado la isla grande de Chiloé, el año 2016; isla Mocha y Rapa Nui el año 2017; y más recientemente, el año 2019, el archipiélago de Juan Fernández (González *et al.* 2020). En paralelo, el Servicio Agrícola y Ganadero (SAG) nos ha colaborado siguiendo a la Chinita arlequín en su Sistema de Vigilancia Fitosanitaria, que abarca puntos de muestreo y observación en todo el país. Sus registros son muy coincidentes con los registros de la iniciativa de ciencia ciudadana, aunque el SAG la ha observado más frecuentemente

en los valles de Tarapacá, Antofagasta y Atacama, y también asociada a coberturas no urbanas. Tanto la iniciativa de ciencia ciudadana como SAG muestran un aumento exponencial en el número de registros de *H. axyridis* en el tiempo y también un aumento en el área con su presencia, lo que implica que la invasión aún continúa, aunque el área de distribución a lo largo de Chile se mantiene estable. En cuanto a los hábitats que ha colonizado la Chinita arlequín, es particularmente abundante en primavera en cultivos, sin embargo, también se le ha observado muy frecuentemente al interior de los hogares, especialmente en otoño, y también hibernando en hábitats nativos, como bosque esclerófilo o en la base de palmas chilenas. En verano, cuando en los valles de Chile central aumentan las temperaturas y declinan los áfidos, su principal alimento, la hemos detectado en la cordillera, a alturas que son las mayores registradas a nivel mundial, a 3578 m

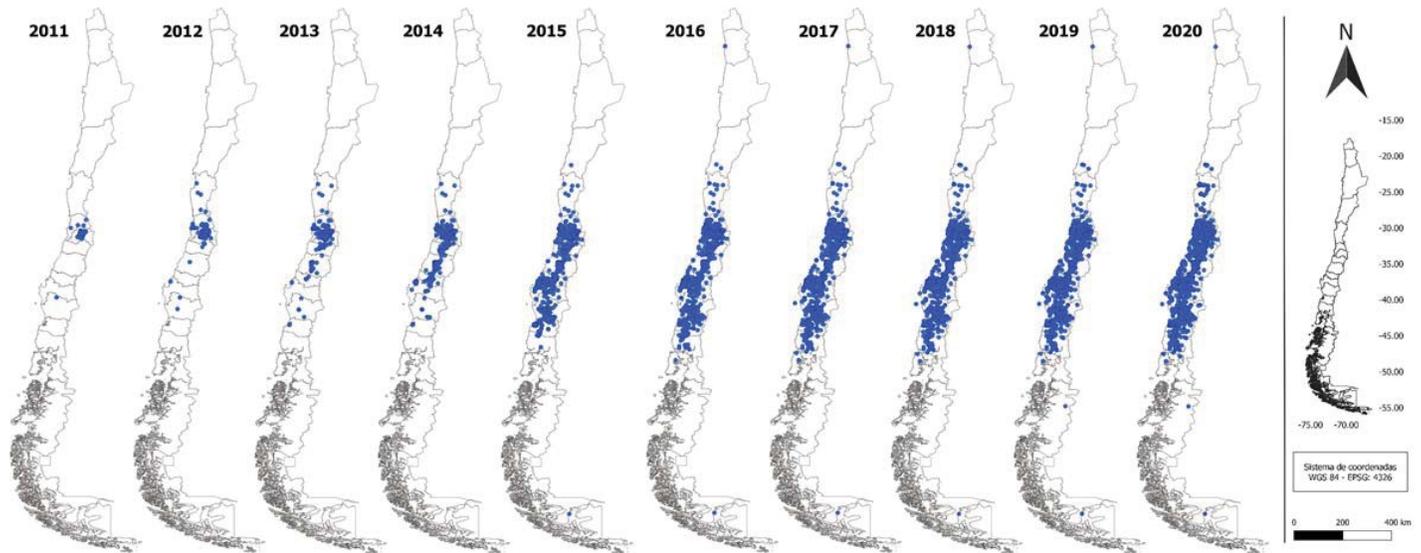


FIGURA 4
Invasión de *Harmonia axyridis* en el país a través de los años. Los mapas se realizaron a partir de registros confirmados enviados por voluntarios a www.chinita-arlequin.uchile.cl.

IMAGEN:
Luna Pino e Ignacio Orellana.

(Grez *et al.* 2017). Es interesante notar que, si bien la chinita arlequín ha sido reportada en frutales y viñas, su frecuencia es baja, por lo que el daño a la agricultura sugerido en la literatura no está ocurriendo en Chile.

Lo más preocupante de la invasión de *H. axyridis* es que efectivamente sus poblaciones han provocado una disminución significativa de la abundancia y, especialmente, de la riqueza de especies de coccinélidos nativos en alfalfa (Grez *et al.* 2016), y, aunque en los últimos dos o tres años la abundancia de la chinita arlequín ha declinado en estos cultivos en la zona central, la riqueza de especies no se ha podido recuperar. Algunos de los mecanismos que explican esta declinación de coccinélidos nativos en alfalfa son las interacciones antagónicas de competencia y depredación intra-gremio entre *H. axyridis* y las especies nativas, las que son asimétricas en favor de la Chinita arlequín (Zaviezo *et al.* 2019), como también se ha observado en otros países del mundo. Estas relaciones antagónicas

podrían repetirse en otras regiones del país, ya que la distribución de la Chinita arlequín se sobrepone con la distribución más frecuente de chinitas nativas y endémicas de Chile (Alaniz *et al.* 2018). Ello es muy preocupante, por lo que se deben tomar medidas para controlar a esta especie invasora, lo cual es difícil en lugares donde ya es muy abundante, pero altamente recomendable donde la invasión es incipiente, como Juan Fernández, archipiélago que se caracteriza por sus altos endemismos.

El control de la Chinita arlequín, sin dañar a otras especies nativas es complejo, pero se han descrito varios métodos que pueden ayudar en su manejo. Entre ellos están las técnicas para prevenir el ingreso a las casas, a través del sellado de ventanas, remoción manual o con trampas, uso de insecticidas o feromonas (Kenis *et al.* 2008). El uso de insecticidas debe ser con mucha precaución, para no provocar problemas en la salud humana o impacto en otras especies no dañinas. Además, se han descrito numerosos enemigos naturales de la chinita arle-

quín, como aves, arañas, mantis religiosas, algunas moscas y la avispa parasitoide *Dinocampus coccinellae* (Hymenoptera: Braconidae), especie cosmopolita. Sin embargo, ninguno de ellos es especialista ni ha demostrado ser eficiente en el control de las poblaciones de la Chinita arlequín (Ceryngier *et al.* 2018). De hecho, nosotras demostramos que *H. axyridis* es mucho menos susceptible al parasitismo por *D. coccinellae* que otras especies de chinitas, posiblemente porque ella tiene numerosos mecanismos de defensa, tanto químicos como conductuales (Romero *et al.* 2020). Encontrar algún método eficiente para su control es aún un desafío y por ello *H. axyridis* sigue invadiendo nuevos territorios.

Como una forma de contribuir a distinguir esta y otras especies de coccinélidos en Chile, este año publicamos la Guía de campo: Chinitas: insectos benéficos para la agricultura, la que se está distribuyendo entre agricultores, colegios y bibliotecas y puede ser descargada libremente desde la página <https://www.kauyeken.cl/>. Para poder seguir conociendo el avance de *H. axyridis* en el país, les solicitamos su apoyo, subiendo sus hallazgos en www.chinita-arlequin.uchile.cl.

Agradecimientos

Este trabajo no habría sido posible sin el apoyo de numerosas personas e instituciones. Gracias por el invaluable trabajo de campo y de laboratorio por parte de nuestra ayudante de investigación, Elizabeth Gazzano y numerosos estudiantes. Gracias a los propietarios de alfalfa de la Región Metropolitana por permitirnos estudiar a los coccinélidos en sus predios. Gracias al Servicio Agrícola y Ganadero por facilitarnos sus registros de Chinita arlequín desde el comienzo de la invasión. Muchas gracias a los miles de voluntarios que han reportado sus hallazgos en www.chinita-arlequin.uchile.cl y a quienes han colaborado en el manejo de esta plataforma, Isabel Cayul, Rodrigo Barahona-Segovia, Jorge Zamorano y Gabriela Simonetti-Grez. Y muchas gracias a Bernardo Segura por sus fotografías. Esta investigación ha sido financiada por los proyectos FONDECYT 1100159, 1140662 y 1180533.

Literatura citada

- Alaniz, A.; A.A. Grez y T. Zaviezo. 2018.** Potential spatial interaction of the invasive species *Harmonia axyridis* (Pallas) with native and endemic coccinellids. *Journal of Applied Entomology* 142: 513-524.
- Camacho-Cervantes, M.; A. Ortega-Iturriaga y E. Del-Val. 2017.** From effective biocontrol agent to successful invader: the harlequin ladybird (*Harmonia axyridis*) as an example of good ideas that could go wrong. *PeerJ*, 5, e3296.
- Ceryngier, P.; O. Nedvěd; A.A. Grez; E.W. Riddick; H.E. Roy; G. San Martín; T. Steenberg; P. Veselý; T. Zaviezo; A. Zúñiga-Reinoso y D. Haelewaters. 2018.** Predators and parasitoids of the harlequin ladybird, *Harmonia axyridis*, in its native range and invaded areas. *Biological Invasions* 20: 1009-1031.
- González, G.; D. Cotoras y A. Grez. 2020.** Annotated list of island lady beetles from Chile (Coleoptera: Coccinellidae). *Zootaxa* 4852 (5): 501-526
- Grez, A.; T. Zaviezo; G. González y S. Rothmann. 2010.** *Harmonia axyridis* in Chile: a new threat. *Ciencia e Investigación Agraria* 37: 145-149.
- Grez, A.A., T. Zaviezo, H. Roy, P. M. J. Brown y G. Bizama. 2016.** Rapid spread of *Harmonia axyridis* in Chile and its effects on local coccinellid biodiversity. *Diversity and Distributions* 22: 982-994
- Grez, A.A.; T. Zaviezo; H.E. Roy; P.M.J. Brown y B. Segura. 2017.** In the shadow of the condor: Invasive *Harmonia axyridis* found at very high altitude in the Chilean Andes. *Insect Conservation and Diversity* 10: 483-487.
- Kenis, M.; H.E. Roy; R. Zindel y M.E. Majerus. 2008.** Current and potential management strategies against *Harmonia axyridis*. *BioControl*, 53(1), 235-252.
- Lombaert, E.; T. Guillemaud; J. Lundgren; R. Koch; B. Facon; A. Grez; A. Loomans; T. Malausa; O. Nedved; E. Rhule; A. Staverlokk; T. Steenberg y A. Estoup. 2014.** Complementarity of statistical treatments to reconstruct worldwide routes of invasion: the case of the Asian ladybird *Harmonia axyridis*. *Molecular Ecology* 23: 5979-5997
- Romero, R.; T. Zaviezo y A.A. Grez. 2020.** The invasive coccinellid *Harmonia axyridis* (Coleoptera:Coccinellidae) is a less suitable host for parasitism than resident species. *International Journal of Agriculture and Natural Resources* 47: 312-323.
- Roy, H.E.; P.M.J. Brown; T. Adriaens; N. Berkvens; I. Borges; S. Clusella-Trullas; P. De Clercq; R. Eschen; A. Estoup; E.W. Evans; B. Facon; M.M. Gardiner; A. Gil; A. Grez; T. Guillemaud; D. Haelewaters; A. Herz; A. Honek; A.G. Howe; C. Hui; W.D. Hutchinson; M. Kenis; R.L. Koch; J. Kulfan; L. Lawson Handley; E. Lombaert; A. Loomans; J. Losey; A.O. Lukashuk; D. Maes; A. Magro; K.M. Murray; G. San Martín; Z. Martinkova; I. Minnaar; O. Nedved; M.J. Orlova-Bienkowskaja; W. Rabitsch; H.P. Ravn; G. Rondoni; S.L. Rorke; S.K. Ryndevich; M-G Saethre; J.J. Sloggett; A.O. Soares; R. Stals; M.C. Tinsley; A. Vandereycken; P. van Wielink; S. Vigišová; P. Zach; T. Zaviezo y Z. Zhao. 2016.** The harlequin ladybird, *Harmonia axyridis*. an inspiration for global collaborations on invasion biology. *Biological Invasions* 18: 997-1044.
- WWF. 2020.** Living Planet Report 2020 Bending the curve of biodiversity loss. Almond, R.E.A; Grooten M. and Petersen, T. (Eds). WWF, Gland, Switzerland.
- Zaviezo, T.; A.O. Soares y A.A. Grez. 2019.** Interspecific exploitative competition between *Harmonia axyridis* and other coccinellids is stronger than intraspecific competition. *Biological Control* 131: 62-68.



Bagrecito (*Trichomycterus areolatus*).
Pez nativo. Río Cruces, comuna
de Lanco (Reg. Los Ríos).
Abril 2021.
Foto: José Gerstle.

Peces dulceacuícolas de Chile:

Pocos, únicos y muy amenazados

por José Gerstle & Patricio Bahamondes

Photosíntesis

Pocos En Chile existen alrededor de 44 especies de peces nativos que habitan los sistemas de aguas continentales (ríos, lagos, lagunas y humedales de agua dulce) y un número similar de especies introducidas o exóticas que se han asilvestrado en estos ecosistemas (Habit *et al.* 2006). Debido al aislamiento geográfico de la zona templada del país (el desierto de Atacama por el norte, la Cordillera de Los Andes por el este, el océano Pacífico por el oeste y la Patagonia con sus fiordos por el sur), la cantidad de peces dulceacuícolas presentes en ella es relativamente baja comparada a áreas tropicales de Sudamérica (Vila *et al.* 1999). No obstante, al igual que otros grupos de especies de baja movilidad, como los micromamíferos, reptiles o anfibios, los peces dulceacuícolas que habitan en Chile poseen un alto grado de endemismo y muchos de ellos se encuentran en categoría de conservación, es decir, están amenazados de extinción.

La gran mayoría de estas especies se distribuye en la zona centro y centro sur del país, siendo las cuencas de los ríos Biobío y San Pedro, las que cuentan con la mayor cantidad de peces nativos (Habit & Victoriano 2012). Para tener una idea, entre las cuencas de los ríos Lluta y Loa hay entre 1 y 3 especies; más al sur, entre las cuencas del Huasco y el río La Ligua hay entre 2 y 7 especies; en la zona central y centro sur, desde el río Aconcagua hasta el río Bueno, hay entre 8 y 25 especies; y en la zona austral, desde el río Yelcho al sur, hay entre 4 y 6 especie nativas (DS N° 16/2020). Si se comparan estos datos con otras zonas de nuestro continente, se puede decir que la cantidad de especies de peces dulceacuícolas nativos de Chile es baja (hay cerca de 5100 especies de peces de agua dulce descritas para Suramérica). Esto de alguna forma, es algo que releva la importancia de protegerlos y desarrollar estrategias que ayuden a su conservación.

Únicos

El nivel de endemismo entre los peces dulceacuícolas nativos del país es muy alto. Del total, 30 especies son endémicas de Chile, lo que corresponde a un nivel de endemismo de 68% aproximadamente. Además, 21 de estas especies endémicas (70% del total) viven en la zona entre el río Maule (en Chile Central) y el río Pascua (en el sur de Patagonia).

El endemismo se refiere a que el rango geográfico de una especie está limitado a un área determinada. Por ejemplo, el **Bagre grande** (*Nematogenys inermis*) se encuentra presente solamente entre el río Maipo y el río Biobío (no existe en otro lugar del mundo) y su género *Nematogenys* ha permanecido aislado, al menos, durante los últimos 7 millones de años desde el Mioceno tardío (Azpelicueta & Rubilar 1998). Además, actualmente esta especie es el único ejemplo de su género y es el único ejemplo de su familia (*Nematogenyidae*) en el planeta. Si se pierde el Bagre grande, el mundo va a perder no solo una especie, perderá un género y una familia entera también.

Muy amenazados

Cada especie identificada tiene asignado un estado de conservación. Existen 7 clases de estado de conservación (en orden de preocupación creciente): LC (Preocupación menor), NT (Casi amenazada), VU (Vulnerable), EN (En peligro), CR (En peligro crítico), EW (Extinta en la naturaleza), EX (Extinta). En conservación, las categorías <VU> o superiores, indican que la especie se encuentra amenazada de extinción. En Chile, el Ministerio del Medio Ambiente (MMA) reporta que el 82% de los peces dulceacuícolas nativos (36 especies) presentan una categoría <Vulnerable> o más (DS N° 16/2020).

El amenazado estado de conservación de la mayoría de los peces dulceacuícolas de Chile, se debe principalmente a la introducción de especies inva-



FIGURA 1
Puye (*Galaxias maculatus*), pez nativo. Río Valdivia, comuna de Valdivia (Reg. Los Ríos). Diciembre 2020.
FOTO: José Gerstle.

soras, la contaminación de los cauces, las destrucción de hábitat y la intervención de los sistemas acuícolas con obras como embalses o desvíos de agua para otros usos productivos como la agricultura o la minería (Shaw 2016). Una de las mayores amenazas para los peces dulceacuícolas en Chile, es la presencia de especies exóticas invasoras, las que suman alrededor de 40. Dentro de ellas, las que tienen un mayor impacto sobre los peces nativos son los salmónidos, responsables en muchas cuencas, de la virtual extinción de algunas especies de peces nativos. Los peces nativos evolucionaron sin la presencia de estos depredadores y han convivido con ellos desde que comenzaron a ser introducidos hace más de 100 años. En este período, muchas de estas especies han pasado a estar al borde de la extinción, aun cuando existe una gran falta de conocimiento sobre su biología y ecología.

(1) ¿Qué hemos hecho (o no hecho) para llegar a la situación actual?

La falta de visión integral, para gestionar las diferentes cuencas a lo largo de nuestro país es probablemente la principal causa de la crisis hídrica que vivimos y la principal deuda que tiene el Estado con los sistemas dulceacuícolas. Lo anterior se acrecienta en un escenario de cambio climático, en donde Chile es reconocido entre los países del mundo que más se verán afectados por esta realidad. La falta de visión integral, que en términos técnicos se refiere a la gestión integrada de cuencas, es algo que además de afectar la disponibilidad de agua para humanos y plantas, afecta a las diferentes especies terrestres y acuáticas que viven en ellas. Y ahí los peces de agua dulce son uno de los grupos más afectados. Las obras de riego, uso de agua para proyectos industriales o desvío de cauces para consumo humano, prácticamente no



FIGURA 2
Puye grande (*Galaxias platei*).
Pez nativo. Lago Yulton
(Reg. Aysén) Enero 2021.
Foto: José Gerstle.

han considerado a las especies de peces dulceacuícolas nativos, como elementos relevantes a la hora de intervenir cuerpos de agua.

A lo anterior se debe sumar la introducción de especies exóticas como los salmónidos, propias del hemisferio norte (poca gente sabe que en Chile no existen salmónidos nativos) que, desde hace más de 100 años, han sido sistemáticamente «sembrados» en diferentes cuerpos de agua a lo largo del país. Estos últimos son peces voraces, que encuentran en nuestros peces nativos el alimento que podrían encontrar en sus ecosistemas de origen. El efecto de las especies invasoras como salmones y truchas sobre los peces nativos ha sido devastador, siendo muy común encontrar los estómagos de

estos depredadores llenos de peces nativos, a veces varias especies diferentes y en abundantes cantidades. La poca consideración científica y de conservación en cómo se regula la pesca recreativa, sumado a las «siembras» de salmónidos en los cursos de agua (para la pesca recreativa), tienen a varias de las especies nativas al borde de la extinción.

Otras amenazas para mencionar son: alteración del hábitat y uso de la cuenca, deforestación de los márgenes del cauce, pesca recreativa (e.g. su uso como carnada y remoción del sustrato por el desplazamiento de los pescadores en el curso de agua), desechos domiciliarios y actividades agropecuarias.



FIGURA 3
Salmónido con peces nativos
en su estómago al momento de
ser capturado. Lago Panguipulli
(Reg. Los Ríos). Diciembre 2019.
Foto: José Gerstle.

FIGURA 4
Salmónido con peces nativos
(Puyes) en su estómago al
momento de ser capturado.
Lago Panguipulli (Reg. Los Ríos).
Noviembre 2018.
Foto: José Gerstle

(2) ¿Cómo podemos revertir la rápida pérdida de biodiversidad en Chile?

En nuestra opinión, una de las posibilidades de frenar la pérdida acelerada de la biodiversidad en los ecosistemas dulceacuícolas, es que el Estado de Chile le dé un carácter urgente a la gestión de los recursos hídricos a escala de cuenca y al control de las especies exóticas, en particular a los salmónidos.

Por una parte, la gestión de los recursos hídricos a escala de cuenca considerando todo el ciclo natural del agua, que en gran medida se desarrolla en la cuenca hidrográfica. Esta gestión debiera considerar las distintas dimensiones de la actividad humana, así como las necesidades de adaptación y mitigación al cambio climático. Mediante un enfoque a escala de cuenca es posible la coordinación para lograr un equilibrio entre los usos del agua, los usuarios y el entorno, a través de la definición de acciones comunes a corto, medio y largo plazo. Esto permitiría mejorar la salud de las cuencas, de la cual depende el medio ambiente y la sociedad.



Por otra parte, los salmónidos son, a lo largo de toda su distribución en Chile, una de las principales amenazas para las especies de peces nativos, principalmente por la relación predador-presa que se establece entre ellos. Lo paradójico es que el reglamento para la pesca recreativa contempla medidas sumamente disímiles con la normativa relacionada. Por una parte, el reglamento de pesca recreativa establece una cuota máxima de captura de salmónidos por pescador y por jornada, también vedas y limitaciones en cuanto a los aparejos y las artes de pesca permitidas, exponiendo a los infractores a estas normas a multas y sanciones (tiene un carácter protector). No obstante, cuando se capturan especies de salmónidos por razones de pesca de investigación, la ley establece que esos ejemplares de salmónidos capturados y otras especies exóticas, deben ser sacrificados y no pueden ser devueltos a los cuerpos de agua con vida. Son normas contradictorias que no indican una línea definida para cómo nos debemos relacionar con especies exóticas invasoras como son los salmónidos, que al final de cuenta, a pesar del inmenso daño que generan al ecosistema, cuentan con una protección mayor que muchas de las muy amenazadas y únicas especies de peces nativos que tenemos en Chile. Esto último, debiese revisarse y rediseñarse con un enfoque mucho más específico y que dé

cuenta de una real coordinación entre los distintos Servicios Públicos pertinentes (e.g SUBPESCA, SER-NAPESCA). Se debería fomentar la captura y retención de salmónidos en la mayoría de las cuencas, para así poder reducir el impacto de estos sobre los peces dulceacuícolas nativos. Junto a lo anterior, se deberían generar excepciones en zonas o cuencas en donde hay comunidades que dependen de actividades de pesca recreativa, teniendo normas y enfoques particulares aplicados a esos lugares, ya que las realidades en términos de biodiversidad, abundancia y estado de las especies nativas varía bastante de lugar en lugar (entre cuencas).

Por último, es muy relevante aumentar los recursos y esfuerzos, humanos y económicos, para una fiscalización efectiva y real en terreno a la conservación de peces nativos. De esta forma se pueden diseñar y aplicar planes de manejo estratégicos, basados en la condiciones socio ambientales de las diferentes cuencas, con investigación y ciencia que permita saber el estado de las diferentes poblaciones de peces nativos, y en función de esto, tomar las medidas óptimas para desarrollar acciones que ayuden a su conservación y protección.

Literatura citada

- Azpelicueta M. & A. Rubilar. 1998.** A Miocene nematogenys (Teleostei: Siluriformes: Nematogenyidae) from south-central Chile. *Journal of Vertebrate Paleontology*. 18 (3): 475-483.
- Decreto Supremo N°16/2020.** Chile. Aprueba y oficializa clasificación de especies según estado de conservación, décimo sexto proceso. Ministerio del Medio Ambiente. Santiago, Chile. Diario Oficial, 03 de agosto 2020.
- Habit E, B. Dyer & I. Vila. 2006.** Current State of Knowledge of Freshwater Fishes of Chile. *Gayana* 70:100-113. <https://doi.org/10.4067/S0717-65382006000100016>
- Habit E, & P. Victoriano. 2012.** Composición, origen y valor de conservación de la ictiofauna del Río San Pedro (cuenca del Río Valdivia, Chile). *Gayana* 76:10-23. <https://doi.org/10.4067/S0717-65382012000100002>
- Shaw L. 2016.** Conservación de Peces y su Desplazamiento a través de una Cuenca. Ministerio de Energía
- Vila I, Fuentes L, & M. Contreras. 1999.** Peces límnicos de Chile. *Boletín del Mus Nac Hist Nat Chile* 48:61-75



Ranita de Darwin
(*Rhinoderma darwini*),
Parque Nacional Queculat
(Reg. Aysén), 2010.
FOTO: Archivo ONG
Ranita de Darwin

Las ranitas de Darwin:

Un emblema para la conservación de los bosques templados del sur de Sudamérica

por Andrés Valenzuela-Sánchez

ONG Ranita de Darwin & Instituto de Conservación, Biodiversidad y Territorio, Universidad Austral de Chile.

La Ranita de Darwin del Norte o Sapito vaquero (*Rhinoderma rufum*) y la Ranita de Darwin del Sur (*R. darwinii*) son las únicas especies conocidas en el mundo donde el macho cría a los renacuajos dentro de su saco vocal, un tipo de cuidado parental único dentro de las casi 8.000 especies de anfibios que conocemos actualmente. La distribución histórica de *R. rufum* se extiende casi exclusivamente a lo largo de la cordillera de la Costa de Chile, desde Zapallar (Región de Valparaíso) hasta Ramadillas (Región del Biobío) (Soto-Azat *et al.* 2013^a). Por otra parte, la distribución histórica de *R. darwinii* en Chile abarca un área que va desde la Cordillera de la Costa a la Cordillera de los Andes desde Concepción (Región del Biobío) hasta las cercanías de Puerto Aysén (Región de Aysén), incluyendo una zona de la Cordillera de los Andes de Argentina, en las provincias de Neuquén y Río Negro (Soto-Azat *et al.* 2013^a). Lamentablemente, *R. rufum* no ha sido observada des-

de 1981 y en la actualidad está categorizada como En Peligro Crítico de extinción por la Lista Roja de Especies Amenazadas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) y por el Reglamento de Clasificación de Especies de Chile (RCE). Diversas poblaciones históricas de *R. darwinii* han desaparecido durante los últimos 40 años, sin embargo, desde el año 2000 existen registros de la persistencia de al menos 66 poblaciones locales de esta especie en Chile y Argentina. Estas poblaciones son generalmente pequeñas (<100 individuos) y en su mayoría se encuentran altamente aisladas (Valenzuela-Sánchez *et al.* 2021). *Rhinoderma darwinii* se encuentra categorizada como En Peligro tanto por la Lista Roja de la UICN como por el RCE. Curiosamente, la ranita de Darwin ha formado parte del imaginario cultural de pueblos que habitaron y habitan este territorio desde hace más de mil años, por ejemplo, estando presente en vasijas elaboradas por el complejo Pitrén (Pérez *et al.* 2018).

Ranita de Darwin
(*Rhinoderma darwinii*),
Inio, Parque Tantauco
(Reg. Los Lagos),
07 de enero 2010
FOTO: Archivo ONG
Ranita de Darwin





Ranita de Darwin
(*Rhinoderma darwini*),
Monumento Natural Contulmo
(Reg. Araucanía),
22 de septiembre 2015.
FOTO: Archivo ONG
Ranita de Darwin

Charles Darwin y la ranita de Darwin del sur

En la primera mitad del siglo XIX, Charles Darwin, quien aún no había concebido sus famosos tratados sobre la teoría de la evolución mediante selección natural, viajó por mares y tierras chilenas desempeñando el cargo de naturalista y geólogo de la expedición del capitán inglés Robert Fitz Roy. Durante esta travesía, en el archipiélago de Chiloé, específicamente en la Isla de Lemuy, Charles Darwin recolectó una pequeña pero singular criatura, de la cual registró la siguiente observación:

«Tiene el iris de color óxido. La pupila negra. Ojos pequeños. Apariencia muy bonita y curiosa. Nariz finamente punteada. Salta como una rana. Habita densos y oscuros bosques. Isla de Lemuy».

Durante los mismos años en Francia, los científicos André Marie Constant Duméril y Gabriel Bibrón preparaban su obra magna, «Erpétologie Générale», la cual recogía el conocimiento herpetológico que el mundo atesoraba hasta la época. Estando en sus laboratorios, estos zoólogos recibieron la singular criatura capturada por Charles Darwin desde el fin austral del mundo, y en su honor la bautizaron como *Rhinoderma darwini* en 1841.

Una de las primeras cualidades de *R. darwini* que llamó la atención de los naturalistas fue su particular forma de reproducción. Don Claudio Gay describe que las hembras son vivíparas, lo que significa que la metamorfosis se lleva a cabo al interior de estas, pariendo entonces ranitas maduras.



Ranita de Darwin
(*Rhinoderma darwini*),
macho preñado,
Neltume, Reserva
Biológica Huilo Huilo
(Reg. Los Ríos), 2020
FOTO: Archivo ONG
Ranita de Darwin

Sin embargo, en 1872, Marcos Jiménez de la Espada, importante zoólogo español, da cuenta finalmente de la realidad de la situación. Gracias a ejemplares entregados por Rodolfo Amando Philippi, Jiménez de la Espada descubre que realmente son los machos, que, en su saco vocal distendido, crían a los renacuajos hasta que se convierten en ranitas.

Rhinoderma darwini es una especie diurna y especializada de bosque, habitante de los bosques templados del sur de Sudamérica (Azat *et al.* 2021). La abundancia de la especie se asocia positivamente con la complejidad estructural del bosque, siendo esta mayor en bosque nativos maduros (Valenzuela-Sánchez *et al.* 2019). Esta es una especie de cuerpo pequeño

donde los adultos miden alrededor de tres centímetros de longitud (Valenzuela-Sánchez *et al.* 2015). A diferencia de otros anfibios, *R. darwini* no depende de cuerpos de agua –ríos, riachuelos, pozas o lagos– para completar su ciclo de vida, pero sí de una alta humedad ambiental (Valenzuela-Sánchez *et al.* 2019).

Las dos ranitas de Darwin

Sesenta y un años después de la descripción de la *R. darwini*, el Dr. Rodolfo Amando Philippi, alemán radicado en Chile y quien fuera muchos años director del Museo Nacional de Historia Natural (Chile), publica a la avanzada edad de 94 años su libro titulado «Suplemento a los Batraquios chilenos descritos en la Historia Física i Política de Chile de don Claudio Gay». En este libro Philippi describe una nueva especie desde un ejemplar colectado en las cercanías del Lago Vichuquén (Región del Maule), la que bautizó como *Heminectes rufus*. La existencia de *H. rufus* fue descartada por las generaciones venideras. Por ejemplo, José Miguel Ceí y Roberto Donoso-Barros, el primero italo-argentino y el segundo chileno, autores de los dos libros más importantes que viera la herpetología de Chile durante el siglo pasado, consideran la especie de Philippi como sinónima de *R. darwini*. En el año 1975, Ramón Formas y colaboradores proponen que *H. rufus* correspondería a una especie sinónima de una segunda integrante del género *Rhinoderma*, el sapito vaquero o ranita de Darwin del norte, *R. rufum* (Formas *et al.* 1975). Lamentablemente, *R. rufum* desapareció súbitamente poco después de que fuera reconocida como especie. Hasta el día de hoy, aún existe controversia entre algunos científicos sobre la validez taxonómica de *R. rufum*, algunos sostienen que se trataría de la misma especie que *R. darwini*. De ser esto cierto, la situación es igualmente preocupante, la ranita de Darwin (sea la especie que sea) que habita entre Concepción y Zapallar sigue sin ser reencontrada.

Conservación de las ranitas de Darwin

Las principales amenazas para ambas especies de *Rhinoderma* son la pérdida y degradación del bosque nativo, el cambio climático, y una enfermedad fúngica conocida como quitridiomycosis de los anfibios (Azat *et al.* 2021).

