

ISSN: 0719-7853

REVISTA CHILENA DE ORNITOLOGIA

VOLUMEN 27 NÚMERO 2 - DICIEMBRE DE 2021

PUBLICADA POR LA UNIÓN DE ORNITÓLOGOS DE CHILE

aveschile.cl



REVISTA CHILENA DE ORNITOLOGÍA

PUBLICADA POR AVES CHILE / UNIÓN DE ORNITÓLOGOS DE CHILE

La *Revista Chilena de Ornitología* (RChO) publica semestralmente (junio y diciembre) artículos inéditos sobre diversos aspectos de la historia natural, ecología, biología, conservación de aves, conducta y evolución. Esto incluye estudios sobre el rol de las aves en la sociedad (e.g., etno-ornitología, ornitología económica, conflicto aves-humanos, educación ambiental). La revista da especial énfasis a las aves neotropicales, pero artículos de otras regiones son bienvenidos. Los idiomas oficiales de la RChO son el castellano y el inglés. La RChO publica trabajos en cuatro modalidades: Artículos, Comunicaciones Breves, Revisiones/Opiniones y Comentarios de Libros.

EDITOR JEFE

RICARDO A. FIGUEROA R. *Investigador independiente*

EDITORES ASISTENTES

JAIME E. JIMÉNEZ HOTT *University of North Texas, EE.UU.*

LUCILA MORENO SALAS *Universidad de Concepción, Chile*

BENITO GONZÁLEZ *Universidad de Chile, Chile*

EDITOR ESTADÍSTICO

SERGIO ALVARADO *Universidad de Chile, Chile*

EDITORES ASOCIADOS

CRISTIÁN ESTADES MARFÁN *Universidad de Chile, Chile*

GONZALO GONZÁLEZ CIFUENTES *Birding Chile, Chile*

DOMINIQUE G. HOMBERGER *Louisiana State University, EE.UU.*

TOMÁS IBARRA ELIESSETCH *Universidad Católica de Chile, Chile*

SILVINA IPPI *Universidad Nacional del Comahue - CONICET, Argentina*

ALEX E. JAHN *Indiana University, EE.UU.*

ILENIA LAZZONI TRAVERSARO *Universidad de Chile, Chile*

ROY H. MAY *Northern Arizona Audubon Society, EE.UU.*

CRISTÓBAL PIZARRO PINOCHET *Universidad de Concepción, Chile*

ALEJANDRO SIMEONE CABRERA *Universidad Andrés Bello, Chile*

CHARIF TALA GONZÁLEZ *Ministerio del Medio Ambiente, Chile*

NELIDA R. VILLASEÑOR *Universidad de Chile, Chile*

Aves Chile (Unión de Ornitólogos de Chile) es una corporación de derecho privado sin fines de lucro, surgida a inicios de los ochenta y que cuenta con personalidad jurídica desde 1989. Nuestro principal objetivo es promover la conservación y protección de las aves y de sus ambientes; su estudio e investigación, así como también la difusión y educación en la comunidad nacional.

DIRECTORIO DE LA UNIÓN DE ORNITÓLOGOS DE CHILE

Presidente

Gonzalo González Rivera

Director Científico

Cristian Estades Marfán

Director

Sergio Alvarado Orellana

Vicepresidente

Juan Carlos Torres-Mura

Tesorera

María Angélica Vukasovic

Secretaria Directiva

Ilenia Lazzoni Traversaro

Aves Chile · info@aveschile.cl · aveschile.cl

En la portada, aguilucho de cola rojiza (*Buteo ventralis*), morfo oscuro, observado en Tacamó, Osorno, sur de Chile. Fotografía de Tomás Rivas-Fuenzalida

HACIA EL USO SENSATO DE LA SIGNIFICACIÓN ESTADÍSTICA EN LA REVISTA CHILENA DE ORNITOLOGÍA

Towards the wise use of statistical significance in the Revista Chilena de Ornitología

RICARDO A. FIGUEROA^{1,2} & SERGIO ALVARADO^{2,3,4,5}

¹Editor Jefe

²Unión de Ornitólogos de Chile (AvesChile).

Correspondencia: revistachilenaornitologia@aveschile.cl

³Editor Estadístico

⁴Programa de Bioestadística, Instituto de Salud Poblacional, Facultad de Medicina, Universidad de Chile.

⁵Laboratorio de Ecología de Vida Silvestre (LEVS), Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza, Universidad de Chile.

Correspondencia: salvarado@uchile.cl

... todo experimento existe sólo para dar a los hechos la oportunidad de refutar la hipótesis nula. Fisher (1935).

La estadística recibe a menudo mala fama porque es muy fácil hacer un mal uso de ella, involuntariamente o no. Sylvan Barnet & Hugo Bedau (1993).

... las posibilidades inferenciales de la estadística (ya sea bayesiana, frecuentista u otras) siguen siendo profundamente limitadas. Greenland & Poole (2012).

La estadística cumple un papel relevante en el proceso y progreso científico (Hampel 1997, Scheiner 2001). Al igual que otros grupos de investigadores, los ornitólogos usamos pruebas o modelos estadísticos para inferir patrones o procesos y establecer generalizaciones y predicciones a partir de los resultados de nuestra investigación (Buckland 1982, Fowler & Cohen 1996, Underhill 1999). Este proceso, conocido como *inferencia estadística*, permite profundizar nuestro conocimiento empírico y teórico acerca de cómo las aves responden a los cambios ecológicos y ambientales (James & McCulloch 1985, North & Byron 1985, North 1994, Underhill 1999). Sin embargo, el uso de los procedimientos estadísticos inferenciales requiere una sólida justificación teórica y metodológica. Por lo tanto, la evaluación específica de los análisis estadísti-

cos es una de las fases relevantes del proceso editorial en cualquier revista científica (Parker *et al.* 2018).

En nuestra experiencia, los análisis estadísticos defectuosos están entre las principales debilidades de muchos de los manuscritos enviados a las revistas ornitológicas. Los mayores defectos de esos análisis es que son incorrectos, injustificados, sobredimensionados o incluso innecesarios. Por otra parte, muchos revisores afines con el tema central de un manuscrito no necesariamente son conocedores de las teorías estadísticas. Por lo tanto, rara vez sus revisiones incluirán comentarios respecto de la validez de los procedimientos estadísticos. Por otra parte, algunos revisores entrenados estadísticamente difieren respecto de la validez de los análisis estadísticos presentados en el mismo manuscrito. Así, algunas veces es problemático decidir qué recomendación estadística hacer a los autores para que refinen sus conclusiones a partir de su información.

Para fortalecer la revisión de los análisis estadísticos y hacer la mejor recomendación a los autores, nuestra revista incluye desde la edición de junio de 2021 una nueva figura editorial: el *editor estadístico*. El propósito detrás de esta figura es fortalecer nuestro equipo editorial desde el punto de vista estadístico y metodológico. El rol principal del editor estadístico es verificar si los procedimientos estadísticos presentados por los autores tienen validez a la luz de su diseño de muestreo y la naturaleza de la

información. El editor estadístico revisará los manuscritos de manera previa o simultánea a la revisión que hagan los colegas pares de tal manera que el editor jefe reciba una evaluación más informada. Además, el editor estadístico estará a cargo de la sección de *alfabetización estadística* que incorporaremos en los próximos números de nuestra revista. Todo lo anterior beneficiará a los autores ya que evitará que sus manuscritos estén sustentados en análisis estadísticos deficientes.

Dada la crisis actual de replicación experimental, la pérdida de confianza en el paradigma frecuentista y la “guerra estadística” entre frecuentistas y bayesianos (Gelman & Loken 2014, Wasserstein & Lazar 2016, Amrhein *et al.* 2017) es más necesario que nunca contar con asesoría estadística profesional. Además, muchos autores están cometiendo serios “pecados estadísticos” debido a la obsesión por los hallazgos significativos (quizá persiguiendo la fama) o simplemente para publicar artículos más rápidamente y parecer altamente productivos (Comroy 2019a, Makin & Orban de Xivry 2019, Orban de Xivry en Comroy 2019b). Así, consideramos imprescindible que los autores estén advertidos de estas situaciones para que decidan informada y reflexivamente cómo abordar sus análisis estadísticos. También es fundamental que los autores, revisores y editores pongan los principios filosóficos de la estadística por sobre los algoritmos y tecnificación de la estadística. Los editores de revistas ornitológicas estamos en una posición clave para promover cambios que conduzcan a usar la estadística sensatamente. Esto requiere que los autores y revisores tengan claro cuál es el sentido fundamental de la estadística y cuáles son las virtudes y los defectos de los paradigmas estadísticos existentes (Underhill 1999, Colling & Szűcs 2021, Sedgwick 2022).

¿Cómo los ornitólogos usamos la estadística?

Los ornitólogos usamos la estadística de manera descriptiva y de manera inferencial. En el primer caso, analizamos y resumimos información mediante tablas o gráficos de distribución de frecuencias, medidas de localización o tendencia central (*e.g.*, media, mediana, moda) y medidas de variabilidad (*e.g.*, varianza, desviación estándar). Tales descriptores estadísticos son útiles para establecer, por ejemplo, diferencias de tamaño corporal (*e.g.*, Egli 1996) o tendencia en la riqueza o abundancia de especies. Aunque los procedimientos estadísticos descriptivos no requieren supuestos teóricos ni dependen necesariamente de diseños experimentales, son esenciales para avanzar hacia los procedimientos inferenciales.

En el caso de la estadística inferencial, ésta es fundamental para decidir si las predicciones de nuestras hipótesis son admisibles o no (Gotelli & Ellison 2004, León-Guerrero & Frankfort-Nachmias 2018). Los proce-

dimientos inferenciales están condicionados fuertemente al uso riguroso del método científico. Antes de usar cualquier procedimiento estadístico inferencial debemos establecer una pregunta clara de investigación, una o varias hipótesis, articular sus predicciones, diseñar y ejecutar experimentos, y recolectar, organizar y resumir la información generada por nuestro diseño experimental (Quinn & Keough 2002, Gotelli & Ellison 2004). Mediante la estadística inferencial intentamos extraer conclusiones acerca de grandes grupos (poblaciones) a partir de pequeños grupos (muestras). Cuando hacemos esto, presumimos que las muestras son representativas de la población, que poseen naturaleza aleatoria y que nuestros datos son confiables.

Actualmente, los ornitólogos seguimos tres paradigmas estadísticos inferenciales: la estadística clásica o frecuentista, la estadística bayesiana y la selección de modelos basada en la teoría de la información. El paradigma frecuentista se sustenta en los conceptos clásicos de probabilidad, contraste de hipótesis (hipótesis nula [H_0] vs hipótesis alternativa [H_1]), pruebas de significancia, el nivel de significación o umbral alfa (α) y el valor de probabilidad (valor de p) (Fisher 1935). Dentro de un marco de estudio definido, los investigadores rechazan o no rechazan una hipótesis basándose en un nivel de significancia estadística (Fisher 1935). El término frecuentista alude a la idea de la frecuencia a largo plazo de los resultados en repeticiones infinitas de experimentos o muestras (Johnson 1999).

Los ornitólogos que se rigen por los procedimientos de la estadística bayesiana miden el efecto de un tratamiento incorporando la información previa de un determinado suceso para calcular su probabilidad posterior. Ellos cuantifican la fuerza de la evidencia basándose en el factor de Bayes. Mientras mayor sea el factor de Bayes mayor es la fuerza de la evidencia. Los ornitólogos que siguen esta línea determinan previamente esa probabilidad ya sea de manera subjetiva (*e.g.*, “creencia fundamentada”) u objetiva (*e.g.*, mediciones previas) (van de Schoot *et al.* 2021). Los ornitólogos que se rigen por la “teoría de la información” seleccionan entre varios modelos candidatos aquellos que contengan las variables con mayor poder explicativo mediante criterios de selección que minimizan la pérdida de información (Burnham & Anderson 2001). Ya que cada variable en un modelo representa a una hipótesis, la selección de modelos es congruente con el concepto de hipótesis múltiples (Chamberlin 1890).

Entre los paradigmas estadísticos descritos, la estadística frecuentista es prevalente en ornitología. La razón de esto es que la mayoría de los científicos y académicos han aceptado, usado y promovido este paradigma durante más de cinco décadas. Hasta hace algunos años, el enfoque

frecuentista fue el único enseñado en las universidades y el único explicado ampliamente en decenas de libros. Por lo tanto, muchas generaciones de ornitólogos egresamos de nuestras carreras con una “mente esencialmente frecuentista”. Aunque el paradigma frecuentista tiene varias virtudes, éste sufre de una crisis de confianza debido a los cuestionamientos sobre la utilidad inferencial de las pruebas de significación estadística. Sin embargo, las causas de esa crisis resultaron principalmente del mal uso y abuso de las pruebas de significancia y de la mala interpretación del valor de p . En parte, esto es una consecuencia de la enseñanza deficiente de la estadística en las universidades.

Aquí proporcionamos algunas sugerencias que orientará a los autores acerca de cómo abordar sensatamente el uso de la estadística inferencial antes de enviar sus manuscritos a nuestra revista. Aunque nos enfocamos principalmente en el paradigma frecuentista, muchas de nuestras sugerencias también son orientadoras para quienes miren hacia los otros paradigmas estadísticos. Sabemos que muchos autores son bien conocedores de los recursos estadísticos que son necesarios para su investigación, pero muchos otros sólo tienen una noción incipiente sobre el uso de la estadística. Así, nuestras sugerencias están dirigidas principalmente a quienes tienen poca o ninguna experiencia con el uso de la estadística inferencial, y a quienes la usan solo como un ritual dentro del ámbito de su investigación. En la elaboración de nuestras sugerencias seguimos esencialmente la línea reflexiva de Peter Feinsinger (Feinsinger 2001) y los fundamentos de la inferencia estadística según Ronald Fisher (Fisher 1922, 1956). Estas sugerencias las enriquecimos con varias reflexiones de otros autores.

Al final de esta editorial incluimos un glosario con varios de los términos técnicos y filosóficos que usamos a lo largo de nuestro relato. Aunque estos términos son elementales, no siempre los entendemos tan claramente, y algunos términos filosóficos son difíciles de definir y asimilar satisfactoriamente.

Estimado autor, aquí están nuestras sugerencias:

1. El uso apropiado de cualquier procedimiento estadístico inferencial requiere que tus resultados provengan de un estudio basado en un diseño experimental robusto. Asegura que tus unidades de estudio sean independientes (*i.e.*, que ninguna influencia o afecte las observaciones registradas en la otra), que estén distribuidas de manera aleatoria y sean seleccionadas aleatoriamente (James & McCulloch 1985, Kamil 1988). En muchas situaciones de campo no es posible garantizar la condición de independencia ni asignar aleatoriamente las unidades de estudio. Por lo tanto, debes ser cauteloso de tus conclusiones y declarar esa limitación en tu manuscrito (ver sugerencias 20). Idealmente, debes obtener un tamaño de muestra apropiado para responder satisfactoriamente tu pregunta de investigación u obtener apoyo a tu hipótesis biológica (ver Recomendación 3). El cálculo del tamaño de la muestra debiese considerar al menos algún criterio empírico (*e.g.*, ≥ 20 réplicas; Simmons et al. 2013). Sin estos requisitos esenciales, la aplicación de cualquier técnica o método estadístico inferencial te conducirá a resultados espurios o distorsionados. Existe una oferta variada de libros sobre diseño experimental. Para el diseño de estudios de campo recomendamos los libros de Feinsinger (2001) y Scheiner & Gurevitch (2001), y el capítulo sobre diseño de experimentos en el libro de Gotelli & Ellison (2004).
2. Cuando no puedas obtener un número estadísticamente aceptable de réplicas o unidades de estudios puedes seguir la “regla de 10” (Gotelli & Ellison 2004). Esta regla no tiene base teórica, pero refleja la experiencia ganada en el campo con diseños experimentales exitosos y no exitosos. En casos excepcionales (*e.g.*, una especie naturalmente rara), un mínimo de cinco unidades de muestreo (*e.g.*, sitio nido) por condición (*e.g.*, tipo de hábitat) podría ser aceptable. Existen pruebas estadísticas *ad hoc* para estas excepciones. Sin embargo, tu poder estadístico (ver sugerencia 3) será muy bajo y corres el riesgo que tus inferencias sean muy limitadas. Evita inferencias basadas en el valor de p si tus resultados provienen de muestras de tamaño pequeño, particularmente si esperas que el tamaño del efecto (ver Glosario) sea débil o moderado (Parker *et al.* 2018).
3. Considera medir el poder estadístico antes de diseñar tu estudio (ver Glosario). Al momento de calcular el tamaño de la muestra debes considerar en la fórmula cuál es el tamaño del error de tipo II de tu estudio (ver Glosario). El poder estadístico te informa si el número de unidades de estudio que determinaste fueron las suficientes para detectar un efecto, cuando ese efecto es real (Steidl & Thomas 2001, Lecoutre *et al.* 2005). Mientras mayor es el poder estadístico mayor es la posibilidad de detectar un efecto real. Sin embargo, ten en cuenta que un alto poder estadístico no siempre garantiza el hallazgo de un efecto real (Button *et al.* 2013). Nosotros recomendamos calcular el poder estadístico una vez levantada la muestra más bien para que estés informado de las limitaciones inferenciales de tu estudio. En general, los estudios de campo logran un bajo a mediano poder estadístico debido a la

dificultad de obtener suficientes réplicas (Halsey *et al.* 2015, Parker *et al.* 2018). Conocer el poder estadístico de tu estudio también te orientará respecto de la robustez de tu diseño experimental ante la posibilidad de usar métodos estadísticos no frecuentistas (Steidl & Thomas 2001).

4. Como ya mencionamos, en algunas ocasiones podrías tener dificultades para obtener un número estadísticamente apropiado de unidades de estudio. En estos casos es útil visualizar gráficamente tus datos e identificar cualitativamente alguna tendencia o asociación (Ellison 2001). También puedes describir tu información usando medidas de posición (*e.g.*, media, mediana, moda), de dispersión (*e.g.*, rango, desviación estándar, coeficiente de variación), de forma (*e.g.*, asimetría y curtosis) y análisis gráfico sencillo (*e.g.*, gráficos de barras, cajas o “box-plot” o histogramas). Este conjunto de procedimientos simples (conocido como análisis exploratorio de datos) debe preceder a cualquier análisis de mayor complejidad estadística. Existen varias pruebas estadísticas frecuentistas diseñadas para analizar muestras de tamaño pequeño (Zar 1999). Sin embargo, antes que decidas usarlas verifica si son válidas para el tipo de experimento en que basarás tu estudio.
5. Planifica tu análisis estadístico antes de implementar tu estudio y usa el procedimiento inferencial más simple que ajuste con tu diseño experimental. Si tus resultados provienen de estudios de campo, entonces prefiere pruebas o modelos no paramétricos. En general, los procedimientos no paramétricos son apropiados para muestras de tamaño pequeño y tienen menos restricciones que sus análogos paramétricos (Fowler & Cohen 1994, Siegel & Castellan 1995).
6. Ten siempre a mano textos estadísticos apropiados para tu área de estudio. En el caso de los diseños experimentales sencillos recomendamos el libro de Fowler & Cohen (1994). Dos libros bastante didácticos y entretenidos son los de Van Emden (2008) y Salkind (2017). Siempre asegúrate que los textos contengan descripciones de un amplio rango de pruebas estadísticas no paramétricas; te recomendamos el libro de Zar (1999) y el de Siegel & Castellan (1995). Sokal & Rohlf (1969) proporcionan descripciones bastante didácticas de algunos procedimientos no paramétricos. Todos los libros anteriores tienen un enfoque puramente frecuentista. Un texto que contiene también descripciones de procedimientos no frecuentistas es el de Quinn & Keough (2002). Dos buenos libros para para abrir la mente bayesiana son los de McElreath (2016) y de Field (2016). La mayoría de estos libros están escritos en inglés, pero hay varios libros de estadística básica escritos en español que están disponibles en la internet (*e.g.*, Blair & Taylor 2008).
7. Reflexiona siempre si necesitas realmente aplicar algún procedimiento estadístico inferencial, en particular las pruebas de significación. Aunque tu diseño experimental sea sólido y tu muestra sea grande, muchas veces las pruebas o modelos estadísticos son innecesarios o incluso inapropiados para analizar tus resultados (Sokal & Rohlf 1969, Cherry 1998, Johnson 1999). Muchos experimentos de campo quedan sujetos a variables ambientales no consideradas por el investigador. Si no tienes el control de tales variables es mejor que no apliques ningún procedimiento inferencial. Además, por razones logísticas o limitaciones naturales (*e.g.*, escasez natural de un cierto tipo hábitat) es posible que no puedas cumplir con el supuesto de independencia espacial de tus unidades de estudio. ¡Mantén la calma! En estos casos, podrías obtener una enorme cantidad de información biológica cuyo valor no aumentará con un análisis estadístico inferencial; de hecho, sería inapropiado. Tu diseño experimental puede ser indiscutiblemente robusto, pero si el tamaño del efecto (*e.g.*, magnitud de la diferencia) es evidente a simple vista no necesitas “engalanar” tu hallazgo con ningún “algoritmo estadístico”. Nuevamente, un despliegue gráfico de tus resultados combinado con recursos estadísticos descriptivos puede ser el camino más acertado para extraer lo mejor de tu información (Cherry 1998, Lang *et al.* 1998, Ellison 2001, Cumming 2012).
8. Antes de usar los procedimientos basados en pruebas de significación estadística, ten en cuenta que tales pruebas poseen varias limitaciones que las hacen inapropiadas o inútiles para estudios observacionales (Buckland 1982, Cherry 1998, Johnson 1999, Greenland & Poole 2013). En general, las pruebas de significación estadística son poco informativas y lógicamente pobres, el nivel α es arbitrario y sin base teórica, y el valor de p es vulnerable a interpretaciones erróneas (*e.g.*, Yoccoz 1991, Anderson *et al.* 2000, Martínez-Abraín & Oro 2005, Greenland & Poole 2013). Además, el valor de p conduce a decisiones dicotómicas en cuanto a admitir o no admitir la hipótesis de nulidad y no permite cuantificar la dirección de la diferencia encontrada. Finalmente, el valor de p es sensible al tamaño de la muestra (Underhill 1999). Por ejemplo, si dos ornitólogos conducen el mismo experimento

con diferentes tamaños de muestra, digamos 10 vs 30, ellos podrían llegar a conclusiones contrapuestas (*i.e.*, $p > 0,05$ vs $p < 0,05$).

