

UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA

LA MOLINA

FACULTAD DE CIENCIAS



**“DIVERSIDAD DE MAMÍFEROS MEDIANOS Y GRANDES
EN UNA GRADIENTE ALTITUDINAL DE LA CORDILLERA BLANCA
(PROVINCIA DE YUNGAY) DURANTE LA ÉPOCA SECA”**

Presentada por:

JACKELINE AIDA MENDOZA SOTO

Tesis para Optar el Título Profesional de:

BIÓLOGA

Lima – Perú

2023

**La UNALM es la titular de los derechos patrimoniales de la presente investigación
(Art. 24. Reglamento de Propiedad Intelectual)**

tesis

INFORME DE ORIGINALIDAD

17 %	16 %	9 %	3 %
INDICE DE SIMILITUD	FUENTES DE INTERNET	PUBLICACIONES	TRABAJOS DEL ESTUDIANTE

FUENTES PRIMARIAS

1	repository.javeriana.edu.co Fuente de Internet	1 %
2	www.thefreelibrary.com Fuente de Internet	1 %
3	repositorio.lamolina.edu.pe Fuente de Internet	1 %
4	www.redalyc.org Fuente de Internet	1 %
5	repositorio.puce.edu.ec Fuente de Internet	1 %
6	vsip.info Fuente de Internet	1 %
7	cybertesis.unmsm.edu.pe Fuente de Internet	1 %
8	www.academia.edu Fuente de Internet	<1 %
9	repositorio.ug.edu.ec Fuente de Internet	<1 %

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA
LA MOLINA**

FACULTAD DE CIENCIAS

**“DIVERSIDAD DE MAMÍFEROS MEDIANOS Y GRANDES
EN UNA GRADIENTE ALTITUDINAL DE LA CORDILLERA BLANCA
(PROVINCIA DE YUNGAY) DURANTE LA ÉPOCA SECA”**

Presentada por:

JACKELINE AIDA MENDOZA SOTO

Tesis para Optar el Título Profesional de:

BIÓLOGA

Sustentada y aprobada por el siguiente jurado:

Mg. Sc. Diana Zulema Quinteros Carlos
PRESIDENTE

Mg. Sc. Liz Zaida Castañeda Córdova
MIEMBRO

Mg. Sc. Pedro Gonzalo Vásquez Ruesta
MIEMBRO

Dra. Marta Williams León de Castro
ASESORA

Mg. Edgardo Manuel Rengifo Vásquez
CO ASESOR

DEDICATORIA

"Hay placer en los bosques sin caminos, hay éxtasis en las orillas solitarias, hay compañía donde nadie pisa.

No amo menos al hombre, sino más a la naturaleza"

Lord Byron

A mamá y papá, que son el regalo de mi estadía en la Tierra.

A Dina, quien desde el cielo sonreirá por este logro.

El bosque me acerca al cielo y me permite escucharte.

A todos los biólogos de campo que, a pesar del trabajo duro y las dificultades,

investigan y luchan por conservar los bosques del Perú.

AGRADECIMIENTOS

Mi más profundo agradecimiento a las montañas del Huascarán por ser la inspiración para esta investigación y enseñarme más de lo que esperaba como bióloga y como persona.

A mis papás, por permitirme ir tras mis sueños y apoyarme sin límites a lo largo de mi carrera.

Al Centro de Investigación Biodiversidad Sostenible (BioS) por el financiamiento para cumplir mi sueño de trabajar con cámaras trampa.

A Edgar Rengifo, por darme la oportunidad de desarrollar este proyecto y por sus aportes invaluable en todas las etapas de esta investigación.

A la profesora Marta Williams, por formarme como bióloga y por sus consejos en la formulación, ejecución y culminación de esta tesis.

A Valeria, Vanessa y Giovanni, por su gran ayuda en la fase de campo y los buenos momentos que quedan en nuestra memoria.

Al profesor Pedro Vásquez, por su gentil apoyo con la revisión de las fotos de los venados.

A Fiorella, por sus sugerencias en los análisis de resultados.

A Joel, por su invaluable apoyo con las figuras.

A Gonzalo, por las correcciones en los *scripts*.

A mi hermana Vanessa por la revisión y corrección del *abstract*.

A los miembros del jurado, por las correcciones y recomendaciones para mejorar el manuscrito.

A Manuel, mi compañero, por su amor valiente, su apoyo incondicional y sus recomendaciones en el desarrollo de la investigación.

A mis amigos de la universidad, por tantas anécdotas que hoy se convierten en el recuerdo de una época maravillosa.

ÍNDICE GENERAL

RESUMEN	vii
ABSTRACT	viii
I. INTRODUCCIÓN.....	1
1.1. Objetivos	4
1.1.1. Objetivo general	4
1.1.2. Objetivos específicos	4
II. REVISIÓN DE LITERATURA	5
2.1 Antecedentes	5
2.2 Panorama y Aspectos de conservación de los mamíferos en Perú	6
2.3 Conceptos importantes	7
2.3.1 Mamíferos medianos y grandes	7
2.3.2 Diversidad alfa (α)	7
2.3.3 Diversidad beta (β)	9
2.3.4 Curva de acumulación de especies	10
2.3.5 Cámaras trampa	10
III. METODOLOGÍA.....	12
3.1 Área de Estudio.....	12
3.1.1 Clima	15
3.1.2 Ecorregiones	15
3.1.3 Vegetación	15
3.2 Diseño de investigación	16
3.2.1 Métodos de muestreo.....	16
3.2.2 Análisis de datos	20
IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	24
4.1 Estimación de la diversidad alfa (α).....	24
4.1.1 Riqueza específica (S)	24
4.1.2 Curvas de acumulación de especies	31

4.1.3	Abundancia relativa.....	35
4.1.4	Índices de dominancia y equidad	45
4.2	Estimación de la diversidad beta (β).....	50
4.2.1	Análisis de similitud por sitio de muestreo	50
4.2.2	Análisis de similitud por vertiente.....	53
4.3	Ocupación Naïve.....	54
4.4	Relación con las variables ambientales.....	57
4.4.1	Distribución de los registros fotográficos de las especies según el gradiente altitudinal en la Cordillera Blanca	57
4.4.2	Modelos lineales generalizados	67
V.	CONCLUSIONES.....	70
VI.	RECOMENDACIONES	71
VII.	BIBLIOGRAFÍA.....	72
VIII.	ANEXOS	89

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Riqueza de especies de mamíferos medianos y grandes identificados en el área de estudio.....	26
Tabla 2: Especies de mastofauna endémicas, reguladas por CITES y/o bajo algún estado de conservación en el área de estudio.....	28
Tabla 3: Riqueza promedio y desviación estándar por cámara trampa en los sitios de muestreo.....	30
Tabla 4: Riqueza promedio y desviación estándar en las vertientes de estudio.....	31
Tabla 5: Índices de abundancia relativa promedio y desviación estándar estimados por especie en los sitios de muestreo.....	38
Tabla 6: Abundancia relativa promedio y desviación estándar por especie en las vertientes de estudio.....	44
Tabla 7: Índices de dominancia y equidad promedio y desviación estándar estimados para los sitios de muestreo.....	47
Tabla 8: Índices de dominancia y equidad promedio y desviación estándar estimados para las vertientes de estudio.....	49
Tabla 9: Valores de similitud estimados en los sitios de muestreo – Índice de Jaccard.....	52
Tabla 10: Variables ambientales que influyen en el registro de los mamíferos medianos y grandes a través del fototrampeo en el sector norte del Parque Nacional Huascarán.....	69

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación de los sitios de muestreo	13
Figura 2. Ecosistemas del área de estudio	14
Figura 3. Riqueza específica por sitios de muestreo y vertientes en el área de estudio.....	25
Figura 4. Riqueza promedio de los mamíferos medianos y grandes registrada en los sitios de muestreo.....	30
Figura 5. Curvas de acumulación de especies por sitios de muestreo	33
Figura 6. Curvas de acumulación de especies por vertiente.....	34
Figura 7. Índices de abundancia relativa promedio estimado por sitio de muestreo.....	39
Figura 8. Índice de abundancia relativa promedio de las especies de mamíferos medianos y grandes registrados en “Llanganuco”.....	41
Figura 9. Índice de abundancia relativa promedio de las especies de mamíferos medianos y grandes registrados en “Chinancocha”.....	42
Figura 10. Abundancia relativa promedio de las especies de mamíferos medianos y grandes registrados en “Vaquería”	43
Figura 11. Abundancia relativa promedio de las especies de mamíferos medianos y grandes registrados en la vertiente occidental.	44
Figura 12. Índices de equidad de Pielou promedio (J') registrados en los sitios de muestreo.....	48
Figura 13. Dendrograma de similitud de los sitios de muestreo en el área de estudio – Índice de Jaccard	53
Figura 14. Ocupación naïve de las especies registradas en cada sitio de muestreo del área de estudio	56
Figura 15. Ocupación naïve de las especies registradas en las vertientes del área de estudio.....	57
Figura 16. Distribución de los registros fotográficos de la especie <i>Conepatus chinga</i> en las vertientes de la Cordillera Blanca.....	58

Figura 17. Distribución de los registros fotográficos de la especie <i>Didelphis pernigra</i> en las vertientes de la Cordillera Blanca	59
Figura 18. Distribución de los registros fotográficos de la especie <i>Lagidium viscacia</i> en las vertientes de la Cordillera Blanca	60
Figura 19. Distribución de los registros fotográficos de la especie <i>Leopardus garleppi</i> en las vertientes de la Cordillera Blanca	61
Figura 20. Distribución de los registros fotográficos de la especie <i>Lycalopex culpaeus</i> en las vertientes de la Cordillera Blanca	62
Figura 21. Distribución de los registros fotográficos de la especie <i>Mustela frenata</i> en las vertientes de la Cordillera Blanca	63
Figura 22. Distribución de los registros fotográficos de la especie <i>Odocoileus virginianus</i> en las vertientes de la Cordillera Blanca	64
Figura 23. Distribución de los registros fotográficos de la especie <i>Sylvilagus cf. andinus</i> en las vertientes de la Cordillera Blanca	65
Figura 24. Distribución de los registros fotográficos de la especie <i>Puma concolor</i> en las vertientes de la Cordillera Blanca	66
Figura 25. Distribución de los registros fotográficos de la especie <i>Hippocamelus antisensis</i> en las vertientes de la Cordillera Blanca	67

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1: Ficha de instalación de cámaras trampa	90
Anexo 2: Base de datos	91
Anexo 3: Esfuerzo de muestreo.....	92
Anexo 4: Índice de abundancia relativa estimada por cámara trampa	94
Anexo 5: Fotografías de las especies reportadas y otros registros relevantes	96

RESUMEN

En Perú se ha dado mayor énfasis a las investigaciones de bosques amazónicos; sin embargo; existe una gran variedad de ecosistemas andinos que aún no han sido estudiados y conservan una diversidad biológica importante. El objetivo de este estudio fue comparar la diversidad alfa (α) y beta (β) y la abundancia relativa de la comunidad de mamíferos medianos y grandes en ambas vertientes del sector norte de la Cordillera Blanca (provincia de Yungay) ubicada en el Parque Nacional Huascarán, en una gradiente altitudinal durante el periodo comprendido entre mayo y setiembre del 2018 (época seca). Adicionalmente se buscó conocer las variables del hábitat y de la influencia humana que se relacionan con la presencia de las especies registradas. Se establecieron diez sitios de muestreo, cinco por cada vertiente y se colocaron dos estaciones de fototrampeo en cada sitio desde los 3327 hasta los 4712 m s. n. m. El esfuerzo de muestreo efectivo fue de 1300 días/cámara trampa. La riqueza específica para la vertiente oriental y occidental fue de ocho especies en cada una. La especie con mayor índice de abundancia relativa en la vertiente oriental fue *Lagidium viscacia*, mientras que en la vertiente occidental fue *Odocoileus virginianus*. La similitud en cuanto a la composición de especies de mastofauna registradas entre la vertiente occidental y oriental es del 60%. Los análisis de regresión sugieren que la variable altitud explica el registro de estas especies; no obstante, la riqueza y la abundancia relativa de especies a lo largo del gradiente altitudinal evaluado no mostraron una tendencia en particular. La información obtenida en esta investigación es útil para mejorar las estrategias de manejo y conservación de las especies y contribuye con la ampliación del conocimiento que se tiene sobre la comunidad de mamíferos medianos y grandes que habitan en el Parque Nacional Huascarán.

Palabras clave: Riqueza, abundancia relativa, altitud, vertientes, cámaras trampa, Parque Nacional Huascarán.

ABSTRACT

In Peru, greater emphasis has been given to research on Amazonian forests. However, there is a great variety of Andean ecosystems that have not yet been studied and those conserve an important biological diversity. The aim of this study was to compare the alpha (α) and beta (β) diversity indices and the relative abundance of the medium and large mammals' community in both slopes of the northern sector of the Cordillera Blanca (Yungay province) located in the National Park Huascarán, in an altitudinal gradient from May to September 2018 (dry season). Additionally, it was sought to find habitat and human influence that are related to the presence of the registered species. Ten sampling sites were established, five for each slope, and two camera-trapping stations were placed at each site from 3327 to 4712 m. a. s. l. The effective sampling effort was 1300 days/camera trap. The specific richness for the eastern and western slopes was eight species in each. The species with the highest relative abundance index on the eastern slope was *Lagidium viscacia*, while on the western slope it was *Odocoileus virginianus*. The similarity in the composition of mastofauna species registered between the western and eastern slopes is 60%. Regression analyses suggest that the altitude gradient explains the record of these species; however, the richness and relative abundance of species along the evaluated altitudinal slope did not show a particular trend. The information obtained in this research is useful to improve management and conservation strategies of the species and contributes to the growth of knowledge about the medium and large mammals' community that inhabits the Huascarán National Park.

Keywords: Richness, relative abundance, altitude, slopes, camera traps, Huascarán National Park.

I. INTRODUCCIÓN

Perú es uno de los países con mayor diversidad biológica en el mundo. Particularmente para los mamíferos, Pacheco *et al.* (2021) han documentado 573 especies de mamíferos para nuestro país, cifra que seguirá en aumento conforme se realicen más investigaciones. De dichas especies, 17 han sido reportadas para el departamento de Ancash: *Odocoileus virginianus*, *Hippocamelus antisensis*, *Lama glama*, *Conepatus chinga*, *Mustela frenata*, *Lontra felina*, *Otaria flavescens*, *Arctocephalus australis*, *Tremarctos ornatus*, *Lycalopex (Pseudalopex) sechurae*, *Lycalopex (Pseudalopex) culpaeus*, *Puma concolor*, *Vicugna vicugna*, *Leopardus jacobita*, *Leopardus garleppi*, *Didelphis pernigra* y *Thylamys tatei* (Pacheco *et al.*, 2020). Sin embargo, aún es incompleto el conocimiento de la diversidad de mamíferos y su distribución a nivel local.

Los mamíferos tienen relevancia dentro del ecosistema debido a que abarcan una gran diversidad de nichos y cumplen varias funciones ecológicas. Son responsables de polinizar plantas, dispersar semillas, controlar especies con potencial como plagas, contribuyen con grandes aportes al sostenimiento de la cadena trófica, entre otros beneficios ecosistémicos. En este sentido, “los mamíferos pueden tener grandes efectos en la estructura y composición de la vegetación (Sinclair y Norton-Griffiths, 1979; McInnes *et al.*, 1992; Sinclair y Arcese, 1995) y la productividad de las plantas (Frank y McNaughton, 1993)” (Boddicker *et al.*, 2002, p.106)

Debido a que intervienen en una gran cantidad de procesos ecológicos dentro del ecosistema en el que habitan, ha sido posible cuantificar mediante la presencia de determinadas especies el grado de mantenimiento de un sistema, utilizando de este modo a ciertos mamíferos como indicadores de calidad de hábitats. La presencia de mamíferos grandes y medianos y su abundancia, por ejemplo, constituyen un indicador de la óptima calidad de un escenario con poca presencia de perturbación antrópica, ya que los mamíferos grandes son los primeros en desaparecer por ser presas de cacería (Aquino *et al.*, 2007).

En el Parque Nacional Huascarán (PNH), no existen estudios científicos publicados que determinen la riqueza de mamíferos (Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas [SERNANP], 2017) y describan la distribución de especies por sectores, ya sea por lo elusivas o crípticas que llegan a ser estas especies, sobre todo las del orden carnívora, por el difícil acceso a algunas áreas andinas o por la falta de recursos económicos y humanos.

Esta Área Natural Protegida (ANP) que abarca casi en su totalidad a la Cordillera Blanca es reconocida como Patrimonio Mundial Natural de la Humanidad, Zona Núcleo de la Reserva de Biosfera Huascarán y representa una muestra de las ecorregiones de los Andes Centrales, Punas Húmedas y Bosques secos del Marañón. Entre los objetivos principales de la ANP destacan el mantenimiento de la cobertura de los ecosistemas de pajonal, matorral, bosques altoandinos, bofedales y lagunas que constituyen el hábitat de especies como *Hippocamelus antisensis* “taruca”, *Puma concolor* “puma”, *Leopardus garleppi* “gato de pajonal”, *Odocoileus virginianus* “venado de cola blanca”, entre otras; así como la conservación de los rodales de *Puya raimondi* “puya” y de *Polylepis* sp. “queñua” (SERNANP, 2017). Servat *et al.* (2002) afirman que “los bosques relictos de queñua constituyen uno de los ecosistemas más vulnerables de los Andes por la fuerte presión antropogénica existente (tala para uso como combustible, materiales de construcción, sobrepastoreo) ya que representan el único recurso maderable en esas alturas” (p. 25).

En el Parque Nacional Huascarán, se han identificado los principales factores que vulnerarían la diversidad biológica resaltando la fragmentación de hábitat, el sobrepastoreo, la presencia de especies exóticas, la contaminación del agua y suelo, la caza furtiva y el cambio climático (SERNANP, 2017). La ausencia de estudios detallados que permitan completar la información de la riqueza, abundancia y distribución de especies que alberga, sumada a las amenazas potenciales en el área, constituyen un riesgo a futuro para el cumplimiento de los objetivos con los que fue creado.

“En los últimos años el uso de cámaras trampa para el estudio de mamíferos terrestres ha aumentado a medida que la tecnología de las cámaras ha mejorado y los costos de los equipos han disminuido” (Tobler *et al.*, 2008, p.169). Otras ventajas del uso de estos equipos es que minimizan el error de detección con un correcto diseño de ubicación, en especial para algunas especies crípticas y posibilitan la estandarización y réplica del mismo muestreo a diferentes lugares (Ahumada *et al.*, 2013). De este modo, en nuestro país, se ha afianzado como el método más utilizado para: (1) la estimación de abundancias relativas y densidades

de mamíferos medianos y grandes, así como su diversidad y distribución (Wallace *et al.*, 2012; Tobler *et al.*, 2013; Hurtado, 2015; Mena *et al.*, 2016; Peña, 2016; Camacho *et al.*, 2017; Castagnino, 2017; Cossios y Ricra, 2019; Neira, 2020), (2) la elaboración de modelos de ocupación, de presencia-ausencia y el desarrollo de monitoreos de fauna (Tobler *et al.*, 2015; Isasi-Catalá *et al.*, 2016; Piana y Luna, 2016; Pizarro, 2016; Bowler *et al.*, 2017; Mena *et al.*, 2017; Tobler *et al.*, 2018; Mena *et al.*, 2020 a; Mena *et al.*, 2020 b), (3) la evaluación de patrones de actividad (Tobler *et al.*, 2009; Jiménez *et al.*, 2010; Kolowski y Alonso, 2010; García-Olaechea, 2014; Grant *et al.*, 2015; Rivera, 2019; García-Olaechea y Hurtado, 2020) y (4) la ampliación de la distribución de especies y confirmación de su presencia en nuevas zonas (García-Olaechea *et al.*, 2013; Gregory *et al.*, 2015; Llerena-Reátegui *et al.*, 2017; García-Olaechea y Hurtado, 2018; García-Olaechea *et al.*, 2019; Ojeda, 2019). En la mayoría de dichas investigaciones, se ha dado especial importancia al estudio de bosques amazónicos, por su extensión y alta diversidad biológica; sin embargo, existe una gran variedad de ecosistemas andinos en el país que aún no han sido estudiados aun cuando conservan una diversidad biológica importante y brindan servicios ecosistémicos a las poblaciones. Por lo tanto, se considera necesario explorar el uso de cámaras trampa en zonas andinas como el Parque Nacional Huascarán, donde a menudo las tasas de encuentro con vertebrados terrestres medianos y grandes suelen ser bajas y el hallazgo de rastros identificables se dificulta por la geología del terreno y el tipo de suelo.

Es importante mencionar que a pesar de que el uso de cámaras trampa se ha potenciado en nuestro país, aún la mayoría de investigaciones que aplican este método se realiza en países vecinos como Argentina, Brasil, Colombia, Ecuador, Bolivia y México (Anaya-Zamora *et al.*, 2015; Buenrostro-Silva *et al.*, 2015; Cruz-Jácome *et al.*, 2015; Cervera *et al.*, 2016; Lizcano *et al.*, 2016; Vila *et al.*, 2016; Figueroa-De-León *et al.*, 2017; Lizcano, 2018; Pérez-Solano *et al.*, 2018; Laurindo *et al.*, 2019; Astiazarán *et al.*, 2020; Belduma *et al.*, 2020; Huaranca *et al.*, 2020; Lemos *et al.*, 2020), entre algunos.

En consecuencia, el presente estudio contribuye a documentar la composición de especies y la diversidad de mamíferos medianos y grandes, para lo cual se eligió la provincia de Yungay debido a que ofrece la posibilidad de explorar diversas variables como el tipo de hábitat, presenta la influencia de actividades antropogénicas y posee una gradiente altitudinal abrupta.

1.1. Objetivos

1.1.1. Objetivo general

- Determinar la diversidad de mamíferos medianos y grandes presentes en ambas vertientes de la Cordillera Blanca (provincia de Yungay) del Parque Nacional Huascarán, en un gradiente altitudinal durante la época seca.

1.1.2. Objetivos específicos

- Determinar la diversidad alfa (α) y calcular la abundancia relativa de mamíferos medianos y grandes en ambas vertientes de la Cordillera Blanca (provincia de Yungay) durante la época seca.
- Medir la diversidad beta (β) en ambas vertientes de la Cordillera Blanca (provincia de Yungay) durante la época seca.
- Comparar la riqueza y la abundancia relativa de mamíferos medianos y grandes en ambas vertientes de la Cordillera Blanca (provincia de Yungay) durante la época seca.
- Describir las variaciones de riqueza y abundancia relativa de mamíferos medianos y grandes en ambas vertientes de la Cordillera Blanca (provincia de Yungay) y de acuerdo con el gradiente altitudinal

II. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 Antecedentes

En el Parque Nacional Huascarán se tiene conocimiento de la presencia probable de 25 especies de mamíferos (SERNANP, 2010) y el registro confirmado de felinos andinos (*Puma concolor* y *Leopardus garleppi*), osos de anteojos (*Tremarctos ornatus*), vicuñas (*Vicugna vicugna*), tarucas (*Hippocamelus antisensis*) y venados de cola blanca (*Odocoileus virginianus*) (SERNANP, 2017) gracias a los inventarios preliminares realizados por los guardaparques del área y pobladores de las comunidades cercanas. Sin embargo, a pesar de 45 años de su creación como Área Natural Protegida, la mayoría de las investigaciones científicas que se han llevado a cabo en el área se han dedicado a estudiar a la comunidad de aves (Sevillano-Ríos *et al.*, 2018), a excepción de algunos estudios sobre *Hippocamelus antisensis* (Barrio, 2013; Gazzolo y Barrio, 2016) y *Vicugna vicugna* (Consejo Nacional de Camélidos sudamericanos [CONACS], 1998) por lo que resulta necesaria la elaboración de estudios que documenten la riqueza, abundancia y distribución de las especies de mamíferos medianos y mayores para lograr su conservación y aprovechamiento sostenible.

Palomino y Ataucusi (2019) realizaron una aproximación de la distribución de las especies reportadas por SERNANP (2010) según el rango altitudinal en el PNH mediante la recopilación de información disponible en otros estudios del Perú y el mundo. Asimismo, realizaron estimaciones de abundancias mediante análisis estadísticos. Dicha información resulta útil como referencia; no obstante, la presente investigación toma como evidencia los registros fotográficos de mamíferos medianos y mayores obtenidos en el sector norte del Parque Nacional Huascarán para estimar la riqueza y describir las variaciones de la diversidad de dichas especies a lo largo de un gradiente altitudinal, de modo que se realice un acercamiento al estado de conservación actual de estas zonas.

En este sentido, la distribución de los mamíferos medianos y grandes en el PNH es poco conocida, se cuenta con un estudio que reporta la presencia de oso de anteojos (Figuerola, 2008) en los centros poblados Musho (Poquia), Waripata, Chacas, Quitaraxa y Wicsonga (ubicados en la zona de amortiguamiento del PNH). No obstante, la línea base de presencia

y ausencia por sector de mamíferos en el Parque Nacional Huascarán se está implementando desde la aprobación de su último Plan Maestro (SERNANP, 2017).

En cuanto a las investigaciones realizadas en este grupo de mamíferos empleando cámaras trampa en los Andes de nuestro país, destaca el estudio de Llerena-Reátegui y colaboradores (2017) en el cual se obtuvieron los primeros registros fotográficos de *Leopardus jacobita* “gato andino” para la Reserva Nacional Salinas y Aguada Blanca, situada en la ecorregión Puna de los Andes centrales (Centro de Datos para la Conservación [CDC], 2006). Asimismo, Jiménez *et al.* (2010) evaluaron la riqueza y patrones de actividad de mamíferos medianos y grandes en las yungas de Cajamarca “bosques montanos densos de la vertiente oriental de la Cordillera de los Andes” (CDC, 2006) donde obtuvieron los registros altitudinales más altos conocidos para las especies *Leopardus pardalis* y *Eyra barbara*.

Actualmente no se cuenta con estudios publicados realizados en la ecorregión los Andes centrales.

2.2 Panorama y Aspectos de conservación de los mamíferos en Perú

Perú es uno de los países con mayor diversidad de mamíferos en el mundo, se ha reportado hasta noviembre del 2021, 573 especies que incluyen 47 didelfimorfos, 2 paucituberculados, 1 sirenio, 5 cingulados, 42 primates, 194 roedores, 2 lagomorfos, 3 eulipotiflanos, 189 quirópteros, 33 carnívoros, 2 perisodáctilos y 46 artiodáctilos (incluyendo 32 cetáceos) (Pacheco et al., 2021). No obstante, las amenazas para la supervivencia de dichas especies siguen aumentando en la actualidad.

La pérdida o degradación de hábitat por avance de la actividad agrícola y pecuaria es la amenaza que afecta a un mayor número de especies de mamíferos en el Perú, particularmente si se tiene en cuenta que las áreas de parques nacionales no están exentas de estos problemas sumados a los procesos de caza furtiva y tráfico de especies en las áreas adyacentes (Aquino *et al.*, 2016). En la mayoría de las ecorregiones terrestres dichas actividades son las que afectan a un mayor número de especies, a excepción de la puna, en donde los cambios fortuitos son la mayor amenaza y el desierto costero, con la expansión urbana (Servicio Nacional Forestal y de Fauna Silvestre [SERFOR], 2018).

La caza de especies de importancia para el consumo, o sobre aquellas que son consideradas predatoras, como los carnívoros grandes, suele estar relacionada a factores económicos directos o indirectos. La carne silvestre se integra en la dinámica económica local al

contribuir con los ingresos familiares, pero también aporta en la seguridad alimentaria de las comunidades que la consumen y diversifica su dieta (van Vliet *et al.*, 2014). En ese sentido “la extracción de fauna silvestre permite al cazador obtener beneficios, principalmente alimentarios y económicos con ingresos diversos, según la especie cazada” (Shoobridge, 2019, pp. 436-437).

Por otro lado, la percepción de conflicto que muestran algunos pobladores en la convivencia con los carnívoros altoandinos por las constantes pérdidas económicas producidas por la depredación de animales domésticos y/o pérdidas en la producción de los cultivos agrícolas genera presión de caza sobre las especies predatoras (Deustua *et al.*, 2008).

Dichos factores han mermado en las poblaciones de distintas especies de mamíferos en nuestro país por lo que, según el Decreto Supremo N° 004-2014-MINAGRI, diez especies se encuentran en la categoría “En Peligro Crítico” (10,9 % del total) la cual indica mayor amenaza, mientras que 32, se encuentran en la categoría “En Peligro” (34,8 %) y 50 en la categoría “Vulnerable” (54,3 %). El orden taxonómico con el mayor número de especies amenazadas es Rodentia con 32 especies, seguido del orden Chiroptera con 16 y del orden Primates con 15.

2.3 Conceptos importantes

2.3.1 Mamíferos medianos y grandes

Para esta investigación se utilizó la definición de mamíferos medianos y grandes propuesta por Rumiz *et al.* (1998) quienes señalan que son aquellos mamíferos cuyo peso corporal es mayor o igual a un kilogramo, que pueden ser identificados sin ser capturados dado que dejan indicios característicos y generalmente son reconocidos por los pobladores locales.

2.3.2 Diversidad alfa (α)

a. Riqueza específica

Para Whittaker (1972, citado por Moreno, 2001) “es la riqueza de especies de una comunidad particular a la que consideramos homogénea” (p. 21). Es decir, consiste en enumerar e identificar en una comunidad de especies a todos los integrantes por lo que resulta muy útil para medir la diversidad de algún sitio en un momento determinado (Magurran, 1988).

“La forma ideal de medir la riqueza específica es contar con un inventario completo que permita conocer el número total de especies; sin embargo, esto es posible únicamente para

ciertas taxa y de manera puntual en tiempo y en espacio” (Moreno, 2001, p.26). Es por ello que los inventarios obtenidos a partir de un muestreo de la comunidad permiten describir y conocer la estructura y función de diferentes niveles jerárquicos, para su aplicación en el uso, manejo y conservación de los recursos (Villarreal *et al.*, 2004).

b. Abundancia relativa

La abundancia (cantidad de individuos o biomasa) es de gran importancia en el manejo de fauna silvestre. Ojasti (2000) señala que se emplea para indicar el estado de una población en un momento y espacio dado, y permite realizar comparaciones con otras poblaciones. En consecuencia, el seguimiento de la dinámica poblacional de determinadas especies en el tiempo constituye un criterio de evaluación de la calidad del hábitat.

Se puede expresar por medio de índices de abundancia relativa, los cuales se obtienen a través de un conteo incompleto ya que no detectan a todos los individuos presentes en el área estudiada. Por lo general dichos índices se refieren al número de animales o sus rastros detectados por unidad de esfuerzo. Por otro lado, la abundancia también puede expresarse en términos absolutos, es decir tamaño poblacional (N = número de individuos en la población) o densidad poblacional (D = Número promedio de individuos por unidad de área) (Ojasti, 2000).

Algunos de los métodos más comunes para estudiar la abundancia de mamíferos son conteos de observaciones directas (Buckland *et al.*, 2004) o indirectas (huellas, heces, madrigueras, etc.) en transectos (Silveira *et al.*, 2003). No obstante, dichos métodos exigen un alto esfuerzo logístico y son difíciles de estandarizar y replicar ya que dependen de la habilidad y experiencia del observador (Iknayan *et al.*, 2014).

