

# IRRUPCIÓN POBLACIONAL Y DIETA DEL ÁGUILA MORA (*GERANOAEETUS MELANOLEUCUS*) EN EL PARQUE NACIONAL FRAY JORGE, CENTRO-NORTE DE CHILE

## Population irruption and diet of Black-chested Buzzard-eagle (*Geranoaetus melanoleucus*) in the Fray Jorge National Park, central-north Chile

EDUARDO F. PAVEZ

Bioamérica Consultores, Av. Nueva Providencia 1881, of. 2208, Providencia, Santiago, Chile.

Correspondencia: epavez@bioamericaconsultores.cl

**RESUMEN.** – Entre abril y septiembre de 2004 registré una irrupción poblacional de águilas moras (*Geranoaetus melanoleucus*) en el Parque Nacional Fray Jorge, centro-norte de Chile. En abril, las águilas moras fueron numerosas. Hubo más águilas inmaduras, mayormente de segundo año. La densidad de águilas fue de 11,9 y 6,9 individuos/100 ha en puntos de conteo y transectas, respectivamente. El degú común (*Octodon degus*), una de las presas típicas de las águilas mora, fue también aparentemente abundante. La actividad de vuelo siguió un patrón bimodal, con mayor actividad a media mañana y a media tarde. En septiembre de 2004, observé pocos degúes y la densidad de águilas bajó considerablemente a 0,6 individuos/100 ha tanto en puntos de conteo como en transectas. En esa fecha, hubo mucho más águilas adultas. No hubo un patrón bimodal en la actividad de vuelo. En los regurgitados de las águilas moras identifiqué 491 presas. De estas, 93,5 % fueron mamíferos, 3,9 % aves y 2,6 % reptiles. La presa más consumida fue el degú común, constituyendo el 76 % de los individuos presas y el 66,5 % de toda la biomasa. Estos resultados parecen estar asociados al fenómeno El Niño, ocurrido entre 2000 y 2002.

**PALABRAS CLAVES:** águilas inmaduras, degú común, fenómeno El Niño, patrón de vuelo, puntos de conteo, transectas.

**ABSTRACT.** – Between April and September 2004, I recorded a population irruption of Black-chested Buzzard-eagles (*Geranoaetus melanoleucus*) in Fray Jorge National Park, north-central Chile. In April, Black-chested Buzzard-eagles were numerous. There were more immature eagles, primarily second year. The density of eagles was 11.9 and 6.9 individuals/100 ha in count-points and transects, respectively. The degus (*Octodon degus*), a typical prey of Black-chested Buzzard-eagles, was also apparently abundant. Flight activity followed a bimodal pattern, with higher activity in mid-morning and mid-afternoon. In September 2004, the buzzard-eagle density dropped considerably to 0.6 individuals/100 ha at point counts and transects. On that date, there were many more adult buzzard-eagles. I observed a few degus, and there was no bimodal pattern in flight activity. In the regurgitations of Black-chested Buzzard-eagles, I identified 491 prey items. Of these, 93.5 % were mammals, 3.9 % birds and 2.6 % reptiles. The most consumed prey was the degu, constituting 76 % of the prey individuals and 66.5 % of the total biomass. These results seem to be associated with the 2000-2002 El Niño phenomenon.

**KEY WORDS:** Immature buzzard-eagles, degus, El Niño phenomenon, flight patterns, count points, transects.

## INTRODUCCIÓN

En términos generales, las aves rapaces son territoriales, permaneciendo solitarias o en parejas gran parte del año, salvo al final del período reproductivo en que las parejas forman grupos con sus polluelos volantes (del Hoyo *et al.* 1994). Sin embargo, hay excepciones. Algunas es-

pecies de buitres pueden agruparse durante la búsqueda de alimento, durante la alimentación y en dormideros comunales (Ferguson-Lees & Christie 2001, Houston 2001, Pavez 2020). Algunas especies de varis (e.g., *Circus cinereus*) pueden reproducirse de manera semicolonial (Jiménez & Jaksic 1988). El aguilucho chico (*Buteo albigula*),

cuyas parejas son territoriales durante la estación reproductiva (Pavez *et al.* 2004), forman bandadas durante la migración (Pavez 2000, 2007, 2024, Rivas-Fuenzalida *et al.* 2023). Las especies carroñeras facultativas u obligadas pueden agruparse en gran número alrededor de fuentes fijas y predecibles de alimento, como comederos y rellenos sanitarios (Donazar 1992, Pavez 2022, Pavez *et al.* 2023). Otro tipo de agregación circunstancial son las irrupciones poblacionales, las que corresponden a un súbito incremento en el número de individuos en un área determinada como respuesta a un aumento repentino en la oferta de alimento (Newton 2006, 2008).

A diferencia de las migraciones, las cuales son regulares y predecibles en el tiempo y espacio (Tala 2006), los movimientos irruptivos son difíciles de predecir. Estos últimos presentan una gran variación en sus patrones temporales y espaciales (Newton 2007). Los movimientos irruptivos de aves rapaces han sido bien estudiados en las regiones árticas, subárticas y australianas (Newton 2006, 2008). En contraste, han sido escasamente estudiados en la región más austral del neotrópico (Juhant *et al.* 2022).

El águila mora (*Geranoaetus melanoleucus*) ocupa ambas vertientes de la Cordillera de los Andes, desde Venezuela a Tierra del Fuego, y el sur de Brasil y norte de Argentina (Brown & Amadon 1968). En Chile es el accipitrino de mayor talla (Jiménez & Jaksic 1990), distribuyéndose desde Arica a Tierra del Fuego (Goodall *et al.* 1951), ocupando terrenos abiertos, desde el nivel del mar hasta más de 2200 m de altitud (Barros 1967). Los adultos conforman parejas estables que residen en un territorio de forma permanente (Pavez 2001). No obstante, las águilas moras realizan irrupciones invernales en las provincias del centro-oeste de Argentina. Durante estas irrupciones, muchos de los individuos son juveniles nacidos en el mismo año, presumiblemente nacidos en latitudes australes (López *et al.* 2017, Juhant *et al.* 2022). También hay registros de grupos de águilas adultas en torno a basurales en la provincia de Mendoza (Argentina; Ibarra & De Lucca 2015) y en los alrededores de Santiago de Chile (Lobos *et al.* 2011), y de águilas inmaduras en dormideros comunales en Neuquén (Argentina; Hiraldo *et al.* 1995).

El Parque Nacional Fray Jorge está en la zona semiárida del centro-norte de Chile, una región que se ve sometida de forma irregular a lluvias cuya intensidad está muy por sobre el promedio y que se asocia al fenómeno El Niño. Estos eventos producen respuestas a las precipitaciones en la forma de cascadas ascendentes sobre la productividad en regiones normalmente áridas (Holmgren *et al.* 2001, 2006). La ocurrencia del evento El Niño está asociada a los aumentos dramáticos en la densidad de vertebrados en la zona semiárida centro-norte, incluyendo a pequeños mamíferos y sus depredadores (Fulk 1975, Me-

serve & Le Boulenger 1987, Meserve *et al.* 1995, Jaksic *et al.* 1997, Jiménez *et al.* 1992, Lima & Jaksic 1998, Arim & Jaksic 2005, Lima *et al.* 2006, Farias & Jaksic 2007). En la Provincia de La Pampa, en el centro de Argentina, López *et al.* (2017) reportaron una alta concentración de águilas, planteando la posibilidad de que estuviera relacionada con una explosión demográfica de cuy serrano (*Galea musteloides*) después de un año inusualmente lluvioso relacionado con el fenómeno El Niño.