Pérdida y degradación del bosque nativo

Rhinoderma rufum se encuentra principalmente asociada al bosque decíduo Maulino, que se extiende en la Cordillera de la Costa de Chile entre el río Mataquito (35° S) y el río Biobío (37° S; Smith-Ramírez 2004). El área cubierta por este tipo de bosque templado disminuyó su extensión desde la colonización española (Armesto *et al.* 2010), continuando su disminución hasta las últimas décadas. Por ejemplo, Echeverría *et al.* (2006) estudiaron la pérdida de bosque Maulino entre 1975 y 2000 en un área de 578.164 hectáreas entre el río Maule (35°S) y Cobquecura (36°S). Entre estos años el porcentaje del área de estudio cubierta por bosque nativo se redujo de un 21% a un 7%, mientras que el porcentaje del área cubierta por plantaciones forestales de especies exóticas aumentó de un 5% a un 36%. Paralelamente, en el área donde se ubica el bosque Maulino existe una baja representación de áreas silvestres protegidas (Smith-Ramírez 2004). La situación es similar para el área comprendida entre el río Mataquito y el límite norte de la distribución de la especie, donde desde la colonización española el bosque nativo ha sido extensamente reemplazado por otros usos del suelo (Smith-Ramírez 2004; Armesto *et al.* 2010).

Para el caso de *R. darwini*, la situación de pérdida de hábitat es similar; sin embargo, aún existen extensas áreas de bosque nativo tanto en la Cordillera de los Andes como en el centro-sur de Chiloé, muchas resguardadas bajo la figura de áreas silvestres protegidas públicas y privadas. El bosque templado al sur de Concepción permaneció relativamente inalterado por la actividad humana hasta la coloniza-

ción de la Araucanía en el siglo XIX, aunque existen registros de polen de la zona de la Araucanía y crónicas de los primeros españoles que llegaron a esta región que sugieren que extensas zonas podrían haber estado ya deforestadas debido a su uso como campos agrícolas, especialmente a lo largo de las principales cuencas fluviales (Armesto *et al.* 2010). La colonización del sur de Chile incentivó la quema de miles de hectáreas de bosque nativo, principalmente en los valles centrales para la habilitación de terrenos con fines agrícolas (Armesto *et al.* 2010). Desde la segunda mitad del siglo XIX y hasta la primera mitad del XX se produjo paralelamente la tala selectiva de millones de hectáreas de árboles de alto valor comercial (e.g. raulí, alerce, ciprés de la cordillera y de las Guaitecas, roble) en los valles y zonas cordilleranas (Armesto *et al.* 2010). Paralelamente, se continuó con la quema de extensas porciones de bosque nativo para poder acceder a estas especies arbóreas de alto valor comercial. La Ley Forestal de 1931 acrecentó la gravedad de esta situación, legalizando la tala selectiva incluso en Parques Nacionales, lo que resultó en la extensiva degradación del bosque templado austral en Chile (Armesto *et al.* 2010). La quema del bosque y la tala selectiva no sólo se extendieron hasta Chiloé, sino que también llegaron hasta la región de Aysén hacia mediados del siglo XX (Armesto *et al.* 2010).

A trece años de la promulgación de la Ley de Recuperación del Bosque Nativo y Fomento Forestal (N° 20.283) —la cual es, sin lugar a duda, un importante avance en la protección del bosque nativo de Chile—, la aplicación de esta ley no ha rendido los frutos esperados (Romero & Soler 2018). Por ejemplo, según Romero & Soler (2018) la tala de bosque nativo y reemplazo por plantaciones forestales exóticas aún sigue ocurriendo como consecuencia de ciertos resquicios legales, falta de fiscalización y vaguedad en la normativa. Además, uno de los componentes centrales de esta ley ha resultado ser

Ranita de Darwin
(*Rhinoderma darwini*),
Monumento Natural Contulmo
(Reg. Araucanía),
28 de septiembre 2015.
Foto: Archivo ONG
Ranita de Darwin



altamente ineficiente: la promoción de prácticas para el manejo sustentable del bosque nativo. Esto se evidencia por el hecho de que, entre los años 2009 y 2017, el Fondo de Conservación y Manejo Sustentable del Bosque Nativo, el cual provee de bonificaciones a pequeños y grandes propietarios que realicen prácticas de conservación, recuperación y manejo sustentable del bosque nativo, utilizó en promedio solo el 11,7% de los montos anuales disponibles para estos incentivos (Romero & Soler 2018). Por ende, el incremento del bosque nativo con manejo sustentable ha sido marginal (por ejemplo, entre 2009 y 2012 la superficie de bosque nativo con manejo subió tan solo del 0,13 al 0,25%). El bajo porcentaje de utilización de este fondo se explica por un bajo interés de los propietarios en

postular a este incentivo, y a una alta tasa de deserción cuando han postulado y se han efectivamente adjudicado un proyecto (Romero & Soler 2018). El bajo interés en el fondo se debe a que, a diferencia del subsidio entregado mediante el Decreto de Ley 701 para fomentar plantaciones forestales, este subsidio es completamente insuficiente para cubrir los costos asociados al manejo sustentable y existe una falta de financiamiento para la asistencia técnica a los propietarios. No menos importante, el subsidio se paga al finalizar las actividades de manejo, significando que los propietarios tienen que buscar la forma de financiar ellos mismos las actividades, lo que no es una tarea simple para pequeños propietarios (Romero & Soler 2018).



Ranita de Darwin
(*Rhinoderma darwini*),
Contulmo (Reg. Araucanía), 2018.
FOTO: Archivo ONG
Ranita de Darwin

Quitridiomycosis

La quitridiomycosis de los anfibios es considerada la peor enfermedad infecciosa hasta ahora registrada en vertebrados, tanto en términos del número de especies afectadas (alrededor de 500 especies de anfibios) como de su capacidad para producir extinción, siendo asociada con la presunta extinción de 90 especies de anfibios a nivel mundial (Scheele *et al.* 2019). Datos de ejemplares de museo indican que la primeras infecciones con el hongo quítrido aparecieron en ambas especies de *Rhinoderma* en Chile durante la década de 1970, coincidente con

la enigmática desaparición de *R. rufum* (Soto-Azat *et al.* 2013^b). El linaje o variedad del hongo quítrido presente en Chile es genéticamente muy similar a aislados presentes en Europa y diversas partes del mundo (Valenzuela-Sánchez *et al.* 2018); el análisis genómico sugiere que la aparición de este linaje ocurrió en el este de Asia durante el siglo xx, y que luego ha dispersado a diferentes partes del mundo asistido por el comercio global de anfibios para uso en laboratorio, como mascotas o como comida (O'Hanlon *et al.* 2018).

El monitoreo a largo plazo de poblaciones de *R. darwinii* llevado a cabo por ONG Ranita de Darwin desde 2014 (www.ranitadedarwin.org/monitoreo) ha permitido evidenciar que los individuos de esta especie infectados con el hongo tienen una mortalidad cercana al 100% (Valenzuela-Sánchez *et al.* 2017). Algunas poblaciones de *R. darwinii* tienen la capacidad de contrarrestar la alta mortalidad producida por la quitridiomycosis mediante un aumento en la tasa reproductiva de los machos, lo que llevaría a que un mayor número de juveniles y adultos se integren a la población cada año (Valenzuela-Sánchez *et al.* 2021). Sin embargo, al parecer no todas las poblaciones de esta especie tendrían esta capacidad; las poblaciones que no son capaces de contrarrestar los efectos negativos de la quitridiomycosis podrían extinguirse a causa de esta enfermedad (Valenzuela-Sánchez *et al.* 2017, 2021).

Estrategia Binacional Conservación de las Ranitas de Darwin

En 2018 se realizó el lanzamiento de la «Estrategia Binacional Conservación de las Ranitas de Darwin» (Azat *et al.* 2021; el libro de la estrategia se puede descargar en: www.estrategiarhinoderma.org). La planificación estratégica allí contenida se encuentra sintetizada en 38 acciones, agrupadas en 12 objetivos y 3 metas, que buscan al 2028: 1) generar y sintetizar información clave sobre la biología, manejo y estado de las poblaciones de *Rhinoderma*, 2) reducir las principales amenazas para estas

especies de forma de facilitar la auto-sustentabilidad de sus poblaciones, y 3) proveer el soporte financiero, legal y de la sociedad en general a las distintas acciones. Esta iniciativa ha permitido la creación y fortalecimiento de una red de colaboración de actores relevantes para la implementación de acciones de conservación enfocadas en *Rhinoderma*. Por ejemplo, ONG Ranita de Darwin está colaborando con diversos individuos y organizaciones en la conservación de *R. darwinii* y otros anfibios en tierras privadas en el sur de Chile utilizando acuerdos voluntarios de conservación y figuras legales tales como el Derecho Real de Conservación (www.ranitadedarwin.org/conservaciondetierras).

Conclusiones

Las ranitas de Darwin son un emblema de la conservación de los bosques nativos del sur de Sudamérica. Lamentablemente, estas especies, únicas en el mundo por su particular estrategia reproductiva, se encuentran bajo un alto riesgo de extinción. Esto resalta la urgente necesidad de fortalecer las leyes y políticas públicas, así como también las iniciativas privadas, que tengan como finalidad la protección de nuestra biodiversidad y ecosistemas, especialmente considerando el profundo cambio global antropogénico que atraviesa nuestro planeta. Una nueva constitución ecológica puede significar el escenario ideal para alcanzar este objetivo en Chile.

Literatura citada

- Armesto JJ, Manuschevich D, Mora A, Smith-Ramirez C, Rozzi R, Abarzúa AM, Marquet PA. 2010.** From the Holocene to the Anthropocene: A historical framework for land cover change in southwestern South America in the past 15,000 years. *Land use policy* 27: 148–160.
- Azat C, Valenzuela-Sánchez A, Delgado S, Cunningham AA, Alvarado-Rybak M, Bourke J, ... & Ariadne A. 2021.** A flagship for Austral temperate forest conservation: an action plan for Darwin's frogs brings key stakeholders together. *Oryx* 55: 356–363.
- Echeverría C, Coomes D, Salas J, Rey-Benayas JM, Lara A, Newton A. 2006.** Rapid deforestation and fragmentation of Chilean Temperate Forests. *Biological Conservation* 130: 481–494.
- Formas R, Pugín E, Jorquera B. 1975.** La identidad del batracio chileno *Heminectes rufus* Philippi, 1902. *Physis, Section C* 89: 147–157.
- Molina-Burgos BE, Valenzuela-Sánchez A, Alvarado-Rybak M, Klarian S, Soto-Azat C. 2018.** Trophic ecology of the endangered Darwin's frog inferred by stable isotopes. *Endangered Species Research* 36: 269–278.
- O'hanlon SJ, Rieux A, Farrer RA, Rosa GM, Waldman B, Bataille A, ... Fisher MC. 2018.** Recent Asian origin of chytrid fungi causing global amphibian declines. *Science* 360: 621–627.
- Pérez AE, Schuster V, Jofré DP. 2018.** Amphibiomorphic modeled and painted pottery from argentine patagonia and Central-Southern Chile. Functional interpretation and identification of species based on mimetic and aposematic traits. *Open Archaeology* 4: 394–405.
- Romero J, Soler M. 2018.** Ley de Bosque Nativo, a diez años de su promulgación. *Bosque Nativo*, 62: 19–28.
- Scheele BC, Pasmans F, Skerratt LF, Berger L, Martel AN, Beukema W, ... Canessa S. 2019.** Amphibian fungal panzootic causes catastrophic and ongoing loss of biodiversity. *Science* 363: 1459–1463.
- Smith-Ramírez C. 2004.** The Chilean coastal range: a vanishing center of biodiversity and endemism in South American temperate rainforests. *Biodiversity and Conservation* 13: 373–393.
- Soto-Azat C, Valenzuela-Sánchez A, Clarke BT, Busse K, Ortiz JC, Barrientos C, Cunningham AA. 2013^b.** Is Chytridiomycosis Driving Darwin's Frogs to Extinction? *PLoS ONE* 8: e79862.
- Soto-Azat C, Valenzuela-Sánchez A, Collen B, Rowcliffe JM, Veloso A, Cunningham AA. 2013^a.** The population decline and extinction of Darwin's frogs. *PLoS ONE* 8: e66957.
- Valenzuela-Sánchez A, Azat C, Cunningham AA, Delgado S, Bacigalupe LD, Bertrand J, Serrano JM, Sentenac H, Haddow N, Toledo V, Schmidt BR, Cayuela H. 2021.** Interpopulation differences in male reproductive effort drive the population dynamics of a host exposed to an emerging fungal pathogen. *Journal of Animal Ecology*. doi: 10.1111/1365-2656.13603
- Valenzuela-Sánchez A, Cunningham AA & Soto-Azat. 2015.** Geographic body size variation in ectotherms: effects of seasonality on an anuran from the southern temperate forest. *Frontiers in Zoology* 12: 37.
- Valenzuela-Sánchez A, O'Hanlon S, Alvarado-Rybak M, Uribe-Rivera DE, Cunningham AA, Fisher MC, Soto-Azat C. 2018.** Genomic epidemiology of the emerging pathogen *Batrachochytrium dendrobatidis* from native and invasive amphibian species in Chile. *Transboundary and Emerging Diseases* 65: 309–314.
- Valenzuela-Sánchez A, Schmidt BR, Pérez C, Altamirano T, Toledo V, Pérez Í, Teillier S, Cunningham AA, Soto-Azat C. 2019.** Assessing habitat quality when forest attributes have opposing effects on abundance and detectability: a case study on Darwin's frogs. *Forest Ecology and Management* 432: 942–948.
- Valenzuela-Sánchez A, Schmidt BR, Uribe-Rivera DE, Costas F, Cunningham AA, Soto-Azat C. 2017.** Cryptic disease-induced mortality may cause host extinction in an apparently stable host–parasite system. *Proceedings of the Royal Society B* 284: 20171176.



Rana africana (*Xenopus laevis*)
adulto. Sector el Guanaco, Teno
(Reg. Maule). Enero de 2021.
foto: Gabriel Lobos.

A 50 años de la invasión de la Rana africana en Chile:

Lecciones en un escenario de crisis ambiental

por Gabriel Lobos Villalobos

Centro de Gestión Ambiental, Facultad de Ciencias Veterinarias y Pecuarias, Universidad de Chile

La Rana africana (*Xenopus laevis*) es y ha sido una especie importante en el ámbito del conocimiento científico. En efecto, a partir de la década de los años treinta y hasta 1970, se utilizaron estas ranas como parte de una prueba de diagnóstico de embarazo humano, pues la presencia de prostaglandinas específicas del embrión (hormona hCG), desencadenaba la ovulación de hembras de ranas inoculadas con orina de una mujer embarazada (prueba de Galli Mainini). Esta especie actualmente es uno de los vertebrados más ampliamente utilizados en los laboratorios junto al **Ratón doméstico** (*Mus musculus*) y a la **Gallina doméstica** (*Gallus domesticus*) (Cannatella & Sá 1993).

La Rana africana se distribuye en gran parte de África subsahariana, extendiéndose desde Sudáfrica a Zaire y desde Camerún hasta Uganda, presentando varias subespecies (Kobel *et al.* 1996). A nivel global ha invadido EE. UU. (Krysko *et al.* 2011), Gales del Sur en el Reino Unido (Measey 2001), Francia (Fouquet & Measey 2006), Italia (Lillo *et al.* 2011), Portugal (Rebelo *et al.* 2010), Japón (Kokuryo 2009), China (Wang *et al.* 2019) y Chile (Lobos & Jaksic 2005). Modelamientos ecológicos a escala global, predi-

cen que esta especie continuará expandiéndose, en especial en climas mediterráneos (Measey *et al.* 2012). Actualmente, uno de los mayores riesgos con *Xenopus*, es su promoción como mascota, lo que facilitarían su dispersión a nivel global (Measey 2017).

Antecedentes históricos de la invasión en Chile

Los antecedentes respecto a la introducción de *Xenopus* en el país son imprecisos, situándola en la década de los años setenta (Hermosilla 1994), más específicamente, se ha señalado que estas ranas habrían sido liberadas en la laguna Carén (Región Metropolitana) en 1973 (Jaksic 1998). En este contexto, Rodolfo Gajardo (profesor de la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad de Chile), me comentó que en los años setenta en la laguna Carén hubo un cultivo de ranas africanas, las que eran utilizadas en la Facultad de Medicina de la Universidad de Chile. Una intensa tormenta invernal habría generado el escape de los animales. Al igual que en la mayoría de las invasiones biológicas, la situación de *Xenopus* se mantuvo silente por décadas, hasta que en 1987 (Glade 1988), los especialistas en anfibios del país, reunidos en el marco de un simposio de los estados de conservación de la flora y fauna, alertaron

FIGURA 1
A. Escenarios de la invasión de Rana africana (*Xenopus laevis*) en Chile, para 1970 (Jaksic, 1988), 1980 (Glade, 1988), 2000 (Lobos y Jaksic 2005) y 2020 (Mora *et al.* 2019).
B. Invasión actual de Rana africana (*Xenopus laevis*) y escenario proyectado (área sustentable) por modelamientos de nicho ecológico (Lobos *et al.* 2013).

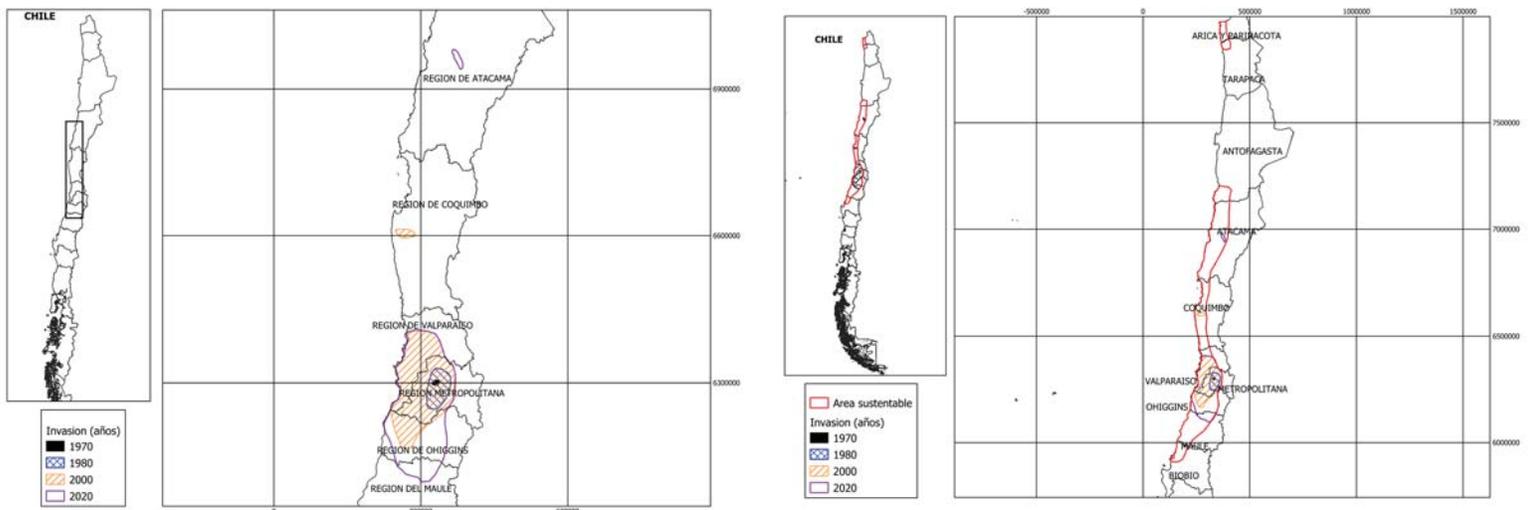


FIGURA 2
Rana africana (*Xenopus laevis*)
 larva. Sector el Guanaco, Teno
 (Reg. del Maule). Enero de 2021.
 FOTO: Gabriel Lobos.



sobre la presencia de esta especie invasora en los alrededores de la ciudad de Santiago. Ya para el año 2000, la expansión era continua entre la cuenca del río Aconcagua (Región de Valparaíso) hasta el Rincón de Yaquil (Región de O'Higgins), más un foco aislado en el río Limarí, Región de Coquimbo (Lobos & Jaksic 2005). Más recientemente, se ha reportado su presencia en la Región del Maule y otro foco aislado en el Río Copiapó, Región de Atacama (Mora et al. 2019). Sin embargo, la especie seguirá expandiéndose, pues de acuerdo a un modelamiento de nicho ecológico, *Xenopus* solo ha ocupado un 12% del área potencial en el país (Lobos et al. 2013) (Fig. 1).

En Chile, *Xenopus* se reproduce en primavera-verano. En relación a sus larvas, en un tranque de la zona central se estimó hasta 80 individuos/m². Las hembras pueden pesar hasta 110 gramos y los machos 60 (Lobos 2020). La Rana africana puede alcanzar grandes tamaños poblacionales, así por ejemplo en el tranque Rinconada de Maipú (7,9 hectáreas) se estimó 19.824 individuos (rango entre 14.649 –

27.583) (Lobos & Measey 2002). Posteriormente, este tranque se secó, generando un evento masivo de migración terrestre hacia canales de regadíos cercanos, mecanismo de diseminación que posteriormente ha sido señalado en otras áreas del país.

Predador y presa

Conocer el rol trófico de una especie invasora, ha sido una temática central en el entendimiento de sus potenciales impactos. En el caso de la Rana africana, tanto en Chile como en las otras áreas invadidas, se ha demostrado que se alimenta fundamentalmente de invertebrados acuáticos (Lobos et al. 1999). Sin embargo, en las áreas que invade logra alcanzar grandes densidades, y con ello podría afectar a las comunidades de peces y anfibios nativos por competencia sobre los recursos tróficos. Por otra parte, hay situaciones que ponen en riesgo a las comunidades acuáticas, como son los periodos de estiaje o sequías. En este contexto, en diciembre de 2003, en una visita a la desembocadura del Río Maipo, se observó una poza (4,5 m de largo



FIGURA 3
Rana africana (*Xenopus laevis*)
 regurgitando un individuo
 de Pocha (*Cheirodon pisciculus*).
 Desembocadura del Río Maipo
 (Reg. Valparaíso).
 Diciembre de 2003.
 FOTO: Gabriel Lobos.

x 2,78 ancho, 0,43 de profundidad) con presencia de un cardumen de **Pocha** (*Cheirodon pisciculus*), pez nativo clasificado como Vulnerable. En este sitio colectamos 10 ranas africanas, cuatro de ellas adultas, registrándose un total de 12 pochas en sus estómagos (Fig. 3). En otra poza en desecación (misma época), pero en el humedal del Yali, capturamos dos ranas adultas, cada una presentaba en su estómago un juvenil de **Lisa** (*Mugil cephalus*).

En relación a predadores de esta rana en Chile, se ha reportado a diversas especies de aves. Lobos & Jaksic (2005) señalaron al Huairavo, Gaviota dominicana y al Pequén. Estudios posteriores han señalado a la Garza cuca (Catchpole et al. 2019), Garza grande (del Valle, 2020) y al Peuco (del Valle & Ramírez-Álvarez 2020). Si bien las aves juegan un importante rol en el control de este anfibio invasor, es necesario tener en cuenta la alta capacidad reproductiva de esta especie, la que puede alcanzar hasta 17.000 huevos en hembras de talla grande.

Interacciones bióticas

A nivel de interacciones bióticas, se han planteado dos hipótesis. Por una parte, se menciona la hipótesis de la resistencia de la diversidad (Kennedy et al. 2002), la que sostiene que ambientes con comunidades diversas (alta naturalidad) resisten mejor las invasiones que ambientes desestructurados (las especies nativas actúan como especialistas en sus ambientes y los invasores son considerados como generalistas). Por otra parte, está la hipótesis del «invasional meltdown» (facilitación entre invasores) sugerida por Simberloff & von Holle (1999), quienes sostienen que las especies invasoras pueden establecer interacciones positivas favoreciendo su establecimiento. En este contexto, recientemente Lobos (2020) indicó el colapso de una población de Rana africana luego de 20 años, hipotetizando que la invasión del sitio por **Gambusia** (*Gambusia holbrooki*) tuvo un rol en ello, demostrando la presencia de altas tasas de predación sobre larvas de *Xenopus* por este pez invasor, lo que resultó en una interacción negativa para *Xenopus*. En este mismo contexto, otro estudio abordó el impacto de peces invasores sobre larvas de anuros mediterráneos de Chile, donde el **Chanchito** (*Australoheros facetus*) mostró un alto potencial predador de larvas y *Gambusia* fue altamente eficiente en preñar huevos de anuros. Sin embargo la *Gambusia* también afecta a los anfibios nativos (Alzamora y Lobos 2021).

Una forma de interacción positiva entre especies invasoras, se ha establecido en la transmisión de enfermedades emergentes por parte de la Rana africana. En este contexto, uno de los agentes que más ha concentrado la atención es el hongo *Batrachochytrium dendrobatidis*, el que genera una hiperplasia de la epidermis, afectando la osmoregulación del animal y su posterior muerte. A la enfermedad anterior, se suma la ranaviriosis producida por un Ranavirus, el que causa hemorragias, necrosis celular y eventos de mortalidad masiva de anfibios.

Ambos patógenos han sido responsabilizados de procesos de declinación en diversos puntos del planeta. Recientemente se han aislado en Chile y se han asociado a *Xenopus*, especie que actuaría como vector de estas enfermedades (para más información consultar a Soto-Azat *et al.* 2016).

Lecciones y aprendizajes luego de 50 años

Una primera reflexión sobre la invasión de la Rana africana en Chile, es respecto a lo complejo que son los procesos de establecimiento de especies exóticas, y lo fácil que resulta hablar de control y erradicación. A la fecha, prácticamente no existen experiencias exitosas en este sentido en ninguna parte (salvo pequeñas lagunas que pueden ser secadas en un 100%). Por otra parte, Chile presenta una diversidad de anfibios y peces de aguas continentales muy valiosa, rica en endemismos, géneros ancestrales y especies altamente amenazadas, por lo que la presencia de invasores biológicos representa una amenaza más para sus poblaciones.

La historia de la invasión de *Xenopus*, muestra un patrón común con otras invasiones, en cuanto a que por muchos años estos procesos se mantienen silentes, hasta que de pronto se generan grandes explosiones demográficas, difíciles de controlar. En el caso de Chile, se estimaron tasas de expansión de 4,4 a 5,4 km/año (Lobos & Jaksic 2005); sin embargo, la traslocación intencional de individuos puede acelerar la dispersión, como fue lo observado con las poblaciones establecidas en los ríos Limarí y Copiapó. Al menos en el río Limarí, el haplotipo invasor es el mismo que domina en Chile central (Lobos *et al.* 2014). En relación a la expansión de la Rana africana, el escenario futuro es complejo, pues debería continuar su expansión, no descartándose potenciales invasiones en otros países del cono sur (Lobos *et al.* 2013).

Si bien muchas veces nos preocupamos más por el rol de depredador de una especie invasora, la invasión de *Xenopus* permite deducir que especies que alcanzan grandes tamaños poblacionales, pueden ejercer fuertes presiones sobre los recursos tróficos del ecosistema (competencia), además de la transmisión de enfermedades, que en el caso de anfibios han sido señaladas como responsables de declinaciones globales. En este contexto, la expansión de la Rana africana, podría generar un fuerte impacto en la propagación de estas enfermedades en los ecosistemas acuáticos del país.

Bueno y si de lecciones se trata, quisiera recordar que cada cierto tiempo reaparece el interés por ingresar al país a la **Rana toro** (*Litobates castesbeianus*), para el establecimiento de granjas destinadas a la venta de su carne. Esta rana, ha sido sindicada como una de las 100 especies invasoras más dañinas a nivel global. En Sudamérica ha invadido Brasil, Uruguay, Ecuador, Venezuela y Argentina (no tan lejos, está presente en San Juan y Mendoza), siendo el origen de estas invasiones el escape desde criaderos. Ficetola *et al.* (2007) generaron un mapa global del hábitat potencial para la Rana toro, donde se puede observar que Chile central sería sustentable para el establecimiento de este animal.

La presencia de especies invasoras como la Rana africana, es preocupante en el escenario de fuerte crisis ambiental que vive el país. Una de las mejores formas de hacer frente a esta amenaza, es la conservación de los ambientes naturales (hipótesis de la resistencia de la diversidad). En este sentido, finalizó haciendo un llamado a proteger los humedales y a adoptar medidas sencillas para evitar la diseminación de enfermedades, como son la desinfección del calzado y herramientas que se usan tanto para observar como para investigar en la naturaleza.

Literatura citada

- Alzamora A & G. Lobos. 2021.** Assessing the threat of a South American cichlid on anurans in the Chilean Mediterranean region. *BioInvasions Records* 10(3): 669–682.
- Canatella D.C & R. de Sa. 1993.** *Xenopus laevis* as a model organism. *Systematic Biology* 42 (4): 476–507.
- Catchpole S; F. Soriano & P. Fuentes. 2019.** *Xenopus laevis* (Daudin 1802) (Anura, Pipidae) depredado por *Ardea cocoi* Linnaeus 1766 (Pelecaniformes, Ardeidae) en un tranque de relaves. *Boletín Chileno de Herpetología*. 6: 64.
- del Valle M & D. Ramírez-Álvarez. 2020.** Depredación de *Xenopus laevis* Daudin 1802 (Anura, Pipidae) por *Parabuteo unicinctus* Temminck 1824 (Accipitriformes, Accipitridae). *Boletín Chileno de Herpetología* 7: 67–69.
- del Valle M. 2020.** *Xenopus laevis* (Daudin 1802) (Anura, Pipidae) depredado por *Ardea alba egretta* Gmelin 1789 (Pelecaniformes, Ardeidae) en un tranque de regadío agrícola. *Boletín Chileno de Herpetología* 7: 81.
- Ficetola G.F; W. Thuiller & C. Miaud. 2007.** Prediction and validation of the potential global distribution of a problematic alien invasive species – the American bullfrog. *Diversity and Distribution*. 13: 476–485.
- Fouquet A & G.J. Measey. 2006.** Plotting the course of an African clawed frog invasion in western France. *Animal Biology* 56: 95–102.
- Glade A.A. 1988.** Libro Rojo de los Vertebrados Terrestres de Chile. Corporación Nacional Forestal. Santiago, Chile.
- Hermosilla I. 1994.** Un sapo africano que se queda en Chile. *Comunicación Museo de Historia Natural de Concepción, Chile* 8: 75–78.
- Jaksic F.M. 1998.** Vertebrate invaders and their ecological impacts in Chile. *Biodiversity and Conservation* 7, 1427–1445.
- Kennedy T.A; S. Naeem, K.M. Howe, J.M. Knops, D. Tilman & P. Reich. 2002.** Biodiversity as a barrier to ecological invasion. *Nature*. 417: 636–638.
- Kobel H.R; C. Loumont & R.C. Tinsley. 1996.** The extant species. In: Tinsley RC & HR Kobel (eds) *The Biology of Xenopus*: 9–33. Oxford University Press, Oxford, U.K.
- Kokuryo Y. 2009.** A survey of feral populations of African clawed toad in Shizuoka Prefecture. *Bulletin of the Herpetological Society of Japan* 2: 103–106.
- Krysko K.L; J.P. Burgess, M.R. Rochford, C.R. Gillette, D. Cueva, K.M. Enge, L.A. Somma, J.L. Stabile, D.C. Smith, J.A. Wasilewski, G.N. Kieckhefer, M.C. Granatosky & S.V. Nielsen. 2011.** Verified non-indigenous amphibians and reptiles in Florida from 1863 through 2010: outlining the invasion process and identifying invasion pathways and stages. *Zootaxa* 3028: 1–64.
- Lillo F; F.P. Faraone & M lo Valvo. 2011.** Can the introduction of *Xenopus laevis* affect native amphibian populations? Reduction of reproductive occurrence in presence of the invasive species. *Biological Invasions* 13: 1533–1541.
- Lobos G. 2020.** Vulnerability of *Xenopus laevis* to *Gambusia holbrooki*: can the larval phase of the African clawed frog be the Achilles heel in its invasive potential? *Aquatic Invasions* 15 (3): 529–541.
- Lobos G; P. Cattán & M. López. 1999.** Antecedentes de la ecología trófica del sapo africano *Xenopus laevis* en la zona central de Chile. *Boletín del Museo de Historia Natural de Chile* 48: 7–18.
- Lobos G & G.J. Measey. 2002.** Invasive populations of *Xenopus laevis* (Daudin) in Chile. *Herpetological Journal* 12: 163–168.
- Lobos G & F.M. Jaksic. 2005.** The ongoing invasion of African clawed frog (*Xenopus laevis*) in Chile: causes of concern. *Biodiversity and Conservation* 14: 429–439.
- Lobos G; P. Cattán, C. Estades & F. Jaksic. 2013.** Invasive African clawed frog *Xenopus laevis* in southern South America: key factors and predictions. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 48 (1): 1–12.
- Lobos G; M.A. Méndez, P. Cattán & F. Jaksic. 2014.** Low genetic diversity of the successful invasive African clawed frog *Xenopus laevis* (Pipidae) in Chile. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 49 (1): 50–60.