A partir del fototrampeo es factible calcular índices de abundancia relativa por especie tomando en cuenta el número de fotografías independientes por cada 100 o 1000 días de muestreo (Carbone *et al.*, 2001; Mandujano *et al.*, 2019). “Este índice está fundamentado en la correlación positiva entre la abundancia y la probabilidad de detección (Hadly y Maurer 2001; Nichols y Conroy 1996)” (Díaz-Pulido y Payán, 2012, p. 24). En concordancia con ello, Rowcliffe y Carbone (2008) mencionan que, al controlar algunas variables que podrían influir en la probabilidad de detección es posible expresar la abundancia en términos de frecuencias de captura. En esta investigación se colocaron las trampas cámara en todos los tipos de vegetación del área de estudio, en sotobosque tanto abierto como cerrado, en caminos establecidos que son frecuentemente utilizados por mamíferos medianos y grandes

y en fuentes de agua con el fin de aumentar la probabilidad de detección de las diferentes especies.

c. Índices de dominancia

Los índices basados en la dominancia toman en cuenta la representatividad de las especies con mayor valor de importancia sin evaluar la contribución del resto de las especies (Moreno, 2001).

- **Índice de Simpson:** Manifiesta la probabilidad de que dos individuos tomados al azar de una muestra sean de la misma especie. Está fuertemente influido por la importancia de las especies más dominantes (Moreno, 2001).
- **Números efectivos de especies (medidas de diversidad verdadera):** Se considera como una medida del número de especies cuando cada especie es ponderada por su abundancia relativa (Hill, 1973). En este estudio se utilizó la diversidad verdadera de orden 1 (1D) (Jost, 2006), la cual se obtiene a través del exponencial de índice de entropía de Shannon.

d. Índices de equidad

- **Índice de Shannon-Wiener:** Mide el grado promedio de incertidumbre en predecir a qué especie pertenece un individuo escogido al azar de una colección (Magurran, 1988). Asume que los individuos son seleccionados al azar y que todas las especies están representadas en la muestra (Moreno, 2001).
- **Equidad de Pielou:** Mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada. Su valor va de 0 a 1, de forma que 1 corresponde a situaciones donde todas las especies son igualmente abundantes (Magurran, 1988).

2.3.3 Diversidad beta (β)

“Es el grado de cambio o reemplazo en la composición de especies entre diferentes comunidades en un paisaje (Whittaker, 1972)” (Moreno, 2001, p. 21). Es decir, constituye una aproximación común que analiza cambios en la diversidad de especies en un gradiente. Moreno (2001), afirma que:

La medición de la diversidad beta está basada en proporciones que pueden evaluarse con base en índices o coeficientes de similitud, de disimilitud o de distancia entre las muestras a partir de datos cualitativos (presencia o ausencia de especies) o

cuantitativos (abundancia proporcional de cada especie medida como número de individuos, biomasa, densidad, cobertura, etc.), o con índices de diversidad beta propiamente dicho (Magurran, 1988; Wilson y Shmida, 1984). (p. 47)

2.3.4 Curva de acumulación de especies

Representa el número de especies acumuladas a lo largo de una medida de esfuerzo de muestreo, es decir, mientras mayor esfuerzo se realice mayor será el número de especies colectadas.

Jiménez-Valverde y Hortal (2003) explican lo siguiente:

Al principio se colectan sobre todo especies comunes, y la adición de especies al inventario se produce rápidamente; por tanto, la pendiente de la curva comienza siendo elevada. A medida que prosigue el muestreo son las especies raras, así como los individuos de especies provenientes de otros lugares, los que hacen crecer el inventario, por lo que la pendiente de la curva desciende. El momento en el que la pendiente desciende a cero corresponde, teóricamente, con el número total de especies que podemos encontrar en la zona estudiada, con los métodos utilizados y durante el tiempo en el que se llevó a cabo el muestreo. (p. 152)

Por tanto, las curvas de acumulación de especies constituyen herramientas útiles para comparar los inventarios biológicos y brindan fiabilidad en las estimaciones. Asimismo, permiten una mejor planificación del trabajo de muestreo ya que mediante extrapolaciones basadas en el número de especies observadas en un inventario estiman el total de especies que estarían presentes en la zona (Soberón y Llorente, 1993 citado por Jiménez-Valverde y Hortal, 2003).

2.3.5 Cámaras trampa

Las cámaras-trampa son dispositivos automáticos con un flash electrónico y un mecanismo de disparo constituido por rayos infrarrojos activos o pasivos. Las trampas activadas por infrarrojos activos emiten un rayo continuo desde un transmisor a un receptor que es como una cuerda invisible; cuando el haz se interrumpe, se envía un mensaje a la cámara para grabar una imagen. Las trampas activadas por infrarrojos pasivos son mucho más comunes que los sistemas activos, constan de dos sensores colocados uno al lado del otro que leen una firma de temperatura de fondo; cuando un animal pasa por delante de los sensores, tanto el movimiento detectado por los dos sensores y la temperatura cambian debido a que se registra una temperatura diferente a la ambiental grabando la imagen del animal (Swann *et al.*, 2004).

Esta técnica conocida también como fototrampeo, ha sido aplicada desde el siglo XIX, pero en los últimos años se ha convertido en nuestro país en una técnica de fácil acceso siendo aplicada frecuentemente en estudios con mamíferos medianos y grandes. El uso de cámaras trampa ofrece ventajas ya que, al ser una herramienta no invasiva, “no altera los hábitos de los animales, se elimina la necesidad de captura, permite muestrear grandes áreas con pocas personas, el investigador no requiere realizar revisiones constantes y el disturbio humano es mínimo o nulo” (Bautista *et al.*, 2011, p. 287). No obstante, posee algunas desventajas como el riesgo que sea robado en campo, las altas probabilidades que las cámaras-trampa causen sesgo en el muestreo al no detectar todas las especies y las fallas de los sensores en campo.

III. METODOLOGÍA

3.1 Área de Estudio

El Parque Nacional Huascarán está localizado en la zona norte-centro del territorio peruano, en el departamento de Ancash, entre los 2400 y 6768 m s. n. m., sobre un área de 3400 km². Abarca la provincia biogeográfica de la Puna y comprende casi la totalidad de la Cordillera Blanca. Políticamente, cubre parte del territorio de las provincias de Huaylas, Yungay, Carhuaz, Huaraz, Recuay, Bolognesi, Huari, Asunción, Mariscal Luzuriaga y Pomabamba (SERNANP, 2010).

La Cordillera Blanca se extiende 200 km entre las coordenadas geográficas S 8°08' W 77°00' y S 9°58' W 77°52', en dirección noroeste. Se dispone paralelamente al valle del río Santa (también llamado Callejón de Huaylas) en el oeste y está conformada por más de 30 picos nevados de 6000 m s. n. m. (SERNANP, 2010).

Esta investigación se realizó en el sector norte del Parque Nacional Huascarán (provincia de Yungay) entre los 3327 y 4712 m s. n. m. en diez sitios de muestreo, los cuales se distribuyeron a lo largo de la vertiente oriental y occidental de la Cordillera Blanca según la gradiente altitudinal (Figura 1 y Figura 2). Los datos fueron tomados en el contexto del “Proyecto mamíferos de Ancash” de la ONG Centro de Investigación Biodiversidad Sostenible (BioS), el cual tiene como objetivo determinar la riqueza de mamíferos pequeños y grandes de la Cordillera Blanca.

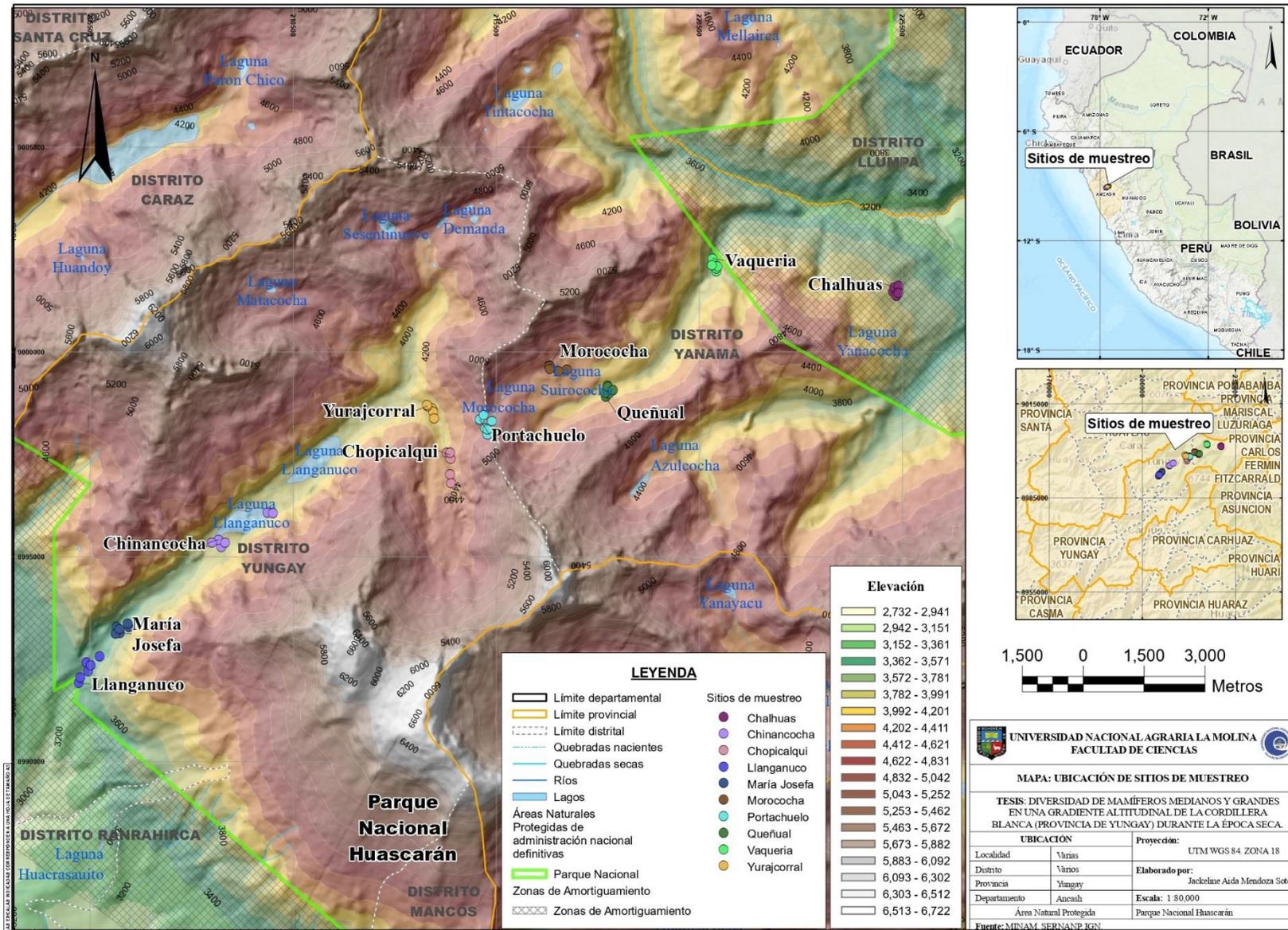


Figura 1. Ubicación de los sitios de muestreo

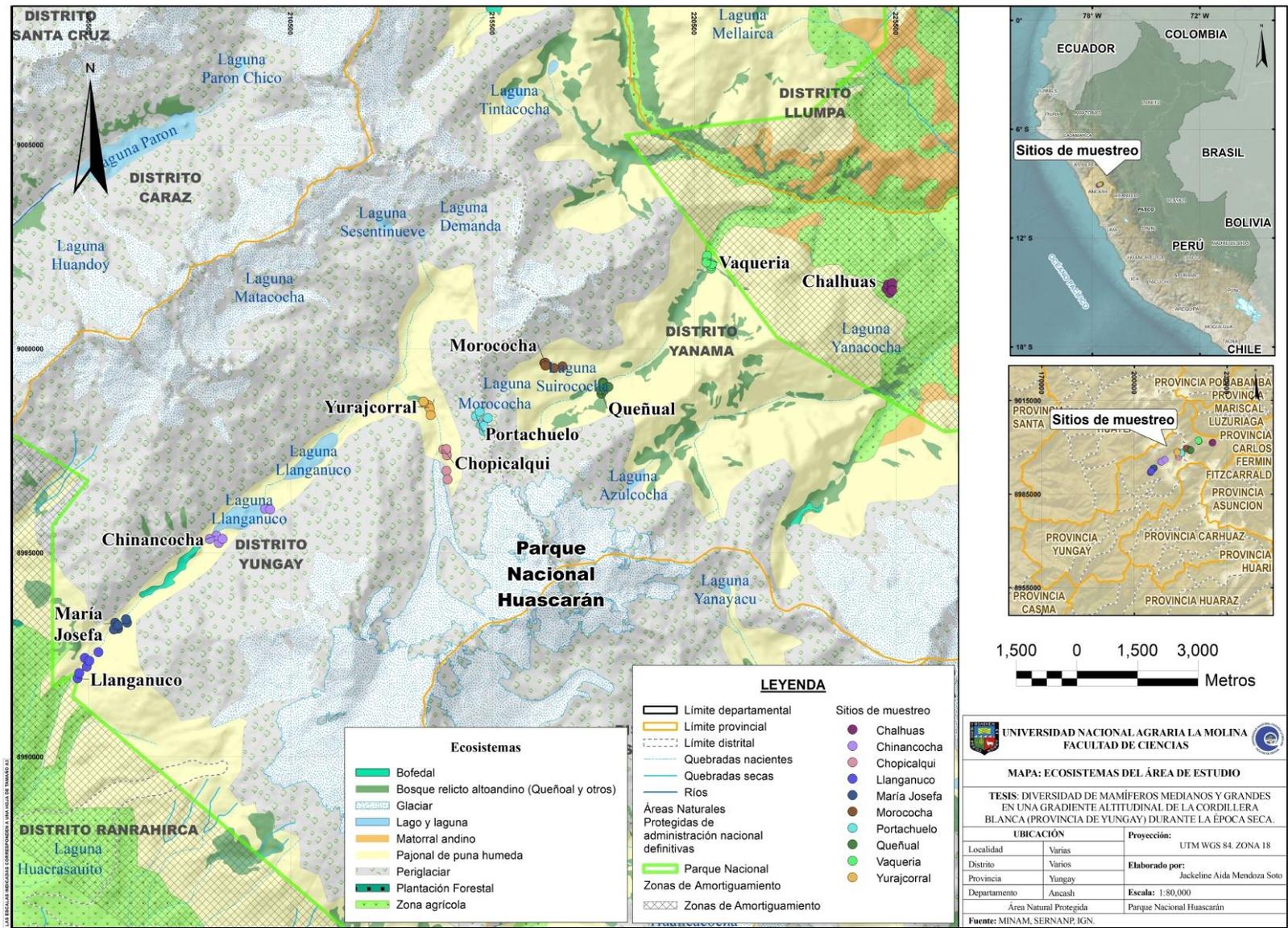


Figura 2. Ecosistemas del área de estudio

3.1.1 Clima

El clima en el Parque Nacional Huascarán es bastante variado por lo que constituye un factor condicionante para el desarrollo de la biodiversidad. La temperatura cambia abruptamente a lo largo del día, el promedio de las temperaturas mínimas se acentúa con la altitud y la amplitud térmica diaria, entre el día y la noche. Entre los 3500 y 4800 m s. n. m. las temperaturas oscilan entre los -25°C y los 22°C. En cuanto a la precipitación, se estima que varía entre 640 a 1400 mm por año (SERNANP, 2010).

En esta Área Natural Protegida se distinguen principalmente dos estaciones del año: de estiaje, que se presenta entre los meses de mayo a octubre; y de lluvia, entre los meses de noviembre a abril.

3.1.2 Ecorregiones

El área de estudio corresponde a las ecorregiones Andes centrales y Punas húmedas de los Andes Centrales (CDC, 2006):

a. Andes centrales

Ocupa las vertientes occidentales de la Cordillera de los Andes, entre los 1 000 y los 3 800 m s. n. m. Tiene un relieve abrupto, con valles estrechos y profundos. Se distinguen dos climas: en las zonas de menor altitud las temperaturas varían entre 10 y 18°C, y las precipitaciones son escasas, mientras que en las zonas más altas las temperaturas varían entre 7 y 15°C y la precipitación es mayor. Por encima de los 3200 m s. n. m. pueden ocurrir heladas.

b. Punas húmedas de los Andes centrales

Ubicada en la Cordillera de los Andes, se extiende hasta el límite norte del departamento de Ancash entre los 3 700 hasta los 6768 m s. n. m. Presenta una topografía compleja y un clima con cambios extremos en la temperatura diaria. La precipitación anual es de 700 mm aproximadamente.

3.1.3 Vegetación

En relación con la composición vegetal del Parque Nacional Huascarán, predomina el pastizal (41.50%) que alterna con fuertes pendientes con proyecciones de zonas rocosas (34.55%). Destacan también los bosques nativos, principalmente de *Polylepis* (3.40%) y los matorrales (2.65%) (SERNANP, 2010).

Las familias botánicas más representativas en el área de estudio son: Asteraceae, Rosaceae, Melastomataceae, Poaceae, Lamiaceae, Fabaceae y Calceolariaceae. En cuanto a las especies destacan *Gynoxys macfrancisi*, *Polylepis sericea*, *Ageratina sternbergiana*, *Monina salicifolia*, *Baccharis latifolia*, *Senecio melanocalyx*, *Lupinus* sp., *Stipa* sp., *Calamagrostis* sp. y *Festuca* sp.

3.2 Diseño de investigación

Este estudio fue de tipo descriptivo observacional tomando en cuenta que implicó “la observación, descripción y registro de acontecimientos sin intervenir en el curso natural de estos durante un periodo de tiempo específico establecido por el investigador” (Manterola y Otzen, 2014, p. 634). Se planteó el registro de las especies de mamíferos medianos y grandes mediante la técnica de fototrampeo en el periodo comprendido entre los meses de mayo a septiembre de 2018 (época seca), con énfasis en la descripción de la diversidad existente a diferentes altitudes en ambas vertientes de la Cordillera Blanca (sector norte del Parque Nacional Huascarán, provincia de Yungay).

3.2.1 Métodos de muestreo

a. Sitios de muestreo

El presente estudio se basó en la toma de datos propios obtenidos en un periodo de muestreo comprendido entre mayo y setiembre del 2018. Se realizó una visita previa para seleccionar el área de estudio definitiva, luego se establecieron diez sitios de muestreo, cinco por cada vertiente de la cordillera Blanca separados por una distancia lineal mínima de 1 km. Se colocaron dos estaciones de fototrampeo en cada sitio de muestreo a partir de los 3327 m s. n. m. hasta los 4712 m s. n. m. que luego de un mes y medio se cambiaron de ubicación dentro del área del sitio de muestreo para aumentar las probabilidades de captura (J. Mena, comunicación personal, 7 de abril de 2018). Se empleó un muestreo dirigido que consistió en seleccionar las unidades de muestreo según el juicio de los investigadores, con la intención de efectivizar la toma de datos.

Los sitios de muestreo presentaron algunas características distintivas entre sí, principalmente en términos de la composición del terreno, la altitud y la flora dominante:

- “Challhuas” (3790 m s. n. m.) (225344E 9001365N): Pertenece al ecosistema “zona agrícola” según el mapa del MINAM (2018), con predominancia de las especies *Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus* que alternan con asteráceas como *Baccharis latifolia*,

- Gynoxys macfrancisi*, y *Stevia macbridei*, entre otras especies y poáceas como *Festuca* sp, *Stipa* sp y *Calamagrostis* sp. El sotobosque era abierto, con pendiente intermedia y ausencia de fuentes de agua cercanas. Se observaron senderos, terrenos agrícolas y presencia de ganado ovino a los alrededores, por lo que se consideró un área altamente impactada.
- **“Vaquería” (3694 m s. n. m.) (220807E 9002186N):** Pertenece al ecosistema “pajonal de puna húmeda” según el mapa del MINAM (2018), con predominancia de la familia Asteraceae (*Ageratina sternbergiana*, *Baccharis latifolia*, *Baccharis tricuneata*, *Sigesbeckia jorullensis*, entre otras especies) y Rosaceae (*Polylepis racemosa*, *Rubus floribundus*, entre otras especies). El sotobosque era cerrado, con pendiente intermedia y presencia de fuentes de agua cercanas. Esta área era atravesada por la carretera Yungay- Yanama, el río “Vaquería” y senderos de turismo. Asimismo, cerca de los puntos de evaluación se encontró un albergue turístico. Debido a sus características se consideró un área altamente impactada.
 - **“Queñual” (4134 m s. n. m.) (218183E 8998997N):** Pertenece al ecosistema “pajonal de puna húmeda” según el mapa del MINAM (2018), con predominancia de la especie *Polylepis sericea*. que alterna con poáceas como *Agrostis* sp. y asteráceas como *Aetheolaena campanulata*, *Baccharis chilco*, *Gynoxys macfrancisi*, entre otras especies. Se observó la presencia de musgos en los tallos y rocas de hasta cinco metros de altura. El sotobosque era cerrado, con pendiente intermedia y presencia de fuentes de agua cercanas. La carretera Yungay- Yanama se encuentra adyacente al parche de bosque de *Polylepis*, se observaron senderos en el interior y varios individuos de ganado vacuno por lo que se consideró un área con grado moderado de impacto.
 - **“Morococha” (4355 m s. n. m.) (217235E 8999570N):** Es una laguna que se encuentra flanqueada por la carretera Yungay- Yanama. El ecosistema que la rodea según el mapa del MINAM (2018) es el “pajonal de puna húmeda”, con predominancia de poáceas como *Festuca* sp, *Stipa* sp y *Calamagrostis* sp, entre otras y asteráceas como *Gynoxys caracensis*, *Gynoxys macfrancisi*, *Loricaria ferruginea*, *Senecio arachnolomus*, entre otras especies. En este sitio de muestreo se encontró un pequeño bosque relictivo de *Polylepis sericea* con presencia de musgos en los tallos y rocas dispersas de hasta cinco metros de altura. Asimismo, se registró la presencia de ganado vacuno en los alrededores. Dadas sus características se consideró un área con grado moderado de impacto.

- **“Portachuelo” (4675 m s. n. m.) (215385E 8998300N):** Pertenece al ecosistema “periglaciario” según el mapa del MINAM (2018), con predominancia de asteráceas como *Senecio canescens*, *Senecio rufescens*, *Loricaria ferruginea*, entre otras especies y poáceas como *Festuca* sp, *Stipa* sp y *Calamagrostis* sp. Geográficamente, constituye un abra. El área presentaba una pendiente abrupta y senderos turísticos, la única fuente de agua cercana era la laguna “Morococha”. Por otra parte, se registró la presencia de ganado vacuno. Debido a las características descritas se consideró un área moderadamente impactada.
- **“Chopicalqui” (4221 m s. n. m.) (214356E 8997540N):** Pertenece al ecosistema “pajonal de puna húmeda” según el mapa del MINAM (2018), con predominancia de la especie *Polylepis sericea* que alterna con asteráceas como *Ageratina sternbergiana*, *Baccharis latifolia*, *Senecio featherstonii*, *Gynoxys macfrancisi*, entre otras especies y poáceas como *Festuca* sp, *Stipa* sp y *Calamagrostis* sp. Las faldas del nevado del mismo nombre se emplazan a un kilómetro, aproximadamente, del sitio de muestreo. El sotobosque era abierto, con una pendiente intermedia, se observó la presencia de un riachuelo que transcurría a lo largo del área y senderos para turismo. Asimismo, se registró la presencia de varios individuos de ganado vacuno por lo que se consideró un área con grado moderado de impacto.
- **“Yurajcorral” (4094 m s. n. m.) (213935 8998562N):** Pertenece al ecosistema “bosque relicto altoandino” según el mapa del MINAM (2018), con predominancia de la especie *Polylepis sericea* que alterna con asteráceas como *Senecio melanocalyx*, *Gynoxys macfrancisi*, *Baccharis tricuneata*, entre otras especies. El sotobosque era cerrado, con pendiente intermedia y presencia de fuentes de agua cercanas. Esta área era atravesada por la carretera Yungay- Yanama y senderos de turismo. Asimismo, cerca de los puntos de evaluación se observaron cercos y varios individuos de ganado vacuno. Dadas sus características se consideró un área moderadamente impactada.
- **“Chinancocha” (3866 m s. n. m.) (208720E 8995238N):** Es una laguna de gran extensión que se encuentra rodeada del ecosistema “pajonal de puna húmeda” según el mapa del MINAM (2018), con predominancia de la especie *Polylepis sericea* que alterna con asteráceas como *Baccharis grandicapitulata*, *Gynoxys caracensis*, *Senecio chavanilloensis*, entre otras especies y cactáceas. El sotobosque era cerrado, con pendiente intermedia. Esta área era atravesada por senderos para turismo y en la cabecera

de la laguna se encontraron varios individuos de ganado vacuno por lo que se consideró moderadamente impactada.

- **“Llanganuco” (3327 m s. n. m.) (205217E 8991918N):** Pertenece al ecosistema “pajonal de puna húmeda” según el mapa del MINAM (2018), con predominancia de las especies *Polylepis sericea* y *Polylepis racemosa* que alternan con bromeliáceas como *Puya* sp. y asteráceas como *Ageratina sternbergiana*, *Baccharis gnidiifolia*, *Dendrophorbium usgorensis*, *Ophryosporus peruvianus*, entre otras especies. La quebrada del mismo nombre atravesaba este sitio de muestreo. El sotobosque era cerrado, con pendiente intermedia. Por otro lado, se encontraron senderos turísticos al interior y se registró la presencia de ganado vacuno. Debido a sus características se consideró un área con grado moderado de impacto.
- **“María Josefa” (3492 m s. n. m.) (206149E 8993279 N):** Pertenece al ecosistema “pajonal de puna húmeda” según el mapa del MINAM (2018), con predominancia de la especie *Polylepis sericea* que alterna con bromeliáceas como *Puya angusta*, asteráceas como *Baccharis peruviana*, *Smallanthus* sp., *Ageratina sternbergiana* y rosáceas como *Rubus floribundus*. La quebrada “Llanganuco” acompañaba al sendero turístico “María Josefa”, el cual atravesaba el sitio de muestreo. El sotobosque era cerrado, con pendiente intermedia. Dadas sus características se consideró un área con grado moderado de impacto.

b. Cámaras trampa

Se colocaron 20 cámaras trampa de mayo a setiembre de 2018 (época seca), diez en cada vertiente, de modo que cada sitio de muestreo contó con dos cámaras trampa que estuvieron activas en intervalos de mes y medio, totalizando seis cámaras trampa por sitio de muestreo. Cada unidad de muestreo constó de una cámara trampa (Bushnell Trophy Cam- Standard Edition) con un sensor infrarrojo automático diurno / nocturno, un panel de luz led blanca, una resolución de 16 Megapíxeles, 8 pilas AA alcalinas marca Duracell y una memoria SD de 32 GB. Cada cámara se programó para registrar eventos fotográficos de tres tomas y un video de 15 segundos con intervalos de un segundo luego de cada detección. En cada captura fotográfica se registró la fecha, hora, temperatura (°C) y fase lunar. Para la descarga de información se utilizó una tarjeta adicional de las mismas características por cada cámara que en cada revisión en campo fueron intercambiadas.

Las cámaras se instalaron a una altura promedio de 30 cm sobre el suelo (Kelly, 2008) y se ubicaron estratégicamente para maximizar las probabilidades de captura y el número de individuos fotografiados (Silver, 2004). Se tomó en consideración lugares donde previamente se observaron restos fecales o sitios con una alta probabilidad de ocurrencia como fuentes de agua, zonas abiertas dentro del bosque y donde existieron senderos de animales. Es importante mencionar que no se emplearon cebos para atraer animales, ya que podrían ocasionar algún sesgo en los resultados y su interpretación (García-Olaechea, 2014).

Con el fin de prevenir daños en los dispositivos ocasionados por los cambios bruscos de temperatura en el ambiente se colocó un protector impermeable a cada cámara. Al finalizar la instalación se llenó una ficha de registro con datos de fecha, hora, estación, coordenadas geográficas y aspectos relacionados a la programación de las cámaras trampa (Anexo 1).

Para comprobar que las cámaras se ubicaron correctamente y que las imágenes capturadas resultaron con el enfoque, ángulo y distancia de detección apropiados se realizó la “prueba de gateo” que consiste en que el investigador realice dicho movimiento frente a la cámara (Díaz-Pulido y Payán, 2012).

Además, periódicamente se llevaron a cabo revisiones para confirmar el buen funcionamiento de las cámaras, realizar el cambio de tarjetas de memoria y baterías, limpiar los sensores y recopilar los datos.

3.2.2 Análisis de datos

a. Diversidad alfa (α)

- **Riqueza específica (S)**

Los mamíferos medianos y grandes fotografiados se identificaron con base en datos de inventarios previos en el área de estudio (SERNANP, 2017). Para la nomenclatura taxonómica se siguió el trabajo de Pacheco *et al.* (2020). En cada sitio de muestreo se obtuvo el número de especies después de analizar las fotografías de las cámaras trampa con el paquete *camtrapR* (Niedballa, 2016) del programa estadístico R 3.4.0 (R Core Team, 2021). Se determinó la riqueza específica para los sitios de muestreo y para la vertiente oriental y occidental del sector de la Cordillera Blanca evaluado.

Se hizo una prueba de Shapiro - Wilk para determinar la normalidad de los datos y una prueba H de Kruskal-Wallis para demostrar si existían diferencias significativas entre la riqueza específica registrada en los sitios de muestreo y en las vertientes de estudio.

Adicionalmente, se realizó la comparación de a pares entre las medias de los rangos siguiendo a Conover (1999).

- **Curvas de acumulación de especies**

Se representaron las curvas de acumulación de riqueza de especies para cada sitio de muestreo y para cada vertiente usando el número de especies por cámara-trampa mediante el paquete BiodiversityR (Kindt y Coe, 2005) del programa estadístico R 3.4.0 (R Core Team, 2021) en el entorno de desarrollo integrado RStudio, el cual permite trabajar los datos obtenidos de especies acumuladas aleatoriamente. Se utilizó la función *accumresult* con el método de cálculo “exacto” que encuentra la riqueza esperada (media) de especies (Kindt y Coe, 2005).

- **Abundancia relativa**

Se consideraron como eventos de captura independientes a los siguientes casos: (1) fotografías consecutivas de especies diferentes, (2) fotografías consecutivas de la misma especie tomadas con un intervalo mayor a 60 minutos y (3) fotografías no consecutivas de la misma especie. Una hora se considera un periodo adecuado para no capturar nuevamente en las cámaras a un animal que se encuentre pasando por el sitio (Rovero y Marshall, 2009).

En caso de que en la fotografía se distinguiera más de un individuo, o de que en subsecuentes fotografías se pudiera distinguir a diferentes individuos, entonces cada uno de estos fue considerado como un registro independiente.

Se creó una base de datos con el nombre de la especie, fecha, hora y lugar por cada evento independiente obtenido de las cámaras trampa (Anexo 2). La frecuencia de captura fue calculada siguiendo a Mandujano (2019):

$$RAI_{ij} = \frac{n_j}{días_j} \times 100$$

Donde:

n_j : Número de registros fotográficos independientes de la i especie en la cámara trampa j

$días_j$: Esfuerzo de muestreo de la cámara trampa j

Por lo que se calculó no solo el promedio sino además la desviación estándar lo cual es relevante para comprobar posibles diferencias estadísticas significativas. El análisis se

realizó con el paquete RAI (Mandujano, 2019) en el programa estadístico R 3.4.0 (R Core Team, 2021).