Aunque la dieta del águila es desconocida en la zona centro-norte de Chile, los estudios realizados en Chile central han revelado que una proporción importante de sus presas son los pequeños mamíferos. Entre estos, destacan el conejo europeo (*Oryctolagus cuniculus*) y el degú común (*Octodon degus*), un roedor nativo diurno y endémico de Chile central (Schlatter *et al.* 1980, Jiménez & Jaksic 1989, Pavez *et al.* 1992). El degú es una especie de roedor que incrementa numéricamente después de un evento El Niño (Jaksic *et al.* 1997, Gutiérrez *et al.* 2010). El águila puede ser un buen modelo de estudio de movimientos irruptivos dada su dieta especializada en especies de micromamíferos con poblaciones fluctuantes (Jaksic *et al.* 1997, López *et al.* 2017, Juhant *et al.* 2022).

En abril de 2004 visité el Parque Nacional Fray Jorge y observé una abundancia extraordinariamente alta de águilas y degúes. De acuerdo con mi conocimiento previo del parque, aquello parecía ser un evento irruptivo de águilas moras asociado a un incremento poblacional de degúes. Frente a este escenario, me propuse caracterizar la dieta del águila en el Parque Nacional Fray Jorge y describir lo que parecía ser un evento irruptivo de esta especie, asociado a un incremento poblacional de degú post evento de El Niño.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

El Parque Nacional Bosque Fray Jorge (30°38' S, 71°40' O; de aquí en adelante Fray Jorge) es una Reserva de la Biosfera de 10 000 ha en la zona semiárida del centro-norte de Chile. La vegetación en Fray Jorge está conformada por el matorral espinoso semiárido y por remanentes del bosque de niebla que han estado protegidos del pastoreo y de la perturbación humana desde 1941 (Squeo *et al.* 2004). El matorral espinoso incluye arbustos espinosos caducifolios y siempreverdes, los cuales crecen sobre un sustrato principalmente arenoso (Muñoz 1985, Hoffmann 1989, Gutiérrez *et al.* 1993). Bajo el sotobosque hay diversas especies de hierbas. El clima es mediterráneo semiárido, con una precipitación escasa a lo largo del año. Entre 1989 y 2008, la precipitación media fue de 133 mm (Gutiérrez *et al.* 2010). El 90 % de las aguas lluvias cae durante los meses de invierno (mayo-septiembre), siendo

los veranos cálidos y secos (Gutiérrez *et al.* 2010).

Entre los micromamíferos presentes en Fray Jorge están el degú común, el ratón chinchilla (*Abrocoma bennetti*), el ratón oliváceo (*Abrothrix olivaceus*), el ratón de pelo largo (*A. longipilis*), el ratón orejudo de Darwin (*Phyllotis darwini*), el ratón colilargo (*Oligoryzomys longicaudatus*) y la yaca (*Thylamys elegans*) (Meserve 1981a, 1981b). Los principales depredadores de estos pequeños mamíferos incluyen al zorro culpeo (*Lycalopex culpaeus*), la lechuza (*Tyto alba*), el pequén (*Athene cunicularia*), el tucúquere (*Bubo magellanicus*) y el chuncho (*Glaucidium nana*) (Fulk 1976, Jaksic *et al.* 1981, 1992, 1993, 1997, Meserve *et al.* 1987, Salvatori *et al.* 1999). Entre las aves rapaces diurnas más abundantes están el águila mora y el tiuque (*Milvago chimango*) observándose durante todas las estaciones climáticas (Jaksic *et al.* 1993, 1997). Otras especies de aves rapaces diurnas frecuentes en el área son el peuco (*Parabuteo unicinctus*), al aguilucho (*Geranoaetus polyosoma*) y al cernícalo (*Falco sparverius*) (Jaksic *et al.* 1997, Gutiérrez *et al.* 2010). Algunas especies esporádicas son el halcón peregrino (*Falco peregrinus*), el halcón perdiguero (*Falco femoralis*), el vari, el bailarín (*Elanus leucurus*) (Jaksic *et al.* 1997) y el peuquito (*Accipiter chilensis*) (Tala & Mussa 1995). El número de depredadores en el parque es inusualmente alto porque contiene el hábitat de matorral intacto más grande que queda en el centro-norte de Chile (Bahre 1979).

### Conteo de las águilas

En 2004 realicé dos campañas a Fray Jorge. La primera fue entre el 5 y el 7 de abril y la segunda entre el 16 y el 19 de septiembre. La duración de las campañas y el tiempo invertido en el muestreo fueron arbitrarios. Esto fue por razones logísticas, tales como el acceso entre sitios de muestreo y pernocte, y del tiempo disponible para dos campañas en el contexto de otras actividades en la zona. El fotoperíodo en abril y septiembre fue relativamente similar, con la salida del sol a las 06:59 y 06:41 h y la puesta del sol a las 18:34 y a las 18:37 h, respectivamente.

Usé dos métodos para contar a las águilas: (i) conteo desde un punto de ventaja y (ii) conteo a lo largo de transectas. El primer método consistió en contar a las águilas y otras especies de aves rapaces en vuelo desde un punto elevado (370 m s.n.m) con amplia visibilidad (Reynolds *et al.* 1980). El punto estuvo en la parte centro-oriental del parque (30°38' S, 71°37' O). Desde este punto registré a las águilas dentro de un radio de  $\approx 800$  m. El conteo fue durante un día en cada campaña y entre las 9:00 y 17:00 h (GMT-3). Los conteos los hice de manera intermitente cada 15 min, completando 31 conteos en el día. Para evitar sesgos en la estimación de la frecuencia de vuelo debido a las variaciones en las condiciones meteo-

rológicas (Richardson 1978), hice los conteos solo en días con el cielo despejado de nubes.

El segundo método de conteo consistió en el registro de águilas a lo largo de recorridos pedestres por los caminos interiores del parque. Estos recorridos cubrieron áreas independientes del área cubierta desde el punto fijo. Durante la campaña de abril cubrí 36 km distribuidos en cinco transectas, con una longitud de  $7,2 \pm 5,2$  km por transecta (media  $\pm$  DE). Durante la campaña de septiembre cubrí 77,4 km distribuidos en 19 transectas, con una longitud de  $3,9 \pm 2,6$  km por transecta (media  $\pm$  DE). En todas las transectas cubrí un ancho visual aproximado de 200 m a cada lado de la línea de progresión.

Cuando registré a las águilas desde el punto fijo y desde las transectas, diferencié entre individuos adultos e inmaduros. Cuando fue posible, a cada individuo lo asigné a una de las seis clases de edad propuestas por Pavez (2019), diferenciando entre individuos inmaduros desde uno a cinco años y adultos. En todos los conteos usé binoculares 10 x 50 para discriminar mejor las diferencias entre los patrones de coloración del plumaje.

### Determinación de la dieta

Para determinar la dieta de las águilas moras analicé 360 egagrópilas y 106 restos de presas (*i.e.*, esqueletos, cráneos, plumas) recolectados bajo ocho nidos. Los nidos estaban en las proximidades de las transectas pedestres. En abril recolecté 319 egagrópilas y 27 restos de presas bajo tres nidos. En septiembre recolecté 41 egagrópilas y 79 restos de presas bajo los mismos tres nidos, más otros cinco. Confirmé que los nidos eran de águilas moras por la presencia de estas en el interior del nido o por sus plumas bajo los nidos y en los alrededores.

Ambos tipos de muestras fueron analizadas en seco. Los cráneos y piezas dentarias de los roedores presa fueron identificados mediante las claves taxonómicas de Reise (1973). Los restos de presas fueron identificados mediante colecciones de referencia. Identifiqué las presas hasta el máximo nivel de resolución taxonómica posible. El número mínimo de individuos para cada especie lo determiné mediante el número de elementos corporales únicos (*e.g.*, cráneos) o pareados (*e.g.*, mandíbulas), identificados en las egagrópilas y restos de presas (Muñoz-Pedreros & Rau 2004). Para cuantificar la dieta, utilicé el índice de importancia numérica, calculado como el porcentaje de individuos presas de un tipo sobre el total de presas. Además, usé la frecuencia de ocurrencia (Marti *et al.* 2007) y la biomasa que cada ítem representó.

### Abundancia de presas

Por razones logísticas y de tiempo disponible, no estimé cuantitativamente la abundancia de las presas del águila.

