

TITULO

**Ecología alimentaria y densidad poblacional del Cóndor Andino
(*Vultur gryphus*) en la Reserva Nacional Illescas.**

Versión Publicable

NOMBRE AUTORES

Renzo Pierluigi Piana Arenas

Alexander More Cahuapaza

Pablo Martínez

Frank Suarez Pingo

FECHA

13 octubre 2022

Auspicio:



1. Introducción

1.1. Objetivo general:

- Generar información sobre la ecología y tamaño poblacional del Cóndor Andino en la Reserva Nacional Illescas (RNI) de modo que se puedan tomar decisiones basadas en ciencia para garantizar su supervivencia a largo plazo.

1.2. Objetivos específicos:

- Identificar los principales componentes de la dieta del cóndor andino en la RNI y zonas adyacentes.
- Medir la disponibilidad de alimentos y su variación estacional y en diferentes hábitats de la RNI.
- Estimar el tamaño de la población de cóndores andinos y de otras especies de aves rapaces diurnas en la RNI aplicando la metodología de muestreo Distance.
- Generar información climática (temperaturas diurnas -mínima y máxima, humedad relativa, precipitación y temperatura del mar) para predecir la supervivencia de los cóndores andinos ante escenarios de cambios climáticos y una mayor frecuencia de fenómenos climáticos extremos.

1.3. Motivación:

Esta investigación ha sido motivada por la falta de información sobre el número de individuos de cóndor andino que habita en la RNI, y en el Perú en general. La RNI ha sido identificada como una zona prioritaria para la conservación de la especie en Perú (Piana & Angulo 2015; Piana & Vargas 2021), pudiendo albergar hasta el 15% de la población de cóndores andinos estimada para nuestro país (Piana & Vargas 2021). Además, la RNI es el único lugar dentro de Perú en donde se ha registrado un nido activo para la especie (Martínez 2016), aunque es probable que la especie se reproduzca en otros lugares de Perú. La RNI es, además, la única zona marino/costera en donde se reproduce la especie fuera de la Patagonia argentina y chilena. Toda esta información nos motivó a plantear una investigación que permita poner en relieve el valor de la RNI para la conservación del cóndor andino en Perú, y sobre todo para generar información que permita garantizar la permanencia de la especie en esta ANP y sus zonas aledañas.

1.4. Problema de estudio

Las poblaciones de cóndor andino están decreciendo a nivel global debido a la persecución humana (Birdlife International 2017). Durante la primera mitad del siglo 20, el gobierno peruano fomentó la persecución sistemática de los cóndores andinos, particularmente en las islas y puntas guaneras localizadas a lo largo de la Costa para proteger las colonias de aves productoras de guano (Cushman 2005). Más recientemente, la persecución deliberada y el envenenamiento incidental de individuos y el uso de cóndores andinos en fiestas tradicionales en el sur de la región andina en Perú son probablemente las principales causas de la disminución poblacional de la especie en el país (Piana 2019). A pesar de ser una especie muy popular y de gran valor cultural, aún no contamos con información detallada que permita estimar adecuadamente el tamaño de la población del cóndor andino en Perú (Piana & Angulo 2015). Tampoco se conoce su estructura poblacional ni el impacto que podría tener la presencia de contaminantes, la expansión urbana y la falta de alimento en la supervivencia de esta especie. La principal fuente de información sobre la distribución y tamaño poblacional del cóndor andino en Perú ha sido obtenida mediante observaciones independientes y no sistemáticas que han sido realizadas por ornitólogos, y observadores de aves y algunos datos que se hallan disponibles en internet (Piana & Angulo 2015, Piana & Vargas 2021). Esta información ha permitido identificar

al menos 24 áreas prioritarias para la conservación de la especie en Perú entre las que destaca la RNI (Piana & Vargas 2021).

La recientemente categorizada Reserva Nacional Illescas está localizada en la provincia de Sechura, departamento de Piura y fue creada (como Zona Reservada Illescas) en el 2010 con una extensión de 37,452 ha. La RNI es una de las pocas áreas marino-costeras que cuenta con una población estable y reproductiva de cóndores andinos en todo su rango de distribución global (Wallace & Temple 1988; Martínez 2016; Wallace et al. 2020) y la única en Perú donde se ha documentado la reproducción de la especie. La población residente de cóndores andinos en esta área protegida ha sido estimada entre 30 y 40 individuos, lo que podría representar aproximadamente el 15% de la población total de la especie en nuestro país (Piana & Vargas 2021). Esta población además es la más meridional de las poblaciones conocidas para la especie en Perú y probablemente contribuye al mantenimiento de la conectividad genética entre las poblaciones de Ecuador y Colombia y las de más al sur de Perú y el norte de Bolivia (Piana & Vargas 2021).