Para la comparación de los índices de abundancia relativa entre las especies registradas en los sitios de muestreo y vertientes se utilizó el test de Kruskal-Wallis que es una prueba no paramétrica alternativa al ANOVA de una vía. Esta prueba permite identificar la existencia de diferencias entre las medianas de datos que carecen de distribución normal (Fay y Gerow, 2013). Adicionalmente, se realizó la comparación de a pares entre las medias de los rangos siguiendo a Conover (1999).

- **Índices de dominancia y equidad**

La diversidad verdadera se obtuvo a través de los números de la serie Hill (Hill, 1973) con el paquete *vegan* (Oksanen *et al.*, 2020) del programa estadístico R 3.4.0 (R Core Team, 2021) así como los índices de Simpson (1-D), de Shannon – Wiener (H') (bits/individuo) y la equidad de Pielou (J') (Moreno, 2001). Dado que se colocaron seis unidades muestrales (cámaras trampa) en cada sitio de muestreo se estimó la variación de la riqueza, diversidad verdadera e índices de dominancia y equidad considerando los datos obtenidos de cada cámara como réplica y luego se compararon estadísticamente.

Se hizo una prueba de Shapiro - Wilk para determinar la normalidad de los datos y una prueba H de Kruskal-Wallis para demostrar si existían diferencias significativas entre la riqueza específica, la diversidad verdadera, los índices de dominancia y equidad registrados en los sitios de muestreo y en las vertientes de estudio. Adicionalmente, se realizó la comparación de a pares entre las medias de los rangos siguiendo a Conover (1999).

b. Diversidad Beta (β)

Se empleó el coeficiente de similitud de Jaccard, el cual “expresa el grado en el que dos muestras son semejantes por las especies presentes en ellas, por lo que es una medida inversa de la diversidad beta. El intervalo de valores para este índice va desde 0, cuando no hay especies compartidas entre ambos sitios, hasta 1, cuando tienen la misma composición de especies” (Moreno, 2001, p. 46-47). El análisis se realizó con el paquete *vegan* (Oksanen *et al.*, 2020) del programa estadístico R 3.4.0 (R Core Team, 2021).

c. Ocupación naïve

La proporción de sitios ocupados frecuentemente llamada ocupación naïve “es una medida simple de la distribución de cada especie en el sitio de estudio” (Mandujano, 2019, p. 146-147). Se calcula como el porcentaje de cámaras donde aparece la especie de interés. El análisis se realizó con el paquete RAI (Mandujano, 2019) en el programa estadístico R 3.4.0 (R Core Team, 2021).

d. Modelos lineales generalizados

Con el fin de establecer la relación entre la riqueza y las covariables de hábitat (distancia a los cuerpos de agua, altitud y formaciones vegetales) y humanas (distancia a la carretera Yungay – Yanama, presencia/ausencia de ganado) se aplicaron modelos lineales generalizados (MLG) tipo Poisson (al ser la variable dependiente un dato de conteo), en los que se incluyó el esfuerzo de muestreo como una variable de corrección, debido a que el esfuerzo no fue igual entre sitios de muestreo ya que fueron sustraídas cuatro cámaras trampa durante la fase de campo. Todos los análisis se realizaron en el programa estadístico R 3.4.0 (R Core Team, 2021).

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Estimación de la diversidad alfa (α)

4.1.1 Riqueza específica (S)

En el sector norte del Parque Nacional Huascarán durante el periodo comprendido entre los meses de mayo a setiembre del 2018 (época seca), se registraron diez especies pertenecientes a cinco órdenes, ocho familias y diez géneros de mamíferos medianos y grandes, con un esfuerzo de muestreo total de 1300 días/cámara trampa (Tabla 1). Dichas especies representan el 58.82% de las 17 especies de mamíferos reportadas por Pacheco y colaboradores (2020) para Ancash (con excepción de los órdenes Rodentia y Chiroptera).

SERNANP (2010) reportó la presencia de 25 especies de mamíferos en el Parque Nacional Huascarán; sin embargo, no se especifican los órdenes, familias taxonómicas ni especies en la referencia. Asimismo, no se ha actualizado dicha información en el último Plan Maestro publicado (SERNANP, 2017). En este sentido los resultados de este estudio constituyen el primer listado de mamíferos medianos y mayores en el sector norte del Parque Nacional Huascarán con evidencias fotográficas.

La riqueza específica para ambas vertientes fue de ocho especies (Tabla 1). En la vertiente oriental, el sitio de muestreo con mayor riqueza específica fue el “Queñual” con cinco especies; por otro lado, en la vertiente occidental los sitios con mayor riqueza específica fueron “Llanganuco” con seis especies, seguido de “Chinancocha” con cinco especies (Figura 3). Dichos sitios de muestreo tienen en su interior pequeños parches de bosque de *Polylepis* y presentan fuentes de agua cercanas. Cuyckens y Renison (2018) señalan que los bosques de *Polylepis* proveen servicios ecosistémicos de gran valor como el control de la erosión, la protección de fuentes de agua, la regulación del microclima y constituyen el hábitat de numerosas especies. Por ende, estos ecosistemas representan una fuente de refugio, agua y alimento para las especies de mamíferos nativos registradas en esta investigación.

En nuestro país, Servat *et al.* (2002) realizaron estudios de flora y fauna asociados a bosques de *Polylepis* en la Cordillera de Vilcanota y Sevillano-Ríos y colaboradores (2018) desarrollaron una revisión sobre la ecología y conservación de las aves asociadas a los bosques de *Polylepis*; no obstante, aún no se profundiza en el estudio de los mamíferos asociados a estos bosques.

Por otra parte, las especies *Puma concolor* “puma” y *Leopardus garleppi* “gato del pajonal” solo se registraron en la vertiente occidental, mientras que las especies *Sylvilagus cf. andinus* “conejo andino” e *Hippocamelus antisensis* “taruca” solo fueron reportadas en la vertiente oriental del área de estudio.

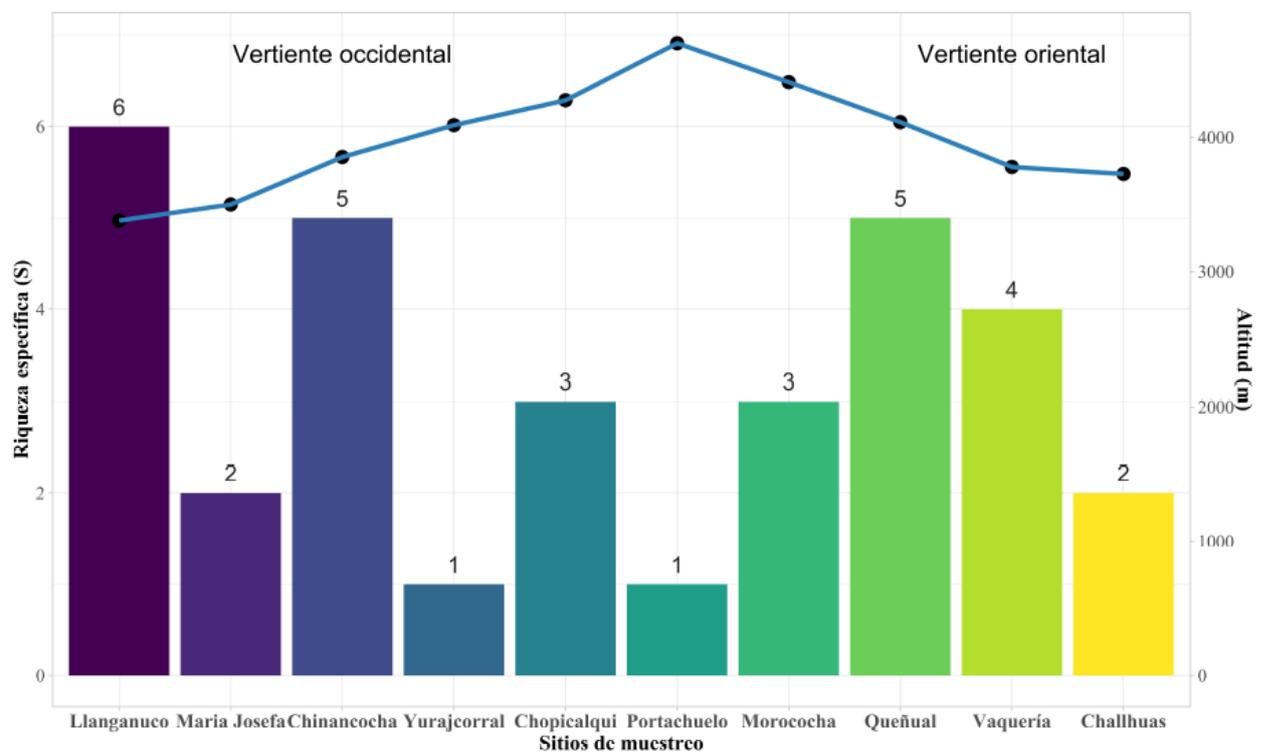


Figura 3. Riqueza específica por sitios de muestreo y vertientes en el área de estudio

Tabla 1: Riqueza de especies de mamíferos medianos y grandes identificados en el área de estudio

Orden	Familia	Especie	Nombre común	Vertiente occidental					Vertiente oriental					
				Llan	Majo	China	Yuraj	Chopi	Porta	Moro	Queñu	Vaque	Chall	
Didelphimorphia	Didelphidae	<i>Didelphis pernigra</i> J. A. Allen, 1900	Zarigüeya	X									X	
Carnívora	Felidae	<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)	Puma		X									
Carnívora	Felidae	<i>Leopardus garleppi</i> (Matschie, 1912)	Gato del pajonal	X		X								
Carnívora	Mustelidae	<i>Mustela frenata</i> Lichtenstein, 1831	Comadreja	X							X	X		
Carnívora	Canidae	<i>Lycalopex (Pseudalopex) culpaeus</i> (Molina, 1782)	Zorro colorado	X		X		X				X	X	X
Carnívora	Mephitidae	<i>Conepatus chinga</i> (Molina, 1782)	Zorrino	X		X							X	
Artiodactyla	Cervidae	<i>Odocoileus virginianus</i> (Zimmermann, 1780)	Venado de cola blanca	X	X	X	X	X			X	X		
Artiodactyla	Cervidae	<i>Hippocamelus antisensis</i> (d'Orbigny, 1834)	Taruca							X				
Rodentia	Chinchillidae	<i>Lagidium viscacia</i> (Molina, 1782)	Vizcacha			X		X			X	X		
Lagomorpha	Leporidae	<i>Sylvilagus cf. andinus</i>	Conejo andino									X	X	X
Riqueza específica por sitio de muestreo				6	2	5	1	3	1	3	5	4	2	
Riqueza específica por Vertiente				8					8					

Nota: Chall= “Challhuas”, Vaque= “Vaquería”, Queñu= “Queñual”, Moro= “Morococha”, Porta= “Portachuelo”, Chopi= “Chopicalqui”, Yuraj= “Yurajcorral”, China= “Chinancocha”, Majo= “María Josefa”, Llan= “Llanganuco”

El orden taxonómico con mayor riqueza registrada es Carnívora con cinco especies, que representa el 45 % de las once especies de carnívoros reportados por Pacheco y colaboradores (2020) para Ancash. En contraste, para los órdenes Didelphimorphia, Rodentia y Lagomorpha solo se registró una especie, mientras que para el orden Artiodactyla se reportaron dos especies en este estudio. Dichos autores señalan dos especies de didélfidos, cuatro especies de artiodáctilos y ninguna especie de lagomorfo para Ancash, por lo que el registro de la especie *Sylvilagus cf. andinus* sería el primero documentado para este departamento; sin embargo, Ruedas *et al.* (2017) indican que aún falta una caracterización morfológica de *Sylvilagus andinus* y conocer su distribución precisa en el Perú. Por otra parte, aún no se publica la lista actualizada de especies de roedores para nuestro país.

Las familias taxonómicas con mayor riqueza fueron Felidae y Cervidae con dos especies, mientras que el resto de las familias presentó una especie cada una (Tabla 1).

De acuerdo con el D.S. 004 – 2014- MINAGRI, del total de especies registradas, el “gato de pajonal” *Leopardus garleppi* se encuentra en la categoría “Datos Insuficientes” (DD), el “puma” *Puma concolor* está categorizado como “Casi Amenazado” (NT) y la “taruca” *Hippocamelus antisensis* está considerada como “Vulnerable” (VU). Por otro lado, según IUCN (2021-1) *L. garleppi* está clasificado como “Casi Amenazado” (NT), *H. antisensis* se encuentra en la categoría “Vulnerable” (VU) y el “conejo andino” *Sylvilagus cf. andinus* está categorizado como “Datos Insuficientes” (DD); el resto de especies están consideradas en la categoría “Preocupación menor” (LC). Es importante destacar que de acuerdo con los criterios de la IUCN y del Decreto Supremo N° 004-2014-MINAGRI solo las especies clasificadas en las categorías “En Peligro Crítico” (CR), “En Peligro” (EN) y “Vulnerable” (VU) se consideran amenazadas, mientras que las categorías de “Casi amenazada” (NT) y “Datos Insuficientes” (DD) se consideran categorías de conservación, mas no de amenaza.

Por otro lado, ninguna de las especies registradas en el área de estudio es considerada endémica para Perú (Pacheco *et al.*, 2020). Finalmente, se reportaron a las especies *P. concolor*, *H. antisensis* y *L. garleppi* en el Apéndice I y a la especie *Lycalopex culpaeus* en el Apéndice II de CITES (2021). La lista completa de las clasificaciones para las especies de mastofauna registradas en el área de estudio se presenta en la Tabla 2.

Tabla 2: Especies de mastofauna endémicas, reguladas por CITES y/o bajo algún estado de conservación en el área de estudio

Espece	IUCN (2021-2)	D.S. 004- 2014	Endemismos	CITES (2021)
<i>Didelphis pernigra</i> J. A. Allen, 1900	LC	--	--	--
<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)	LC	NT	--	Apéndice I
<i>Leopardus garleppi</i> (Matschie, 1912)	NT	DD	--	Apéndice I
<i>Mustela frenata</i> Lichtenstein, 1831	LC	--	--	--
<i>Lycalopex (Pseudalopex) culpaeus</i> (Molina, 1782)	LC	--	--	Apéndice II
<i>Conepatus chinga</i> (Molina, 1782)	LC	--	--	--
<i>Odocoileus virginianus</i> (Zimmermann, 1780)	LC	--	--	--
<i>Hippocamelus antisensis</i> (d'Orbigny, 1834)	VU	VU	--	Apéndice I
<i>Lagidium viscacia</i> (Molina, 1782)	LC	--	--	--
<i>Sylvilagus andinus</i> (Thomas, 1897)	DD	--	--	--

Nota: Como medida precautoria se incluye la categoría de *Sylvilagus andinus* en IUCN (2021-2), a pesar de que en el presente estudio no se cuenta con el registro confirmado. Los endemismos se consideraron según Pacheco *et al.*, (2020)

Los resultados de este estudio reflejan que, a pesar de la presión antrópica, el sector norte del Parque Nacional Huascarán aún mantiene una importante riqueza de especies. La riqueza por sitios de muestreo durante el periodo de estudio fue variable, Palomino y Ataucusi (2019) analizaron estudios previos sobre la distribución de los mamíferos medianos y grandes según rangos altitudinales y mediante simulaciones estadísticas concluyeron que en altitudes intermedias (3500-4000 m s. n. m.) se encuentra la mayor diversidad. En esta investigación, para la vertiente oriental, se observó una mayor concurrencia de especies en altitudes entre los 4087 y 4134 m s. n. m. (“Queñual”), mientras que para la vertiente occidental se halló un mayor número de especies entre los 3327 y 3443 m s. n. m. (“Llanganuco”) y entre los 3836 y 3871 m s. n. m. (“Chinancocha”). En ese sentido, la riqueza de especies a lo largo del gradiente altitudinal evaluado no mostró una tendencia en particular.

En “Chinancocha”, “Llanganuco” y el “Queñual” se registraron fuentes de agua cercanas y parches de bosques de *Polylepis*; sin embargo, es necesaria la evaluación de factores adicionales que puedan explicar los patrones de riqueza y diversidad a lo largo del gradiente altitudinal en ambas vertientes como condiciones climatológicas, presencia de presas, capacidad de desplazamiento de los individuos, heterogeneidad vegetal, entre otros; tomando en cuenta además que la diversidad de especies a lo largo de gradientes altitudinales es el resultado de una combinación de procesos ecológicos y evolutivos, en vez de únicamente efectos independientes (Lomolino, 2001).

Se colocaron seis unidades muestrales (cámaras trampa) en cada sitio de muestreo y se estimó la variación de la riqueza considerando los datos obtenidos de cada cámara como réplica y luego se compararon estadísticamente. La mayor riqueza promedio por cámara trampa se registró en “Llanganuco” (2.83 ± 1.47), emplazado en la vertiente occidental de la Cordillera Blanca, mientras que los menores valores de riqueza promedio por cámara trampa se reportaron en “Portachuelo” (0.20 ± 0.45) y “Yurajcorral” (0.17 ± 0.41), ubicados en la vertiente oriental de la cordillera Blanca. Se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre la riqueza de los sitios de muestreo ($H = 22.18$, $\rho = 0.004$).

La riqueza promedio reportada en “Llanganuco” fue estadísticamente diferente a la obtenida para “María Josefa”, “Yurajcorral”, “Morococha”, “Portachuelo”, “Morococha” y “Challhuas”, sitios donde se registraron los menores valores de riqueza promedio, como se observa en la Tabla 3 y Figura 4.

Por otro lado, la riqueza promedio registrada en “Chinancocha” también fue estadísticamente diferente a la estimada para “Yurajcorral”, “Portachuelo” y “Challhuas”.

Tabla 3: Riqueza promedio y desviación estándar por cámara trampa en los sitios de muestreo

Sitios de muestreo	$\bar{X} \pm D.E.$
Llanganuco	2.83 ± 1.47
María Josefa	0.50 ± 1.00
Chinancocha	1.67 ± 0.82
Yurajcorral	0.17 ± 0.41
Chopicalqui	1.17 ± 1.17
Portachuelo	0.20 ± 0.45
Morococha	0.67 ± 0.82
Queñual	1.33 ± 1.21
Vaquería	1.80 ± 1.48
Challhuas	0.33 ± 0.52
estadístico H	22.14
ρ valor	0.0034

Nota: \bar{X} : riqueza promedio, D.E.: desviación estándar

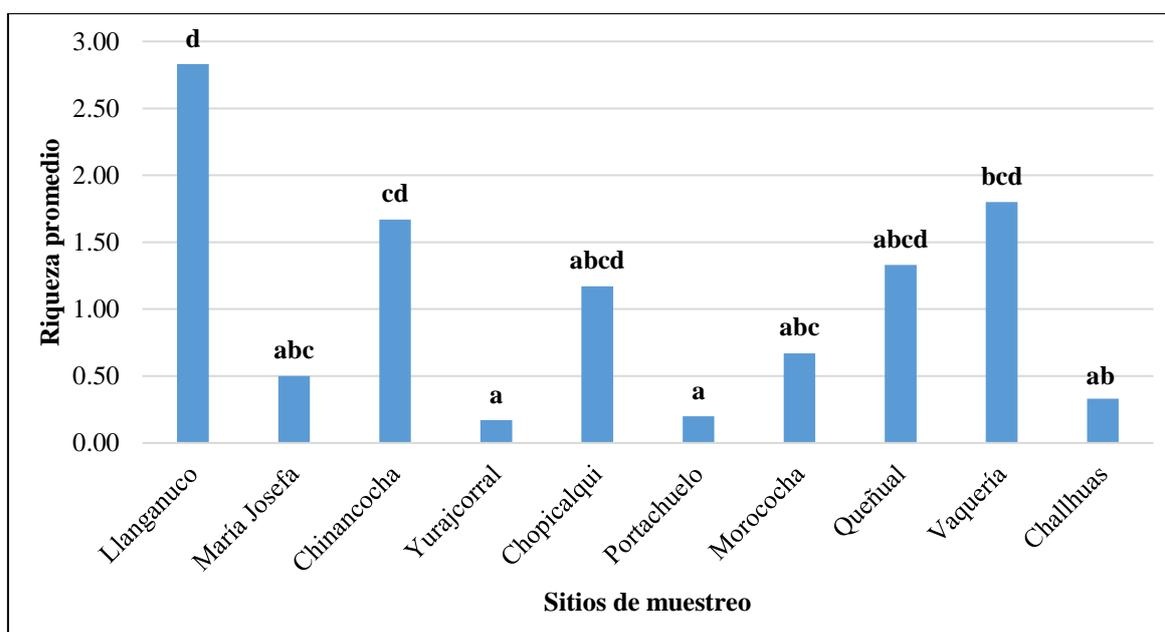


Figura 4. Riqueza promedio de los mamíferos medianos y grandes registrada en los sitios de muestreo
Nota: Las letras encima de las barras indican el resultado de la prueba de comparación de a pares entre las medias de los rangos (Conover, 1999), letras similares indican que no hay diferencia

En relación con las vertientes, la mayor riqueza promedio por cámara trampa se registró en la vertiente occidental (1.32 ± 1.36). No hubo diferencias estadísticamente significativas entre las riquezas promedio registradas (Tabla 4), a pesar de que la vertiente oriental es considerada una zona con grado de perturbación más alto por la mayor actividad agrícola

observada. Probablemente esto sea resultado del aumento en los desplazamientos que las especies de mamíferos hacen como parte de su actividad biológica en la búsqueda de alimento o refugio en la época seca (Pérez-Irineo y Santos-Moreno, 2010). Por otro lado, ambas vertientes presentan cuerpos de agua, rangos altitudinales semejantes, cobertura vegetal predominante similar y cambios bruscos de temperatura durante el día, por lo que potencialmente pueden constituir el hábitat de cualquiera de las especies registradas. Sin embargo; es necesario realizar estudios sobre la dinámica de la vegetación y el clima en ambas temporadas del año para entender cómo influyen en la presencia y/o ausencia de los mamíferos medianos y mayores en ambas vertientes.

Tabla 4: Riqueza promedio y desviación estándar en las vertientes de estudio

Sitios	$\bar{X} \pm D.E.$
Vertiente occidental	1.32 \pm 1.36
Vertiente oriental	0.86 \pm 1.08
estadístico H	1.57
ρ valor	0.1859

Nota: \bar{X} : riqueza promedio, D.E.: desviación estándar

4.1.2 Curvas de acumulación de especies

Como se observa en la Figura 5, durante la época seca del año 2018, en “Vaquería” la curva de acumulación de riqueza de especies presenta una tendencia asintótica, ya que se reportó un total de cuatro especies de mastofauna de las seis especies esperadas, alcanzando el 66 % de la riqueza total esperada. Asimismo, en “Chopicalqui” se observa una tendencia asintótica en la curva debido a que se registró un total de tres especies de mastofauna de las cuatro especies esperadas, obteniendo el 75 % de la riqueza total esperada. De manera similar, en “Llanganuco” la curva presenta una tendencia asintótica dado que fueron reportadas un total de seis especies de mastofauna de las ocho especies esperadas, alcanzando el 75 % de la riqueza total esperada.

En contraste, en “Challhuas” la curva de acumulación de especies no se acerca a la asíntota, dado que solo se registraron dos especies de mastofauna de las cuatro especies esperadas, obteniendo el 50 % de la riqueza total esperada. De la misma manera en “Chinancocha” se observa una tendencia no asintótica en la curva, debido a que se reportó un total de cinco especies de mastofauna de las ocho especies esperadas, alcanzando el 63 % de la riqueza total esperada. Sin embargo, el esfuerzo de muestreo fue adecuado, de acuerdo con los lineamientos establecidos en la Guía de inventario de la fauna silvestre (Ministerio del

Ambiente [MINAM], 2015), la cual señala que es necesario registrar en campo el 50% de la riqueza como mínimo.

Por otro lado, en el “Queñual”, se reportó un total de cinco especies de mastofauna de las once especies esperadas, alcanzando el 45 % de la riqueza total esperada. Así como en “Morococha” se registró un total de tres especies de mastofauna de las nueve especies esperadas, obteniendo el 33 % de la riqueza total esperada, y en “María Josefa” se reportó un total de dos especies de mastofauna de las seis especies esperadas, alcanzando el 33 % de la riqueza total esperada. En dichos sitios, se sugiere aumentar el esfuerzo de muestreo en estudios posteriores.

En general, los datos se ajustan en más del 80% a las curvas generadas (valor de r^2), lo que indica que el modelo aplicado se ajusta bastante bien a los datos, por lo que la estimación de las especies esperadas es confiable. Cabe resaltar que en “Portachuelo” y “Yurajcorral” solo se registró una especie por lo que no fue posible aplicar el modelo para elaborar las curvas de acumulación de especies.

De acuerdo con la Figura 6, durante la época seca del año 2018, en la vertiente oriental se registró un total de ocho especies de mastofauna de las once especies esperadas, obteniendo el 73% de la riqueza total esperada y en la vertiente occidental se registró un total de ocho especies de mastofauna de las diez especies esperadas, alcanzando el 80 % de la riqueza total esperada. Los datos se ajustan en más del 80% a las curvas generadas (valor de r^2), lo que señala que el modelo aplicado se ajusta bastante bien a los datos, por lo tanto, la estimación de las especies esperadas es confiable.

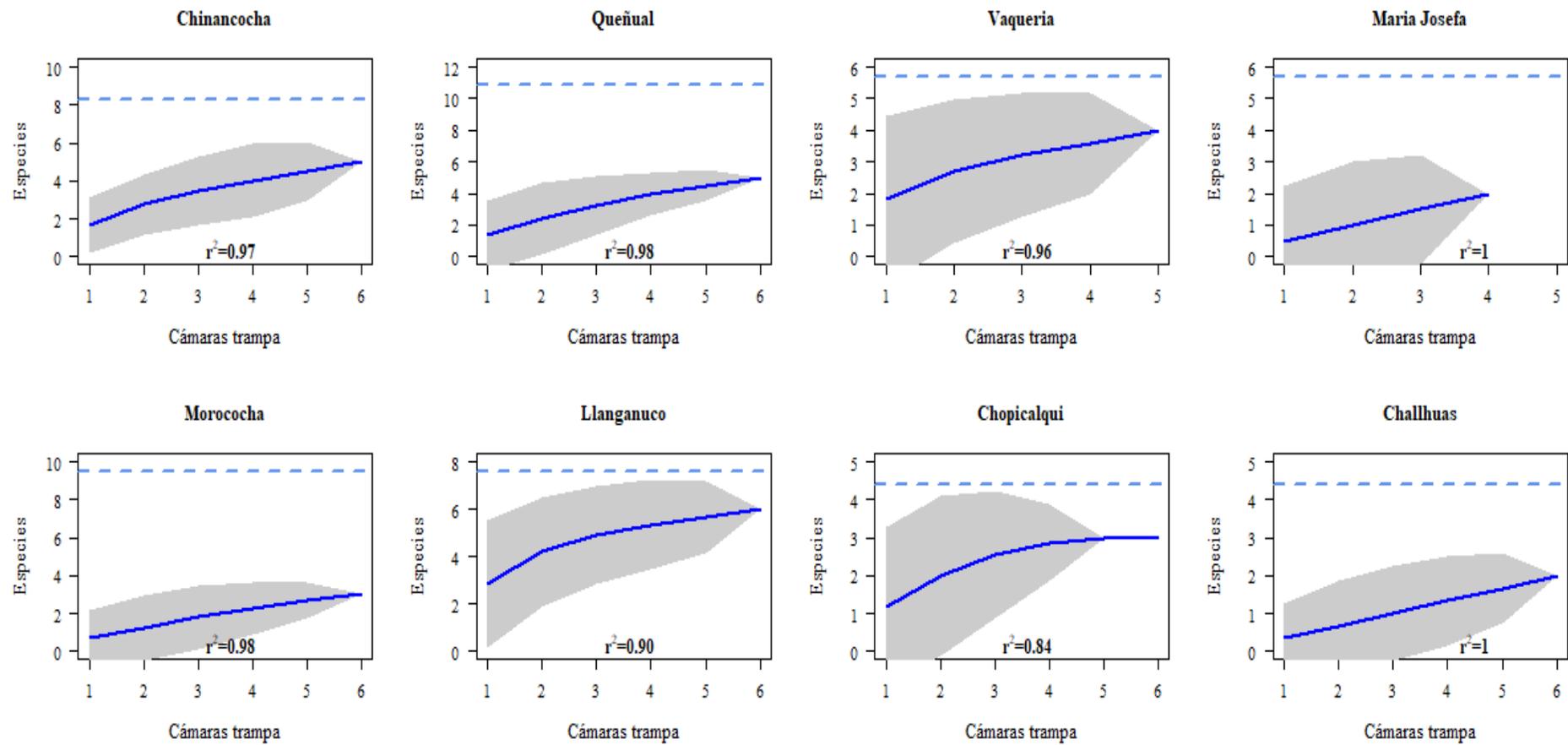


Figura 5. Curvas de acumulación de especies por sitios de muestreo

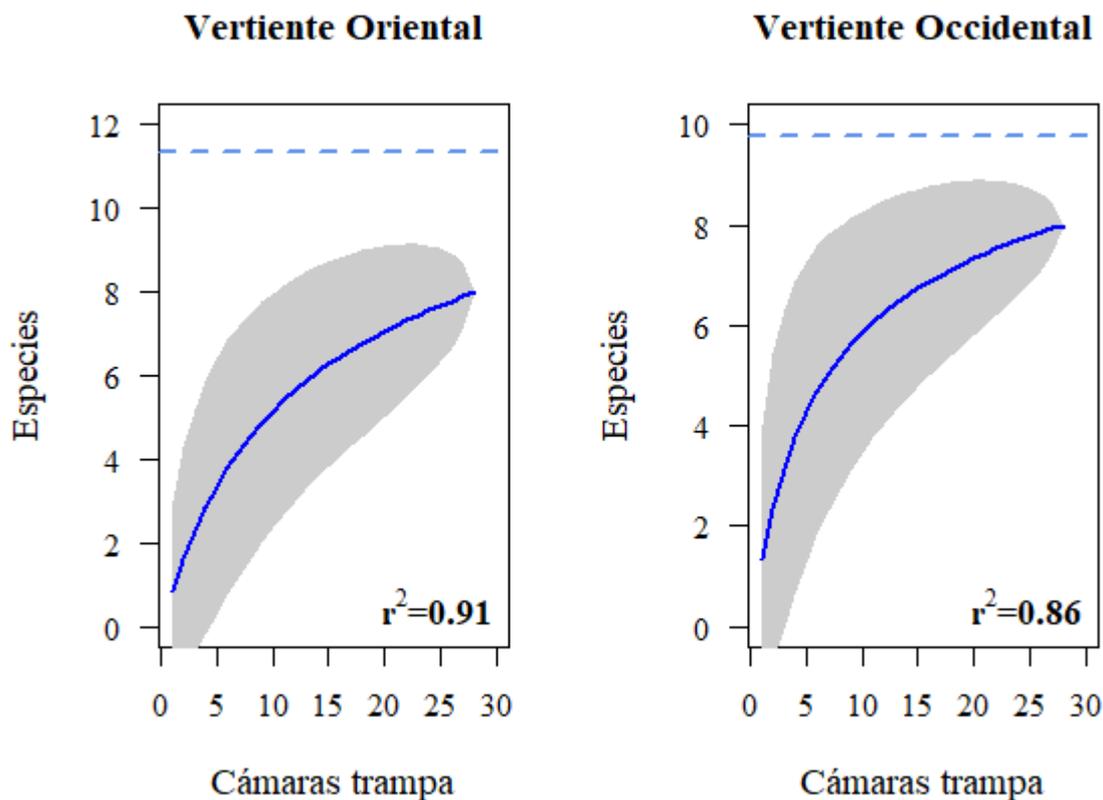


Figura 6. Curvas de acumulación de especies por vertiente

Como se ha mencionado previamente, en el área de estudio se registraron diez especies de mamíferos menores y mayores que representan el 58.82% de las 17 especies de mamíferos reportadas por Pacheco y colaboradores (2020) para Ancash (con excepción de los órdenes Rodentia y Chiroptera). Sin embargo, esta es la primera investigación a lo largo de un gradiente altitudinal en la provincia de Yungay, por lo que los valores de riqueza estimados por sitio de muestreo y por vertiente constituyen la base para futuras investigaciones en el Parque Nacional Huascarán. Se sugiere aumentar el esfuerzo de muestreo en aquellas zonas donde se registró una sola especie y evaluar también los sectores centro y sur del Parque donde se ha reportado también a las siguientes especies: “oso de anteojos” *Tremarctos ornatus*, “vicuña” *Vicugna vicugna* (quebrada Querococha) y “gato andino” *Leopardus jacobita* (SERNANP, 2017).