Sin embargo, en el caso particular del degú común, registré de forma cualitativa su abundancia en ambas campañas mediante una impresión visual a lo largo de las transectas. Así, determiné arbitrariamente su abundancia como “escasa” al observar  $< 5$  individuos por km y como “abundante” al observar  $> 50$  individuos por km. Esta abundancia percibida la corroboré indirectamente a través de comunicaciones personales de guardaparques y lugareños. Además, recurrí a los datos publicados por otros autores sobre estimaciones cuantitativas de abundancia de degú común en el parque durante el período de mi estudio.

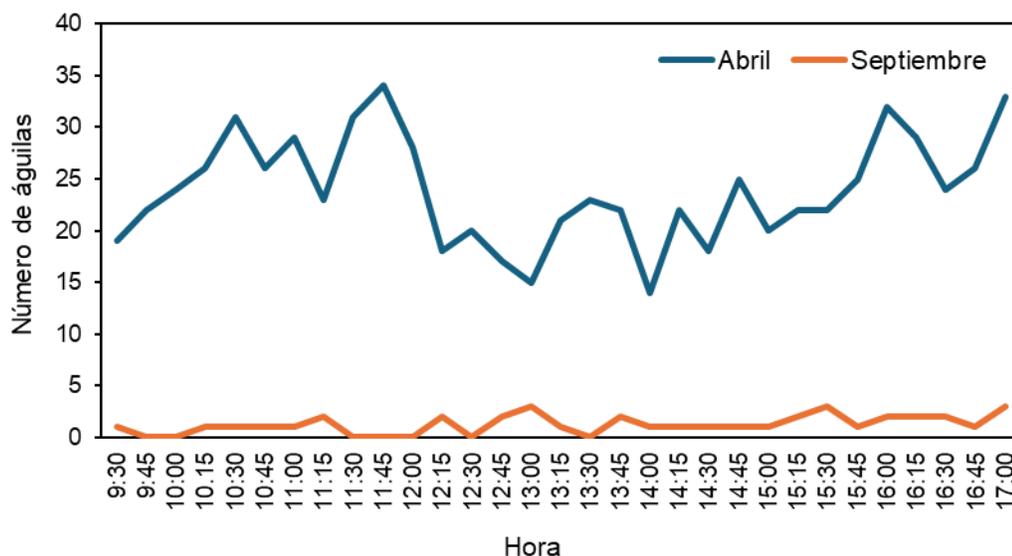
## RESULTADOS

### Abundancia de águilas y su relación de edades

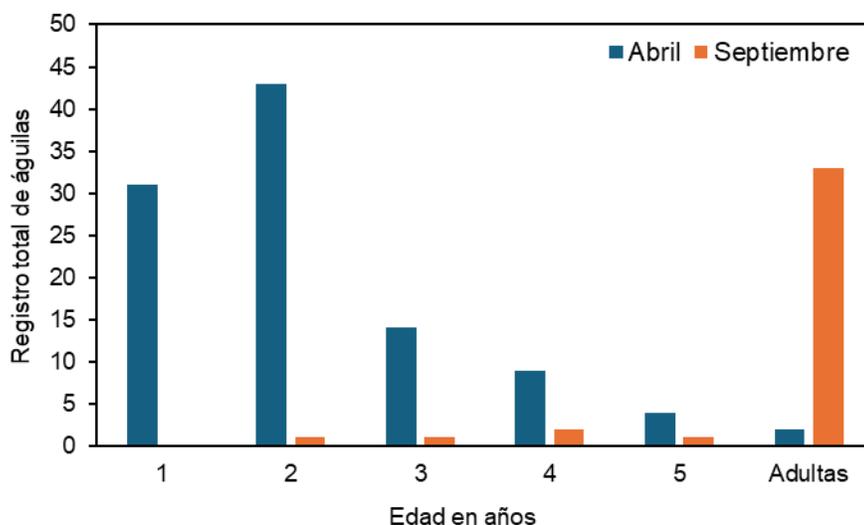
**Abril.** En el curso de los 31 conteos realizados durante un día en abril en el punto fijo, hice 741 registros de águilas,

con un promedio de  $23,9 \pm 5,2$  águilas por conteo (media  $\pm$  DE; Fig. 1). Esto representó una densidad promedio por conteo de 11,9 águilas/100 ha. En el 86,1 % de los registros no pude determinar la edad de las águilas. En los 103 registros en que pude determinar la edad, el 98 % fueron águilas inmaduras. Estas fueron mayormente individuos con plumaje de primer y segundo año (30,1 y 41,7 %, respectivamente). Los individuos del tercer, cuarto y quinto año constituyeron proporciones más pequeñas (13,6, 8,7 y 3,9 %, respectivamente; Fig. 2). La actividad de vuelo en abril tuvo un patrón bimodal. La mayor parte de la actividad ocurrió entre la mitad de la mañana y el mediodía y la mitad de la tarde (Fig. 1).

A lo largo de las transectas hice 100 registros de águilas, lo que representó una densidad de 6,9 águilas/100 ha. En el 92 % de los registros pude determinar la edad de



**Figura 1.** Número de águilas moras (*Geranoaetus melanoleucus*) registradas cada 15 minutos desde un punto fijo, en abril y septiembre de 2004 en el Parque Nacional Fray Jorge, zona centro-norte de Chile.



**Figura 2.** Número total de águilas moras (*Geranoaetus melanoleucus*) registradas desde un punto fijo según edad, en abril y septiembre de 2004 en el Parque Nacional Fray Jorge, zona centro-norte de Chile.

las águilas. Las águilas inmaduras fueron mucho más numerosas que las adultas (87 % vs 13 %). Entre las águilas inmaduras, la mayoría de los individuos tuvo plumaje del segundo año (35,9 %), seguidos de individuos con plumaje del primer año (19,6 %). Similar a lo observado en el punto fijo, en las transectas los individuos con plumaje del tercer, cuarto y quinto año tuvieron proporciones mucho más pequeñas (16,3, 7,6 y 7,6 %, respectivamente; Fig. 3).

**Septiembre.** En el curso de 31 conteos realizados durante un día en septiembre desde el punto fijo, hice 38 registros de águilas, con una media de  $1,2 \pm 0,9$  águilas por conteo (Fig. 1). Esto representó una densidad promedio de 0,6 águilas/100 ha por conteo. En el 100 % de los registros pude determinar la edad de las águilas. Las águilas adultas fueron considerablemente más numerosas que las águilas inmaduras (86,8 % vs 13,2 %). Entre las águilas inmadu-

ras hubo individuos del segundo, tercer, cuarto y quinto año (2,6, 2,6, 5,3 y 2,6 %, respectivamente; Fig. 2). Las águilas no mostraron un patrón bimodal en su actividad de vuelo, como ocurrió en abril. Más bien, hubo una actividad pareja durante el día (Fig. 1).

A lo largo de las transectas, hice 19 registros de águilas. Esto representó una densidad de 0,6 águilas/100 ha. En el 100 % de los registros pude determinar la edad de las águilas. Los individuos adultos fueron casi dos veces más numerosos que los individuos inmaduros (63,2 y 36,8%, respectivamente). Como observé en el punto de conteo, las águilas inmaduras incluyeron individuos con plumaje del segundo, tercer, cuarto y quinto año (5,3, 5,3, 10,5 y 15,8 %; Fig. 3).