- Measey G.J. 2001.** Growth and ageing of *Xenopus laevis* (Daudin) in South Wales, UK. *Journal of Zoology (London)*, 246: 287-298.
- Measey G.J. 2017.** Where do African clawed frogs come from? An analysis of trade in live *Xenopus laevis* imported into the USA. *Salamandra* 53(3): 398-404.
- Measey G.J; D. Rödder, S.L. Green, R. Kobayashi, F. Lillo, G. Lobos, R. Rebelo & J.M. Thirion. 2012.** Ongoing invasions of the African clawed frog, *Xenopus laevis*: a global review. *Biological Invasions* 14: 2255-2270.
- Mora M; D.J. Pons, A. Peñafiel-Ricaurte, M. Alvarado-Rybak, S. Lebuy & C. Soto-Azat. 2019.** High abundance of invasive African clawed frog *Xenopus laevis* in Chile: challenges for their control an update invasive distribution. *Management of Biological Invasions* 10: 377-388.
- Rebelo R; P. Amaral, M. Bernardes, J. Oliveira, P. Pinheiro & D. Leitão. 2010.** *Xenopus laevis* (Daudin 1802), a new exotic amphibian in Portugal. *Biological Invasions* 12: 3383-3387.
- Simberloff D & B. Holle B. 1999.** Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown? *Biological Invasions* 1: 21-32.
- Soto-Azat C; A. Peñafiel-Ricaurte, S.J. Price, N. Sallaber-ry-Pincheira, M.P. García, M. Alvarado-Rybak & A.A. Cunningham. 2016.** *Xenopus laevis* and Emerging Amphibian Pathogens in Chile. *Ecohealth* 13:775-783.
- Wang S; Y. Houg & J. Measey. 2019.** An established population of African clawed frog, *Xenopus laevis* (Daudin, 1802) in mainland China. *BioInvasions Records* 8: 457-464.



Gruñidor del sur,
(*Pristidactylus torquatus*)
RN Altos de Lircay,
(Reg. del Maule)
Febrero 2015
foto: Andrés Moreira

Pérdida de biodiversidad y conservación de reptiles en Chile

por Margarita Ruiz De Gamboa Astroza

Universidad Arturo Prat, Centro de Investigación en Medio Ambiente, Iquique, Chile

Las especies desempeñan roles dentro de los ecosistemas que influyen en el funcionamiento de estos y estas funciones pueden traducirse en bienes y servicios cuando son usadas o disfrutadas por la sociedad (MEA 2005, Martín-López *et al.* 2007). La biodiversidad es importante como proveedor de servicios ecosistémicos y su pérdida puede alterar la estructura y procesos ecosistémicos (Loreau *et al.* 2001, Cardinale *et al.* 2006, 2012, Hooper *et al.* 2005, 2012). Se reconocen como principales amenazas a la biodiversidad a la pérdida de hábitat, efectos de animales exóticos, atropellos, caza, extracción para uso como mascotas, entre otros (Tilman 1999, 2000, Thomas *et al.* 2004, Brook 2008). En este sentido, los reptiles son considerados beneficiosos para la actividad silvoagropecuaria, para la mantención del equilibrio de los ecosistemas naturales (SAG 2012), por su rol en las redes tróficas, polinización, dispersión de semillas, ciclo de nutrientes, entre otros (Cortés-Gómez *et al.* 2015).

La última lista actualizada de reptiles señala 135 especies para Chile, distribuidas en dos órdenes, 11 familias y 20 géneros (Ruiz De Gamboa 2020). La mayor riqueza de especies se encuentra en la zona centro-norte de Chile (Vidal 2008, Vidal & Díaz-Páez 2012); gran parte de las especies de reptiles presentes en nuestro país están exclusivamente en Chile, por lo que alcanzan un endemismo de 60%, y al menos unas 28 especies se encuentran en alguna categoría de amenaza (Ruiz De Gamboa 2020). Para poder conservar la biodiversidad, es trascendental tener información para categorizar, de manera correcta, los estados de conservación de las especies y de esta forma poder gestionar y planificar las acciones de conservación. No obstante, el desarrollo de la herpetología en Chile se ha centrado principalmente en estudios de taxonomía y sistemática, mientras que los estudios de ecología e historia natural son minoría. Por otra parte, el

número de especies conocidas ha aumentado en el tiempo y todavía se describen especies nuevas. Esto quiere decir que todavía no terminamos de conocer lo que tenemos (taxonomía y sistemática) y estamos muy lejos de conocer cómo funcionan (ecología e historia natural).

Como no conocemos bien lo que tenemos, no somos capaces de notar si hemos perdido algo. No existen estudios sobre pérdida o disminución de biodiversidad de reptiles en Chile, salvo casos aislados de evidente disminución en la distribución, abundancia y densidad de algunas especies, como tortugas marinas y gruñidores. Sin embargo, entre herpetólogos, aficionados a los reptiles y naturalistas, existe la percepción de que en muchos lugares donde lagartos, lagartijas y serpientes eran comunes, actualmente es más difícil observarlos, y se infiere que se debe a la disminución de sus abundancias y/o restricción de su distribución. A continuación, se señala una breve historia sobre conservación y pérdida de biodiversidad de reptiles en Chile y, si bien hay varias especies amenazadas que merecen ser destacadas, se presenta el caso de una especie del género *Liolaemus* que vive en pleno desierto y que ha recibido escasos o nulos esfuerzos de conservación.

Uno de los primeros esfuerzos de conservación de la biodiversidad corresponde a conocer el estado de conservación de las especies, con la clasificación de éstas según el grado de amenaza o estado de conservación. A nivel internacional, alrededor de 1950 nace la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN). Asociada a la IUCN y como uno de los resultados de ésta, se realiza una Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES), en la cual se acuerda velar por que el comercio internacional de especímenes de animales y plantas silvestres no constituya una amenaza

para la supervivencia de las especies. Para esto, se crea una Lista de Especies que, de estar incluida en alguno de sus tres apéndices, se prohíbe o regula el comercio de especímenes y/o productos derivados (CITES 2021). No obstante, hasta el 2015 eran muy pocas las especies de reptiles chilenos que estaban incluidos en la Lista Roja de la IUCN y ninguna especie de reptil terrestre de Chile (sí las tortugas marinas) ha sido incluido en los listados CITES, aunque años atrás existió tráfico y comercio internacional de **Iguana chilena** (*Callopiastes maculatus*) (Ortiz 1988, Díaz-Páez *et al.* 2008). No existen nuevos registros de comercio internacional y tráfico de esta especie en la actualidad. No obstante, en redes sociales es posible encontrar avisos de venta de esta y otras especies de reptiles nativos (e.g. **Lagarto llorón** (*Liolaemus chiliensis*) y **culebras** (*Philodryas* y *Tachymenis*)) como mascotas, pero no existe evidencia que constituya comercio de gran escala, si no al parecer hechos aislados.

En Chile, en 2015 se realiza un taller de la IUCN en la Universidad de Concepción, con la colaboración de diversos especialistas de otras universidades, Museo Nacional de Historia Natural y Red Chilena de Herpetología, en donde se clasifica a la mayoría de las especies conocidas hasta ese momento.

Por otro lado, la Lista Roja de los vertebrados de Chile (Glade 1988) se convierte en un hito importante en la conservación de nuestra fauna. Posteriormente, Núñez *et al.* (1997) complementa y enriquece la lista de especies de reptiles clasificadas, la que es recogida por el Reglamento de la Ley de Caza (SAG 1998), que se convierte en el primer esfuerzo legal de conservación al prohibir la caza y manipulación de las especies listadas en dicho reglamento, sin autorización del Servicio Agrícola y Ganadero (SAG). En 2005 se decretó el Reglamento para la Clasificación de Especies (RCE) (Decreto N°75 de 2004 MINSEGPRES), el que fue

modificado en 2012 (Decreto N°29 de 2011 del Ministerio del Medio Ambiente) y que norma, hasta ahora, la clasificación de las especies según estado de conservación, usando las mismas categorías y criterios que la IUCN (2021). Cabe destacar que la mayoría de las especies de reptiles en Chile se han evaluado en base al criterio B que considera sólo la distribución geográfica (B1 extensión de presencia o B2 área de ocupación), debido a la carencia de información para aplicar los otros criterios que se basan en información poblacional (criterios A, C, D y E), dada la falta de estudios sobre la biología, ecología e historia natural.

El Ministerio de Medio Ambiente de Chile (MMA) ha realizado licitaciones para la elaboración de fichas de especies para la evaluación de sus estados de conservación y también estudios poblacionales y de distribución para algunas especies, como *Liolaemus confusus* y *Pristidactylus volcanensis*. Es así, como a través del Reglamento de Clasificación de Especies (RCE) (Decreto Supremo N°75/2004 MINSEGPRES), desde el 2012 la lista de especies categorizadas comenzó a ser actualizada y enriquecida. En este momento, de los 16 procesos de evaluación finalizados, en siete se han evaluado reptiles (Decretos supremos N°19/2012 MMA, N°52/2014 MMA, N°38/2015 MMA, N°16/2016 MMA, N°06/2017 MMA, N°23/2019 MMA, N°16/2020 MMA), por lo que actualmente la mayoría de las especies cuentan con estado de conservación (Ruiz De Gamboa 2020). La mayor parte de las especies de reptiles de Chile se encuentran actualmente clasificadas según su estado de conservación, tanto en IUCN (86,7%), como en RCE (94,8%, Ruiz De Gamboa 2020). Cabe destacar que, aunque la evaluación del RCE se basa en los mismos criterios de la IUCN (IUCN 2012), existen diferencias entre los resultados de ambas listas. De las especies evaluadas, según RCE, un 45,9% se encuentra en alguna categoría de amenaza (CR, EN, VU, por sus siglas en inglés), mientras que según la IUCN sólo el



FIGURA 1
 Dragón de Reiche, *Liolaemus reichei*.
 FOTO: Margarita Ruiz de Gamboa.

20,7% (Ruiz De Gamboa 2020). No obstante, tener un estado de conservación amenazado (En Peligro Crítico, En Peligro y Vulnerable), no indican que la especie cuente con protección efectiva. Estar dentro de un área protegida quizás sí brinda protección efectiva. Sin embargo, pocas son las especies cuya distribución coincide o está dentro de alguna Área Protegida, ya sea privada o del Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas (SNASPE) (eg. *Liolaemus hellmichi* en Reserva Nacional Morro Moreno).

En la actualidad, el MMA está desarrollando Planes de Recuperación, Conservación y Gestión (RECOGE) para especies amenazadas. En reptiles, las especies de *Pristidactylus* fueron las priorizadas para este Plan, debido a que casi la totalidad de las especies del género presentes en Chile se encuentran amenazadas. El Plan RECOGE de los Gruñidores de la Zona Central fue aprobado recientemente (2020) por el Consejo de Ministros para la Sustentabilidad, por lo que aún está etapa inicial. Este plan promueve la protección y pretende, en

un plazo de 10 años, el aumento en distribución y abundancia de las especies *Pristidactylus alvaroi* (regiones de Valparaíso y Metropolitana), *Pristidactylus valeriae* (regiones Metropolitana y O'Higgins) y *Pristidactylus volcanensis* (Región Metropolitana). Este plan es el primer esfuerzo concreto que se realiza para la conservación de reptiles en nuestro país. Como se mencionó anteriormente, el centro-norte de Chile destaca en riqueza de especies de reptiles (Vidal 2008, Vidal & Díaz-Páez 2012), así como de especies de otros grupos (Myers *et al.* 2020). Esta zona, constituye el área más urbanizada de nuestro país, lo que ha generado una gran presión sobre la biodiversidad. Es así, como varias de las especies endémicas más amenazadas se distribuyen en esa zona: *Liolaemus confusus*, *L. curis*, *Phymaturus alicahuense*, *P. bibronii*, *P. vociferator*, todas en Peligro Crítico según RCE; *Pristidactylus alvaroi*, *P. valeriae*, *P. volcanensis*, *Liolaemus carlosgarini*, *L. chillanensis*, *L. frassinettii*, *L. leopardinus*, *L. riodamas*, *L. septentrionalis*, *L. ubaghsi*, *L. villaricensis*, *Phymaturus darwini* y *P. maulense*, En Peligro según RCE (Ruiz De Gamboa 2020).

Según la Estrategia Nacional de Biodiversidad 2017-2030, Chile ha realizado compromisos globales importantes que contribuyen a la protección de la biodiversidad (MMA 2017). Pero como es de esperar, la mayoría de los esfuerzos, de conservación y de gestión, han sido priorizados en especies emblemáticas que se encuentran altamente amenazadas o en zonas de alta riqueza de especies. Es así, que los ecosistemas del Desierto de Atacama no se encuentran en dicha Estrategia, pues se han priorizado los ecosistemas en vías de desertificación pero no los que ya son desérticos. No obstante, algunas especies de reptiles destacan como habitantes del Desierto de Atacama, en el norte de Chile, como el Geko *Phyllodactylus gerrhopygus* algunas especies del género *Microlophus* y *Liolaemus*, que viven en desierto absoluto o en zonas de muy baja productividad. Obviamente, la riqueza de especies de fauna que habita en el desierto es baja en comparación a ambientes que se sustentan en la vegetación como productividad primaria. También, tienen bajas densidades poblacionales, lo que genera una baja detectabilidad (es difícil encontrarlos). Esta baja riqueza de especies, bajas densidades poblacionales y baja detectabilidad genera una «invisibilidad» en esta biodiversidad.

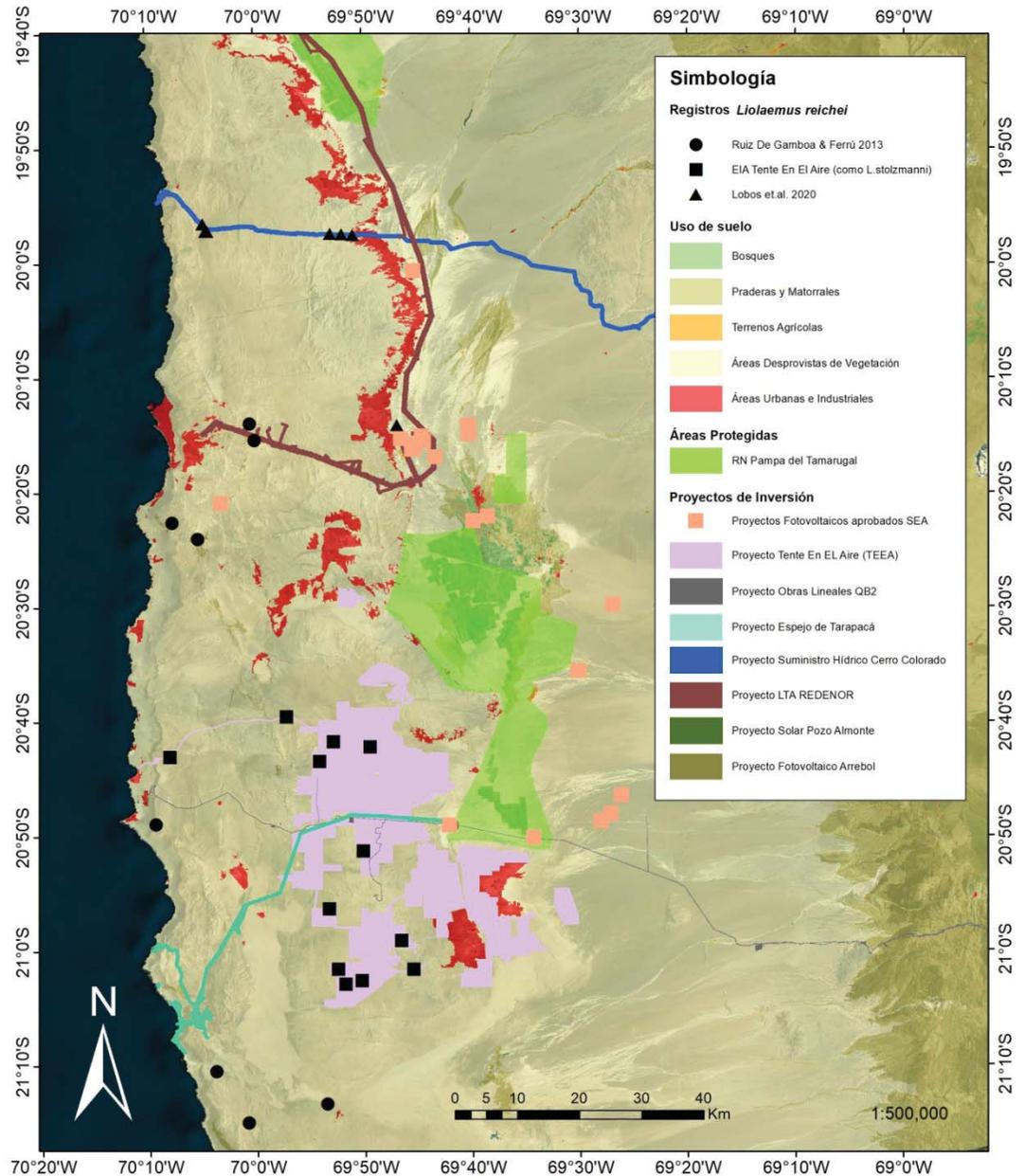
La «invisible» pérdida de biodiversidad en el Desierto de Atacama.

Una de las especies de vertebrados que es posible encontrar en pleno desierto es el **Dragón de Reiche** (*Liolaemus reichei*; Fig. 1). Esta especie de lagartija de la familia Liolaemidae, aunque puede habitar en Tillandsiales (formaciones de lomas de la Bromeliacea *Tillandsia*), también habita en lugares desprovistos de vegetación (Ruiz De Gamboa & Ferrú 2013), como el desierto absoluto. Como en el desierto aparentemente no hay vida, la pérdida de biodiversidad pasa de ser percibida. Si sólo consideramos el criterio de biodiversidad para evaluar un proyecto de inversión, estos son más

fácilmente aprobados cuando los estudios de Línea de Base encuentran pocas especies o especies que no son consideradas «sensibles» u objetos de conservación. Es así como la zona norte destaca por tener una alta actividad de los rubros minería y energía, los que causan una gran transformación del paisaje, lo que genera pérdida de hábitat con la consecuente afectación a las especies de reptiles (y otra fauna) distribuidos en esa zona.

Liolaemus reichei es endémica de la Región de Tarapacá (El registro de la Región de Antofagasta (Hornitos) fue señalado como *Liolaemus stolzmanni* por Troncoso-Palacios & Escobar-Gimpel 2020), habita en desierto absoluto y cercana a ambientes sustentados por niebla, como los tillandsiales, no obstante, no está asociado a éstos (Ruiz De Gamboa & Ferrú 2013). Lamentablemente no conocemos la real extensión de su distribución, presenta bajas densidades poblacionales y es muy difícil encontrar individuos de esta especie en su ambiente, pues su búsqueda se compara a buscar una aguja en un pajar. Su distribución conocida se encuentra amenazada por la pérdida de hábitat producto del desarrollo minero de extracción de yodo y nitrato. Adicionalmente, la minería de cobre también afecta parte de la distribución por obras complementarias como líneas de alta tensión y acueductos que van desde la alta cordillera hasta el mar, cuyo efecto parece ser menor, ya que las principales actividades de la minería de cobre se concentran en la alta cordillera, donde no habita esta especie. Los proyectos fotovoltaicos también parecen tener un efecto menor. Sin embargo, no existen estudios empíricos sobre el efecto de todas estas actividades sobre las especies de reptiles u otros grupos de fauna. Si bien algunos proyectos implementan medidas de mitigación como planes de perturbación controlada, rescate y relocalización, esto en realidad no mitiga ni compensa la pérdida de hábitat (SAG 2012, IUCN 2013).

FIGURA 2
Distribución de *Liolaemus reichei*, uso de suelo de la Región de Tarapacá, Chile y proyectos industriales de inversión (Se consideraron los principales proyectos, en general los de mayor envergadura y los que se encontraron «fácilmente» en la página del SEA. En algunos no fue posible encontrar la información kmz-kml del proyecto o los registros georeferenciados de la especie, aunque en la Línea de Base es mencionada).



Es difícil encontrar un equilibrio entre el desarrollo económico y la sustentabilidad para convivir con la biodiversidad. Pero hay que tener en cuenta, cuánto de la distribución de la o las especies está siendo afectada, no por un proyecto, sino por el conjunto de proyectos en la zona, que en su conjunto podrían tener un efecto sinérgico. En la

Figura 2 se observa lo intervenido que se encuentra el hábitat de *L. reichei*, por diferentes proyectos de inversión aprobados por el SEA y otras zonas urbanizadas e industrializadas presentes en la distribución de esta especie amenazada. En color lila, se observa la expansión que tendrá en los próximos años la minería de yodo, que ya inició en el cruce

Ruta 5 S - Ruta A-756 (camino a Salar Grande). En algunos de los puntos de registro de *L. reichei* es posible encontrar restos de golondrinas de mar, que también son especies amenazadas; estas aves pelágicas anidan en salares en medio del desierto y aún se descubren nuevos sitios de anidamiento (Medrano *et al.* 2020). En términos de biodiversidad, dos especies es poco. Aunque se sumen unas cuantas más de invertebrados, algunos incluso aún no descritos, la biodiversidad en el desierto es naturalmente baja. No obstante, la biodiversidad del desierto no puede ser medida con la misma vara que se mide un bosque tropical o un bosque esclerófilo, pues constituye una comparación injusta. Así como el agua es más valorada en zonas donde escasea, la vida en el desierto también debería ser más valorada y consecuentemente, protegida.

Conclusiones

La historia de conservación de reptiles es breve y reciente y en ella destaca la escases de información biológica de las especies para lograr saber su estado de conservación, amenazas, entre otra información importante para realizar gestiones de conservación. La zona centro norte de Chile corresponde a una de las zonas más intervenidas de nuestro país y ahí se encuentran varias especies amenazadas, pero sólo unas pocas están incluidas en planes de conservación. El primer esfuerzo concreto de conservación partió este año con la aprobación de del Plan RECOGE de los Gruñidores de la Zona Central.

Se necesitan estudios de biología, ecología e historia natural de las especies para poder realizar gestiones de conservación y lograr evitar la pérdida de biodiversidad. Si se mejora el conocimiento que tenemos sobre nuestras especies, se podría analizar el porqué de la diferencia entre las clasificaciones de los estados de conservación RCE-IUCN (45,9% de especies amenazadas en RCE versus 20,7% en IUCN).

En este sentido, valiosa es la información sobre distribución que se genera en las líneas base de los proyectos que son sometidos al sistema de evaluación ambiental (SEA) (siempre y cuando los datos sean tomados por personal idóneo. Existen errores de identificación en algunos informes de línea base, pero eso da tema para una discusión que no será abordada en este artículo). No obstante, la plataforma del SEA no es muy amigable para extraer esta información: los archivos no siempre tienen nombres adecuados (ej. capítulo x, anexo x, que no detalla de qué se trata) o están en archivos comprimidos junto a mucha otra información y los archivos kmz-kml suelen estar dispersos entre otros archivos, entre otras dificultades. Sería importante que esta información sea publicada en revistas científicas de corriente nacional con proceso de revisión por pares para que pueda ser usada como información válida (por ejemplo para conocer mejor la distribución de las especies).

Es necesario reforzar el valor que se da a la presencia de una o más especies amenazadas al momento de evaluar un proyecto. También es recomendable que los proyectos de inversión cuenten con información adecuada de la fauna que los rodea y un plan de manejo básico, de, por ejemplo, que los trabajadores den aviso cuando vean un animal en las obras o cercanos a éstas. Evaluar la efectividad de los programas de rescate y relocalización. Esto también ayuda a conocer la distribución de una especie o incluso, sus abundancias y frecuencias. Esta información puede ser usada como ciencia ciudadana y puede ser subida a plataformas especiales para esto, como iNaturalist (<http://inaturalist.org/>).

Literatura citada

- Brook B.W. 2008.** Synergies between climate change, extinctions and invasive vertebrates. *Wildlife Research* 35(3): 249-252.
- Cardinale B.J; J.E. Duffy, A. Gonzalez, D.U. Hooper, C. Per-rings, P. Venail & S. Naeem. 2012.** Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486(7401): 59-67.
- Cardinale B.J; D.S. Srivastava, J.E. Duffy, J.P. Wright, A.L. Downing, M. Sankaran & C. Jouseau. 2006.** Effects of biodiversity on the functioning of trophic groups and ecosystems. *Nature* 443(7114): 989-992.
- CITES Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres. 2021.** <https://cites.org/>
- Cortés-Gómez A.M; C. Ruiz-Agudelo, A. Valencia-Aguilar & R.J. Ladle. 2015.** Funciones ecológicas de los anfibios y reptiles neotropicales: una revisión. *Revista Universitas Scientiarum* 229-255.
- Decreto Supremo N°05/98 MINAGRI. 1998.** Ley de Caza y su Reglamento, Ministerio de Agricultura, Gobierno de Chile.
- Decreto Supremo N°06/2017 MMA. 2017.** Aprueba y oficializa clasificación de especies según su estado de conservación, décimo tercer proceso. Ministerio del Medio Ambiente, Gobierno de Chile. Santiago, Chile. Diario oficial, 02 de junio de 2017.
- Decreto Supremo N°16/2016 MMA. 2016.** Aprueba y oficializa clasificación de especies según su estado de conservación, duodécimo proceso. Ministerio del Medio Ambiente. Santiago, Chile. Diario oficial, 03 de junio de 2016.
- Decreto Supremo N°16/2020 MMA. 2020.** Aprueba y oficializa clasificación de especies según estado de conservación, decimosexto proceso. Ministerio del Medio Ambiente. Santiago, Chile. Diario oficial, 27 de octubre de 2020.
- Decreto Supremo N°19/2012 MMA. 2012.** Aprueba y oficializa clasificación de especies según su estado de conservación, octavo proceso. Ministerio del Medio Ambiente. Santiago, Chile. Diario oficial, 11 de febrero de 2013.
- Decreto Supremo N°23/2019 MMA. 2019.** Aprueba y oficializa clasificación de especies según estado de conservación, decimoquinto proceso. Ministerio del Medio Ambiente. Santiago, Chile. Diario oficial, 10 de julio de 2020.
- Decreto Supremo N°29/2011 MMA. 2012.** Aprueba Reglamento para la Clasificación de Especies Silvestres según Estado de Conservación (RCE). Ministerio del Medio Ambiente, Gobierno de Chile. Diario oficial, 27 de abril de 2012.
- Decreto Supremo N°38/2015 MMA. 2015.** Aprueba y oficializa clasificación de especies según su estado de conservación, undécimo proceso. Ministerio del Medio Ambiente. Santiago, Chile. Diario oficial, 04 de diciembre de 2015.
- Decreto Supremo N°52/2014 MMA. 2014.** Aprueba y oficializa clasificación de especies según su estado de conservación, décimo proceso. Ministerio del Medio Ambiente. Santiago, Chile. Diario oficial, 29 de agosto de 2014.
- Decreto Supremo N°75/2004 MINSEGPRES. 2004.** Aprueba reglamento para la clasificación de especies silvestres. Ministerio Secretaría General de la Presidencia. Santiago, Chile. Diario oficial, 11 de mayo de 2005.
- Díaz-Páez H; J.J. Núñez, H. Núñez & J.C. Ortiz. 2008.** Capítulo 9 Estado de conservación de anfibios y reptiles. En Vidal M. & A. Labra. 2008. (Ed). *Herpetología de Chile*. Science Verlag Chile. Primera Edición. 233-267.
- Glade A. 1988.** Libro rojo de los vertebrados terrestres de Chile. Corporación Nacional Forestal. Impresiones Comerciales S.A; Santiago, Chile. 65 pp.
- Hooper D.U; E.C. Adair, B.J. Cardinale, J.E. Byrnes, B.A. Hungate, K.L. Matulich & M.I. O'Connor. 2012.** A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. *Nature* 486(7401): 105-108.
- Hooper D.U; F.S. Chapin III, J.J. Ewel, A. Hector, P. Inchausti, S. Lavorel & D.A. Wardle. 2005.** Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological monographs* 75(1): 3-35.

- IUCN 2021.** The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-3. <https://www.iucnredlist.org>
- IUCN. 2012.** IUCN Red List categories and criteria, version 3.1, second edition. <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/RL-2001-001-2nd-Es.pdf>
- IUCN/SSC. 2013.** Guidelines for reintroductions and other conservation translocations. Version 1.0; IUCN Species Survival Commission, Gland, 57 pp.
- Loreau M; S. Naeem, P. Inchausti, J. Bengtsson, J.P. Grime, A. Hector & D.A. Wardle. 2001.** Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science* 294(5543): 804-808.
- Martín-López B; J.A. González, S. Díaz, I. Castro, & M. García-Llorente. 2007.** Biodiversidad y bienestar humano: el papel de la diversidad funcional. *Ecosistemas* 16: 69-80.
- MEA Millennium Ecosystem Assessment. 2005.** Ecosystems and human well-being: Biodiversity synthesis. World Resources Institute; Washington , D.C.
- Medrano F, R Silva, R Barros, I Tejada, R Peredo, D Terán, B Gallardo, H. Norambuena, F. De Groote & P. Gutiérrez. 2020.** Golondrinas del Desierto: Encontrar las colonias, ¿y luego qué?. *La Chiricoca* 25: 61-68.
- MMA Ministerio de Medio Ambiente. 2017.** Estrategia Nacional de Biodiversidad 2017-2030. Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo; GEF.
- Myers N; R.A. Mittermeier, C.G. Mittermeier, G.A. Da Fonseca & J Kent. 2000.** Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403(6772): 853-858.
- Núñez H; V. Maldonado & R. Pérez. 1997.** Reunión de trabajo con especialistas en herpetología para categorización de especies en estados de conservación Noticiario Mensual de Museo Nacional de Historia Natural 329: 12-19.
- Ortiz J.C. 1988** Situación de la exportación de los vertebrados terrestres chilenos. *Comunicaciones del museo regional de Concepción* 2:37-41.
- RCE. 2011.** Reglamento para la Clasificación de Especies Silvestres según Estado de Conservación (RCE) Decreto Supremo N° 29 de 2011 del Ministerio del Medio Ambiente. Procesos 1 al 10.
- Ruiz De Gamboa 2020.** Estados de conservación y lista actualizada de los reptiles nativos de Chile. *Boletín Chileno de Herpetología* 7: 1-11
- Ruiz De Gamboa M. & M. Ferrú. 2013.** *Liolaemus stolzmanni* (Steindachner, 1891) (Squamata: Liolaemidae): Distribution update. *CheckList* 9(5):1067-1069.
- SAG Servicio Agrícola y Ganadero. 1998.** Reglamento de la Ley de Caza Decreto Supremo N°5 de enero de 1998. En: Legislación sobre fauna silvestre: 29-34. Departamento de Protección de los recursos Naturales Renovables, subdepartamento de vida silvestre Servicio Agrícola y Ganadero, Santiago, Chile.
- SAG Servicio Agrícola y Ganadero. 2012.** Legislación sobre fauna silvestre. La Ley de Caza y su Reglamento. División de Protección de los Recursos Naturales Renovables, Santiago, 96 pp.
- SAG. 2015.** Guía de evaluación ambiental: Componente Fauna Silvestre, G-PR-GA-03. 22 pp.
- SEA Sistema de Evaluación Ambiental.** <https://www.sea.gob.cl/>
- Thomas C.D; A. Cameron, R.E. Green, M. Bakkenes, L.J. Beaumont, Y.C. Collingham, & S.E. Williams. 2004.** Extinction risk from climate change. *Nature* 427(6970): 145-148.
- Tilman D. 1999.** The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles. *Ecology* 80(5): 1455-1474.
- Tilman D. 2000.** Causes, consequences and ethics of biodiversity. *Nature* 405(6783): 208-211.
- Troncoso-Palacios J & V Escobar-Gimpel. 2020.** On the taxonomy of the desert lizard *Liolaemus stolzmanni* (Steindachner, 1891): A third point of view (Squamata: Liolaemidae). *Zootaxa* 4763(1): 138-144.
- Vidal M. 2008.** Biogeografía de anfibios y reptiles. En Vidal M. & A. Labra. 2008. (Ed). *Herpetología de Chile*. Science Verlag Chile. Primera Edición. 195 -231.
- Vidal M. & H. Díaz-Páez. 2012.** Biogeography of Chilean herpetofauna: Biodiversity hotspot and extinction risk. Pp 137-154, en: Stevens L, *Global Advances in Biogeography*. Published by InTech Janeza Trdine 9, 51000 Rijeka, Croatia 360 pp.