Por otro lado, es necesario tomar en cuenta que las cámaras trampa (unidades de muestreo) estuvieron instaladas un total de 2433 días; no obstante, el esfuerzo de muestreo total fue de 1300 días/cámara trampa (Anexo 3), debido a que algunas de ellas se hallaron en posición inclinada o en el piso probablemente porque fueron manipuladas por las personas o golpeadas por el ganado vacuno (Anexo 5). Además, algunas cámaras trampa funcionaron

en periodos intermitentes, lo cual puede relacionarse a que en las zonas de evaluación ubicadas desde los 3300 hasta los 4700 m s. n. m. se registran temperaturas entre los -25°C y los 22°C (SERNANP, 2010). Los cambios bruscos de temperatura afectan el funcionamiento de las pilas alcalinas, la resistencia interna aumenta al disminuir la temperatura por lo que la producción de energía se reduce (Strunz, 2009). En ese sentido se recomienda utilizar pilas de litio y protectores externos para las cámaras trampa que sean más resistentes en condiciones climáticas extremas, así como sílica gel u otro absorbente de humedad en el interior de la cámara trampa.

Dadas las condiciones anteriores, es posible que algunas especies no registradas en este estudio si se encuentran en los sitios de muestreo, pero no fueron detectadas en las cámaras, esto es lo que se conoce como un falso negativo o un falso cero (MacKenzie *et al.*, 2006) por lo que en “Morococha”, “María Josefa”, el “Queñual”, “Portachuelo” y “Yurajcorral” aún quedarían por registrarse algunas especies.

Como un factor adicional a considerar en los resultados obtenidos es la pérdida de información por el hurto de cámaras trampa. En esta investigación sustrajeron dos cámaras en “María Josefa”, una en “Vaquería” y una en “Portachuelo”.

4.1.3 Abundancia relativa

Los índices de abundancia relativa estimados por cámara trampa se presentan en el Anexo 4, mientras que los índices de abundancia relativa promedio y desviación estándar estimados por especie en los sitios de muestreo se muestran en la Tabla 5 y Figura 7.

De manera general se observa en la Tabla 5 que no hay una tendencia establecida para los valores de abundancia relativa registrados para cada especie a lo largo del gradiente altitudinal. En la vertiente occidental se obtuvieron valores altos para *Conepatus chinga* entre los 3327 y 3443 m s. n. m. (“Llanganuco”) y para *Odocoileus virginianus* entre los 3836 y 3871 m s. n. m. (“Chinancocha”), mientras que en la vertiente oriental los valores altos se registraron para *Sylvilagus cf. andinus* entre los 3694 y 3743 m s. n. m. (“Vaquería”) y para *Lagidium viscacia* en entre los 4373 y 4435 m s. n. m. (“Morococha”).

La heterogeneidad vegetal en los sitios de muestreo, las condiciones climáticas y la disponibilidad de alimento durante la época seca podrían estar influyendo en la estructura de la comunidad de mamíferos registrados en esta investigación.

Por otro lado, durante el periodo de estudio la especie con mayor índice de abundancia relativa promedio entre sitios de muestreo fue *Lagidium viscacia* (“Morococha”, 29.75 ± 64.92). En la Patagonia (Argentina), se determinó que en pequeñas quebradas los grupos de mayor tamaño de *L. viscacia* tenían cerca de 20 individuos (Walker, 2001), en comparación con las agregaciones de 75 individuos que encontró Pearson (1948) en áreas rocosas más extensas en la puna de Perú. La abundancia relativa registrada para esta especie se encuentra entre los valores reportados por dichos investigadores en ecosistemas altoandinos; sin embargo, se requiere más estudios en el Parque Nacional Huascarán para determinar el estado poblacional de la especie.

Lucherini *et al.* (2009) recomiendan el uso de la frecuencia de capturas fotográficas para la estimación de la abundancia relativa de vizcachas ya que brinda estimaciones más confiables, especialmente en los sitios donde estos animales son activos durante la noche.

Por otra parte, la especie *Sylvilagus cf. andinus* también registró un valor alto índice de abundancia relativa promedio (“Vaquería”, 16.54 ± 18.20). En un estudio realizado en un remanente de bosque andino en Ecuador, la abundancia relativa estimada para esta especie fue igual a 20.42 (Sánchez, 2020). Esta especie puede ser la más frecuente en varias regiones de los Andes debido a que se reproduce tres veces durante todo el año, tiene un periodo de gestación de 44 días y un promedio de cuatro individuos por camada (Vallejo, 2018).

En cuanto a las especies que presentaron los índices de abundancia relativa más bajos en el área de estudio, se encuentran *Puma concolor* que fue reportado únicamente en “María Josefa” y *Leopardus garleppi* registrado en “Llanganuco” y “Chinancocha”. Dichas especies son consideradas especies elusivas, por lo que podrían no haberse detectado en las cámaras trampa. Asimismo, la abundancia relativa obtenida para *Hippocamelus antisensis* es baja. Al parecer esta especie prefiere áreas rocosas de escasa vegetación con fuentes de agua cercanas (Barrio, 2004). En esta evaluación fue registrada en “Portachuelo”, el único sitio que posee dichas características en el área de estudio; sin embargo, no se descarta su presencia en otras zonas del Parque. De la misma manera, la abundancia relativa reportada para *Mustela frenata* es baja, dado que solo se registró en tres sitios de muestreo; “Llanganuco”, “Morococha” y “Queñual”, donde también se fotografiaron roedores por lo que la disponibilidad de alimento puede ser el factor determinante para la especie en el área de estudio durante la época seca.

Un aspecto importante de resaltar en esta investigación es la presencia de perros domésticos *Canis lupus familiaris* dentro del Área Natural Protegida (Anexo 5), ya que estos animales

pueden influir de manera directa sobre la diversidad de fauna silvestre interactuando como depredadores, competidores y vectores de enfermedades (Vanak y Gompper, 2009). Almeida (2019) realizó una investigación en la Amazonía ecuatoriana y observó que ante una mayor presencia de *Canis lupus familiaris* existió una disminución de la presencia de carnívoros nativos. Por lo tanto, la presencia de perros domésticos de libre desplazamiento con poco control dentro del Parque Nacional Huascarán implica un riesgo en la salud de los carnívoros nativos registrados y podrían estar influyendo de manera negativa en la abundancia de los individuos. Actualmente, el SERNANP no cuenta con competencias expresas para realizar la gestión sanitaria de las especies de fauna silvestre existentes al interior de las Áreas Naturales Protegidas. Por lo que urge la necesidad de promover medidas que incluyan protocolos de identificación, seguimiento y control sanitario de perros domésticos en las ANP y sus zonas de amortiguamiento, así como gestionar la participación de actores clave, además de los recursos necesarios para la implementación y desarrollo de las acciones a realizar.

Tabla 5: Índices de abundancia relativa promedio y desviación estándar estimados por especie en los sitios de muestreo

Especies	Llan $\bar{X} \pm D.E.$	Majo $\bar{X} \pm D.E.$	China $\bar{X} \pm D.E.$	Yuraj $\bar{X} \pm D.E.$	Chopi $\bar{X} \pm D.E.$	Porta $\bar{X} \pm D.E.$	Moro $\bar{X} \pm D.E.$	Queñu $\bar{X} \pm D.E.$	Vaque $\bar{X} \pm D.E.$	Chall $\bar{X} \pm D.E.$
<i>Conepatus chinga</i>	9.61 ± 10.10	0.00 ± 0.00	1.19 ± 2.92	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.78 ± 1.75	0.00 ± 0.00
<i>Didelphis pernigra</i>	3.46 ± 4.57	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.39 ± 0.88	0.00 ± 0.00
<i>Lagidium viscacia</i>	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	3.33 ± 8.17	0.00 ± 0.00	7.57 ± 12.41	0.00 ± 0.00	29.75 ± 64.92	1.00 ± 2.45	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00
<i>Leopardus garleppi</i>	0.30 ± 0.74	0.00 ± 0.00	1.19 ± 2.92	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00
<i>Lycalopex culpaeus</i>	4.89 ± 5.42	0.00 ± 0.00	6.47 ± 10.05	0.00 ± 0.00	7.37 ± 16.83	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.93 ± 2.27	1.27 ± 1.18	5.56 ± 13.61
<i>Mustela frenata</i>	0.30 ± 0.74	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.31 ± 0.77	1.85 ± 4.54	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00
<i>Odocoileus virginianus</i>	2.90 ± 3.86	0.66 ± 1.32	13.82 ± 11.28	2.38 ± 5.83	2.67 ± 4.14	0.00 ± 0.00	0.42 ± 1.02	6.37 ± 8.01	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00
<i>Hippocamelus antisensis</i>	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.50 ± 1.12	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00
<i>Sylvilagus cf. andinus</i>	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	1.13 ± 1.79	16.54 ± 18.20	2.78 ± 6.80
<i>Puma concolor</i>	0.00 ± 0.00	0.66 ± 1.32	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00
estadístico H	17.82	1.17	9.5	0.44	5,95	0.53	2.23	4.89	11.63	0.79
ρ valor	0.0009	0.5131	0.0073	0.4373	0.0239	0.4373	0.2166	0.1223	0.0021	0.5203

Nota: Chall= “Challhuas”, Vaque= “Vaquería”, Queñu= “Queñual”, Moro= “Morococha”, Porta= “Portachuelo”, Chopi= “Chopicalqui”, Yuraj= “Yurajcorral”, China= “Chinancocha”, Majo= “María Josefa”, Llan= “Llanganuco, \bar{X} : índice de abundancia relativa promedio, D.E.: desviación estándar

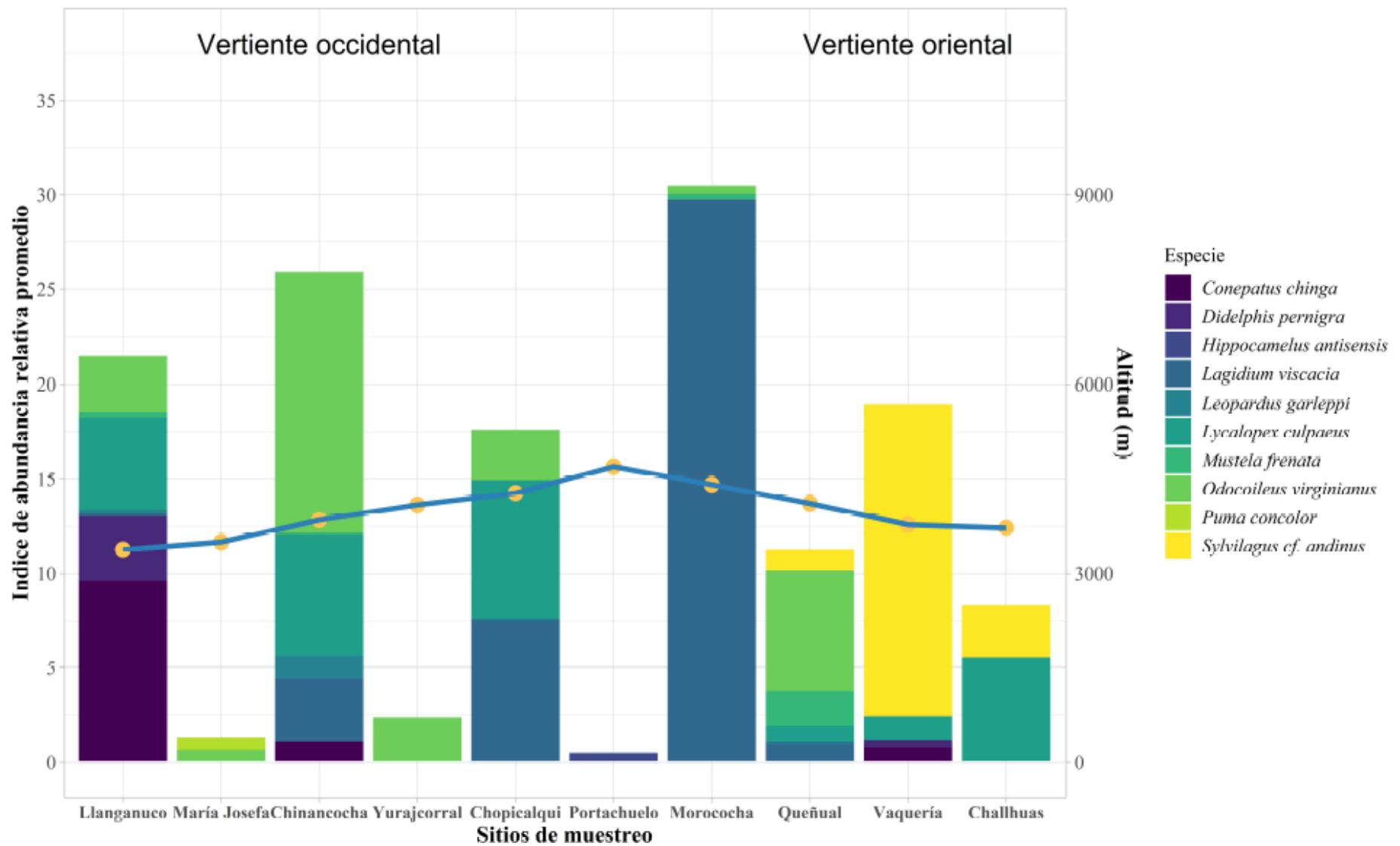


Figura 7. Índices de abundancia relativa promedio estimado por sitio de muestreo

En “María Josefa”, “Yurajcorral”, “Portachuelo”, “Morococha”, “Queñual” y “Challhuas” los índices de abundancia relativa promedio entre las especies registradas no fue estadísticamente diferente ($p > 0.05$) (Tabla 5).

En “Chopicalqui”, los índices de abundancia relativa promedio entre las especies reportadas resultaron estadísticamente diferentes ($p < 0.05$); sin embargo, al realizar la prueba de comparación de a pares resultó que no hay diferencias entre los valores reportados para las especies.

En contraste, en “Llanganuco”, emplazado entre los 3327 y 3443 m s. n. m., el índice de abundancia relativa promedio registrado para *Conepatus chinga* (9.61 ± 10.10) fue estadísticamente diferente al estimado para *Leopardus garleppi*, *Mustela frenata*, *Lagidium viscacia*, *Sylvilagus cf. andinus*, *Puma concolor* e *Hippocamelus antisensis*, pero no lo fue para las especies restantes (Figura 8).

Los zorrinos son considerados especies omnívoras oportunistas (Zeballos *et al.*, 1998 citado por Medina *et al.*, 2009) por lo que pueden hacer uso de diferentes ambientes desplazándose más en la búsqueda de recursos durante la época seca (lo que haría que incremente su frecuencia de captura en las cámaras trampa). Aunque es necesario tomar en cuenta otros factores ecológicos como la presencia de depredadores por lo que aún se requieren más investigaciones sobre el estado de las poblaciones de *C. chinga* en los Andes del país.

El índice de abundancia relativa promedio estimado para *Lycalopex culpaeus* en “Llanganuco” (4.89 ± 5.42) se diferenció estadísticamente de los valores reportados para *Lagidium viscacia*, *Sylvilagus cf. andinus*, *Puma concolor*, *Hippocamelus antisensis*, *Leopardus garleppi* y *Mustela frenata*.

Sánchez (2020) estimó para *L. culpaeus* un índice de abundancia relativa igual a 29.29 en un remanente de bosque andino en Ecuador. A comparación de lo obtenido por dicho autor la abundancia relativa estimada en la presente investigación es bastante menor. Es necesario realizar estudios sobre la percepción de los pobladores del Parque Nacional Huascarán sobre esta especie y los carnívoros en general para determinar si ocurren conflictos con el ser humano que puedan estar influyendo en la dinámica poblacional de las especies.

Por otro lado, como se mencionó anteriormente es posible que los perros domésticos registrados en el área estén influyendo de manera negativa en la abundancia de los carnívoros.

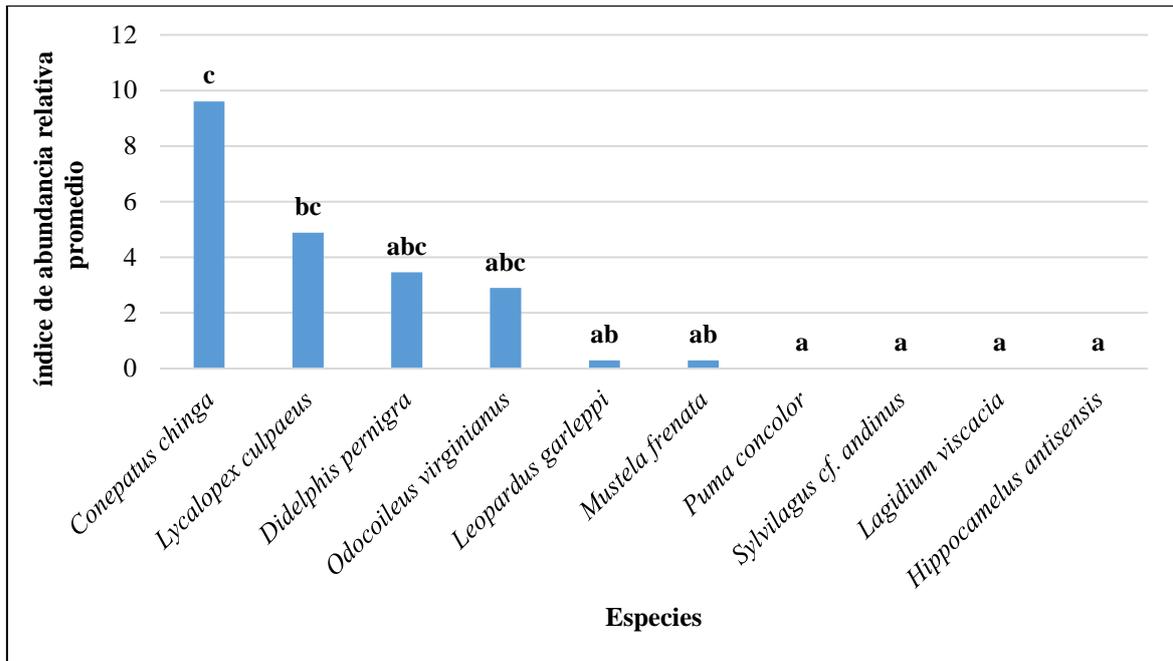


Figura 8. Índice de abundancia relativa promedio de las especies de mamíferos medianos y grandes registrados en “Llanganuco”

Nota: Las letras encima de las barras indican el resultado de la prueba de comparación de a pares entre las medias de los rangos (Conover, 1999), letras similares indican que no hay diferencia

En “Chinancocha”, ubicado entre 3836 y 3871 m s. n. m., el índice de abundancia relativa promedio reportado para *Odocoileus virginianus* (13.82 ± 11.28) no fue estadísticamente diferente al valor obtenido para *Lycalopex culpaeus*, *Lagidium viscacia*, *Conepatus chinga* y *Leopardus garleppi*, pero si lo fue para el resto de las especies (Figura 9).

El índice de abundancia relativa para *O. virginianus* es mayor en comparación a lo reportado por Méndez (2017) quien estimó una abundancia relativa igual a 2.76 para dicha especie en un bosque de la Sierra de Coahuila (México) donde la vegetación predominante era matorral, pastizal y pinos.

En el caso de los grandes herbívoros como el “venado de cola blanca”, los principales elementos que el hábitat debe proveer son: alimento, cobertura y agua, distribuidos uniformemente (Ramírez, 2012, citado por Méndez, 2017). En este sentido, “Chinancocha” presenta fuentes de agua y vegetación de porte arbustivo y herbáceo que pueden brindar protección y alimento a la especie, por lo tanto, varios individuos podrían estar haciendo uso de este sitio.

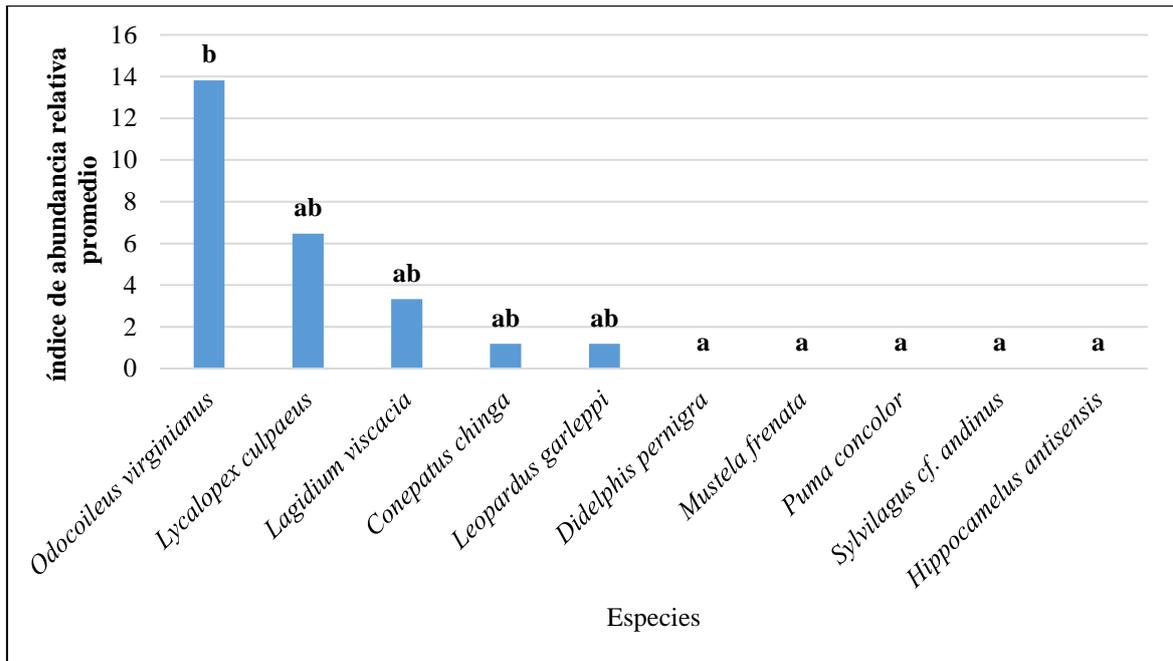


Figura 9. Índice de abundancia relativa promedio de las especies de mamíferos medianos y grandes registrados en “Chinancocha”

Nota: Las letras encima de las barras indican el resultado de la prueba de comparación de a pares entre las medias de los rangos (Conover, 1999), letras similares indican que no hay diferencia

En relación con “Vaquería”, ubicado entre los 3694 y 3751 m s. n. m., el índice de abundancia relativa promedio reportado para *Sylvilagus cf. andinus* (16.54 ± 18.2) no fue estadísticamente diferente a lo estimado para *Lycalopex culpaeus*, *Conepatus chinga* y *Didelphis pernigra*, más si lo fue para las especies restantes (Figura 10).

Como se mencionó anteriormente, *S. cf. andinus* puede ser frecuente en varias regiones de los Andes por sus ciclos reproductivos cortos y el número de crías en cada camada (Vallejo, 2018).

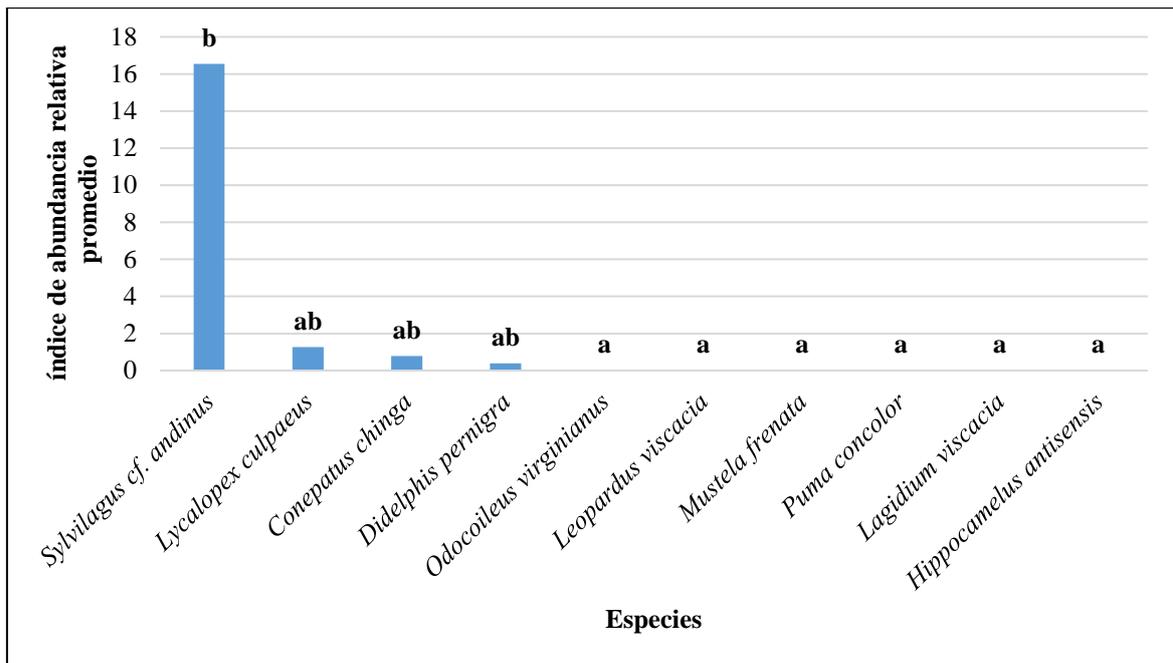


Figura 10. Abundancia relativa promedio de las especies de mamíferos medianos y grandes registrados en “Vaquería”

Nota: Las letras encima de las barras indican el resultado de la prueba de comparación de a pares entre las medias de los rangos (Conover, 1999), letras similares indican que no hay diferencia.

En cuanto a las vertientes, el mayor valor de abundancia relativa promedio registrado en la vertiente oriental fue el estimado para la especie *Lagidium viscacia* (6.59 ± 30.55). Esta vertiente posiblemente brinda a la especie mejores condiciones para su reproducción, las cuales están estrechamente asociadas con grandes rocas o acantilados rocosos donde la grietas profundas y estrechos túneles pedregosos les ofrecen refugio y sitios de anidación (Pearson, 1948).

Las abundancias relativas promedio entre las especies registradas en la vertiente oriental resultaron estadísticamente diferentes ($p < 0.05$); sin embargo, al realizar la prueba de comparación de a pares no hubo diferencias.

Por otro lado, en la vertiente occidental el índice de abundancia relativa más alto fue reportado para la especie *Odocoileus virginianus* (4.76 ± 7.73). Esta vertiente probablemente ofrece mejores zonas de reproducción para esta especie porque hay mayor predominancia de vegetación arbustiva y herbácea nativa, así como varias fuentes de agua. Los “venados de cola blanca para incrementar su probabilidad de sobrevivencia deben seleccionar los tipos de hábitats que les ofrezcan mejor disponibilidad y calidad de alimento y agua, así como menor exposición a condiciones ambientales adversas y bajo riesgo de depredación” (Mandujano *et al.*, 2004, p.48).

Cabe resaltar que la abundancia relativa registrada para *Odocoileus virginianus* fue estadísticamente diferente a los valores estimados para *Leopardus garleppi*, *Puma concolor*, *Mustela frenata*, *Sylvilagus cf. andinus* e *Hippocamelus antisensis*, pero no lo fue para el resto de las especies (Figura 11).

Tabla 6: Abundancia relativa promedio y desviación estándar por especie en las vertientes de estudio

Especies	Vertiente occidental	Vertiente oriental
	$\bar{X} \pm D.E.$	$\bar{X} \pm D.E.$
<i>Conepatus chinga</i>	2.31 ± 5.98	0.14 ± 0.74
<i>Didelphis pernigra</i>	0.74 ± 2.44	0.07 ± 0.37
<i>Lagidium viscacia</i>	2.34 ± 7.10	6.59 ± 30.55
<i>Leopardus garleppi</i>	0.32 ± 1.38	0.00 ± 0.00
<i>Lycalopex culpaeus</i>	4.01 ± 9.31	1.62 ± 6.33
<i>Mustela frenata</i>	0.06 ± 0.34	0.46 ± 2.12
<i>Odocoileus virginianus</i>	4.76 ± 7.73	1.45 ± 4.35
<i>Sylvilagus cf. andinus</i>	0.00 ± 0.00	3.79 ± 9.80
<i>Puma concolor</i>	0.09 ± 0.50	0.00 ± 0.00
<i>Hippocamelus antisensis</i>	0.00 ± 0.00	0.09 ± 0.47
estadístico H	14.72	5.28
ρ valor	0.0001	0.0077

Nota: \bar{X} : índice de abundancia relativa promedio, D.E.: desviación estándar

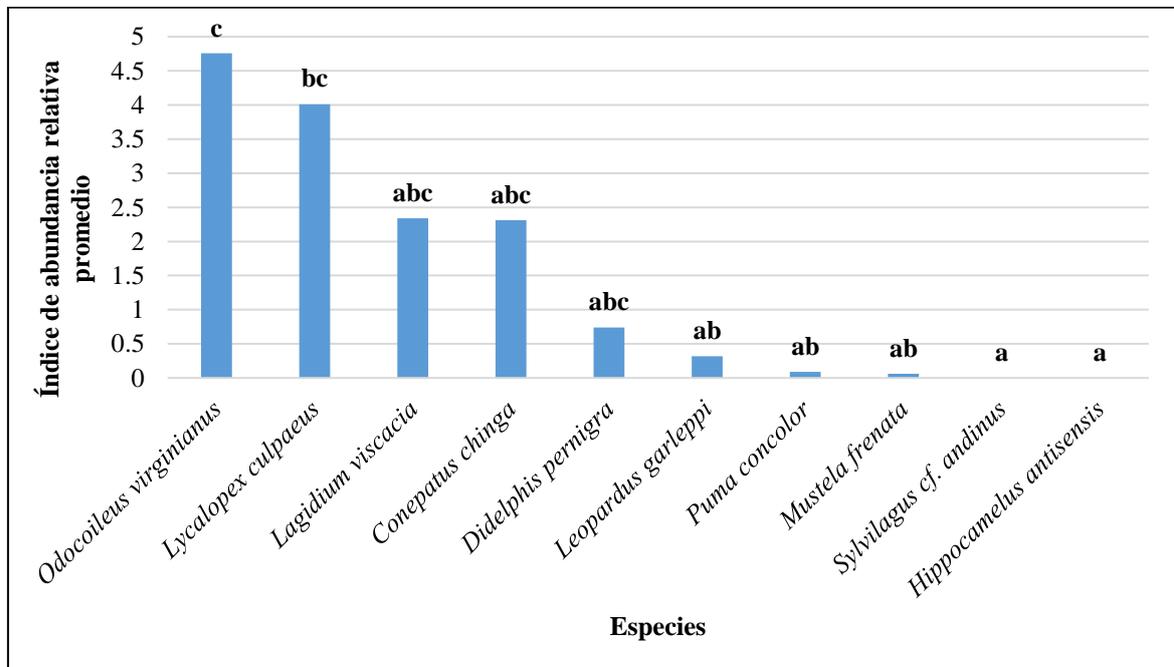


Figura 11. Abundancia relativa promedio de las especies de mamíferos medianos y grandes registrados en la vertiente occidental.