9. Cuando uses justificadamente las pruebas de significación estadística, no etiquetes tus hallazgos usando los términos “estadísticamente significativo” (*e.g.*, $p < 0,05$) o “estadísticamente no significativo” (*e.g.*, $p > 0,05$). En el lenguaje común, el término “significativo” es interpretable como fiable. Sin embargo, un valor de $p < 0,05$ y un valor de $p > 0,05$ no son necesariamente una evidencia de que la hipótesis de nulidad es falsa o verdadera, respectivamente (Amrhein *et al.* 2019) ¡Recuerda que α es un valor arbitrario!
10. Evita la “significante-itis”; *i.e.*, la obsesión compulsiva por los hallazgos estadísticamente significativos (Chía 1997). Muchos autores que viven en la “cultura del valor de p ” (Nelder 1999) persiguen resultados estadísticamente significativos debido a que (i) confunden el valor de p como un indicador de la fuerza de la evidencia, y (ii) es la única manera que sus manuscritos sean aceptados por editores y revisores con la misma confusión (Underhill 1999, Martínez-Abraín & Oro 2005, Sedgwick 2022). La “cultura del valor de p ” puede conducir incluso a algunos investigadores a piratear el valor de p (“ p -hacking”); *i.e.*, a empujar sus valores p hacia límites significativos para que sus hallazgos parezcan relevantes y publicables (Comroy 2019a). Sin embargo, la significación estadística no refleja necesariamente la relevancia biológica o clínica de nuestros hallazgos (Potish *et al.* 1980, Krebs 1989, Yoccoz 1991, Underhill 1999, Malay 2016). Diferencias estadísticamente pequeñas pueden tener consecuencias biológicamente considerables. Siempre es reorientador recordar que la intención de Fisher fue que usáramos la significancia estadística solo como una herramienta para indicar que nuestros resultados justificaban más investigación (Fisher 1935, Sedgwick *et al.* 2022).
11. Cuando sea apropiado, construye los intervalos de confianza alrededor de la medida de interés (*e.g.*, media, proporción) para los distintos niveles o grupos de muestras (Martínez-Abraín & Oro 2005). Los intervalos de confianza te permiten saber que tan buenas son tus estimaciones, comparar confiablemente las estimaciones provenientes de distintos grupos de muestras y tener alguna idea de si hay algún efecto biológicamente relevante (*i.e.*, que tan grande es la magnitud del efecto). En la mayoría de los estudios, la estimación será más importante que la aplicación de una prueba estadística (Yoccoz 1991, Cherry 1998, Krebs 2000). Compara siempre de manera gráfica tus intervalos de confianza para visualizar la magnitud del efecto. Esto último aumenta el poder informativo de tus análisis (Cherry 1998, Johnson 1999, Ellison 2001).
12. Consulta a un bioestadístico profesional cuando no entiendas o tengas dudas sobre el uso de algún procedimiento estadístico complejo (Buckland 1980, Gustavii 2008). Si tu estudio es observacional, busca a un bioestadístico que tenga experiencia con diseños observacionales y conozca las limitaciones de la información proveniente de estudios conducidos en el campo. Ten en cuenta que algunos bioestadísticos pueden discrepar respecto del uso de ciertos procedimientos estadísticos lo cual puede confundirte aún más. Por ejemplo, un profesional puede exigirte que uses modelación estadística para analizar tus resultados obtenidos en apenas cinco sitios de muestreo, pero otro puede sugerirte simplemente que evalúes tu información con estadística descriptiva. En estos casos, cultiva tu sensatez y opta por la solución más simple y a la vez más informativa.
13. No uses procedimientos estadísticos sofisticados o novedosos solo para sorprender a los revisores o demostrar que tu estudio es estadísticamente “avanzado”, sobre todo si tienes pocas observaciones o tu estudio es meramente observacional. Ya que los análisis complejos y sofisticados “procesan” múltiples preguntas o múltiples hipótesis a la vez, los investigadores deben cumplir con varios supuestos teóricos y empíricos. Además, los usuarios de estos análisis deben realizar varias pruebas y ajustes poco explícitos antes de inferir algo de su información. Esto último conduce a un problema serio. Con cada prueba adicional aumenta la probabilidad que un investigador concluya erróneamente que existe al menos un efecto “estadísticamente significativo” (Gelman *et al.* 2012, Gelman & Loken 2014). Cuando los investigadores usan procedimientos complejos y sofisticados para extraer inferencias a partir de estudios exploratorios u observacionales sus conclusiones son a menudo espurias (James & McCulloch 1990).
14. Cuando uses justificadamente procedimientos estadísticos complejos y sofisticados, intenta describirlos de la manera más clara, simple, didáctica e intuitiva posible (*e.g.*, Fowler & Cohen 1996, Gustavii 2008, In & Lee 2017, Gelman 2018). Relata tus resultados pensando en el “cerebro izquierdo” y “cerebro derecho” de los lectores; *i.e.*, no solo entregues valores

numéricos para apoyar tus conclusiones, sino también ilumina a tus lectores relatando de manera simple la interpretación y el alcance de esos valores (Buckland 1980, Gelman 2018). Nuestra revista está enfocada hacia una amplia audiencia. Así, el universo de nuestros lectores puede tener un nivel de conocimiento estadístico ampliamente variable. Anderson *et al.* (2001) y Brennan (2012) ofrecen varias pautas para presentar de manera informativa los resultados de los análisis estadísticos dentro de un manuscrito. Cabe recordar que hace 36 años, John Gerrard (1985) afirmó que *la interacción entre ornitólogos amateurs y ornitólogos profesionales es una de las fortalezas de la ornitología respecto de otras áreas científicas*. Sin embargo, él también advirtió que esa fortaleza estaba en riesgo debido a que los ornitólogos profesionales estaban usando técnicas estadísticas sofisticadas incomprensibles para los ornitólogos amateurs. Sin duda, esa advertencia sigue vigente.

15. No asumas que los programas estadísticos, por sofisticados que sean, proporcionan resultados realmente confiables (*e.g.*, Eklund *et al.* 2016). Los programas computacionales nos permiten ahorrar tiempo y minimizar el trabajo a mano, pero son falibles (Littlewood & Strigin 1992). Además, los programas estadísticos no discriminan si tus datos provienen de un diseño experimental robusto o defectuoso. No confundas una librería o módulo de un paquete estadístico con un método estadístico. Por otra parte, los programas diseñados para la simulación de modelos pueden generar valores exacerbados de p que pueden conducirte a conclusiones espurias (White *et al.* 2014). Si tus resultados te parecen “sospechosos” o sin sentido biológico, entonces replantea tu análisis o busca la orientación de un experto. Mantente siempre dispuesto a repensar tus datos y reconsiderar los resultados de tus análisis (Carraway 2009). Siempre será revelador contrastar los indicadores estadísticos que proporciona tu programa computacional con una representación gráfica de tus resultados. Si encuentras que son congruentes, entonces quédate tranquilo. Si no, nuevamente cultiva tu sensatez y opta por la alternativa más simple y a la vez más informativa.
16. Mantente cauteloso ante la “propaganda” sobre las virtudes superiores de los paradigmas estadísticos emergentes. Varios investigadores han hecho un intenso y amplio llamado en la literatura a reemplazar la estadística frecuentista por la estadística bayesiana o por la selección de modelos (*e.g.*, Anderson *et al.* 2000, Anderson & Burnham 2002, Ellison 2004). Aunque estos mismos investigadores llaman a usar apropiadamente los procedimientos basados en esos paradigmas estadísticos emergentes, muchos otros tienden a entenderlos o usarlos equivocadamente. Si deseas mirar hacia esos paradigmas emergentes, te recomendamos que te informes bastante bien sobre sus bases teóricas y metodológicas. Si quieres comprender la inferencia bayesiana o selección de modelos es necesario que comprendas bien la inferencia frecuentista. En esos casos es estrictamente necesario que cuentes con la asesoría de un bioestadístico especializado.
17. No desprecies la filosofía. Usamos la estadística para decidir qué es verdad y qué no (Goodman 2016, Sedgwick 2022). Por lo tanto, necesitamos una comprensión básica de los fundamentos filosóficos de cada paradigma estadístico para decidir informadamente cuál seguiremos (Sedgwick 2022). Aunque parezca sorprendente, muchos ecólogos, incluyendo ornitólogos, no están conscientes de los paradigmas en los que operan (Krebs 2000). Conocer las bases filosóficas de cada paradigma estadístico también te orientará acerca del alcance de tus inferencias. La estadística nos auxilia en la búsqueda de la verdad contenida en la naturaleza. Sin embargo, los paradigmas estadísticos son constructos humanos y, por lo tanto, son falibles (Sedgwick 2022). Así, corremos el riesgo de que tales constructos nos conduzcan hacia un camino alejado de la verdad (Greenland & Poole 2013). Puede ser incómodo para ti dejar el teclado de tu computador y ya no “correr” tu programa estadístico “estrella”. Puede ser aburrido para ti leer sobre filosofía estadística. No obstante, no necesitas leer todo sobre Popper o Bayes; bastará una buena enciclopedia de filosofía estadística (*e.g.*, Zalta & Nodelman 2021). Si logras tener una pequeña noción sobre los fundamentos filosóficos de la estadística inferencial, podrás resistirte a los “cantos de sirena” de los paradigmas estadísticos emergentes.
18. Intenta educarte por ti mismo en estadística y aprende lo verdaderamente sustancial: los principios subyacentes de la inferencia estadística (Sedgwick 2022). Sabemos que los cursos universitarios de estadística están cargados hacia el uso mecánico de los “algoritmos estadísticos” (Sedgwick 2022). Esta práctica es acentuada por la oferta variada de programas computacionales. Ni hablar de los cursos de estadística de postgrados no estadísticos. Generalmente, los instructores de estos cursos “avanzados” agobian a sus estudiantes con decenas de artículos basados en procedimientos estadísticos complejos. Esto es lo que Salkind (2017) irónica y acertadamente llama “sadí-

tica". Por otra parte, algunos instructores confunden un curso de estadística con un curso sobre el uso de un programa computacional de análisis de datos. Ciertamente, la ausencia de pedagogía degrada seriamente la calidad de los cursos de estadística (Zieffler 2018, Sedgwick 2022). Afortunadamente hay muchos recursos en internet para aprender estadística de manera amigable, efectiva y autónoma. El portal de www.youtube.com es abundante en tutoriales para aprender conceptos y procedimientos estadísticos tanto básicos como complejos. Al respecto, recuerda siempre que primero debes dominar lo básico para avanzar hacia métodos complejos. Debido a que podrías encontrarte también con tutoriales poco explicativos, siempre contrasta la información con las explicaciones que están en los libros clásicos de estadística. Además, varios autores sensatos han escrito libros prácticos y atractivos sobre estadística (e.g., Fowler & Cohen 1994, Field 2016, Salkind 2017). Un libro bastante divertido enfocado a darle sentido y "sabor" a la estadística es el de Huff (1993).

19. Krebs (2000) nos aconsejó que dediquemos mucho más tiempo a enfocarnos en los temas ecológicos reales. Cuando estés en el campo reflexiona acerca de la razón de la inferencia estadística en ornitología. Recuerda que la inferencia estadística es el proceso de extraer conclusiones acerca de la población usando la información proveniente de un conjunto de muestras (a menudo pequeño) o incluso de una única muestra de esa misma población. Cuando visites tus unidades de muestreo en el campo, notarás que difícilmente obtendrás cada una de tus muestras exactamente bajo las mismas condiciones. La razón es que cada unidad de muestreo variará espacial y temporalmente, y porque nuestra percepción puede variar en cada unidad de muestreo. Esto último es difícil de controlar estadísticamente. Sin embargo, la virtud mayor de la estadística es que nos ayuda a lidiar con la incerteza y variabilidad propia del mundo natural (Sokal & Rohlf 1969). Así, más que considerar a la inferencia estadística como un proceso de extraer conclusiones, la debemos ver como una manera de aceptar y medir la incerteza y variabilidad contenida en nuestra información (Mallows 1998, Gelman 2016, 2019, Amrhein *et al.* 2017, Tong 2019).

20. Siempre reconoce explícitamente en tu manuscrito las limitaciones de tus diseños experimentales y de tus análisis estadísticos. Cuando estés consciente de tus errores estadísticos reconócelos y corrígelos rápidamente (Gelman 2018, 2020). Controla la especula-

ción. No concluyas o infieras algo más allá de lo que revelan tus resultados. Generalmente, las extrapolaciones son riesgosas en un contexto estadístico (Buckland 1980). La honestidad y transparencia es fundamental para la integridad de la ciencia (Gelman 2017, 2018, Parker *et al.* 2018). Los autores que informan adecuadamente son más creíbles. A menudo nuestros sesgos y nuestro ego nos hacen olvidar que somos fallibles y que nuestros estudios no son perfectos (Gigerenzer 1993, Lanni 2021). Admitir nuestros errores es la esencia del progreso en ciencia (Kareiva & Marvier 2018). Vuilleumier (2004) nos hizo darnos cuenta de que aprender de los errores permite tremendos avances teóricos en ornitología.

21. Mantén en tu mente los siguientes mensajes. La estadística no es una caja de herramientas para propósitos de investigación. El verdadero sentido de la estadística es aprender de la información y medir, controlar y comunicar la incerteza y variabilidad contenida en esa información (Gelman 2018, Wild *et al.* 2018). Los procedimientos estadísticos, utilizados con sensatez y modestia, nos protegen de los hallazgos falsos (Cox 2001). El uso sabio y honesto de la estadística contribuye a comprender el mundo que nos rodea y a acercarnos a la verdad contenida en él (Salkind 2017, Sedgwick 2022). La estadística nos puede ayudar a ver el mundo claramente si estamos dispuestos a mirar (Tarran 2020).

Nuestro compromiso como editores

El uso sensato de la estadística contribuye a revelar los vínculos que hay entre nuestros hallazgos y las teorías en la que enmarcamos nuestros estudios. Los resultados de los análisis estadísticos nos ayudan a evaluar nuestras hipótesis y teorías, descubrir patrones y tendencias inesperados, y a proporcionar el ímpetu para reformular las teorías con la que trabajamos (Krebs 2000, León-Guerrero & Frankfort-Nachmias 2018). Sin embargo, un procedimiento estadístico es solo una pequeña parte del proceso de investigación y ni el procedimiento más riguroso nos revelará toda la verdad que perseguimos.

Por otra parte, toda investigación científica es vulnerable al mal uso de la estadística y a los sesgos del investigador (Gelman 2018, Kareiva & Marvier 2018). El mal uso y abuso de la estadística (muchas veces involuntario) combinado con diseños experimentales deficientes ha resultado en muchos hallazgos falsos o al menos cuestionables (Ioannidis 2005, Ioannidis *et al.* 2014). Esto puede retrasar considerablemente el progreso en ornitología (Martínez-Abraín & Oro 2005). Tu deber como autor es ajustar siempre de manera apropiada y realista

tus análisis estadísticos a tu diseño experimental y razonamiento científico (Goodman 2016). Al igual que Buckland (1980), esperamos que nuestras sugerencias alienten a los ornitólogos a utilizar hábil y sensatamente la estadística y reorienten a aquellos que la usan inadecuadamente.

Los editores y revisores de revistas científicas somos los árbitros de la práctica científica (Cherry 1998, Johnson 1999, Parker *et al.* 2018, Sedgwick *et al.* 2022). Por lo tanto, no solo necesitamos comprender cómo los procedimientos estadísticos funcionan sino también transmitir su uso apropiado a los autores (Johnson 1999, Underhill 1999). Esto último incluye advertir a los autores que enmarquen sus conclusiones dentro de las limitaciones de su estudio. Si los autores presentan análisis estadísticos bien engranados con un diseño experimental sólido no tendremos mucho que decir. Sin embargo, si los autores presentan análisis estadísticos deficientes o inadecuados nuestra responsabilidad ética y profesional es sugerirles las opciones más sensatas (Parker *et al.* 2018). Esto último podría incluir incluso descartar cualquier análisis estadístico inferencial. Ante un análisis estadístico deficiente, los editores y revisores tenemos la responsabilidad de sugerir cambios y orientar apropiadamente tales análisis para garantizar la credibilidad de los hallazgos y cuidar el prestigio de los autores (Ioannidis 2014). Aunque nuestra labor es “juzgar” el mérito científico de cada manuscrito, una de nuestras premisas es no rechazar un manuscrito debido a errores analíticos que son corregibles. Como editores de la Revista Chilena de Ornitología siempre estaremos disponibles para asistir estadísticamente a los autores que los requieran.

GLOSARIO...DE ALGUNOS TÉRMINOS ESTADÍSTICAMENTE SIGNIFICATIVOS!

Alfa (α), nivel α , valor de α , “nivel de significación”: es la probabilidad de cometer un error de tipo I (ver abajo). Un investigador debe adoptar o decidir qué α usará previamente al diseño de experimentos. Podemos interpretar α como un valor numérico fijado “nominalmente” en base a la experiencia y que esperamos cometer como error. Habitualmente, los ornitólogos adoptan un $\alpha = 5\%$.

Beta (β): es la probabilidad de cometer un error de tipo II. Al igual que α , un investigador debe decidir el valor de beta en la etapa de diseño del estudio. Valores conservadores de β varían entre 10-20%.

Diseño experimental: cualquier tipo de experimento previamente planificado, ya sea un experimento bien controlado (típicamente un experimento de laboratorio), un experimento manipulativo en el campo (*e.g.*, condición natural previa vs condición intervenida posterior) o un experimento observacional o mensurativo (*i.e.*, comparación de dos o más situaciones naturales sin la intervención del investigador) (James & McCulloch 1985, Scheiner & Gurevitch 2001, Gotelli & Ellison 2004).

Error de tipo I: cometemos un error de tipo I cuando rechazamos la hipótesis de nulidad, siendo esta verdadera.

Error de tipo II: cometemos un error de tipo II cuando no rechazamos la hipótesis de nulidad siendo esta falsa.

Evidencia: cualquier hecho o pieza de información que apoya lo que creemos, postulamos o hipotetizamos (Zalta & Nodelman 2021)

Hipótesis: proposición general que sugiere explicación para un fenómeno observado (Krebs 2000). Podemos verificar una hipótesis solo de manera indirecta, examinando sus predicciones (Farji-Brener 2004).

Hipótesis alternativa (H_1): una hipótesis de diferencia o asociación entre tratamientos o condiciones experimentales, la cual indica que hay un efecto. Es la hipótesis que el investigador postula como válida en base a los patrones observados en sus datos, los que difieren con lo que postula la hipótesis de nulidad.

Hipótesis nula o de nulidad (H_0): una hipótesis de no diferencia o no asociación entre tratamientos o condiciones experimentales. Bajo la prueba de significación, esta hipótesis es admisible hasta que no haya evidencia de lo contrario y el valor establecido del parámetro sea válido. Un investigador se apoya en una hipótesis de nulidad para explicar los patrones observados en sus datos de una manera simple, atribuyendo al azar o a errores de medición cualquier variación en la información (Gotelli & Ellison 2004).

H_0 y H_1 son esencialmente hipótesis estadísticas; es decir, son conjeturas restringidas y operativas sobre el valor de cierto “parámetro” (poblacional) y representan resultados esperados bajo diferentes escenarios biológicos (Farji-Brener 2004).

Inferencia estadística: proceso de extraer conclusiones acerca de la población usando la información proveniente de una muestra o un conjunto de muestras de esa misma población. La extracción de la información proveniente de una muestra que permite la inferencia estadística es posible mediante métodos matemáticos.

Intervalo de confianza: el rango de valores alrededor del valor de un estimador estadístico (*e.g.*, estimación de media) obtenido de una muestra y que teóricamente incluirá con una alta probabilidad el valor del parámetro de la población. Usualmente, los ornitólogos estiman intervalos de confianza al 95% (Fowler & Cohen 1994). Es decir, un intervalo de confianza que incluya, por ejemplo, la media poblacional en 95 ensayos de 100. La ventaja de los intervalos de confianza es que nos permiten una evaluación cuantitativa acerca de la magnitud del efecto y de su precisión.

Paradigma: una visión del mundo; un enfoque amplio de los problemas abordados en un campo de la ciencia (Krebs 2000).

Parámetro estadístico: del griego *parametron* que significa más allá de la medición. En estadística, un parámetro es el valor de una función matemática que es capaz de resumir la información relacionada a una variable en estudio (*e.g.*, media, varianza, desviación estándar). Ya que desconocemos el valor de los parámetros de la población, calculamos ese valor mediante las mediciones obtenidas en una muestra o varias muestras de esa población mediante una función matemática. Al valor de dicha medida le llamamos “estimador”, y al cálculo específico relacionado solo a una muestra le

llamamos “estimación”. Así, no debemos confundir estimación con parámetro; un parámetro estadístico siempre estará “más allá de nuestra medición”.

Poder estadístico: es una medición de la capacidad de un experimento para detectar un efecto cuando ese efecto es real (Button *et al.* 2013, Halsey *et al.* 2015). Matemáticamente, el poder estadístico es el complemento de beta: $1 - \beta$. Así, mientras mayor es el poder estadístico, menor es la probabilidad de cometer un error de tipo II, y mayor es la posibilidad de detectar un efecto real. Aunque el nivel del poder estadístico depende de varios factores, el tamaño de la muestra es determinante. Si un estudio experimental está basado en un tamaño pequeño de muestra, entonces tendrá un bajo poder estadístico. Dependiendo del tipo de estudio, un investigador podría agrandar la magnitud del efecto cuando usa muestras demasiado pequeñas. Por esta razón, cuando uno espera que los tamaños del efecto sean débiles o moderados es recomendable evitar inferencias basadas en el umbral del valor de p cuando el tamaño de la muestra es pequeño (*e.g.*, < 10).

Predicción: las predicciones son resultados esperados bajo el supuesto de que nuestra hipótesis de investigación es verdadera. Es decir, la hipótesis estadísticas de nulidad y alternativa expresan exactamente el resultado esperado si nuestra hipótesis biológica es correcta (Farji-Brener 2004).

Significación estadística: existen muchas formas de pensar y abordar el concepto de significación estadística. Usualmente, llamamos significación estadística al valor α . Esto es relevante cuando realizamos el contraste de hipótesis, ya que el rechazo o no de la hipótesis de nulidad depende de si el valor de p queda bajo o sobre α . Damos la definición más conservadora basada en el paradigma Fisheriano y que considera el razonamiento estadístico más allá del contraste analítico:

Alcancamos la significación estadística en una muestra en estudio cuando los resultados son observables en la población sobre la cual realizamos el muestreo estadístico (probabilístico) y no se deben al azar, sino que estos responden a patrones de evidencia suficientemente consistentes como para ser observables en las muestras provenientes de dicha población.

Debido a la imposibilidad de estudiar la población, intentamos observar dicho patrón en la muestra (habitualmente una única muestra) e inferimos lo que ocurre en la población por medio de métodos estadísticos de contraste basados en pruebas de significación estadística. El propósito de la prueba de significación estadística es descartar el azar como la explicación a lo observado. Por esta razón, las muestras son aleatorias. Realizamos un proceso de aleatorización con el fin de evitar desviaciones sistemáticas inducidas por el experimentador al momento de realizar la selección de las unidades en estudio.

Tamaño del efecto: la magnitud de un efecto observado después de un tratamiento experimental. Dependiendo de la pregunta, un investigador mide el tamaño del efecto cuantificando la diferencia entre dos tratamientos o condiciones, o midiendo la fuerza de la asociación entre dos variables o procesos (Button *et al.* 2013). A menudo, los investigadores usan categorías estandarizadas del tamaño del efecto (*e.g.*, débil, moderado, fuerte; ver Cohen 1988). El efecto medido en una muestra es una estimación del tamaño del efecto “verdadero” en la población. Usualmente, interpretamos el valor de p suponiendo que el tamaño verdadero del efecto es cero

(Halsey *et al.* 2015).

Valor de p o valor- p : conceptualmente, el valor de p es la probabilidad que un estimador estadístico de los datos (*e.g.*, coeficiente de correlación) sea tan o más extremo que su valor observado (estimación) dada la hipótesis nula (Wasserstein & Lazar 2016). Dicho de otra manera, el valor de p es la probabilidad de cometer un error de tipo I si rechazamos la hipótesis de nulidad basado en el análisis de los datos. Después de comparar el valor de p con α , adoptamos la regla de que si $p < \alpha$ rechazamos H_0 (*i.e.*, retenemos H_1) y si $p > \alpha$ admitimos H_0 (*i.e.*, rechazamos H_1). La igualdad ($=$) de p y α resulta controversial y lo abordaremos posteriormente en la sección de alfabetización estadística.

Verdad: es un concepto profundamente filosófico y su definición (si es que es definible) está sujeta a diversas ideologías (Zalta & Nodelman 2021). En términos científicos podemos entender “verdad” como el conjunto de propiedades invariables o innegables de la naturaleza (*e.g.*, organismos, patrones, procesos, mecanismos) (Cohen 1980). Al menos esta es la verdad que nos interesa como ornitólogos. Muchas de las propiedades de la naturaleza son invisibles o intangibles para nosotros y buscaremos evidencia que nos acerquen a ellas. Para esto, postulamos hipótesis, diseñamos experimentos, analizamos nuestros resultados y aplicamos procedimientos inferenciales respecto a ello. Si todo es bien hecho, nuestras inferencias reflejarán algo de la verdad que buscamos.

AGRADECIMIENTOS.- Agradecemos a la Dra. Karla Yohannessen, académica de la escuela de salud pública de la Universidad de Chile, por revisar una versión previa de esta editorial. Sus comentarios y sugerencias nos permitieron refinar la redacción del texto.