Chorlo nevado
(*Charadrius nivosus*)
FOTO: Marcelo Muñoz

Estado del Chorlo nevado y sus amenazas en Chile

por Sharon Montecino, Gabriela Contreras & Franco Villalobos

Red de Observadores de Aves y Vida Silvestre de Chile (ROCV)

El Chorlo nevado (*Charadrius nivosus*) es una pequeña ave playera presente en el continente americano, para la cual se describen, en general, dos subespecies: *nivosus* en Centro y Norteamérica, que habita en las costas del Pacífico y Atlántico, así como también en tierras interiores de Estados Unidos y Canadá; y *occidentalis* en Sudamérica, que se restringe exclusivamente a la costa del Pacífico entre Ecuador y Chile (Clements *et al.* 2018, Del Hoyo *et al.* 2019). Algunos autores describen además una tercera subespecie, *tenuirostris*, que se distribuye en islas del Caribe y las Bermudas (American Ornithologists' Union 1957, Funk *et al.* 2007, Jackson *et al.* 2020). En Chile, *C. n. occidentalis* se distribuye en bajas densidades entre la región de Arica y Parinacota y la región de Los Lagos, habitando únicamente ambientes costeros como playas de arena, dunas, humedales y planicies adyacentes a la costa (Medrano & Tejeda 2018). La mayor frecuencia de avistamiento de individuos en Chile se registra en el norte y centro del país (eBird 2021).

En Estados Unidos se han reportado disminuciones poblacionales de Chorlo nevado en la costa del Golfo desde fines del siglo XIX (Chase and Gore 1989), a lo largo del río Cimmarron en el suroeste de Kansas y noroeste de Oklahoma desde la década de 1980, y a lo largo de la costa del Pacífico con una gran cantidad de sitios de reproducción registrados antes de 1970 que luego se observaron inactivos en la década de 1980. Asimismo, en la costa que comprende California, Oregon, Washington y Nevada, el tamaño de la población reproductora registró una disminución de aproximadamente 20% en el mismo periodo (Page *et al.* 1991). Por estos motivos, en las últimas décadas se han desplegado distintos esfuerzos para la conservación de la especie en Norteamérica, como el Plan de Recuperación publicado en 2007 por el U.S. Fish and Wildlife Service que propuso la recuperación de 3.000 adultos reproductores para la costa Pacífico

de Estados Unidos y objetivos regionales para seis subunidades costeras contiguas entre las fronteras de Canadá y México (USFWS 2007).

En Sudamérica, para Perú y Chile se cuenta con estimaciones poblacionales de *C. n. occidentalis* basadas en los datos de censos de aves playeras que concluyeron con la publicación de atlas de aves playeras en ambos países, los cuales describen aproximadamente 6.673 individuos en Perú (Senner & Angulo 2014) y alrededor de 1.933 en Chile (García-Walther *et al.* 2017). A la fecha no se han cuantificado tendencias poblacionales claras de esta subespecie, aunque presumiblemente ha experimentado una disminución similar a la de la población de *C. n. nivosus* de la costa Pacífico de Estados Unidos, pues evidencia amenazas similares a *C. n. occidentalis* debido a sus hábitos reproductivos en zonas costeras y el tipo de disturbios en esos hábitats.

Pese a la amplia extensión geográfica de su rango, *C. nivosus* se encuentra clasificada como una especie Casi Amenazada (NT) a nivel global según la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN), lo que se atribuye a declives poblacionales moderadamente rápidos en distintas regiones, que definen una tendencia general de decrecimiento debido a la degradación y pérdida de hábitat (BirdLife International 2021).

En Chile, *C. n. occidentalis* fue recientemente clasificada en la categoría Vulnerable (VU; D.S. N°23/2019 MMA), debido al reducido tamaño de la población que reside en el país y su presunta disminución por la evidencia de degradación de zonas de nidificación a causa de la creciente urbanización de ecosistemas costeros, el tránsito de vehículos sobre playas, dunas y planicies costeras, la presencia de perros que destruyen o depredan nidos, y actividades recreativas y productivas (MMA 2019^a).



FIGURA 1
Cría y adulto de Chorlo nevado
(*Charadrius nivosus*) a escasos
metros de un vehículo.
25 de diciembre 2017.
Foto: Carla Pavez

Amenazas en las costas de América

Las principales amenazas descritas para el Chorlo nevado a nivel internacional son actividades de origen antrópico, como el desarrollo inmobiliario para fines residenciales, industriales y comerciales, el uso y extracción de recursos biológicos, disturbios ocasionados por actividades recreativas, modificaciones de cauces, contaminación por aguas residuales y presencia de especies exóticas invasoras (Page *et al.* 2020). Otras amenazas para los hábitats de la especie se relacionan también con efectos del cambio climático, como la alteración de vegetación costera por eventuales variaciones de la temperatura, incremento en la intensidad y frecuencia de fenómenos como huracanes y marejadas, acidificación de los océanos, cambios en la calidad y disponibilidad de alimentos, sequías y otros (Senner *et al.* 2016, MMA 2019^b).

Un estudio realizado en la Reserva Coal Oil Point, un sitio de importancia para la especie en California, demostró que el Chorlo nevado es perturbado por actividades humanas que provocan movimiento o vuelo 16 veces más en playas públicas que en áreas protegidas, registrando disturbios cada 27 minutos durante los fines de semana y cada 43 minutos en días de semana. Sumado a estas alteraciones, se identificó también una reducción en la tasa de alimentación relacionada al incremento de la actividad humana (Lafferty 2001).

Gran parte de las amenazas descritas a nivel internacional son también válidas en Chile, como la fragmentación y degradación de hábitats debido al desarrollo residencial y comercial en ambientes costeros (Medrano & Tejeda 2018). Asimismo, los disturbios humanos en sitios de reproducción re-

presentan un problema frecuente en el país, ya que parte de la época reproductiva de la especie coincide con el periodo de más alta afluencia por turismo en playas de arena. Las aves playeras como el Chorlo nevado reaccionan frente a perturbaciones volando o alejándose de sus nidos cuando existe presencia de personas o mascotas, lo que ocasiona la interrupción de procesos como el cortejo y la alimentación, menor tiempo dedicado a la incubación de huevos o vigilancia de crías, e incluso abandono de nidos, provocando una disminución en el éxito reproductivo. Además, el desarrollo de actividades recreativas en zonas de nidificación conlleva a la destrucción de nidos por aplastamiento o la depredación de huevos y polluelos por mascotas (Medrano & Tejeda 2018, MMA 2019^a).

En Chile, otra de las principales amenazas descritas es el tránsito de vehículos en playas, dunas y humedales costeros, pese a que es una actividad prohibida por la Orden Ministerial N°2 del Ministerio de Defensa (1998). El habitual tránsito de vehículos por ambientes costeros durante la época estival destruye nidos y atropella huevos, crías y adultos (Fig. 1). Además, altera el hábitat a través de la fragmentación, erosión, compactación del suelo y destrucción de vegetación (Cox *et al.* 1994, Tarr *et al.* 2010).

Incipiente monitoreo en Chile

La biología reproductiva de *C. n. occidentalis* se encuentra, en general, escasamente estudiada. Los antecedentes disponibles dan cuenta de que en Chile su periodo reproductivo se extiende aproximadamente desde septiembre hasta marzo, y por un periodo aparentemente más prolongado en Arica (Medrano & Tejeda 2018).

Durante 2019-2021 miembros de la Red para la Protección de las Aves Playeras (RPAP) han monitoreado la presencia, reproducción y amenazas de *C. n. occidentalis* y *Haematopus palliatus* en 14 unidades de

muestreo de 10 localidades costeras a lo largo del país: desembocadura del río Lluta, playa Las Machas, bahía de Mejillones, bahía de Coquimbo, estero Tongoy, desembocadura del río Choapa, humedal El Membrillo, humedal de Cartagena, desembocadura del río Maipo y desembocadura del río Huenchullamí. Sin embargo, a la fecha no ha sido posible describir tasas de éxito reproductivo con suficientes datos para *C. n. occidentalis* debido a la baja abundancia de individuos observados y la escasa ocurrencia de eventos de reproducción registrados (Fig. 2).

En cuanto a las amenazas registradas en los sitios monitoreados, se describen seis principales: vehículos (24,3%), perros (18,9%), turismo (18,9%), basura (18,9%), urbanización (10,8%) y ganado (8,1%). Estos resultados son consistentes con los descritos en la literatura y también con los obtenidos a partir de reportes ciudadanos reunidos durante 2019-2020 sobre amenazas a las aves playeras en las costas chilenas, los cuales indican que, de un total de 79 registros de 30 sitios diferentes, la amenaza más frecuentemente reportada fue la presencia de vehículos en playas (46,8%), seguida por basura (22,8%) y por perros que persiguen o atacan a las aves (19%), entre otras menos recurrentes (Montecino *et al.* *in prep.*).

Medidas de conservación

Distintas acciones para la gestión de hábitats de aves playeras, la reducción de disturbios y el control de depredadores han sido implementadas por décadas en diferentes localidades costeras de Norteamérica, donde los principales problemas para este grupo de especies son causados, como en Chile, por peatones, vehículos, perros y otros depredadores exóticos. A partir de esas experiencias, se han elaborado guías y manuales con el fin de orientar mejores prácticas de manejo en hábitats de aves playeras (ej. Hunt *et al.* 2019, Iglecia & Winn 2021).

FIGURA 2
Chorlo nevado
(*Charadrius nivosus*)
incubando en Cartagena.
(Reg. Valparaíso)
06 de diciembre 2021.
Foto: André Vielma.



Una medida que ha reportado beneficios para aves playeras ha sido mejorar las condiciones de hábitat a través de la restauración de vegetación dunaria o la aplicación de materiales (piedrecillas u otros) que pueden optimizar el éxito de la anidación, proporcionando mayor resguardo frente a depredadores y refugios para crías (Guilfoyle *et al.* 2019, Iglecia & Winn 2021). Otras medidas comunes para el control de disturbios incluyen la delimitación simbólica de zonas de nidificación con cercos temporales durante el periodo reproductivo, y la protección legal de sitios para gestionar o impedir el desarrollo inmobiliario o de ciertas actividades recreativas. Se sugiere ampliamente acompañar los cercos o áreas protegidas con letreros informativos, mensajes positivos y personal de divulgación (Hunt *et al.* 2019).

En cuanto al control de depredadores, las medidas aplicables dependen de la normativa local y nacional, siendo su eficacia variable según las características de cada sitio. En primera instancia, se debe conocer el conjunto local de depredadores, para luego definir medidas de control directo o indirecto. Respecto al control directo, la eliminación de individuos rara vez es posible o deseable, por lo que una alternativa es concentrar los esfuerzos de remoción o traslado en una ventana de tiempo corta (Simons y Waldstein 2010), por ejemplo, durante el periodo reproductivo. En tanto, para el control indirecto, vallas eléctricas pueden ser útiles para evitar a depredadores en casos específicos, mientras que medidas de condicionamiento por aversión (aroma, sabor u otros) reportan en general bajo éxito a gran escala (Schulte, comm. pers.). Es ampliamente sugerido coordinar esfuerzos con grupos animalistas.



FIGURA 3
Cercos perimetral en cercanías del humedal de Cartagena (Reg. Valparaíso). Diciembre 2021.
FOTO: Giannira Álvarez

La experiencia internacional y nacional coincide en que la gestión costera para mejorar los hábitats de aves playeras debe combinar la reducción de las amenazas con mecanismos que aseguren el involucramiento de las comunidades humanas (Senner *et al.* 2016, Michel *et al.* 2021). En este sentido, la RPAP en Chile ha buscado potenciar las capacidades de autogestión y de acción ambiental de grupos locales que actúan como agentes de cambio y promueven la conservación biológica en sus territorios, forjando alianzas para intercambiar aprendizajes, coordinando los esfuerzos de moni-

toreo a diferentes escalas geográficas, y generando conocimientos de forma colectiva que buscan incidir en el resguardo de especies en toda su área de distribución. Esto, como una manera de acercar las aves playeras a las personas compartiendo experiencias de campo, levantando información y construyendo confianza y aprendizajes a través de la ciencia ciudadana, mientras se trabaja además en colaboración con tomadores de decisiones.

El Plan de Recuperación del Chorlo nevado en Norteamérica incluyó en sus líneas de acción medidas como el cierre de playas al público durante la temporada de anidación, control de depredadores y restauración de hábitats (USFWS 2007). En ese contexto, para 2008 diversas playas fueron cerradas y delimitadas con cercos en las costas de Washington, Oregon y California, al mismo tiempo que se ejercieron acciones de restauración eliminando plantas exóticas invasoras para generar hábitats disponibles para la reproducción. Además, tanto en EE.UU. como en México se han cercado nidos de forma temporal con mecanismos de protección ante depredadores y se han removido individuos y madrigueras de depredadores en algunos sitios (Colwell *et al.* 2008, Lauten *et al.* 2008, Page *et al.* 2008, Pearson *et al.* 2008).

En Chile, si bien se han coordinado esfuerzos de monitoreo de *C. nivosus* y actividades de difusión y sensibilización ambiental, a la fecha no se registra la aplicación de medidas de control de depredadores ni tampoco manejo de hábitats con objetivos específicos de conservación. Recientemente, en septiembre de 2021, miembros de la RPAP del equipo de guardafaunas del humedal de Cartagena instalaron un cierre perimetral en el área de anidación de una pareja de Chorlo nevado, cuyo nido contenía 3 huevos (Fig. 3). Lamentablemente, pese a la restricción de acceso sugerida por el cerco, el nido fue aplastado por acción humana antes de finalizar su periodo de incubación (Álvarez, comm. pers.).

Por otra parte, en lo que respecta a un proceso menos específico pero cuyo impacto busca favorecer la nidificación de *C. nivosus* y de otras aves playeras, en agosto de 2021 la ROC lanzó en Chile la campaña #PlayasSinAutos, en el marco de un proyecto financiado por la iniciativa «Humedales Costeros», con el fin de relevar la magnitud de los problemas que ocasiona el tránsito de vehículos motorizados en playas, dunas y humedales, y así reducir sus impactos a través de la articulación multisectorial y el involucramiento ciudadano. Asimismo, la ROC desarrolla esfuerzos adicionales en esta materia en colaboración con la RHRAP/Manomet, el Ministerio del Medio Ambiente, el proyecto GEF Humedales Costeros y DIRECTEMAR, buscando mejorar la fiscalización de vehículos en las costas en el marco de la Orden Ministerial N°2. Pese a esto, se reconoce la necesidad de avanzar en asuntos aún no abordados para enfrentar la problemática, como el eventual incremento en las multas o la habilitación de mecanismos que faciliten la denuncia ciudadana. En Chile, las multas por ingresar y transitar en vehículos en el borde costero varían de 1 a 5 UTM, es decir alrededor de 265.000 pesos chilenos como monto máximo. Mientras que en países como Uruguay las sanciones alcanzan cifras superiores a los 530 USD.

Conclusiones

El Chorlo nevado es una especie que presenta severas y diversas amenazas a lo largo de su rango de distribución, lo que ha gatillado la implementación de diversos planes y programas para su conservación en el continente americano.

En Chile es una especie clasificada en una categoría que denota riesgo de extinción, no obstante, no se han desarrollado incentivos para su investigación ni mecanismos de conservación. Aunque es necesario un mayor seguimiento de los nidos y polluelos, la escasa información disponible sugiere que su éxito reproductivo en el país es bastante reducido.

El tamaño poblacional de la especie en Chile es bajo en comparación con otras que presentan un rango de distribución similar. Por ello, la coordinación de esfuerzos para su monitoreo y para la eventual implementación de medidas que propendan a favorecer sus poblaciones debiera priorizar zonas en las que la especie se reporta como más frecuente y abundante.

En cuanto a medidas de gestión costera para mejorar los hábitats del Chorlo nevado, en la experiencia internacional la instalación de cercos o cierres temporales ha sido comúnmente utilizada para delimitar áreas con el fin de restringir el acceso peatonal o vehicular en zonas que se consideran de interés o críticas para aves playeras sensibles o en categorías de amenaza. La literatura da cuenta de un amplio uso de cercos para demarcar sitios de nidificación, así como también experiencias de restricción del acceso de mascotas sin correa y control de depredadores que podrían ser replicables en Chile. Se describe además que, para una efectiva reducción de los disturbios, lo anterior se debe combinar con métodos de administración (señalética, guardaparques, otros) y convocar el involucramiento de la comunidad. En este sentido, es necesario además forjar alianzas multisectoriales que aseguren la continuidad de las medidas.

La existencia de la Orden Ministerial N°2 en Chile representa una oportunidad para apoyar el manejo de hábitats y la administración de zonas costeras. No obstante, aspectos clave para mejorar su aplicación son el fortalecimiento de la fiscalización y el incremento de las multas, tanto en el monto efectivo como en el número de infracciones cursadas. Asimismo, se deben promover vías para facilitar el involucramiento ciudadano en los procesos de denuncia.

En el contexto nacional la investigación y la gestión para la conservación de especies amenazadas ha sido más bien reactiva. No obstante, iniciativas de alcance amplio como la Red para la Protección de las Aves Playeras generan sinergia con esfuerzos de investigación específicos para mejorar la información disponible sobre la biología reproductiva de especies como el Chorlo nevado en Chile, buscando contribuir a completar vacíos de información que se traduzcan en insumos para orientar decisiones y acciones. Se espera que en el corto plazo existan incentivos para la investigación con enfoques de conservación biológica y mejores oportunidades de financiamiento de mediano y largo plazo para la implementación de medidas que propendan a la recuperación de esta y otras especies amenazadas en Chile.

Agradecimientos

A cada miembro de la Red para la Protección de las Aves Playeras por su compromiso y entrega; también a la ROC y el programa Humedales Costeros por apoyar el proyecto que dio origen a la Red. A todas y todos quienes desinteresadamente han acompañado diferentes procesos y actividades relacionadas al levantamiento de información sobre aves playeras o la puesta en valor de las mismas, participando voluntariamente en monitoreos, charlas, talleres, diseño y difusión de material gráfico, y otras manifestaciones que buscan contribuir en materias de conservación biológica.

Literatura citada

- American Ornithologist's Union. 1957.** Check-list of North American birds, 5th edn. American Ornithologist's Union, Washington, DC.
- BirdLife International. 2021.** Species factsheet: *Charadrius nivosus*. En: <http://www.birdlife.org>
- Chase III, C.A. and J.A. Gore. 1989.** Snowy Plover breeding distribution. Tallahassee: Florida Game and Fresh Water Fish Commission.
- Clements, J.F.; T.S. Schulenberg, M.J. Iliff, D. Roberson, T.A. Fredericks, B.L. Sullivan & C.L. Wood. 2018.** The eBird/Clements checklist of birds of the world: v2018.
- Colwell, M.A.; K.M. Brindock, N.S. Burrell, M.A. Hardy, J.J. Muir, S.A. Peterson, S.E. McAllister, K.G. Ross & R.R. LeValley. 2008.** Final report: 2008 Snowy Plover breeding in coastal northern California, recovery unit 2. Arcata, CA: Department of Wildlife, Humboldt State University.
- Cox, J.H.; H.F. Percival & S.V. Colwell. 1994.** Impact of vehicular traffic on beach habitat and wildlife at Cape San Blas, Florida. U. S. Biol. Surv. Tech. Rep.
- Del Hoyo, J.; N. Collar, G.M. Kirwan & P. Boesman. 2019.** Snowy Plover (*Charadrius nivosus*). En: Del Hoyo, J.; Elliot, J. Sargatal, D.A. Christie y E. de Juana (eds.). Handbook of the Birds of the World Alive.
- eBird. 2021.** eBird: Una base de datos en línea para la abundancia y distribución de las aves. En: <http://www.ebird.org>
- Funk, W.C.; Mullins, T.D.; Haig, S.M. & T.D. Mullins. 2007.** Conservation genetics of snowy plovers (*Charadrius alexandrinus*) in the Western Hemisphere: population genetic structure and delineation of subspecies. Conserv Genet 8:1287–1309.
- García-Walther, J.; N.R. Senner, H.V. Norambuena & F. Schmitt. 2017.** Atlas de las aves playeras de Chile: Sitios importantes para su conservación. Universidad Santo Tomás. Santiago, Chile.

- Guilfoyle, M.P.; Jung, J.F.; Fischer, R.A. & D.D. Dickerson. 2019.** Developing best management practices for coastal engineering projects that benefit Atlantic coast shoreline-dependent species. EMRRP Technical Notes Collection, U.S. Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, MS.
- Hunt, K.L., Karpanty, S.M.; Davis, K.L.; Wilke, A.; Myers, N.; Spiegel, C.; Schulte, S.; Catlin, D.H. & Fraser, J.D. 2019.** Guidance and Best Practices for Coordinated Predation Management to Benefit Temperate Breeding Shorebirds in the Atlantic Flyway. U.S. Fish and Wildlife Service and National Fish and Wildlife Foundation.
- Iglecia, M. & B. Winn. 2021.** A shorebird management manual. Massachusetts, USA: Manomet.
- Jackson, J.D.U.; Bruford, M.W.; Székely, T.; DaCosta, J.M.; Sorenson, M.D.; Russo, I.R.M.; Maher, K.H.; Cruz-López, M.; Galindo-Espinosa, D.; Palacios, E.; De Sucre-Medrano, A.E.; Cavitt, J.; Pruner, R.; Morales, A.L.; Gonzalez, O.; Burke, T. & C. Küpper. 2020.** Population differentiation and historical demography of the threatened snowy plover *Charadrius nivosus* (Cassin, 1858). *Conservation Genetics*, 21(3), 387-404.
- Lafferty, K.D. 2001.** Disturbance to wintering Western Snowy Plovers. *Biological Conservation* 101 (3):315-325.
- Lauten, D.J.; K.A. Castelein, D.C. Bailey, T. Lewis & E.P. Gaines. 2008.** The distribution and reproductive success of the Western Snowy Plover along the Oregon Coast - 2008. Portland, OR: Institute for Natural Resources, Oregon State University.
- Medrano, F. & I. Tejada. 2018.** Chorlo nevado (196-197). *En:* Medrano, F.; R. Barros, H.V. Norambuena, R. Matus y F. Schmitt. Atlas de Aves Nidificantes de Chile. Red de Observadores de Aves y Vida Silvestre de Chile. Santiago, Chile.
- Michel, N.L.; S.P. Saunders, T.D. Meehan & C.B. Wilsey. 2021.** Audubon's Priority 615 Birds Report: 2021. National Audubon Society, New York, NY.
- MMA (Ministerio del Medio Ambiente). 2019^a.** Ficha de clasificación décimo quinto proceso RCE: *Charadrius nivosus*. 16p.
- MMA (Ministerio del Medio Ambiente). 2019^b.** Volumen 2: Exposición. En: Determinación del riesgo de los impactos del Cambio Climático en las costas de Chile, ed. Winckler, P.; Contreras-López, M.; Vicuña, S.; Larraguibel, C.; Mora, J.; Esparza, C.; Salcedo, J.; Gelcich, S.; Fariña, J.M.; Martínez, C.; Agredano, R.; Melo, O.; Bambach, N.; Morales, D.; Marinkovic, C. & A. Pica. Santiago, Chile.
- Page, G.W.; K.K. Neuman, J.C. Warriner, J.S. Warriner, C.R. Eyster, J. Erbes, D. Dixon & A. Palkovic. 2008.** Nesting of the Snowy Plover at Monterey Bay and on beaches of northern Santa Cruz County, California in 2008. Pataluma, CA: PRBO Conservation Science.
- Page, G.W.; L.E. Stenzel, J.S. Warriner, J.C. Warriner & P.W. Paton. 2020.** Snowy Plover (*Charadrius nivosus*), version 1.0. In *Birds of the World* (A.F. Poole, Editor). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.
- Page, G.W.; L.E. Stenzel, W.D. Shuford & C.R. Bruce. 1991.** Distribution and abundance of the Snowy Plover on its western North American breeding grounds. *Journal of Field Ornithology* 62:245-255.
- Pearson, S.F.; C. Sundstrom, K. Gunther, D. Jaques & K. Brennan. 2008.** Snowy Plover population monitoring, research, and management actions: 2008 nesting season research progress report. Olympia, WA: Washington Department of Fish and Wildlife.
- Senner, N.R. & F. Angulo. 2014.** Atlas de las aves playeras del Perú. Sitios importantes para su conservación. CORBIDI. Lima, Perú.
- Senner, S.E.; B.A. Andres & H.R. Gates. 2016.** Pacific Americas Shorebird Conservation 650 Strategy. National Audubon Society, New York, New York, USA.
- Tarr, N.M.; T.R. Simons & K.H. Pollock. 2010.** An Experimental Assessment of Vehicle Disturbance Effects on Migratory Shorebirds. *Journal of Wildlife Management*, 74(8):1776-1783.
- USFWS (U.S. Fish and Wildlife Service). 2007.** Recovery Plan for the Pacific Coast Population of the Western Snowy Plover (*Charadrius alexandrinus nivosus*). In 2 volumes. Sacramento, California. xiv + 751 pages.



Macho adulto de
Picaflor de Arica
(*Eulidia yarrellii*)

Picaflor de Arica:

Un ave en serio riesgo de extinción

por Cristián Estades

Universidad de Chile
Unión de Ornitólogos de Chile

Habitante de uno de los ambientes más extremos del planeta como es el desierto de Atacama, el **Picaflor de Arica** (*Eulidia yarrellii*) se ha transformado en un ícono de la conservación biológica en Chile. Lamentablemente, lo anterior no se debe al éxito de las acciones para conservar a la especie, sino que, precisamente a los muchos desafíos que deben enfrentar estas iniciativas, en un país cuyo sistema de conservación tiene una orientación pasiva, focalizada en la prevención más que en la corrección de los problemas (Estades & Pavez 2011).

Como es el caso de la gran mayoría de las especies de aves de Chile, la «historia demográfica» del Picaflor de Arica es breve. Las primeras estimaciones poblacionales se llevaron a cabo recién el año 2003, como resultado de un estudio financiado por el Servicio Agrícola y Ganadero, y que surgió de la inquietud manifestada por algunos ornitólogos aficionados, quienes percibían una aparente disminución de los números de la especie. Las evaluaciones arrojaron una preocupante estimación de aproximadamente 1700 individuos, en contraste con reportes de la primera mitad del siglo xx, que mencionaban a la especie como muy abundante (Goodall *et al.* 1946). Tempranamente se propusieron tres posibles causas no excluyentes de esta aparente declinación poblacional: la destrucción de su hábitat debido al avance de la agricultura, el uso intensivo de pesticidas y la competencia con el **Picaflor de Cora** (*Thaumastura cora*) (Estades *et al.* 2007).

En el año 2004 se generaron los primeros esbozos de un plan de acción para la especie, y durante el año 2006 se inició un programa de monitoreo permanente de la especie, a cargo de la Unión de Ornitólogos de Chile y la Universidad de Chile. El objetivo principal del monitoreo ha sido el estimar el cambio en el número de individuos adultos al inicio de la temporada reproductiva, el que debería

corresponder al punto más bajo de la población durante un año. Adicionalmente, en años recientes se incorporó una campaña de muestreo post-reproductivo centrada en ambientes de precordillera, adonde migra parte de la población para aprovechar la floración generada por las lluvias estivales.

En paralelo al monitoreo, se han desarrollado diferentes estudios para generar una base de información sobre la especie que contribuya al diseño de un plan de conservación. Inicialmente, el estudio de la dieta del picaflor destacó la importancia del néctar de plantas de flores pequeñas, de polinización más bien entomófila, como son el **Chañar** (*Geoffroea decorticans*, Fig. 1), la **Chilca** (*Pluchea chingoyo*) o el **Algarrobo** (*Prosopis alba*), entre varias otras. El seguimiento por tres años de la reproducción de un grupo de hembras en Chaca mostró que el Picaflor de Arica tiene uno de los períodos de cría (incubación más alimentación de polluelos en el nido) más largos de su familia, con un promedio de 48 días (Estades *et al.* 2019). Por otro lado, las investigaciones mostraron que durante el período reproductivo los machos se agregan en leks dispersos, los cuales se encuentran separados de las áreas de nidificación (Lazzoni 2015, Estades *et al.* 2019).

FIGURA 1
Flores de Chañar
(*Geoffroea decorticans*)
Septiembre 2016.



FIGURA 2
Nido con polluelos
de Picaflor de Arica
(*Eulidia yarrellii*) en
un olivo.
Septiembre 2016.



A pesar de que el reemplazo de la vegetación nativa por cultivos agrícolas ha tenido una contribución importante en la declinación del Picaflor de Arica, los estudios mostraron que la especie sí es capaz de usar vegetación artificial como hábitat. El caso más interesante es la importancia de los **olivos** (*Olea europaea*) como sustrato de nidificación de la especie (Estades *et al.* 2019, Fig. 2), árboles que probablemente reemplazaron en este rol a especies silvestres como la **Pacama** (*Morella pavanis*). En el largo plazo, los datos colectados durante casi 20 años de estudio han mostrado una clara asociación entre la declinación de la especie y la pérdida de vegetación nativa y de olivares (reemplazados por cultivos anuales).

Aunque es razonable asumir que el impacto de los pesticidas sobre el Picaflor de Arica debe haber jugado un papel importante en la situación actual de la especie, esto no ha podido ser demostrado formalmente. Las restricciones presupuestarias, la

falta de información sobre uso de agroquímicos en los valles de la región, y la complejidad de conducir estudios experimentales con una especie amenazada, han impedido el desarrollo de una evaluación del rol de estas sustancias como limitante poblacional. Sin embargo, de forma precautoria, los pesticidas siempre se han considerado como una amenaza seria para la especie.

A la evidencia correlacional que sugería la competencia del Picaflor de Arica con el Picaflor de Cora (Estades *et al.*; 2007, Fig. 3), posteriormente se sumaron datos experimentales que confirmaron esta interacción (Lazzoni 2015). Sin embargo, la información disponible muestra que el efecto negativo del Picaflor de Cora sobre el Picaflor de Arica se debe más a la mayor tasa de crecimiento poblacional de esta especie, que a una mayor agresividad interespecífica (Lazzoni 2015). Un aspecto preocupante de la interacción entre estas dos

FIGURA 3
Macho de Picaflor de Cora
(*Thaumastura cora*).
Septiembre 2016.



FIGURA 4
Modelo de Picaflor de Arica
usado en la simulación de
un lek de machos.
Septiembre 2016.



especies es la evidencia de hibridación entre éstas (van Dongen *et al.* 2013), la que podría exacerbarse cuando la densidad poblacional de una especie es tan baja que algunos individuos simplemente no encuentran congéneres con quien aparearse.