Nota: Las letras encima de las barras indican el resultado de la prueba de comparación de a pares entre las medias de los rangos (Conover, 1999), letras similares indican que no hay diferencia

4.1.4 Índices de dominancia y equidad

Los valores más bajos de diversidad verdadera, del índice de Shannon- Wiener y del índice de equidad de Pielou se registraron en “Portachuelo” (${}^1D = 1.00$, $H' = 0.00$ bits/individuo, $J' = 0.00$) y en “Yurajcorral” (${}^1D = 1.00$, $H' = 0.00$ bits/individuo, $J' = 0.00$) debido a que en cada sitio se registró solo una especie, motivo por el cual también se reportaron valores altos de dominancia en ambos sitios ($1-D = 0.80$ y $1-D = 0.83$, respectivamente). Adicionalmente, se registraron valores bajos en “Challhuas” (${}^1D = 1.00$, $H' = 0.00$ bits/individuo, $J' = 0.00$); sin embargo, en este sitio se registraron dos especies, cuyo número de registros independientes se distribuye de manera más homogénea ($1-D = 0.67$).

Por otro lado, los valores más altos de diversidad verdadera, índice de Shannon- Wiener y equidad de Pielou se registraron en “Llanganuco” (${}^1D = 2.53$, $H' = 1.20$ bits/individuo, $J' = 0.92$), dado que en este sitio se reportaron los mayores valores de riqueza y número de registros independientes ($S = 6$, $N = 40$). El alto valor de equidad indica que no hay especies dominantes, sino más bien el número de registros independientes es equitativo entre las especies presentes.

Es importante mencionar que los índices mencionados están sujetos a los valores de riqueza y a la distribución de la abundancia, en este caso el número de registros independientes, que se ve reflejado en el índice de equidad (J').

En ese sentido, para el “Queñual” ($S = 5$; $N = 29$), se esperaría altos índices de diversidad. No obstante, este sitio presenta una marcada dominancia de la especie *Odocoileus virginianus*, que se refleja en el bajo valor de equidad ($J' = 0,51$), lo que disminuye los índices de Shannon- Wiener y diversidad verdadera ($H' = 0,51$ bits/individuo; ${}^1D = 1,53$). Los elementos más importantes en el hábitat de *Odocoileus virginianus* son el alimento, la cobertura y el agua (Ramírez, 2012, citado por Méndez, 2017). El “Queñual” posee dichas características por lo que puede constituir de uso frecuente por esta especie.

Por otro lado, “Vaquería” que reporta una menor riqueza, pero igual número de registros independientes ($S = 4$; $N = 29$), registra índices mayores ($H' = 0,61$ bits/individuo; ${}^1D = 1,69$) debido a que la distribución del número de registros independientes es ligeramente más homogénea ($J' = 0,56$).

Asimismo, en “Morococha” ($S = 3$; $N = 32$), se esperaría altos índices de diversidad. Sin embargo, este sitio tiene una marcada dominancia de la especie *Lagidium viscacia*, que se

refleja en el bajo valor de equidad ($J'=0,12$), lo que disminuye los índices de diversidad ($H'=0,08$ bits/individuo; ${}^1D =1,06$). Es importante mencionar que las áreas rocosas presentes en “Morococha” constituyen el hábitat preferido para las vizcachas (Pearson, 1948) por lo que en este sitio se obtuvieron más capturas fotográficas de esta especie.

De acuerdo con lo que se observa en la variación de la diversidad verdadera registrada entre sitios de muestreo (Tabla 7), las especies podrían estarse moviendo entre los sitios para acceder a los recursos necesarios como alimento y refugio en la época seca. La composición vegetal a lo largo del gradiente altitudinal evaluado es similar, ya que predominan matorrales, bosques relictos de *Polylophus* y pajonales; sin embargo, en algunos sitios como “Chopicalqui”, el “Queñual” y “Yurajcorral” se observó más sobrepastoreo y específicamente en Llanganuco se registró caza furtiva (Anexo 5). Entonces, es importante considerar que el bajo número de registros fotográficos independientes en los sitios de muestreo puede indicar que en el sector norte del Parque Nacional Huascarán la calidad de los hábitats se está deteriorando.

Tabla 7: Índices de dominancia y equidad promedio y desviación estándar estimados para los sitios de muestreo

Sitios de muestreo	Riqueza (S)	Número de registros independientes (N)	Diversidad verdadera (¹ D)	Simpson (1-D)	Equidad de Pielou (J')	Shannon – Wiener (H')
			$\bar{X} \pm D.E.$	$\bar{X} \pm D.E.$	$\bar{J} \pm D.E.$	$\bar{H} \pm D.E.$
Llanganuco	6	40	2.53 ± 1.14	0.49 ± 0.26	0.92 ± 0.08	1.20 ± 0.73
Maria Josefa	2	2	1.25 ± 0.50	0.88 ± 0.25	0.25 ± 0.50	0.25 ± 0.50
Chinancocha	5	22	1.58 ± 0.68	0.25 ± 0,28	0.93 ± 0.07	0.55 ± 0.62
Yurajcorral	1	1	1.00 ± 0.00	0.83 ± 0.41	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00
Chopicalqui	3	20	1.35 ± 0.63	0.48 ± 0.46	0.38 ± 0.44	0.33 ± 0.56
Portachuelo	1	1	1.00 ± 0.00	0.80 ± 0.45	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00
Morococha	3	32	1.06 ± 0.16	0.53 ± 0.52	0.12 ± 0.24	0.08 ± 0.19
Queñual	5	29	1.53 ± 0.63	0.56 ± 0.39	0.51 ± 0.47	0.51 ± 0.58
Vaquería	4	29	1.69 ± 0.92	0.45 ± 0.40	0.56 ± 0.45	0.61 ± 0.72
Challhuas	2	2	1.00 ± 0.00	0.67 ± 0.52	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00
estadístico H			--	10.68	21.38	--
ρ valor			--	0.2251	0.0039	--

Nota: \bar{X} : índices promedio, D.E.: desviación estándar

Se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre los índices de equidad de Pielou promedio calculados para los sitios de muestreo ($H = 21.38$, $\rho = 0.0039$). Los índices estimados para “Llanganuco”, “María Josefa”, “Chinancocha”, “Chopicalqui”, “Queñual” y “Vaquería” no fueron estadísticamente diferentes entre sí, pero si lo fueron para los demás sitios de muestreo (Figura 12).

Cabe resaltar que los valores de diversidad verdadera y del índice de Shannon- Wiener no presentaron homogeneidad de varianzas ($\rho < 0.05$) por lo que no se aplicaron pruebas no paramétricas para verificar si había diferencias estadísticas significativas entre los valores obtenidos. En cuanto al índice de Simpson no se hallaron diferencias estadísticamente significativas ($\rho > 0.05$).

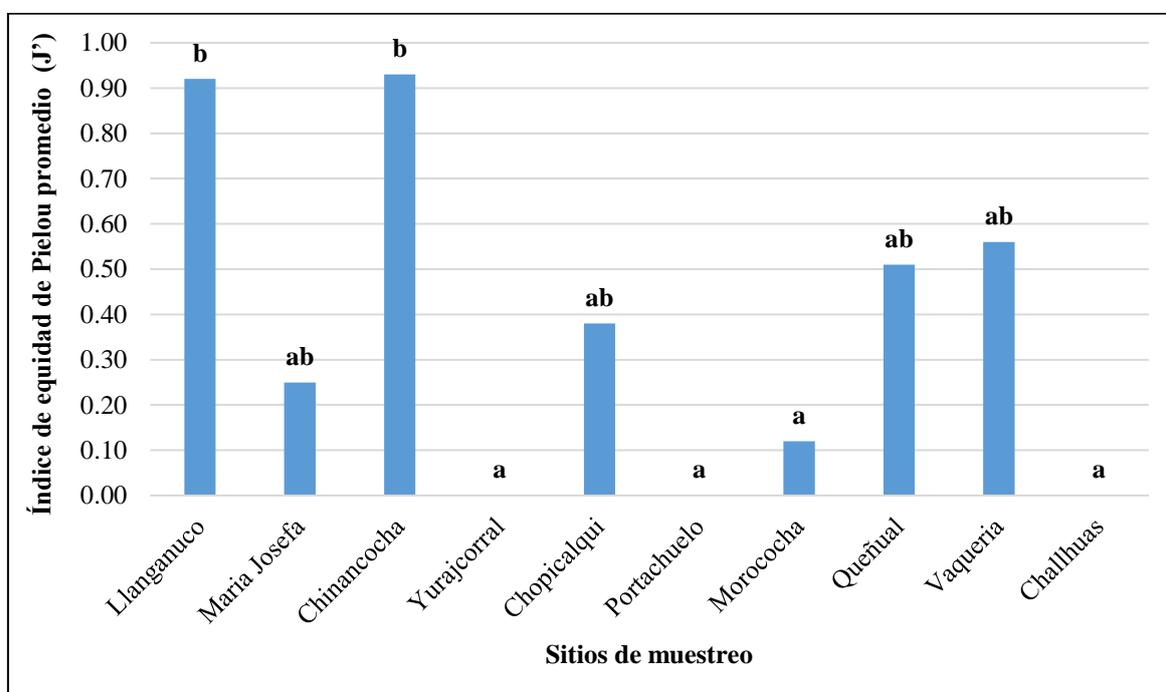


Figura 12. Índices de equidad de Pielou promedio (J') registrados en los sitios de muestreo
 Nota: Las letras encima de las barras indican el resultado de la prueba de comparación de a pares entre las medias de los rangos (Conover, 1999), letras similares indican que no hay diferencia

En relación con las vertientes, el mayor valor de diversidad verdadera y equidad se registró en la vertiente occidental (${}^1D = 1.56$, $H' = 0.48$ bits/individuo, $J' = 0.47$), dicho valor de equidad indica que la distribución del número de registros independientes es ligeramente homogénea entre las especies registradas.

Por otro lado, en la vertiente oriental se esperaría altos índices de diversidad debido a la riqueza y números de registros independientes ($S=7$, $N=93$); sin embargo, esta vertiente tiene

una marcada dominancia de la especie *Lagidium viscacia*, que se refleja en el bajo valor de equidad ($J' = 0,25$), lo que disminuye los índices ($H' = 0,24$ bits/individuo; ${}^1D = 1,25$).

Los valores de diversidad verdadera registrados para ambas vertientes son cercanos, al igual que el número de registros independientes y la riqueza, a pesar de que la vertiente oriental se considera más impactada por la mayor actividad agrícola registrada. Estos resultados pueden estar relacionados a que las especies están aprovechando los recursos en los cultivos, así como en los pajonales, los matorrales y los bosques de *Polylepis* en la temporada seca. Por otra parte, ambas vertientes presentan cuerpos de agua, rangos altitudinales semejantes y vegetación predominante similar, por lo que potencialmente pueden constituir el hábitat de cualquiera de las especies registradas.

No hubo diferencias estadísticamente significativas entre los índices de dominancia y equidad promedio estimados para las vertientes occidental y oriental (Tabla 8).

Cabe mencionar que los valores del índice de Shannon- Wiener no presentaron homogeneidad de varianzas ($\rho < 0.05$) por lo que no se aplicó pruebas no paramétricas en dichos datos para verificar diferencias estadísticas significativas.

Tabla 8: Índices de dominancia y equidad promedio y desviación estándar estimados para las vertientes de estudio

Vertientes	Riqueza específica (S)	Número de registros independientes (N)	Diversidad verdadera (1D) $\bar{X} \pm D.E.$	Equidad de Pielou (J') $\bar{X} \pm D.E.$	Shannon - Wiener (H') $\bar{X} \pm D.E.$	Simpson (1-D) $\bar{X} \pm D.E.$
Occidental	8	85	1.56 ± 0.85	0.47 ± 0.47	0.48 ± 0.66	0.56 ± 0.40
Oriental	8	93	1.25 ± 0.54	0.25 ± 0.38	0.24 ± 0.47	0.60 ± 0.44
estadístico H			1.39	2.24	--	0.18
ρ valor			0.1547	0.0968	--	0.6543

Nota: \bar{X} : índices promedio, D.E.: desviación estándar

4.2 Estimación de la diversidad beta (β)

4.2.1 Análisis de similitud por sitio de muestreo

Con los resultados obtenidos de riqueza durante la evaluación, se analizó la similitud entre los sitios de muestreo a lo largo del gradiente altitudinal utilizando el índice de Jaccard (para datos cualitativos), debido a que el esfuerzo no fue el mismo entre los diferentes sitios de muestreo por el hurto de cámaras trampa. Los valores de similitud obtenidos se presentan en la Tabla 9. De acuerdo con estos resultados, en la Figura 13 se observa que los sitios forman cuatro grupos diferenciados con más del 39% de similitud y que “Portachuelo” es el único que no se asocia con los demás (0% de similitud), debido a que la especie *Hippocamelus antisensis* solo se registró en este sitio.

“Morococha” y el “Queñual” presentan una similitud del 60% en cuanto a su composición de especies de mastofauna, debido a que comparten tres especies; sin embargo, no poseen las mismas especies dominantes. En Morococha destaca la “vizcacha” *Lagidium viscacia* mientras que el “Queñual” predomina el “venado de cola blanca” *Odocoileus virginianus*. En ambos sitios se hallaron bosques relictos de *Polylepis* y fuentes de agua, pero “Morococha” fue evaluado entre los 4355 y 4449 m s. n. m. mientras que el “Queñual” entre los 4087 y 4150 m s. n. m. en la vertiente oriental.

Asimismo, “Chopicalqui” y “Chinancocha” tienen una similitud del 60%, ya que comparten dos especies, pero difieren en especies dominantes. En “Chopicalqui” destaca *L. viscacia* mientras que en “Chinancocha” *O. virginianus*. Ambos subgrupos tienen una similitud de más del 45%. En dichos sitios se encontraron bosques relictos de *Polylepis* y fuentes de agua; no obstante, “Chopicalqui” se evaluó entre los 4219 y 4275 m s. n. m. y “Chinancocha” entre 3836 y 3871 m s. n. m. en la vertiente occidental.

Por otro lado, “Yurajcorral” se asocia con “María Josefa” en un 50%, puesto que en ambos se registró a *O. virginianus*, pero en “María Josefa” también se reportó a la especie *Puma concolor*. En ambos sitios se hallaron bosques relictos de *Polylepis* y fuentes de agua

Luego, se observa que “Challhuas” y “Vaquería” registran una similitud igual al 50%, ya que tienen dos especies en común: el “zorro colorado” *Lycalopex culpaeus* y el “conejo andino” *Sylvilagus cf. andinus*; sin embargo, en “Vaquería” también se registró a la “zarigüeya” *Didelphis pernigra* y al “zorrino” *Conepatus Chinga*. En “Challhuas” la vegetación predominante fue matorral y plantaciones de eucalipto y pino; además, cerca de

las estaciones de fototrampeo se observaron áreas agrícolas. En cambio, en “Vaquería” la vegetación representativa fue pajonal, matorral y *Polylepis*.

Finalmente, “Llanganuco” es el sitio de muestreo más disímil diferenciándose del resto de subgrupos mencionados, dado que se registró el mayor número de especies, entre las cuales destacan *C. chinga*, *D. pernigra*, *L. culpaeus* y *O. virginianus*. En este sitio también se registró un bosque relicto de *Polylepis* y fuentes de agua.

En general, los sitios muestreados a lo largo del gradiente altitudinal presentaron una diversidad beta intermedia. Por lo tanto, las especies de mamíferos entre sitios tienen una importante complementariedad, lo que contribuye a que el Parque Nacional Huascarán albergue una importante riqueza de especies de mamíferos medianos y mayores. Los sitios de muestreo presentan un paisaje heterogéneo que va desde zonas agrícolas, bosques de *Eucalyptus* y *Pinus*, pajonales, matorrales y bosques de *Polylepis*, además de diferencias en el gradiente altitudinal que permiten que exista dicha complementariedad de especies de mamíferos. Generalmente, una mayor heterogeneidad del ambiente proporciona las condiciones para el establecimiento de un gran número de especies (Stein, 2014).

Sin embargo, es probable que los bosques relictos de *Polylepis* constituyan los hábitats más utilizados por las especies de mamíferos nativos registradas en esta investigación. Es necesario profundizar en el estudio de este aspecto ya que nos permitirá determinar los recursos y condiciones que requieren las especies para su supervivencia, reproducción y perduración en el tiempo en el Parque Nacional Huascarán. Más aún cuando las predicciones indican que el cambio climático afectará directa o indirectamente los recursos, condiciones y por consecuencia el hábitat de las especies; modificando la abundancia, distribución espacial y probabilidad de extinción local (Botero, 2015).

Tabla 9: Valores de similitud estimados en los sitios de muestreo – Índice de Jaccard

Sitio de muestreo	China	Chopi	Llan	Majo	Yuraj	Chall	Moro	Queñu	Vaque	Porta
China	1.00	0.60	0.57	0.17	0.20	0.17	0.33	0.43	0.29	0.00
Chopi	0.60	1.00	0.29	0.25	0.33	0.25	0.50	0.60	0.17	0.00
Llan	0.57	0.29	1.00	0.14	0.17	0.14	0.29	0.38	0.43	0.00
Majo	0.17	0.25	0.14	1.00	0.50	0.00	0.25	0.17	0.00	0.00
Yuraj	0.20	0.33	0.17	0.50	1.00	0.00	0.33	0.20	0.00	0.00
Chall	0.17	0.25	0.14	0.00	0.00	1.00	0.00	0.40	0.50	0.00
Moro	0.33	0.50	0.29	0.25	0.33	0.00	1.00	0.60	0.00	0.00
Queñu	0.43	0.60	0.38	0.17	0.20	0.40	0.60	1.00	0.29	0.00
Vaque	0.29	0.17	0.43	0.00	0.00	0.50	0.00	0.29	1.00	0.00
Porta	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00

Nota: Chall= “Challhuas”, Vaque= “Vaquería”, Queñu= “Queñual”, Moro= “Morococha”, Porta= “Portachuelo”, Copi= “Chopicalqui”, Yuraj= “Yurajcorral”, China= “Chinancocha”, Majo= “María Josefa”, Llan= “Llanganuco”

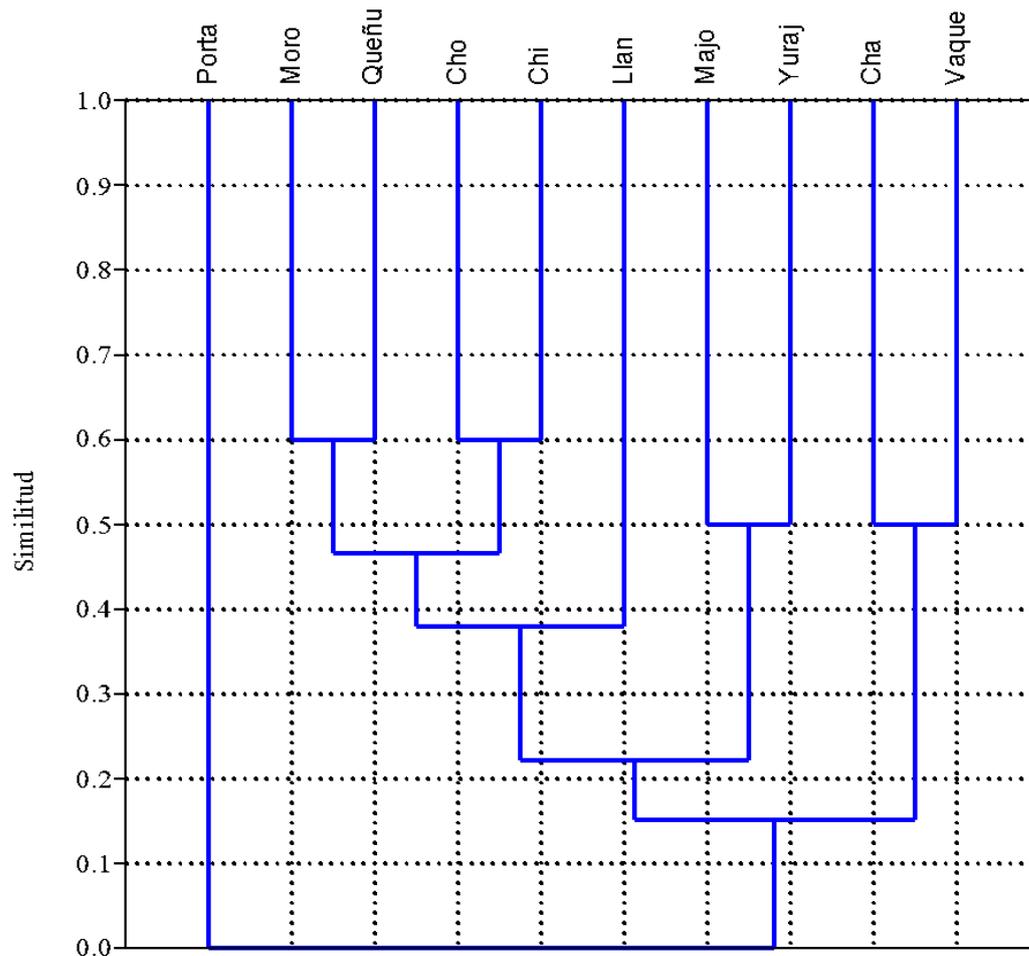


Figura 13. Dendrograma de similitud de los sitios de muestreo en el área de estudio – Índice de Jaccard
 Nota: Cha= “Challhuas”, Vaque= “Vaquería”, Queñu= “Queñual”, Moro= “Morococho”, Porta= “Portachuelo”, Cho= “Chopicalqui”, Yuraj= “Yurajcorral”, Chi= “Chinancocha”, Majo= “María Josefa”, Llan= “Llanganuco”

4.2.2 Análisis de similitud por vertiente

Con los resultados de riqueza obtenidos durante la evaluación, se analizó la similitud entre las vertientes utilizando el índice de Jaccard (para datos cualitativos). En este sentido, la similitud entre la vertiente occidental y oriental es del 60%, debido a que comparten seis especies en común, pero solo se registró en la vertiente occidental a *Leopardus garleppi* y a *Puma concolor*, mientras que *Sylvilagus cf. andinus* e *Hippocamelus antisensis* solo fueron reportadas en la vertiente oriental.

La vertiente occidental es una zona más conservada en cuanto a la vegetación presente, aunque se observó mayor actividad turística, posiblemente porque se encuentran varias lagunas a los alrededores. Para el control de dicha actividad se cuenta con dos puestos de

vigilancia del SERNANP. Por otra parte, la vertiente oriental es considerada una zona con grado de perturbación más alto, ya que se observaron más áreas agrícolas, lo cual puede ser aprovechado como un recurso alimenticio por la especie *Sylvilagus cf. andinus*. En ambas vertientes se registró la presencia de ganado vacuno.

Probablemente el registro de la presencia de *P. concolor* y *L. garleppi* en la vertiente occidental esté relacionado a la disponibilidad de presas en la temporada de evaluación; no obstante, la selección de hábitat en carnívoros no solo está influenciada por la disponibilidad de presas, sino también por la oferta de refugios. Entonces es importante establecer cómo estos animales se adaptan a los cambios ocurridos a nivel de paisaje para predecir su permanencia a largo plazo en ambientes perturbados (Carroll *et al.*, 2001), por lo que no se descarta su presencia en la vertiente oriental del área de estudio.

En cuanto al registro de *Hippocamelus antisensis* en la vertiente oriental, puede estar asociado a su uso de hábitat como se ha mencionado anteriormente; no obstante, es factible que la especie se encuentre en otras zonas del Parque que no fueron evaluadas en este estudio.

4.3 Ocupación Naïve

Los valores de ocupación naïve de las especies registradas durante el estudio fue heterogénea en los sitios de muestreo, siendo las más altas para las especies *Conepatus chinga* (0.83) que fue reportada en 5 de las 6 cámaras trampa instaladas en “Llanganuco” y *Sylvilagus cf. andinus* (0.80) detectada en 4 de las 5 cámaras emplazadas en “Vaquería” (Figura 14).

Asimismo, los valores estimados de ocupación naïve de las especies registradas durante el estudio fue heterogénea en las vertientes, los valores más altos fueron obtenidos para *Odocoileus virginianus* (0.39), detectada en 11 de las 28 cámaras trampa instaladas en la vertiente occidental y *Sylvilagus cf. andinus* (0.25) registrada en 7 de las 28 cámaras trampa emplazadas en la vertiente oriental (Figura 15). Estos resultados se vieron reflejados en los índices de abundancia relativa estimados; no obstante, la probabilidad de ocupación naïve solo incluye la proporción de sitios en los que se registró cada especie sobre el total de sitios evaluados en el estudio. El número real de sitios ocupados por la especie no siempre se conoce de manera precisa, ya que al realizar el muestreo es posible que no se haya detectado la especie en el área a pesar de que esta sí se encuentre presente (MacKenzie *et al.*, 2006).

En este sentido, se recomienda realizar estudios en el Parque Nacional Huascarán con un mayor número de cámaras trampa que incluyan el análisis de la probabilidad de ocupación real y de detección de los mamíferos reportados como los modelos de ocupación, que pueden ser una alternativa eficiente para la evaluación de los cambios en el estado de las poblaciones de estas especies, generando estimadores más exactos y precisos (MacKenzie *et al.*, 2006) y correlaciones robustas que nos ayuden a explicar cómo las variables abióticas que caracterizan a las vertientes y sitios de muestreo están influyendo en la presencia de mamíferos medianos y mayores en el área de estudio.

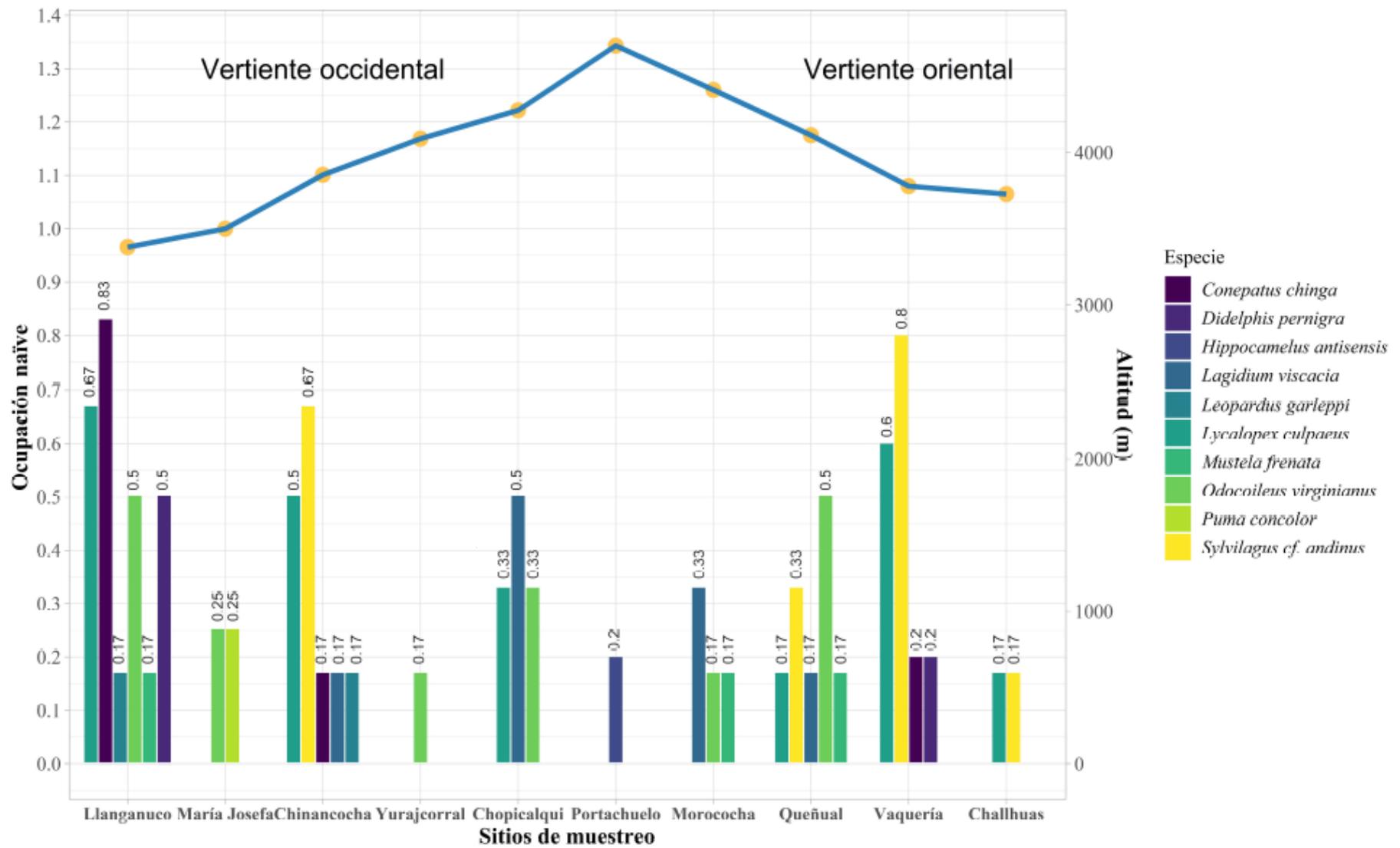


Figura 14. Ocupación naïve de las especies registradas en cada sitio de muestreo del área de estudio

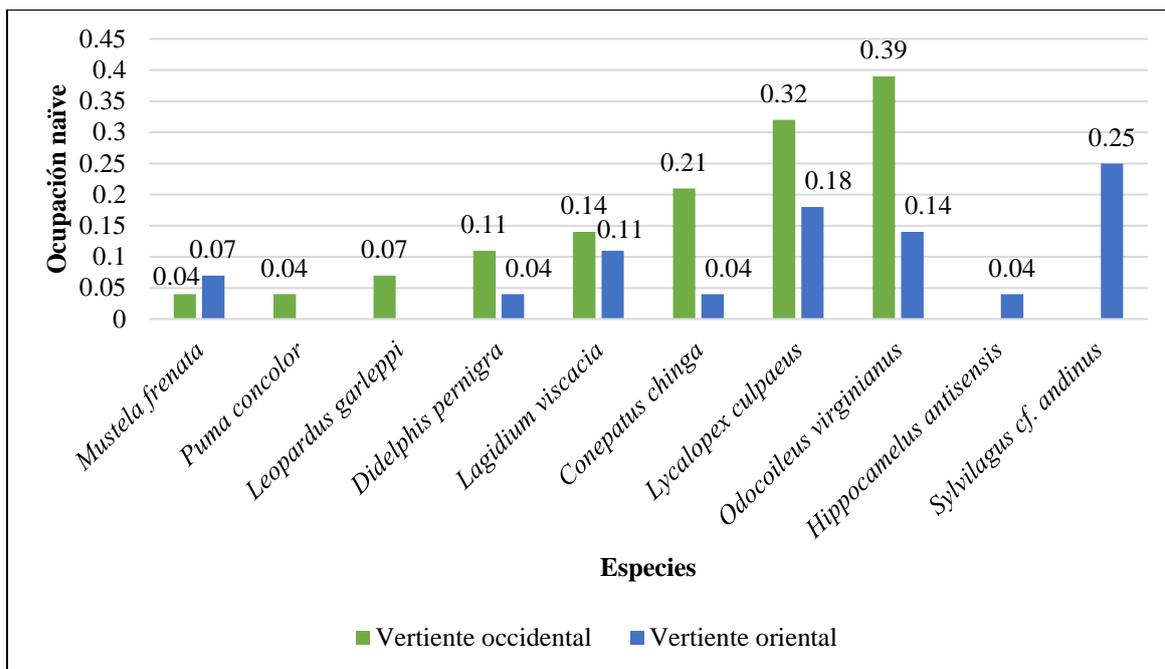


Figura 15. Ocupación naïve de las especies registradas en las vertientes del área de estudio

4.4 Relación con las variables ambientales

4.4.1 Distribución de los registros fotográficos de las especies según el gradiente altitudinal en la Cordillera Blanca

En relación con el gradiente altitudinal, el “zorrino” *Conepatus chinga* fue registrado desde los 3327 hasta los 3846 m s. n. m. en la vertiente occidental (“Llanganuco” y “Chinancocha”), con mayor incidencia entre los 3327 y 3443 m s. n. m. (“Llanganuco”) y a 3714 m s. n. m. en la vertiente oriental (“Vaquería”) (Figura 16). Emmons *et al.* (2016) mencionan que el rango altitudinal de esta especie fluctúa entre los 0 y 4100 m s. n. m., por lo que los registros obtenidos en el Parque Nacional Huascarán se encuentran dentro del rango reportado.