Según Wallace & Temple (1988), los cóndores andinos que habitan en la RNI tienen una de las tasas reproductivas más bajas de todas las especies de aves conocidas. Esto no solo se debe a las características de la especie (gran tamaño, baja tasa de reproducción, largo periodo de crianza -Temple & Wallace 1989), sino que además las condiciones de extrema aridez y la aparente baja disponibilidad de alimento en esta área haría que los periodos reproductivos sean más largos de lo normal. Es probable además que la reproducción de la especie en la RNI, así como la disponibilidad de alimento, esté íntimamente relacionada a los fenómenos climáticos extremos tales como el Fenómeno del Niño que incrementaría la cantidad de varamientos a lo largo de la costa (Wallace & Temple 1988). Estas características harían que esta población sea muy susceptible a la extinción y en consecuencia es importante conocer sus características demográficas (p. e., densidad absoluta, tamaño de la población) y sus requerimientos ecológicos (p. e., principales zonas de descanso y forrajeo en la RNI), de modo que podamos garantizar su conservación en el largo plazo.

1.5. Preguntas de investigación:

Cuando conceptualizamos esta investigación nos planteamos algunas preguntas clave como: ¿Por qué la especie aún persiste en grandes números en la RNI? ¿Cuáles son los factores biológicos, geográficos, climáticos y/o antrópicos que explicarían esta persistencia? ¿Qué medidas se deben tomar para asegurar la permanencia de la especie dentro de esta ANP? Así mismo, también nos interesa conocer si es que los cóndores andinos hacen un uso diferenciado de los tres tipos de hábitats principales que hemos identificado dentro de la RNI: Zona litoral (o playas), llanuras, y colinas e identificar los factores que podrían estar detrás de este uso diferenciado (p. e., disponibilidad de comida, presencia de perturbaciones antrópicas, etc.).

La información colectada a lo largo de esta investigación y la respuesta a estas preguntas nos permitirán generar recomendaciones para la gestión de esta área natural protegida (ANP) y de uno de sus principales objetos de conservación: El cóndor andino. Por ejemplo, si encontramos una mayor densidad de cóndores andinos en la zona litoral debido a que es la zona de alimentación preferida por la especie, se podrá dar un sustento biológico para restringir el desarrollo de actividades humanas en dicho hábitat; lo mismo ocurrirá para zonas de colinas y mayores pendientes que pueden ser empleadas por la especie como lugares de descanso y reproducción. Finalmente, dado el interés manifiesto de la jefatura de la RNI en conocer el tamaño poblacional del cóndor andino en esta ANP, planteamos el uso de la metodología Distance (Buckland et al. 2001) para realizar conteos de la especie a lo largo de transectos lineales para i.) Estimar la densidad absoluta y el tamaño poblacional de la especie en la RNI y ii.) Proponer a la jefatura de la RNI una metodología estandarizada que permita medir cambios en estos parámetros demográficos de la especie en el tiempo.

1.6. Marco teórico

Los objetivos específicos de esta investigación y la metodología seleccionada han sido escogidos para responder las preguntas que nos hemos planteado y para generar recomendaciones que, traducidas en política públicas, contribuyan a la conservación del cóndor andino en la RNI y en otras áreas protegidas marino costeras en donde ocurre la especie en Perú. A lo largo de esta

investigación utilizaremos dos aproximaciones teóricas para responder las preguntas de investigación planteadas.

1. Estimación del tamaño poblacional de los cóndores andinos (y otras rapaces diurnas) en la RNI: Uno de los principales criterios para asignar categorías de amenaza a las especies silvestres depende de la correcta estimación del tamaño poblacional de la especie a evaluar y su variación en el tiempo (UICN 2012). En este estudio planteamos la utilización de la metodología Distance (Buckland et al. 2001) para estimar el tamaño poblacional (número de individuos) y la densidad absoluta (número de individuos/km²) del cóndor andino y de otras especies de rapaces diurnas que habitan en esta ANP y su zona adyacente.