**Abundancia de otras especies de rapaces.** En las transectas y en el punto fijo, también registré otras especies de

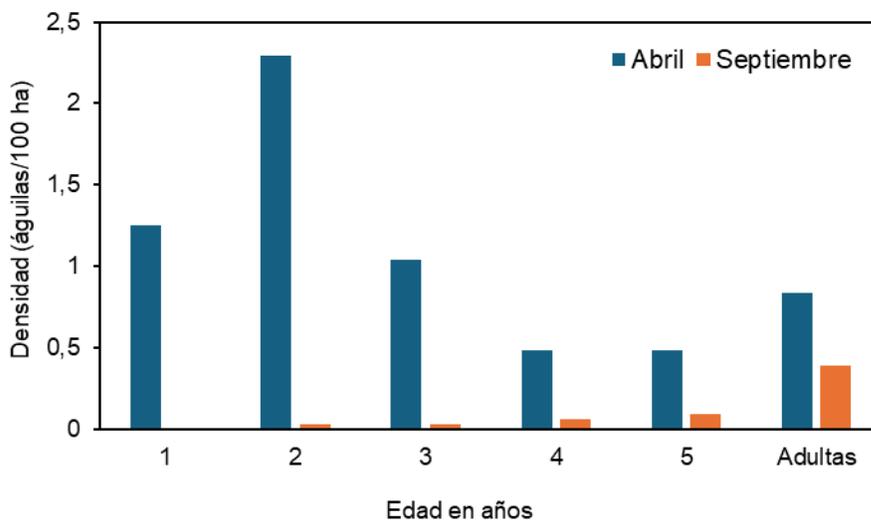


Figura 3. Densidad de águilas moras (*Geranoaetus melanoleucus*) registrada en las transectas según su clase de edad, en abril y septiembre de 2004 en el Parque Nacional Fray Jorge, zona centro-norte de Chile.

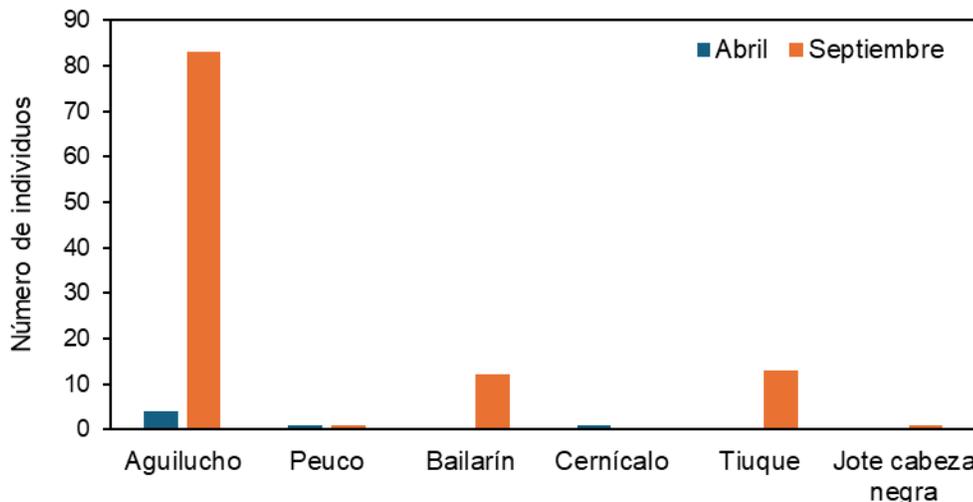


Figura 4. Número total de registros de aguilucho variable (*Geranoaetus polyosoma*), peuco (*Parabuteo unicinctus*), bailarín (*Elanus leucurus*), cernícalo (*Falco sparverius*), tiuque (*Milvago chimango*) y jote de cabeza negra (*Coragyps atratus*), en abril y septiembre de 2004 en el Parque Nacional Fray Jorge, zona centro-norte de Chile.

aves rapaces. En abril registré tiuques, cernícalos, peucos y aguiluchos variables, en tanto que en septiembre registré tiuques, cernícalos, bailarines, aguiluchos variables, peucos, jotes de cabeza negra (*Coragyps atratus*) y jotes de cabeza colorada (*Cathartes aura*). Exceptuando al aguilucho variable, las otras especies fueron poco frecuentes. Para el caso del aguilucho variable, en el punto fijo hice cuatro registros en abril y 84 en septiembre. Esto representó un promedio de  $0,1 \pm 0,4$  y  $2,7 \pm 1,3$  aguiluchos

por conteo (media  $\pm$  DE), respectivamente (Fig. 4), y una densidad de 0,05 y 1,34 aguiluchos/100 ha, respectivamente. A lo largo de las transectas, el patrón de abundancia de aguiluchos variables se mantuvo. Sin embargo, la abundancia fue mayor en septiembre comparada con abril (0,14 y 0,48 aguiluchos/100 ha, respectivamente).

**Dieta.** Entre los regurgitados y restos de presa, identifiqué 491 presas, las cuales incluyeron mamíferos, aves y

**Tabla 1.** Dieta del águila mora (*Geranoaetus melanoleucus*) determinada a partir de egagrópilas y restos de presas recolectadas en abril y septiembre de 2004 en el Parque Nacional Fray Jorge, centro-norte de Chile.

Presas	Masa <sup>1</sup> (en g)	Egagrópilas			Restos de presas			Combinados		
		N	% F	% B	N	% F	% B	N	% F	% B
<b>Mamíferos</b>		[365]	[94,8]	[95,29]	[94]	[88,7]	[91,24]	[459]	[93,5]	[94,15]
Degú común ( <i>Octodon degus</i> )	184	303	78,7	75,35	70	66	44,18	373	76	66,54
Degú costino ( <i>Octodon lunatus</i> )	200	17	4,4	4,6	8	7,5	5,49	25	5,1	4,85
Ratón chinchilla ( <i>Abrocoma benetti</i> )	231	29	7,5	9,05	7	6,6	5,55	36	7,3	8,06
Cururo ( <i>Spalacopus cyanus</i> )	100	1	0,3	0,14	1	0,9	0,34	2	0,4	0,19
Ratón orejudo de Darwin ( <i>Phyllotis darwini</i> )	62	1	0,3	0,08	0	0	0	1	0,2	0,06
Roedor no determinado	155	10	2,6	2,09	0	0	0	10	2	1,5
Conejo ( <i>Oryctolagus cuniculus</i> )	1.300	2	0,5	3,51	8	7,5	35,68	10	2	12,6
Ovino ( <i>Ovis aries</i> <sup>2</sup> )	-	1	0,3	-	0	0	-	1	0,2	-
Mamífero no determinado	346	1	0,3	0,47	0	0	0	1	0,2	0,34
<b>Aves</b>		[11]	[2,9]	[3]	[8]	[7,5]	[7]	[19]	[3,9]	[4,13]
Perdiz chilena ( <i>Nothoprocta perdicaria</i> )	400	0	0	0	2	1,9	2,74	2	0,4	0,78
Codorniz ( <i>Callipepla californica</i> )	180	3	0,8	0,73	1	0,9	0,62	4	0,8	0,7
Peuco ( <i>Parabuteo unicinctus</i> )	900	0	0	0	1	0,9	3,09	1	0,2	0,87
Diuca ( <i>Diuca diuca</i> )	40	1	0,3	0,05	0	0	0	1	0,2	0,04
Passeriforme no determinado	40	2	0,5	0,11	4	3,8	0,55	6	1,2	0,23
Ave no determinada	312	5	1,3	2,11	0	0	0	5	1	1,51
<b>Reptiles</b>		[9]	[2,3]	[1,71]	[4]	[3,8]	[1,77]	[13]	[2,6]	[1,72]
Culebra de cola larga ( <i>Philodryas chamissonis</i> )	150	7	1,8	1,42	3	2,8	1,54	10	2	1,45
Iguana ( <i>Callopistes maculatus</i> )	65	0	0	0	1	0,9	0,22	1	0,2	0,06
Reptil no determinado	107	2	0,5	0,29	0	0	0	2	0,4	0,21
Total de presas <sup>3</sup>		385	100	100	106	100	100	491	100	100
Egagrópilas								360		
Restos de presas								106		

<sup>1</sup> Tomadas de Jiménez & Jaksic (1989), Pavez *et al.* (1992), E. Pavez datos no publicados. Las masas de las presas no identificadas corresponden al promedio de las masas de las presas más cercanas taxonómicamente.

<sup>2</sup> Posiblemente consumida como carroña.