LITERATURA CITADA

- AMRHEIN, A., S. GREENLAND & B. McSHANE. 2019. Retire statistical significance. *Nature* 567: 305-307.
- AMRHEIN, V., F. KORNER-NIEVERGELT & T. ROTH. 2017. The earth is flat ($p > 0.05$): significance thresholds and the crisis of unreplicable research. *PeerJ* 5: e3544. <https://peerj.com/articles/3544>
- ANDERSON, D.R. & K.R. BURNHAM. 2002. Avoiding pitfalls when using information-theoretic methods. *Journal of Wildlife Management* 66: 912-918.
- ANDERSON, D.R., K.P. BURNHAM & W.L. THOMPSON. 2000. Null hypothesis testing: problems, prevalence, and an alternative. *Journal of Wildlife Management* 64: 912-923.
- ANDERSON, D.R., W.A. LINK, D.H. JOHNSON & K.P. BURNHAM. 2001. Suggestions for presenting the results of data analyses. *Journal of Wildlife Management* 65: 373-378.
- BLAIR, R.C. & R. TAYLOR. 2008. *Bioestadística*. Pearson Educación. Naucalpan de Juárez, México. 552 pp.
- BRENNAN, L. 2012. Editorial guidance and wildlife science: the roles of Wildlife Society Bulletin authors, associate editors, and reviewers. *Wildlife Society Bulletin*

- 36: 392-398.
- BUCKLAND, S.T. 1982. Statistics in ornithology. *Ibis* 124: 61-66.
- BURNHAM, K.P. & D.R. ANDERSON. 2001. Kullback–Leibler information as a basis for strong inference in ecological studies. *Wildlife Research* 28: 111-119.
- BUTTON, K.S., J.P.A. IOANNIDIS, C. MOKRYSZ, B.A. NOSEK, J. FLINT, E.S.J. ROBINSON & M.R. MUNAFO. 2013. Power failure: why small sample size undermines the reliability of neuroscience. *Nature Reviews Neuroscience* 14: 365-376.
- CARRAWAY, L.N. 2009. Ethics for and responsibilities of authors, reviewers and editors in science. *American Midland Naturalists* 161:146-164.
- CHAMBERLIN. T.C. 1890. The method of multiple working hypotheses. *Science* 148: 754-759.
- CHERRY, S. 1998. Statistical tests in publications of the Wildlife Society. *Wildlife Society Bulletin* 26: 947-953.
- CHIA, K-S. 1997. “Significant-itis” – an obsession with the P-value. *Scandinavian Journal of Work Environmental Health* 23: 152-154.
- COHEN, J. 1980. What has science to do with truth? *Synthese* 45: 489-510.
- COHEN, J. 1988. Statistical power analysis for the behavioral sciences. Segunda edición. Lawrence Erlbaum Associates, Nueva York, EE.UU. 567 pp.
- COLLING, L.J. & D. SZÜCS. 2021. Statistical inference and the replication crisis. *Review of Philosophy and Psychology* 12: 121-147.
- COMROY, G. 2019a. The 7 deadly sins of research. *Nature News*. <https://www.nature.com/nature-index/news-blog/the-seven-deadly-sins-of-research>
- COMROY, G. 2019b. The 10 most common mistakes with statistics, and how to avoid them. *Nature News*. <https://www.nature.com/nature-index/news-blog/ten-most-common-mistakes-with-statistics-and-how-to-avoid-them>
- COX, D.R. 2001. Another comment on the role of statistical methods. *Physical Therapy* 81: 1469.
- CUMMING, G. 2012. *Understanding the new statistics - effect sizes, confidence intervals, and meta-analysis*. Routledge Taylor & Francis Group, Nueva York, EE.UU. 519 pp.
- EGLI, G. 1996. Biomorfología de algunas aves de Chile central. *Boletín Chileno de Ornitología* 3: 2-9.
- EKLUND, A., T.E. NICHOLS & H. KNUTSSON. 2016. Cluster failure: why fMRI inferences for spatial extent have inflated false-positive rates. *Proceedings of National Academy of Sciences (PNAS)* 113: 7900-7905.
- ELLISON, A.M. 2001. Exploratory data analysis and graphic display. Pp. 37-62, en Scheiner, S.M. & J. Gurevitch (eds.) *Design and analysis of ecological experiments*. Oxford University Press, Nueva York, EE.UU.
- ELLISON, A.M. 2004. Bayesian inference in ecology. *Ecology Letters* 7: 509-520.
- FEINSINGER, P. 2001. *Designing field studies for biodiversity conservation*. The Nature Conservancy. Island Press, Washington, EE.UU. 212 pp.
- FARJI-BRENER, A. 2004. ¿Son hipótesis las hipótesis estadísticas? *Ecología Austral* 14: 201-203.
- FIELD, A. 2016. *An adventure in statistics - the reality enigma*. SAGE Publications, Londres, Reino Unido. 746 pp.
- FISHER, R. 1922. On the mathematical foundations of theoretical statistics. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London (Series A)* 222: 594-604.
- FISHER, R. 1935. *The design of experiments*. Oliver and Boyd, Edinburgh, Reino Unido. 257 pp.
- FISHER, R. 1956. Statistical methods and scientific induction. *Journal of the Royal Statistical Society (Serie B)* 17: 69-78.
- FOWLER, J. & L. COHEN. 1994. *Statistic for ornithologists*. Segunda edición. British Trust for Ornithology, Londres, Reino Unido. 150 pp.
- GELMAN, A. 2016. The problems with P-values are not just with P-values. Supplemental material to the ASA statement on P-values and statistical significance. *American Statistician* 70: 129-133.
- GELMAN, A. 2017. Honesty and transparency are not enough. *Chance* 30: 37-39.
- GELMAN, A. 2018. Ethics in statistical practice and communication: five recommendations. *Significance* 15: 40-43.
- GELMAN, A. 2019. The principles of uncertainty. *Nature* 569: 628-629.
- GELMAN, A. 2020. Evidence vs. truth. <http://www.stat.columbia.edu/~gelman/research/published/ethics22.pdf>
- GELMAN, A. & E. LOKEN. 2014. The statistical crisis in science. *American Scientists* 102: 460-465.
- GELMAN, A., J. HILL, & M. YAJIMA. 2012. Why we (usually) don't have to worry about multiple comparisons. *Journal of Research on Educational Effectiveness* 5: 189-211.
- GERRARD, J. 1985. Statistical analysis in ornithology. *Ring-ing & Migration* 6: 60.
- GIGERENZER, G. 1993. The superego, the ego, and id in statistical reasoning. Pp. 311-339, en Keren, G. & C. Lewis (eds.) *A handbook for data analysis in the behavioral sciences: methodological issues*. Lawrence Erlbaum Associates, Nueva Jersey, EE.UU.
- GOODMAN, S.N. 2016. Aligning statistical and scientific reasoning - misunderstanding and misuse of statistical significance impede science. *Science* 352: 1180-1181.
- GOTELLI, N.J. & A.M. ELLISON. 2004. *A primer of ecological statistics*. Sinauer Associates Inc., Sunderland, Massachusetts, EE.UU. 510 pp.
- GREENLAND, S. & C. POOLE. 2013. Living with statistics in observational research. *Epidemiology* 24: 73-78.
- GUSTAVII, B. 2008. *How to write and illustrate scientific papers*. Segunda edición. Cambridge University Press. Cambridge, Reino Unido. 168 pp.

- HALSEY, L.G., D. CURRAN-EVERETT, S.L. VOWLER & G.B. DRUMMOND. 2015. The fickle *P* value generates irreproducible results. *Nature Methods* 12:179-185.
- HAMPEL, F. 1997. *Is statistic too difficult?* Research Report N° 81. Seminar für Statistik, Eidgenössische Technische Hochschule (ETH), Zürich, Suiza. 18 pp.
- HUFF, D. 1993. *How to lie with statistics*. W.W. Norton & Company Inc., Nueva York, EE.UU.
- IN, J. & S. LEE. 2017. Statistical data presentation. *Korean Journal of Anesthesiology* 70: 267-287.
- IOANNIDIS, J.P.A. 2005. Why most published research findings are false. *Public Library of Science (PLOS) Medicine* 2: e124.
- IOANNIDIS, J.P.A. 2014. How to make more published research true. *Public Library of Science (PLOS) Medicine* 10: e1001747.
- IOANNIDIS, J.P.A., S. GREENLAND, M.A. HLATKY, M.J. KHOURY, M.R. MACLEOD, D. MOHER, K.F. SCHULZ & R. TIBSHIRANI. 2014. Increasing value and reducing waste in research design, conduct, and analysis. *Lancet* 383: 166-175.
- JAMES, F.C. & C.E. MCCULLOCH. 1985. Data analysis and the design of experiments in ornithology. Pp. 1-63, en Johnston, R.F. (ed.) *Current Ornithology*. Plenum Press, Nueva York, EE.UU.
- JAMES, F.C. & C.E. MCCULLOCH. 1990. Multivariate analysis in ecology and systematics: panacea or Pandora's box? *Annual Review of Ecology and Systematics* 21:129-166.
- JOHNSON, D.H. 1999. The insignificance of statistical significance testing. *Journal of Wildlife Management* 63: 763-772.
- KAMIL, A.C. 1988. Experimental design in ornithology. Pp. 313-346, en Johnston, R.F. (ed.) *Current Ornithology*. Plenum Press, Nueva York, EE.UU.
- KAREIVA, P. & M. MARVIER. 2018. Uncomfortable questions and inconvenient data in conservation science. Pp. 3-9, en Kareiva, P., M. Marvier & B. Silliman (eds.) *Effective conservation science: data not dogma*. Oxford University Press, Oxford, Reino Unido. 190 pp.
- KREBS, C.J. 1989. *Ecological methodology*. Harper Collins Publisher. Nueva York, EE.UU. 654 pp.
- KREBS, C.J. 2000. Hypothesis testing in ecology. Pp. 5-14, en Boitani, L. & T. Fuller (eds.) *Research techniques in animal ecology: controversies and consequences*. Columbia University Press, Nueva York, EE.UU.
- LANG, J.M., K.J. ROTHMAN & C.L. CANN. 1998. That confounded *P*-value. *Epidemiology* 9: 7-8.
- LANNI, J. 2021. A lesson of failure. *Science* 374: 1642.
- LECOUTRE, B., J. POITEVINEAU & M-P. LECOUTRE. 2005. A reason why not to ban null hypothesis significance tests. *Revue MODULAD* 33: 249-253.
- LEÓN-GUERRERO, A. & C. FRANKFORT-NACHMIAS. 2018. *Essentials of social statistics for a diverse society*. Tercera edición. SAGE Publications, Thousand Oaks, California, EE.UU. 547 pp.
- LITTLEWOOD, B. & L. STRIGIN. 1992. The risks of software. *Scientific American* 267: 62-75.
- MALAY, D.S. 2016. Editorial: clinical significance, clarified. *Journal of Foot & Ankle Surgery* 55: 903-905.
- MALLOWS, C.L. 1998. The zeroth problem. *American Statistician* 52: 1-9.
- MARTÍNEZ-ABRAÍN, A. & D. ORO. 2005. Can ornithology advance as a science relying on significance testing? A literature review in search of a consensus. *Ardeola* 52: 377-387.
- MCELREATH, R. 2016. *Statistical rethinking - a Bayesian course with examples in R and Stan*. Chapman & Hall Book. Boca Raton, Florida, EE.UU. 469 pp.
- MAKIN, T.R. & J.J. ORBAN DE XIVRY. 2019. Ten common statistical mistakes to watch out for when writing or reviewing a manuscript. *eLife* 8: e48175.
- NELDER, J.A. 1999. From statistics to statistical science. *Statistician* 48: 257-269.
- NORTH, P.M. & J.T. BYRON. 1985. The general context of statistics in ornithology. Pp. 1-9, en Morgan, B.J.T. & P.M. North (eds.) *Statistics in ornithology*. Springer-Verlag, Berlin, Alemania.
- NORTH, P.M. 1994. Ornithological statistics. Pp. 463-506, en Patil, G.P. & C.R. Rao (eds.) *Handbook of statistics. Vol. 12. Environmental Statistics*. Elsevier Science Publisher. Cambridge, Massachusetts, EE.UU.
- PARKER, T.H., S.C. GRIFFITH, J.L. BRONSTEIN, F. FIDLER, S. FOSTER, H. FRASER, W. FORSTMEIER, J. GUREVITCH, J. KORICHEVA, R. SEPPELT, M.W. TINGLEY & S. NAKAGAWA. 2018. Empowering peer reviewers with a checklist to improve transparency. *Nature Ecology & Evolution* 2: 929-935.
- POTISH, R., J. BOEN & L. SEYMOUR. 1980. The distinction between statistical significance and clinical importance. *International Journal of Radiation Oncology, Biology and Physics* 6: 941-944.
- QUINN, G.P. & K.J. KEOUGH. 2002. *Experimental design and data analysis for biologists*. Cambridge University Press, Londres, Reino Unido. 553 pp.
- SALKIND, N.J. 2017. *Statistics for people who (think they) hate statistics: using Microsoft Excel 2016*. Cuarta edición. Sage Publications. California, EE.UU. 512 pp.
- SCHEINER, S.M. & J. GUREVITCH (eds.). 2001. *Design and analysis of ecological experiments*. Oxford University Press, Nueva York, EE.UU. 415 pp.
- SCHEINER, S.M. 2001. Theories, hypotheses, and statistics. Pp. 3-13, en Scheiner, S.M. & J. Gurevitch (eds.) *Design and analysis of ecological experiments*. Oxford University Press, Nueva York, EE.UU.
- SEDGWICK, P. 2022. Trials and tribulations of teaching null hypothesis significance testing in the health sciences. *Chance* 35: 33-41.
- SEDGWICK, P., A. HAMMER, U.S. KESMODEL & L.H. PEDERS-

- EN. 2022. Current controversies: null hypothesis significance testing. *Acta Obstetricia et Gynecologica Scandinavica* 101: 624-627.
- SIEGEL, S. & N.J. CASTELLAN. 1995. *Estadística no paramétrica aplicada a las ciencias de la conducta*. Cuarta edición. Editorial Trillas, México D.F., México. 437 pp.
- SIMMONS, J.P., L.D. NELSON & U. SIMONSOHN. 2013. *Life after P-hacking*. Meeting of the Society for Personality and Social Psychology. New Orleans, Louisiana, EE.UU. 17-19 January 2013. <http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.2205186>
- SOKAL, R.R. & F.J. ROHLF. 1969. *Biometry*. Freeman & Company, San Francisco, EE.UU. 776 pp.
- STEIDL, R.J. & L. THOMAS. 2001. Power analysis and experimental design. Pp. 14-36, *en* Scheiner, S.M & J. Gurevitch (eds.) *Design and analysis of ecological experiments*. Oxford University Press, Nueva York, EE.UU.
- TARRAN, B. 2020. "Statistics help us see the world clearly if we're willing to look". *Significance* 17: 42-43.
- TONG, C. 2019. Statistical inference enables bad science; statistical thinking enables good science. *American Statistician* 73: 246-261.
- UNDERHILL, L.G. 1985. Avian demography: statistics and ornithology. *Ostrich* 70: 61-70.
- VAN DE SCHOOT, R., S. DEPAOLI, R. KING, B. KRAMER, K. MÄRTENS, M.G. TADESSE, M. VANNUCCI, A. GELMAN, D. VEEN, J. WILLEMSSEN & C. YAU. 2021. Bayesian statistics and modelling. *Nature Reviews* 1: 1. <https://doi.org/10.1038/s43586-020-00001-2>
- VAN EMDEN, H.F. 2008. *Statistics for terrified biologists*. Blackwell Publishing, Oxford, Reino Unido. 343 pp.
- VUILLEUMIER, F. 2004. A critique of Neotropical ornithology: is research on neotropical birds scientific? *Ornitología Neotropical* 15(Suppl.): 41-60.
- WASSERSTEIN, R.L. & N.A. LAZAR. 2016. The ASA's statement on p-values: context, process, and purpose. *American Statistician* 70: 129-133.
- WHITE, J.W., A. RASSWEILER, J.F. SAMHOURI, A.C. STIER & C. WHITE. 2014. Ecologists should not use statistical significance tests to interpret simulation model results. *Oikos* 123: 385-388.
- WILD, C.J., J.M. UTTS & N.J. HORTON. 2018. What is statistics? Pp. 5-36, *en* Ben-Zvi, D., K. Makar & J. Garfield (eds.) *International handbook of research in statistics education*. Springer International Publishing, Suiza. https://doi.org/10.1007/978-3-319-66195-7_1.
- YOCOZ, N.G. 1991. Use, overuse, and misuse of significance tests in evolutionary biology and ecology. *Bulletin of the Ecological Society of America* 72: 106-111.
- ZALTA, E.N. & U. NODELMAN. 2021. *Stanford encyclopedia of philosophy*. Department of Philosophy, Stanford University, California, EE.UU. <https://plato.stanford.edu/>
- ZAR, J.H. 1999. *Biostatistical analysis*. Cuarta edición. Prentice Hall, Upper Saddle River, Nueva Jersey, EE.UU. 663 pp.
- ZIEFFLER, A. J. GARFIELD & E. FRY. 2018. What is statistics education? Pp. 37-70, *en* Ben-Zvi, D., K. Makar & J. Garfield (eds.) *International handbook of research in statistics education*. Springer International Publishing, Suiza. https://doi.org/10.1007/978-3-319-66195-7_2.

¡DISFRUTEN ESTA EDICIÓN!

Estimados lectores,

En esta edición encontrarán dos artículos de investigación y dos comunicaciones breves.

Jaime Cursach, Jaime Rau, Francisco Ther-Ríos, Pablo González, Cesar García-León, Juan Rodríguez-Maulén, Stefan Gelcich y Francisco Brañas documentan las percepciones de los pescadores artesanales respecto del estado poblacional del pelicano de Humboldt en tres localidades costeras de Chile. Cada localidad representó una zona bioclimática de nuestro país: norte, centro y sur. Los resultados de Cursach y colegas revelaron que la percepción de los pescadores respecto del estado poblacional del pelicano de Humboldt difiere ampliamente entre localidades. Mientras los pescadores del norte percibieron que la población de pelicanos disminuyó, los pescadores del sur consideraron que el número de pelicanos aumentó. Los pescadores de Chile central tuvieron una doble percepción: algunos consideraron que el número de pelicanos disminuyó y otros opinaron que permanece estable. La percepción de los pescadores coincidió con la opinión general de ornitólogos expertos. Esto validaría la percepción de los pescadores como una fuente complementaria de conocimiento ecológico. Sin embargo, debemos tener en cuenta que la opinión de expertos no siempre podría generar predicciones acuciosas. Por lo tanto, será necesario evaluar directamente el tamaño poblacional de los pelicanos para verificar si la percepción de los pescadores es realmente válida.

Juan Manuel Pérez-García y Carlos Garín describen la dieta estacional del tucúquere en el área boscosa del Parque Nacional Bosque Fray Jorge, Chile central. Los autores determinaron la dieta de esta especie de búho sobre la base de los regurgitados colectados en cinco remanentes de bosque de olivillo. Según los resultados, el tucúquere consume a lo largo del año una alta proporción de ratones chinchilla y degus costinos. Además, los resultados revelaron notorias variaciones estacionales en el

consumo de estas y otras especies de micromamíferos. Pérez-García y Garín también evaluaron la preferencia trófica de micromamíferos por parte del tucúquere, detectando una preferencia por las especies de mayor tamaño, independiente de su abundancia. Es destacable que los autores hayan evaluado la preferencia trófica del tucúquere mediante el uso del índice de electividad de Ivlev. A pesar de que este índice es simple y permite incluir varias especies presas, es subutilizado por los ornitólogos que estudian dietas de aves.

Fernando Novoa, Tomás Altamirano, Hernán Vargas y José Ibarra describen el hallazgo de dos nidos de cernícalos en cavidades de árboles en un área boscosa andina de la región de la Araucanía. Los autores también describen algunos aspectos de la conducta reproductiva de las parejas de cernícalos observadas. Muchas de las observaciones son coincidentes con descripciones previas de los patrones reproductivos de la especie. Aunque es bien conocido que los cernícalos nidifican en cavidades de árboles añosos, las observaciones de Novoa y colegas mejoran nuestra comprensión de la historia natural del cernícalo en el sur de Chile. El estudio de estos autores nos hace darnos cuenta de que aquellas especies de aves rapaces más ubicuas en Chile permanecen subestudiadas.

Tomás Rivas-Fuenzalida, Álvaro García y Daniel Romo-Cancino describen el hallazgo de dos nidos del aguilucho de cola rojiza en acantilados rocosos en el sur de Chile. Aunque los autores encontraron que los acantilados variaron en su altura y extensión, ambos nidos estaban dentro una matriz boscosa. Esto es consistente con los requerimientos de hábitats de la especie. Los autores evidenciaron que los aguiluchos de cola rojiza se reprodujeron exitosamente en al menos uno de los nidos. Aun cuando la nidificación del aguilucho de cola rojiza en acantilados rocosos ya estaba documentada, los hallazgos de Rivas-Fuenzalida y colegas revelan que la especie usa

esos sustratos de nidificación con mayor frecuencia que la que ya conocíamos.

Carpe Diem!

El Editor Jefe

AGRADECIMIENTOS.- Nuestro comité editorial agradece a cada uno de los revisores que dedicaron parte de su valioso tiempo a revisar y mejorar la calidad científica y

técnica de los artículos publicados en esta edición. Jaime E. Jiménez, Roy H. May y Diane Haughney refinaron los resúmenes en inglés de cada artículo.

Colegas que participaron como revisores en esta edición

Sergio Alvarado, José Tomás Ibarra, María Soledad Liébana, Rocío Mac-Lean, Jorge Mella, Fabian Jaksic, Jaime Jiménez y Karla Yohannessen.

LOS PESCADORES ARTESANALES DE TRES ZONAS COSTERAS DE CHILE DIFIEREN EN SU PERCEPCION ACERCA DE LA SITUACIÓN POBLACIONAL DEL PELÍCANO DE HUMBOLDT (*PELECANUS THAGUS*)

Artisanal fishermen's from three coastal areas of Chile differ in their perception of the population status of the Peruvian Pelican (*Pelecanus thagus*)

JAIME A. CURSACH¹, JAIME R. RAU², FRANCISCO THER-RÍOS³, PABLO S. GONZÁLEZ⁴, CESAR GARCÍA-LEÓN⁵, JUAN RODRÍGUEZ-MAULÉN⁶, STEFAN GELCICH⁷ & FRANCISCO BRAÑAS²

¹Universidad de Los Lagos, Centro de Estudios del Desarrollo Regional y de Políticas Públicas, Osorno, Chile.

²Universidad de Los Lagos, Departamento de Ciencias Biológicas & Biodiversidad, Osorno, Chile.

³Universidad de Los Lagos, Departamento de Arquitectura, Osorno, Chile.

⁴Universidad Católica de la Santísima Concepción, Centro Regional de Estudios Ambientales, Concepción, Chile.

⁵Corpesca S.A. Iquique, Chile.

⁶Consultor Zona Fótica, Puerto Montt, Chile.

⁷Pontificia Universidad Católica de Chile, Center of Applied Ecology and Sustainability & Centro de Conservación Marina, Departamento de Ecología, Santiago, Chile.

Correspondencia: J.A. Cursach, jcurval@gmail.com

RESUMEN.- Las percepciones son cómo cada persona aprecia y valora su entorno y desarrolla actitudes que contribuyen a su protección. El pelicano de Humboldt (*Pelecanus thagus*) es un ave marina amenazada y endémica que habita la costa de Chile, Perú y el sur de Ecuador. Aquí, documentamos cómo los pescadores artesanales chilenos perciben el estado de la población del pelicano de Humboldt. Aplicamos un cuestionario con preguntas abiertas y cerradas, integrando escalas tipo Likert, a 77 pescadores artesanales de tres zonas del país: norte, centro y sur de Chile. La percepción de los pescadores sobre la abundancia del pelicano difirió entre las tres zonas. La mayoría de los pescadores del norte percibieron que la población de pelicanos disminuyó. En Chile central, los pescadores opinaron que los pelicanos están disminuyendo y manteniéndose estables numéricamente. Por el contrario, la mayoría de los pescadores del sur percibieron que el tamaño poblacional de pelicanos aumentó. Los pescadores también percibieron que los eventos El Niño, la pesca y la acuicultura son los principales impulsores del cambio en la distribución y abundancia del pelicano. La percepción de los pescadores coincide con la de los ornitólogos sobre el estado poblacional del pelicano en Chile. Nuestros resultados sugieren que la percepción de los pescadores es válida como una fuente complementaria de conocimiento ecológico.