La información básica sobre la especie ha permitido el desarrollo de algunas investigaciones aplicadas, orientadas a determinar la efectividad de medidas de manejo que pudieran revertir el estado de sus poblaciones. Por ejemplo, un estudio de la respuesta del Picaflor de Arica a bebederos con néctar artificial mostró que la especie es conductualmente muy rígida, y poco adaptable a condiciones nuevas (Lühr 2011). A lo anterior se suman observaciones que muestran una alta tenacidad al sitio, incluso en lugares con un deterioro creciente del hábitat.

Puesto que el manejo de la vegetación es crucial en un plan de recuperación de la especie, se desarrolló un estudio para ensayar distintas técnicas silviculturales para manejar la floración del chañar (Cruz *et al.* 2010), y otro que probó la producción rápida de néctar mediante el cultivo de plantas silvestres anuales (Cozano 2014). En este último caso, en pocos meses se logró generar una oferta de néctar que atrajo a una hembra, la cual nidificó exitosamente en el área.

Uno de los principales desafíos para el manejo de la especie es la protección efectiva de los leks. Debido a la naturaleza de estas agrupaciones de machos, éstos tienden a congregarse en los mismos lugares año tras año. Esto hace que la probabilidad de que algunos individuos decidan instalarse en otro sitio es muy baja, lo que limita significativamente las opciones de manejo. En el último tiempo se ha trabajado en un proyecto cuyo objetivo es atraer a machos a un sitio protegido mediante la simulación de un lek con señuelos (Fig. 4) y vocalizaciones. Desafortunadamente, este estudio ha enfrentado muchos inconvenientes técnicos y todavía se encuentra en desarrollo, sin resultados concluyentes.

Desde el inicio del proyecto a la fecha, la situación del Picaflor de Arica ha empeorado de manera significativa, reduciendo su población estimada en más de un 70%. En el valle de Azapa, donde la especie tenía su mayor población en 2003, no se han registrado individuos en las últimas campañas. Aunque todavía es posible que existan algunas aves en puntos no muestreados, es preocupante la ausencia de registros de machos desde 2016, los que normalmente son más fáciles de detectar que las hembras. Durante los últimos años, la observación de algunos individuos (hembras y juveniles)



FIGURA 5
Cultivos bajo malla antiáfidos
en el valle de Azapa.
Septiembre 2016.

con vocalizaciones imperfectas, sugiere que podría tratarse de híbridos, tal como ya se había reportado anteriormente para este valle (van Dongen *et al.* 2013). Lamentablemente no es posible descartar que las pocas hembras que permanecen en el valle se hayan apareado con machos de Picaflor de Cora.

La posible extinción de la especie en Azapa se debe a que en este valle todos los factores propuestos como negativos para la especie (Estades *et al.*

2007) se expresan en su máxima magnitud. La más importante es la destrucción del hábitat, que se ha acelerado durante las últimas temporadas. Destaca la pérdida de muchas hectáreas de árboles frutales y el aumento de la cobertura de muchos cultivos con mallas antiáfidos (Fig. 5). Aunque sólo existe evidencia correlacional, este último factor también aparece como responsable de la disminución de las otras dos especies de picaflor (cora y del norte) desde el año 2012.

En el valle de Vitor, la situación es decreciente preocupada por el aumento de la actividad agrícola y la aceleración del cambio del uso de la tierra. La pérdida de hábitat se debe en gran medida al mayor nivel de intensificación de la agricultura, y a la eliminación de vegetación riparia por la habilitación irregular de terrenos de cultivo. En algunas localidades, las mallas antiáfidos están comenzando a dominar el paisaje, tal como en Azapa. Y aunque la población de Picaflor de Cora se concentra principalmente en Azapa, en los últimos años, los registros de la especie en Vitor han ido en aumento.

Actualmente, el valle de Camarones se ha transformado en la zona de mayor importancia para la conservación del Picaflor de Arica, albergando algunas de las agrupaciones reproductivas (leks de machos y áreas de nidificación) más grandes de la especie. La última estimación (AvesChile 2020) indica que aproximadamente el 65% de la población de la especie habita en este valle, el que tiene el menor grado de desarrollo agrícola. Aun así, últimamente ha existido tala de árboles clave (e.g. tamarugos, algarrobos) en algunas zonas donde tradicionalmente había nidificación. Además, la corta de la vegetación ribereña por parte del Ministerio de Obras Públicas también ha reducido la cantidad de hábitat disponible para la especie.

La declinación del Picaflor de Arica desde 2004 ha ocurrido a pesar de que el Estado de Chile ha utilizado prácticamente todas las herramientas que tiene para proteger a una especie amenazada como ésta. Tempranamente, el proyecto fue acogido por el Ministerio del Medio Ambiente (inicialmente Conama) quien ha liderado una intensa campaña de educación ambiental para sensibilizar a la población sobre el problema. El año 2004, la especie fue declarada ave símbolo de la ciudad de Arica. Posteriormente, en 2006 fue declarada Monumento Natural. Los valles en los que habita la especie

fueron definidos como sitios prioritarios para la conservación y la especie está clasificada como En Peligro Crítico (CR). Además, está protegida por la ley de caza y, obviamente, su comercio internacional está prohibido por CITES. Más recientemente, el gobierno de Chile incluyó al Picaflor de Arica entre las cuatro especies focales de un proyecto GEF (Global Environmental Facility) que tiene por fin avanzar en la institucionalidad para la protección de especies amenazadas. Y, sin embargo, su población sigue declinando, ya que las medidas mencionadas tienen un impacto muy marginal en las causas del problema. Además, fundamentalmente apuntan a impedir nuevas amenazas, mientras que los daños ya existentes son casi imposibles de reparar.

El primer informe del proyecto emitido en 2004 ya proponía acciones como la restauración del hábitat de la especie, el control de la expansión del Picaflor de Cora y la limitación del uso de pesticidas. Nada de eso ha ocurrido. Formalmente, la elaboración de la primera versión de un plan de conservación para la especie se llevó a cabo durante el año 2010. Sin embargo, la aprobación de la versión final del plan RECOGE por parte del consejo de ministros para la sustentabilidad, recién ocurrió durante octubre de 2021, y se espera que la publicación en el diario oficial se concrete dentro del primer semestre de 2022. Claramente la respuesta a los problemas del Picaflor de Arica ha sido lenta e ineficaz.

Uno de los ejes centrales del plan RECOGE para el Picaflor de Arica es la implementación de una Red de Microreservas, que representa un conjunto de sitios de pequeñas dimensiones (<10 há) manejados para maximizar sus condiciones como áreas de reproducción de la especie. Formalmente, a la fecha existe sólo una microreserva en la localidad de Chaca. Este sitio, administrado por CONAF, alberga una población de aproximadamente un 1% del total de la especie (3-5 individuos), aunque sólo durante parte del año.



FIGURA 6
Imágenes satelitales del sitio Pampa Gobernador (delimitado por la línea roja) en el valle de Azapa. En la figura del año 2013 se aprecia que el área está dominada por un matorral desértico ralo, mientras que, en 2017, gran parte de la vegetación desapareció, existiendo caminos, y un evidente tránsito de maquinarias.

En su mayoría, los sitios que se incorporarán en el futuro a la Red de Microreservas son de utilidad marginal para la especie, pero tienen la ventaja de ser de propiedad fiscal, por lo que el costo de adicionarlos a la red es muy bajo. Lamentablemente, sitios fiscales identificados tempranamente como importantes para el Picaflor de Arica se perdieron al ser cedidos a los agricultores que se los tomaron o, simplemente, al ser abandonados por la autoridad. Un caso emblemático de lo anterior es el de Pampa Gobernador, sitio de más de 12 ha de extensión ubicado en el valle de Azapa. Al inicio

del proyecto, este lugar contenía un lek de Picaflor de Arica. Paulatinamente el área fue invadida por el Picaflor de Cora, lo que, sumado al deterioro parcial de la vegetación, llevó a la desaparición del Picaflor de Arica para el año 2010. El año 2013 se firmó un convenio entre la Municipalidad de Arica, la comunidad local (Asociación Indígena Ecológica Hijos de Camiña), y la Unión de Ornitólogos de Chile, para proteger y restaurar el área. Se elaboró el expediente para solicitar su designación como Santuario de la Naturaleza, se desarrolló un plan de manejo, y la Municipalidad comprometió recursos para su implementación. Unos años después, el sitio estaba convertido en un basural y en un estacionamiento para maquinarias, completamente desprovisto de cualquier tipo de protección (Fig. 6).

Actualmente, los sitios de mejor calidad para la especie están en manos privadas, lo que plantea un desafío muy grande por el alto valor de la tierra con aptitud agrícola, y por las restricciones legales de parte del Estado para la compra de terrenos para la conservación. El plan RECOGE para la especie tampoco cuenta con financiamiento, por lo que, de no mediar donaciones cuantiosas, es muy probable que la situación de la especie no mejore.

Hasta ahora, Chile y sus instituciones le han fallado al Picaflor de Arica. Aunque aún es tiempo de cambiar el destino de la especie, se requieren modificaciones significativas en la manera de hacer conservación, pasando del enfoque pasivo a uno decididamente activo. Los conocimientos básicos y aplicados están. Existen los planes, las metas, los indicadores. Sólo falta la voluntad política de transformar al Picaflor de Arica en un ejemplo exitoso de recuperación poblacional y no en un mensaje de advertencia acerca de las consecuencias de la mala planificación de la conservación.

Literatura citada

- AvesChile. 2020.** Evaluación poblacional del picaflor de Arica, año 2020.
- Cozano, M. 2014.** Propagación de plantas para restauración de hábitat del Picaflor de Arica (*Eulidia yarrellii*) en el Valle de Chaca, Región de Arica y Parinacota. Tesis Ingeniería en Recursos Naturales Renovables. Universidad de Chile.
- Cruz, G; C.F. Estades y M. Gallardo. 2010.** Estrategias silvícolas para incrementar la oferta de néctar de Chañar (*Geoffroea decorticans*), para la alimentación del picaflor de Arica (*Eulidia yarrellii*) y el desarrollo de la apicultura local en la región de Arica y Parinacota. Informe final. Proyecto 024/2010. Fondo de Investigación en Bosque Nativo.
- Estades, C.F. y E.F. Pavez. 2011.** Institutions and Bird Conservation in Chile. Pp. 113-132 in E. Figueroa ed. Biodiversity Conservation in the Americas: Lessons and Policy Recommendation. Editorial FEN-Universidad de Chile, Chile.
- Estades, C.F; I. Lazzoni y J. Aguirre. 2019.** Nesting ecology of the endangered Chilean Woodstar (*Eulidia yarrellii*). *Ornitología Neotropical* 29:11-18.
- Estades, C.F; J. Aguirre, M.A.H. Escobar, J.A. Tomasevic, M.A. Vukasovic y C. Tala. 2007.** Conservation Status of the Chilean Woodstar *Eulidia yarrellii*. *Bird Conservation International* 17:163-165.
- Goodall, J.D; A.W. Johnson y R.A. Philippi. 1946.** Las aves de Chile. Su conocimiento y sus costumbres. Tomo primero. Platt Establecimientos Gráficos S.A. Buenos Aires.
- Lazzoni, I. 2015.** Expansión o extinción: el rol de la competencia en la tendencia poblacional de *Eulidia yarrellii* y *Thaumastura cora*. Tesis Doctorado en Ecología y Biología Evolutiva. Universidad de Chile.
- Lühr, D. 2011.** Implementación de un programa de bebederos para la conservación del picaflor de Arica. Tesis Biología Ambiental. Universidad de Chile.
- van Dongen, W.F.D, I. Lazzoni, H. Winkler, R.A. Vásquez y C.F. Estades 2013.** Reproductive interference and resource competition between an endangered and a recently-arrived hummingbird. *Biological Invasions* 15:1155-1168.



Ballena jorobada
(*Megaptera novaeangliae*),
Parque Marino Francisco Coloane,
(Reg. Magallanes) 14 de febrero 2022
Foto: Heraldo V. Norambuena.

Cetáceos de Chile:

Diversidad y principales amenazas

por Andrea Cisterna-Concha¹⁻³ & Camila Calderón-Quirgas²⁻³

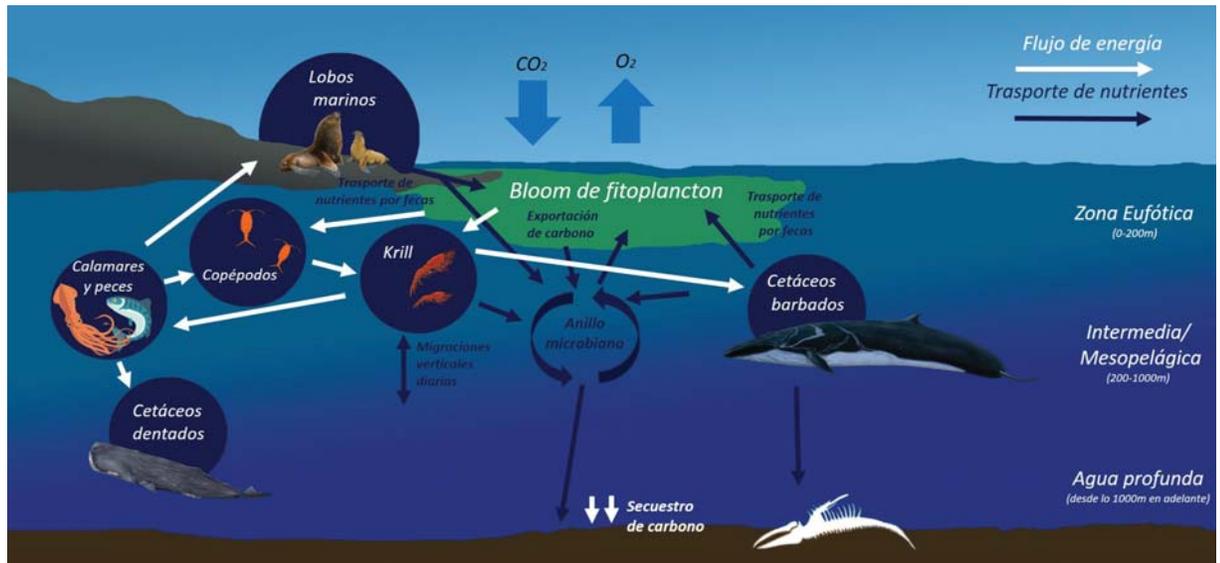
1. Programa de Doctorado en Oceanografía, Departamento de Oceanografía, Universidad de Concepción, Chile.
2. Programa de Magíster en Ciencias mención en Oceanografía, Departamento de Oceanografía, Universidad de Concepción, Chile.
3. Centro de Estudios de Mastozoología Marina, Concepción, Chile. (Center for Marine Mammalogy Studies NGO)

Importancia en los cetáceos en los ecosistemas marinos

Los 4.600 km de costa en Chile han favorecido la existencia de una variada diversidad de mamíferos marinos a la largo de todo el territorio. Tanto especies residentes como migratorias se han beneficiado de las frías y ricas aguas cargadas en nutrientes de la Corriente de Humboldt, y la costa chilena ha vuelto a ser un área importante para grandes cetáceos posterior a la caza de ballenas. Especies como la **Ballena azul** (*Balaenoptera musculus*) y **Ballena fin** (*Balaenoptera physalus*) fueron sobreexplotadas en aguas chilenas, siendo el caso más extremo la ballena **Franca austral** (*Eubalaena australis*) para la cual se estima que solo quedan aproximadamente 50 individuos para el Pacífico Sur Oriental. Los cetáceos son uno de los primeros casos de casi extinción de las especies por causa antropogénica. Desde la época de caza, los cetáceos han estado en constante lucha por la recuperación de sus poblaciones, y las nuevas problemáticas que han surgido en los últimos años hacen que nuevamente grandes y pequeños cetáceos vuelvan a estar en peligro.

Además de ser carismáticos, protagonistas de mitos y leyendas, y parte importante del imaginario colectivo y cosmovisión de pueblos indígenas en todo el mundo, los cetáceos también cumplen un rol clave en los ecosistemas marinos, que van desde consumidores, presas, transportadores de nutrientes y almacenadores de carbono. Pueden ejercer una fuerte presión sobre las comunidades marinas a través de la depredación directa (alimentación) y las interacciones indirectas en la red alimentaria. Al ser depredadores tope, además, pueden influir en la dinámica ecológica y evolutiva de las poblaciones de sus presas, con efectos que se propagan a través de redes tróficas y ciclos biogeoquímicos. La alta cantidad de comida requerida para sostener una ballena (e.g. ballena azul que consume 1-3 toneladas diarias de krill) también pone en evidencia las condiciones ambientales de las áreas donde estas se congregan. La productividad primaria de esas áreas debe ser lo suficientemente alta para proveer la alimentación a sus presas que a su vez alimentan

FIGURA 1
Rol de los mamíferos marinos en el ecosistema. Modificado de Henley et al. (2020).



a estos grandes animales. Otro factor para considerar es el gran tamaño de estas especies, las cuales contribuyen a concentrar energía y nutrientes en ambientes oceánicos donde estos recursos están muy dispersos y a menudo son limitantes.

Cuando muere una ballena, aporta una gran fuente de proteínas y lípidos al hundirse en el fondo marino. Los cadáveres de ballenas son la forma más grande de detritus que cae de la superficie del océano, produciendo pulsos masivos de enriquecimiento orgánico a un lugar que a menudo está empobrecido en nutrientes y energía. Este proceso influye en el fondo del mar de manera análoga a la caída de los árboles en los bosques, ya que, al alterar la disponibilidad local de alimentos, proporciona estructura de hábitat y sustenta diversos conjuntos bióticos (Smith 2006; Lundsten *et al.* 2010; Roman *et al.* 2014). Más recientemente varias investigaciones sostienen que las ballenas y otros vertebrados contribuyen a la producción primaria a través de la mezcla vertical y transferencia horizontal de nutrientes y el reciclaje de carbono (Fig. 1). Al bucear para alimentarse, las ballenas aportan energía mecánica al océano (Dewar *et al.* 2006); este efecto de mezcla puede ser especialmente importante en condiciones estratificadas o cuando hay poco viento, ya que el viento contribuye a la mezcla de agua y a su vez a una disponibilidad de nutrientes a aguas superficiales. Las ballenas también pueden transportar nutrientes a las aguas superficiales al liberar sus fecas y orina en sus áreas de alimentación, mientras respiran, digieren, metabolizan o descansan cerca de la superficie del océano (Roman & McCarthy 2010). En términos de biomasa, además, se estima que una sola ballena durante toda su vida puede llegar a secuestrar 33 toneladas de CO₂. Esto quiere decir que cuando muere estas 33 toneladas de CO₂ se hunden en el fondo del océano, eliminándolo de la atmósfera durante siglos (Chami *et al.* 2019).

Cetáceos de Chile y sus amenazas

El Orden cetácea se divide en dos grandes grupos Mysticetos más conocido como ballenas y los Odontocetos donde están delfines, marsopas, zifios y cachalotes. Se han descrito 92 especies de cetáceos en el mundo (Committee on taxonomy 2021), de los cuales 43 especies habitan Chile (D'Elía *et al.* 2020), es decir un 46% del total de especies descritas a nivel mundial. En Chile habitan ocho especies de ballenas, 19 especies de delfines, dos especies de marsopa, 10 especies de zifio y tres especies de cachalote. Muchas de ellas se encuentran amenazadas, por lo que implementar medidas de conservación de estas especies se hace cada vez más necesaria, sobre todo en el actual escenario de cambio climático.

Cuando pensamos en amenazas para los cetáceos, lo más probable es que viajemos al pasado y recordemos la industria ballenera, sin embargo, en la actualidad también existen diversas amenazas igual de preocupantes. En general las amenazas son: (1) capturas letales directas para consumo y control de predadores, (2) capturas incidentales producto de enmalles y colisiones, (3) pérdida por degradación de hábitat, (4) contaminación acústica subacuática procedente del tráfico de embarcaciones, parques eólicos, estudios sísmicos y sonares militares. Estas son solo algunas de las problemáticas que atentan contra la vida de estos animales y que podrían atemorizar, desplazar o dañar a estas especies (Aguaño-Lobo *et al.* 2011; Reeves *et al.* 2003).

Captura incidental: bycatch

Las principales causas de mortalidad provocadas por el ser humano para muchas especies marinas son el enmallamiento en artes de pesca comerciales o «bycatch», también conocido como captura incidental. Científicos y ambientalistas coinciden en que la captura incidental es el factor más influyente en la disminución y recuperación de algunas poblaciones de mamíferos marinos (Punt *et al.*

FIGURA 2
Ballena sei (*Balaenoptera borealis*)
 enmallada en centro salmonero,
 (Reg. Aysén).
 FUENTE: La Tercera



2021). Recientemente, La Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (SUBPESCA) creó el primer protocolo en Chile que busca disminuir la captura incidental de mamíferos marinos y entrega directrices respecto de su manipulación a bordo de embarcaciones en la pesquería industrial con cerco en el norte de Chile. Sin embargo, la amenaza actual asociada al «bycatch» es no tener una cifra exacta de la frecuencia con la que sucede y qué especies están involucradas, en qué tipos de artes de pesca y en qué zonas geográficas, sin esta información no es posible generar estrategias de mitigación. Estas interacciones generalmente ocurren por la competencia alimentaria por un mismo recurso pesquero. Un estudio realizado sobre las interacciones del **Lobo marino sudamericano** (*Otaria flavescens*) con la flota pesquera industrial de arrastre de *Merluccius gayi* en el centro-sur de Chile, fueron las primeras observaciones de estas interacciones las cuales dieron como resultados un total de 82 animales capturados incidentalmente en las redes de pesca, de los cuales 12 fueron encontrados muertos y los 70 restantes sufrieron hemorragias internas y/o fracturas como consecuencia de su captura (Reyes et al. 2013). González-But & Sepulveda (2016) informaron la captura incidental de 58 **Delfines comunes** (*Delphinus delphis*) en un monitoreo de 8 viajes de pesca con redes de cerco en el norte de Chile.

En mayo del año 2020 una **Ballena sei** (*Balaenoptera borealis*) encendió las alarmas y nuevamente la problemática del enmallamiento. La muerte de este individuo producto de un enredo en las redes de pesca en un centro de cultivo de salmón perteneciente a la empresa Australis Amar, en la Región de Aysén, conmocionó a la comunidad por la rápida divulgación de las imágenes (Fig. 2). Pero este no es el único caso, en febrero del año 2017 una ballena **Franca Austral** fue encontrada muerta con signos de enmallamiento en la playa mar brava de Carelmapu, Región de los Lagos. En Chile para los años 1970 y 2005 la causa principal de varamientos en cetáceos fueron los enmallamientos (Galletti & Cabrera 2007).

Contaminación acústica

La contaminación acústica, al contrario de lo que nos imaginamos por su nombre, es invisible, por lo tanto, no parece importante o no le prestamos la atención suficiente, pero esta puede causar impactos directos e indirectos en las poblaciones de cetáceos (Nowacek et al. 2007). Existen diversas actividades antrópicas las cuales son consideradas las principales fuentes de ruido submarino, entre estas podemos encontrar las prospecciones sísmicas, los sonares militares, construcciones petroleras, experimentos oceanográficos, navegación y el tráfico de las embarcaciones marinas industriales y turísticas (Heathershaw et al. 1997; Pineda 2021).



FIGURA 3
Avistamientos de ballenas a pocos metros de una embarcación mercante (a) y pesquera (b). Caleta Chome, (Reg. Biobío). Noviembre 2019. FOTO: Fernanda Silva Andrades

Estas pueden afectar a los cetáceos de diversas formas, produciendo varamientos fatales, evasión de lugares ruidoso o abandono, estrés, alteración de sus migraciones, desorientación, pérdida auditiva la cual puede traer como consecuencia una incapacidad para socializar, hemorragias internas en sus oídos y cerebro y en el peor de los casos varamientos masivos, reducción del espacio de comunicación y enmascaramiento u obstrucción de vocalizaciones (Simmonds *et al.* 2003; Weilgart 2007; Pineda 2021). Gran parte del ruido submarino producto de la actividad antrópica se produce a baja frecuencia, interfiriendo directamente en la comunicación tanto de Mysticetos como en Odontocetos.

Colisiones

El aumento del tráfico marítimo ha traído como consecuencia grandes amenazas para la conservación de los cetáceos, esto debido al aumento en la mortalidad por colisión que se produce entre embarcaciones y estos animales, la cual se ha vuelto cada vez más recurrente en el último

tiempo (García-Cegarra & Pacheco 2019). A pesar de que las colisiones mortales ocurren con grandes buques de carga (> 100 m de eslora) a una velocidad de navegación superior a 10 nudos, los cortes, traumatismos y amputaciones no letales también se producen con embarcaciones pequeñas (<50 m de eslora) que navegan a gran velocidad (<14 nudos; Van Waerebeek *et al.* 2007; Vanderlaan *et al.* 2007; Wiley *et al.* 2011; Silber *et al.* 2010; Fig. 3). En Chile ya se han descrito ballenas muertas por colisión con embarcaciones, el año 2018 se registró un individuo de **Ballena fin** en Talcahuano, Región del Biobío (Toro *et al.* 2020), el 2020 una **Ballena Jorobada** (*Megaptera novaeangliae*) en Mejillones, Región de Antofagasta, y finalmente este año 2021, una **Ballena azul** varada en Chaitén, Región de los Lagos y una **Ballena de Bryde** (*Balaenoptera brydei*) nuevamente en Mejillones, Región de Antofagasta (SERNAPESCA 2021). Estos registros ponen en evidencia el aumento de esta problemática (véase García-Cegarra & Pacheco 2019).

Acuicultura

Las interacciones entre la acuicultura y los mamíferos marinos son negativas (Wursig & Gailey 2002). Heinrich (2006) describe las siguientes interacciones de **Delfines chilenos** asociadas con la acuicultura: a) La competencia por el espacio y el desplazamiento de importantes hábitat debido a componentes estructurales de las explotaciones acuícolas (Watson-Capps & Mann, 2005; Ribeiro *et al.* 2007), b) exclusión de hábitats importantes, debido al uso de aparatos acústicos para repeler (molestar o alejar), destinados a impedir la depredación de jaulas de cultivo de peces por pinnípedos (Morton & Symonds 2002; Olesiuk *et al.* 2002), c) el acoso de un mayor tráfico de embarcaciones debido al trabajo y mantenimiento de las jaulas de cultivo, d) cambios en la abundancia y disponibilidad de especies presa, tanto disminución y aumento de la disponibilidad de presas (Bearzi *et al.* 2008),

e) contaminación ambiental con pesticidas, fungicidas, pintura, el aumento de los desechos marinos y antibióticos (Kemper *et al.* 2003). Estos últimos preocupan en Chile debido a que se usan 75 veces más antibióticos por kilo de pez producido que en Noruega u otros países europeos (Cabello 2003). En Chile se ha informado la presencia de heridas en la piel de **Tursiones** y **Delfines chilenos**, las cuales podrían estar relacionadas con la degradación del medio ambiente, como efecto de la contaminación o de enfermedades exóticas probablemente asociadas a actividades acuícolas (Viddi *et al.* 2003). También a nivel estructural de la salmonicultura, existen pruebas en Chile de delfines y lobos muertos en redes anti-lobo en algunas áreas de la Isla Grande de Chiloé, así como datos que apuntan a la matanza directa de estos animales para impedir que se aproximen a las jaulas de salmones (Claude & Oporto 2000; Kemper *et al.* 2003).

FIGURA 4
Delfín austral
(*Lagenorhynchus australis*),
Estrecho de Magallanes,
(Reg. Magallanes)
20 de febrero 2022.
Foto: Heraldo V. Norambuena.



Turismo invasivo

El avistamiento de cetáceos es una herramienta cada vez más utilizada por las comunidades costeras, la cual se ha vuelto en el último tiempo una importante fuente laboral, proporcionando beneficios tanto económicos como socioambientales (Fig. 4). Sin embargo, si se realiza de una forma invasiva puede generar efectos negativos sobre las poblaciones de mamíferos marinos produciendo, en el peor de los casos, el desplazamiento de las poblaciones e incluso la muerte. Dentro de las malas prácticas realizadas por el turismo podemos encontrar la presencia de un alto número de botes en un área confinada, los avistamientos desde una distancia corta a los animales, el momento y la forma de acercarse y alejarse de los animales, y finalmente la falta de regulaciones o el incumplimiento de las normas y regulaciones existentes (Hoyt & Parsons 2014; Santos-Carvalho *et al.* 2021). En Chile, el turismo de avistamiento de fauna marina y específicamente de cetáceos todavía es incipiente, pero en crecimiento. Como consecuencia a este potencial crecimiento la SUBPESCA publicó en 2011 el «Reglamento general para la observación de mamíferos acuáticos, reptiles y aves y el registro de avistamientos de cetáceos» (DS No 38 / 2011; SUBPESCA, 2011). A pesar de los esfuerzos por regular y controlar el turismo de avistamiento de mamíferos marinos, un estudio realizado en caleta Chañaral de Aceituno y publicado recientemente por Santos-Carvalho *et al.* (2021) puso en evidencia que las **Ballenas fin** (*Balaenoptera physalus*) en presencia de botes de turismo estaban realizando constantes cambios de dirección y movimientos erráticos, perdiendo la linealidad de movimiento que mostraban antes de que llegaran los botes. Estos cambios se han informado anteriormente como respuestas de los cetáceos a la presencia de barcos y son producidos porque los animales perciben estas perturbaciones de manera similar a un riesgo de depredación.

Comentarios finales

No es desconocido que en Chile existe una pobre inversión en ciencia, tecnología e innovación y la nociva política científica nacional, economicista y carente de visión ha sido ineficaz en impulsar el desarrollo de la ciencia y en lograr que los conocimientos generados por nuestros científicos y científicas impacten y contribuyan al desarrollo del país. Resulta preocupante y contradictorio que para muchas especies de cetáceos todavía no exista información biológica básica (e.g. delfín chileno, único cetáceo endémico de Chile) y sigan siendo catalogados como Data Deficiente (DD). El no contar con un sistema de monitoreo permanente que entregue cifras exactas sobre censos poblacionales o enmalles, por ejemplo, hace imposible generar estrategias de mitigación para estas especies. En este escenario se vuelve necesario incorporar más observadores científicos e implementar programas de educación para las comunidades locales de pescadores, pescadoras y capitanes de embarcaciones, siempre desde la horizontalidad para intercambiar información propia respecto a estos temas. La educación se hace completamente imprescindible para poder mitigar el *bycatch* por ejemplo, que es una de las amenazas más influyentes en la disminución y recuperación de las poblaciones de mamíferos marinos. Otro punto para destacar es la importancia de la regulación de las velocidades de navegación en zonas de alimentación y tránsito de ballenas. En un escenario ideal crear un sistema de alerta en tiempo real en todas las zonas de megapuertos y una Red de comunicación entre capitanes de embarcaciones menores y mayores en los momentos que ocurren avistamientos en la zona de pesca o en la ruta, sería una de las mejores opciones ante esta amenaza. Poder capacitar a capitanes y tripulantes de las embarcaciones sobre el rol de los mamíferos marinos en los ecosistemas, como calar redes en el caso de avistamientos o como devolver animales atrapados en cerco o enredados en otro tipo de

artes de pesca con éxito, podría ser un gran avance para la protección de estos animales. El Estado debe garantizar y hacerse responsable de velar por la conservación efectiva de cada especie de mamífero marino presente en el territorio chileno, urge instalar un sistema de monitoreo en toda la costa del país en conjunto con la Armada de Chile y SER-
NAPESCA. No es posible que en situaciones como

varamientos o mortalidades no exista un protocolo claro de respuesta por parte de los Servicios Públicos. Actualmente la educación marina y el traspaso de información hacia las comunidades queda su-
peditada al trabajo voluntario que realizan ONG's y Fundaciones a lo largo del país, para las cuales no existe ningún financiamiento público.