<sup>3</sup> Los totales pueden estar sobreestimados porque es posible que algunas presas hayan sido contadas más de una vez.

reptiles (93,5, 3,9 y 2,6 % del total de individuos presas, respectivamente; Tabla 1). Las presas más consumidas por las águilas fueron el degú común (76,0 %), el ratón chinchilla (7,3 %) y el degú costino (*Octodon lunatus*; 5,1%). Entre las aves y los reptiles consumidos por las águilas destacaron la codorniz (*Callipepla californica*; 0,8 %) y la culebra de cola larga (*Philodryas chamissonis*; 2,0 %). Los mamíferos constituyeron el grueso de la biomasa (94,2 %). Los degus comunes contribuyeron con un 66,5 % de la biomasa total (Tabla 1). En términos del número de presas, el conejo europeo fue poco frecuente y su aporte de biomasa no superó el 13 % de toda la biomasa consumida. Las aves y los reptiles representaron tan solo un 4,1 % y 1,7 % de la biomasa consumida, respectivamente.

Al analizar de manera separada los regurgitados y los restos de presa, los órdenes de importancia de la frecuencia y biomasa de los mamíferos, las aves y los reptiles fueron similares en ambos tipos de muestras. Tanto en los regurgitados como en los restos de presa, el degú común fue la especie presa más frecuente y la que hizo el mayor aporte de biomasa (Tabla 1). El conejo tuvo una baja frecuencia en los restos de presa y en los regurgitados (< 7,5 %).

### Abundancia del degú

Durante el curso de las transectas pedestres realizadas en abril, observé una gran e inusual abundancia de degus comunes, la que percibí como “abundante” (> 50 individuos por km de transecta), y secundariamente más abundante fue el ratón chinchilla. En septiembre la abundancia de los degus comunes cayó abruptamente. En esta fecha solo observé < 5 individuos por km de transecta. Según el relato de los guardaparques, los degus comunes ya habían “desaparecido repentinamente” en junio, junto con las águilas moras (L. Jopia com. pers.). Tampoco registré ratones chinchillas durante septiembre en las transectas pedestres.

### Registro de nidos de águilas moras

Durante abril, a lo largo de una de las transectas pedestres, registré una pareja de águilas nidificando sobre un cactus con dos polluelos en el nido de casi cinco semanas de edad (Pavez 2001). La estructura del nido era pequeña comparado con los otros nidos observados en el área. Durante las transectas pedestres de septiembre, recorrí el área del nido y luego de una exhaustiva revisión llegué a la conclusión de que la pareja que observé nidificando abandonó la zona.

## DISCUSIÓN

### Irrupción poblacional de águilas moras

Aquí describo por primera vez el arribo irruptivo de águi-

las en Fray Jorge, principalmente de águilas inmaduras. Este arribo coincidió con un incremento aparente en la abundancia del degú común y del ratón chinchilla. Durante el evento irruptivo, las águilas mostraron una actividad de vuelo bimodal, siendo más activas a media mañana y mediodía, con un pico secundario a media tarde. Este patrón de vuelo es coherente con lo descrito por Jiménez & Jaksic (1989) acerca de la actividad de las águilas moras en San Carlos de Apoquindo, Chile central.

En septiembre, cinco meses después del evento irruptivo, registré una caída notoria en la abundancia de águilas. Además, observé un cambio en la composición etaria, habiendo más águilas adultas. Durante este periodo no observé el patrón bimodal de actividad de vuelo, posiblemente por el bajo número de registros. Durante septiembre también observé una mayor riqueza y abundancia de otras especies de aves rapaces. Entre estas, destacó la alta abundancia del aguilucho variable, el cual había sido poco abundante en abril.

Los cambios en la composición etaria de las águilas moras entre abril y septiembre son coherentes con un movimiento irruptivo cuyo componente principal son individuos no reproductores. Como muestran los resultados, en septiembre la relación numérica entre las águilas adultas y las inmaduras se invirtió marcadamente.

De los individuos inmaduros registrados en abril desde el punto fijo, solo un tercio tuvo plumaje de primera muda, pudiendo ser algunos de ellos nacidos en el área en la temporada reproductiva anterior. Sin embargo, la fracción restante de individuos inmaduros tuvo un plumaje de dos a cinco años. Posiblemente, esos individuos fueron águilas errantes que arribaron al área aprovechando el aumento en la oferta de presas. Esta situación fue más evidente en las transectas. A lo largo de estas, la frecuencia de las águilas con plumaje de primera muda y con plumaje de 2 a 5 años alcanzó casi el 21 y 78 % de los registros, respectivamente. La caída en la proporción de águilas inmaduras desde uno a cinco años observada en abril, puede ser consecuencia de la mortalidad, la que influiría en la estructura etaria poblacional.

El hecho de que las águilas de segunda muda fueran más abundantes que las de primera muda es explicable porque una proporción de estas últimas posiblemente permanecía aún en el territorio paterno y no participaron del evento irruptivo. En la zona central, las águilas inmaduras abandonan el nido en enero y su actividad en el territorio paterno decae gradualmente hasta llegar a un mínimo en octubre. En esta fecha, las águilas nacidas en el periodo reproductivo anterior ya tienen casi 10 meses de edad (Pavez 2001). Otros factores asociados a la edad también pudieron influir en las diferentes proporciones de las clases de edad durante el evento irruptivo. Por ejemplo, una

parte de las águilas inmaduras de mayor edad pudo haberse establecido en territorios fuera del área de estudio, no teniendo la necesidad de desplazarse hacia el parque.

Aunque no es descartable que en los eventos de irrupción poblacional también participen águilas adultas, esto podría ocurrir en menor medida considerando que la mayoría de las águilas adultas deberían estar emparejadas y establecidas en un territorio de forma sedentaria (Pavez 2001). Una prueba de ello es que la densidad de las águilas adultas observada en abril y en septiembre en las transectas fue de 0,8 y 0,4 águilas/100 ha (Fig. 3). Esta diferencia fue mucho menor comparada con aquella de las águilas inmaduras. La densidad de estas últimas en abril y septiembre fue de 5,6 y 0,2 águilas/100 ha, respectivamente. Además, la densidad de las águilas adultas en las transectas (0,8 y 0,4 águilas/100 ha en abril y septiembre, respectivamente) fue similar a la densidad de las águilas territoriales observada por Pavez (2001) en San Carlos de Apoquindo, Chile central (0,6 águilas/100 ha). Cabe destacar que la densidad de las águilas adultas registradas en las transectas en septiembre fue similar a la densidad promedio registrada por Jaksic *et al.* (1997) entre 1989 y 1994 en Fray Jorge (0,32 águilas/100 ha).

La alta densidad de águilas observada en abril podría ser una respuesta numérica ante el incremento en la oferta de presas (Jaksic *et al.* 1997, Salvatori *et al.* 1999). Estas densidades estuvieron por sobre las densidades promedio registradas en Fray Jorge entre 1989 y 1994 por Jaksic *et al.* (1997; 0,32 águilas/100 ha). Además, fueron mayores a las densidades máximas post evento de El Niño 1991-92 (0,49 águilas/100 ha; Jaksic *et al.* 1997).

Frente a un incremento en la abundancia de presas, los depredadores pueden responder numéricamente mediante inmigración desde las áreas periféricas o aumentando su éxito reproductivo en el mismo sitio (Solomon 1949). Cuando la abundancia de presas declina, el número de depredadores disminuye debido a la emigración, menor tasa reproductiva o mortalidad. Las aves rapaces, específicamente las águilas, poseen una tasa reproductiva relativamente baja (*e.g.*, 1,8 polluelos volantones por pareja por año; Pavez 2001), un rango amplio de movimientos y alcanzan la madurez sexual recién a los cinco años. Durante los primeros cinco años las águilas no se establecen en un territorio definido. Por esta razón, el aumento explosivo en el número de águilas en abril y la caída abrupta de su abundancia en septiembre serían más bien explicables por un proceso de inmigración (Newton 2006, 2008) hacia un sitio con alta concentración de presas.