PALABRAS CLAVE: Conocimiento ecológico local, pesca, salmonicultura.

ABSTRACT.- Perceptions are how each person appreciates and values their environment and develops attitudes contributing to protection. The Peruvian Pelican (*Pelecanus thagus*) is a threatened and endemic seabird inhabiting the coast of Chile, Peru, and southern Ecuador. Here, we documented how artisanal Chilean fishermen perceive the population status of the Peruvian Pelican. We apply a questionnaire with open and closed questions, integrating Likert-type scales, to 77 artisanal fishermen's from three zones: northern, central, and southern Chile. The artisanal fishermen's perception of the abundance of the Peruvian Pelican did differ between zones. The majority of the artisanal fishermen's in northern Chile perceived that the Peruvian Pelican population decreased within the fishing areas. In central Chile, artisanal fishermen's opined that Peruvian Pelicans are both decreasing and staying stable in number within their fishing areas. On the contrary, the majority of the southern artisanal fishermen's perceived that the Peruvian Pelican population increased within their fishing areas. The artisanal fishermen's also perceived that the ENSO events, fishing, and aquaculture are the main drivers of change in the distribution and abundance of the Peruvian Pelican. The fishermen's perception coincides with that of ornithologists about the population status of the Peruvian Pelican in Chile. Our results suggest the fishermen's perception is valid as a complementary source of ecological knowledge.

KEYWORDS: Fishing, local ecological knowledge, salmon farming.

Manuscrito recibido el 16 de marzo de 2021, aceptado el 30 de septiembre de 2021.

INTRODUCCIÓN

El pelicano de Humboldt (*Pelecanus thagus*) es endémico del ecosistema de la Corriente de Humboldt en el litoral Pacífico de América del Sur. Esta especie se distribuye desde el sur de Ecuador hasta el sur de Chile (3–43°S; BirdLife International 2018). Históricamente, las poblaciones del pelicano de Humboldt se han concentrado en la costa peruana y del norte de Chile, pero su abundancia ha disminuido en la última década (Zavalaga 2015, Cursach et al. 2018). Actualmente, la especie está en peligro de extinción en Perú y cercana a la amenaza en Chile (MINAGRI 2014, MMA 2019).

El pelicano de Humboldt se alimenta de peces incluyendo la sardina (*Sardinops sagax*), la anchoveta (*Engraulis ringens*) y el jurel (*Trachurus murphyi*) (Guillén 1990, Zavalaga et al. 2011). También consume los desechos generados por la actividad pesquera incluyendo carnadas, vísceras de peces y descarte de capturas no deseadas (Leck 1973, Cursach et al. 2018). Aunque el pelicano de Humboldt es un depredador generalista, la co-ocurrencia del evento El Niño y la sobreexplotación pesquera disminuyen sus recursos alimenticios y, consecuentemente, pueden conducir a que sus poblaciones disminuyan a niveles críticos (Zavalaga 2015).

Actualmente, conocemos sólo parcialmente la situación poblacional del pelicano de Humboldt (Cursach et al. 2018). Algunos estudios basados en la percepción de los pescadores artesanales han contribuido a incrementar nuestro conocimiento ecológico sobre aves marinas y costeras (Suazo et al. 2013, Cursach et al. 2016, Tobar et al. 2017). El conocimiento empírico acumulado por las personas que utilizan o dependen económicamente de la biodiversidad local provee información biológica que complementa el conocimiento científico. Ese conocimiento puede contribuir sustancialmente a las acciones de manejo y conservación de los recursos naturales (Johannes 1998, Berkes et al. 2000, Godoy et al. 2010, Lloret et al. 2015). El objetivo de nuestro estudio fue determinar la percepción de los pescadores artesanales acerca de la situación poblacional del pelicano de Humboldt en diferentes zonas costeras de Chile. La relevancia de nuestro estudio radica en que la percepción de las personas es útil para inferir situaciones ecológicas locales.

MATERIALES Y MÉTODOS

En Chile, existen tres categorías de pescadores artesanales: el pescador artesanal propiamente tal, el buzo y el recolector de orilla (MINECON 2013). El primero se desempeña

como patrón o tripulante en una embarcación artesanal. El buzo es la persona que realiza la extracción de recursos hidrobiológicos mediante buceo. El recolector de orilla es la persona que extrae, recolecta o sega los recursos marinos principalmente para autoconsumo (MINECON 2013). Algunos recolectores de orilla también pueden pertenecer a las otras categorías de pescador artesanal (CESSO 2018). En este estudio, los(as) recolectores de orilla corresponden al segmento de la pesca artesanal que participó en las encuestas y evaluación de la percepción sobre el pelicano.

Nuestro estudio tuvo dos etapas. Durante marzo de 2014 entrevistamos presencialmente a 22 pescadores artesanales del sur de Chile para conocer su percepción sobre la situación del pelicano de Humboldt. Las entrevistas incluyeron preguntas sobre el nombre local para la especie, sobre su alimentación, nidificación y abundancia, sobre las interacciones con las actividades humanas y sobre eventos asociados a cambios drásticos de su población. Registramos todas las entrevistas en una grabadora de voz.

Con la información reunida, elaboramos un cuestionario con preguntas abiertas (*i.e.*, permiten al entrevistado responder lo que desee) y cerradas (*i.e.*, con opciones para elegir como respuesta). Para cuantificar la percepción de los pescadores artesanales sobre la situación poblacional del pelicano de Humboldt usamos la escala de Likert (Briones 1998, Bernard 2006). Nuestra escala incluyó las siguientes categorías: 1 = ha aumentado, 2 = se mantiene igual, y 3 = ha disminuido. Posteriormente, realizamos la validación del cuestionario mediante el juicio de expertos. Cinco antropólogos, vinculados al Programa ATLAS de la Universidad de Los Lagos, ajustaron el orden, contenido y redacción de las preguntas.

La segunda etapa del estudio la desarrollamos durante enero y febrero de 2016. En esta etapa, aplicamos presencialmente el cuestionario a 77 pescadores artesanales. Los pescadores pertenecieron a las siguientes localidades: caletas de Iquique (20°S), Tocopilla (22°S), Coquimbo (29°S), Golfo de Arauco (37°S), Purránque (40°S), Puerto Montt (41°S) y Quellón (43°S) (Fig. 1). Antes de cada entrevista, dimos a conocer a cada pescador el objetivo de la investigación y cómo sería usada la información colectada, garantizando el anonimato de los(as) participantes.

Agrupamos dichas localidades en tres categorías geográficas: zona norte, zona centro y zona sur (Fig. 1). Esto nos permitió comparar nuestros resultados con otro estudio sobre el pelicano de Humboldt que incluyó las

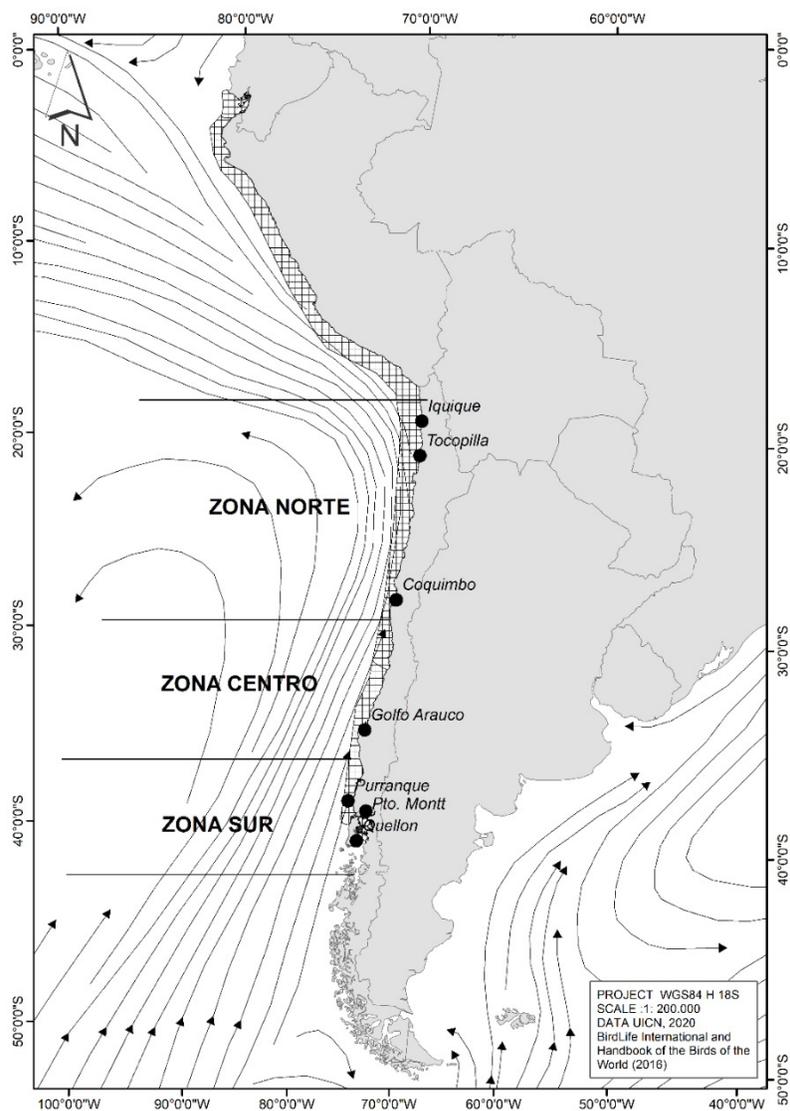


Figura 1. Distribución espacial del pelícano de Humboldt (*Pelecanus thagus*; zona cuadrículada) y el patrón de las corrientes del Sistema de Humboldt en la costa pacífica de América del sur (flechas ascendentes a la izquierda). Los círculos negros indican las localidades donde entrevistamos a los pescadores artesanales para conocer su percepción acerca de la situación poblacional del pelícano de Humboldt.

mismas categorías (Cursach *et al.* 2018). En la zona norte entrevistamos a 20 pescadores, todos hombres, con una edad media de 47 ± 9 años (rango = 31-65 años). En la zona central entrevistamos a 26 pescadores, de los cuales 17 fueron hombres y nueve fueron mujeres. Estos pescadores tuvieron una edad media de 51 ± 10 años (rango = 20-70 años). En la zona sur, entrevistamos a 31 personas, incluyendo a 47 hombres y dos mujeres, con una edad media de 49 ± 10 años (rango = 30-70 años). Los diferentes tamaños de muestra y proporción de género entre las tres zonas, resultó de la disponibilidad de las personas para ser entrevistadas.

La mediana es la medida de tendencia central recomendada para escalas ordinales como las de tipo Likert (Bernard 2006). Así, para contrastar estadísticamente las percepciones de los pescadores de las tres zonas geográficas usamos la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis. Esta prueba permite detectar diferencias en las medianas de grupos con diferentes tamaños de muestra (Vasavada 2016). En el caso de aparecer diferencias estadísticas, consideramos comparaciones múltiples *a posteriori* usando la prueba de Dunn. Para todos los análisis estadísticos usamos el paquete computacional en línea Astatista (Vasavada 2016).

RESULTADOS

Los pescadores artesanales también conocieron al pelícano de Humboldt como alcatraz y guajache. El último nombre es usado principalmente en el norte de Chile.

La percepción de los pescadores acerca de la situación poblacional del pelícano difirió entre las tres zonas del país ($H = 34,19$; $g.l. = 2$; $p < 0,0001$). Los pescadores de la zona norte y de la zona sur difirieron considerablemente en sus percepciones ($p < 0,0001$). La mayoría de los pescadores artesanales de la zona norte percibieron que la población del pelícano de Humboldt ha disminuido. En cambio, la mayoría de los pescadores de la zona sur percibieron un aumento en la población del pelícano de Humboldt (Fig. 2). Los pescadores de la zona central tuvieron una percepción repartida entre que la población de pelícanos ha disminuido y que sigue estable.

Los pescadores de la zona norte y zona centro opinaron que la sobreexplotación pesquera de tipo industrial ha disminuido el alimento para los pelícanos. Por otra parte, los pescadores de la zona sur indican que ellos comenzaron a observar a los pelícanos con mayor frecuencia durante los últimos 25 años. Uno de los pescadores señaló que “antes eran tan pocos que sorprendía ver a uno, mientras que hoy su presencia es normal”.

Los relatos indican que las principales interacciones observadas entre pelícanos y humanos a lo largo de la costa derivan de la explotación pesquera y el consumo que hacen estas aves de los desechos orgánicos de la pesca. En la zona norte, los pelícanos a menudo intentan extraer las carnadas de los espineles (*i.e.*, línea con anzuelos ceba-

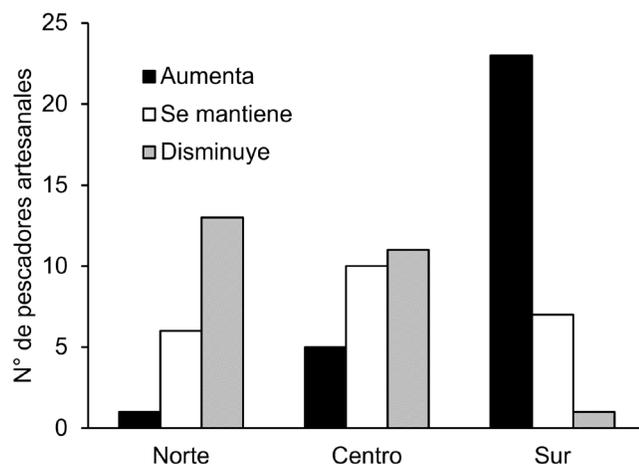


Figura 2. Percepción de los pescadores artesanales respecto de la abundancia del pelícano de Humboldt (*Pelecanus thagus*) durante 2016 en tres zonas costeras de Chile.

dos), muriendo incidentalmente algunos de ellos al quedar enganchados.

Los pescadores de las zonas centro y sur relataron que los pelícanos llegaron en gran cantidad mientras realizaban el “bolinche” (*i.e.*, arte de pesca que consiste en crear un cerco con una red usando dos embarcaciones pequeñas). Uno de los pescadores relató: “nos llegaban más de 1000 pelícanos en el bolinche y nosotros los sacábamos a mano”. Los pescadores también indicaron que la pesca de arrastre al ser menos selectiva genera mayor descarte pesquero, y los pelícanos se alimentan de ese descarte. En la zona sur, los pescadores relataron que los pelícanos se acercaron a los botes de pesca para comer las vísceras de merluzas (*Merluccius australis*) arrojadas al mar tras la “limpieza de los pescados”. Los pescadores también relataron que el pelícano visitaba los centros de salmonicultura para capturar pejerreyes (*Odontesthes regia*), existiendo escasos registros de ataques del pelícano a los salmones cultivados.

Los relatos indican que tanto los eventos “El Niño”, la pesca y la acuicultura son los principales promotores de cambio en la distribución y abundancia poblacional del pelícano. Los eventos “El Niño” afectan la disponibilidad de sus principales presas (*e.g.*, anchoveta y sardinas), provocando la muerte de los pelícanos por falta de alimento. Las actividades pesqueras influyen la conducta de desplazamiento de los pelícanos, pues éstos siguen a los barcos pesqueros durante su operación en el mar. Los pelícanos también se concentran en los puertos de desembarque para consumir los desechos de la pesca.

Algunos pescadores indicaron que:

... “los pelícanos saben los días de la semana en que llega pescado a la caleta y hasta identifican los vehículos de las personas que les dan comida”...

... “Van y vienen (en grupos) en función de la actividad pesquera del lugar e incluso compiten con los lobos marinos para consumir los desechos de la pesca. Algunos pelícanos mueren por ataques del lobo marino”...

Por otra parte, los pescadores de la zona norte indicaron que la contaminación del mar cambia la dinámica poblacional del pelícano, señalando como un hito el derrame de petróleo causado por el encallamiento del buque Chino “Eider” el año 2005 en la costa de Antofagasta. Este derrame causó la muerte de pelícanos debido a que el petróleo impregnó su plumaje y obstruyó sus vías respiratorias.

DISCUSIÓN

Nuestros resultados indican que la percepción de los pescadores artesanales chilenos sobre la situación poblacional del pelícano de Humboldt difiere entre las distintas zonas costeras de nuestro país. En general, los pescadores de

la zona norte percibieron que la población del pelícano ha disminuido. En cambio, la mayoría de los pescadores de la zona sur percibió que la población ha aumentado. Esto último coincide con la percepción que los ornitólogos tienen sobre la situación poblacional del pelícano en el sur de Chile (Cursach *et al.* 2018).

En general, los pescadores artesanales consideraron que los pelícanos son indicadores de la presencia de peces. Además, opinaron que los pelícanos son beneficiosos ya que al consumir los desechos de las faenas pesqueras ayudan a “limpiar” las playas. Los pescadores artesanales utilizan a las aves marinas como indicadores de la presencia de cardúmenes dentro una bahía (Cursach *et al.* 2016). En el caso del pelícano, su presencia en el agua indicaría la presencia de peces pelágicos a poca profundidad (Zavalaga *et al.* 2011).

Los pescadores artesanales también indicaron que los eventos “El Niño”, la pesca y la acuicultura cambian la distribución y abundancia del pelícano de Humboldt en Chile. Los eventos “El Niño” causan escasez de peces, generando considerables muertes de pelícanos por inanición, el abandono de los nidos y el desplazamiento masivo de los individuos sobrevivientes (Tovar & Cabrera 1985, Jahncke 1998). La sobreexplotación pesquera genera escasez del alimento natural del pelícano y muertes por captura incidental, pero también genera desechos orgánicos que los pelícanos consumen como carroña (Cursach *et al.* 2018). Los pescadores artesanales del sur de Chile percibieron que el aumento de los pelícanos resultó del incremento de la salmonicultura. Los cultivos de salmónes no sólo concentran peces dentro de las jaulas sino también fuera de ellas. Muchos peces nativos y salmónes escapados se congregan alrededor de las jaulas para consumir el alimento desechado por los salmónes enjaulados (Suazo *et al.* 2013).

Así, el aumento poblacional del pelícano de Humboldt percibido por los pescadores del sur de Chile pudo resultar de un efecto combinado del aumento de dos fuentes de alimento. Por una parte, los pelícanos tienen una mayor disponibilidad de descartes y vísceras de peces debido al aumento de la actividad pesquera en el sur de Chile (Torres & Valderrama 2008). Por otra parte, los pelícanos se benefician de la mayor disponibilidad de salmónes como consecuencia del incremento en el número de granjas de cultivo a lo largo de la zona sur (Quiñones *et al.* 2020)

Claramente, las caletas y terminales pesqueros constituyen centros de alimentación para los pelícanos. En esos sitios, los pelícanos consumen los restos de peces desechados y utilizan la infraestructura para descansar. Ya que el pelícano de Humboldt es capaz de tomar ventaja de los ambientes antrópicos, podemos considerarlo una espe-

cie comensal o sinantrópica. El oportunismo alimenticio de esta especie y el hecho que los pescadores lo perciban como beneficioso, facilita su adaptación conductual a los ambientes humanos.

Basándonos en nuestros resultados, recomendamos incluir los conocimientos empíricos de los pescadores artesanales en los futuros estudios enfocados a conocer la situación poblacional de las aves marinas. Esto permitirá complementar y ajustar la información poblacional y ecológica disponible, enriquecer las estrategias de conservación, e integrar a los mismos pescadores en eventuales planes de manejo.

AGRADECIMIENTOS. - Agradecemos a todos los pescadores recolectores que participaron de las entrevistas, al equipo del Programa ATLAS de la Universidad de Los Lagos por colaborar en la validación del cuestionario, y a Ricardo Figueroa y un revisor anónimo por sus sugerencias para mejorar nuestro manuscrito.

LITERATURA CITADA

- BERKES, F., J. COLDING & C. FOLKE. 2000. Rediscovery of traditional ecological knowledge as adaptive management. *Ecological Applications* 10: 1251-1262.
- BERNARD, H.R. 2006. *Research methods in anthropology: qualitative and quantitative approaches*. AltaMira Press, Oxford, Reino Unido. 821 pp
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. 2018. *IUCN Red List for Birds*. Disponible en: <http://www.birdlife.org>. Consultado el 04 de enero 2021.
- BRIONES, G. 1998. *Métodos y técnicas de investigación para las ciencias sociales*. Editorial Trillas, D.F., México. 219 pp.
- CESSO [CENTRO DE ESTUDIOS DE SISTEMAS SOCIALES]. 2018. *Proyecto intercensal: seguimiento censo pesquero y acuicultor; año 2016*. Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, Coquimbo, Chile. Disponible en: http://www.subpesca.cl/fipa/613/articles-96199_informe_final.pdf. Consultado el 07 de enero 2021.
- CURSACH, J.A., J. VILUGRÓN, C. TOBAR, J.R. RAU, C. OYARZÚN, H. OYARZO, J. ABARZÚA & M. PROVOSTE. 2016. Conocimiento local sobre aves marinas por pescadores artesanales de bahía San Pedro, costa de Purránque, centro-sur de Chile. *Revista Chilena de Ornitología* 22: 120-125.
- CURSACH, J.A., J.R. RAU, S. GELCICH & J. RODRÍGUEZ-MAULÉN. 2018. Situación poblacional del Pelícano peruano (*Pelecanus thagus*) en Chile: Prospección inicial. *Ornitología Neotropical* 29: 77-89.
- GODOY, N., S. GELCICH, J.A. VÁSQUEZ & J.C. CASTILLA. 2010. Spearfishing to depletion: evidence from temperate reef fishes in Chile. *Ecological Applications* 20: 1504-1511.
- GUILLÉN, V. 1990. Alimentación del pelícano o alcatraz (*Pele-*

- canus thagus*) en la isla Macabí. *Boletín de Lima* 67: 85-88.
- JAHNCKE, J. 1998. Las poblaciones de aves guaneras y sus relaciones con la abundancia de anchoveta y la ocurrencia de eventos El Niño en el mar peruano. *Boletín del Instituto del Mar del Perú* 17: 1-13.
- JOHANNES, R.E. 1998. The case for data-less marine resource management: examples from tropical nearshore finfisheries. *Trends in Ecology and Evolution* 13: 243-246.
- LECK, C.F. 1973. Pelicans in the city of Lima, Peru. *Condor* 75: 357.
- LLORET, J., A. SABATÉS, M. MUÑOZ, M. DEMESTRE, I. SOLÉ, T. FONT, M. CASADEVALL, P. MARTÍN & S. GÓMEZ. 2015. How a multidisciplinary approach involving ethnoecology, biology and fisheries can help explain the spatio-temporal changes in marine fish abundance resulting from climate change. *Global Ecology and Biogeography* 24: 448-461.
- MINAGRI [MINISTERIO DE AGRICULTURA Y RIEGO DEL PERÚ]. 2014. *Decreto Supremo que aprueba la actualización de la lista de clasificación y categorización de las especies amenazadas de fauna silvestre legalmente protegidas*. D.S. N° 004-2014, Gobierno del Perú, Lima, Perú. 8 pp.
- MINECON [MINISTERIO DE ECONOMÍA, FOMENTO Y TURISMO]. 2013. *Modifica en el ámbito de la sustentabilidad de recursos hidrobiológicos, acceso a la actividad pesquera industrial y artesanal y regulaciones para la investigación y fiscalización, la Ley General de Pesca y Acuicultura contenida en la Ley N° 18.892 y sus modificaciones*. Gobierno de Chile, Santiago, Chile. 8 pp.
- MMA [MINISTERIO DEL MEDIO AMBIENTE]. 2019. *Pelecanus thagus*. Sistema de clasificación de especies. Ministerio del Medio Ambiente, Gobierno de Chile. Disponible en: <https://clasificacionespecies.mma.gob.cl/>. Consultado el 04 de enero 2021.
- QUIÑONES, R.A., M. FUENTES, R.M. MONTES, D. SOTO & J. LEÓN-MUÑOZ. 2019. Environmental issues in Chilean salmon farming: a review. *Reviews in Aquaculture* 11: 375-402.
- SUAZO, C.G., R.P. SCHLATTER, A.M. ARRIAGADA, L.A. CABEZAS & J. OJEDA. 2013. Fishermen's perceptions of interactions between seabirds and artisanal fisheries in the Chonos archipelago, Chilean Patagonia. *Oryx* 47: 184-189.
- TOBAR, C.N., J.R. RAU, A. SANTIBÁÑEZ, J.A. CURSACH & J. VILUGRÓN. 2017. Integrando el conocimiento ecológico local y el conocimiento académico sobre el Flamenco Austral (*Phoenicopterus chilensis*) en Bahía Caulín, sur de Chile: un abordaje preliminar. *Hornero* 32: 55-61.
- TORRES, J.P. & M. VALDERRAMA. 2008. *Localización del esfuerzo de pesca en la pesquería Chileno-Transzonal del jurel (Trachurus murphyi)*. Working Papers, N° inv203. Ilades-Georgetown University and Universidad Alberto Hurtado, Santiago, Chile. 32 pp.
- TOVAR, H. & D. CABRERA. 1985. Las aves guaneras y el fenómeno "El Niño". *Boletín del Instituto del Mar del Perú* 22 (volumen extraordinario): 181-186.
- VASAVADA, N. 2016. *Online Web Statistical Calculators*. Disponible en: <http://astatsa.com>. Consultado el 21 de septiembre 2021.
- ZAVALAGA, C.B., G. DELL'OMO, P. BECCIU & K. YODA. 2011. Patterns of GPS tracks suggest nocturnal foraging by incubating Peruvian Pelicans (*Pelecanus thagus*). *PLoS ONE* 6: e19966.
- ZAVALAGA, C.B. 2015. Índices para el inicio y cierre de las campañas de extracción de guano en la RNSIIPG (Especial atención a los aspectos reproductivos de las tres especies de aves guaneras y considerando como caso de estudio a la Isla *Guañape Sur*). Informe técnico Proyecto GEF Humboldt – UNDP. Lima, Perú. 125 pp.