Los zorrinos son considerados especies omnívoras oportunistas (Zeballos *et al.*, 1998 citado por Medina *et al.*, 2009) por lo que pueden hacer uso de diferentes tipos de vegetación como pajonal, matorral y bosque de *Polylepis*, presentes en “Llanganuco”, “Chinancocha” y “Vaquería”. De esta manera tienen mayor probabilidad de supervivencia que otros mamíferos con hábitos alimenticios más restringidos.

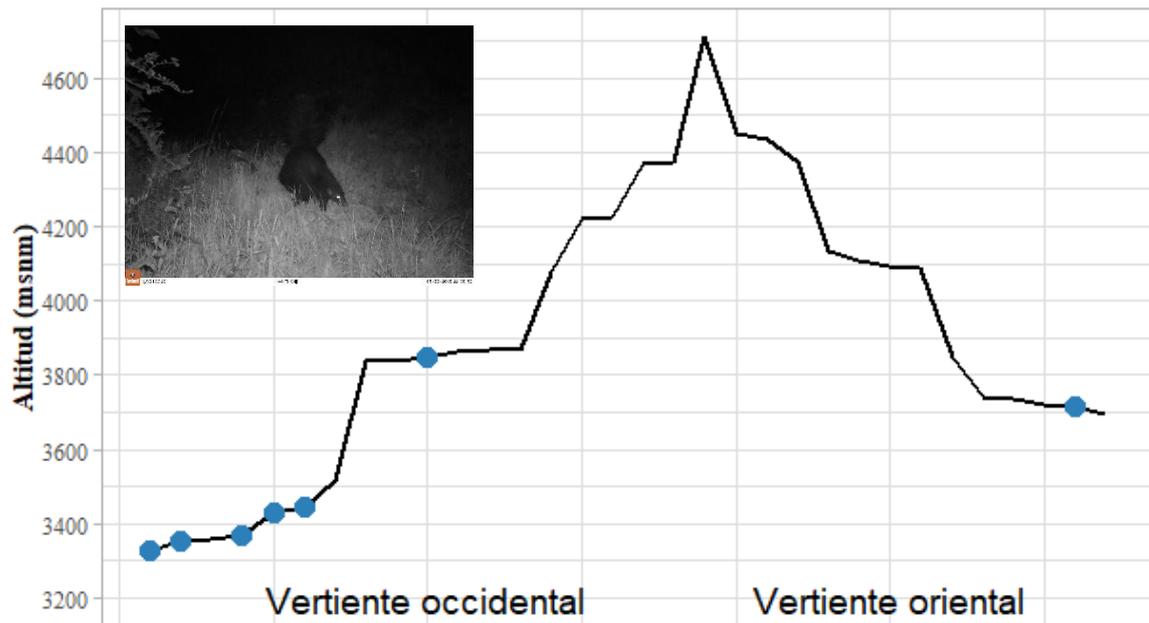


Figura 16. Distribución de los registros fotográficos de la especie *Conepatus chinga* en las vertientes de la Cordillera Blanca

En cuanto a la especie *Didelphis pernigra*, fue reportado entre los 3327 y los 3443 m s. n. m. en la vertiente occidental (“Llanganuco”) y a 3714 m s. n. m. en la vertiente oriental (“Vaquería”) (Figura 17). El rango altitudinal para esta especie oscila entre los 2000 y 3700 m s. n. m. (Pérez *et al.*, 2016).

Las especies del género *Didelphis* toleran áreas alteradas como bosques secundarios en diferentes estados de sucesión, áreas agrícolas y áreas suburbanas (Jiménez-Alvarado *et al.*, 2017). Por lo que su presencia en “Vaquería”, donde hay un albergue turístico en las inmediaciones, no resulta raro. Las actividades humanas les permiten ampliar a estas especies su rango de acción al proporcionarles recursos alimenticios, por lo que llegan a ser visitantes recurrentes en viviendas rurales y suburbanas (Cáceres, 2000).

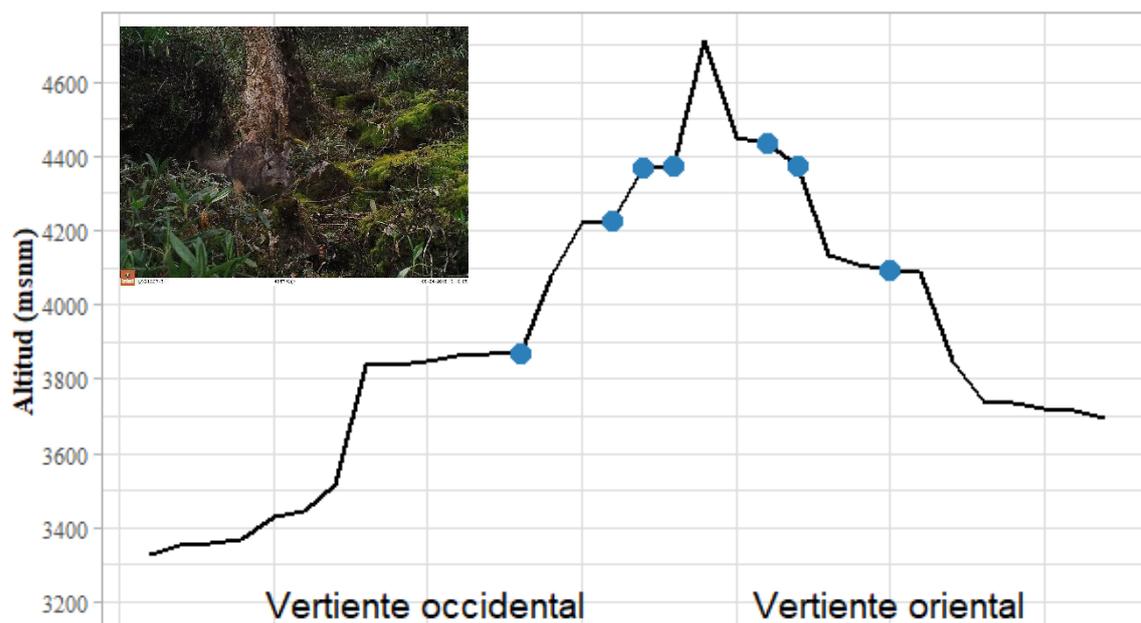


Figura 18. Distribución de los registros fotográficos de la especie *Lagidium viscacia* en las vertientes de la Cordillera Blanca

Con respecto a *Leopardus garleppi*, la especie fue reportada únicamente en la vertiente occidental a 3351 m s. n. m. en “Llanganuco” y a 3846 m s. n. m. en “Chinancocha” (Figura 19). Lucherini *et al.* (2016) señala que la especie está presente en un rango altitudinal entre los 0 y 5000 m s. n. m., por tanto, los registros obtenidos en el Parque Nacional Huascarán se encuentran dentro del rango reportado.

Tellaèche (2015) quien realizó un estudio en un área de los Altos Andes de la provincia de Jujuy (Argentina) señala que las características principales más importantes del hábitat del “gato del pajonal” son la rugosidad (forma del terreno) y la distancia al agua. En “Llanganuco” como en “Chinancocha” se instalaron las cámaras trampa cerca a fuentes de agua, por lo que es posible que este haya sido el factor determinante para el registro de la especie.

Por otro lado, Tellaèche (2015) encontró que las variables más relevantes en el hábitat de las vizcachas son la cantidad de rocas y la rugosidad, mostrando de esta forma una similitud con *L. garleppi*, por lo que probablemente las vizcachas sean una de las presas principales de esta especie en el área de estudio. En este sentido, es factible que el “gato de pajonal” se encuentre también a mayores altitudes, pero no fue detectado.

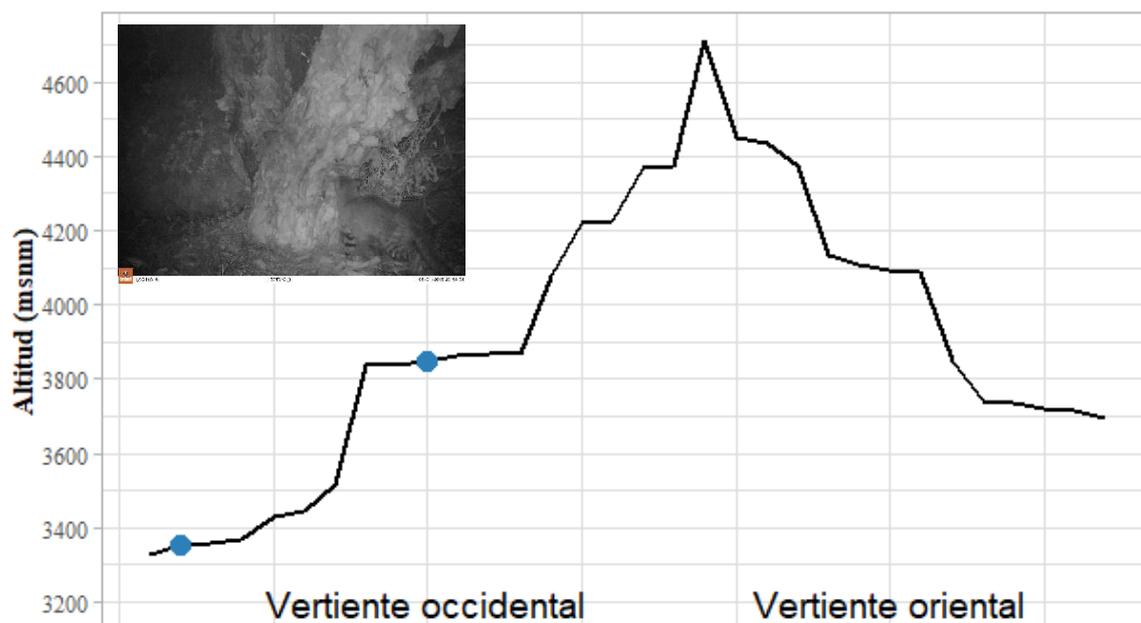


Figura 19. Distribución de los registros fotográficos de la especie *Leopardus garleppi* en las vertientes de la Cordillera Blanca

El “zorro colorado” *Lycalopex culpaeus* fue reportado entre los 3327 y 4367 m s. n. m. en la vertiente occidental (“Llanganuco”, “Chinancocha” y “Chopicalqui”) mientras que en la vertiente oriental fue reportado entre los 3694 y los 4134 m s. n. m. (“Vaquería” y “Queñual”) (Figura 19). Lucherini *et al.* (2016) mencionan que la especie se encuentra entre los 0 y 4800 m s. n. m., por lo que los registros obtenidos se hallan dentro del rango reportado.

Tellaeché (2015) encontró que *L. culpaeus* está asociado a lugares con presencia de vizcachas. También se ha documentado que puede mostrar preferencias por otras presas como el “conejo andino” *Sylvilagus cf. andinus* (Cadena-Ortíz *et al.*, 2020); sin embargo, es considerada una especie omnívora y oportunista (Beltrán-Ortiz *et al.*, 2017). En este sentido, el “zorro colorado” fue el único carnívoro con un rango altitudinal amplio en el área de estudio, lo cual puede estar relacionado a sus hábitos oportunistas y disponibilidad de presas.

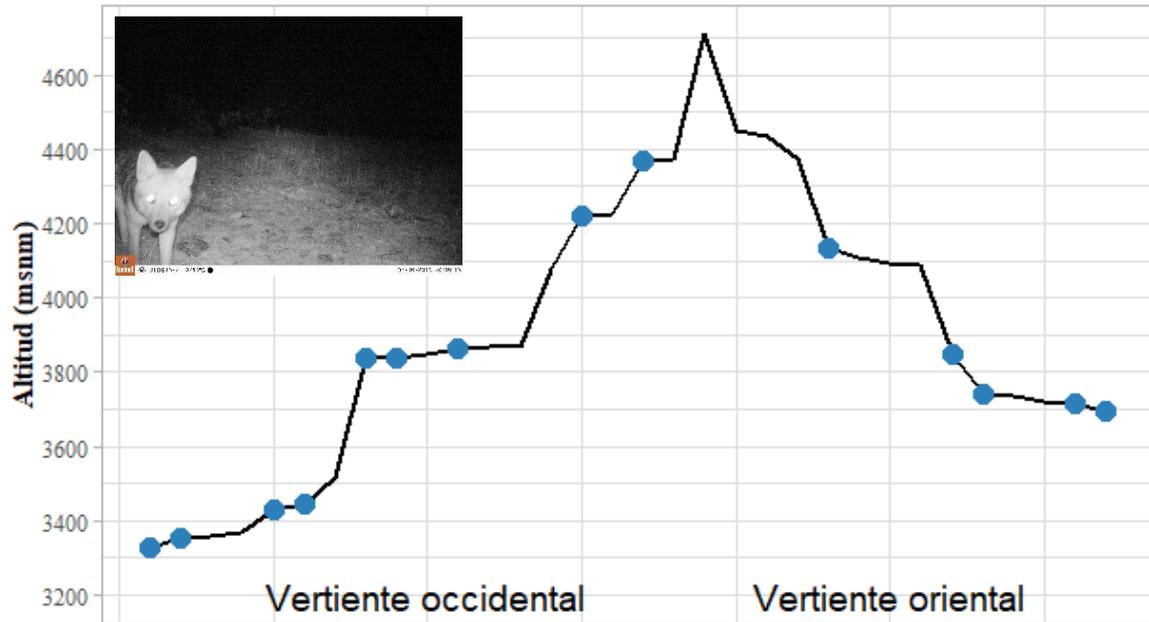


Figura 20. Distribución de los registros fotográficos de la especie *Lycalopex culpaeus* en las vertientes de la Cordillera Blanca

En cuanto a la especie *Mustela frenata* en la vertiente occidental solo fue reportada a los 3351 m s. n. m. (“Llanganuco”), por otro lado, en la vertiente oriental se registró entre los 4109 y 4373 m s. n. m. (“Queñual” y “Morococho”) (Figura 21). El récord de elevación más alto reportado para esta especie es de 4220 m s. n. m. en Caldas, Colombia (Escobar-Lasso y Gil-Fernández, 2014), por lo que se amplía el rango altitudinal de esta especie.

La “comadreja” tolera áreas moderadamente perturbadas y en ocasiones puede llegar a beneficiarse de ambientes humanizados (Hunter 2011, citado por Contreras-Moreno *et al.*, 2015). Por otro lado, Sheffield y Howard (1997) señalan que se alimenta de una amplia variedad de presas entre las cuales se encuentran roedores y conejos pequeños. En los tres sitios donde fue registrada la especie en el área de estudio se han fotografiado también roedores (Anexo 5).

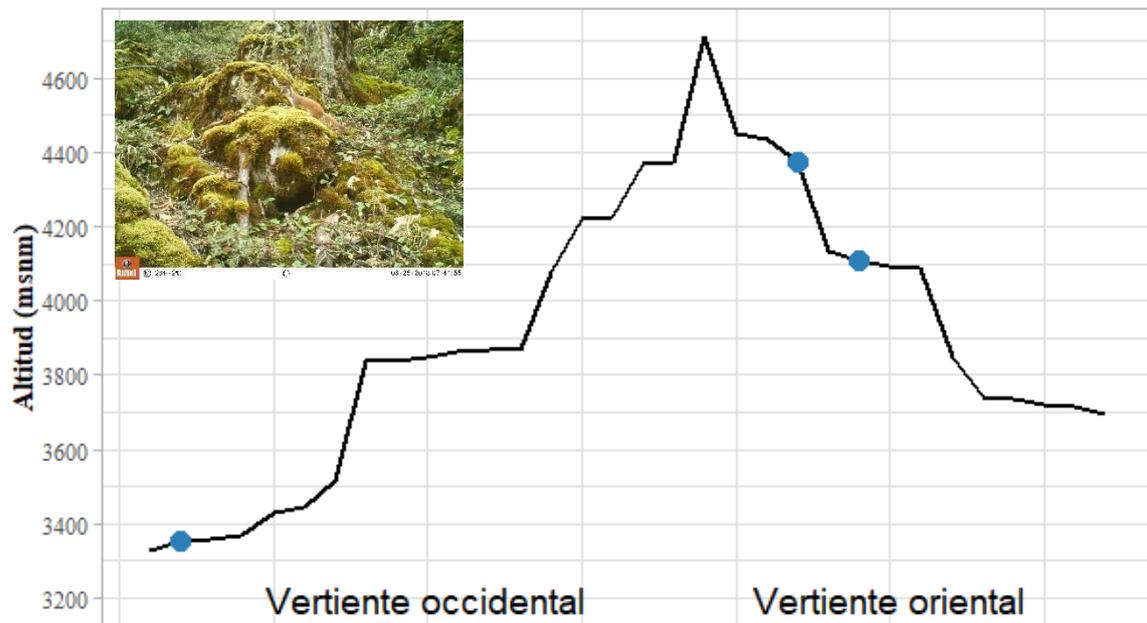


Figura 21. Distribución de los registros fotográficos de la especie *Mustela frenata* en las vertientes de la Cordillera Blanca

El “venado de cola blanca” *Odocoileus virginianus* fue reportado desde los 3351 hasta los 4367 m s. n. m. en la vertiente occidental (“Llanganuco”, “Chinancocha”, “María Josefa”, “Yurajcorral” y “Chopicalqui”) mientras que en la vertiente oriental se registró desde los entre los 4087 y 4449 m s. n. m. (“Queñual” y “Morococho”). Gallina *et al.* (2016) señalan que la especie está presente en un rango altitudinal entre los 0 y 4000 m s. n. m., por tanto, los registros obtenidos en el Parque Nacional Huascarán se encuentran dentro del rango reportado.

Esta especie es considerada como un cérvido de gran plasticidad adaptativa, tolerante a las actividades humanas; presente aún en áreas altamente perturbadas como zonas agrícolas y ganaderas, siempre y cuando encuentre alimento y cobertura de protección (Galindo-Leal y Weber, 1998). Como se observa en la Figura 22, *O. virginianus* presenta un rango altitudinal más amplio que el resto de las especies registradas en el área de estudio, lo cual puede estar relacionado a su capacidad adaptativa.

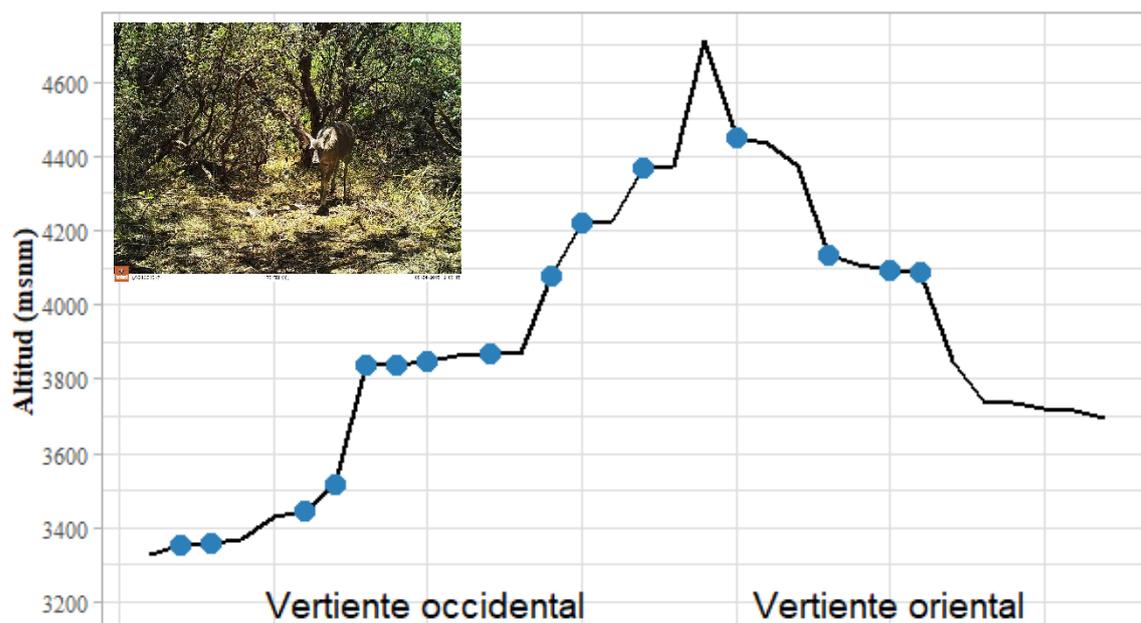


Figura 22. Distribución de los registros fotográficos de la especie *Odocoileus virginianus* en las vertientes de la Cordillera Blanca

El “conejo andino” *Sylvilagus cf. andinus* fue registrado únicamente en la vertiente oriental desde los 3694 hasta los 4093 m s. n. m. (“Vaquería”, “Challhuas” y “Queñual”) (Figura 23). Su rango de distribución va desde los 2000 a 4800 m de altitud dentro de los páramos y valles interandinos, pero de manera usual vive sobre los 3000 m. Habita en ecosistemas primarios, secundarios, disturbados e incluso bajo presencia antrópica (Tirira, 2017 citado por Zapata, 2019). Ruedas *et al.* (2017) señalan que aún falta una caracterización morfológica de la especie y conocer su distribución precisa en el Perú.

García *et al.* (2016) encontró que la amplia variabilidad temporal y espacial en las poblaciones de *S. andinus* en el páramo del Antisana (Ecuador) depende de la disponibilidad de los recursos para su reproducción, mientras que Zapata (2019) reportó que la mayor presencia de individuos se dio en áreas con disponibilidad de agua y humedad. Por lo que es probable que la disponibilidad de agua y los recursos para su reproducción como cobertura de protección y alimento sean los factores más importantes para la selección de hábitat de la especie en el área de estudio.

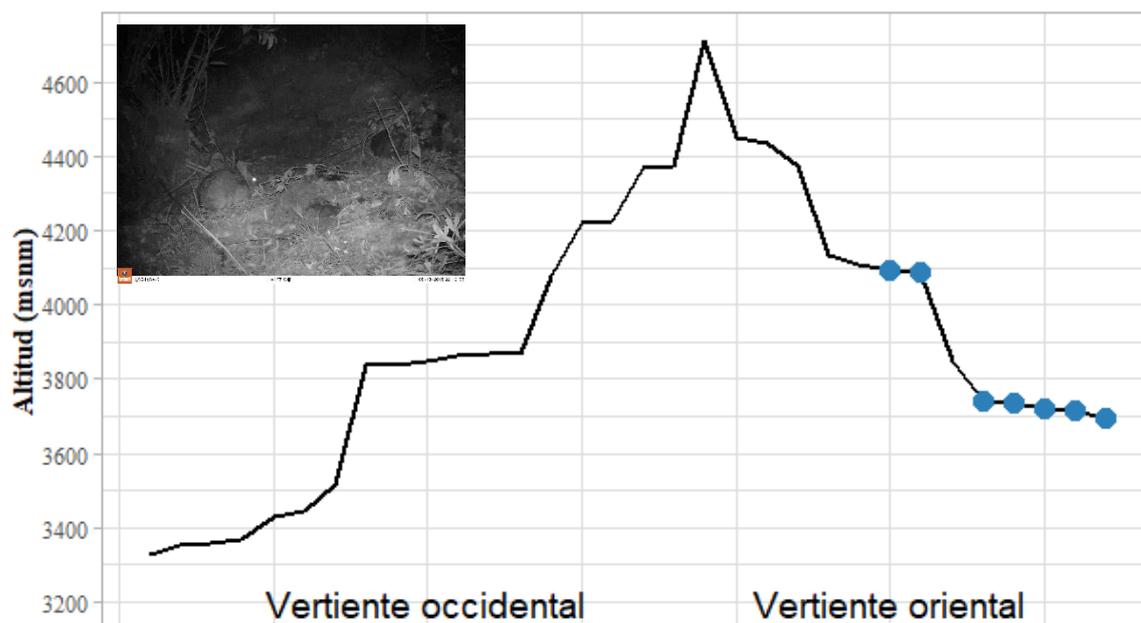


Figura 23. Distribución de los registros fotográficos de la especie *Sylvilagus cf. andinus* en las vertientes de la Cordillera Blanca

La especie *Puma concolor* fue reportada únicamente en la vertiente occidental a 3519 m s. n. m. en “María Josefa” (Figura 24). Sunquist y Sunquist (2002) señalan que se encuentra desde los 0 hasta 5,800 m s. n. m. en el sur de Perú, por lo cual es probable que la especie no haya sido detectada en otros sitios del área de estudio.

Luque (2016) determinó que la variable de la cual depende el proceso de selección de hábitat del puma en la Reserva Nacional Salinas y Aguada Blanca (Arequipa), es el grado de pendiente del terreno ya que de esta variable dependen la detectabilidad de presas, mayor oferta de refugios, menor acceso a humanos, entre otras. En este estudio, la especie fue reportada en un sitio de pendiente intermedia, sotobosque cerrado y con presencia de caminos, esta última característica probablemente sea determinante también para la selección de hábitat de la especie en el Parque Nacional Huascarán.

Sin embargo, el “puma” solo fue registrado una vez en el periodo de evaluación, no se tiene certeza si es debido a que por razones naturales hay pocos individuos en el área o si existe presión de caza por parte de los pobladores de las zonas aledañas. A pesar de esto, se recomienda realizar estudios acerca de si existe alguna interacción y de qué tipo, entre esta especie y los otros carnívoros presentes en el área, dado que no existen datos disponibles y debido a la gran influencia que tienen potencialmente las interacciones entre depredadores topos como el “puma” y mesocarnívoros (Donadio y Buskirk, 2006).

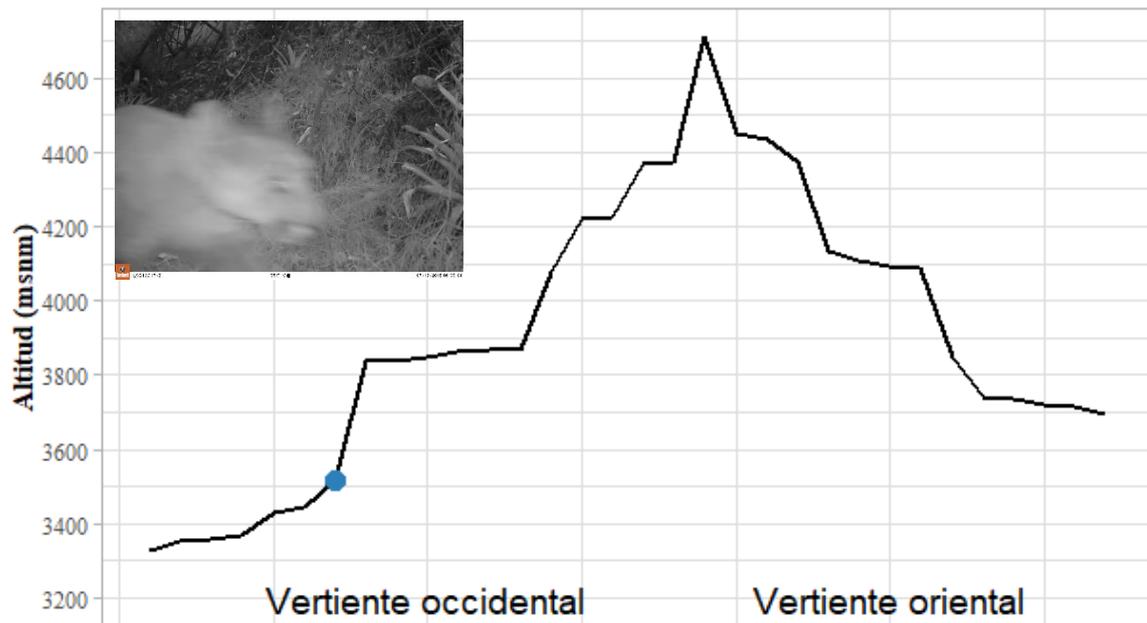


Figura 24. Distribución de los registros fotográficos de la especie *Puma concolor* en las vertientes de la Cordillera Blanca

Finalmente, la especie *Hippocamelus antisensis* “taruca” fue registrada únicamente en la vertiente oriental de la Cordillera Blanca a 4712 m s. n. m. en “Portachuelo” (Figura 25). Barrio *et al.* (2017) señalan que la especie está presente entre los 3500 y 5000 m s. n. m. en las tierras altas de Perú y Bolivia, por tanto, los registros obtenidos en el Parque Nacional Huascarán se encuentran dentro del rango reportado.

Barrio (2004) explica que al parecer esta especie prefiere áreas rocosas de escasa vegetación con fuentes de agua cercanas. El sitio de muestreo donde fue registrada es el único que posee dichas características en el área de estudio; sin embargo, no se descarta su presencia en otras zonas del Parque.