### Eventual exclusión espacial entre águilas moras y aguiluchos variables

Jiménez & Jaksic (1989) determinaron que la mayor fre-

cuencia de agresiones interespecíficas de águilas en Chile central era con los aguiluchos variables. Lo mismo observé en la misma zona entre 1987 y 1989 (datos no publicados). Ambas especies pueden competir por sitios de nidificación, perchas y presas. De hecho, Schlatter *et al.* (1980) encontraron que en Chile central el águila mora y el aguilucho variable tienen una dieta extremadamente similar, conduciendo a una alta sobreposición de sus nichos tróficos. Sin embargo, las águilas moras tienden a consumir presas de mayor tamaño, lo cual resulta en ciertas diferencias en el consumo de los recursos presas.

En Fray Jorge, el contraste en la abundancia del aguilucho variable entre abril y septiembre pudo reflejar algún grado de competencia. Así, la irrupción numérica de las águilas moras en Fray Jorge pudo disuadir a los aguiluchos variables de usar las mismas áreas. De los cuatro aguiluchos variables registrados desde el punto fijo en abril, dos estuvieron involucrados en agresiones con águilas moras. Junto con esto, los aguiluchos emitieron frecuentemente vocalizaciones de alarma. En cambio en septiembre, no observé a los aguiluchos variables involucrarse en agresiones con águilas ni emitieron voces de alarma. Esto coincide con la abrupta disminución de la abundancia de las águilas moras. Cabe destacar que la abundancia de los aguiluchos variables observada en septiembre es bastante mayor que la observada por Jaksic *et al.* (1997) en Fray Jorge entre 1989 y 1994 (0,13 aguiluchos/100 ha).

En suma, la irrupción poblacional de las águilas moras en Fray Jorge pudo haber evitado un alza en la abundancia de los aguiluchos variables. Esta situación tendió a “normalizarse” después de que la densidad de águilas moras decayó hasta llegar a un nivel sostenido. No obstante, dada la alta densidad de los aguiluchos variables observada en septiembre, no es descartable la ocurrencia de un evento irruptivo de aguiluchos después de la irrupción de las águilas moras. Cabe destacar que los eventos de desierto florido son concurrentes con altas abundancias transitorias de aguiluchos variables (Pavez 2019). Además, en las estribaciones andinas de la provincia de Mendoza, centro de Argentina, ocurren eventos irruptivos invernales de águilas moras y aguiluchos variables de manera simultánea (Juhant *et al.* 2022).

### Dieta de las águilas y su relación con la abundancia local de presas

Este estudio incluye la primera caracterización de la dieta del águila en la zona centro-norte de Chile. Esta incluyó una alta proporción de micromamíferos, particularmente del degú común. Dado que las águilas moras son depredadores oportunistas (Pavez *et al.* 1992), la composición de la dieta documentada aquí pudo ser influenciada por la

alta disponibilidad del degú común. Mis resultados coinciden con los primeros estudios cuantitativos de la dieta de las águilas moras en la precordillera de Santiago, Chile central. En esta localidad, Schlatter *et al.* (1980) encontraron que la dieta de las águilas moras estuvo compuesta principalmente por degus y secundariamente por conejos europeos (58 y 19 % de todas las presas, respectivamente). Estudios posteriores revelaron que las águilas moras en la precordillera de Santiago disminuyeron el consumo de degus y aumentaron el consumo de conejos. Jiménez & Jaksic (1989) encontraron que los degus y los conejos constituyeron respectivamente el 32 y 15 % de todas las presas consumidas. Pavez *et al.* (1992, 2010) detectaron una relación inversa entre la proporción de degus comunes y conejos europeos (19 y 44 % de todas las presas, respectivamente).

Pavez *et al.* (2010) explican que la menor depredación de degus en la precordillera de Santiago es debido a la expansión urbana. El consiguiente cambio del uso del suelo y la degradación del paisaje natural pareció perjudicar al degú y favorecer al conejo europeo. Aunque es tentador pensar que el alto consumo de degus por las águilas moras en Fray Jorge refleja la condición natural de esta área, tal consumo podría ser explicable por la alta disponibilidad temporal de esa presa. Sin embargo, la proporción de conejos y degus en la dieta de las águilas en Fray Jorge pudo haber cambiado después de que finalizara mi estudio. Esto por dos razones. Primero, la abundancia de conejos y liebres (*Lepus capensis*) en Fray Jorge aumentó dramáticamente con el efecto prolongado del evento El Niño 2000-2002. Segundo, hubo una considerable disminución en el número de zorros debido a un brote de parvovirus (Gutiérrez *et al.* 2010). Esto último pudo haber mantenido alta la disponibilidad de ambas especies de lagomorfos en el área.

### **La influencia del clima en la abundancia de las águilas y sus presas**

El clima es un factor determinante en las fluctuaciones numéricas de los organismos (Turchin 1995, Berryman 1999). En las regiones áridas, las precipitaciones pueden desencadenar cascadas ascendentes en la productividad (Holmgren *et al.* 2006). Por ejemplo, el aumento de las precipitaciones causadas por el fenómeno El Niño resulta en el aumento de productividad vegetal y de la abundancia de los pequeños mamíferos y sus depredadores (Brown & Ernest 2002, Meserve *et al.* 2003, Lima *et al.* 2006, Farias & Jaksic 2007). Estudios de largo plazo en Fray Jorge han revelado que existe una relación directa entre la cantidad de lluvia caída y el número de micromamíferos. Gutiérrez *et al.* (2010) registraron fuertes incrementos en la abundancia del ratón oliváceo, ratón orejudo de Darwin

y del degú común en Fray Jorge después de un periodo de lluvias abundantes causado por el evento El Niño. Lo observado por Gutiérrez *et al.* (2010) es coincidente con la alta y baja abundancia de degú común que observé en abril y septiembre de 2004, respectivamente.

Jaksic *et al.* (1997) estimaron la abundancia de micromamíferos y sus depredadores en Fray Jorge durante 11 estaciones reproductivas y no reproductivas, con datos de 66 meses entre 1989 y 1994. Como respuesta a las precipitaciones asociadas al evento de El Niño 1991-1992, estos autores observaron importantes aumentos en la abundancia de micromamíferos y de aves rapaces, con máximos en 1992-1993. Para el caso del águila, su abundancia llegó en la primera mitad de 1993 a un 54% sobre el promedio, cayendo abruptamente en la segunda mitad de 1993.

### **Nidificación desfasada de algunas parejas de águilas moras**

Dentro de mis observaciones, cabe destacar el registro de una pareja de águilas nidificando en abril, con polluelos de casi cinco semanas. Esto representa unos cuatro meses de retraso respecto de la fenología reproductiva observada normalmente en Chile central (Pavez 2001). Además, destaca la precariedad de la estructura del nido y la ausencia de la pareja en septiembre. Tal vez algunas de las águilas maduras que arribaron durante el evento irruptivo se emparejaron y se reprodujeron aprovechando la abundancia transitoria de presas y luego abandonaron el área. Además, es posible que las águilas residentes hayan relajado su conducta territorial frente a la alta densidad de águilas foráneas en su territorio.

### **Comentario final**

Existen numerosos estudios entre la relación del evento El Niño y el aumento y disminución en la abundancia de micromamíferos y sus depredadores en Fray Jorge (Jaksic *et al.* 1997, Salvatori *et al.* 1999, Holmgren *et al.* 2006, Gutiérrez *et al.* 2010). Sin embargo, ninguno vincula explícitamente las alzas observadas en la abundancia de los depredadores con procesos de inmigración, ni menos con eventos irruptivos. De hecho, Jaksic *et al.* (1997), no pudieron determinar si el aumento en la abundancia de los depredadores en Fray Jorge luego del evento de El Niño 1991-92 fue por inmigración, reproducción, o ambos.