DIETA DEL TUCÚQUERE (*BUBO MAGELLANICUS*) EN EL BOSQUE DE OLIVILLO (*AEXTOXICON PUNCTATUM*) DEL PARQUE NACIONAL BOSQUE FRAY JORGE, CHILE CENTRAL

Diet of the Magellanic Horned Owl (*Bubo magellanicus*) in the olivillo (*Aextoxicon punctatum*) forest of the Bosque Fray Jorge National Park, central Chile

JUAN MANUEL PÉREZ-GARCÍA¹ & CARLOS F. GARÍN²

¹Área de Ecología, Departamento de Biología Aplicada, Universidad Miguel Hernández de Elche, España.

²Dpto de Ecología; Facultad de Ciencias Biológicas, Pontificia Universidad Católica de Chile. Instituto de Ecología y Biodiversidad (IEB).

Correspondencia: Juan Manuel Pérez-García, juanmapg@gmail.com

RESUMEN.- Entre septiembre de 2003 y julio de 2004 evaluamos la dieta del tucúquere (*Bubo magellanicus*) en el área boscosa del Parque Nacional Bosque Fray Jorge, Chile central. Determinamos la dieta sobre la base de 117 egagrópilas colectadas estacionalmente en cinco remanentes de bosque de olivillo (*Aextoxicon punctatum*). En total, identificamos 134 individuos presa, siendo el ratón chinchilla común (*Abrocoma bennetti*) y el degu costino (*Octodon lunatus*) los más consumidos (53,8% y 24,2% de todos los individuos presa, respectivamente). Los tucúqueres depredaron un mayor número de ratones chinchilla en otoño y un menor número en primavera (65% y 25% de todos los individuos presas, respectivamente). En primavera, casi la mitad de los individuos presa fueron ratones orejudo de Darwin (*Phyllotis darwini*; 45%). Esta especie constituyó < 10% de los individuos presas en las estaciones restantes. Detectamos una preferencia por las especies de mayor tamaño (ratón chinchilla y degu costino), independiente de su abundancia. Estudios previos revelaron que el ratón chinchilla también es la principal presa del tucúquere en el matorral del Parque Nacional. Sin embargo, el consumo de presas secundarias varía entre matorral y bosque. Confirmamos que el tucúquere tiene una dieta plástica depredando incluso roedores poco abundantes, pero energéticamente rentables.

PALABRAS CLAVE.- Bosque valdiviano, matorral xérico, preferencia de presas, disponibilidad de presas, *Octodon degus*.

ABSTRACT.- Between September 2003 and July 2004, we evaluated the diet of Magellanic Horned Owls (*Bubo magellanicus*) in the forested area of Bosque Fray Jorge National Park, central Chile. We determined the diet based on 117 pellets collected seasonally in five olivillo (*Aextoxicon punctatum*) forest remnants. In total, we identified 134 prey individuals, with Bennett's chinchilla rat (*Abrocoma bennetti*) and Moon-toothed degu (*Octodon lunatus*) being the most consumed (53.8% and 24.2% of all prey individuals, respectively). Magellanic Horned Owls preyed upon a higher number of Bennett's chinchilla rats in autumn and a lower number in spring (65% and 25% of all prey individuals, respectively). During spring, almost half of the prey individuals were Darwin's eared mice (*Phyllotis darwini*; 45%). This species accounted for < 10% of all prey individuals in the remaining seasons. We detected a preference for large-sized species (Bennett's chinchilla rat, Moon-toothed degu), regardless of their abundance. Previous studies revealed that Bennett's chinchilla rats are also the main prey of Magellanic Horned Owls in the scrublands of Fray Jorge. However, secondary prey consumption varies between scrubs and forests. We confirm that Magellanic Horned Owls have a plastic diet preying even upon rodents less abundant but energetically profitable.

KEYWORDS.- Valdivian forest, xeric shrubland, prey preference, prey availability, *Octodon degu*.

Manuscrito recibido el 16 de julio de 2021, aceptado el 30 de noviembre de 2021.

INTRODUCCIÓN

Conocer la dieta de las aves rapaces es imprescindible para entender los aspectos básicos de su biología, conducta de ocupación del hábitat, abundancia, éxito reproducti-

vo, e incluso, diseñar estrategias de conservación (Newton 1979). El tucúquere (*Bubo magellanicus*) es la especie de búho de mayor tamaño en Sudamérica (Figueroa *et al.* 2017). Esta especie se distribuye desde el centro de Perú

y oeste de Bolivia hasta Tierra del Fuego a través de Chile y Argentina. Dentro de su distribución, el tucúquere ocupa una amplia variedad de hábitats que incluyen bosques abiertos, matorrales, áreas de cultivo y pastizales (Figueroa *et al.* 2017). La información disponible indica que el tucúquere consume un amplio espectro de presas desde lagomorfos, aves, coleópteros, e incluso anfibios (Rau *et al.* 1978, Yáñez *et al.* 1978, Rau & Yáñez 1981, Jaksic *et al.* 1987, 1993, Iriarte *et al.* 1990, Mella 2002, Nabte *et al.* 2006, Bo *et al.* 2007). Sin embargo, el tucúquere es un depredador especializado en la captura de micromamíferos (Jaksic 1997, Figueroa *et al.* 2017).

La mayor parte de la información sobre la dieta del tucúquere en Chile central proviene de las áreas con matorral esclerófilo (Jaksic *et al.* 1993, 1997, CONAF 1998, Jaksic *et al.* 2004). Actualmente, no hay información disponible sobre la dieta del tucúquere en los bosques de olivillo del Parque Nacional Fray Jorge. Estos bosques constituyen remanentes del bosque valdiviano que existió en la zona central durante las épocas geológicas con climas más húmedos (Squeo *et al.* 2004). A pesar de su reducida extensión, estos remanentes de bosque mantienen comunidades bióticas exclusivas y diferenciadas (Cornelius *et al.* 2000, Reid *et al.* 2002, Squeo *et al.* 2004, Milstead *et al.* 2007). Las diferencias ecológicas entre el bosque de olivillo y el matorral xérico en Fray Jorge podrían conducir a diferencias en la dieta de los depredadores residentes en cada uno de esos hábitats.

Los objetivos de nuestro estudio fueron (i) descri-

bir la dieta del tucúquere en el bosque de olivillo del Parque Nacional Bosque Fray Jorge, (ii) evaluar los cambios estacionales en el consumo de sus principales presas y (iii) determinar si consume preferentemente a las especies de roedores nativos en función de su abundancia. Finalmente, discutimos nuestros resultados con los obtenidos en estudios previos realizados en áreas con matorral xérico dentro del mismo Parque Nacional. Esto permitirá entender la capacidad de respuesta dietaria de los tucúqueres frente a cambios en el ensamble local de presas.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de Estudio

El Parque Nacional Bosque Fray Jorge (30°67'S, 71°67'O; Fig. 1) se encuentra en una zona transicional entre el bioma de matorral mediterráneo de Chile central y el desierto de Atacama. Dentro del parque convergen diversas especies de plantas y animales propios del matorral mediterráneo y del desierto (Squeo *et al.* 2004). Además, alberga los remanentes de bosque valdiviano más septentrionales del continente. Estos remanentes están a más de 1200 km al norte de los extensos bosques valdivianos en el sur de Chile (Squeo *et al.* 2004). Todas estas características convierten a esta zona en un área de alto valor biológico. El parque alcanza una extensión de 9954 ha, abarcando terrenos ondulados con profundas quebradas en la mitad oriental y una zona elevada entre el norte y el sur de la mitad occidental. En la zona baja de los valles (250-300 m

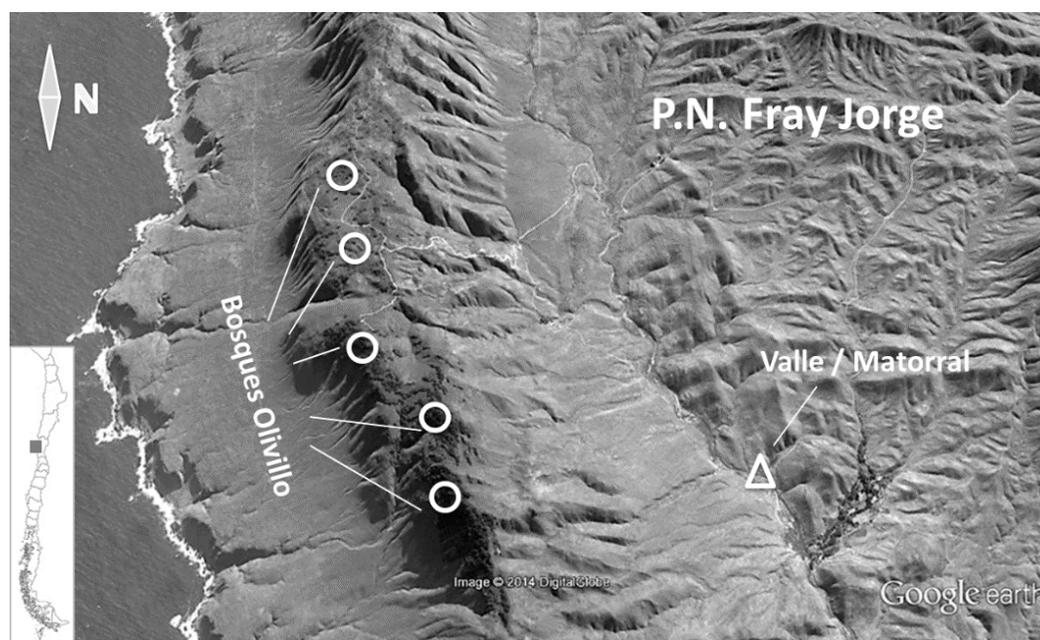


Figura 1. Localización de los sitios de recolección de egagrópidas del tucúquere (*Bubo magellanicus*) en los remanentes de bosque de olivillo (círculos) en el Parque Nacional Bosque Fray Jorge, Chile central. El triángulo señala las zonas de valle con matorral donde otros investigadores estudiaron la dieta del tucúquere (*e.g.*, Jaksic *et al.* 1993). Imagen tomada de *Google Earth*.

s.n.m.), la vegetación consiste exclusivamente de arbustos espinosos. En las zonas más elevadas (580-630 m s.n.m.) están los remanentes de bosque valdiviano compuestos principalmente por olivillo acompañado por petrillo (*Myrceugenia correifolia*) y canelo (*Drimys winteri*), e intercalados con vegetación arbustiva (Arancio *et al.* 2004).

Análisis de la dieta

Entre septiembre de 2003 y julio de 2004, recolectamos estacionalmente las egagrópilas de tucúqueres bajo sus dormideros y posaderos situados en el interior de cinco remanentes de bosque de olivillo. En la primera visita recolectamos únicamente las egagrópilas frescas para asegurarnos que nuestros resultados reflejaran la dieta estacional del momento. Tanto los restos de egagrópilas antiguas como los pelos y huesos sueltos fueron retirados por nosotros para evitar confusión en los muestreos estacionales posteriores. Analizamos las egagrópilas siguiendo técnicas estandarizadas (Marti *et al.* 2007). Disgregamos cada egagrópila en seco sobre bandejas de disección separando cada uno de los elementos anatómicos encontrados. Para cada egagrópila estimamos el número mínimo de individuos presa a partir del conjunto de los elementos anatómicos identificados. Cuando fue posible, identificamos a las presas hasta el nivel de especie usando guías de determinación o colecciones de referencia del Museo Nacional de Historia Natural de Santiago y colecciones privadas. En el caso de los micromamíferos, usamos la guía de cráneos de Reise (1973). Para discriminar a las especies del género *Octodon*, examinamos los caracteres craneales distintivos usando una lupa binocular.

Para cada muestra estacional de egagrópilas calculamos la proporción de individuos de cada especie presa en la dieta y la proporción de biomasa aportada por cada especie presa (Marti *et al.* 2007). La masa media de cada especie presa la obtuvimos directamente de los individuos capturados en la zona de estudio o indirectamente de estudios anteriores realizados en la misma localidad (Jaksic 1986). Con el objetivo de comparar nuestros datos con estudios anteriores en las zonas adyacentes del parque, calculamos la amplitud de la dieta (B_{obs}) mediante el índice estandarizado de Levins (Marti 1987) y el tamaño medio de las presas vertebradas según Jaksic & Braker (1983).

Variación estacional de la dieta

Evaluamos la variación estacional en la dieta del tucúquere sobre la base de la frecuencia observada vs esperada de los individuos de las especies presas más frecuentes. Establecimos como criterio que al menos cinco individuos presa aparecieran en las egagrópilas de cada muestra estacional. Además, establecimos que las especies presa deberían aparecer con la misma frecuencia esperada de in-

dividuos en todas las estaciones del año. Para este análisis usamos la prueba de Ji cuadrado, tomando como valor de significancia $\alpha = 0,05$ y aplicando la corrección de Bonferroni cuando fue necesario. El tratamiento estadístico de los datos lo realizamos mediante el programa R (<http://www.r-project.org/>).

Preferencia trófica

Durante el periodo de recolección de las egagrópilas, evaluamos también la abundancia de micromamíferos en los mismos cinco parches de bosque de olivillo. Usamos esta abundancia como un indicador de disponibilidad ambiental de las presas para el tucúquere. En cada parche instalamos 50 trampas tipo Sherman dispuestas en una grilla de 60 x 60 m, la cual mantuvimos durante tres noches (Messeur 1981). Dada la diferencia de tamaño y la configuración de los parches de bosque muestreados, en dos de los parches más pequeños la grilla ocupó parte del matorral xérico circundante. Revisamos las trampas temprano en la mañana una vez al día.

Después de identificar a todos los individuos capturados al nivel de especie, determinamos su sexo, peso y condición reproductiva, y los marcamos fijando un crotal metálico en una de sus orejas. Los individuos pertenecientes a las especies nativas fueron liberados en el mismo sitio de captura. En el caso de las especies exóticas invasivas, seguimos el protocolo de control en el medio natural (IUCN 2001). Para manipular a los individuos capturados, usamos equipos de bioseguridad como precaución ante la eventual presencia de roedores contagiados con virus Hanta (Mills *et al.* 1995).

Para inferir las preferencias estacionales del tucúquere sobre sus presas, usamos el índice de electividad (E_i) propuesto por Ivlev (1961) y descrito en Krebs (1989):

$$E_i = [r(i) - p(i)]/[r(i) + p(i)]$$

Dónde $r(i)$ es la frecuencia de individuos de cada especie de micromamífero en las egagrópilas y $p(i)$ la frecuencia de cada especie obtenida en los trameos de campo. El intervalo de este índice varía entre -1 y 1, indicando los valores negativos un consumo inferior respecto de la abundancia de la especie presa en el campo (posible evitación) y los valores positivos un consumo superior (posible preferencia). Interpretamos los valores superiores a 0,5 como preferencia, los valores inferiores a -0,5 como evitación, y los valores intermedios como un consumo acorde con la abundancia de las especies presa en el campo (Atienza 1994). Este análisis lo hicimos por cada estación climática y considerando sólo a las especies de micromamíferos nativos.

RESULTADOS

En total, recolectamos 117 egagrópilas de tucúquere (Tabla 1). En estas egagrópilas identificamos 134 presas vertebradas, las cuales pertenecieron a siete especies de roedores, una especie de marsupial, una especie de lagomorfo y dos especies de aves (Tabla 1). Sólo en dos egagrópilas encontramos restos de coleópteros (Tabla 1). La amplitud de la dieta (B_{obs}) fue de 2,7 y la masa media de las presas vertebradas fue de 188,2 g.

Los roedores constituyeron el 93,3% de las presas vertebradas identificadas, destacando el ratón chinchilla común (*Abrocoma bennetti*) por su mayor frecuencia en las egagrópilas y por su alta contribución de biomasa (Tabla 1). El degu costino (*Octodon lunatus*) constituyó \approx 24% del total de individuos presas y aportó \approx 22% de la biomasa. Así, estas dos especies en conjunto contribuyeron con el mayor aporte energético a la dieta del tucúquere (\approx 90%, Tabla 1). La tercera especie más frecuente en la dieta fue el ratón orejudo de Darwin (*Phyllotis darwini*),

constituyendo casi el 10% del total de los individuos presas. Los únicos mamíferos introducidos encontrados en las egagrópilas fueron la rata negra (*Rattus rattus*) y el conejo europeo (*Oryctolagus cuniculus*). En conjunto, estas dos especies constituyeron una mínima proporción del total de presas y de la biomasa consumida (Tabla 1). La contribución de las aves a la dieta del tucúquere también fue baja (Tabla 1).

El consumo de micromamíferos por parte del tucúquere varió estacionalmente (Fig. 2). El ratón chinchilla común fue la especie más frecuente en la dieta a lo largo del año. Esta especie presa constituyó entre \approx 25% del total de los individuos presas en primavera y \approx 65% del total de individuos presas en otoño ($X^2_3=54,1$; $p < 0,001$; Fig. 2). El ratón orejudo de Darwin fue una de las presas más consumidas en primavera (\approx 45% del total de individuos presas), pero en las estaciones restantes su consumo disminuyó considerablemente (Fig. 2). Por el contrario, el degu costino apareció casi en la misma proporción duran-

Tabla 1. Composición anual de la dieta del tucúquere (*Bubo magellanicus*) determinada por el análisis de 117 egagrópilas recolectadas entre septiembre de 2003 y julio de 2004 en remanentes de bosque de olivillo del Parque Nacional Bosque Fray Jorge, Chile central. N = número de individuos presa.

Taxones presa	N	Porcentaje (%)	Masa (g)	Biomasa (%)
Marsupiales				
Yaca (<i>Thylamys elegans</i>)	5	3,7	30	0,6
<i>Subtotal</i>		3,7		0,6
Lagomorfos				
Conejo europeo (<i>Oryctolagus cuniculus</i>)	2	1,5	450 ^a	3,6
<i>Subtotal</i>		1,5		3,6
Roedores				
Cururo (<i>Spalacopus cyanus</i>)	1	0,7	120	0,5
Ratón chinchilla común (<i>Abrocoma bennetti</i>)	71	53,0	235	66,2
Degu costino (<i>Octodon lunatus</i>)	32	23,9	175	22,2
Ratón orejudo de Darwin (<i>Phyllotis darwini</i>)	13	9,7	62	3,2
Ratón de cola larga (<i>Oligoryzomys longicaudatus</i>)	4	3,0	35	0,6
Ratón de pelo largo (<i>Abrothrix longipilis</i>)	3	2,2	63	0,7
Rata negra (<i>Rattus rattus</i>)	1	0,7	250	1,0
<i>Subtotal</i>		94,3		94,3
Aves				
Passeriforme no identificado	1	0,7	25	0,1
Perdiz chilena (<i>Nothoprocta perdicaria</i>)	1	0,7	350	1,4
<i>Subtotal</i>		1,5		1,5
Invertebrados				
Coleóptero no identificado	2 ^b	-	-	-
Número de egagrópilas	16	18	55	28

^aMasa de individuos juveniles. ^bNúmero de egagrópilas en que hubo restos de coleópteros; no incluidos en el cálculo de la proporción de presas y de la biomasa consumida.

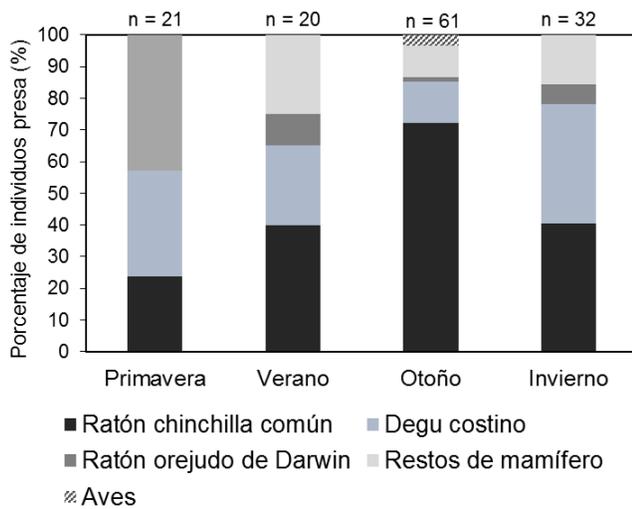


Figura 2. Composición estacional de la dieta del tucúquere (*Bubo magellanicus*) determinada sobre la base de egagrópilas recolectadas en los remanentes de bosque de olivillo del Parque Nacional Bosque Fray Jorge, Chile central. Especies presas: Ratón chinchilla común (*Abrocoma bennetti*), degu costino (*Octodon lunatus*), ratón orejudo de Darwin (*Phyllotis darwini*). n = número total de individuos presas identificados.

te las cuatro estaciones ($X^2_3=5,0$; $p = 0,17$; Fig. 2). Otras especies menos frecuentes en la dieta también mostraron variaciones estacionales. Por ejemplo, la yaca (*Thylamys elegans*) sólo apareció en las egagrópilas recolectadas en otoño e invierno, y las aves sólo aparecieron en otoño. Debido a que la frecuencia de estas presas fue muy baja, no las incluimos en nuestro análisis estadístico.

Durante los trampeos de micromamíferos capturamos 1010 individuos de nueve especies. El ratón de pelo largo (*Abrothrix longipilis*) fue la especie más frecuente en los trampeos con un 68,2% del total de individuos capturados, seguida del ratón de cola larga (*Oligoryzomys longicaudatus*) con un 15,5% de los individuos captura-

dos. El degu común constituyó $\approx 0,5\%$ del total de individuos capturados, apareciendo sólo en aquellas grillas que abarcaron el terreno con matorral xérico. Tanto el ratón chinchilla común como el degu costino fueron las especies menos abundantes entre todos los micromamíferos capturados, constituyendo entre ambos $< 0,4\%$ del total de individuos.

De acuerdo a nuestro análisis, el tucúquere consumió la mayoría de presas en función de su abundancia en el campo, aunque con leves variaciones estacionales (Tabla 2). Las excepciones fueron el ratón chinchilla común y el ratón de pelo largo. El tucúquere “prefirió” al primero particularmente en el verano ($E_i = 0,50$) y el otoño ($E_i = 0,72$), y “evitó” consistentemente al segundo durante todas las estaciones del año ($E_i < -0,62$).