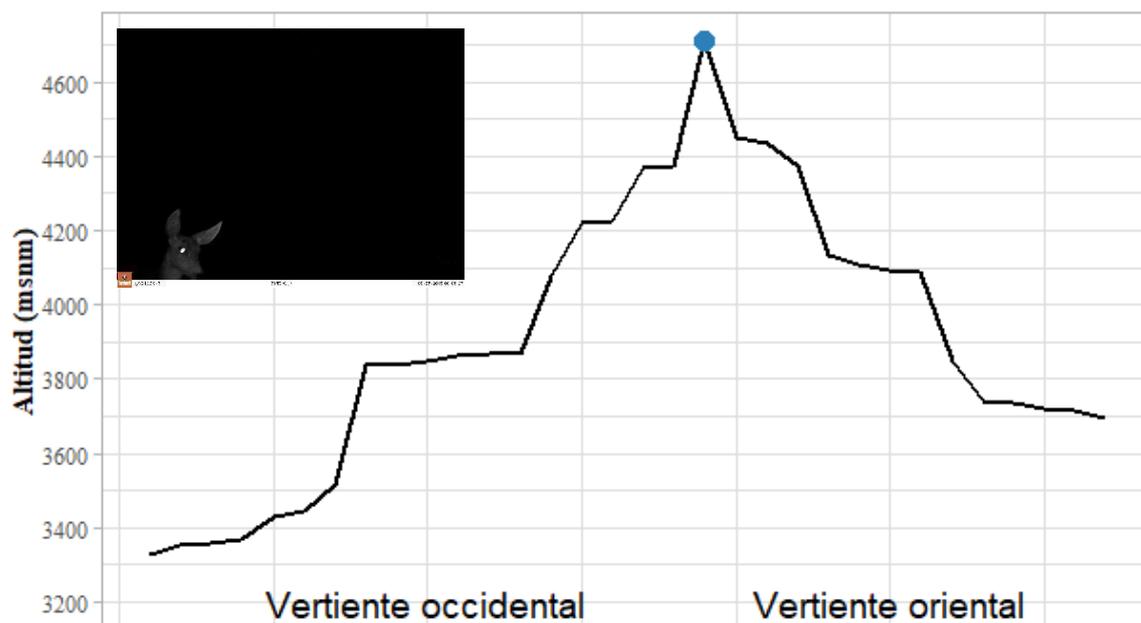


Figura 25. Distribución de los registros fotográficos de la especie *Hippocamelus antisensis* en las vertientes de la Cordillera Blanca

Los principales factores que pueden explicar los patrones de riqueza y diversidad de los mamíferos registrados a lo largo del gradiente altitudinal en el área de estudio son los requerimientos de hábitat (agua, alimento, cobertura), el nicho ecológico de las especies (competencia interespecífica, interacciones depredador presa) y los efectos de la actividad humana (pérdida de hábitat, cacería furtiva, sobrepastoreo, introducción de especies exóticas). Para mejorar las estrategias de conservación de este grupo de mamíferos en el Parque Nacional Huascarán es esencial seguir generando información sobre la distribución, la abundancia de las poblaciones, así como su respuesta a la pérdida y fragmentación del hábitat, el sobrepastoreo y otras actividades humanas.

4.4.2 Modelos lineales generalizados

Con los datos de riqueza de especies se llevaron a cabo modelos lineales generalizados tomando en cuenta las variables ambientales de altitud (m s. n. m.), distancia a la carretera Yungay- Yanama (m), formación vegetal, presencia/ausencia de ganado y distancia a los cuerpos de agua (m). Se realizaron varios modelos combinando las distintas variables, los resultados indicaron que para los mamíferos registrados mediante cámaras trampa en este estudio la altitud fue la única variable significativa que influyó de forma negativa en la riqueza de las especies (Tabla 10).

El modelo considerado finalmente fue: $\text{riqueza} = e^{0.0639} \times (e^{-0.0008})^{\text{Altitud}}$, dado que aumentaba la bondad de ajuste según el Criterio de Información de Akaike (AIC = 144.18; $\rho = 0.018$).

El efecto de los gradientes altitudinales sobre la diversidad de las comunidades se manifiesta por una tendencia general para distintos grupos en la que la riqueza de especies disminuye a mayores alturas (Stevens, 1992). Particularmente para los mamíferos, Owen (1990) encontró que la variación en la elevación fue un predictor fuerte y significativo de la riqueza de especies para los murciélagos (Chiroptera) y roedores (Rodentia); no obstante, fue un predictor significativo pero débil para carnívoros, lo cual evidencia que los cambios en la riqueza y diversidad de especies por efecto de la altitud están influenciados también por otros factores abióticos y bióticos, en este sentido, la disponibilidad de recursos en el ecosistema, el grado de especialización de las especies y la coexistencia de especies que comparten los mismos recursos son determinantes clave de la riqueza de especies locales (MacArthur, 1972).

En este estudio, los valores más altos de riqueza de mamíferos han sido reportados entre los 4087 y 4134 m s. n. m (“Queñual”) en la vertiente oriental y entre los 3327 y 3443 m s. n. m. (“Llanganuco”) y los 3836 y 3871 m s. n. m. (“Chinancocha”) en la vertiente occidental. Los resultados concuerdan con lo reportado con Owen (1990), ya la que altitud es una variable significativa que influye en la riqueza de las especies de mamíferos, pero al parecer es débil en el caso de los mamíferos medianos y grandes.

“Llanganuco”, “Chinancocha” y el “Queñual” tienen como característica principal la presencia de parches de bosques de *Polylepis*, debido a los resultados de la riqueza de especies obtenidos en estos sitios se considera que es crucial establecer mejores estrategias de conservación y manejo de estos bosques en el área de estudio para la subsistencia a largo plazo de mamíferos medianos y grandes en la Cordillera Blanca.

Por otro lado, aunque la presencia de ganado vacuno no haya resultado ser una variable ambiental estadísticamente significativa en la riqueza de mamíferos medianos y grandes en esta investigación es oportuno mencionar que se han realizado estudios en los cuales se encontró que el ganado parece ejercer una competencia de interferencia sobre los herbívoros nativos, ya que usaban áreas donde había ganado con menos frecuencia y evitaban estar simultáneamente activos con el ganado en pastoreo (Di Bitetti *et al.*, 2020). Al respecto, se recomienda llevar a cabo un análisis de los patrones de actividad del ganado vacuno en el

PNH y el “venado de cola blanca” con el fin de conocer si hay interacción entre estas especies.

Tabla 10: Variables ambientales que influyen en el registro de los mamíferos medianos y grandes a través del fototrampeo en el sector norte del Parque Nacional Huascarán

Modelo	VARIABLES AMBIENTALES	COEFICIENTES	ESTADÍSTICO Z	ρ VALOR	AIC
Modelo 1	Altitud	-0.0006	-1.6820	0.0926	148.13
	Distancia a la carretera	0.0013	1.3640	0.1727	
	Distancia a los cuerpos de agua	-0.0006	-1.0140	0.3108	
	Ganado vacuno	-0.2152	-0.7400	0.4595	
	Formación vegetal	0.1911	1.1810	0.2375	
Modelo 2	Altitud	-0.0007	-2.1340	0.0328	147.17
	Distancia a la carretera	0.0014	1.5640	0.1179	
	Distancia a los cuerpos de agua	-0.0006	-1.0990	0.2717	
	Ganado vacuno	-0.1861	-0.6400	0.2717	
Modelo 3	Altitud	-0.0007	-2.1810	0.0292	145.97
	Distancia a la carretera	0.0013	1.4600	0.1443	
	Distancia a los cuerpos de agua	-0.0005	-0.9540	0.3399	
Modelo 4	Altitud	-0.0008	-2.3640	0.0181	144.18

En síntesis, el sector norte del Parque Nacional Huascarán es un lugar importante para la conservación de fauna silvestre; no obstante, la abundancia relativa de los carnívoros reportados en este estudio es baja, lo cual puede ser el reflejo del estado de conservación del Área Natural Protegida. En este sentido, es importante que las autoridades correspondientes generen planes de manejo adecuados para mantener la biodiversidad que persiste en estos ecosistemas, impulsen la investigación en el área y el monitoreo participativo, de manera que las poblaciones humanas que se encuentran en el área se involucren en la conservación de dichas especies y de manera consensuada se impulsen también alternativas que permitan su desarrollo y el uso sostenible de los recursos.

La información recabada en este estudio es relevante para ampliar el conocimiento de las poblaciones de mamíferos medianos y grandes que habitan al interior del Parque Nacional Huascarán; sin embargo, aún es necesario el desarrollo de más estudios sobre la distribución y otros parámetros poblacionales de las especies de mamíferos menores.

V. CONCLUSIONES

- En el sector norte del Parque Nacional Huascarán durante el periodo comprendido entre los meses de mayo a setiembre del 2018 (época seca), se registraron diez especies pertenecientes a cinco órdenes, ocho familias y diez géneros de mamíferos medianos y grandes. Las especies con mayor abundancia relativa registrada durante el periodo de evaluación en el área de estudio fueron *Lagidium viscacia* (29.75 ± 64.92) y *Sylvilagus* cf. *andinus* (16.54 ± 18.20), mientras que los menores valores se reportaron para *Puma concolor* (0.66 ± 1.32), *Hippocamelus antisensis* (0.50 ± 1.12), *Leopardus garleppi* (0.30 ± 0.74) y *Mustela frenata* (0.30 ± 0.74).
- La similitud en cuanto a la composición de especies de mastofauna registradas entre la vertiente occidental y oriental es del 60%, debido a que comparten seis especies en común, pero solo se reportó en la vertiente occidental a las especies *Leopardus garleppi* y *Puma concolor*, mientras que *Sylvilagus* cf. *andinus* e *Hippocamelus antisensis* solo fueron registradas en la vertiente oriental.
- La riqueza específica para la vertiente oriental y occidental de la Cordillera Blanca fue de ocho especies. En cuanto a la vertiente oriental el mayor valor de abundancia relativa fue el estimado para *Lagidium viscacia* (6.59 ± 30.55), mientras que en la vertiente occidental el valor más alto fue reportado para *Odocoileus virginianus* (4.76 ± 7.73).
- La riqueza y la abundancia relativa de especies a lo largo del gradiente altitudinal evaluado no mostraron una tendencia en particular. Para la vertiente oriental, se observó una mayor concurrencia de especies en altitudes entre los 4087 y 4134 m s. n. m. (“Queñual”), mientras que para la vertiente occidental se halló un mayor número de especies entre los 3327 y 3443 m s. n. m. (“Llanganuco”) y entre los 3836 y 3871 m s. n. m. (“Chinancocha”). En cuanto a la abundancia relativa, en la vertiente occidental se obtuvieron valores de abundancia relativa altos para *Conepatus chinga* entre los 3327 y 3443 m s. n. m. (“Llanganuco”) y para *Odocoileus virginianus* entre los 3836 y 3871 m s. n. m. (“Chinancocha”), mientras que en la vertiente oriental los valores altos se registraron para *Sylvilagus* cf. *andinus* entre los 3694 y 3743 m s. n. m. (“Vaquería”) y para *Lagidium viscacia* en entre los 4373 y 4435 m s. n. m. (“Morococha”).

VI. RECOMENDACIONES

- Evaluar los sectores centro y sur del Parque Nacional Huascarán combinando otras técnicas de muestreo para ampliar el registro de las especies de mamíferos que habitan en el Área Natural Protegida.
- Realizar un estudio similar en la época lluviosa con el fin de contrastar los resultados entre las dos estaciones del año.
- Realizar una investigación análoga orientada a la obtención de información sobre la diversidad de la comunidad de mamíferos menores en el Parque Nacional Huascarán con énfasis en los bosques de *Polylepis*.
- Llevar a cabo estudios sobre patrones de actividad de las especies registradas para analizar la sobreposición temporal, así como estudiar las interacciones de competencia interespecífica y de depredador presa.
- Hacer estudios relacionados a la percepción de los pobladores sobre su convivencia con carnívoros altoandinos.

VII. BIBLIOGRAFÍA

- Ahumada, J. A., Hurtado, J. & Lizcano, D. (2013). Monitoring the Status and Trends of Tropical Forest Terrestrial Vertebrate Communities from Camera Trap Data: A Tool for Conservation. *PLoS ONE*, 8(9), 6–9.
doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0073707>
- Almeida, E. (2019). Diversidad y patrones de actividad de mamíferos terrestres medianos y grandes del bosque protector Selva Viva, cantón Tena, Napo – Ecuador [tesis de licenciatura, Universidad Central del Ecuador]. Repositorio UCE. Recuperado de: <http://www.dspace.uce.edu.ec/handle/25000/17776>
- Anaya-Zamora, V, Coronel-Arellano, H, Espinosa-Flores, M., Gómez-Ramírez, M., Gutiérrez-González, C., Lara-Díaz, N. & López-González, C. (2015). Densidad y probabilidad de ocupación de felinos silvestres en la Reserva de la Biósfera Sierra Gorda, Querétaro. En: G. Cantó y J.E. Elton (Eds.) Fortalecimiento de La Investigación En La Facultad de Ciencias Naturales (pp. 26-34). Universidad Autónoma de Querétaro.
- Aquino, R., López, L., Arévalo, I. & Daza, J. (2016). Diversidad y abundancia de primates y sus amenazas en el interuvio de los ríos Napo y Putumayo, Amazonía peruana. *Revista Peruana de Biología*, 23(3), 243–252. doi: <https://doi.org/10.15381/rpb.v23i3.12859>
- Aquino, R., Terrones, C., Navarro, R. & Terrones, W. (2007). Evaluación del impacto de la caza en mamíferos de la cuenca del río Alto Itaya, Amazonía peruana. *Revista Peruana de Biología*, 14(2), 181–186. doi: <https://doi.org/10.15381/rpb.v14i2.1725>
- Astiazarán, A., Gallina, S. & Delfin-Alfonso, C. A. (2020). Activity patterns of arboreal mammals in a tropical rain forest in México. *Therya*, 11(2), 225–231. doi: <https://doi.org/10.12933/therya-20-779>

- Barrio, J. (2004). Possible cattle influence on the population of two deer species at the highlands of Rio Abiseo National Park, Peru. IUCN Deer Specialist Group News 19, 6-9.
https://www.academia.edu/2403234/Possible_cattle_influence_on_the_population_of_two_deer_species_at_the_highlands_of_Rio_Abiseo_National_Park_Peru
- Barrio, J., Nuñez, A., Pacheco, L., Regidor, H.A. & Fuentes-Allende, N. (2017). *Hippocamelus antisensis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2017. doi: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-2.RLTS.T10053A22158621.en>.
- Bautista, F., Delfín, H. & Palacio, J. L. (Eds.). (2011). Técnicas de muestreo para manejadores de recursos naturales. CIGA, IG, UNAM. doi: <https://doi.org/10.22201/ciga.9786070221279p.2011>
- Beltrán-Ortiz, E.P., Cadena-Ortiz, H. & Brito J. (2017). Dieta del zorro de páramo *Lycalopex culpaeus* (Molina 1782) en un bosque seco interandino del norte de Ecuador. *Mastozoología Neotropical* 24, 437–441.
<http://bibdigital.epn.edu.ec/handle/15000/17085>
- Boddicker, M., Rodriguez, J. J., & Amanzo, J. (2002). Indices for assessment and monitoring of large mammals within an adaptive management framework. *Environmental Monitoring and Assessment*, 76(1), 105–123. doi: <https://doi.org/10.1023/A:1015225022101>
- Botero, E. (2015). El cambio climático y sus efectos en la biodiversidad en América Latina. CEPAL.
https://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/39855/S1501295_en.pdf?sequence=1
- Bowler, M. T., Tobler, M. W., Endress, B. A., Gilmore, M. P. & Anderson, M. J. (2017). Estimating mammalian species richness and occupancy in tropical forest canopies with arboreal camera traps. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 3(3), 146–157. doi: <https://doi.org/10.1002/rse2.35>
- Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P., Laake, J. L., Borchers, D. L & Thomas, L. (Eds.). (2004). *Advanced Distance Sampling*. Oxford University Press.
- Buenrostro-Silva, A., Sigüenza Pérez, D. & García-Grajales, J. (2015). Mamíferos carnívoros del Parque Nacional Lagunas de Chacahua, Oaxaca, México: Riqueza,

Abundancia y Patrones de Actividad. *Revista Mexicana de Mastozoología (Nueva Epoca)*, 5(2), 39. doi: <https://doi.org/10.22201/ie.20074484e.2015.5.2.209>

Cáceres, C. N. (2000). Population ecology and reproduction of the white-eared opossum *Didelphis albiventris* (Mammalia, Marsupialia) in an urban environment of Brazil. *Ciência e Cultura Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science*, 52(3), 171–174.
http://jararaca.ufsm.br/websites/niltoncaceres/download/Pop_ecol_2000.pdf

Cadena-ortíz, H., Ordóñez-Pozo, C. & Brito, J. (2020). Dieta del zorro andino *Lycalopex culpaeus* (Molina, 1782) (Mammalia: Carnivora: Canidae) en la Reserva Ecológica Los Ilinizas, Ecuador. *Ecotrópicos*, 32, 1–8.
https://www.researchgate.net/publication/341294546_Dieta_del_zorro_andino_Lycalopex_culpaeus_Molina_1782_Mammalia_Carnivora_Canidae_en_la_Reserva_Ecologica_Los_Ilinizas_Ecuador

Camacho, L., Baquerizo, R., Palomino, J. & Zarzosa, M. (2017). Deployment of a Set of Camera Trap Networks for Wildlife Inventory in Western Amazon Rainforest. *IEEE Sensors Journal*, 17(23), 8000–8007. doi: <https://doi.org/10.1109/JSEN.2017.2760254>

Carroll, C., Noss, R. F. & Paquet, P. C. (2001). Carnivores as Focal Species for Conservation Planning in the Rocky Mountain Region. *Ecological Applications*, 11(4), 961.
<https://doi.org/10.2307/3061005>

Castagnino Vera, R. (2017). Estudio ecológico del ocelote (*Leopardus pardalis*) utilizando el método de cámaras trampa en el distrito de Las Piedras, Madre de Dios - Perú. *Espacio y Desarrollo*, 178(29), 153–178.
doi: <https://doi.org/10.18800/espacioydesarrollo.201701.007>

Cervera, L., Lizcano, D. J., Poaquiza-Alava, D., Parés-Jiménez, V., Espinoza-Moreira, S. & Ramírez-Barajas, P. J. (2016). Medium and large mammal richness from the marine and coastal wildlife refuge of Pacoche, Ecuador. *Therya*, 7(1), 135–145. doi: <https://doi.org/10.12933/therya-16-308>

Centro de Datos para la Conservación [CDC]. (2006). Análisis del Recubrimiento Ecológico del Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado. CDC-UNALM/TNC. <http://cdc.lamolina.edu.pe/Descargas/ANPs/PlanDirector.html>

Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora [CITES].

- (2021). CITES Apéndices I, II y III. <https://cites.org/esp/app/appendices.php>
- Consejo Nacional de Camélidos sudamericanos [CONACS]. (1998). En: Agro Noticias (Eds), Avances, Logros y Perspectivas en el Manejo Sostenible de la vicuña, Volumen 221 (pp. 24-25).
- Conover, W. J. (1999). *Practical Nonparametric Statistics*. John Wiley & Sons, Inc.
- Cossios, E. D. & Ricra Zevallos, A. (2019). Diversidad y actividad horaria de mamíferos medianos y grandes registrados con cámaras trampa en el Parque Nacional Tingo María, Huánuco, Perú. *Revista Peruana de Biología*, 26(3), 325–332. doi: <https://doi.org/10.15381/rpb.v26i3.16776>
- Cruz-Jácome, O., López-Tello, E., Delfín-Alfonso, C. A. & Mandujano, S. (2015). Riqueza y abundancia relativa de mamíferos medianos y grandes en una localidad en la Reserva de la Biosfera Tehuacán-Cuicatlán, Oaxaca, México. *Therya*, 6(2), 435–448. doi: <https://doi.org/10.12933/therya-15-277>
- Cuyckens, G. A. E. & Renison, D. (2018). Ecología y conservación de los bosques montanos de Polylepis: Una introducción al número especial. *Ecología Austral*, 28(1bis), 157–162. doi: <https://doi.org/10.25260/ea.18.28.1.1.766>
- Decreto Supremo 004 de 2014 [Ministerio de Desarrollo Agrario y Riego]. Decreto Supremo que aprueba la actualización de la lista de clasificación y categorización de las especies amenazadas de fauna silvestre. 08 de abril del 2014. Recuperado de: <https://www.midagri.gob.pe/portal/download/pdf/marcolegal/normaslegales/decretos-supremos/2014/ds04-2014-minagri.pdf>
- Deustua, I., León De Castro Williams, M. & Ruesta Vásquez, P. (2008). Relaciones Entre Los Pobladores Rurales y Los Carnívoros Altoandinos Del Distrito De Anco, Centro - Sur Del Perú. *Ecología Aplicada*, 7(1,2), 1–48. Recuperado de: [http://www.scielo.org.pe/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1726-2216-22162008000100006&lng=es&nrm=iso](http://www.scielo.org.pe/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1726-22162008000100006&lng=es&nrm=iso). ISSN 1726-2216.
- Díaz-Pulido, A. P. & Payán, E. (2012). *Manual de fototrampeo: Una herramienta de investigación para conservación de la biodiversidad en Colombia*. Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Di Bitetti, M. S., Iezzi, M. E., Cruz, P., Varela, D. & De Angelo, C. (2020). Effects of cattle on habitat use and diel activity of large native herbivores in a South American

rangeland. *Journal for Nature Conservation*, 58.

doi: <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2020.125900>

Donadio, E. & Buskirk, S. (2006). Diet, morphology, and interspecific killing in Carnivora.

The American Naturalist 167,524-536. doi: <https://doi.org/10.1086/501033>

Emmons, L., Schiaffini, M. & Schipper, J. (2016). *Conepatus chinga*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016. doi: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T41630A45210528.en>.

Escobar-Lasso, S. & Gil-Fernández, M. (2014). The highest elevation record of *Mustela frenata* (Carnivora: Mustelidae) and distribution in Caldas department, Andean region of Colombia. *Mammalogy Notes*, 1(2382–3704), 1–25.

doi: <https://doi.org/https://doi.org/10.47603/manovol1n2.7-9>

Fay, D.S., & Gerow, K. (2013). A biologist's guide to statistical thinking and análisis: WormBook. The *C. elegans* Research Community. Recuperado de: http://www.wormbook.org/chapters/www_statisticalanalysis/statisticalanalysis.html

Figuroa-De-León, A., Naranjo, E. J., Perales, H., Santos-Moreno, A. & Lorenzo, C. (2017). Abundance, density and habitat use of lowland paca (*Cuniculus paca*, Rodentia: Cuniculidae) in the Lacandon Rainforest, Chiapas, Mexico. *Therya*, 8(3), 199–207. doi: <https://doi.org/10.12933/therya-17-460>

Figuroa, J. (2008). Cacería del oso andino en el Perú. Memoria para la obtención del Diploma de Estudios Avanzados. Centro Iberoamericano de la Biodiversidad CIBIO. doi: <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.3935.6966>

Galindo-Leal, C. & Weber, M. (1998). El Venado de la Sierra Madre Occidental. *Ecología, Manejo y Conservación*. Ediciones Culturales.

Gallina, S. & Lopez, H. (2016). *Odocoileus virginianus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016. doi: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T42394A22162580.en>.

García, J., Suárez, E. & Zapata-Ríos, G. (2016). An assessment of the populations of *Sylvilagus brasiliensis andinus* in Páramos with different vegetation structures in the northeastern Andes of Ecuador. *Neotropical Biodiversity*, 2(1), 72–80. doi: <https://doi.org/10.1080/23766808.2016.1179846>

García-Olaechea, Á. (2014). Patrones de actividad de mamíferos mayores y una

comparación de metodologías con cámaras trampa en el Bosque Seco Ecuatorial de Lambayeque [tesis de licenciatura, Universidad Nacional de Piura]. Repositorio Institucional UNP. <http://repositorio.unp.edu.pe/handle/UNP/237>

García-Olaechea, A., Appleton, R. D. & Piana, R. P. (2019). First confirmed record of jaguarundi, *Herpailurus yagouaroundi* (É. geoffroy, 1803) (Mammalia, Carnivora, Felidae), on the western slope of the Peruvian Andes. *Check List*, 15(5), 875–878. doi: <https://doi.org/10.15560/15.5.875>

García-Olaechea, Á., Chávez-Villavicencio, C. & Cova, J. N. (2013). *Leopardus pajeros* (Desmarest, 1816) (Carnivora: Felidae) in Northern Peru: First record for the department of Piura, at the Mangroves San Pedro de Vice, and geographic extension. *Check List*, 9(6), 1596–1599. doi: <https://doi.org/10.15560/9.6.1596>

García-Olaechea, A. & Hurtado, C. M. (2018). Assessment of the current distribution and human perceptions of the Pampas cat *Leopardus colocolo* in northern Peru and southern Ecuador. *Oryx*, 52(3), 587–590. doi: <https://doi.org/10.1017/S003060531700151X>

García-Olaechea, A. & Hurtado, C. M. (2020). Temporal overlap between two sympatric carnivores in northwestern Peru and southwestern Ecuador. *Journal of Threatened Taxa*, 12(2), 15244–15250. doi: <https://doi.org/10.11609/jott.5483.12.2.15244-15250>

Belduma, J. G., Bailón, E. L., Rodríguez De Mera, K. A., Carreño, A. E., Chérrez, L. B., Espinoza, A. H., Méndez, M. A. & de la Montaña, E. (2020). Registro fotográfico de tres especies de felinos (Carnivora: Felidae) Registro fotográfico de tres especies de felinos (Carnívora : Felidae) simpátricos en el Parque Nacional. *Mammalogy Notes*, 6(1), 1–6. doi: <https://doi.org/10.47603/manovol6n1.mn0113>

Grant, R. A., Raulin, J. P. & Freund, F. T. (2015). Changes in animal activity prior to a major ($M = 7$) earthquake in the Peruvian Andes. *Physics and Chemistry of the Earth*, 85–86, 69–77. doi: <https://doi.org/10.1016/j.pce.2015.02.012>

Gregory, T., Lunde, D., Zamora-Meza, H. T. & Carrasco-Rueda, F. (2015). Records of *Coendou ichillus* (Rodentia, Erethizontidae) from the Lower Urubamba Region of Peru. *ZooKeys*, 2015(509), 109–121. doi: <https://doi.org/10.3897/zookeys.509.9821>

Huaranca, J. C., Lilian, M., Negrões, N., Jiménez, J. E., MacDonald, D. W. & Pacheco, L. F. (2020). Density and activity patterns of Andean cat and pampas cat (*Leopardus*

- jacobita and *L. colocolo*) in the Bolivian Altiplano. *Wildlife Research*, 47(1), 68–76. doi: <https://doi.org/10.1071/WR19053>
- Hurtado, C. (2015). *Riqueza & Abundancia De Macromamíferos Terrestres En La Margen Nor-Oriental Del Parque Nacional Cerros De Amotape* [tesis de licenciatura, Universidad Nacional Mayor de San Marcos]. Repositorio Institucional UNMSM. Recuperado de: <https://cybertesis.unmsm.edu.pe/handle/20.500.12672/3953>
- Iknayan, K. J., Tingley, M. W., Furnas, B. J. & Beissinger, S. R. (2014). Detecting diversity: Emerging methods to estimate species diversity. *Trends in Ecology and Evolution*, 29(2), 97–106. doi: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2013.10.012>
- Isasi-Catalá, E., Acosta, J., Anchante, A., Bianchi, G., Caro, J., Falconi, N., Maffei, L., Goldstein, I. & Martínez, J. L. (2016). Modelos de ocupación para el monitoreo de la efectividad de estrategias de conservación del Área de Conservación Regional Comunal Tamshiyacu Tahuayo - ACRCTT, Loreto - Perú. *Ecología Aplicada*, 15(2). doi: <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.21704/rea.v15i2.744>
- IUCN (International Union for Conservation of Nature). (2021). The IUCN Red List of Threatened Species Version 2021-2. Recuperado de: <http://www.iucnredlist.org>
- Jiménez-Alvarado, J. S., Moreno-Díaz, C., Alfonso, A. F., Giordano, A., Vela-Vargas, I. M., Gómez-Hoyos, D. A. & González-Maya, J. F. (2017). Ciudades biodiversas: mamíferos medianos de la Reserva Forestal Protectora Bosque Oriental de Bogotá D. C., Colombia. *Mammalogy Notes*, 4(1), 37–41. doi: <https://doi.org/10.47603/manovol4n1.37-41>
- Jiménez-Valverde, A. & Hortal, J. (2003). Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología*, 8, 151–161. Recuperado de: https://www.researchgate.net/publication/228612369_Las_curvas_de_acumulacion_de_especies_y_la_necesidad_de_evaluar_la_calidad_de_los_inventarios_biologicos
- Jiménez, C., Quintana, H. & Pacheco, V. (2010). Evaluación de mamíferos medianos y grandes mediante trampas cámara en un bosque montano. *Revista Peruana de Biología*, 17(2), 191–196.
- Jost, L. (2006). Entropy and diversity. *Oikos*, 113(2), 363–375. doi: <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>

- Kelly, M. J. (2008). Design, evaluate, refine: camera trap studies for elusive species. *Animal Conservation*, 11, 182–184. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2008.00179.x>
- Kindt, R. & Coe, R. (2005). *Tree diversity analysis: A manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies*. World Agroforestry Centre (ICRAF). Recuperado de: <http://www.worldagroforestry.org/output/tree-diversity-analysis>.
- Kolowski, J. M. & Alonso, A. (2010). Density and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in northern Peru and the impact of oil exploration activities. *Biological Conservation*, 143(4), 917–925. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.12.039>
- Laurindo, R. D. S., Toledo, F. R. N. & Teixeira, E. M. (2019). Mammals of medium and large size in Cerrado remnants in southeastern Brazil. *Neotropical Biology and Conservation*, 14(2), 195–206. doi: <https://doi.org/10.3897/neotropical.14.e37653>
- Lemos, F. G., Costa, A. N., Azevedo, F. C., Fragoso, C. E., Freitas-, M. C. & Rocha, E. C. (2020). Surveying in highly-modified landscapes to document the occurrence of threatened species: A study of the giant armadillo *Priodontes maximus* in central Brazil. *Oryx*, 54(1), 133–139. doi: <https://doi.org/10.1017/S0030605317001867>
- Lizcano, D. J. (2018). Trampas cámara como herramienta para estudiar mamíferos silvestres: algunas recomendaciones sobre su uso, programas disponibles para manejar archivos y posibilidades adicionales con los datos. *Mammalogy Notes*, 5(1), 31–35.
- Lizcano, D. J., Cervera, L., Espinoza-Moreira, S., Poaquiza-Alava, D., Parés-Jiménez, V., Ramírez-Barajas, P. J., Lizcano, D. J., Cervera, L., Espinoza-Moreira, S., Poaquiza-Alva, D., Parés-Jiménez, V. & Ramírez-Barajas, P. J. (2016). Medium and large mammal richness from the marine and coastal wildlife refuge of Pacoche, Ecuador. *Therya*, 7(1), 135–145. doi: <https://doi.org/10.12933/therya-16-308>
- Llerena-Reátegui, G., Pumacota, M. & MacHaca, J. (2017). Registro fotográfico del gato andino (*Leopardus jacobita*), en la Reserva Nacional Salinas y Aguada Blanca, Perú. *Revista Peruana de Biología*, 24(3), 311–314. doi: <https://doi.org/10.15381/rpb.v24i3.13910>
- Lomolino, M. V. (2001). Elevation gradients of species-density: Historical and prospective views. *Global Ecology and Biogeography*, 10(1), 3–13. doi: <https://doi.org/10.1046/j.1466-822x.2001.00229.x>

- Lucherini, M. (2016). *Lycalopex culpaeus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016. doi: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T6929A85324366.en>.
- Lucherini, M., Eizirik, E., de Oliveira, T., Pereira, J. & Williams, R.S.R. (2016). *Leopardus colocolo*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016. doi: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T15309A97204446.en>
- Lucherini, M., Reppucci, J. & Luengos, E. (2009). A comparison of three methods to estimate variations in the relative abundance of mountain vizcachas (*Lagidium viscacia*) in the high andes ecosystems. *Mastozoología Neotropical*, 16(1), 223-228. Recuperado de: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=45712055020>
- MacArthur, R.H. (1972). *Geographical ecology: patterns in the distributions of species*. Harper and Row.
- MacKenzie, D., Nichols, J., Royle, J., Pollock, K., Bailey, L. & Hines, J. (2006). *Occupancy estimation and modelling*. Academic Press.
- Magurran, A.E. (1988). *Ecological Diversity and Its Measurement*. Croom Helm.
- Mandujano, S., Gallina, S., Arceo, G, Pérez-Jiménez, L. (2004). Variación estacional del uso y preferencia de los tipos vegetacionales por el venado cola blanca en un bosque tropical de Jalisco. *Acta Zoológica Mexicana*, 20(2), 45-67. Recuperado de: http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttextpid=S0065-17372004000200004
- Mandujano, S. (2019). Índice de abundancia relativa: RAI. En: S. Mandujano & L. A. Pérez-Solano (Eds.), *Foto-trampeo en R: Organización y análisis de datos, Volumen I* (pp. 131-144). Instituto de Ecología A. C.
- Manterola, C. & Otzen, T. (2014). Estudios Observacionales . Los diseños utilizados con mayor frecuencia en investigación clínica. *Int. J. Morphol.*, 32(2), 634–645. doi: <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-95022014000200042>
- Medina, César E., Díaz, Cynthia V., Delgado, Freddy A., Ynga, Gheraldine A. & Zela, Herlam F.. (2009). Dieta de *Conepatus chinga* (Carnívora: Mephitidae) en un bosque de *Polylepis* del departamento de Arequipa, Perú. *Revista Peruana de Biología*, 16(2), 183-186. Recuperado de: http://www.scielo.org.pe/scielo.php?script=sci_arttextpid=S1727-99332009000200009yln=esytlng=es.