La metodología Distance se utiliza ampliamente para la determinación de parámetros demográficos de las especies silvestres (p. e., densidad absoluta, tamaño poblacional) de modo que estas estimaciones no se ven afectadas por las diferencias en la detectabilidad de estas especies (Buckland et al. 2008). Esta metodología ya ha sido utilizada con éxito para estimar tamaños poblacionales de tres especies de Cathartidae (y de otras rapaces diurnas amenazadas) en el noroeste de Perú (Piana 2013, Piana 2016) Utilizaremos esta misma metodología para estimar la densidad absoluta y la biomasa de carroñas de modo que podamos cuantificar la disponibilidad de alimentos para las especies de Cathartidae en nuestra área de estudio y por tipos de hábitat.

2. Generación de modelos de distribución de especies para identificar las preferencias de hábitat que explican la presencia y/o la ausencia del cóndor andino y de las otras especies de rapaces diurnas que ocurren en nuestra zona de estudio. Los modelos de distribución de especies son algoritmos matemáticos-estadísticos que combinan datos de presencia/ausencia de especies silvestres con variables climáticas y ambientales para predecir la ocurrencia de estas especies en el espacio y/o en el tiempo (Guisan & Thuiller 2005, Elith & Leathwick 2009).

En este estudio generaremos modelos generalizados lineales a partir de datos de presencia/ausencia de las especies de rapaces diurnas detectadas a lo largo de transectos lineales que serán combinados con datos ambientales (ver 1.7 Metodología y 1.9 Datos). Estos modelos nos permitirán la identificación de las principales variables ambientales que explican la presencia o no de estas especies en un determinado hábitat dentro de la RNI (ver por ejemplo Piana 2015). Los mejores modelos nos permitirán generar recomendaciones de manejo para mantener estas características ambientales (p. e., porcentajes de cobertura de la vegetación en diferentes estratos, presencia de especies de plantas, distancia a perturbaciones antrópicas, etc.) de modo que se maximice la probabilidad de persistencia del cóndor andino y de las otras especies de rapaces diurnas en nuestra área de estudio.

1.7. Metodología

Determinación del área de estudio y de la intensidad de muestreo: Determinamos un área de estudio de 102067 hectáreas que comprende la totalidad de la RNI (37453 ha) y un ámbito restante de 64614 ha que denominamos zona adyacente. En esta investigación incluimos áreas más allá de los límites de la RNI debido a la gran capacidad de desplazamiento de los cóndores andinos durante la búsqueda de alimento (Lambertucci et al. 2014) y debido a nuestro interés en determinar la importancia de estos ámbitos que no están formalmente protegidos para la conservación de la especie en el noroeste de Perú.

Sobre nuestra área de estudio, utilizamos el programa Arc Gis 10.3 (ESRI 2016) para generar una cuadrícula con celdas de 2x2 km en donde se dispusieron en forma aleatoria 40 transectos lineales de 1.8 a 2.5 km de longitud tomando la precaución que los transectos estuvieran separados al menos 2 km unos de otros para maximizar la independencia entre transectos (ver Piana 2013). Posteriormente, y con ayuda de información proporcionada por la jefatura de la RNI (p. e., shapefile de cobertura vegetal de la RNI) e imágenes de satélite de libre disponibilidad como Sentinel2, estratificamos nuestra zona de estudio en tres tipos de hábitat de acuerdo a la

pendiente y su proximidad al mar: Playas (desde el mar hasta un ancho de 200 m), llanuras (pendiente de 0 a 5%), y colinas (pendiente > 5%). Luego, en función de la proporción de estos hábitats en el área de estudio (playas -2257 ha, colinas -59886 ha y desierto -39924 ha) dividimos los transectos según la superficie de estos tres hábitats, aunque incrementamos el número de transectos en las playas dada la sospecha de su importancia para los cóndores andinos como zonas de forrajeo (ver Figura 1).

Mapas de distribución de especies: Los mapas de distribución de especies se compusieron con ArcGIS 10.3 (ESRI 2016) a partir de un shapefile (.shp) de puntos de las especies registradas en cada transecto. En la tabla de atributos de cada shapefile (uno por especie) se incluyó una columna de abundancia que se obtuvo del número de detecciones por transecto. Posteriormente esta información se utilizó para modificar las propiedades del shapefile utilizando la función de cantidades/símbolos proporcionales y utilizando los valores del número de detecciones por especie para ser representados cuantitativamente en forma de círculos. Para facilitar la interpretación de los círculos, se utilizó la compensación de apariencia (Flannery) (ESRI 2016).