Aunque mi estudio tiene un limitado horizonte temporal, este reveló algunos aspectos desconocidos de la historia natural de las águilas moras. Conocer la frecuencia, magnitud y relevancia ecológica de los fenómenos irruptivos es desafiante y requiere estudios sistemáticos de largo plazo. Para comprender bien la significancia ecológica de estas irrupciones poblacionales es necesario cuantificar las interacciones interespecíficas entre depre-

dadores y los estratos etarios involucrados. Además, es posible que los eventos irruptivos tengan en el presente y en el futuro patrones diferentes a los ocurridos en el pasado, considerando el actual escenario del aumento en la frecuencia, duración y magnitud de El Niño y de cambio climático global (Díaz *et al.* 2001, Herbert & Dixon 2002, Gutiérrez *et al.* 2010).

**AGRADECIMIENTOS.** – Agradezco a Josefina S. Pavez, Eduardo M. Pavez, al editor jefe Ricardo Figueroa, al editor asociado Sergio Alvarado y a dos revisores anónimos por su revisión y comentarios, los que contribuyeron a mejorar el relato del manuscrito. También agradezco a Luis Jopia, guardaparque de CONAF, por sus comentarios personales en terreno.

### LITERATURA CITADA

- ARIM, M. & F.M. JAKSIC. 2005. Productivity and food web structure: Association between productivity and link richness among top predators. *Journal of Animal Ecology* 74: 31-40.
- BAHRE, C.J. 1979. Destruction of the natural vegetation of north-central Chile. *University of California Publications in Geography* 23: 1-118.
- BARROS, R. 1967. Notas sobre el tique cordillerano y el águila. *Revista Universitaria* (Chile) 52: 105-112.
- BERRYMAN, A.A. 1999. *Principles of population dynamics and their applications*. Stanley Thornes Publishers Ltd., Cheltenham, Reino Unido.
- BROWN, L. & D. AMADON. 1968. *Eagles, hawks and falcons of the world*. McGraw-Hill Company, Nueva York, EE. UU. 945 pp.
- BROWN, J.H. & S.K.M. ERNEST. 2002. Rain and rodents: complex dynamics of desert consumers. *BioScience* 52: 979-987.
- DEL HOYO, J., A. ELLIOTT & J. SARGATAL [EDS.]. 1994. *Handbook of the birds of the world*. Vol. 2. Lynx Edicions, Barcelona, España.
- DÍAZ, H.F., M.P. HOERLING & J.K. EISCHEID. 2001. ENSO variability, teleconnections and climate change. *International Journal of Climatology* 21: 1845-1862.
- DONÁZAR, J. 1992. Muladares y basureros en la biología y conservación de las aves en España. *Ardeola* 39: 29-40.
- FARIAS, A.A. & F.M. JAKSIC. 2007. Effects of functional constraints and opportunism on the functional structure of a vertebrate predator assemblage. *Journal of Animal Ecology* 76: 246-257.
- FERGUSON-LEES, J. & D.A. CHRISTIE. 2001. *Raptors of the World*. Christopher Helm, Londres, Reino Unido.
- FULK, G.W. 1975. Population ecology of rodents in the semi-arid shrublands of Chile. *Occasional Papers, The Museum Texas Tech University* 33: 1-40.
- FULK, G.W. 1976. Owl predation and rodent mortality: A case study. *Mammalia* 40: 423-427.
- GOODALL, J.D., A.W. JOHNSON & R.A. PHILLIPI. 1951. *Las aves de Chile, su conocimiento y sus costumbres*. Volumen II. Platt Establecimientos Gráficos, Buenos Aires, Argentina. 443 pp.
- GUTIÉRREZ, J.R., P.L. MESERVE, F.M. JAKSIC, L.C. CONTRERAS, S. HERRERA & H. VÁSQUEZ. 1993. Dynamics and structure of vegetation in a Chilean semiarid thorn scrub community. *Acta Oecologica* 14: 271-285.
- GUTIÉRREZ, J.R., P.L. MESERVE, D.A. KELT, A. ENGLISH, M.A. PREVITALI, W.B. MILSTEAD & F.M. JAKSIC. 2010. Long-term research in Bosque Fray Jorge National Park: Twenty years studying the role of biotic and abiotic factors in a Chilean semiarid scrubland. *Revista Chilena de Historia Natural* 83: 69-98.
- HERBERT, J.M. & R.W. DIXON. 2002. Is the El Niño phenomenon changing as a result of global warming? *Physical Geography* 23: 196-211.
- HIRALDO, F., J.A. DONAZAR, O. CEBALLOS, A. TRAVAINI, J. BUSTAMANTE & M. FUNES. 1995. Breeding biology of a Grey Eagle-Buzzard (*Geranoaetus melanoleucus*) population in Patagonia. *Wilson Bulletin* 107: 675-685.
- HOFFMANN, A. 1989. *Flora silvestre de Chile: zona central*. Segunda edición. Ediciones Fundación Claudio Gay, Santiago, Chile.
- HOLMGREN, M., M. SCHEFFER, E. EZCURRA, J.R. GUTIÉRREZ & G.M.J. MOHREN. 2001. El Niño effects on the dynamics of terrestrial ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* 16: 89-94.
- HOLMGREN, M., P. STAPP, C.R. DICKMAN, C. GRACIA, S. GRAHAM, J.R. GUTIÉRREZ, C. HICE, F. JAKSIC, D.A. KELT, M. LETNIC, M. LIMA, B.C. LÓPEZ, P.L. MESERVE, W.B. MILSTEAD, G.A. POLIS, M.A. PREVITALI, M. RICHTER, S. SABATÉ & F.A. SQUEO. 2006. A synthesis of ENSO effects on drylands in Australia, North America and South America. *Advances in Geosciences* 6: 69-72.
- HOUSTON, D. 2001. *Vultures & condors*. Worldlife Library, Voyager Press, Stillwater, Minnesota, EE. UU. 72 pp.
- IBARRA, J. & E. DE LUCCA. 2015. Águilas moras (*Geranoaetus melanoleucus*), víctimas de electrocución en Luján de Cuyo, Mendoza, Argentina. *Nótulas Faunísticas* (Segunda Serie) 176: 1-7.
- JAKSIC, F.M., H.W. GREENE & J.L. YÁÑEZ. 1981. The guild structure of a community of predatory vertebrates in central Chile. *Oecologia* 49: 21-28.
- JAKSIC, F.M., J.E. JIMÉNEZ, S.A. CASTRO & P. FEISINGER. 1992. Numerical and functional response of predators to a long-term decline in mammalian prey at a semi-arid Neotropical site. *Oecologia* 89: 90-101.
- 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., S.I. SILVA, P.L. MESERVE & J.R. GUTIÉRREZ. 1997. A long-term study of vertebrate predator responses to an El Niño (ENSO) disturbance in western South America. *Oikos* 78: 341-354.
- JIMÉNEZ, J.E. & F.M. JAKSIC. 1988 Ecology and behavior of