- Mena, J.L., Zuñiga Hartley, A., Villacorta, M. & Salazar, S. (2016). Estimación de la riqueza de mamíferos y aves terrestres de la cuenca del río La Novia, Purús a través de modelos de ocupación. En J.L. Mena y C. Germaná (Eds), *Diversidad Biológica del Sudeste de la Amazonía peruana: Avances en la investigación* (pp. 172-193). World Wildlife Fund Inc.
- Mena, J. L., Yagui, H., La Rosa, F., Zuñiga, A., Hiyo, L., Huamán, C., Cotrina, D., Ocupa L.; Neyra, S., Lozada, E., Aponte, J., Caruajulca, C., Ramírez, A.; Lozada, A., Guerrero, J., Valdivia, S., Campos, A. & Tenorio, M. (2017). Diseño de monitoreo de oso Andino y tapir de montaña utilizando cámaras trampa: experiencia en el Santuario Nacional Tabaconas Namballe. WWF - SERNANP. Recuperado de: https://www.researchgate.net/publication/315817099_Diseño_de_Monitoreo_de_Oso_Andino_y_Tapir_de_Montaña_Utilizando_Cámaras_Trampa_Experiencia_en_el_Santuario_Nacional_Tabaconas_Namballe
- Mena, J. L., Yagui, H., Tejeda, V., Cabrera, J., Pacheco-Esquivel, J., Rivero, J. & Pastor, P. (2020a). Abundance of jaguars and occupancy of medium- and large-sized vertebrates in a transboundary conservation landscape in the northwestern Amazon. *Global Ecology and Conservation*, 23, e01079. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01079>
- Mena, J. L., Yagui, H., La Rosa, F., Pastor, P., Rivero, J. & Appleton, R. (2020b). Topography and disturbance explain mountain tapir (*Tapirus pinchaque*) occupancy at its southernmost global range. *Mammalian Biology*, 100(3), 231–239. doi: <https://doi.org/10.1007/s42991-020-00027-9>
- Méndez, C. (2017). Estimación pobacional del venado cola blanca (*Odocoileus virginianus miquihuanensis*) a través de fototrampeo en la Sierra “la Catana” Saltillo, Coahuila [tesis de licenciatura, Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro]. Repositorio Institucional UAAAN. Recuperado de: <http://repositorio.uaaan.mx:8080/xmlui/handle/123456789/42321>
- Moreno, C. (2001). Métodos para medir la biodiversidad. MyT–Manuales y Tesis SEA. Recuperado de: https://www.researchgate.net/publication/304346666_Metodos_para_medir_la_biodiversidad
- Neira, M. (2020). Riqueza y Abundancia de mamíferos mayores en el Parque Nacional Cerros de Amotape – Sector Rica Playa [tesis de licenciatura, Universidad Nacional

de Piura]. Repositorio Institucional UNP. Recuperado de:

<http://repositorio.unp.edu.pe/handle/20.500.12676/2387>

- Niedballa, J., Sollmann, R., Courtiol, A. & Wilting, A. (2016). CamtrapR: an R package for efficient camera trap data management. *Methods in Ecology and Evolution*, 7(12), 1457–1462. doi: 10.1111/2041-210X.12600
- Ojasti, J. (2000). Manejo de Fauna Silvestre Neotropical. Smithsonian Institution/MAB Biodiversity Program. doi: <https://doi.org/10.5377/cultura.v23i72.4977>
- Ojeda, R. (2019). Área de acción de *Leopardus colocolo* (Molina, 1782) “gato del pajonal”, Manglares de San Pedro de Vice, Piura-Perú [tesis de licenciatura, Universidad Nacional de Piura]. Repositorio Institucional UNP. Recuperado de: <http://repositorio.unp.edu.pe/handle/UNP/2016>
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P., O'Hara, R., Simpson, G., Solymos, P., Stevens, H., Szoecs, E. & Wagner, H. (2020). *Vegan: Community Ecology Package*. Recuperado de: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Owen, J. G. (1990). Patterns of mammalian species richness in relation to temperatura, productivity, and variance in elevation. *Mammalian Species*, 71(1), 1–13. doi: <https://doi.org/https://doi.org/10.2307/1381311>
- Pacheco, V., Graham-Angeles, L., Diaz, S., Hurtado, C. M., Ruelas, D., Cervantes, K. & Serrano-Villavicencio, J. (2020). Diversity and distribution of mammals from Peru I: Didelphimorphia, paucituberculata, sirenia, cingulata, pilosa, primates, lagomorpha, eulipotyphla, carnivora, perissodactyla, and Artiodactyla. *Revista Peruana de Biología*, 27 (3), 289-328. doi: <https://doi.org/10.15381/rpb.v27i3.18356>
- Pacheco, V., Diaz, S., Graham-Angeles, L., Flores-Quispe, M., Calizaya-Mamani, G., Ruelas, D. & Sánchez-vendizú, P. (2021). Lista actualizada de la diversidad de los mamíferos del Perú y una propuesta para su actualización. *Revista Peruana de Biología*, 28(4), 1–30. doi: <http://dx.doi.org/10.15381/rpb.v28i4.21019>
- Palomino, M. & Ataucusi, Y. (2019). Distribución de mamíferos según rango altitudinal en la Reserva Nacional de Huascarán. *Natura@economía*, 4(1), 38–52. doi: [/http://dx.doi.org/10.21704/ne.v4i1.1359](http://dx.doi.org/10.21704/ne.v4i1.1359)
- Pearson, O.P. (1948). Life history of mountain viscachas in Peru. *Journal of Mammalogy*

29(4), 345-374. doi: <https://doi.org/10.2307/1375125>

- Peña, H. A. (2016). Diversidad de mamíferos en el bosque del distrito de Canchaque, Huancabamba-Piura. [tesis de licenciatura, Universidad Nacional de Piura]. Repositorio Institucional UNP. Recuperado de:
<http://repositorio.unp.edu.pe/handle/UNP/262>
- Pérez-Hernandez, R., Solari, S., Tarifa, T. & Lew, D. (2016). *Didelphis pernigra*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T136395A22176668.en>.
- Pérez-Irineo, G. & Santos-Moreno, A. (2010). Carnívoros En Una Selva Mediana Del Noreste De Oaxaca , México. *Acta Zoológica Mexicana*, 26(3), 721–736. Recuperado de:
http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0065-17372010000300014
- Pérez-Solano, L. A., González, M., López-Tello, E. & Mandujano, S. (2018). Mamíferos medianos y grandes asociados al bosque tropical seco del centro de México. *Revista de Biología Tropical*, 66(3), 1232. doi: <https://doi.org/10.15517/rbt.v66i3.30810>
- Piana, R. P. & Luna, V. (2016). Probability of presence of terrestrial mammals in the buffer zone of a protected area in southeast Peru. *Ecología En Bolivia*, 51(1), 4–14. doi: <https://doi.org/10.21311/51.1.2>
- Pizarro, A. (2016). Utilizando estimaciones de ocupación para el monitoreo de la biodiversidad en áreas naturales protegidas: el caso del Parque Nacional Cordillera Azul [tesis de licenciatura, Universidad Peruana Cayetano Heredia]. Repositorio Institucional UPCH. Recuperado de:
<https://repositorio.upch.edu.pe/handle/20.500.12866/485>
- Puig, S., Videla, F., Cona, M., Monge, S. & Roig, V. (1998). Diet of the mountain viscacha (*Lagidium viscacia* Molina, 1782) and food availability in northern Patagonia, Argentina. *Zeitschrift für Säugetierkunde*, 63(4), 228-238.
- R Core Team. (2021). R: A language and environment for statistical computing (versión 3.4.0) [software de computador]. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>.
- Resolución Ministerial 057 de 2015 [Ministerio del Ambiente]. Aprobar la Guía de Inventario de la Fauna Silvestre. 19 de marzo del 2015. Recuperado de:

<https://www.minam.gob.pe/disposiciones/resolucion-de-secretaria-general-n-057-2015-minam/>

Resolución Ministerial 440 de 2018 [Ministerio del Ambiente]. Aprobar el Mapa Nacional de Ecosistemas, la memoria descriptiva y las definiciones conceptuales de los Ecosistemas del Perú. 20 de diciembre del 2018. Recuperado de: <https://www.gob.pe/institucion/minam/normas-legales/235404-440-2018-minam>

Rivera, J. (2019). Patrones de actividad de mamíferos mayores, Parque Nacional Cerros de Amotape, Sector Rica Playa - Tumbes [tesis de licenciatura, Universidad Nacional de Piura]. Repositorio Institucional UNP. <http://repositorio.unp.edu.pe/handle/UNP/1783>

Rovero, F. & Marshall, A. R. (2009). Camera trapping photographic rate as an index of density in forest ungulates. *Journal of Applied Ecology*, 46(5), 1011–1017. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01705.x>

Rowcliffe, J. M. & Carbone, C. (2008). Surveys using camera traps: Are we looking to a brighter future? *Animal Conservation*, 11(3), 185–186. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2008.00180.x>

Ruedas, A., Marques, S., French, J., Platt, R., Salazar–Bravo, J., Mora, J. & Thompson, C. (2017). A Prolegomenon To the Systematics of South American Cottontail Rabbits (Mammalia, Lagomorpha, Leporidae: Sylvilagus): Designation of a Neotype for Miscellaneous Publications Museum of Zoology, University of Michigan, No. 205. doi: <https://doi.org/10.1080/23766808.2016.1179846>

Rumiz, D., Eulert, C. & Arispe, R. (1998). Evaluación de la diversidad de mamíferos medianos y grandes en el Parque Nacional Carrasco (Cochabamba-Bolivia). *Rev. Bol. De Ecol* 4,77-90. Recuperado de: <https://biblat.unam.mx/es/frecuencias/autor/rumiz-damian-i/documento>

Sánchez, J. (2020). Estudio comparativo de la composición y estructura de la comunidad de mamíferos medianos y grandes en dos zonas del Refugio de Vida Silvestre Pasochoa; Pichincha Ecuador [tesis de licenciatura, Universidad Central de Ecuador]. Repositorio Institucional UCE. <http://www.dspace.uce.edu.ec/handle/25000/21713>

Servicio Nacional Forestal y de Fauna Silvestre [SERFOR]. (2018). Libro Rojo de la Fauna Silvestre Amenazada del Perú (1° ed). <https://sinia.minam.gob.pe/documentos/libro-rojo-fauna-silvestre-amenazada-peru>

- Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas [SERNANP]. (Ed.). (2010). Parque Nacional Huascarán Plan Maestro 2010-2015. Recuperado de: http://old.sernanp.gob.pe/sernanp/bplanesmaestros_cas.jsp?NroPag=7
- Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas [SERNANP]. (Ed.). (2017). Parque Nacional Huascarán Plan Maestro 2017-2021. Recuperado de: <https://cdn.www.gob.pe/uploads/document/file/506452/220824399141140689720200203-11250-4jv2ab.pdf>
- Servat, G. P., Mendoza C., W. & Ochoa C., J. A. (2002). Flora y fauna de cuatro bosques de *Polylepis* (Rosaceae) en la Cordillera de Vilcanota (Cusco, Perú). *Ecología Aplicada*, 1(1), 25. doi: <https://doi.org/10.21704/rea.v1i1-2.226>
- Sevillano-Ríos, C., Rodewald, A. & Morales, L. (2018). Ecología y conservación de las aves asociadas con *Polylepis*: ¿qué sabemos de esta comunidad cada vez más vulnerable? *Ecología Austral*, 28, 216–228.
doi: <https://doi.org/https://doi.org/10.25260/EA.18.28.1.1.519> C
- Sheffield, S. & Howard, T. (1997). *Mustela frenata*. *Mammalian Specie*, Issue 570, 1–9. doi: <https://doi.org/10.1644/0.570.1>
- Shoobridge, D. (2019). The hunting market – the market hunt: Wild meat in tropical forests. *Scientia Agropecuaria*, 10(3), 433–448.
doi: <https://doi.org/10.17268/sci.agropecu.2019.03.15>
- Silveira, L., Jácomo, A. T. A. & Diniz-Filho, J. A. F. (2003). Camera trap, line transect census and track surveys: A comparative evaluation. *Biological Conservation*, 114(3), 351–355. doi: [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00063-6](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00063-6)
- Silver, S. (2004). Estimando la abundancia de jaguares mediante trampas cámara. *Wildlife Conservation Society*. Recuperado de: https://www.researchgate.net/publication/237664794_Estimando_la_abundancia_de_jaguares_mediante_trampas-camara
- Spotorno, A.E. & Patton, J.L. (2015). Superfamily Chinchilloidea Bennett, 1833. En: J. L. Patton, U.F.J. Pardinas y G. D'Elia. (Eds), *Mammals of South America*, Volume 2: Rodents (pp. 762 -778). University of Chicago Press.
- Stein, A., Gerstner, K. & Kreft, H. (2014). Environmental heterogeneity as a universal driver of species richness across taxa, biomes and spatial scales. *Ecology Letters* 17, 866–

880. doi: <https://doi.org/10.1111/ele.12277>

Stevens, G.C. (1992) The elevational gradient in altitudinal range: an extension of Rapoport's latitudinal rule to altitude. *The American Naturalist* 140, 893-911. doi: <https://doi.org/10.1086/285447>

Sunquist, M., & Sunquist, F. 2002. *Wild Cats of the World*. University of Chicago Press.

Swann, D. E., Hass, C. C., Dalton, D. C. y Wolf, S. A. (2004). Infrared-triggered cameras for detecting wildlife: an evaluation and review. *Wildlife Society Bulletin*, 32(2), 357–365. doi: [https://doi.org/10.2193/0091-7648\(2004\)32\[357:icfdwa\]2.0.co;2](https://doi.org/10.2193/0091-7648(2004)32[357:icfdwa]2.0.co;2)

Tellaeché, C. (2015). *Ecología y uso del espacio de dos especies de felinos, Gato Andino (Leopardus jacobita) y Gato del Pajonal (L. colocolo) en la región Altoandina, Prov. de Jujuy [tesis doctoral, Universidad Nacional del Sur]*. Repositorio Institucional UNS. Recuperado de: <http://repositoriodigital.uns.edu.ar/handle/123456789/2503>

Ter Braak, C. J. F. (1986). Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, 67(5), 1167–1179. doi: <https://doi.org/10.2307/1938672>

Tobler, M. W., Carrillo-Percastegui, S. E., Leite Pitman, R., Mares, R. y Powell, G. (2008). An evaluation of camera traps for inventorying large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation*, 11(3), 169–178. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2008.00169.x>

Tobler, M. W., Carrillo-Percastegui, S. E. y Powell, G. (2009). Habitat use, activity patterns and use of mineral licks by five species of ungulate in south-eastern Peru. *Journal of Tropical Ecology*, 25(3), 261–270. doi: <https://doi.org/10.1017/S0266467409005896>

Tobler, M. W., Carrillo-Percastegui, S. E., Zúñiga Hartley, A. & Powell, G. V. N. (2013). High jaguar densities and large population sizes in the core habitat of the southwestern Amazon. *Biological Conservation*, 159, 375–381. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.12.012>

Tobler, M. W., Garcia Anleu, R., Carrillo-Percastegui, S. E., Ponce Santizo, G., Polisar, J., Zúñiga Hartley, A. & Goldstein, I. (2018). Do responsibly managed logging concessions adequately protect jaguars and other large and medium-sized mammals? Two case studies from Guatemala and Peru. *Biological Conservation*, 220(January), 245–253. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.02.015>

- Tobler, M. W., Zúñiga Hartley, A., Carrillo-Percegué, S. E. & Powell, G. V. N. (2015). Spatiotemporal hierarchical modelling of species richness and occupancy using camera trap data. *Journal of Applied Ecology*, 52(2), 413–421. doi: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12399>
- Vallejo, A. F. (2018). *Sylvilagus andinus*. En: Brito, J., Camacho, M. A., Romero, V., Vallejo, A. F. (Eds). *Mamíferos del Ecuador*. Museo de Zoología. Pontificia Universidad Católica del Ecuador. Recuperado de: <https://bioweb.bio/faunaweb/mammaliaweb/FichaEspecie/Sylvilagus%20andinus>
- Vanak, A. T. & Gompper, M. E. (2009). Dogs *canis familiaris* as carnivores: Their role and function in intraguild competition. *Mammal Review*, 39(4), 265–283. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2009.00148.x>
- van Vliet, N., Quiceno-Mesa, M. P., Cruz-Antia, D., de Aquino, L. J. N., Moreno, J. & Nasi, R. (2014). The uncovered volumes of bushmeat commercialized in the Amazonian trifrontier between Colombia, Peru y Brazil. *Ethnobiology and Conservation*, 3(2014). doi: <https://doi.org/10.15451/ec2014-11-3.7-1-11>
- Vila, A. R., Aprile, G., Sotelo, V., Sugliano, P., Zoratti, C., Berardi, M. & Montbrun, J. (2016). Cámaras trampa y huemules: ¿Una alternativa de monitoreo? *Anales Del Instituto de La Patagonia*, 44(3), 71–76. doi: <https://doi.org/10.4067/s0718-686x2016000300007>
- Villarreal, H., Álvarez, M., Córdoba, S., Escobar, F., Fagua, G., Gast, F., Mendoza, H., Ospina, M. & Umaña, A. M. (2004). Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad. Programa Inventarios de Biodiversidad. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Recuperado de: <http://repository.humboldt.org.co/bitstream/handle/20.500.11761/31419/63.pdf?sequence=1>
- Walker, R.S. (2001). Effects of Landscape Structure on the Distribution of Mountain vizcacha (*Lagidium viscacia*) in the Patagonian Steppe. [tesis doctoral, Universidad de Florida]. Repositorio Institucional UF. Recuperado de: <https://ufdc.ufl.edu/AA00028830/00001/45j>
- Wallace, R., Ayala, G. & Viscarra, M. (2012). Lowland tapir (*Tapirus terrestris*) distribution, activity patterns and relative abundance in the Greater Madidi-Tambopata Landscape. *Integrative Zoology*, 7(4), 407–419. doi: <https://doi.org/10.1111/1749-4877.12010>

Whittaker, R. H. (1972). Evolution and Measurement of Species Diversity. *Taxon*, 21(2/3), 213–251. doi: <https://doi.org/10.2307/1218190>

Zapata, A. (2019). Evaluación poblacional del conejo andino *Sylvilagus andinus*: Leporidae en el bosque protector Jerusalem (Pichincha, Ecuador) a partir del conteo de fecas [tesis de pregrado, Universidad Central de Ecuador]. Repositorio Institucional UCE. Recuperado de: <http://www.dspace.uce.edu.ec/handle/25000/17907>

VIII. ANEXOS

Anexo 3: Esfuerzo de muestreo

Estación	Fecha de instalación de la cámara	Fecha de recojo de la cámara	Número de días de la cámara instalada	Número de días de la cámara activa
Cha_1_1	20/05/2018	11/07/2018	52	34
Cha_1_2	11/07/2018	16/08/2018	36	20
Cha_1_3	16/08/2018	26/09/2018	41	3
Cha_2_1	20/05/2018	11/07/2018	52	6
Cha_2_2	11/07/2018	16/08/2018	36	1
Cha_2_3	16/08/2018	26/09/2018	41	2
Chi_15_1	18/05/2018	16/07/2018	59	7
Chi_15_2	16/07/2018	21/08/2018	36	4
Chi_15_3	21/08/2018	27/09/2018	37	37
Chi_16_1	19/05/2018	16/07/2018	58	14
Chi_16_2	16/07/2018	21/08/2018	36	36
Chi_16_3	21/08/2018	27/09/2018	37	5
Cho_11_1	19/05/2018	12/07/2018	54	12
Cho_11_2	12/07/2018	19/08/2018	38	2
Cho_11_3	19/08/2018	27/09/2018	39	39
Cho_12_1	19/05/2018	12/07/2018	54	54
Cho_12_2	12/07/2018	19/08/2018	38	14
Cho_12_3	19/08/2018	27/09/2018	39	13
Llan_19_1	18/05/2018	13/07/2018	56	7
Llan_19_2	13/07/2018	20/08/2018	38	38
Llan_19_3	20/08/2018	28/09/2018	39	39
Llan_20_1	19/05/2018	13/07/2018	55	55
Llan_20_2	13/07/2018	20/08/2018	38	38
Llan_20_3	20/08/2018	28/09/2018	39	39
Majo_17_2	13/07/2018	20/08/2018	38	38
Majo_17_3	20/08/2018	28/09/2018	39	3
Majo_18_2	13/07/2018	20/08/2018	38	38
Majo_18_3	20/08/2018	28/09/2018	39	12
Moro_7_1	18/05/2018	15/07/2018	58	3
Moro_7_2	15/07/2018	17/08/2018	33	30
Moro_7_3	17/08/2018	26/09/2018	40	13
Moro_8_1	20/05/2018	12/07/2018	53	53
Moro_8_2	12/07/2018	17/08/2018	36	36
Moro_8_3	17/08/2018	26/09/2018	40	40
Porta_10_1	18/05/2018	15/07/2018	58	11
Porta_10_2	15/07/2018	17/08/2018	33	5
Porta_10_3	17/08/2018	26/09/2018	40	3
Porta_9_1	18/05/2018	15/07/2018	58	7

Continuación ...

Estación	Fecha de instalación de la cámara	Fecha de recojo de la cámara	Número de días de la cámara instalada	Número de días de la cámara activa
Porta_9_3	17/08/2018	26/09/2018	40	40
Queñu_5_1	18/05/2018	11/07/2018	54	54
Queñu_5_2	11/07/2018	16/08/2018	36	36
Queñu_5_3	16/08/2018	25/09/2018	40	5
Queñu_6_1	18/05/2018	11/07/2018	54	50
Queñu_6_2	11/07/2018	16/08/2018	36	36
Queñu_6_3	16/08/2018	25/09/2018	40	9
Vaque_3_1	20/05/2018	10/07/2018	51	51
Vaque_3_2	10/07/2018	15/08/2018	36	9
Vaque_3_3	15/08/2018	25/09/2018	41	41
Vaque_4_1	20/05/2018	10/07/2018	51	51
Vaque_4_3	15/08/2018	25/09/2018	41	12
Yuraj_13_1	19/05/2018	12/07/2018	54	1
Yuraj_13_2	12/07/2018	19/08/2018	38	38
Yuraj_13_3	19/08/2018	27/09/2018	39	7
Yuraj_14_1	19/05/2018	12/07/2018	54	10
Yuraj_14_2	12/07/2018	19/08/2018	38	38
Yuraj_14_3	19/08/2018	27/09/2018	39	1
Total			2433	1300

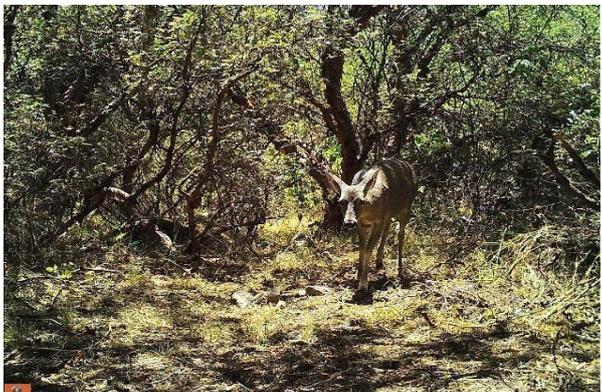
Anexo 4: Índice de abundancia relativa estimada por cámara trampa

Sitios	Cámara	Especies	Índice de Abundancia Relativa
Challhuas	Cha_1_3	<i>Lycalopex culpaeus</i>	33,33
Challhuas	Cha_2_1	<i>Sylvilagus cf. andinus</i>	16,67
Morococha	Moro_7_3	<i>Lagidium viscacia</i>	161,54
Morococha	Moro_8_1	<i>Lagidium viscacia</i>	16,98
Morococha	Moro_8_1	<i>Mustela frenata</i>	1,89
Morococha	Moro_8_3	<i>Odocoileus virginianus</i>	2,50
Portachuelo	Porta_9_3	<i>Hippocamelus antisensis</i>	2,50
Queñual	Queñu_5_1	<i>Lycalopex culpaeus</i>	5,56
Queñual	Queñu_5_1	<i>Odocoileus virginianus</i>	16,67
Queñual	Queñu_5_2	<i>Odocoileus virginianus</i>	5,56
Queñual	Queñu_5_2	<i>Sylvilagus cf. andinus</i>	2,78
Queñual	Queñu_6_1	<i>Lagidium viscacia</i>	6,00
Queñual	Queñu_6_1	<i>Odocoileus virginianus</i>	16,00
Queñual	Queñu_6_1	<i>Sylvilagus cf. andinus</i>	4,00
Queñual	Queñu_6_3	<i>Mustela frenata</i>	11,11
Vaquería	Vaque_3_1	<i>Lycalopex culpaeus</i>	1,96
Vaquería	Vaque_3_1	<i>Sylvilagus cf. andinus</i>	1,96
Vaquería	Vaque_3_3	<i>Lycalopex culpaeus</i>	2,44
Vaquería	Vaque_3_3	<i>Sylvilagus cf. andinus</i>	29,27
Vaquería	Vaque_4_1	<i>Conepatus chinga</i>	3,92
Vaquería	Vaque_4_1	<i>Didelphis pernigra</i>	1,96
Vaquería	Vaque_4_1	<i>Lycalopex culpaeus</i>	1,96
Vaquería	Vaque_4_1	<i>Sylvilagus cf. andinus</i>	9,80
Vaquería	Vaque_4_3	<i>Sylvilagus cf. andinus</i>	41,67
Chinancocha	Chi_15_1	<i>Odocoileus virginianus</i>	14,29
Chinancocha	Chi_15_2	<i>Lycalopex culpaeus</i>	25,00
Chinancocha	Chi_15_2	<i>Odocoileus virginianus</i>	25,00
Chinancocha	Chi_15_3	<i>Lycalopex culpaeus</i>	2,70
Chinancocha	Chi_16_1	<i>Conepatus chinga</i>	7,14
Chinancocha	Chi_16_1	<i>Leopardus garleppi</i>	7,14
Chinancocha	Chi_16_1	<i>Odocoileus virginianus</i>	21,43
Chinancocha	Chi_16_2	<i>Lycalopex culpaeus</i>	11,11
Chinancocha	Chi_16_2	<i>Odocoileus virginianus</i>	22,22

Continuación ...

Sitios	Cámara	Especies	Índice de Abundancia Relativa
Chinancocha	Chi_16_3	<i>Lagidium viscacia</i>	20,00
Chopicalqui	Cho_11_1	<i>Lycalopex culpaeus</i>	41,67
Chopicalqui	Cho_11_1	<i>Odocoileus virginianus</i>	8,33
Chopicalqui	Cho_11_3	<i>Lagidium viscacia</i>	12,82
Chopicalqui	Cho_11_3	<i>Lycalopex culpaeus</i>	2,56
Chopicalqui	Cho_11_3	<i>Odocoileus virginianus</i>	7,69
Chopicalqui	Cho_12_1	<i>Lagidium viscacia</i>	1,85
Chopicalqui	Cho_12_3	<i>Lagidium viscacia</i>	30,77
Llanganuco	Llan_19_1	<i>Conepatus chinga</i>	28,57
Llanganuco	Llan_19_1	<i>Lycalopex culpaeus</i>	14,29
Llanganuco	Llan_19_2	<i>Odocoileus virginianus</i>	7,90
Llanganuco	Llan_19_3	<i>Conepatus chinga</i>	7,69
Llanganuco	Llan_19_3	<i>Didelphis pernigra</i>	7,69
Llanganuco	Llan_19_3	<i>Lycalopex culpaeus</i>	5,13
Llanganuco	Llan_19_3	<i>Odocoileus virginianus</i>	7,69
Llanganuco	Llan_20_1	<i>Conepatus chinga</i>	10,90
Llanganuco	Llan_20_1	<i>Leopardus garleppi</i>	1,82
Llanganuco	Llan_20_1	<i>Lycalopex culpaeus</i>	7,27
Llanganuco	Llan_20_1	<i>Mustela frenata</i>	1,82
Llanganuco	Llan_20_1	<i>Odocoileus virginianus</i>	1,82
Llanganuco	Llan_20_2	<i>Conepatus chinga</i>	7,90
Llanganuco	Llan_20_2	<i>Didelphis pernigra</i>	10,53
Llanganuco	Llan_20_2	<i>Lycalopex culpaeus</i>	2,63
Llanganuco	Llan_20_3	<i>Conepatus chinga</i>	2,56
Llanganuco	Llan_20_3	<i>Didelphis pernigra</i>	2,56
María Josefa	Majo_17_2	<i>Odocoileus virginianus</i>	2,63
María Josefa	Majo_17_2	<i>Puma concolor</i>	2,63
Yurajcorral	Yuraj_13_3	<i>Odocoileus virginianus</i>	14,29

Anexo 5: Fotografías de las especies reportadas y otros registros relevantes

	
<p>Especie: <i>Conepatus chinga</i></p>	<p>Especie: <i>Leopardus garleppi</i></p>
	
<p>Especie: <i>Didelphis pernigra</i></p>	<p>Especie: <i>Puma concolor</i></p>
	
<p>Especie: <i>Sylvilagus cf. andinus</i></p>	<p>Especie: <i>Odocoileus virginianus</i></p>



Especie: *Lagidium viscacia*



Especie: *Lycalopex culpaeus*



Especie: *Mustela frenata*



Especie: *Hippocamelus antisensis*



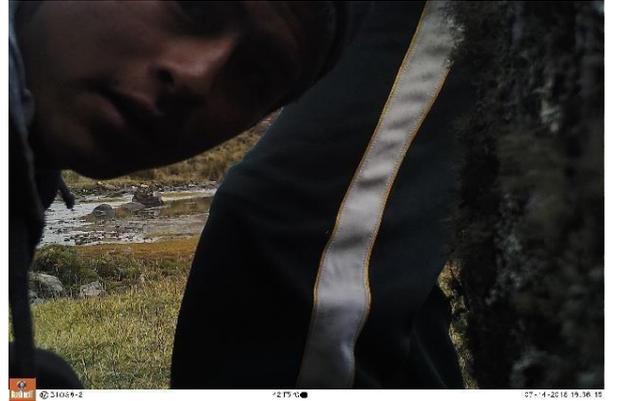
Registro de *Bos taurus*



Registro de *Canis lupus familiaris*



Registro de *Canis lupus familiaris*



Registro de personas manipulando las cámaras



Registro de cazador furtivo



Registro de roedor