Literatura citada

- Aguayo -Lobo, A; Acevedo, J; y Cornejo, S. 2011.** La ballena jorobada, Conservación en el Parque Marino Francisco Coloane. Santiago: Ocho Libros.
- Bearzi G; Agazzi S; Gonzalvo J; Costa M; Bonizzoni S; Politi E; Piroddi C; Randall R. & Reeves R. 2008.** Overfishing and the disappearance of short-beaked common dolphins from western Greece. *Endangered Species Research*. Vol. 5: 1–12, 2008 doi: 10.3354/esr00103
- Cabello, F. 2003** Antibióticos y acuicultura. Un análisis de sus potenciales impactos para el medio ambiente, salud humana y animal en Chile. *Análisis de Políticas Públicas, Serie APP*, 17, 16 pp.
- Chami, R; Cosimano, T. F; Fullenkamp, C; & Oztosun, S. 2019.** Nature's Solution to Climate Change: A strategy to protect whales can limit greenhouse gases and global warming. *Finance & Development*, 56(004).
- Claude, M. & Oporto, J.A. 2000.** La ineficiencia de la salmonicultura en Chile: aspectos sociales, económicos y ambientales. Terram Publicaciones, Santiago. 68pp.
- D'Elía, G; Canto, J; Ossa, G; Verde-Arregoitia, L. D; Bostelmann, E; Iriarte, A; ... & Valdez, L. 2020.** Lista actualizada de los mamíferos vivientes de Chile. *Bol. Mus. Nac. Hist. Nat.*, 69(2), 67-98.
- Dewar WK, Bingham RJ, Iverson RL, et al. 2006.** Does the marine biosphere mix the ocean? *J Mar Res* 64: 541–61.
- Galletti, V. B; & Cabrera, E. 2007.** Varamiento de cetáceos en Chile 1970-2005 y su relación con impactos antropogénicos. En: CPSS/PNUMA.2007. Memorias del taller de trabajo sobre el impacto de las actividades antropogénicas en mamíferos marinos en el Pacífico Sudeste. Bogotá, Colombia, 28 al 29 de Noviembre de 2006. Guayaquil, Ecuador.
- García-Cegarra, A. M; & Pacheco, A. S. 2019.** Collision risk areas between fin and humpback whales with large cargo vessels in Mejillones Bay (23°S), northern Chile. *Marine Policy*, 103, 182-186. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.12.022>
- González-But JC & M. Sepúlveda 2016.** Incidental capture of the short-beaked common dolphin (*Delphinus delphis*) in the industrial purse seine fishery in northern Chile. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 51(2): 429-433. doi: 10.4067/S0718-19572016000200019
- Heinrich S. 2006.** Ecology Chilean dolphin and Peale's dolphins at Isla Chiloé Southern Chile, (Tesis Doctoral) School of Biology, University of St. Andrews. Scotland.

- Heathershaw, A. D; Ward, P. D; Jones, S. A. S; & Rogers, R. 1997.** Understanding the impact of sonars on the marine environment. Proceedings-institute of acoustics, 19, 51-64.
- Hoyt, E; & Iñíguez, M. 2008.** The state of whale watching in Latin America. Wdcs, Chippenham, Uk.
- Henley, S. F; Cavan, E. L; Fawcett, S. E; Kerr, R; Monteiro, T; Sherrell, R. M; ... & Smith, S. 2020.** Changing biogeochemistry of the Southern Ocean and its ecosystem implications. Frontiers in marine science, 581.
- Hoyt, E; & Parsons, E. C. M. 2014.** The whale-watching industry: Historical development In: Higham J, Bjeder L, Williams R, editors. Whale-watching, Sustainable Tourism and Ecological Management.
- Kemper, C.M; Pemberton, D; Cawthorn, M; Heinrich, S; Mann, J; Würsig, B; & Shaughnessey, P. 2003.** Aqua- culture and marine mammals: co- existence or conflict? In: N. Gales, M. Hindell and R. Kirkwood (eds.) Marine Mammals: Fisheries, Tourism and Management Issues. (pp. 208- 25). Collingwood: CSIRO Publishing.
- Lundsten L, Schlining KL, Frasier K, et al. 2010.** Time-series analysis of six whale-fall communities in Monterey Canyon, California, USA. Deep-Sea Res PT I 57: 1573-84.
- Morton, A.B. & Symonds, H.K. 2002.** Displacement of *Orcinus orca*, by high amplitude in British Columbia, Canada. ICES J. Mar. Sci, 59 (1), 71-80.
- Nowacek, D. P; Thorne, L. H; Johnston, D. W; and Tyack, P. L. 2007.** «Responses of cetaceans to anthropogenic noise,» Mammal Review 37, 81-115.
- Olesiuk, P.F;L.M. Nichol, M.J Sodwen, & J.K.B Ford. 2002.** Effect of the sound generated by an acoustic harassment device on the relative abundance and distribution of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) in retreat passage, British Columbia. Marine mammals science, 18 (4), 843- 862
- Pineda, A.D. 2021.** Solapamiento del comportamiento acústico de cetáceos en presencia de ruido generado por embarcaciones turísticas en las islas galápagos. Trabajo de titulación previo a la obtención del título de ingeniería en biodiversidad y recursos genéticos. Universidad tecnológica indoamérica
- Punt, A. E; Sepúlveda, M; Siple, M. C; Moore, J. R; Francis, T. B; Hammond, P. S; ... & Zerbini, A. N. 2021.** Assessing pinniped bycatch mortality with uncertainty in abundance and post-release mortality: A case study from Chile. Fisheries Research, 235, 105816.
- Reeves, R.R; B.D. Smith, E.A. Crespo, and G. Notarbartolo di Sciara 2003.** **Dolphins**, Whales and Porpoises: 2002-2010 Conservation Action Plan for the World's Cetaceans. IUCN/ SSC Cetacean Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge.
- Reyes, P; Hucke-Gaete, R; & Torres-Florez, J. P. 2013.** First observations of operational interactions between bottom-trawling fisheries and South American sea lion, *Otaria flavescens* in south-central Chile. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 93(2), 489-494.
- Ribeiro, S; Viddi, F. A; Cordeiro, J. L; & Freitas, T. R. 2007.** Fine-scale habitat selection of Chilean dolphins (*Cephalorhynchus eutropia*): interactions with aquaculture activities in southern Chiloé Island, Chile. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 87(1), 119-128.
- Roman J and McCarthy JJ. 2010.** The whale pump: marine mammals enhance primary productivity in a coastal basin. PLoS ONE 5: e13255.
- Roman, J; Estes, J. A; Morissette, L; Smith, C; Costa, D; McCarthy, J; ... & Smetacek, V. 2014.** Whales as marine ecosystem engineers. Frontiers in Ecology and the Environment, 12(7), 377-385.
- Santos-Carvalho, M; Barilari, F; Pérez-Alvarez, M. J; Gutiérrez, L; Pavez, G; Araya, H; & Sepúlveda, M. 2021.** Impacts of whale-watching on the short-term behavior of fin whales (*Balaenoptera physalus*) in a Marine Protected Area in the Southeastern Pacific. Frontiers in Marine Science, 8, 201.
- SERNAPESCA 2021.** Datos de Varamientos desde el año 2009 a septiembre de 2021. (<http://www.sernapesca.cl/informacion-utilidad/registro-de-varamientos>).
- Silber, G. K; Slutsky, J; & Bettridge, S. 2010.** Hydrodynamics of a ship/whale collision. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 391(1-2), 10-19.

- Smith CR. 2006.** Bigger is better: the role of whales as detritus in marine ecosystems. In: Estes JA, DeMaster DP, Doak DF, *et al.* (Eds). Whales, whaling and ocean ecosystems. Berkeley, CA: University of California Press.
- Smith, C. R; Glover, A. G; Treude, T; Higgs, N. D; & Amon, D. J. 2015.** Whale-fall ecosystems: recent insights into ecology, paleoecology, and evolution. *Annual Review of Marine Science*, 7, 571-596.
- Simmonds, M; Dolman, S; & Weilgart, L. 2003.** Oceans of noise: A WDCS science report. Whale and Dolphin Conservation Society, 164.
- Subpesca 2011.** Reglamento General de Observación de Mamíferos Reptiles y aves
- Hidrobiológicas y del Registro de Avistamiento de Cetáceos, D.S. Nº 38 2011, 8. Chile: Subpesca.**
- Toro, F; Gutiérrez, J; M; Henríquez, A; Leichtle, J; Follador, N; Abarca, P; Calderón, C; Peña, C; Aravena, P; Henríquez, A; Rodríguez, D; Sánchez, C. and Pincheira, B. 2020.** Report of two fin whale (*Balaenoptera physalus*) strandings associated with ship strikes in central-south coast of Chile. *Latin American Journal of Aquatic Mammals* 15(1): 8-14. <https://doi.org/10.5597/lajam00255>
- Van Waerebeek, K. O. E. N; Baker, A. N; Félix, F; Gedamke, J; Iñiguez, M; Sanino, G. P; & Wang, Y. 2007.** Vessel collisions with small cetaceans worldwide and with large whales in the Southern Hemisphere, an initial assessment. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, 43-69
- Vanderlaan, A. S; & Taggart, C. T. 2007.** Vessel collisions with whales: the probability of lethal injury based on vessel speed. *Marine mammal science*, 23(1), 144-156.
- Viddi, F.A; Hucke - Gaete, R. y Ribeiro, S. 2003.** The Chilean Dolphin Project: Ecology and Conservation of the Chilean Dolphin in Southern Chile. BPCP Final Report.
- Watson-Capps, J.J; & J. Mann. 2005.** The effects of aquaculture on bootlenose dolphin (*Tursiops spp*) ranging in shark Bay, Western Australia. *Biological conservation*, 124 (4), 519-526.
- Würsig, B. & Gailey, G.A. 2002.** Marine mammals and aquaculture: conflicts and potential resolutions. En: R.R. Stickney and J.P. McVey (eds.) *Responsible Marine Aquaculture*. (pp. 45-59). NY: CABI Publishing.
- Wiley, D. N; Thompson, M; Pace III, R. M; & Levenson, J. 2011.** Modeling speed restrictions to mitigate lethal collisions between ships and whales in the Stellwagen Bank National Marine Sanctuary, USA. *Biological Conservation*, 144(9), 2377-2381.
- Weilgart, L. S. 2007.** The impacts of anthropogenic ocean noise on cetaceans and implications for management. *Canadian Journal of Zoology*, 85(11), 1091-1116.



Visón americano
(*Neovison vison*) en estado silvestre.
Tierra del Fuego,
(Reg. Magallanes) 2019.
Foto: Walter Alvial Jara.

El Visón americano:

El desafío de frenar el avance de esta invasión biológica

por Paula F. Zucolillo

PhD(c) en Ciencias Biológicas PUC
Departamento de Ecología, Facultad de Cs. Biológicas. Lab 307. Pontificia Universidad Católica de Chile.
Centro de Ecología Aplicada y Sustentabilidad (CAPES UC)
Estación Patagonia de Investigaciones Interdisciplinarias – EPII UC.

Una de las principales causas de pérdida de biodiversidad a nivel global son las especies exóticas invasoras, debido a los impactos negativos que generan sobre los ecosistemas, economía y bienestar humano (Pimentel *et al.* 2005).

El **Visón americano** (*Neovison vison*) es nativo de Estados Unidos y Canadá y pertenece a la familia de hurones y nutrias. Actualmente invade diversos países de Europa, Asia y Sudamérica, entre los que se encuentra Chile. Siendo considerada una de las 100 especies más invasivas del mundo, este mamífero es un depredador generalista, de hábitos semiacuáticos que principalmente ocupa humedales, riberas de lagos y ríos, y costas marinas (Dunstone 1993). Su naturaleza carnívora lo convierte en un depredador agresivo y con una gran capacidad de matar presas, entre las que se incluyen: mamíferos terrestres, peces, aves, crustáceos, anfibios y reptiles, como huevos, polluelos, crías o adultos. Los tamaños de las presas van desde pequeños anfibios de un par de centímetros hasta liebres de más de dos kilos. Por estas características, su presencia genera una disminución significativa de los números poblacionales de aves acuáticas y otras especies silvestres, y causa un daño significativo sobre aves de corral, depredando un gran número de individuos, muchos más de los que puede consumir.

Esta especie fue introducida en Chile y Argentina durante las décadas del 30' y 40' con fines peleteros en numerosos establecimientos, desde la Región de Magallanes hasta la Región de Los Lagos. Para finales de la década del 80', producto de escapes y liberaciones intencionales (al quebrar el negocio peletero), comenzaron a establecerse en un hábitat óptimo y sin depredadores naturales que pudieran impedir el comienzo de lo que se transformaría en una de las invasiones biológicas más problemáticas del país. Hoy en día el Visón americano se encuentra presente desde la Araucanía hasta Magallanes,

incluyendo territorios continentales e insulares. La invasión del Visón americano en Sudamérica representa un buen ejemplo de una especie que se mueve a través de conexiones geográficas como valles, ríos y lagos (ignorando fronteras políticas) y que requiere de una aproximación integral para poder controlar y mitigar los múltiples impactos que genera sobre la biodiversidad.

Experiencias de control en Chile.

Tanto en Europa como en América del Sur, este pequeño pero voraz invasor causa impactos negativos sobre varias especies nativas, principalmente a través de la depredación de aves, mamíferos y anfibios. Los primeros efectos negativos en el ecosistema del sur de Chile, demostraban declive en poblaciones de gansos silvestres y coipos en los sistemas lacustres.

El impacto sobre las aves ha sido estudiado desde varias perspectivas ecológicas, como la reducción del éxito de nidadas o efecto en las poblaciones, diversidad de avifauna y su distribución. El éxito de nidada fue estudiado principalmente en hábitats costeros de Tierra del Fuego, siendo algunas especies endémicas el foco de los estudios de depredación por visón, entre ellas la **Caranca** (*Chloephaga hybrida*) y el **Quetru no volador** (*Tachyeres pteneres*), las que seleccionan islotes para reproducirse. A lo largo de la costa norte de la isla Navarino, se encontró que el visón depreda principalmente sobre estas especies que nidifican de manera solitaria. Otra especie cuyos polluelos forman parte de la dieta del visón es el **Albatros de ceja negra** (*Thalassarche melanophris*), lo que se ha estudiado en la única colonia de aguas interiores, en el islote Albatros, golfo Almirantazgo, Tierra del Fuego (wcs 2016). En Patagonia argentina existe una especie emblemática víctima del Visón americano: el **Pimpollo tobiano** (*Podiceps gallardoi*), un ave prioritaria para la conservación a nivel mundial

FIGURA 1
Visón americano (*Neovison vison*)
hembra en madriguera, estado
silvestre. Comuna de Maullín,
(Reg. Los Lagos). 2019.
Foto: Fernanda Drago Farías



(EDGE 2016). Roesler *et al.* (2012 a,b) reportaron un ataque de Visón americano a una colonia de Pimpollo tobiano en período de incubación, que resultó en la muerte del 4% de su población global (aprox. 800 individuos). Ésta es probablemente la única vez en que el impacto del visón haya sido medido *in situ*, pudiendo visibilizarse el efecto devastador que este invasor puede tener sobre una especie que se encuentra al borde de la extinción, así como de otras especies de aves acuáticas. Por otro lado, el visón ha generado una gran retracción de la distribución del **Pidén austral** (*Rallus antarcticus*) en Patagonia y la razón de la ausencia de esta especie en algunos humedales que han sido recientemente colonizados (Mazar Barnett *et al.* 1998). Otra especie carismática y emblemática es el **Pato cortacorrientes** (*Merganetta armata*) cuya distribución se superpone completamente a la del visón, siendo las actividades acuáticas recreacionales de éste último asociadas a la reducción de reproduc-

ción exitosa y abandono de territorios de este pato (Cerón & Trejo 2012). Empeorando el panorama de las aves acuáticas, y sumado a efectos del cambio climático global, éstas se enfrentan a la presencia de salmónidos exóticos que han llevado a algunas especies a un estado crítico donde el visón podría tener un efecto rápido y devastador, producto de la combinación de amenazas.

Los efectos del Visón americano sobre la biodiversidad no solo se limita a la depredación, sino que existe otro tipo de impacto que no es tan fácil de observar: la transmisión de enfermedades. Esto genera más presiones letales sobre especies endémicas y con graves problemas de conservación como el **Huillín** (*Lontra provocax*) y el **Zorro chilote** (*Lycalopex fulvipes*), así como otras de importancia en salud pública como la leptospirosis (Medina 2010, Sepúlveda *et al.* 2011, Barros *et al.* 2014).

Adicionalmente a los efectos sobre la biodiversidad, el visón se ha convertido en un serio problema económico en casi toda su distribución en el sur de Chile, donde la depredación sobre las aves de corral afecta directamente la economía de subsistencia. Tal es el impacto generado en un solo ataque de visón (con pérdidas estimadas en 450 USD por evento), que las denuncias aumentaron significativamente ante el desconcierto y necesidad de respuesta, gatillando los programas de control que actualmente se encuentran en ejecución en las regiones de Los Ríos y Los Lagos, como una medida de mitigación del daño generado. Adicionalmente, el turismo de naturaleza está cobrando importancia a nivel mundial y la observación y fotografía de la fauna silvestre, en particular la observación de avifauna puede ser afectada negativamente por la depredación del visón a escala local, y por tanto la actividad puede sufrir sus repercusiones económicas y desaparición del recurso natural.

FIGURA 2
Visón americano (*Neovison vison*)
capturado en Chiloé, en el marco
del Programa de control de visón,
FNDR 2021, GORE- SAG
(Reg. Los Lagos).
Noviembre de 2021.
FOTO: Paula F. Zucolillo



Esta especie invasora se ha convertido en uno de los vertebrados invasores más exitosos en el país y esto se ve reflejado en la distribución que ha alcanzado y los nuevos territorios en los que se está estableciendo. Se reconoce la existencia de ciertos factores que determinan la presencia del visón americano en ciertos hábitat como la densidad de cursos de agua de un área, siendo fundamental para que pueda colonizar y establecerse. Algunos estudios en Chile han intentado analizar el potencial de distribución con el fin de explicar y predecir el avance de esta especie a lo largo del paisaje, reconociéndose la red hidrográfica y cobertura vegetal como las variables de hábitat más significativas y determinantes en el proceso de invasión, al menos a escala regional en zonas de bosque templado lluvioso (Bonacic 2010; Vergara *et al.* 2015). Aun así, existen áreas más secas como las que encontramos en Patagonia Argentina, donde la red hidrográfica es menos compleja, la vegetación mucho menos abundante y el visón americano ha podido establecerse y dispersarse sin inconvenientes gracias a su gran plasticidad: puede naturalmente lidiar con climas extremos u opuestos como la temperatura promedio anual en Alaska ($-6^{\circ}\text{C} - 1^{\circ}\text{C}$) y las condiciones tropicales de los Everglades en la Península de Florida ($22^{\circ}\text{C} - 25^{\circ}\text{C}$). (Fasola *et al.* 2021). El avance de esta especie invasora en el territorio, por tanto, va a estar dada por sus características biológicas, las del hábitat y las acciones de manejo que estamos ejecutando para lidiar con sus impactos.

El control de visón en el país se ha abordado desde diferentes aspectos y las experiencias en control han generado un cúmulo de información sobre metodologías de trabajo y maneras de planificar estrategias. Sin embargo, la fauna silvestre no posee un mecanismo de defensa o poder denunciar oportunamente ante la llegada de este depredador como en el caso de las aves domésticas, y es por esto por lo que se hace necesario que otros organismos (ONG, MMA,



FIGURA 3
Visón americano (*Neovison vison*)
capturado en Chiloé, en el marco
del Programa de control de visón,
FNDR 2021, GORE- SAG
(Reg. Los Lagos).
Octubre de 2021.
FOTO: Paula F. Zucolillo.

CONAF) puedan unir esfuerzos e incluir zonas de importancia en conservación, protegiendo especies emblemáticas que hoy están a merced de acciones puntuales de control, guiadas por la denuncia de ataques de aves de corral. Para poder ampliar el alcance de estos programas de control, se hace necesario coordinar y garantizar la ejecución de acciones a largo plazo y de manera permanente, que en conjunto puedan abarcar el control de esta especie. Todo programa de control o erradicación de una especie invasora implica la muerte de un animal, y hoy en día una de las grandes limitantes en el control en Chile tiene que ver con una cuestión que requiere

transparentar y considerar la ética y bienestar animal, poniendo en discusión los métodos de eliminación del individuo capturado. A pesar de ser una especie dañina, ésta debe ser eliminada de manera humanitaria, causándole el menor sufrimiento posible. No existe hoy en día un método establecido que pueda ser ejecutado por cualquier persona, por lo que no hay manera de asegurar que todo aquel que instale trampas de captura, dé muerte efectivamente a la especie *N. vison*, y menos que muera de una manera rápida e indolora. En un programa de control lo ideal es realizar este traslado de responsabilidad no sin antes educar a la comunidad que participará de este tipo de acciones. La técnica utilizada (trampas de captura viva) tiene serias implicancias en el costo, limitando el alcance de su eficacia a gran escala.

Desde el punto de vista técnico, el verdadero desafío que impone la invasión del Visón americano en Chile es que los esfuerzos de control deben implementarse en áreas susceptibles a la re inmigración, enfocarse en determinar las barreras y las distancias que impiden o reducen la inmigración desde 'zonas fuentes' de individuos. Los tipos de trampeo que han sido exitosos en experiencias de control (Europa), sirven de punto de partida para planificar estrategias y a su vez, es necesario atravesar una fase de adaptación en la cual se ajusten los detalles que potenciarán el éxito de las acciones de control. Si bien la reducción de la abundancia de individuos es un indicador parcial de éxito, también se presentan otros inconvenientes que deben ser resueltos (por ejemplo, individuos evitando trampas) o la relevancia de la proporción machos/hembras en la población que estamos controlando. El programa de manejo debe ser adaptativo en pos de ir mejorando la técnica y comprender efectivamente qué es lo que estamos generando con nuestras acciones. Últimamente se ha incorporado al control de invasoras el uso de perros detectores que complementan las técnicas de trampeo tradi-

cionales, aumentando la eficiencia de detección de la especie en un 80 %. Actualmente en Chile, uno de los Programas de control de Visón americano financiados por GORE y SAG Los Lagos, incluye en sus actividades un espacio para desarrollar una experiencia innovadora de entrenamiento de perros detectores, haciendo participe a la comunidad rural afectada. Estas instancias representan una importante oportunidad para seguir avanzando en las técnicas más eficientes para el control de una especie invasora que es tan difícil de eliminar a escala local y más aún, regional. El uso de tecnologías nuevas presenta soluciones que podrían reducir el tiempo de trabajo en terreno con el uso de sistemas de monitoreo remoto o trampas automáticas.

Conclusiones

La invasión del Visón americano está muy vinculada a su biología, historia de introducción y las acciones de control que han sido implementadas, así como las características intrínsecas de la comunidad nativa en la que se ha establecido exitosamente. El control de esta especie es económico, ecológico y socialmente deseable debido a los impactos que causa su presencia. En Chile, nos encontramos con escenarios diferentes en cuanto al proceso de invasión de este carnívoro: hábitats diferentes, estructuras comunitarias, tasas de invasión, estadios de invasión y conocimiento de la realidad local. Esta complejidad hace que sea difícil pensar en la erradicación como una medida de manejo, excepto en islas donde recién está comenzando a invadir (como Chiloé por ej.) y se requiere por lo tanto objetivos más localizados, los que deben ajustarse al conocimiento disponible, al presupuesto económico y a las urgencias en conservación (Simberloff 2003).

Últimamente se ha resaltado la importancia de ‘pensar’ los objetivos de las estrategias de control, enfocadas en la mitigación del impacto que las especies invasoras generan y no solo con foco

en las poblaciones (García Díaz *et al.* 2020). Hasta ahora, el control del visón solo ha sido tratado con acciones enfocadas en la especie. Particularmente en Patagonia chilena y argentina ya se cuenta con información útil para comenzar con la priorización de áreas de control y métodos de trapeo, así como para elaborar una estrategia de control (Fasola y Valenzuela 2014; Vergara *et al.* 2015; Medina *et al.* 2015; Fasola y Roesler 2016; Mora *et al.* 2018, GORE-SAG, FNDR 2021). Los frentes de invasión donde las poblaciones no se han establecido aún, representan una gran oportunidad para contener su avance y evitar el establecimiento. La detección temprana como el desarrollo de un sistema de alerta con participación activa de la comunidad es una de las acciones más recomendadas. En este sentido, las investigaciones orientadas en mejorar la eficiencia de trapeo para ajustar los esfuerzos o establecer eliminación de animales de manera humanitaria, representan un insumo muy valioso para los tomadores de decisiones.

Potenciar el trabajo en áreas prioritarias, desarrollar y utilizar nuevos métodos, e invertir en educación y capacitación de las comunidades locales que conviven con la problemática, es fundamental para el control efectivo de esta especie y evitar así que esta pesadilla ecológica se continúe expandiendo a costa de la pérdida irreversible de nuestra biodiversidad.

Agradecimientos:

A todas las instancias y personas que me permiten entender y aprender de la invasión del Visón americano en los bosques templados del sur de Chile. En particular a Center of Applied Ecology and Sustainability (CAPES). ANID PIA/BASAL FB0002; Estación Patagonia de Investigaciones Interdisciplinarias – EPII UC; JL Cabello, Gerente para Latinoamérica ONG Island Conservation; y SAG-GORE «Programa de Control y Erradicación del Visón americano en la Región de Los Lagos» (2021).

Literatura citada:

- Barros M, Saenz L, Lapierre L, Núñez C & G Medina-Vogel. 2014.** High prevalence of pathogenic *Leptospira* in alien American mink (*Neovison vison*) in Patagonia. *Revista Chilena de Historia Natural* 87: 1-5. 10.1186/s40693-014-0019-x
- Bonacic C, Orhens O & F Hernández. 2010.** Estudio poblacional y orientado al control de la especie invasora *Neovison vison* (Schreber, 1777), en el sur de Chile. Pontificia Universidad Católica de Chile, Departamento de Ecología y Medio Ambiente. Laboratorio de Vida Silvestre Fauna Australis. 136 pp.
- Cerón G & A Trejo. 2012.** Torrent Duck (*Merganetta armata*) population trend in northwestern Patagonia, Argentina. *Ornitología Neotropical* 23(3): 407-415.
- Dunstone N. 1993.** The mink. T & AD Poyser. London.
- EDGE. 2016.** Evolutionary distinct and globally endangered: top 100 bird species. Zoological Society of London. Downloaded from http://www.edgeofexistence.org/birds/top_100.php on 10/12/2016.
- Fasola L & AEJ Valenzuela. 2014.** Invasive Carnivores in Patagonia: defining priorities for their management using the American mink (*Neovison vison*) as study case. *Ecología Austral* 24: 173-182.
- Dunstone N. 1993.** The mink. T & AD Poyser. London.
- Fasola L & I Roesler. 2016.** Invasive predator control program in Austral Patagonia for endangered bird conservation. *European Journal Wildlife Research* 62(5): 601-608.
- Fasola L; Zucolillo P; Roesler I; Cabello J.L. . 2021.** Foreign Carnivore: The Case of American Mink (*Neovison vison*) in South America. In: *Biological Invasions in the South American Anthropocene*. Springer.
- García Díaz P, Cassey P, Nobury G, Lambin X, Montti L, Pizarro JC, Powell PA, Burslem DFRP, Cava M, Damasceno G, Fasola L, Fidelis A, Huerta MF, Langdon B, Linardaki E, Moyano J, Nuñez MA, Pauchard A, Phimister E, Raffo E, Roesler I, Rodríguez-Jorquera IA & Tomasevic JA. 2020.** Management Policies for Invasive Alien Species: Addressing the Impacts Rather than the Species. *BioScience*. doi:10.1093/biosci/biaa139.
- Mazar Barnett J, della Seta M, Imberti S & G Pugnali. 1998.** Notes on the rediscovery of the Austral Rail *Rallus antarcticus* in Santa Cruz, Argentina. *Cotinga* 10: 96-101.
- Medina-Vogel G. 2010.** Ecology of emerging infectious diseases and wild species conservation. *Archivos de Medicina Veterinaria* 42: 11-24.
- Medina-Vogel G, Barros M, Monsalve R & DJ Pons. 2015.** Assessment of the efficiency in trapping North American mink (*Neovison vison*) for population control in Patagonia. *Revista Chilena de Historia Natural* 88. 10.1186/s40693-015-0040-8
- Mora M, Medina-Vogel G, Sepúlveda MA, Noll D, Álvarez-Varas R & JA Vianna. 2018.** Genetic structure of introduced American mink (*Neovison vison*) in Patagonia: Colonization insights and implications for control and management strategies. *Wildlife Research* 45 (4): 344-356. 10.1071/WR18026
- Pimentel D; Zuniga R. & Morrison D. 2005.** Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics*, 52: 273-288.
- Roesler I, Imberti S, Casañas H & N Volpe. 2012^a.** A new threat for the globally Endangered Hooded Grebe *Podiceps gallardoi*: the American mink *Neovison vison*. *Bird Conservation International* 22(4): 383-388.
- Roesler I, Imberti S, Casañas H, Mahler B & JC Rebores. 2012^b.** Hooded Grebe *Podiceps gallardoi* population decreased by eighty percent in the last twenty-five years. *Bird Conservation International* 22(4): 371-382.
- Sepúlveda MA, Muñoz-Zanzi C, Rosenfeld C, Jara R, Pelican KM & D Hill. 2011.** *Toxoplasma gondii* in feral American minks at the Maullín river, Chile. *Veterinary Parasitology* 175: 60-65.
- Simberloff D. 2003.** How much information in population biology is needed to manage introduced species? *Conservation Biology* 17(1):83-92.
- Vergara G, Valenzuela J, Parragué-Migone C & M Langenscheidt. 2015.** Records and current state of American mink (*Neovison vison*) in the Chiloé Archipelago, Chile. *Boletín del Patrimonio Natural de Chiloé* 1(1): 2-13.
- Wildlife Conservation Society (WCS). 2016.** Monitoreo de la colonia de albatros ceja negra y Control del visón americano. Islote Albatros- Seno Almirantazgo. Tierra del Fuego. Informe Final, proyecto ID: 612543-2-L116, SEREMI del Medio Ambiente, Magallanes y Antártica Chilena.



Perros en el Humedal
del Río Lluta,
(Reg. Arica y Parinacota).
25 de junio 2019.
Foto: Fidel Lara

Tenencia irresponsable de perros y su impacto sobre la fauna nativa de Chile

por Gabriella Svensson Hagwall

Depto. Conservación de la Diversidad Biológica
Gerencia de Áreas Silvestres Protegidas del Estado. CONAF

El Perro doméstico (*Canis lupus familiaris*), domesticado hace miles de años (Larson *et al.* 2012), es actualmente el carnívoro más abundante y ampliamente distribuido en el mundo (Gompper 2014). Éste ha sido introducido en todo lugar donde ha llegado a establecerse el ser humano y como consecuencia, ha colonizado todos los continentes y numerosas islas. Los efectos adversos de la presencia de perros sobre la fauna silvestre son indiscutibles y la evidencia de aquello es amplia a nivel mundial (Doherty *et al.* 2017).

Los perros son carnívoros, y por ende, depredadores tope en la cadena trófica. Además, cuentan con importantes ventajas competitivas respecto a las especies silvestres (Vanak & Gompper 2009, Gompper 2014), al estar subsidiados por el ser humano (disponiendo de alimento/nutrición, salud/atención veterinaria y refugio, que en su conjunto le proporcionan mayores expectativas de vida).

Cifras de Chile y el mundo

La población mundial de perros se estima entre 1.200 y 1.500 millones (FAO 2014), mientras que en Chile las estimaciones más actuales oscilan entre 4,7 y 7,2 millones (Acosta-Jamett *et al.* en prep.), siendo el país con la mayor densidad (perros/km²) de perros en zonas urbanas del mundo, según lo publicado a la fecha (Gompper 2014). Por otra parte, según cifras de la Subsecretaría de Desarrollo Regional y Administrativo (SUBDERE), organismo que tiene a cargo el registro nacional de mascotas, se estima que en Chile existen 3,6 millones de perros aproximadamente.