DISCUSIÓN

Los resultados de varios estudios indican que el tucúquere depreda a sus especies presa en función de su abundancia local, pero que tiende a depredar más a las especies de mayor tamaño (Bozinovic & Medel 1988, Jaksic *et al.* 1992, Santibáñez & Jaksic 1999, Trejo *et al.* 2005). Nuestros resultados apoyan ese patrón. En el bosque de Fray Jorge, el tucúquere consumió mucho más a las dos especies de roedores de mayor tamaño (*i.e.*, ratón chinchilla común y degu costino) por sobre aquellas más abundantes, pero de menor tamaño (*e.g.*, ratón de pelo largo). Quizá lo anterior condujo en parte a una menor amplitud trófica del tucúquere en nuestro sitio de estudio con respecto a otras localidades de Chile. Posiblemente, la elevada disponibilidad de roedores > 150 g redujo la necesidad de depredar sobre otras presas energéticamente menos rentables (*e.g.*, Jaksic *et al.* 1978, Rau *et al.* 1978, Yáñez *et al.* 1978, Rau & Yáñez, 1981, Jaksic *et al.* 1986, 1993, 1997, Iriarte *et al.* 1990, Mella 2002).

La alta frecuencia del degu costino en la dieta del

Tabla 2. Consumo preferencial de micromamíferos por parte del tucúquere (*Bubo magellanicus*) evaluado mediante el índice de electividad de Ivlev (E_i) en el bosque de olivillo del Parque Nacional Bosque Fray Jorge, Chile central. Los valores negativos sugieren una posible evitación y los valores positivos una posible preferencia. Los valores $E_i \geq |0,5|$ indican una fuerte preferencia (en negrita).

Especies	Primavera	Verano	Otoño	Invierno	Total
Yaca (<i>Thylamys elegans</i>)	-0,01	-0,02	0,05	0,06	0,03
Ratón topo del matorral (<i>Chelemys megalonyx</i>)	-0,01	-0,03	-0,01	-0,00	-0,01
Ratón chinchilla común (<i>Abrocoma bennetti</i>)	0,24	0,50	0,72	0,44	0,55
Degu común (<i>Octodon degus</i>)	-0,01	-0,03	0,00	0,00	-0,01
Degu costino (<i>Octodon lunatus</i>)	0,30	0,25	0,16	0,38	0,25
Ratón orejudo de Darwin (<i>Phyllotis darwini</i>)	0,34	-0,04	-0,03	-0,04	0,00
Ratón de cola larga (<i>Oligoryzomys longicaudatus</i>)	-0,16	-0,01	-0,17	-0,09	-0,12
Ratón de pelo largo (<i>Abrothrix longipilis</i>)	-0,66	-0,62	-0,68	-0,70	-0,66
Ratón oliváceo (<i>Abrothrix olivaceus</i>)	-0,02	-0,03	-0,04	-0,04	-0,04

tucúquere en el bosque de Fray Jorge es destacable por varias razones. Nuestro hallazgo es la primera evidencia de depredación de esa especie por el tucúquere en Chile central. Hasta ahora, el degu costino no había sido encontrado en la dieta de otras aves rapaces en el área de Fray Jorge (Jaksic *et al.* 1993, 1997, CONAF 1998, Jaksic *et al.* 2004). Habría sido esperable que el degu común (*Octodon degus*) fuera el degu más consumido debido a su alta abundancia en el matorral xérico (Milstead *et al.* 2007). Sorprendentemente, el degu común no apareció en ninguno de los regurgitados que recolectamos en los remanentes de bosque de olivillo. Sin embargo, encontramos un individuo en una pequeña cantidad de egagrópilas ($n = 16$) que recolectamos en un posadero de tucúquere en una zona de matorral.

Por otra parte, los registros del degu costino dentro área del parque son escasos y mayoritariamente circunscritos a los remanentes de olivillo o en zonas de aguadas (Milstead *et al.* 2007). Sin embargo, la alta frecuencia del degu costino en las egagrópilas del tucúquere indica que su abundancia en el área boscosa es mayor a la que conocíamos hasta ahora. Además, el hecho que los degus costinos estén circunscritos al hábitat boscoso indica que el tucúquere los capturó principalmente dentro o en los bordes de los parches de bosque.

Tanto los resultados de los estudios previos (Jaksic *et al.* 1993) como los nuestros revelan que los tucúqueres en Fray Jorge depredan mayormente sobre el ratón chinchilla común. Sin embargo, la frecuencia de las presas secundarias en la dieta del tucúquere difiere entre el bosque de olivillo y el matorral xérico. En las zonas exclusivas de matorral, el degu común y el ratón de pelo largo son las presas secundarias más consumidas por el tucúquere (Messeur *et al.* 1987, Jaksic *et al.* 1993). En cambio, nuestros resultados muestran que el consumo de estas dos especies fue ocasional o nulo en el bosque. En el caso del degu común, su ausencia en la dieta del tucúquere en nuestro sitio de estudio resultó posiblemente de su baja abundancia. El degu común constituyó menos del 0,5% del total de individuos capturados en los trampeos, y solo apareció en las zonas de matorral. Por el contrario, debido a que el ratón de pelo largo (la especie más frecuente en los trampeos) prefiere usar los sitios con vegetación más densa pudo ser menos accesible para los tucúqueres.

Nuestros resultados apoyan la idea de que los tucúqueres responden rápidamente a los cambios locales en la composición del ensamble de presas, consumiendo eficientemente aquellas más abundantes y accesibles. Sin embargo, en los lugares donde las especies presa de mayor tamaño son escasas, aquellas de menor tamaño podrían compensar las necesidades energéticas del tucúquere (Trejo *et al.* 2005).

Posiblemente, en la parte alta del Parque Nacional de Fray Jorge, los tucúqueres ocupan los remanentes de bosque más densos como lugares de refugio y descanso, mientras que para cazar utilizarían aquellos remanentes más abiertos o el ecotono entre bosque y matorral. Para el tucúquere podría ser más difícil capturar a las especies de roedores asociadas al matorral denso (*e.g.*, ratón de pelo largo) debido a que son menos visibles. Por otra parte, debido a su gran tamaño, los tucúqueres podrían tener una menor maniobrabilidad de vuelo para buscar presas dentro de los parches boscosos (Figueroa *et al.* 2017). Sin embargo, el hecho que los tucúqueres hayan consumido una cantidad comparativamente alta de degus costinos, significa que la especie también caza en esos hábitats.

El perfil trófico del tucúquere en nuestro sitio de estudio pudo resultar en parte por una segregación temporal en la actividad de algunas especies de roedores presa. Aquellas especies estrictamente nocturnas (*e.g.*, ratón chinchilla común; Iriarte 2006) o con actividad circadiana continua (*e.g.*, degu costino; Sobrero *et al.* 2014) serían más vulnerables a la depredación por el tucúquere que aquellas especies más diurnas (*e.g.*, degu común) (Figueroa *et al.* 2017).

Aunque la frecuencia de captura del ratón chinchilla común y del ratón orejudo de Darwin no varió considerablemente a lo largo del año, su frecuencia en la dieta del tucúquere varió marcadamente entre algunas estaciones. Esto apoya la idea que el tucúquere adopta una conducta trófica especialista en invierno-primavera y una conducta trófica generalista en verano (Yáñez *et al.* 1978; Jaksic *et al.* 1986). No obstante, esa tendencia podría cambiar en nuestro sitio de estudio ya que la composición y abundancia estacional de los roedores presas es influenciada fuertemente por eventos climáticos cíclicos como ocurre con el fenómeno de El Niño-Oscilación del Sur (Jaksic *et al.* 1993, 1997).

Una debilidad de nuestro análisis de preferencia trófica es que los trampeos pudieron no reflejar la abundancia real de las especies de roedores en el campo. Ya que las trampas Sherman tienen un diseño y tamaño específicos, no todas las especies de roedores tienen la misma probabilidad de captura (Iriarte *et al.* 1989; Milstead *et al.* 2007). La probabilidad de captura depende de factores intrínsecos de la especie (*e.g.*, conducta, tamaño corporal, uso del hábitat) o de factores metodológicos (*e.g.*, tipo de cebo, configuración y esfuerzo del trapeo; Smith *et al.* 1975). Posiblemente, subestimamos la abundancia del degu costino y del ratón chinchilla común en los trampeos (ver Milstead *et al.* 2007). Estas especies pudieron ser reacias a entrar en las trampas Sherman usadas en nuestro muestreo, ya que el tamaño de la entrada pudo no ser adecuado para sus tamaños corporales.

A pesar de las limitaciones metodológicas de nuestro estudio, los resultados obtenidos contribuyen a comprender mejor los hábitos alimenticios del tucúquere. Según nuestros hallazgos, el tucúquere se comporta como un depredador versátil que adapta su dieta al ensamble local de micromamíferos disponible. Nuestros resultados también revelaron que el tucúquere consume preferentemente a aquellas especies de roedores de mayor tamaño y energéticamente más rentables, aunque menos abundante. Posiblemente, los tucúqueres en el Parque Nacional Fray Jorge utilizan todo el rango de hábitat disponible para alimentarse, incluyendo matorrales abiertos y remanentes de bosque de olivillo.

AGRADECIMIENTOS.- Agradecemos a Martín Escobar por su colaboración en las actividades de terreno y al personal de la Corporación Nacional Forestal (CONAF) del Parque Nacional Bosque Fray Jorge por su hospitalidad y apoyo logístico. Durante la realización del estudio, J.M. Pérez-García fue beneficiario de una beca de intercambio para estudiantes de pregrado proporcionada por la Universidad de Alcalá de Henares, España, que le permitió una estadía en el laboratorio del profesor Pablo A. Marquet, Pontificia Universidad Católica de Chile. Agradecemos también a Pablo Marquet que nos proporcionó apoyo financiero y logístico para realizar este estudio. C. Garín es financiado por el Instituto de Ecología y Biodiversidad a través del proyecto AFB170008. Los autores dedican el presente trabajo a la memoria del Dr. Daniel González-Acuña, quien nos animó a su publicación.

LITERATURA CITADA

- ARANCIO, G., P. JARA, C. MARTICORENA & F.A. SQUEO. 2004. *Flora de las cumbres de la Cordillera de la Costa en el Parque Nacional Bosque Fray Jorge*. Pp. 71-92, en Squeo, F.A., J.R. Gutiérrez & I.R. Hernández (eds.) *Historia Natural del Parque Nacional Bosque Fray Jorge*. Ediciones Universidad de La Serena, La Serena, Chile.
- ATIENZA, J.C. 1994. La utilización de índices en el estudio de la selección de recursos. *Ardeola* 41: 173-175.
- BO, M.S., A.V. BALADRÓN & L.M. BIONDI. 2007. Ecología trófica de Falconiformes y Strigiformes: tiempo de síntesis. *Hornero* 22: 97-115.
- BOZINOVIC, F. & R. MEDEL. 1988. Body size, energetic and foraging mode of raptors in central Chile: an inference. *Oecologia* 75: 456-458.
- CONAF [CORPORACIÓN NACIONAL FORESTAL]. 1998. *Plan de Manejo Parque Nacional Bosque Fray Jorge*. Documento de trabajo N° 297. República de Chile, Ministerio de Agricultura. Corporación Nacional Forestal IV Región, Coquimbo, Chile. Pp. 92.
- CORNELIUS, C., H. COFRÉ & P.M. MARQUET. 2000. Effects of habitat fragmentation on bird species in a relict temperate forest in semiarid Chile. *Conservation Biology* 14: 534-543.
- FIGUEROA, R.A., S. ALVARADO, E.S. CORALES, D.R. MARTÍNEZ, R.P. SCHLATTER & D. GONZÁLEZ-ACUÑA. 2017. *The owls of Chile*. Pp. 159-290, en Enríquez, P. (ed.) *Neotropical owls*. Springer International Publishing. DOI 10.1007/978-3-319-57108-9_7.
- IRIARTE, J.A., L.C. CONTRERAS & F.M. JAKSIC. 1989. A long-term study of a small-mammal assemblage in the central Chilean matorral. *Journal of Mammalogy* 70: 79-87.
- IRIARTE, J., W. FRANKLIN & W. JOHNSON. 1990. Diets of sympatric raptors in southern Chile. *Journal of Raptor Research* 24: 41-46.
- IRIARTE, A. 2006. *Mamíferos de Chile*. Lynx Edicions. Barcelona, España. 424 pp.
- IUCN (INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION NATURE). 2001. *Global strategy on invasive alien species. Global Invasive Species Programme (GISP)*. Gland, Switzerland.
- IVLEV, V.S. 1961. *Experimental ecology of the feeding of fishes*. Yale University Press, New Haven, EE.UU. 302 pp.
- JAKSIC, F.M. 1997. *Ecología de los vertebrados de Chile*. Ediciones de la Universidad Católica, Santiago. 262 pp.
- JAKSIC, F.M. & H.E. BRAKER. 1983. Food-niche relationships and guild structure of diurnal birds of prey: competition versus opportunism. *Canadian Journal of Zoology* 61: 2230-2241.
- JAKSIC, F.M. & J.A. SIMONETTI. 1987. Predator prey relationships among terrestrial vertebrates - an exhaustive review of studies conducted in Southern South-America. *Revista Chilena de Historia Natural* 60: 221-244.
- JAKSIC, F.M., P.L. MESERVE, J.R. GUTIÉRREZ & E.L. TABILO. 1993. The components of predation on small mammals in semiarid Chile - preliminary results. *Revista Chilena de Historia Natural* 66: 305-321.
- JAKSIC, F.M., E. SILVA-ARANGUIZ & S.I. SILVA. 2004. *Fauna del Parque Nacional Bosque Fray Jorge: una revisión bibliográfica*. Pp. 93-114, en Squeo, F.A., J.R. Gutiérrez & I.R. Hernández (eds.) *Historia Natural del Parque Nacional Bosque Fray Jorge*. Ediciones Universidad de La Serena, La Serena, Chile.
- MARTI, C.D., M.J. BECHARD & F.M. JAKSIC. 2007. Food habits. Pp. 129-151, en Bird, D.M. & K.L. Bildstein (eds.) *Raptor Research and Management Techniques*. Hancock House, Washington, EE.UU.
- MELLA, J.E. 2002. La dieta del Cernícalo (*Falco sparverius*) y del Tucúquere (*Bubo magellanicus*) en un ambiente cordillerano de Chile Central. *Boletín Chileno de Ornitología* 9: 34-37.
- MESERVE, P.L., R.E. MARTIN & J. RODRÍGUEZ. 1984. Comparative ecology of the caviomorph rodent *Octodon degus* in two Chilean mediterranean-type communities. *Revista Chilena de Historia Natural* 57: 79-89.
- MESERVE, P.L., E.J. SHADRICK & D.A. KELT. 1987. Diet and selectivity of two Chilean predators in the northern semi-arid

- zone. *Revista Chilena de Historia Natural* 60: 93-99.
- MESERVE, P.L. 1981. Resource partitioning in a Chilean semi-arid small mammal community. *Journal of Animal Ecology* 50: 745-757.
- MESERVE, P.L., J.R. GUTIÉRREZ, L.C. CONTRERAS, & F.M. JAKSIC. 1993. Role of biotic interactions in a semiarid scrub community in north-central Chile: a long term ecological experiment. *Revista Chilena de Historia Natural* 66: 225-241.
- MILLS, J.N., T.L. YATES, J.E. CHILDS, R.R. PARMENTER, T.G. KSIAZEK, P.E. ROLLIN & C.J. PETERS. 1995. Guidelines for working with rodents potentially infected with Hantavirus. *Journal of Mammalogy* 76: 716-722.
- MILSTEAD, W.B., P.L. MESERVE, A. CAMPANELLA, M.A. PREVITALI, D.A. KELT & J.R. GUTIÉRREZ 2007. Spatial ecology of small mammals in north-central Chile: role of precipitation and refuges. *Journal of Mammalogy* 88: 1532-1538.
- NABTE, M.J., S.L. SABA & U.F. PARDIÑAS. 2006. Dieta del Búho Magallánico (*Bubo magellanicus*) en el desierto del monte y la Patagonia argentina. *Ornitología Neotropical* 17: 27-38.
- NEWTON, I. 1979. *Population ecology of raptors*. T. & A.D. Poyser, Berkhamsted, Reino Unido. 432 pp.
- PATTERSON, B.D., P.L. MESERVE & B.K. LANG. 1989. Distribution and abundance of small mammals along an elevational transect in temperate rainforests of Chile. *Journal of Mammalogy* 70: 67-78.
- SANTIBÁÑEZ, D. & F.M. JAKSIC. 1999. Prey size matters at the upper tail of the distribution: A case study in northcentral Chile. *Journal of Raptor Research* 33: 170-172.
- SMITH, M.H., R.H. GARDNER, J.B. GENTRY, D.W. KAUFMAN & M.J. O'FARRELL. 1975. Density estimations of small mammal populations. Pp 25-64, en Golley, F.B., K. Petrusewicz & L. Ryszkowski (eds.) *Small mammals: their productivity and population dynamics*. Cambridge University Press, Londres, Reino Unido.
- SOBRERO, R., Á.L. PRIETO & L.A. EBENSBERGER. 2014. Activity, overlap of range areas, and sharing of resting locations in the moon-toothed degu, *Octodon lunatus*. *Journal of Mammalogy* 95: 91-98.
- SQUEO, F.A., J.R. GUTIÉRREZ & I.R. HERNÁNDEZ. 2004. *Historia natural del Parque Nacional Bosque Fray Jorge*. Ediciones Universidad de La Serena, La Serena, Chile. 372 pp.
- REID, S., C. CORNELIUS, O. BARBOSA, C. MEYNARD, C. SILVA-GARCÍA & P.A. MARQUET. 2002. Conservation of temperate forest birds in Chile: implications from the study of an isolated forest relict. *Biodiversity & Conservation* 11: 1975-1990.
- REISE, D. 1973. Clave para la determinación de los cráneos de marsupiales y roedores chilenos. *Gayana Zoología* 27: 3-20.
- TALA, C., B. GONZÁLEZ & C. BONACIC. 1995. Análisis de la dieta del Tucúquere *Bubo virginianus* (Gmelin, 1788) en el valle del río Ibáñez, Aysén. *Boletín Chileno de Ornitología* 2: 34-35.
- TREJO, A., N. GUTHMANN & M. LOZADA. 2005. Seasonal selectivity of Magellanic horned owl (*Bubo magellanicus*) on rodents. *European Journal of Wildlife Research* 51: 185-190.

NUEVOS REGISTROS DEL AGUILUCHO DE COLA ROJIZA (*BUTEO VENTRALIS*) NIDIFICANDO EN SUSTRATOS ROCOSOS EN EL SUR DE CHILE

New records of the Rufous-tailed Hawk (*Buteo ventralis*) nesting on rocky substrates in southern Chile

TOMÁS RIVAS-FUENZALIDA, ÁLVARO GARCÍA J. & DANIEL ROMO-CANCINO

Fundación Ñankulafkén, Reserva Natural El Natri, Ruta P-60, km 42, Contulmo, Chile.

Correspondencia: Tomás Rivas-Fuenzalida, trivasfuenzalida@gmail.com

ABSTRACT. – Understanding the characteristics of the nesting microhabitat of raptors is essential to design and implement population recovery actions. Here, we describe two nests of the vulnerable Rufous-tailed Hawk (*Buteo ventralis*) on rocky substrates in southern Chile. One nest was on a 12 m high x 42 m width cliff on the forested bank of a river south of Traiguén, Araucanía region. The second nest was on the top of a 60 m high x 50 m width cliff at the foot of a wooded mountain west of the Puyehue National Park, Los Lagos region. These findings increase our knowledge of the breeding ecology of the Rufous-tailed Hawk and reveal more widespread use of rock substrates by this species.

Manuscrito recibido el 24 de febrero de 2021, aceptado el 29 de julio de 2021.

El aguilucho de cola rojiza (*Buteo ventralis*) es cuasi-endémico del bosque templado austral de Chile, habitando marginalmente el bosque templado del oeste de la Patagonia argentina y los remanentes del bosque esclerófilo y semi-deciduo de Chile central (Rivas-Fuenzalida & Figueroa 2019). Como consecuencia de la pérdida de su hábitat y la persecución humana, el tamaño poblacional del aguilucho de cola rojiza alcanzaría actualmente < 1000 individuos maduros (BirdLife International 2021). Por esta razón, la especie sería vulnerable a extinción en todo su rango de distribución (MMA 2020, BirdLife International 2021).

El aguilucho de cola rojiza depende fuertemente de los remanentes de bosque antiguo o secundario, requiriendo árboles nativos de gran altura (> 25 m) para construir sus nidos (Rivas-Fuenzalida & Figueroa 2019). De los 47 nidos hallados hasta la fecha, 39 estaban en árboles nativos antiguos, incluyendo árboles muertos en pie (Housse 1945, Behn 1947, Figueroa *et al.* 2000, Rivas-Fuenzalida *et al.* 2011, 2015, Norambuena *et al.* 2012, Rivas-Fuenzalida & Asciones-Contreras 2015, Rivas-Fuenzalida 2017, Figueroa & Figueroa 2019, Rivas-Fuenzalida & Figueroa 2019). Cuatro nidos estaban en pinos insigne (*Pinus radiata*) de gran tamaño (> 30 m de altura) rodeados de bosque nativo de desarrollo secundario (Rivas-Fuenzalida *et al.* 2011, Rivas-Fuenzalida & Figueroa 2019) y uno en un

eucalipto común (*Eucalyptus globulus*) de 50 m de altura adyacente a un remanente de bosque de desarrollo secundario (Rivas-Fuenzalida *et al.* 2020). Solo tres nidos estaban sobre el sustrato rocoso de acantilados localizados en sitios boscosos (Rivas-Fuenzalida & Asciones-Contreras 2013, Norambuena *et al.* 2013, Rivas-Fuenzalida *et al.* 2016).

La mayoría de las especies de aves rapaces dependientes de los ecosistemas boscosos están en disminución poblacional a nivel mundial (McClure *et al.* 2018). Por lo tanto, es primordial conocer sus requerimientos de hábitat y micro-hábitat reproductivo para iniciar acciones de recuperación poblacional. Aquí reportamos nuevos antecedentes sobre el uso de acantilados rocosos como sustrato de nidificación por parte del aguilucho de cola rojiza. La relevancia de nuestros hallazgos es que revelan que el aguilucho de cola rojiza nidifica en sustratos rocosos más frecuentemente que lo que ya conocíamos.

El 30 de enero de 2019, a las 16:30 h, dos de nosotros (TRF y AG) observamos a dos aguiluchos de cola rojiza adultos de morfo claro sobrevolando la ladera norte de una quebrada boscosa sobre un río, en plena depresión intermedia, al sur de la localidad de Traiguén (38°18'S, 72°41'O), región de La Araucanía. Esta vegetación boscosa estuvo entremezclada en algunos sectores con parches de pino insigne y eucalipto común. Los aguiluchos

realizaron vuelos ondulatorios emitiendo vocalizaciones “qui-arr” (Jaramillo 2005) y exhibiendo sus garras. Tales conductas son propias de individuos territoriales (Rivas-Fuenzalida *et al.* 2015). Algunos minutos más tarde, escuchamos y observamos a un individuo juvenil pizando mientras sobrevolaba la quebrada realizando desplazamientos en un radio de 500 m. Aunque observamos cuidadosamente las copas de los pinos de mayor envergadura (> 25 m de alto), no detectamos ningún nido.

El 28 de noviembre de 2019, uno de nosotros (TRF) regresó al sitio para localizar el nido. Esta vez, el punto de observación estuvo \approx 600 m río abajo desde donde habíamos observado a los aguiluchos de cola rojiza en enero, siguiendo el borde superior del cañón del río.

Esto permitió una vista más amplia de la ladera donde los aguiluchos concentraron sus desplazamientos. A las 12:30 h, un aguilucho de cola rojiza adulto se posó en un pino maduro, en el margen noroeste de la quebrada (\approx 150 m del borde del río y \approx 200 m del observador). A las 12:36 h, el aguilucho voló en picada hacia el suelo, desapareció por unos segundos y reapareció volando con una pequeña presa en el pico. El aguilucho remontó el vuelo en círculos y continuó planeando hacia el norte. En ese momento, un polluelo vocalizó desde donde el aguilucho adulto había ido. Después de observar los árboles por 20 min, TRF observó lo que parecía una estructura de ramas en la mitad de una pared rocosa en la parte alta de la ladera. Esta estructura estaba a 6 m desde la base de la pared y \approx 800 m

desde donde los aguiluchos estuvieron en enero. Usando un telescopio (20-60 x 100), TRF constató que el nido contenía un polluelo de aguilucho de cola rojiza de \approx 35 días de edad (Fig. 1A).