- southern South American Cinereous Harriers, *Circus cinereus*. *Revista Chilena de Historia Natural* 61: 199-208.
- JIMÉNEZ, J.E. & F.M. JAKSIC. 1989. Behavioral ecology of Grey Eagle-buzzards, *Geranoaetus melanoleucus*, in Central Chile. *Condor* 91: 913-921
- JIMÉNEZ, J.E. & F.M. JAKSIC. 1990. Historia natural del águila *Geranoaetus melanoleucus*: una revisión. *Hornero* 13: 97-110.
- JIMÉNEZ, J.E., P. FEISINGER & F.M. JAKSIC. 1992. Spatiotemporal patterns of an irruption and decline of small mammals in northcentral Chile. *Journal of Mammalogy* 73: 356-364.
- JUHANT, M.A., J.F. THERRIEN & J.I. ARETA. 2022. Winter irruption of two *Geranoaetus* hawks in the Monte Desert of Argentina. *Journal of Raptor Research* 56: 180-189.
- LIMA, M. & F.M. JAKSIC. 1998. Population variability among three small mammal species in the semiarid Neotropics: The role of density-dependent and density-independent factors. *Ecography* 21: 175-180.
- LIMA, M., M.A. PREVITALI & P.L. MESERVE. 2006. Climate and small rodent dynamics in semiarid Chile: the role of lateral and vertical perturbations and intra-specific processes. *Climate Research* 30: 125-132.
- LOBOS, G., P. BOBADILLA, A. ALZAMORA & R. THOMSON. 2011. Patrón de actividad y abundancia de aves en un relleno sanitario de Chile central. *Revista Chilena de Historia Natural* 84: 107-113.
- LÓPEZ, C.M., J.M. GRANDE & P.M. OROZCO-VALOR. 2017. Unusual concentration of Black-chested Buzzard-Eagles in Central Argentina. *Journal of Raptor Research* 51: 489-491.
- MARTI, C.D., M. BECHARD & F.M. JAKSIC. 2007. Food habits. Pp. 129-152 en Bird D.M. & K.L. Bildstein (eds.) *Raptor research and management techniques*. Hancock House, Blaine, EE. UU.
- MESERVE, P.L. 1981a. Resource partitioning in a Chilean semi arid small mammal community. *Journal of Animal Ecology* 50: 745-757.
- MESERVE, P.L. 1981b. Trophic relationships among small mammals in a Chilean semiarid thorn scrub community. *Journal of Mammalogy* 62: 304-314.
- MESERVE, P.L. & E. LE BOULENGE. 1987. Population dynamics and ecology of small mammals in the northern Chilean semiarid region. *Fieldiana Zoology New Series* 39: 413-431.
- MESERVE, P.L., E.J. SHADRICK & D.A. KELT. 1987. Diets and selectivity of two Chilean predators in the northern semi-arid zone. *Revista Chilena de Historia Natural* 60: 93-99.
- MESERVE, P.L., J.A. YUNGER, J.R. GUTIÉRREZ, L.C. CONTRERAS, W.B. MILSTEAD, B.K. LANG, K.L. CRAMER, S. HERRERA, V.O. LAGOS, S.I. SILVA, E.L. TABILO, M.A. TORREALBA & F.M. JAKSIC. 1995. Heterogeneous responses of small mammals to an El Niño Southern Oscillation in north-central semiarid Chile and the importance of ecological scale. *Journal of Mammalogy* 76: 580-595.
- MESERVE, P.L., D.A. KELT, W.B. MILSTEAD & J.R. GUTIÉRREZ. 2003. Thirteen years of shifting top-down and bottom-up control. *BioScience* 53: 633-646.
- MUÑOZ, M. 1985. *Flores del Norte Chico*. Dirección de Bibliotecas, Municipalidad de La Serena, La Serena, Chile. 95 pp.
- MUÑOZ-PEDREROS, A. & J. RAU. 2004. Técnicas y métodos de estudio: estudio de egagrópilas. Pp. 265-280 en Muñoz-Pedrerros, A. & J. Yáñez (eds.) *Mamíferos de Chile*, segunda edición ampliada. CEA Ediciones, Chile.
- NEWTON, I. 2006. Advances in the study of irruptive migration. *Ardea* 94: 433-460.
- Newton, I. 2007. Irruptive migration. Pp. 523-561 en Newton, I. (ed.) *The migration ecology of birds*, Academic Press.
- NEWTON, I. 2008. *The ecology of bird migration*. Academic Press, Londres, Reino Unido.
- PAVEZ, E.F. 2000. Migratory movements of the White-throated Hawk (*Buteo albigula*) in Chile. *Journal of Raptor Research* 34: 143-147.
- PAVEZ, E.F. 2001. Biología reproductiva del águila *Geranoaetus melanoleucus* (Aves: Accipitridae) en Chile central. *Revista Chilena de Historia Natural* 74: 687-697.
- PAVEZ E.F. 2007. *Buteo albigula* en vuelo migratorio en Chile central. *Boletín Chileno de Ornitología* 13: 64.
- PAVEZ, E.F. 2019. Descripción de las especies de aves rapaces de Chile. Pp. 45-166 en Muñoz-Pedrerros, A., J. Rau & J. Yáñez (eds.) *Aves Rapaces de Chile*. Segunda edición ampliada. CEA ediciones, Chile.
- PAVEZ, E.F. 2020. Uso de un posadero comunal por el cóndor andino (*Vultur gryphus*) en la región más antropizada de Chile. *Revista Chilena de Ornitología* 26: 4-12.
- PAVEZ, E.F. 2022. Use of a feeding station by Andean Condor in central Chile. *Journal of Raptor Research* 56: 430-439.
- PAVEZ, E.F. 2024. Movimientos migratorios del aguilucho variable (*Geranoaetus polyosoma*) y del aguilucho chico (*Buteo albigula*) en los Andes de Chile central. *Revista Chilena de Ornitología* 30: 41-52.
- PAVEZ, E.F., C.A. GONZÁLEZ & J.E. JIMÉNEZ. 1992. Diet shifts of Black-chested Eagles (*Geranoaetus melanoleucus*) from native prey to European Rabbits in Chile. *Journal of Raptor Research* 26: 27-32.
- PAVEZ, E., G. LOBOS & F. JAKSIC. 2010. Cambios de paisaje en Chile central y sus efectos sobre micromamíferos y aves rapaces. *Revista Chilena de Historia Natural* 83: 99-111.
- PAVEZ, E.F., P. PASCUA & B.A. GONZÁLEZ. 2023. Landfill use by Andean Condors in Central Chile. *Journal of Raptor Research* 7: 617-627.
- PAVEZ, E.F., C. GONZÁLEZ, B.A. GONZÁLEZ, C. SAUCEDO, S. ALVARADO, J.P. GABELLA & A. ARNELO. 2004. Nesting of the White-throated Hawk *Buteo albigula* in Central Chile. *Journal of Raptor Research* 38: 186-189.
- REISE, D. 1973. Clave para el reconocimiento de los cráneos de marsupiales y roedores chilenos. *Gayana* 27: 3-20.
- REYNOLDS, R.T., J.M. SCOTT & R.A. NUSSBAUM. 1980. A

- variable circular plot-method for estimating bird numbers. *Condor* 82: 309-313.
- RICHARDSON, W.J. 1978. Timing and amount of bird migration in relation to weather: a review. *Oikos* 30: 224-272.
- RIVAS-FUENZALIDA, T., S. CASTRILLI, E. ZIEHLMANN & K. BURGOS-ANDRADE. 2023. A migratory bottleneck for the White-Throated Hawk *Buteo albigula* in the Andean Foothills of Central Chile. *Ornitología Neotropical* 34: 167-173.
- SALVATORI, V., G. VAGLIO-LAURIN, P.L. MESERVE & L. BOITANI. 1999. Spatial organization, activity, and social interactions of culpeo foxes in northcentral Chile. *Journal of Mammalogy* 80: 711-719.
- SCHLATTER, R.P., J.L. YÁÑEZ & F.M. JAKSIC. 1980. Food-niche relationships between Chilean Eagles and Red-backed Buzzards in central Chile. *Auk* 97: 897-898.
- SOLOMON, M.E. 1949. The natural control of animal populations. *Journal of Animal Ecology* 18: 1-35.
- 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. 331 pp.
- TALA, C. 2006. Qué hacen aquí esas gaviotas... qué hacen aquí, tan lejos de su lugar natal. *Boletín Veterinario Oficial* N° 5, I semestre. 24 pp.
- TALA, C. & J. MUSSA. 1995. Observación de peuquito (*Accipiter bicolor chilensis*, Philippi y Landbeck, 1864) en el Parque Nacional Fray Jorge, IV Región. *Boletín Chileno de Ornitología* 2: 24-25.
- TURCHIN, P. 1995. Population regulation: Old arguments and a new synthesis. Pp. 19-40 en Capuccino, N. & P.W. Price (eds.) *Population dynamics: New approaches and synthesis*. Academic Press, San Diego, California, EE. UU.

*Manuscrito recibido el 2 de julio de 2024, aceptado el 28 de octubre de 2024.*

Procesado por Sergio Alvarado, editor asociado.