Si bien existen diferencias entre una estimación y otra, al comparar con otros países, en Chile existe una alta proporción de perros, expresado como una razón de humanos por perros (H:P). Por ejemplo, en Austria y Etiopía la proporción tiende a ser de 13:1, mientras que en Argentina, México

y Bolivia en algunas zonas puede alcanzar rangos entre 2-3 humanos por perro (Gompper 2014). En Chile, SUBDERE (2019) considera una razón H:P de 5:1, mientras que Astorga *et al.* (2015) estimaron un promedio nacional de 4,8 humanos por perro, basándose en los más de 60 trabajos de demografía canina existentes a nivel nacional. Sin embargo, este promedio no es necesariamente extrapolable a todas las localidades de Chile, ya que existe una importante diferencia en parámetros poblacionales asociados, por ejemplo, al nivel de ruralidad. De hecho, existe una gran variabilidad entre localidades, con proporciones de H:P que pueden ir desde 1:1 en zonas rurales de la región de Coquimbo (Acosta-Jamett *et al.* 2010), hasta 8:1 en distritos urbanos de la ciudad de Viña del Mar (Morales *et al.* 2009).

Al margen de las estimaciones, el hecho es que en el registro nacional de mascotas de SUBDERE se ha registrado a la fecha (diciembre del año 2021), un total de 1.404.596 perros (77,6% respecto de otras mascotas), correspondiendo aproximadamente a un 39% del total de perros existentes en el país según SUBDERE.

Efectos en biodiversidad ¿Qué fauna afectan y cómo?

A nivel internacional, los perros han sido identificados como una de las principales amenazas para la biodiversidad (Gompper 2014). Los perros pueden afectar a la fauna silvestre urbana y rural y en áreas naturales de manera directa (a través de ataque, persecución, transmisión de enfermedades, competencia por alimento o espacio), y de manera indirecta alterando conductas normales de las especies (generando estrés, alteraciones en el ciclo reproductivo, desplazamiento, entre otros) (Young *et al.* 2011). De esta manera, los efectos de los perros pueden afectar tanto la estabilidad de las poblaciones de especies silvestres como el bienestar animal de los individuos de éstas (Young *et al.* 2011).

En Chile, numerosos estudios han descrito los efectos de perros sobre la fauna nativa. En particular, los perros han sido considerados una causa de mortalidad y desplazamiento para especies como el Pudú (*Pudu puda*; Silva-Rodríguez et al. 2009; 2012), el Huemul (*Hippocamelus bisulcus*; Corti & Wittmer 2010), el Guanaco (*Lama guanicoe*; Guardaparques CONAF región de Atacama com. pers.), las tres especies de zorro (*Lycalopex culpaeus*, *L. griseus*, *L. fulvipes*; Moreira & Stutzin 2005, Jiménez 2007, Silva-Rodríguez et al. 2010, Acosta-Jamett et al. 2011), y diversas aves acuáticas (Bravo-Naranjo et al. 2019, Cortés et al. 2021), sólo por mencionar algunos ejemplos. La situación se agrava al considerar que varias de estas especies se encuentran en categoría de amenaza, según el Reglamento de Clasificación de Especies del Ministerio del Medioambiente (MMA 2021^a).

Las áreas silvestres protegidas públicas y privadas, sirven de refugio para estas especies amenazadas, sin embargo, no por ser áreas protegidas están ajenas a la presencia de perros y sus efectos. En la Figura 1 se muestra un ejemplar de Zorro chilla (*Lycalopex griseus*) detectado mediante trampas cámara en un área cercana al Parque Nacional La Campana en la Región de Valparaíso, afectado gravemente por sarna (enfermedad transmitida por perros) y en la Figura 2, un Guanaco (*Lama guanicoe*) atacado por perros con dueño de localidades aledañas al Parque Nacional Llanos de Challe, Región de Atacama.

Dada la ubicación de las áreas protegidas, generalmente en zonas rurales, y dada sus grandes extensiones de terreno, se hace difícil el monitoreo y control del ingreso de perros a éstas, y por lo

FIGURA 1
Zorro chilla (*Lycalopex griseus*) detectado en trampas cámara en los alrededores del Parque Nacional La Campana (Reg. Valparaíso) afectado gravemente por sarna, enfermedad transmitida por perros. Región de Valparaíso, 2019
Foto: Juan Luis Celis



FIGURA 2
Guanaco (*Lama guanicoe*)
atacado por perros de
localidades aledañas al
Parque Nacional Llanos de Challe.
(Reg. Atacama), 2018.
FOTO: Guardaparques CONAF



mismo son áreas especialmente vulnerables. La presencia de perros se ha descrito en el 86% de las Áreas Silvestres Protegidas del Estado administradas por la Corporación Nacional Forestal (CONAF), constituyendo además una de las amenazas prioritarias a la biodiversidad en la mayoría de estas áreas (CONAF 2017). Igual situación se ha observado en diversas áreas protegidas privadas a lo largo del país, donde el ingreso de perros sería principalmente a causa de la tenencia irresponsable de mascotas de comunidades aledañas y por el abandono de perros en zonas rurales.

¿Qué tipo de perros son los que están afectando a la fauna silvestre?

En cuanto a los tipos de perros existentes, la OIE (Organización Mundial de Sanidad Animal) ha diferenciado 4 tipos, que guardan relación principalmente con la existencia o no de un/a dueño/a y según el grado de confinamiento que tengan los perros (OIE 2021). En la Tabla 1 se presenta una clasificación de tipos de perro propuesta específicamente para áreas de alto valor ecológico en Chile considerando la realidad local del país (MMA 2021^b).

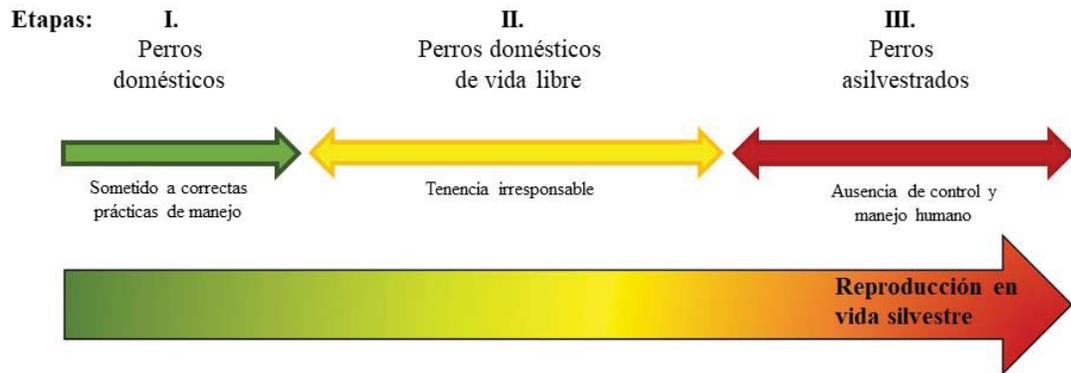
TABLA 1
Tipos de perros identificados en las áreas silvestres sin confinamiento o supervisión adecuada (adaptado de MMA 2021^b).

Tipo de Perro	Descripción	Cercanía con zona silvestre	Grado de dependencia directa del ser humano	Tenencia
a) Perros mascota con dueños en comunidades locales	Aquellos ejemplares con dueño (o comunitarios) reconocidos por la comunidad aledaña, manejados sin confinamiento adecuado. Se encuentran en áreas silvestres sin supervisión directa.	Alta	Alta	Si
b) Perros de comunidades cercanas/locales para usos tradicionales, culturales o utilitarios	Aquellos ejemplares con dueños, pertenecientes a comunidades locales, donde la funcionalidad como animal de compañía (mascota) es secundaria. Pueden ser perros de caza (ilegal), de cuidado de ganado, entre otros.	Alta o mediana	Alta o mediana	Si
c) Perros que acompañan a visitantes y/o turistas	Perros mascota que acompañan a visitantes y turistas. Pueden ser supervisados, pero en general sin sujeción ni control de movimiento adecuado. Están asociados a actividades principalmente recreativas o deportivas.	Variada	Alta	Si
d) Perros sin dueño o dueño desconocido.	Perros sin dueño o con dueño desconocido. Pueden ser animales abandonados, que han escapado, animales con diversos grados de asilvestramiento o con conductas inadecuadas para cumplir rol como animales de compañía	Variada	Variada, generalmente baja	No

La mayoría de los estudios mencionados anteriormente, coinciden en que los perros que están afectando actualmente a la fauna en Chile, corresponden a perros con dueño. Los perros asilvestrados (a los que usualmente se hace alusión en medios de prensa cuando hay afectación en fauna) son también un problema, pero muy menor en términos de número, existiendo únicamente un estudio a nivel nacional que describe esta situación en Isla Navarino, Reserva de la Biosfera Cabo de Hornos (Schüttler *et al.* 2018). Por lo que, los esfuerzos y recursos se deben invertir en el tipo de perros que constituyen la mayor fracción del problema en el país (lógicamente sin dejar de lado la situación puntual descrita en Isla Navarino).

Entre un perro doméstico con tenencia responsable y un perro asilvestrado existe una amplia gama de tipos de perro o situaciones (Fig. 3) que implican una tenencia irresponsable (Bonacic *et al.* 2019), por ejemplo perros vagos, sin dueño, abandonados, comunitarios, de libre desplazamiento, entre otros, que en su conjunto se caracterizan por alguna vez haber tenido o tener un dueño/a. Dado lo anterior, el abordaje de esta problemática tiene directa relación con las personas y su comportamiento, y específicamente con la tenencia responsable de mascotas (TRM). Es así, que todos estos tipos de perro sin tenencia responsable, independiente de que tengan dueño/a o no, tienen en común que en mayor o menor grado deambulan sin supervisión en algún

FIGURA 3
Etapas entre un perro doméstico
y un perro asilvestrado.
Adaptado de Bonacic *et al.* 2019



momento del día y/o de la noche (los llamaremos perros de vida libre, PVL), y estos son los que están generando daño en fauna actualmente, tanto a nivel nacional como internacional (Gompper 2014).

Vínculo humano – perro

Desde esa perspectiva, y teniendo en cuenta el tipo de perros que está involucrado en los ataques a fauna nativa, resulta relevante comprender las causas (conductas y comportamientos) que generan la tenencia irresponsable de mascotas, para poder abordar el problema correctamente y priorizar los esfuerzos de manera eficiente. De esta manera, es fundamental tener una comprensión amplia de las percepciones y comportamientos humanos hacia los PVL y los aspectos antropológicos relacionados con la tenencia de perros (Slater *et al.* 2008, Acosta-Jamett *et al.* 2010, Lunney *et al.* 2011). Si bien, algunos estudios en Chile han evaluado este tema localmente (e.g. Astorga *et al.* 2020), aún es necesario profundizar en la investigación en los aspectos psico-sociales que motivan las conductas de tenencia irresponsable (e.g. abandono, no confinamiento, entre otros).

A través de la historia los perros han jugado un papel crucial en actividades humanas como la cacería, la seguridad y el cuidado de ganado, entre otros. Y así también, han establecido un vínculo estrecho con el ser humano como animales de

compañía (Serpell 1992). Hoy en día los perros son integrantes importantes en la mayoría de los hogares chilenos (GFK 2018). Pero, a pesar de este importante vínculo, en Chile, algo ha sucedido en nuestra cultura respecto a la tenencia de mascotas que se ha normalizado la existencia de PVL a lo largo todo del territorio nacional, generando diversos y numerosos impactos.

Paralelamente, los perros constituyen un motivo de preocupación para la ciudadanía. Encuestas a nivel nacional de percepción de salud y medio ambiente (MINSAL 2017, CIS UNAB 2019) posicionan a los PVL como un elemento importante de contaminación ambiental. Los perros pueden contaminar paisajes, dispersar basuras y generar desechos, lo cual, sumado a los riesgos para la salud de las personas y otros animales domésticos y silvestres, pueden afectar actividades productivas como el turismo (Lunney *et al.* 2011, OIE/WSPA 2017).

Por otra parte, los perros sin confinamiento adecuado, ya sea abandonados o bajo la condición de animales comunitarios, no están recibiendo cuidados adecuados y continuos, lo cual es obligación legal para tutores o tenedores de mascotas (OIE/WSPA 2017, Chávez *et al.* 2019). Es así que la TRM implica un bienestar común para todos – las mismas mascotas, otros animales y las personas- y, por lo tanto, la TRM

resulta ser un pilar fundamental en la conservación de la biodiversidad, ya que conductas adecuadas de cuidado y manejo de perros evitan el libre desplazamiento de estos, disminuyendo el contacto con especies silvestres y pudiendo reducir la depredación a éstas (Silva-Rodríguez & Sieving 2011).

Desde la perspectiva del control de la población de perros, hoy contamos con una herramienta legislativa, la Ley N° 21.020 sobre Tenencia Responsable de Mascotas y Animales de Compañía, que, si bien contribuye en muchos aspectos, ésta no atiende completamente el problema de perros y otras mascotas hacia la fauna silvestre, debido a que no entrega responsabilidad total a los/as tenedores de mascotas por los daños que pueden producir, por lo que la conducta de las personas juega un rol fundamental. Adicionalmente, a la fecha no se ha fiscalizado adecuadamente dicha Ley, haciendo menos efectiva su aplicación.

Al ser una temática compleja, el abordaje que permita proteger a la fauna silvestre de perros domésticos requiere generar políticas públicas con el apoyo y colaboración de actores clave, que tengan interés en la tenencia responsable de mascotas, conservación de la biodiversidad y bienestar humano, todo de manera integral. De esta manera, en un esfuerzo por priorizar áreas de alto valor ecológico, es que se ha desarrollado la «Estrategia nacional de tenencia responsable de mascotas como una herramienta para la conservación de la biodiversidad» (MMA 2021^b). Esta iniciativa ha sido desarrollada por un conjunto de instituciones públicas y privadas, con la participación de ONG, Municipios, y con amplia participación ciudadana. Su objetivo general consiste en entregar lineamientos nacionales para abordar esta problemática, así como coordinar y priorizar los esfuerzos de las distintas instituciones con el fin de evitar el daño causado por perros en la fauna silvestre.

¿Cómo aportar?

Recomendaciones para todas las personas:

Evitar llevar mascotas a áreas de alto valor ecológico: Existe una normativa que prohíbe el ingreso de mascotas a las Áreas Silvestres Protegidas por el Estado (CONAF 2015) y además se encuentra regulado en muchas áreas privadas, municipales, etc. No es recomendable llevar perros a áreas de alto valor ecológico, como lagos, humedales y playas, puesto que la mera presencia de perros perturba la fauna nativa (alterando su éxito reproductivo, descanso en el caso de aves migratorias, entre otros; e.g. Cortés *et al.* 2021).

Confinar: Por ley en Chile, todas las mascotas deben estar dentro de la propiedad del dueño/a, y al salir deben hacerlo con correa. Si cumplimos con esta responsabilidad, estaremos evitando numerosos ataques y afectaciones indirectas a fauna en zonas urbanas, rurales y naturales.

No abandonar: No abandonar perros en ningún lugar. Al hacer esto se expone a los perros a accidentes, peleas entre perros, enfermedades, etc. Asimismo, se expone a la fauna silvestre y personas a estos mismos riesgos.

Adoptar y esterilizar: En Chile tenemos un exceso de PVL, por lo que urge desincentivar la existencia de criaderos de perros, así como la reproducción de liberada de perros. La esterilización juega un papel fundamental en el control poblacional de perros.

Vacunar y desparasitar: El control sanitario de perros además de ser una obligación legal para tenedores de mascotas, es crucial, no solo para proteger a los mismos perros de diversas enfermedades, sino también para evitar la transmisión de enfermedades a especies nativas.

Conclusiones

Considerando que contamos con la densidad de perros más alta del mundo, un bajo control del movimiento de estos animales, y sumado a todos los efectos descritos en fauna silvestre, en salud pública, ganadería y turismo, entre otros, la problemática de los PVL y la tenencia irresponsable de mascotas requiere un abordaje urgente.

Para lograrlo, es necesario concretar múltiples acciones para el control de la población canina, ya que ninguna estrategia por si sola podrá resolver el problema. Asimismo, es indispensable la coordinación de distintas instituciones público – privadas con injerencia en el tema, así como la toma de conciencia y responsabilidad por parte de todas las personas que conformamos el país.

La TRM es el pilar fundamental, y como tenedores de mascotas es nuestro deber legal y moral evitar que los perros sigan deambulando libres por las calles. De esta manera, estamos además aportando de manera concreta en la conservación de nuestra frágil biodiversidad.

Muchas veces esperamos que la solución venga de otra vereda, del Estado, de alguna institución, del vecino. Pero en este caso, la solución está en cada persona que puede y debe hacerse cargo de sus mascotas. ¡Tu perro, tu responsabilidad!

Literatura citada

Acosta-Jamett, G; Cleaveland, S; Cunningham, A.A. & Bronsvoort, B.M. 2010. Demography of domestic dogs in rural and urban areas of the Coquimbo region of Chile and implications for disease transmission. *Preventive Veterinary Medicine*, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.prevetmed.2010.01.002>

Acosta-Jamett, G; Chalmers, W.S.K; Cunningham, A.A; Cleaveland, S; Handel, I.G. & Bronsvoort, B.M. de C. 2011. Urban domestic dog populations as a source of canine distemper virus for wild carnivores in the Coquimbo region of Chile. *Veterinary Microbiology*, 152(3), 247–257. <https://doi.org/10.1016/j.vetmic.2011.05.008>

Astorga, F; Escobar, L.E; Poo-Muñoz, D.A. & Medina-Vogel, G. 2015. Dog ownership, abundance and potential for bat-borne rabies spillover in Chile. *Preventive Veterinary Medicine*, 118(4), 397–405. <https://doi.org/10.1016/j.prevetmed.2015.01.002>

Astorga, F; Poo-Muñoz, D.A; Organ, J. & Medina-Vogel, G. 2020. Why let the dogs out? Exploring variables associated with dog confinement and general characteristics of the free-ranging owned-dog population in a peri-urban area. *Journal of Applied Animal Welfare Science*, 1–15. <https://doi.org/10.1080/10887705.2020.1820334>

Bravo-Naranjo, V; Jiménez, R.R; Zuleta, C; Rau, J.R; Valadares, P. & Piñones C. 2019. Selección de presas por perros callejeros en el humedal Estero Culebrón (Coquimbo, Chile). *Gayana* vol.83, n.2, pp.102-113. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-65382019000200102>.

Bonacic, C; Almuna, R. & Ibarra J.T. 2019. Biodiversity Conservation Requires Management of Feral Domestic Animals. *Trends in Ecology & Evolution*, 34(8):683-686. <http://doi.org/10.1016/j.tree.2019.05.002>.

- Chávez, G; Clementi, G; Aguila, C. & Ubilla, M. 2019.** Determinación del estado de bienestar en perros callejeros de dos centros urbanos de Chile. *Rev. Sci. Tech. Off. Int. Epiz*; 38(3).
- CIS UNAB 2019.** VIII Encuesta de Medio Ambiente. Centro de Investigación para la Sustentabilidad, Universidad Andrés Bello, Santiago, Chile.
- CONAF 2015.** Normativa para el manejo de perros y otras mascotas en las áreas Silvestres Protegidas administradas por CONAF. Corporación Nacional Forestal, Santiago, Chile.
- CONAF 2017.** Informe de identificación de las amenazas principales del SNASPE, en función de su distribución, alcance e impacto en las áreas Silvestres Protegidas por el Estado. Compromiso CEEI GASP 2017.
- Corti, P. & Wittmer, H.U. 2010.** Dynamics of a small population of endangered huemul deer (*Hippocamelus bisulcus*) in Chilean Patagonia. *Journal of Mammalogy*, 91(3), 690–697. <https://doi.org/10.1644/09-MAMM-A-047.1>
- Cortés, E.I; Navedo, J.G. & Silva-Rodríguez, E.A. 2021.** Widespread Presence of Domestic Dogs on Sandy Beaches of Southern Chile. *Animals*, 11, 161. <https://doi.org/10.3390/ani11010161>
- Doherty, T.S; Dickman, C.R; Glen, A.S; Newsome, T.M; Nimmo, D.G; Ritchie, E.G; Vanak, A.T. & Wirsing, A.J. 2017.** The global impacts of domestic dogs on threatened vertebrates. *Biol. Conserv.* 210, 56–59. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.04.007>.
- FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations 2014.** Global Livestock Production and Health Atlas. http://www.fao.org/ag/againfo/home/en/news_archive/AGA_in_action/glipha.html
- GFK 2018.** Los chilenos y sus mascotas. GFK Adimark, Santiago, Chile
- Gompper, M.E. 2014.** Free-ranging dogs and wildlife conservation (M.E. Gompper Ed). Oxford University Press.
- Jiménez, J. 2007.** Ecology of a coastal population of the critically endangered Darwin's fox (*Pseudalopex fulvipes*) on Chiloé Island, southern Chile. *Journal of Zoology*, 271: 63–77, 2007.
- Larson, G; Karlsson, E.K; Perri, A; Webster, M.T; Ho, S.Y.W; Peters, J; Stahl, P.W; Piper, P.J; et al. 2012.** Rethinking dog domestication by integrating genetics, archeology, and biogeography. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 109(23), 8878–8883. <https://doi.org/10.1073/pnas.1203005109>
- Lunney, M; Jones, A; Stiles, E. & Waltner-Toews, D. 2011.** Assessing human-dog conflicts in Todos Santos, Guatemala: bite incidences and public perception. *Preventive Veterinary Medicine*, 102(4), 315–320.
- MINSAL. 2017.** Encuesta de Calidad de Vida y Salud (ENCAVI) 2015 – 2016. Ministerio de Salud. División de Planificación Sanitaria. Departamento de Epidemiología Unidad de Vigilancia de Enfermedades No Transmisibles, República de Chile
- Ministerio del Medioambiente de Chile (MMA). 2021^a.** Listado de Especies Clasificadas desde el 1º al 16º Proceso de Clasificación RCE (actualizado a agosto de 2021). Disponible en: <<https://clasificacionespecies.mma.gob.cl/>>.
- MMA. 2021^b.** Estrategia Nacional de Tenencia Responsable de Mascotas como una Herramienta para la Conservación de la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente, República de Chile.
- Morales, MA, Varas, C, Ibarra, L. 2009.** Caracterización demográfica de la población de perros de Viña del Mar, Chile. *Archivos de medicina veterinaria*, 41(1), 89-95. <https://dx.doi.org/10.4067/S0301-732X2009000100013>
- Moreira, R. & Stutzin, M. 2005.** Estudio de la Mortalidad de Zorros en la IV Región. En: *Boletín Veterinario Oficial*, BVO N° 3. Servicio Agrícola y Ganadero, Santiago, Chile. 13 pp.
- OIE. 2021.** Código Sanitario para los Animales Terrestres.
- OIE/WSPA. 2017.** The Stray Dog Problem. *Terrestrial Animal Health Code*, World Organization for Animal Health - World Society for the Protection of Animals
- Schüttler E; Saavedra-Aracena L. & Jiménez J.E. 2018.** Domestic carnivore interactions with wildlife in the Cape Horn Biosphere Reserve, Chile: husbandry and perceptions of impact from a community perspective. *PeerJ* 6:e 4124. <https://doi.org/10.7717/peerj.4124>

- Serpell, J.A. 1992.** Beneficial effects of pet ownership on some aspects of human health and behavior. *Journal of the Royal Society of Medicine*, 84(12), 717-720 <http://doi.org/10.1177/014107689108401209>
- Silva-Rodríguez, E.A; Verdugo, C; Aleuy, O.A; Sanderson, J.G; Ortega-Solís, G.R; Osorio-Zúñiga, F; González-Acuña, D. 2009.** Evaluating mortality sources for the vulnerable pudu *Pudu pudu* in Chile: implications for the conservation of a threatened deer. *Oryx*, 44(1), 97-103. <https://doi.org/10.1017/S0030605309990445>
- Silva-Rodríguez, E.A; Ortega-Solís, G.R. & Jiménez, J.E. 2010.** Conservation and ecological implications of the use of space by chilla foxes and free-ranging dogs in a human-dominated landscape in southern Chile. *Austral Ecology*, 35(7), 765-777. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2009.02083.x>
- Silva-Rodríguez, E.A; Sieving, K.E. 2011.** Influence of care of domestic carnivores on their predation on vertebrates. *Conservation Biology*, 25(4), 808-815. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2011.01690.xsilva>
- Silva-Rodríguez, E. A; & Sieving, K. E. 2012.** Domestic dogs shape the landscape-scale distribution of a threatened forest ungulate. *Biological Conservation* 150: 103-110.
- Slater, M. R; Di, A; Pediconi, O; Dalla-Villa, P; Candeloro, L; Alessandrini, B; & Del Papa, S. 2008.** Cat and dog ownership and management patterns in central Italy. *Preventive Veterinary Medicine*, 85(3-4), 267-294.
- UICN. 2012.** Guidance for conservation actions needed classification scheme. Unión Internacional por la Conservación de la Naturaleza.
- Vanak, T. & Gompper, M. 2009.** Dogs *Canis familiaris* as carnivores: their role and function in intraguild competition. *Mammal Review*, 39, 265-283. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2009.00148.x>
- Villatoro, F.J; Naughton-Treves, L; Sepúlveda, M.A; Stowhas, P; Mardones, F.O. & Silva-Rodríguez, E.A. 2018.** When free-ranging dogs threaten wildlife: public attitudes toward management strategies in southern Chile. *Journal of Environmental Management*, 229, 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.06.035>
- Young J.K; Olson K.A; Reading R.P; et al. 2011.** Is wildlife going to the dogs? Impacts of feral and free-roaming dogs on wildlife populations. *Bioscience*, 61,125-132. <http://doi.org/10.1525/bio.2011.61.2.7>



Gata con un Fío-fío
(*Elaenia albiceps*)
Coyhaique, (Reg. Aysén).
Enero 2019.
Foto: Harold Gillibrand.

El indiscutible impacto de los gatos no supervisados

por Paula Maldonado Aravena¹ & Raúl Ignacio Díaz-Vega

1. paulamaldonadoa@gmail.com

El Gato doméstico (*Felis silvestris catus*) comenzó a separarse de las líneas de gatos salvajes hace 13.000-10.000 años, a través de ancestros que habrían abandonado gradualmente la vida silvestre para convivir con comunidades humanas, atraídos por los roedores que parasitan a éstas (Driscoll *et al.* 2007). Actualmente se ha introducido en todo el mundo debido a sus cualidades de mascota y a su efectividad para depredar roedores y otras especies consideradas plagas por los humanos, convirtiéndose en la segunda especie de mascota más frecuente del mundo, después del Perro doméstico (*Canis lupus familiaris*) (Fitzgerald y Turner 2000, Serpell 2013, Krauze-Gryz *et al.* 2017). Por esta larga historia de domesticación debemos considerar a los gatos como mascotas o animales domésticos dependientes de los humanos, y no como animales libres.

En este trabajo llamaremos «gatos no supervisados» a todos aquellos gatos callejeros o sin dueño, asilvestrados o semi-asilvestrados, comunitarios o con dueño único, que deambulen sin supervisión en algún momento del día.

Los gatos no supervisados son depredadores muy eficientes de vida silvestre, sobretodo de especies de pequeño tamaño (Doherty *et al.* 2016) (Fig. 1). Existe una amplia evidencia que demuestra que pueden reducir considerablemente las poblaciones nativas de vertebrados e invertebrados, incluso llevar hasta la extinción algunas especies (Gillies y Clout 2003, Medina y García 2007, Nogales y Medina 2009, Frank *et al.* 2014, Loss y Marra 2017, Eisenhauer 2018). Adicionalmente, los gatos no supervisados son vectores de enfermedades, incluidas zoonosis

FIGURA 1.
Gato con un Ratón de pelo largo
(*Abrothrix longipilis*) cazado.
Valdivia, (Reg. Los Ríos).
Mayo 2016.
Foto:Patricia Medina.



GRUPO	PAÍS				
	CHINA	POLONIA	AUSTRALIA	CANADÁ	ESTADOS UNIDOS
Anfibios	1.130-3.820 millones	-	92 millones	-	-
Reptiles	1.480-4.310 millones	-	466 millones	-	-
Aves	2.690-5.520 millones	136 millones	272 millones	100-300 millones	2.400 millones
Mamíferos	3.610-9.800 millones	583 millones	1.144 millones	-	12.300 millones
AUTOR	Li et al. 2021	Krauze-Gryz et al. 2019	Murphy et al. 2019, Woinarski et al. 2017, Woinarski et al. 2017, Woinarski et al. 2020	Blancher, 2013	Loss et al. 2013

TABLA 1
Estimaciones de cuántos animales al año matan los gatos no supervisados en diferentes países.

como la rabia y la toxoplasmosis, entre otras, lo que puede generar graves riesgos para la salud de las personas y los animales silvestres (Dabritz y Conrad 2009; Dutta 2014, Akhtardanesh et al. 2015).

¿Qué pasa en el mundo?

A nivel global, el gato doméstico está considerado como una de las 100 especies exóticas invasoras más dañinas del mundo según la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (Lowe et al. 2004), considerando el impacto de estas especies sobre la biodiversidad o las actividades humanas. Las especies invasoras amenazan la biodiversidad a nivel mundial, y los mamíferos invasores han contribuido a una disminución considerable e incluso la extinción de especies. Dentro de éstos, los roedores introducidos son los que han generado un mayor daño, vinculándoles el 30% de las extinciones. Y en segundo lugar se encuentran los gatos, a los cuáles se les asocia el 26% de las extinciones, donde se incluyen a 40 especies de aves, 21 mamíferos y 2 reptiles (Doherty et al. 2016).

Existen diversas estimaciones de cuántos animales al año matan los gatos no supervisados en un país, algunos ejemplos se resumen en la Tabla 1.

Estas evaluaciones a gran escala ayudan a demostrar la magnitud general de la depredación de gatos no supervisados con otras fuentes de mortalidad de la vida silvestre y, en algunos casos, los gatos no supervisados son la primera fuente de mortalidad relacionada con los seres humanos, superando a actividades industriales, colisiones con autos, casas y tendidos eléctricos, entre otros (excluyendo factores indirectos como la pérdida de hábitat) (Calvert et al. 2013, Loss et al. 2015).

¿Qué sabemos en Chile?

Al igual que el resto del mundo, en Chile los gatos son de las mascotas más populares, habiendo inscritos 311.394 gatos en el Registro Nacional de Mascotas al momento de escribir este trabajo (Subdere 2021). Estimamos que esta cifra podría ser considerablemente mayor, teniendo en cuenta que no todas las personas han inscrito a sus mascotas.

A nivel nacional, no se ha estudiado en profundidad los efectos de los gatos en la vida silvestre. Existen algunos acercamientos en el sur del país, donde Silva-Rodríguez y Sieving (2011) analizaron los efectos de diferentes niveles de cuidado (provisión de alimento) de perros y gatos sobre su tasa de depredación en vertebrados silvestres, a través de entrevistas y el análisis de heces, com-



FIGURA 2
Gato con ejemplar de **Cometocino patagónico** (*Phrygilus patagonicus*).
Río Ibáñez, (Reg. Aysén).
Agosto 2017.
Foto: Esteban Gallardo.



FIGURA 3
Ejemplar vivo de **Lagarto chileno** (*Liolaemus chiliensis*) llevado por gatos.
San José de Maipo, (Reg. Metropolitana)
Abril 2020.
Foto: Rodrigo Silva.



FIGURA 4
Ejemplar vivo de lagartija esbelta (*Liolaemus chiliensis*) llevado por gato.
El Arrayán, Región Metropolitana.
Sin fecha.
Foto: Kari Olavarria.

probando que mientras menor sea el cuidado dado a los animales por sus propietarios, mayor es la probabilidad de que depreden sobre vertebrados silvestres. Otro estudio similar se realizó en la zona austral de Chile a través de encuestas a propietarios de mascotas, donde más de la mitad de los gatos llevaron a sus casas presas aviares (Schüttler et al. 2018) (Fig. 2).