Debido a las dificultades para aproximarse más al nido, no fue posible caracterizarlo detalladamente. Sin embargo, su forma y tamaño fue similar a los nidos ya descritos en la literatura (\approx 100 cm de diámetro, \approx 50 cm de alto; ver Rivas-Fuenzalida & Figueroa 2019). El acantilado rocoso midió 12 m de alto justo en el eje vertical del nido y 42 m de ancho. El hábitat alrededor del nido era un remanente de bosque de desarrollo secundario de roble pellín (*Nothofagus obliqua*) entremezclado con boldo (*Peumus boldus*), peumo (*Cryptocarya alba*), maitén (*Maytenus boaria*) y pinos insigne de gran envergadura. El sotobosque estaba compuesto principalmente por quila (*Chusquea quila*). Hacia el norte, la planicie alrededor de la quebrada estaba cubierta extensamente por cultivos de cereales (avena y trigo) y hacia el sur había plantaciones forestales de pino insigne y eucalipto (Fig. 1B). Usando las herramientas métricas de Google Earth,



Figura 1. A. Nido de aguilucho de cola rojiza (*Buteo ventralis*) con un polluelo en acantilado rocoso encontrado el 18 de noviembre de 2019 cerca de Traiguén, región de La Araucanía, sur de Chile. B. Hábitats alrededor del sitio nido. Debido que el nido estaba en un sitio de fácil acceso para las personas, no indicamos su ubicación. Fotos: Tomás Rivas-Fuenzalida.

determinamos la proporción de hábitats dentro de un radio de 2 km alrededor del nido (1270 ha). El 47,5% del área estaba conformado por cultivos agrícolas (604 ha), el 33,7% por bosque nativo (429 ha) y 18,6% por plantaciones forestales, principalmente de pino insigne (237 ha).

El 3 de marzo de 2018, a las 13:30 h, observamos (TRF y DRC) a un aguilucho de cola rojiza adulto de morfo oscuro sobrevolando un cerro boscoso al sur del río Gol-gol, en el margen occidental del Parque Nacional Puyehue (40°40'S, 72°14'O), región de Los Lagos. El aguilucho sostenía los restos de una torcaza (*Patagioenas araucana*) entre las garras y cruzó el valle hacia el norte. Cerca del sitio desde donde el aguilucho apareció, había un acantilado rocoso de ≈ 60 m de altura rodeado de bosque, por lo cual sospechamos que podría haber un nido allí. Al observar con un telescopio a una distancia de ≈ 700 m, detectamos una aparente estructura ramosa sobre la repisa del acantilado, en el margen sur del río. Sin embargo, un temporal de lluvia nos impidió corroborar si tal estructura correspondía a un nido de aguilucho de cola rojiza.

El 15 de marzo de 2019, uno de nosotros (TRF) regresó al lugar para verificar si los aguiluchos de cola rojiza nidificaban en el acantilado. A las 13:30 h, apareció un aguilucho de cola rojiza juvenil de morfo claro y se posó en la rama de un árbol seco, justo arriba del acantilado. A las 13:45 h, un individuo adulto de morfo oscuro se posó en una estructura ramosa, justo donde el año anterior supusimos que había un nido. Posiblemente, fue el mismo individuo registrado el año anterior. Este individuo depositó los restos de una presa a en el interior del nido y se retiró volando. Debido a la larga distancia, no pudimos identificar qué tipo de presa era. El nido estaba a ≈ 55 m de altura desde la base de la pared rocosa. Al fotografiar el nido con la cámara de un dron (Mavic Zoom; Fig. 2A), observamos que estaba compuesto de ramitas secas y verdes. Basados en el tamaño corporal del aguilucho adulto,

estimamos que el nido tenía ≈ 70 cm de diámetro y ≈ 100 cm de alto.

La altura del acantilado alcanzó ≈ 60 m en el eje vertical del nido y su ancho ≈ 50 m (Fig. 2B). Alrededor del nido había un bosque primario siempreverde, compuesto de coihue (*Nothofagus dombeyi*), roble pellín, ulmo (*Eucryphia cordifolia*), tinoe (*Weinmannia trichosperma*) y laurel (*Laureliopsis philippiana*). El sotobosque estaba compuesto principalmente por colihue (*Chusquea culeou*). La planicie adyacente al sitio del nido estaba cubierta por bosque nativo y praderas ganaderas. El hábitat dentro de un radio de 2 km alrededor del nido (1270 ha) estaba constituido por 55,1% de bosque nativo (700 ha) y 44,9% de praderas con cursos de agua (570 ha).

Adicionalmente, monitoreamos la ocupación de los nidos en los acantilados reportados previamente en Chile y Argentina. Entre 2013 y 2019, monitoreamos (TRF y AG) el nido hallado por Rivas-Fuenzalida & Asciones-



Figura 2. A. Nido de aguilucho de cola rojiza (*Buteo ventralis*) en acantilado rocoso encontrado el 15 de marzo de 2019 en el margen oeste del Parque Nacional Puyehue, región de Los Lagos, sur de Chile. B. Hábitats alrededor del sitio nido; la flecha roja indica la ubicación del nido. Fotos: Tomás Rivas-Fuenzalida.

Contreras (2013) en Curacautín. La pareja de aguiluchos que ocupó el nido se reprodujo exitosamente todos esos años. Considerando que el hallazgo de este nido ocurrió en octubre de 2012, la pareja de aguiluchos ha ocupado el nido durante al menos siete años consecutivos. El 29 de diciembre de 2019, el nido contenía dos polluelos de ≈ 40 días de edad, los que fotografiamos con la cámara de un dron (Fig. 3B).

El 14 de marzo de 2019, uno de nosotros (TRF) visitó el nido hallado por Norambuena *et al.* (2013) en el cerro Illi para verificar su ocupación. A las 18:16 h, usando un dron, registramos signos de ocupación reciente del nido. Estos signos incluyeron deyecciones en la pared rocosa, varios restos de presas (plumas y pelos) y plumón

del polluelo en el nido (Fig. 3A). Al acercar el dron al nido, un aguilucho cola rojiza juvenil, de morfo claro, pió y sobrevoló el área a ≈ 150 m de distancia. Según el propietario del terreno donde estaba el nido, la pareja de aguiluchos ha criado allí todos los años desde 2008. Es decir, los aguiluchos de cola rojiza habían mantenido el nido por casi 11 años. En el sector del río Traful, Neuquén, Argentina, los aguiluchos de cola rojiza habían criado al menos hasta la temporada reproductiva 2019-2020 (M. Costa com. pers.). Es decir, la pareja había mantenido el nido al menos 3 años continuos.

La información disponible, incluyendo este reporte, indica que los aguiluchos de cola rojiza establecen sus nidos en sustratos rocosos a altitudes muy variables (media \pm DE = 518 ± 383 m s.n.m., rango = 150-935 m s.n.m., $n = 5$; Tabla 1). Sin embargo, estas altitudes son superiores a aquellas de la mayoría de los nidos situados en árboles (media \pm DE = 293 ± 200 m s.n.m., rango = 50-1060 m s.n.m., $n = 40$, Rivas-Fuenzalida *et al.* en prep.). Esto es porque casi todos los nidos en acantilados rocosos estaban en las estribaciones de la cordillera de Los Andes. Los aguiluchos de cola rojiza nidificaron en acantilados relativamente pequeños (Tabla 1), lo que estaría relacionado a condiciones microclimáticas favorables. Los acantilados pequeños tendrían una menor exposición a los vientos fuertes en comparación a los acantilados grandes. Las distancias promedio desde los nidos a los cursos de agua, las áreas abiertas y habitaciones humanas más cercanas documentadas aquí no difirieron considerablemente de aquellas estimadas por Rivas-Fuenzalida *et al.* (2011) para los nidos del aguilucho de cola rojiza en árboles.

El hábitat alrededor de los nidos del aguilucho de cola rojiza en acantilados rocosos fue similar al que rodeó los nidos en árboles, con una gran



Figura 3. Nidos de aguilucho de cola rojiza (*Buteo ventralis*) en acantilados rocosos descritos previamente en la literatura. **A.** Nido en el cerro Illi (Norambuena *et al.* 2013) revisitado el 14 de marzo de 2019. **B.** Nido en Curacautín (Rivas-Fuenzalida & Asciones-Contreras 2013) revisitado el 29 de diciembre de 2019. Fotos: Tomás Rivas-Fuenzalida.

Tabla 1. Características de los sitios de nidificación del aguilucho de cola rojiza (*Buteo ventralis*) en acantilados rocosos en el sur de Chile y Argentina.

Localidad	Altitud (m s.n.m.)	AA (m)	AN (m)	ALN (m)	DCA (m)	DAA (m)	DHH (m)	HAB	AM	NIN	Fecha ^b	Fuente
Traiguén	150	12	42	6	60	170	390	Bs, Ca, Pm	4	2ad, 2ju	28/11/2019	1
Curacautín	930	8 ^a	36	5	50	320	350	Bm, Bs, Ca	1	2ad, 5ju	13/10/2012	2
Cerro Illi	315	40	120	30	940	150	400	Bm, Bs, Ca	1	2ad, 1ju	02/11/2012	3
Río Pichitrafal	935	19	60	11	90	3440	1970	Bm, Bs	1	2ad, 2ju	07/01/2016	4
Puyehue	260	60	50	55	190	460	360	Bm, Bs, Ca	1	2ad, 1ju	15/03/2019	1
Media ± DE	518 ± 383	27,8 ± 21,8	61,6 ± 33,8	21,4 ± 21,3	266 ± 380,8	908 ± 1420,9	694 ± 713,6					

AA = altura total del acantilado en el eje vertical del nido; ^ael acantilado rocoso estaba situado en la parte superior de un barranco de tierra y vegetación de 80 m de altura. AN = ancho total del acantilado. ALN = altura a la que estaba el nido desde la base de la pared rocosa. DCA = distancia desde el nido al curso de agua más cercano. DAA = distancia desde el nido a áreas abiertas más cercanas. DHH = distancia desde el nido a la residencia humana más cercana. HA = hábitat: Bm = bosque maduro, Bs = bosque secundario, Ca = campos agrícolas, Pa = pinos antiguos. AM = árboles maduros (> 25 m de altura) en un radio de 100 m alrededor del nido. NIN = número total de individuos observados desde la primera fecha de observación hasta la última en 2021: ad = adultos, ju = juveniles. ^bFecha de la confirmación del nido. Fuentes: 1 = este trabajo, 2 = Rivas-Fuenzalida & Asciones-Contreras 2013, 3 = Norambuena *et al.* 2013, 4 = Rivas-Fuenzalida *et al.* 2016.

proporción de bosques nativos, áreas agropecuarias y, en menor proporción, plantaciones forestales (Figueroa *et al.* 2000, Rivas-Fuenzalida *et al.* 2011, Rivas-Fuenzalida 2017, Figueroa & Figueroa 2019).

A pesar de que en las inmediaciones de todos los nidos en acantilados había árboles nativos o exóticos de gran envergadura (> 25 m), no registramos indicios de nidificación en ellos. Posiblemente, algunas parejas de aguilucho de cola rojiza usan los acantilados rocosos como sustrato de nidificación cuando están disponibles, aun cuando alrededor haya árboles apropiados para que establezcan sus nidos. Los acantilados elevados representan sustratos seguros para la nidificación, ya que impiden el acceso a varios depredadores terrestres. Además, los acantilados ofrecen puntos estratégicos con una amplia visibilidad del entorno, permitiendo vigilar eficazmente el ingreso de depredadores o competidores conoespecíficos en el territorio (Preston 2000, Llerandi-Román *et al.* 2009, Rivas-Fuenzalida & Asciones-Contreras 2013).

El hecho que los aguiluchos de cola rojiza ocupen durante varios años sucesivos sus nidos en acantilados tiene al menos dos explicaciones. Primero, las repisas rocosas constituyen espacios seguros para la nidificación (*i.e.*, menos accesible a depredadores y a humanos), permitiendo la reutilización de un mismo nido por muchos años consecutivos. Segundo, los acantilados proporcionan sustratos de nidificación más sólidos comparados con los árboles. Estos últimos son propensos a enfermedades, tala, incendios y derribo por el viento.

Los hallazgos documentados aquí aumentan nuestro conocimiento sobre la conducta reproductiva del aguilucho de cola rojiza y revelan un uso más extendido de los acantilados rocosos como sustrato de nidificación por par-

te de esta especie. Esto representa un precedente relevante para la búsqueda futura de los nidos del aguilucho de cola rojiza a lo largo de su distribución.

AGRADECIMIENTOS.—Nuestras observaciones las hicimos en el marco de los proyectos “Red de Monitoreo de Aves Rapaces Amenazadas en el sur de Sudamérica”, financiado por la Fundación Rufford y “Protecting the Endangered Rufous-tailed Hawk from increasing threats in Chile” financiado por Patagonia Environmental Grants, ambos ejecutados por la Fundación Ñankulafkén. Agradecemos la información proporcionada por M. Costa, H. Norambuena y M. Garcés respecto a la ocupación de los nidos de Río Trafal y Cerro Illi, respectivamente. También agradecemos los comentarios alentadores de los revisores.

LITERATURA CITADA

- BEHN, F. 1947. Contribución al estudio de *Buteo ventralis* Gould. *Boletín de la Sociedad de Biología de Concepción* 22: 3-7.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. 2021. Species factsheet: *Buteo ventralis*. <http://www.birdlife.org>. Consultado el 21 de julio 2021.
- MMA [MINISTERIO DEL MEDIO AMBIENTE]. 2020. Aprueba y oficializa clasificación de especies según estado de conservación, decimoquinto proceso. Decreto Supremo N° 23, 30 de julio de 2019. *Diario Oficial de la República de Chile* 42 702: 1-4.
- FIGUEROA, R.A. & R.A. FIGUEROA. 2019. A case of nesting of the Rufous-tailed Hawk (*Buteo ventralis*) in an intensively agricultural area of southern Chile. *Revista Chilena de Ornitología* 25: 38-42.
- FIGUEROA, R.A., J. JIMÉNEZ, C.A. BRAVO & E.S. CORALES. 2000. The diet of the Rufous-tailed Hawk (*Buteo ventralis*)

- during the breeding season in southern Chile. *Ornitología Neotropical* 11: 349-352.
- HOUSSE, R. 1925. Avifauna de San Bernardo y sus alrededores. *Revista Chilena de Historia Natural* 29: 141-150.
- LLERANDI-ROMÁN, I.C., J.M. RÍOS-CRUZ & F.J. VILELLA. 2009. Cliff nesting by the Red-tailed Hawk in moist karst forests of northern Puerto Rico. *Journal of Raptor Research* 43: 167-169.
- MCCLURE, C.J.W., J.R.S. WESTRIP, J.A. JOHNSON, S.E. SCHULWITZ, M.Z. VIRANI, R. DAVIES, A. SYMES, H. WHEATLEY, R. THORSTROM, A. AMAR, R. BUII, V.R. JONES, N.P. WILLIAMS, E.R. BUECHLEY & S.H.M. BUTCHART. 2018. State of the world's raptors: distributions, threats, and conservation recommendations. *Biological Conservation* 227: 390-402.
- NORAMBUENA, H.V., V. RAIMILLA & J. JIMÉNEZ. 2012. Breeding behavior of a pair of Rufous-tailed Hawk (*Buteo ventralis*) in southern Chile. *Journal of Raptor Research* 46: 211-215.
- NORAMBUENA, H.V., S. ZAMORANO & A. MUÑOZ-PEDREROS. 2013. Nesting of the Rufous-tailed Hawk *Buteo ventralis* on a rocky wall in southern Chile. *Revista Brasileira de Ornitología* 21: 124-125.
- PRESTON, C.R. 2000. *Red-tailed Hawk*. Stackpole Books, Mechanicsburg, EE.UU. Pp. 112.
- RIVAS-FUENZALIDA, T. 2017. Nuevas observaciones sobre la biología reproductiva del Aguilucho de cola rojiza (*Buteo ventralis*) en la costa de la provincia de Arauco, sur de Chile. *Boletín Nahuelbuta Natural* 1: 31-38.
- RIVAS-FUENZALIDA, T. & N. ASCIONES-CONTRERAS. 2013. Primer registro de nidificación sobre un acantilado rocoso para el Aguilucho de Cola Rojiza (*Buteo ventralis*) en el sur de Chile. *Hornero* 28: 31-34.
- RIVAS-FUENZALIDA, T. & N. ASCIONES-CONTRERAS. 2015. Nidificación del aguilucho de cola rojiza (*Buteo ventralis*) en árboles muertos en pie en el sur de Chile. *Boletín Chileno de Ornitología* 21: 141-143.
- RIVAS-FUENZALIDA, T., N. ASCIONES-CONTRERAS & R.A. FIGUEROA. 2015. Estatus reproductivo del aguilucho de cola rojiza (*Buteo ventralis*) en el norte de su distribución en Chile. *Boletín Chileno de Ornitología* 21: 50-58.
- RIVAS-FUENZALIDA, T., J. MEDEL & R.A. FIGUEROA. 2011. Reproducción del aguilucho colarojiza (*Buteo ventralis*) en remanentes de bosque lluvioso templado de la Araucanía, sur de Chile. *Ornitología Neotropical* 22: 405-420.
- RIVAS-FUENZALIDA, T., M. COSTA & N. ASCIONES-CONTRERAS. 2016. Primer registro de nidificación y nuevos datos de presencia del Aguilucho Cola Rojiza (*Buteo ventralis*) en la Patagonia Argentina. *Nótulas Faunísticas. Segunda Serie* 199: 1-16.
- RIVAS-FUENZALIDA, T. & R.A. FIGUEROA 2019. Historia natural del aguilucho de cola rojiza (*Buteo ventralis*) en el bosque templado austral. Pp. 329-344, en Smith-Ramírez, C. & F. Squeo (eds.) *Ecología y conservación de los bosques costeros de Chile*. Editorial Universidad de Los Lagos, Osorno, Chile.
- RIVAS-FUENZALIDA, T., A. MOLINA-MEDINA & P. SALAZAR. 2020. Primer registro de nidificación del aguilucho de cola rojiza (*Buteo ventralis*) en un eucalipto (*Eucalyptus globulus*). *Boletín Nahuelbuta Natural* 5: 3.
- TREJO, A., R.A. FIGUEROA & S. ALVARADO. 2006. Forest-specialist raptors of the temperate forests of southern South America: a review. *Revista Brasileira de Ornitología* 14: 317-330.

TREE CAVITY-NESTING RECORDS OF THE AMERICAN KESTREL (*FALCO SPARVERIUS*) IN TWO ANDEAN FOREST SITES OF SOUTHERN CHILE

Registros de nidificación del cernícalo (*Falco sparverius*) en cavidades de árboles en dos sitios boscosos andinos del sur de Chile

FERNANDO J. NOVOA^{1*}, TOMÁS A. ALTAMIRANO^{1,4}, F. HERNÁN VARGAS² & JOSÉ TOMÁS IBARRA^{1,3,4}

¹Co-Laboratorio ECOS (Ecosistema-Complejidad-Sociedad), Centro UC de Desarrollo Local (CEDEL), Campus Villarrica, Pontificia Universidad Católica de Chile, Villarrica, Chile.

²The Peregrine Fund, Boise, ID 83709, USA.

³Departamento de Ecosistemas y Medio Ambiente, Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal, Pontificia Universidad Católica de Chile, Santiago, Chile.

⁴Cape Horn International Center for Global Change Studies and Biocultural Conservation (CHIC) & Center of Applied Ecology and Sustainability (CAPES), Chile.

Correspondencia: frnova@uc.cl

RESUMEN.- El cernícalo americano (*Falco sparverius*) nidifica en cavidades o pequeños agujeros protegidos, incluyendo oquedades de árboles (excavadas o producidas por descomposición), galerías en paredes rocosas o arenosas, entretechos de edificios y cajas nido. La biología reproductiva de esta especie es escasamente conocida en los ecosistemas templados de América del Sur. Entre 2015 y 2020, observamos siete eventos de nidificación del cernícalo en dos cavidades de árboles en un área boscosa del sur de Chile. El tamaño de puesta fue 4-5 huevos, la incubación duró 28-29 días, el tamaño de nidada fue 3-4 polluelos, los polluelos permanecieron 28-30 días en el nido y el número de volantones fue 2-4. Nuestras observaciones amplían la comprensión de la historia natural y biología reproductiva del cernícalo en áreas boscosas templadas del sur de Chile.

Manuscrito recibido el 23 de abril de 2021, aceptado el 30 de noviembre de 2021.

INTRODUCTION

Tree cavities are an essential and reusable nesting resource for nearly 1900 avian species ($\approx 18\%$ of all birds; Van der Hoek *et al.* 2017). Cavity-nesting raptors interact with many other vertebrate species in “nest webs” (Martin & Eadie 1999). Tree cavities flow from trees to non-excavator species, such as cavity-nesting raptors, through a process facilitated by excavators (*e.g.*, woodpeckers) or tree-decay processes (Martin *et al.* 2004, Altamirano *et al.* 2017, Ibarra *et al.* 2020a). Therefore, the supply of excavated and non-excavated cavities may limit the population sizes of cavity-nesting raptors (Martin & Eadie 1999, Martin *et al.* 2004, Ibarra *et al.* 2020b). Cavity entrance size, volume, and depth are essential attributes for cavity selection because they influence reproductive success, competition, and predation (Aitken *et al.* 2002). Cavi-

ty-nesting raptors may reuse a cavity over searching for a new one due to the potential advantage of earlier laying dates, larger clutches and, in some cases, more re-nesting attempts (Wiebe *et al.* 2007).

The American Kestrel (*Falco sparverius*) inhabits diverse habitats (*i.e.*, forests, meadows, grasslands, farmlands, orchards, and some urban or suburban areas) from Alaska and Canada to the Cape Horn archipelago in southern Chile (Smallwood & Bird 2002, Santillán *et al.* 2009). This falcon species nests in cavities available in open and semi-open habitats covered by short ground vegetation (Smallwood & Bird 2002, Smallwood *et al.* 2009). American Kestrels nest in a variety of cavities, including tree-holes (excavated or produced by decay), nest boxes, rocky crevices, sandy walls, and building nooks (Smallwood & Bird 2002, Salazar *et al.* 2011).

Current knowledge of the nesting biology of American Kestrels comes mainly from studies using nest boxes in North America (Bortolotti 1994, Wiebe & Bortolotti 1995, Breen & Parrish Jr. 1997, Smallwood *et al.* 2009). Indeed, the reported nesting records for American Kestrels in South America are anecdotal (Balgooyen 1989, De Lucca 1992, De Lucca & Saggese 1993, Liébana *et al.* 2009). Therefore, their nesting biology in the South American temperate ecoregion remains undocumented. Here, we report the nesting activity of American Kestrels in a temperate forest area in southern Chile. Although limited, our information contributes to filling the gap in the natural history of this falcon species.

MATERIALS AND METHODS

During five breeding seasons (2015–2020), we searched for nests of cavity-nesting birds at 20 sites within an Andean forested area of the La Araucanía region in southern Chile (39°16'S, 71°48'W; see Altamirano *et al.* 2017 for a complete description of the study area). At each site, we searched for nests for six hours per six days within an area of at least 20 ha. For detecting the kestrel nests, we inspected tree cavities or followed adult kestrels when they displayed some breeding behavior or carried prey. For cavities located up to 15 m high, we used a wireless video monitoring camera system with a telescopic pole (Altamirano *et al.* 2017). When a cavity was > 15 m high, we watched it from the ground to verify nesting events by observing adult kestrels hunting around or feeding nestlings (Gard & Bird 1990). When we confirmed an American Kestrel pair nesting, we monitored the nest every 4–7 days until we knew the nest fate (*e.g.*, until chicks abandoned the nest).