Recientemente Escobar-Aguirre et al. (2019), analizaron el número y tipo de presas que los gatos traen a casa y su relación con prácticas de tenencia responsable a través de encuestas. En éstas, la mayoría de los propietarios informaron que su gato ha traído al menos una presa a casa, siendo las aves el tipo de presa más común (49.9%), seguido de roedores (39.3%), insectos (29.5%), lagartos (20.2%), conejos (0.9%) y murciélagos (0.4%). A nivel insular, uno de los ejemplos más importantes es lo que sucede en el archipiélago de Juan Fernández, donde se han visto afectadas especies como el **Cachudito de Juan Fernández** (*Anairetes fernandezianus*), la **Fardela blanca** (*Ardenna creatopus*) y el **Picaflor de Juan Fernández** (*Sephanoides fernandensis*). Todas especies clasificadas como «EN PELIGRO DE EXTINCIÓN» debido a las amenazas que enfrentan por la pérdida de hábitat y especies exóticas inva-

soras, como los gatos (Carle et al. 2021, MMA 2021, Comunicación personal con Héctor Gutiérrez, Juan Fernández Project Manager & Communications Manager en Oikonos).

Con respecto a la transmisión de enfermedades, Sacristán et al. (2021) estudiaron la transmisión interespecífica del virus de la leucemia felina y el virus de la inmunodeficiencia felina entre gatos domésticos de las comunidades del sur y la **Güiña** (*Leopardus guigna*). En esta investigación obtuvieron como resultados que en ecosistemas fragmentados y con presencia humana existe una probabilidad nueve veces mayor de infectarse, sugiriendo que los gatos domésticos pueden ser la fuente de infección más probable para las poblaciones de este felino nativo.

Si bien, existen algunos registros de especies chilenas atacadas por gatos no supervisados, aún no se conoce en detalle las especies de fauna nativa chilena que están siendo afectadas por los gatos (Figs. 3 y 4). El proyecto de ciencia ciudadana «Fauna pal Gato» intenta resolver esta pregunta, además de dar a conocer esta problemática a través de las redes sociales, concientizando en la tenencia responsable de mascotas, particularmente de los gatos.



FIGURA 5
Gato con collar *Birds be safe*.
Nueva York, Estados Unidos.
Enero 2015.
FOTO: Willson et al.

Tenencia responsable

En este contexto, donde los gatos son considerados cazadores y transmisores de enfermedades, pudiendo generar un daño importante a la fauna nativa, la tenencia responsable de mascotas se vuelve una medida crucial para disminuir el impacto sobre nuestra biodiversidad.

Una de las opciones que disminuye la caza de fauna nativa por parte de los gatos, es el uso de collares llamativos de colores brillantes que distorsionan la silueta mimetizada de los gatos y facilitan la visión por parte de los otros animales (Hall et al. 2015, Willson et al. 2015), sin generar ningún tipo de daño al gato (Fig. 5). Sin embargo, el uso de estos collares sólo disminuye la caza, pero no la evita, así como tampoco sirve para la protección de nidos.

Es por esto, que el tener gatos «puertas adentro» o «indoor» es elemental para la buena coexistencia entre los gatos, personas y la fauna nativa. El mantener nuestros gatos confinados y supervisados es parte de la tenencia responsable, tal como establece la Ley 21.020 (Ministerio de Salud 2017) en la obligación por parte de los dueños de mantener a los animales en su domicilio, residencia o lugar destinado para su cuidado.

Aunque la mayoría de los dueños creen que los gatos necesitan deambular al aire libre y que esta actividad ayuda a su bienestar (Jongman 2007), la itinerancia también conlleva riesgos para ellos ya que están expuestos a atropellos, contagio de enfermedades, intoxicaciones, ataques de perros u otros gatos, incluso perderse. Además, la mayoría de los gatos se adaptan muy bien al confinamiento, pudiendo mejorar la mayoría de los problemas que esto podría generar con **enriquecimiento ambiental** (Jongman 2007). Para esto, se modifica o se crea un ambiente donde el gato pueda expresar sus conductas naturales, utilizando elementos como muebles, repisas, rascadores para poder trepar y moverse; ocupar distintas formas de entregarles el alimento, y utilizar juguetes de estimulación física y cognitiva.

Con una atención adecuada, estímulos y educación, un gato puede vivir perfectamente como animal de interior, y en caso de querer interactuar con el exterior, puede hacerse a través de paseos con arnés o habilitando espacios controlados fuera de la casa (gatios).

Los **gatios o catios** son patios para gatos, y corresponden a una extensión de la casa donde pueden tener contacto con el exterior de una manera controlada, pudiendo ser desde pequeños espacios

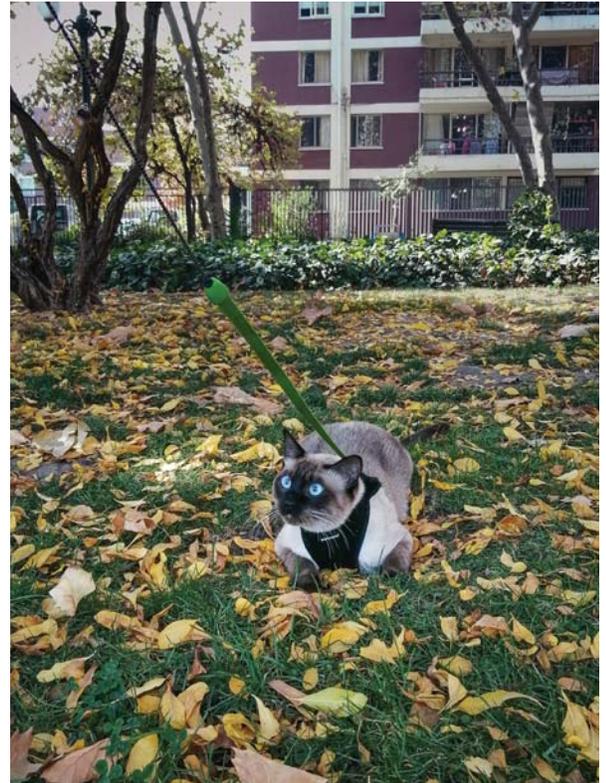


FIGURA 6
El gato «Chululo» disfrutando su catio o gatio.
La Florida, (Reg. Metropolitana).
Julio 2021.
Foto: Cristián Sepúlveda.

con una protección en un departamento hasta lo que permita el lugar disponible para esto (Fig. 6). Su utilización mejora la calidad de vida de los gatos, entrega una mayor seguridad a sus dueños y podría ser una solución práctica para muchos de los problemas asociados con la salida de los gatos (De Assis y Mills 2021).

Otra buena alternativa para los gatos que son más activos o curiosos y se encuentran en espacios pequeños, es el **paseo con correa y arnés**, lo que hemos estado observando con mayor frecuencia en nuestro país. Así, se le ofrece una mayor seguridad al gato que salir en solitario, estimula sus sentidos y les da confianza para explorar el entorno (Fig. 7).

FIGURA 7
Gato de paseo con arnés y correa.
Parque Inés de Suárez,
(Reg. Metropolitana).
Mayo 2021.
Foto: Paula Maldonado.



Conclusiones

Aún nos falta mucho por saber en Chile, pero ya existe bastante información a nivel mundial para entender que tenemos un problema frente al cual tenemos que actuar ahora mismo. La falta de una cultura amigable con el medioambiente, el desconocimiento o la irresponsabilidad humana, son las razones por la que la presencia de gatos se ha convertido en una grave amenaza para la fauna nativa.

Es necesario cambiar la concepción del gato como una mascota independiente, libre y de una naturaleza incontrolable de caza; y prevenir o hacernos cargo de los daños que puedan provocar nuestras mascotas a otras personas y animales, como la fauna silvestre. La tenencia responsable es fundamental en este tema y debe fomentarse a través de

la educación, manteniendo a nuestras mascotas dentro de las casas y supervisadas en todo momento, dedicándoles el tiempo para juegos, paseos, cuidados y estimulación que requieren.

De esta forma, se tiene una doble ganancia, donde los gatos se encuentran más seguros y menos expuestos a peligros; y la fauna nativa con una amenaza menos encima.

Literatura citada

- Akhtardanesh, B; S. Hooshyar, Z. Abiri & S.M. Hejazi. 2015.** Pyothorax associated with Salmonella and Pseudomonas spp. infection in a FIV-positive cat. *Comparative Clinical Pathology* 24: 1253-1255.
- Blancher, P. 2013.** Estimated number of birds killed by house cats (*Felis catus*) in Canada. *Avian Conservation Ecology* 8: 3.
- Calvert, A.M; C.A. Bishop, R.D. Elliot, E.A. Krebs, T.M. Kydd, C.S. Machtans & G.J. Robertson. 2013.** A synthesis of human-related avian mortality in Canada. *Avian Conservation Ecology* 8: 11.
- Carle, R. D; A.B. Fleishman, T. Varela, P. Manríquez Angulo, G. De Rodt, P. Hodum, V. Colodroi, V. López & H. Gutiérrez-Guzmán. 2021.** Introduced and native vertebrates in pink-footed shearwater (*Ardenna creatopus*) breeding colonies in Chile. *PloS one* 16(7).
- Dabritz, H. & P.A. Conrad. 2009.** Cats and toxoplasma: implications for public health. *Zoonoses Public Health* 57: 34-52.
- De Assis, L.S. & D.S. Mills. 2021.** Introducing a Controlled Outdoor Environment Impacts Positively in Cat Welfare and Owner Concerns: The Use of a New Feline Welfare Assessment Tool. *Frontiers in Veterinary Science* 7: 1161.
- Doherty, T. S; A.S. Glen, D.G. Nimmo, E.G. Ritchie & C.R. Dickman. 2016.** Invasive predators and global biodiversity loss. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 113 (40):11261-11265.
- Driscoll, C. A; M. Menotti-Raymond, A.L. Roca, K. Hupe, W.E. Johnson, E. Geffen, E. H. Harley, M. Delibes, D. Pontier, A. C. Kitchener, N. Yamaguchi, S. J. O'brien & D. W. Macdonald. 2007.** The Near Eastern origin of cat domestication. *Science* 317(5837): 519-523.
- Dutta, T. 2014.** Rabies: an overview. *International Journal of Advanced Medical and Health Research* 1: 39.
- Eisenhauer, N. 2018.** Impacts of free-ranging cats on invertebrates. *Frontiers in Ecology and the Environment* 16: 262-263
- Escobar-Aguirre, S; R.A. Alegría-Morán, J. Calderón-Amor & T.A. Tadich. 2019.** Can Responsible Ownership Practices Influence Hunting Behavior of Owned Cats?: Results from a Survey of Cat Owners in Chile. *Animals* 9: 745.
- Fitzgerald, B.M & D.C. Turner. 2000.** The Domestic Cat: The Biology of its Behaviour. Cambridge University Press.
- Frank, A; C. Johnson, J. Potts, A. Fisher, M. Lawes, J. Woinarski, K. Tuft, I. Radford, I. Gordon, M.A. Collis & S. Legge. 2014.** Experimental evidence that feral cats cause local extirpation of small mammals in Australia's tropical savannas. *Journal of Applied Ecology* 51: 1486-1493.
- Gillies, C. & M. Clout. 2003.** The prey of domestic cats (*Felis catus*) in two suburbs of Auckland City, New Zealand. *Journal of Zoology* 259: 309-315.
- Hall, C.M; J.B. Fontaine, K.A. Bryant & M.C. Calver. 2015.** Assessing the effectiveness of the Birdsbesafe® anti-predation collar cover in reducing predation on wildlife by pet cats in Western Australia. *Applied Animal Behaviour Science* 173: 40-51.
- Jongman, E.E. 2007.** Adaptation of domestic cats to confinement. *Journal of Veterinary Behavior* 2: 193-196.
- Krauze-Gryz, D; M. Żmihorski & J. Gryz. 2017.** Annual variation in prey composition of domestic cats in rural and urban environment. *Urban Ecosystems* 20: 945-952.
- Krauze-Gryz, D; J. Gryz & M. Żmihorski. 2019.** Cats kill millions of vertebrates in polish farmland annually. *Global Ecology Conservation* 17: Article e00516.
- Li, Y; Y. Wan, H. Shen, S.R. Loss, P.P. Marra & Z. Li. 2021.** Estimates of wildlife killed by free-ranging cats in China. *Biological Conservation* 253: 108929.

- Loss S.R; T. Will & P.P. Marra. 2013.** The impact of free-ranging domestic cats on wildlife of the United States. *Nature Communications* 4:1396.
- Loss, S; T. Will & P. Marra. 2015.** Direct mortality of birds from anthropogenic causes. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 46: 99-120.
- Loss, S. & P. Marra. 2017.** Population impacts of free-ranging domestic cats on mainland vertebrates. *Frontiers in Ecology and the Environment* 15: 502-509.
- Lowe S; M. Browne, S. Boudjelas & M. De Poorter. 2004.** 100 de las Especies Exóticas Invasoras más dañinas del mundo: Una selección del Global Invasive Species Database. Grupo Especialista de Especies Invasoras (GEEI), un grupo especialista de la Comisión de Supervivencia de Especies (CSE) de la Unión Mundial para la Naturaleza (UICN). 12pp.
- Medina, F. & R. García. 2007.** Predation of insects by feral cats (*Felis silvestris catus* L; 1758) on an oceanic island (La Palma, Canary Island). *Journal of Insect Conservation* 11: 203-207.
- Ministerio de Salud. 2017.** Ley 21.020 sobre tenencia responsable de mascotas y animales de compañía.
- Ministerio del Medioambiente de Chile (MMA). 2021.** Listado de Especies Clasificadas desde el 1º al 16º Proceso de Clasificación RCE (actualizado a agosto de 2021). Disponible en: <https://clasificacionspecies.mma.gob.cl/>. Consultado el 05 de octubre de 2021.
- Murphy, B; L.A. Woolley, H. Geyle, S. Legge, R. Palmer, C. Dickman, J. Augusteyn, S. Brown, S. Comer, T. Doherty, C. Eager, G. Edwards, D. Fordham, D. Harley, P. McDonald, H. McGregor, K. Moseby, C. Myers, J. Read & J. Woinarski. 2019.** Introduced cats (*Felis catus*) eating a continental fauna: the number of mammals killed in Australia. *Biological Conservation* 237: 28-40.
- Nogales, M. & F. Medina. 2009.** Trophic ecology of feral cats (*Felis silvestris f. catus*) in the main environments of an oceanic archipelago (Canary Islands): an updated approach. *Mammalian Biology* 74: 169-181.
- Sacristán, I; F. Acuña, E. Aguilar, S. García, M.J. López, J. Cabello, E. Hidalgo-Hermoso, J. Sanderson, K.A. Terio, V. Barrs, J. Beatty, W.E. Johnson, J. Millán, E. Poulin & C. Napolitano. 2021.** Cross-species transmission of retroviruses among domestic and wild felids in human-occupied landscapes in Chile. *Evolutionary Applications* 14: 1070-1082.
- Schüttler, E; L. Saavedra-Aracena & J.E. Jiménez. 2018.** Domestic carnivore interactions with wildlife in the Cape Horn Biosphere Reserve, Chile: husbandry and perceptions of impact from a community perspective. *PeerJ* 6:e4124.
- Serpell, J. 2013.** Domestication and history of the cat. En Turner, D. C; P. Bateson & P.P.G. Bateson (Eds.). *The domestic cat: the biology of its behaviour*. Cambridge University Press. 83-100 pp.
- Silva-Rodríguez, E.A. & K.E. Sieving. 2011.** Influence of Care of Domestic Carnivores on Their Predation on Vertebrates. *Conservation Biology* 25 (4): 808-815.
- Subsecretaría de Desarrollo Regional y Administrativo (Subdere). 2021.** Las curiosidades del Registro Nacional de Mascotas a dos años de su obligatoriedad. Disponible en: <http://www.subdere.gov.cl/sala-de-prensa/las-curiosidades-del-registro-nacional-de-mascotas-dos-a%C3%B1os-de-su-obligatoriedad>. Consultado el 10 de octubre de 2021.
- Willson, S.K; I.A. Okunlola & J.A. Novak. 2015.** Birds be safe: Can a novel cat collar reduce avian mortality by domestic cats (*Felis catus*)?. *Global Ecology and Conservation* 3: 359-366.
- Woinarski, J; B. Murphy, S. Legge, S. Garnett, M. Lawes, S. Comer, C. Dickman, T. Doherty, G. Edwards, A. Nankivell, D. Paton, R. Palmer & L.A. Woolley. 2017** How many birds are killed by cats in Australia? *Biological Conservation* 214: 76-87.
- Woinarski, J; B.P. Murphy, R. Palmer, S.M. Legge, C.R. Dickman, T.S. Doherty, G. Edwards, A. Nankivell, J.L. Read & D. Stokeld. 2018.** How many reptiles are killed by cats in Australia? *Wildlife Research*, 45: 247-266.
- Woinarski, J; S. Legge, L.-A. Woolley, R. Palmer, C. Dickman, J. Augusteyn, T. Doherty, G. Edwards, H. Geyle, H. McGregor, J. Riley, J. Turpin & B. Murphy. 2020.** Predation by introduced cats *Felis catus* on Australian frogs: compilation of species records and estimation of numbers killed. *Wildlife Research* 47: 580-588
- Woinarski, J.C.Z; B.P. Murphy, S.M. Legge, S.T. Garnett, M.J. Lawes, S. Comer, C.R. Dickman, T.S. Doherty, G. Edwards, A. Nankivell, D. Paton, R. Palmer & L.A. Woolley. 2017.** How many birds are killed by cats in Australia? *Biological Conservation* 214: 76-87.



Declarado como un sitio Ramsar de importancia internacional en 2004 y como Reserva Hemisférica de Aves Playeras en 2009, Bahía Lomas está entre los humedales de mayor importancia para aves playeras en el hemisferio Sur. Santuario de la Naturaleza Bahía Lomas, Tierra del Fuego (Región Magallanes) 14 de enero 2020. FOTO: Antonio Larrea.

La ausencia de lo público

Una de las causas de pérdida de biodiversidad en Chile

por Ezio Costa Cordella¹ & Luciano González Matamala²

¹ Profesor Derecho Ambiental, Universidad de Chile. Director Ejecutivo ONG FIMA.

² Asistente de Estudios, ONG FIMA.

El modelo jurídico ambiental chileno

Por la forma en que se encuentra organizado el Derecho Ambiental chileno, este no protege al medio ambiente en su conjunto ni tampoco a todos sus elementos en particular, sino que se centra en generar instrumentos de gestión ambiental que operarán ya sea respecto de un territorio determinado, un proyecto industrial determinado, un contaminante determinado o un elemento ambiental en especial.

Puede haber algo positivo en lo anterior, que dice relación con la especificidad de las normas de protección ambiental, pero el lado negativo es que donde no hay instrumentos de gestión, en la práctica hay desprotección jurídica. Lo más complejo, es que el paso del estado de desprotección al de protección requiere de una serie de actividades estatales que generalmente no son sencillas de gatillar e incluso resulta imposible hacerlo por parte de los y las ciudadanas.

Esta realidad se da, a pesar de la existencia de un deber constitucional de protección de la naturaleza en la Constitución en la segunda parte del nº8 del artículo 19, que contiene el derecho a vivir en un medio ambiente libre de contaminación. Sucede en este caso, que es una obligación que la Constitución contiene sin mecanismos para hacerla exigible. Vale decir, no hay forma en que las/os ciudadanas/os podamos exigir, mediante un juicio, a la autoridad generar esta protección.

Los instrumentos de gestión ambiental en general son actos administrativos que se generan por la autoridad ejecutiva luego de un procedimiento que se gatilla en determinadas situaciones fácticas. Así, por ejemplo, el procedimiento de evaluación ambiental de un proyecto, encargado al Servicio de Evaluación Ambiental (autoridad ejecutiva) y que concluye con una Resolución de Calificación Ambiental (acto administrativo), donde se establecen las condiciones con que un determinado proyecto

Reserva Nacional Altos de Lircay (Región del Maule), 07 de febrero 2015.
Foto: Andrés Moreira.





Garra de León (*Leontochir ovallei*) sobre Copiapoa de Carrizal (*Copiapoa dealbata*), especies clasificadas «EN PELIGRO» y «VULNERABLE» respectivamente, según estado de conservación en Chile (MMA). Totoral, costa de Copiapó (Región Atacama) 05 de octubre 2017.
FOTO: Andrés Moreira.

podrá llevarse a cabo y por lo tanto también la forma en que el territorio a que dicho proyecto afecta, quedará protegido (o no).

Ahora bien, hay unos pocos elementos del medio ambiente que sí tienen una protección relativamente general, como los bosques nativos, y otros que gracias a los tratados internacionales suscritos y ratificados por Chile han logrado dicha protección. En este último caso, se encuentran las áreas protegidas y las especies en categorías de vulnerabilidad, las cuales de todas maneras requieren de actos de autoridad que las designen como tales.

Tomando en cuenta lo anterior y adentrándonos en la respuesta a la pregunta que se nos planteara, más que una colección de hechos del Estado en la pérdida de la biodiversidad traeremos a colación sus omisiones y falencias. Así, profundizaremos en primer lugar la dispersión en la protección de la biodiversidad en instrumentos diversos, a la par que analizaremos la dispersión normativa existente en la materia hoy. En segundo lugar, enunciaremos una cierta «estrechez» en el SEIA para dar

cobertura a territorios afectados por la agroindustria y algunas formas de industria forestal. Finalizaremos con una revisión de las facultades de la Superintendencia del Medio Ambiente y la acción por daño ambiental.

Tras realizar los problemas que el modelo nos genera y de cara a la discusión constitucional propondremos la necesidad de una protección más holística y general del Medio Ambiente y la Naturaleza.

La dispersión normativa y protección de la biodiversidad

El Derecho Ambiental chileno carece de un estatuto jurídico unitario respecto de la biodiversidad, existiendo normativa que principalmente protege algunos espacios y algunas especies, mientras que la única normativa relativamente más genérica es aquella que pretende proteger los bosques nativos, aunque como es por todos y todas sabido, dicho estatuto no tiene la potencia que se requeriría para cumplir su labor.

Partamos por este último. Ya desde la denominación que algunos hacen de la normativa de protección de bosques, llamándola «derecho forestal»¹, podemos empezar a notar un problema en la forma que se ha concebido. Como sucede con muchas otras normativas referidas a un elemento del medio ambiente en particular, ella está pensada principalmente desde la explotación.

Ahora bien, la regla general es que en Chile no se pueden cortar bosques, pero el requisito para hacerlo es un plan de Manejo autorizado por la CONAF, cuestión que generalmente será autorizada en la medida de que se mantengan las condiciones del ecosistema bosque —como conjunto de especies vegetales—, o bien compense la afectación de este. Como se ve, en términos generales lo regulado son actividades económicas en los bosques, y no por ejemplo los

1. Vergara Blanco. (2018) Derecho de Bosques y Áreas Silvestres protegidas en Chile. En Monografías de la Revista Aragonesa de Administración Pública XVII Zaragoza.

efectos que una plantación de paltos o eucaliptus aguas arriba pueda generar en el bosque, privándole la plantación de agua al bosque por ejemplo.

Si nos adentramos en las áreas protegidas, nos encontraremos que, a pesar de múltiples discusiones en el tiempo, ellas no están reguladas legalmente. La gran fuente de su existencia es la Convención de Washington de 1940 y luego algunas normas de administración de ellas, en las que interviene CONAF; los Gobiernos Regionales, personas particulares y en algunos casos por pueblos originarios². Adicionalmente existen áreas puestas bajo protección oficial que provienen de otras normas, como son las Zonas de Interés Turístico (ZOIT), las áreas prioritarias para la biodiversidad, las reservas naturales municipales y los humedales urbanos, entre otras.

En todos los casos, la protección de la biodiversidad cuando existan estas áreas se circunscribirá a ese territorio determinado, estando sujeto a que exista una declaración previa de la autoridad³.

En lo que se refiere a las especies, el Ministerio del Medio Ambiente administra un inventario de especies a fin de fiscalizar las normas que ponen restricciones a «su corte, captura, caza, comercio y transporte, con el objeto de adoptar las acciones y medias tendientes a conservar la diversidad biológica y preservar dichas especies»⁴. La administración de la protección de la especie variará dependiendo si es flora o fauna o si es silvestre o marina; así respecto de la fauna silvestre terrestre tiene competencia el Servicio Agrícola y Ganadero⁵; y en el caso de la fauna marina la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura y el Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura⁶.

Como es posible observar, no existen en Chile normas que protejan la biodiversidad como tal ni tampoco una protección de espacios o especies que

se dé por una declaración legal general, sino que toda ella está mediada por declaraciones específicas relativas a espacios y especies, encontrándose la protección normativa e institucionalmente fraccionada, haciendo más difícil el cumplimiento de los objetivos de protección.

La estrechez del SEIA para proteger la biodiversidad

Nos centramos en particular en este instrumento de gestión, porque es aquel que se ha considerado como el de mayor difusión y relevancia en la regulación ambiental actual. Mediante este instrumento el Servicio de Evaluación Ambiental predice y regula los impactos ambientales que pueden ser producidos por un proyecto o actividad, poniendo condiciones para su ejecución en vista del resguardo a determinados objetos de protección ambiental dispuestos por la ley.

Los proyectos que deben evaluarse ambientalmente están listados en la ley (específicamente en el artículo 10 de la ley 19.300) y ahí se señalan por un lado actividades específicas (la minería, las líneas de transmisión eléctrica, etc.), y por otras actividades susceptibles de generar impactos en determinados elementos del medio ambiente

Entre los segundos, y en particular en lo que nos interesa en esta reflexión, encontramos entre las actividades que se deben evaluar, (i) La actividad forestal de dimensiones industriales cuando esta se desarrolle en suelos frágiles o terrenos cubiertos de bosque nativo. (ii) actividades en áreas puestas bajo protección oficial (iii) aplicación masiva de productos químicos en áreas próximas cursos de agua o humedales (iv) proyectos que utilicen organismos genéticamente modificados en áreas no confinadas y (v) Ejecución de obras o actividades que puedan afectar los ecosistemas de humedales urbanos.

2. Candia Inostroza (2013) Áreas silvestres protegidas privadas y de pueblos originarios: Integración de diversos actores en la protección de las áreas silvestres en Chile.. En Revista Justicia Ambiental de la ONG Fima N°5; pp. 170-174; pp. 179-180; pp.188-189.

3. Solo en el caso de los humedales, esto ha sido puesto en mayor tensión, existiendo al menos jurisprudencia de la Corte Suprema que valora a los humedales aún sin declaraciones de autoridad.

4. Artículo 38 de la Ley N° 19.300.

5. Véase la «Legislación sobre Fauna Silvestre» en la web del SAG: https://www.sag.gob.cl/sites/default/files/ley_de_caza_y_su_reglamento_2015.pdf

6. Véase la Ley de Pesca y Acuicultura: <https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=13315>



Grupo de Albatros junto a otras aves, alimentándose en el mar frente a Valparaíso (Región de Valparaíso) 30 de junio 2019. FOTO: Fernando Díaz.

El problema con el SEIA es que precisamente no ingresan a él todos los proyectos que pueden afectar la biodiversidad que no se encuentran listados como son los casos de, por ejemplo, la actividad agrícola, la pesca industrial, la actividad forestal no ubicada en suelo frágil, en bosques nativos o de dimensiones no industriales que pueden afectar la disponibilidad hídrica, las actividades cercanas a áreas puestas bajo protección oficial o la afectación de lugares ricos en biodiversidad que no poseen una declaratoria oficial, entre otras.

De forma particularmente notoria, mientras que los espacios protegidos al menos tienen un lugar para efectos de la determinación de ingreso al SEIA, las especies protegidas no tienen ninguno y por lo tanto un proyecto que afecte a dichas especies, pero no se encuentre en una de las hipótesis del artículo 10, podrá llevarse a cabo sin ni siquiera evaluarse ambientalmente.

Mientras que lo anterior genera que la biodiversidad que se vea amenazada por actividades no reguladas por el artículo 10 del SEIA quede fuera de la

Bandada de Parina chica (*Phoenicoparrus jamesi*), especie clasificada como <VULNERABLE> según estado de conservación en Chile (MMA). Salar de Surire (Región Arica y Parinacota) 30 de septiembre 2021. FOTO: Fernando Díaz.



tutela del principal instrumento de gestión ambiental, preventivo, que tenemos en nuestro derecho.

Como veremos en la sección siguiente, esto se agrava en el hecho de que los instrumentos de carácter correctivo con los que cuenta el Estado, tampoco abordan de manera suficiente el problema.

Problemas frente a la producción de daños a la biodiversidad

El organismo a cargo de la fiscalización y sanción en materia ambiental es la Superintendencia del Medio Ambiente (SMA). La SMA es un organismo que puede sancionar de manera bastante importante (con multas de hasta US 12 millones y con clausuras definitivas), pero cuya competencia ha quedado supeditada a la existencia de instrumentos de gestión ambiental que hayan sido infringidos.

Así entonces, si bien es cierto que puede fiscalizar y sancionar respecto de cualquier norma o instrumento de gestión ambiental⁷ y pudiendo reconducirse en general la afectación de la biodiversidad a un daño ambiental que agrave la sanción, ella siempre dependerá de esa operación previa de la autoridad ejecutiva, manifestada en un instrumento de gestión. Por lo mismo, seguimos sin herramientas para sancionar, por ejemplo, al uso intensivo de agua de parte de una plantación de paltos que signifique secar hectáreas de bosque nativo aguas abajo.

Sin perjuicio de lo anterior, en los casos en que exista daño ambiental, sería de todas formas posible plantear dicha hipótesis como demanda ante los Tribunales Ambientales, para que se obligue a quien dañó a reparar el medio ambiente, aunque no existan instrumentos de sin referencia a instrumentos o normas ambientales específicas.

7. A este respecto véase el Dictamen N°: 027035 N19 de la Contraloría.

En este caso, sin embargo, nos encontramos con otras dificultades, puesto que (i) llevar adelante un juicio como ese requiere de una importante inversión de recursos por parte de quien quiera llevar adelante esa demanda (generalmente una comunidad organizada o una municipalidad), (ii) habiendo una baja tasa de éxito en su ejercicio, en parte por (iii) la compleja y costosa carga probatoria que se le impone al demandante, cuestión que es aún más difícil en los casos en que no hay un instrumento de gestión ambiental que haya sido infringido.

Siendo este el escenario, se produce una baja persecución de los daños al medio ambiente en general y a la biodiversidad en particular, cuestión que atenta directamente contra las posibilidades de su protección.

Reflexiones finales

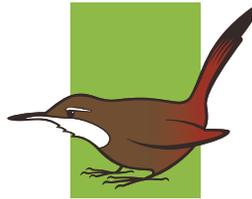
Entre las dificultades que enfrenta la biodiversidad en Chile en la actualidad, nos encontramos con una configuración normativa de su protección que es poco adecuada. Mientras la crisis climática y ecológica avanza poniendo en riesgo las bases de nuestra existencia, parecería prudente pensar en que la protección de la naturaleza debiera centrarse en la naturaleza misma y no solamente en instrumentos de gestión.

Como hemos intentado mostrar en este artículo, una buena parte de la omisión de la acción estatal en materia de biodiversidad está relacionada precisamente con la configuración normativa antedicha

y que ha dejado a la institucionalidad ambiental relegada a posibilidades de acción muy acotadas frente a las amenazas o daños que se producen a la biodiversidad. Al mismo tiempo, hay actividades con claros impactos sobre la biodiversidad, como es el caso de la agroindustria y la industria forestal, que ni siquiera alcanzan a ser cubiertos por el mínimo de los instrumentos de gestión ambiental.

Una parte de las soluciones está radicada en la prometida creación del Servicio de Biodiversidad y Áreas Protegidas (SBAP), en la medida que dicho servicio tenga las competencias adecuadas. Pero otra parte más importante tiene que ver con la forma en que se legisla en torno a los elementos naturales, donde la tendencia a delegar la efectiva protección por parte del legislador a la administración del Estado debiera dejarse atrás, en pos de normativas generales que contengan una base mínima de protección que luego pueda ser complementada por la Administración.

Por último y viendo con optimismo que podamos contar próximamente con una Constitución Ecológica, las normas que en ella se contengan y que den cuenta de un valor intrínseco de la naturaleza, como por ejemplo el reconocimiento de derechos de la naturaleza, serán esenciales en propiciar esta mejora en la protección pública de la biodiversidad.



La Chiricoca

DICIEMBRE DE 2021

Santiago de Chile

lachiricoca@redobservadores.cl

www.redobservadores.cl