After each nesting season, we quantified site characteristics at three scales: (a) *cavity-scale*: origin (*i.e.*, excavated or non-excavated formed by tree decay processes), height, entrance orientation, cavity entrance width and height, vertical and horizontal depth; (b) *tree-scale*: tree species, diameter at breast height (DBH), diameter at cavity height (DCH), vine and epiphyte cover, decay of nest tree (decay classes: 1 = live, healthy tree; 2a = live tree with sign of boring arthropods and/or fungal decay; 2b = nearly dead tree with broken top and advanced levels of decay, with 20% live branches; 3 = standing dead tree in progressive states of decay; adapted from Thomas *et al.* 1979); (c) *site-scale*: habitat type (open farmland, secondary forest = 35–100 yr old, old-growth forest ≥ 100 yr old), canopy cover, understory cover, tree density (only trees with DBH > 12.5 cm) and signs of recent human activity (*e.g.*, logging, grazing, or fire; for a review see Ibarra *et al.* 2014, Altamirano *et al.* 2017).

RESULTS

We located two American Kestrel pairs nesting in tree cavities. We considered that nests belonged to two different pairs because the distance between nest trees was > 40 km. Moreover, in some breeding seasons, the pairs nested simultaneously. Each pair nested during several breeding seasons in each tree cavity. Specifically, we found the first pair nesting on 24 November 2015 and the second on 17 December 2016. Each nest cavity was in an old-growth southern beech; one was in a roble pellín (*Nothofagus obliqua*), and the other in a coigüe (*N. dombeyi*). We presumed that each pair nested successively in the same cavity during several breeding seasons because the American Kestrel typically reuses the same nesting site for multiple years (Katzner *et al.* 2005).

Both cavities were originated from tree decay processes. In the case of the roble pellín, it was a remnant large-decaying tree located in farmland used for livestock grazing (Fig. 1A). The coigüe was in an old-growth mountain forest-stand composed of coigües and short-leave mañío (*Saxegothaea conspicua*), together with numerous large trees and some snags (Fig. 1B). Both nesting trees were among the largest in their respective sites (Table 1). We monitored over four and three years the reproductive activity of the kestrel pair that nested in the roble pellín and coigüe, respectively.

Both American Kestrel pairs began the nesting period in early November and ended in December–January. In one nesting event in the roble pellín, we recorded that the egg-laying lasted 6–7 days. In the same nest, the female laid three eggs at a 1-day interval (17–19 November 2019), but she laid a fourth egg three days later (22 November 2019; Fig. 1C). Clutch size ranged from 4–5 eggs ($n = 3$ nesting events). We recorded an incubation period of 28–29 days ($n = 2$ nesting events). The hatching success was four out of five eggs (80%) on 27–28 November 2017 and all four eggs (100%) on 18–19 December 2019 ($n = 2$ nesting events). Brood size was 3–4 nestlings ($n = 3$ nesting events; Fig. 1D). The nestling period for the two pairs was of 28–30 days. We recorded one to two dead nestlings in both cavities. These losses occurred during the first and second week after hatching. We recorded 2 to 4 fledglings for three nesting events. Each American Kestrel pair raised at least one fledgling in every reproductive season. In the nest cavity in the roble pellín, the fledging dates were 24–25 December 2017 and 16–17 January 2020 ($n = 2$ nesting events).

We recorded the remains of rodents inside the nesting cavity in the roble pellín. However, we could not identify them at the species level. In some visits to the nests during the incubation period, we observed a kestrel male outside the cavity perched on a branch of the same tree,

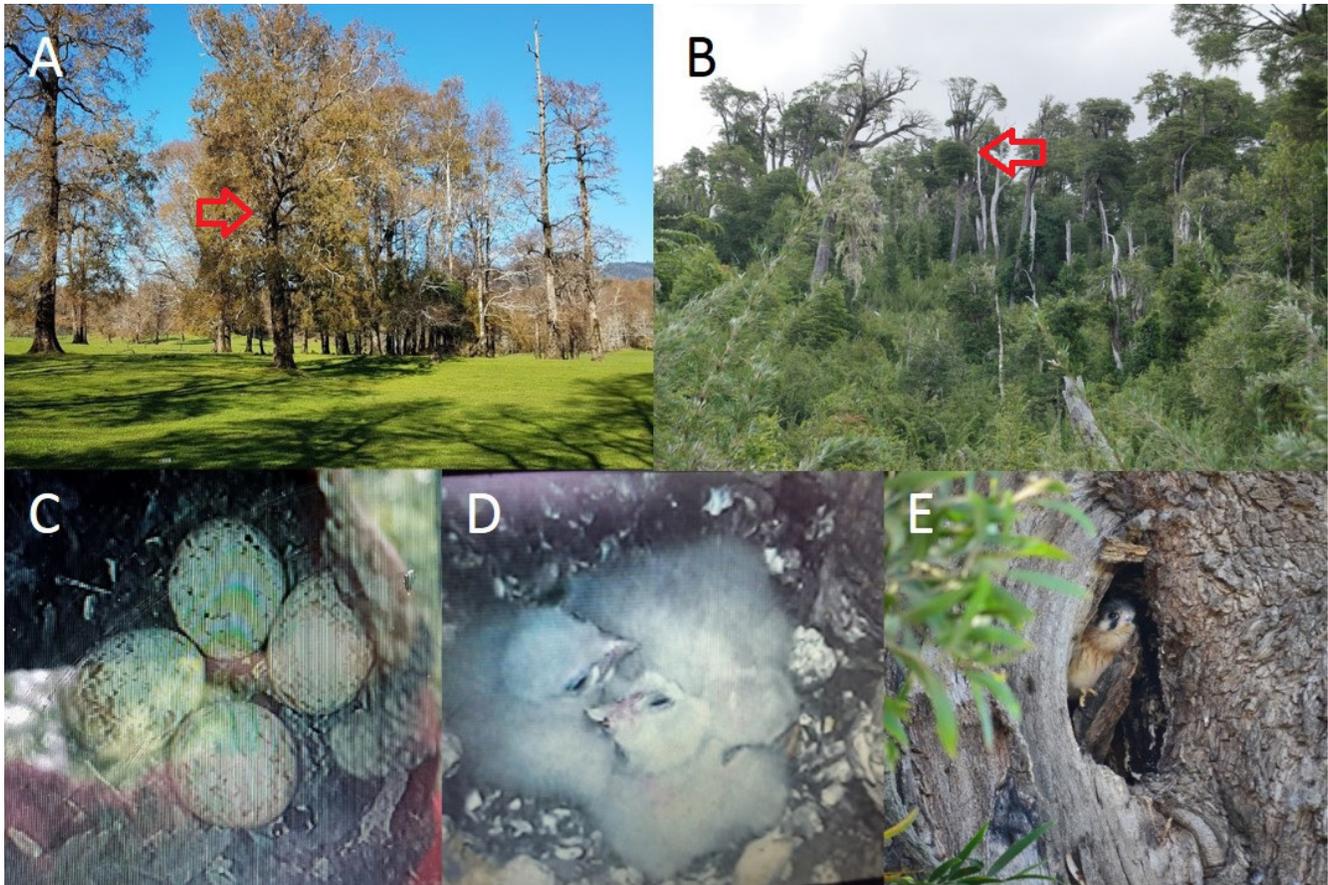


Figure 1. Nest trees, eggs, nestlings and nesting cavity of the American Kestrel (*Falco sparverius*) in Andean forest sites of southern Chile. **A.** Nest location in a roble pellín (*Nothofagus obliqua*) in a farmland used for livestock grazing. **B.** Nest Location in a coigüe (*N. dombeyi*) situated in an old-growth mountain forest-stand. **C, D.** Four eggs and two nestlings inside the non-excavated cavity in a roble pellín. **E.** An adult American Kestrel at the entrance of the non-excavated cavity in a roble pellín. Photographs: Gabriel Fuentes shared the photo of the American Kestrel inside the non-excavated cavity.

likely defending the nest from eventual predators or hunting. It attacked the telescopic pole when we checked the interior of the cavity.

DISCUSSION

Our observations expand our understanding of the natural history, breeding behavior, and life-history traits of the American Kestrel in southern Chile. The use of cavities in old southern beeches for nesting demonstrates the relevance of the scattered old-growth native trees for the reproduction of the American Kestrel. Like us, Figueroa & Corales (2004) also found an American Kestrel pair nesting successfully in an isolated old-growth roble pellín in an agricultural site in the La Araucanía region. Scattered old native trees are essential for the population persistence of cavity-nesting species, including the American kestrel, on agricultural lands in temperate ecoregion (Fischer *et al.* 2010, Carneiro *et al.* 2013, Jiménez *et al.* 2013, Ibarra *et al.* 2017, White & Jiménez 2017).

In general, the breeding phenology of the Ameri-

can Kestrel in our study area coincided with that reported for other localities. The incubation period we recorded for the American Kestrel was similar to that reported for nest boxes (28-30 days; Willoughby & Cade 1964, Balgooyen 1976). De Lucca & Saggese (1993) found that the nestling period for the American Kestrel was 30 days in basalt cliff holes in Argentine Patagonia. Clutch size, brood size, and the number of fledglings of American Kestrels in our study area were similar to those observed in nest boxes elsewhere (mean clutch size = 4.3-5.0 eggs; mean brood size = 2.7-3.9 nestlings; mean number of fledglings = 1.6-3.9; Balgooyen 1989, Varland & Loughin 1993, Bortolotti 1994, Wiebe & Bortolotti 1995, Breen & Parrish 1997, Smallwood & Collopy 2009, Liébana *et al.* 2009, 2013, Orozco-Valor & Grande 2020).

The American Kestrel's hatching success in our study area was higher than in pairs that nested in nest boxes. In North America, Varland & Loughin (1993) and Smallwood & Collopy (2009) observed that the mean hatching success in nest boxes reached almost 60% (mean

Table 1. Characteristics of nesting cavities and habitat used by two American Kestrel (*Falco sparverius*) pairs in an Andean forested area of southern Chile.

Variables ^a	Pair 1	Pair 2
At cavity-scale		
Origin	Non-excavated	Non-excavated
Cavity height (m)	29.5	10.4
Entrance orientation (°)	216	112
Entrance width (cm)	--	9
Entrance height (cm)	--	44
Vertical cavity depth (cm)	--	13
Horizontal cavity depth (cm)	--	33
At tree-scale		
Species	Coigüe (<i>Nothofagus dombeyi</i>)	Roble pellín (<i>Nothofagus obliqua</i>)
Diameter at cavity height (cm)	--	101
Diameter at breast height (cm)	196	99.8
Vine and epiphyte cover (%)	1	1
Decay class ^b	2B	2A
At site-scale		
Habitat type	Old-growth forest	Open farmland with remnant native trees
Canopy cover (%)	70	45
Understory cover (%)	100	0
Tree density (no./ha)	108.8	38
Signs of recent human activity disturbance	None	Logging-grazing

^aNest variables measured in a radius of 11,2 m. [--] No data

^bDecay classes of nest tree: 1 = live, healthy tree; 2a = live tree with sign of boring arthropods and/or fungal decay; 2b = nearly dead tree with broken top and advanced levels of decay, with 20% live branches; 3 = standing dead tree in progressive states of decay (adapted from Thomas *et al.* 1979).

= 62.5–67.6 %). Possibly, the death of some nestlings in our study area was because of starvation. Starvation is a common cause of mortality in nestlings of this falcon species (Dawson & Bortolotti 2002). When food is scarce, kestrels may reduce their brood size by preferring to feed the oldest nestlings and letting the youngest chickens die (Wiebe & Bortolotti 1995). In addition, Sarasola *et al.* (2003) found that American Kestrel nestlings consume larger small mammal prey and more birds and reptiles than adults. That is consistent with the high energy demand of nestlings (Liebana *et al.* 2009).

Our finding of remains of rodents in cavities is consistent with the generalist food habit of the American Kestrel during the breeding season. Although breeding American kestrels prey mainly upon birds, insects, or reptiles, they also consume a proportion of rodents. (Sarasola *et al.* 2003, Figueroa & Corales 2004).

The American Kestrel is an obligate tree cavity nester in temperate forests of South America, which depends on tree cavities for nesting (Altamirano *et al.* 2017). In Argentine Patagonia, the American Kestrel nests in tree

cavities produced both by woodpeckers and decay processes (De Lucca & Saggese 1993). In Mediterranean wooded areas of central Chile, some American Kestrel pairs nest in cavities excavated by Chilean Flickers.

In North America, cavities used by nesting American Kestrels include those made by Northern Flickers (*Colaptes auratus*), Pileated Woodpeckers (*Dryocopus pileatus*), and Red-headed Woodpeckers (*Melanerpes erythrocephalus*). These excavated cavities used by the American Kestrel were in living trees or snags (Toland & Elder 1987). In British Columbia, American Kestrels mostly used non-excavated cavities (Martin & Eadie 1999, Martin *et al.* 2004). Non-excavated cavities result over several decades because of fungal decay, insects, or physical damage due to fire and wind (Cockle *et al.* 2012, Ibarra *et al.* 2014). Furthermore, American Kestrels in Philadelphia select high cavities available in large trees (Brauning 1983).

We recommend additional studies to increase the knowledge of the breeding biology of the American Kestrel in southern Chile. These studies may consider evalua-

tions of nest-site selection, breeding habitat, and life-history traits of this habitat generalist falcon species.

ACKNOWLEDGMENTS.- We acknowledge the financial support from FONDECYT de Inicio (11160932), Idea Wild Fund, Rufford Small Grants Foundation, ANID REDES150047, ANID PIA/BASAL FB0002, and ANID PIA/BASAL PFB210018. We thank Sarah Schulwitz for her valuable contribution to the manuscript and the reviewers who provided helpful comments on earlier drafts of the manuscript.

LITERATURE CITED

- AITKEN, K.E.H., K.L. WIEBE & K. MARTIN. 2002. Nest-Site use patterns for a cavity-nesting bird community in interior British Columbia. *Auk* 119: 391-402.
- ALTAMIRANO, T.A., J.T. IBARRA, K. MARTIN & C. BONACIC. 2017. The conservation value of tree decay processes as a key driver structuring tree cavity nest webs in South American temperate rainforests. *Biodiversity and Conservation* 26: 2453-2472.
- BALGOOYEN, T.G. 1976. Behavior and ecology of the American Kestrel (*Falco sparverius*) in the Sierra Nevada of California. *University of California Publications in Zoology* 103: 1-83.
- BALGOOYEN, T.G. 1989. Natural history of the American Kestrel in Venezuela. *Journal of Raptor Research* 23: 85-93.
- BORTOLOTTI, G.R. 1994. Effect of nest-box size on nest-site preference and reproduction in American Kestrels. *Journal of Raptor Research* 28: 127-133.
- BRAUNING, D. 1983. Nest site selection of the American Kestrel (*Falco sparverius*). *Raptor Research* 17: 122.
- BREEN, T.F. & J.W. PARRISH JR. 1997. American Kestrel distribution and use of nest boxes in the coastal plains of Georgia. *Florida Field Naturalist* 25: 128-137.
- CARNEIRO, A.P.B., J.E. JIMÉNEZ, P.M. VERGARA & T.H. WHITE JR. 2013. Nest-site selection by Slender-billed Parakeets in a Chilean agricultural-forest mosaic. *Journal of Field Ornithology* 84: 13-22.
- COCKLE, K.L., K. MARTIN & G. ROBLEDO. 2012. Linking fungi, trees, and hole-using birds in a neotropical tree-cavity network: pathways of cavity production and implications for conservation. *Forest Ecology and Management* 264: 210-219.
- DAWSON, R.D. & G.R. BORTOLOTTI. 2002. Experimental evidence for food limitation and sex-specific strategies of American Kestrels (*Falco sparverius*) provisioning offspring. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 52: 43-52.
- DE LUCCA, E.R. 1992. Nidificación del halconcito colorado (*Falco sparverius*) en nidos de cotorra (*Myiopsitta monachus*). *Hornero* 13: 238-240.
- DE LUCCA, E.R. & M. SAGGESE. 1993. Nidificación del halconcito colorado (*Falco sparverius*) en la Patagonia. *Hornero* 13: 302-305.
- FIGUEROA, R.A. & E. CORALES. 2004. Summer diet comparison between the American Kestrel (*Falco sparverius*) and Aplomado Falcon (*Falco femoralis*) in an agricultural area of Araucanía, southern Chile. *Hornero* 19: 53-60.
- FISCHER, J., J. STOTT & B.S. LAW. 2010. The disproportionate value of scattered trees. *Biological Conservation* 143: 1564-1567.
- GARD, N.W. & D.M. BIRD. 1990. Breeding behavior of American Kestrels raising manipulated brood sizes in years of varying prey abundance. *Wilson Bulletin* 102: 605-614.
- IBARRA, J.T., T.A. ALTAMIRANO, K. MARTIN, F.H. VARGAS & C. BONACIC. 2014. Tree-cavity nesting of Austral Pygmy-Owls (*Glaucidium nana*) in Andean temperate forests of Southern Chile. *Journal of Raptor Research* 48: 82-85.
- IBARRA, J.T., M. MARTIN, K.L. COCKLE & K. MARTIN. 2017. Maintaining ecosystem resilience: functional responses of tree cavity nesters to logging in temperate forests of the Americas. *Scientific Reports* 7: 1-9.
- IBARRA, J.T., K.L. COCKLE, T.A. ALTAMIRANO, Y. VAN DER HOEK, S. SIMARD, C. BONACIC & K. MARTIN. 2020a. Nurturing resilient forest biodiversity: nest webs as complex adaptive systems. *Ecology and Society* 25: 27.
- IBARRA, J.T., F.J. NOVOA, H. JAILLARD & T.A. ALTAMIRANO. 2020b. Large trees and decay: suppliers of a keystone resource for cavity-using wildlife in old-growth and secondary Andean temperate forests. *Austral Ecology* 45: 1135-1144.
- KATZNER, T., S. ROBERTSON, B. ROBERTSON, J. KLUCSARITS, K. MCCARTY & K.L. BILDSTEIN. 2005. Results from a long-term nest-box program for American Kestrels: implications for improved population monitoring and conservation. *Journal of Field Ornithology* 76: 217-226.
- LIÉBANA, M.S., J.H. SARASOLA & M.S. BÓ. 2009. Parental care and behavior of breeding American Kestrels (*Falco sparverius*) in central Argentina. *Journal of Raptor Research* 43: 338-344.
- LIÉBANA, M.S., J.H. SARASOLA & M.Á. SANTILLÁN. 2013. Nest-box occupancy by neotropical raptors in a native forest of central Argentina. *Journal of Raptor Research* 47: 208-213.
- MARTIN, K., K.E.H. AITKEN & K.L. WIEBE. 2004. Nest sites and nest webs for cavity-nesting communities in interior British Columbia, Canada: nest characteristics and niche partitioning. *Condor* 106: 5-19.
- MARTIN, K. & J.M. EADIE. 1999. Nest webs: a community-wide approach to the management and conservation of cavity-nesting forest birds. *Forest Ecology and Management* 115: 243-257.
- OROZCO-VALOR, P.M. & J.M. GRANDE. 2020. Weather and agricultural intensification determine the breeding performance of a small generalist predator. *Scientific Reports* 10: 1-13.

- SALAZAR, M.V., H.F. CADENA & E. BONACCORSO. 2011. Desarrollo de los polluelos y cuidado parental en el Quilico (*Falco sparverius*) en el suroeste de Ecuador. *Boletín SAO* 20: 61-66.
- SANTILLÁN, M., A. TRAVAINI, S.C. ZAPATA, A. RODRÍGUEZ, J. DONÁZAR, D.E. PROCOPIO & J.I. ZANÓN. 2009. Diet of the American Kestrel in Argentine Patagonia. *Journal of Raptor Research* 43: 377-381.
- SARASOLA, J.H., M.A. SANTILLÁN & M.A. GALMES. 2003. Food habits and foraging ecology of American Kestrels in the semiarid forests of central Argentina. *Journal of Raptor Research* 37: 236-243.
- SMALLWOOD, J.A. & D.M. BIRD. 2002. American Kestrel (*Falco sparverius*). Pages 1-32, in Poole A. & F. Gill (eds.). *The birds of North America*, No. 602. The Academy of Natural Sciences, Philadelphia, PA and the American Ornithologists' Union, Washington, DC, U.S.A.
- SMALLWOOD, J.A. & M.W. COLLOPY. 2009. Southeastern American Kestrels respond to an increase in the availability of nest cavities in north-central Florida. *Journal of Raptor Research* 43: 291-300.
- SMALLWOOD, J.A., P. WINKLER, G.I. FOWLES & M.A. CRADDOCK. 2009. American Kestrel breeding habitat: the importance of patch size. *Journal of Raptor Research* 43: 308-314.
- THOMAS, J.W., R.G. ANDERSON, C. MASER & E.L. BULL. 1979. Snags. Pp. 60-77, in Thomas J.W. (ed.) *Wildlife habitats in managed forests: the blue Mountains of Oregon and Washington*. Agriculture Handbook No. 553. USDA, Forest Service, Washington, DC, U.S.A.
- TOLAND, B.R. & W.H. ELDER. 1987. Influence of nest-box placement and density on abundance and productivity of American Kestrels in central Missouri. *Wilson Bulletin* 99: 712-717.
- VAN DER HOEK, Y., G.V. GAONA & K. MARTIN. 2017. The diversity, distribution and conservation status of the tree-cavity-nesting birds of the world. *Diversity and Distributions* 23: 1120-1131.
- VARLAND, D.E. & T.M. LOUGHIN. 1993. Reproductive success of American Kestrels nesting along an interstate highway in central Iowa. *Wilson Bulletin* 105: 465-474.
- WHITE JR, T.H. & J.E. JIMÉNEZ. 2017. *Lophozonia* tree cavities used for nesting by Slender-billed Parakeets (*Enicognathus leptorhynchus*) in the central valley of southern Chile: a potentially vanishing keystone resource. *Avian Research* 8: 3.
- WIEBE, K.L. & G.R. BORTOLOTTI. 1995. Food-dependent benefits of hatching asynchrony in American Kestrels *Falco sparverius*. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 36: 49-57.
- WIEBE, K.L., W.D. KOENIG & K. MARTIN. 2007. Costs and benefits of nest reuse versus excavation in cavity-nesting birds. *Annales Zoologici Fennici* 44: 209-217.
- WILLOUGHBY, E.J. & T.J. CADE. 1964. Breeding behavior of the American Kestrel. *Living Bird* 3: 75-96.

Esta publicación cuenta con los auspicios de:



Far South Editorial

www.fsexpeditions.com



<http://www.bioamericaconsultores.com/>

PUBLICADA POR AVES CHILE / UNIÓN DE ORNITÓLOGOS DE CHILE

Volumen 27 Número 2

Diciembre de 2021

CONTENIDOS

NOTA EDITORIAL

HACIA EL USO SENSATO DE LA SIGNIFICACIÓN ESTADÍSTICA EN LA REVISTA CHILENA DE ORNITOLOGÍA

R.A. Figueroa & S. Alvarado 57

¡DISFRUTEN ESTA EDICIÓN!

R.A. Figueroa 69

ARTÍCULOS

LOS PESCADORES ARTESANALES DE TRES ZONAS COSTERAS DE CHILE DIFIEREN EN SU PERCEPCION ACERCA DE LA SITUACIÓN POBLACIONAL DEL PELÍCANO DE HUMBOLDT (*PELECANUS THAGUS*)

J. A. Cursach, J.R. Rau, F. Ther-Ríos, P.S. González, C. García-León, J. Rodríguez-Maulén, S. Gelcich & F. Brañas 71

DIETA DEL TUCÚQUERE (*BUBO MAGELLANICUS*) EN EL BOSQUE DE OLIVILLO (*AEXTOXICON PUNCTATUM*) DEL PARQUE NACIONAL BOSQUE FRAY JORGE, CHILE CENTRAL

J.M. Pérez-García & C.F. Garín 77

COMUNICACIONES BREVES

NUEVOS REGISTROS DEL AGUILUCHO DE COLA ROJIZA (*BUTEO VENTRALIS*) NIDIFICANDO EN SUSTRATOS ROCOSOS EN EL SUR DE CHILE

T. Rivas-Fuenzalida, A. García & D. Romo-Cancino..... 85

TREE CAVITY-NESTING RECORDS OF THE AMERICAN KESTREL (*FALCO SPARVERIUS*) IN TWO ANDEAN FOREST SITES OF SOUTHERN CHILE

F.J. Novoa, T.A. Altamirano, F.H. Vargas & J.T. Ibarra 91