Estimación del tamaño poblacional y de la abundancia relativa de cóndores andinos (y de otras rapaces diurnas) en la RNI y su zona de influencia: Empleamos la metodología Distance a lo largo de transectos lineales (Thomas et al. 2010) para estimar la densidad absoluta (número de individuos/km²) y el tamaño poblacional de todas las especies de rapaces diurnas detectadas en nuestra zona de estudio (Piana 2015). La abundancia relativa se obtuvo de dividir el número total de detecciones por especie entre la longitud total de los transectos recorridos.

Durante las evaluaciones (dos evaluaciones por transecto: ida entre las 9.30 AM y 11.00 AM y vuelta entre las 1.00 PM y 3.30 PM), registramos e identificamos visualmente todas las especies de rapaces detectadas y estimamos visualmente la distancia perpendicular desde el objeto detectado al transecto. Así mismo, con la ayuda de un GPS, tomamos datos de latitud, longitud y elevación de los puntos de inicio y final de cada transecto y del lugar desde donde se realizó cada detección. Posteriormente, con la ayuda del programa Distance 7.3 (Thomas et al. 2010), estimamos la densidad absoluta de cada especie (número de detecciones \geq 10) en nuestra zona de estudio y por tipo de hábitat. Adicionalmente generamos curvas de detección de cada especie por hábitat evaluado para determinar si hubo diferencias entre los tamaños poblacionales de las especies según los tipos de hábitats en donde fueron detectadas.

Identificación de las principales variables ambientales que explican la presencia del cóndor andino (y de otras especies de rapaces diurnas) en la RNI y su zona de influencia: A lo largo de cada transecto realizamos evaluaciones de las características de hábitat en 6 puntos equidistantes entre sí. Las variables evaluadas fueron: Longitud, latitud, elevación (con un GPS), pendiente (obtenida de un modelo de elevación digital -DEM para la zona de estudio), altura de la vegetación en un radio \leq 25 m desde el punto de evaluación, porcentaje de la cobertura vegetal de 0 a 1 m, 1 a 5 m y 5 a 15 m sobre el suelo (% 0-1 m, % 1-5 m y % 5-15 m). Las estimaciones de cobertura vegetal se hicieron visualmente por todos los evaluadores previa una capacitación y calibración para reducir errores en las estimaciones (Piana 2013). Además, identificamos visualmente los árboles de mayor diámetro que estuvieron a una distancia \leq a 25 m del punto de evaluación. Posteriormente, con ayuda de imágenes de satélite de alta resolución (Sentinel 2) obtuvimos métricas relacionadas con el uso del suelo y presencia de perturbaciones antrópicas como: distancia de cada punto evaluado a las vías de acceso (nacionales y distritales), distancia de cada punto evaluado al mar, distancia de cada punto evaluado al centro de la RNI, valores de Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) de cada punto evaluado a partir de imágenes de satélite de alta resolución (10x10m) obtenidas de la plataforma Sentinel 2 (<https://scihub.copernicus.eu/dhus/#/home>) y que fueron procesadas con el programa Arc Gis 10.3 (ESRI 2016). También incluimos el número total de carroñas detectadas en cada transecto.

Finalmente, obtuvimos los valores promedio de cada variable para cada transecto y medimos su grado de correlación a través del programa PAST (Hammer et al. 2001) mediante una matriz de correlación. Posteriormente eliminamos una de las variables con un valor de $r_s \geq 0.70$ para eliminar las variables altamente correlacionadas (Dormann et al. 2013). Finalmente realizamos un análisis de correspondencia canónica (CANOCO -ter Braak 1986) con el programa PAST (Hammer et al. 2001) entre 11 variables de hábitat seleccionadas y los datos de presencia (1) y ausencia (0) de cinco especies de aves rapaces diurnas: Cóndor andino, gallinazo negro

(*Coragyps atratus*), gallinazo de cabeza roja (*Cathartes aura*), caracara (*Caracara plancus*) y aguilucho variable (*Geranoetus polyosoma*). No incluimos las dos especies de *Falconidae* debido al bajo número de detecciones. El análisis de correspondencia canónica (CANOCO) es un método de ordenación estadístico que permite la combinación lineal de variables de hábitat con los datos de presencia/ausencia de las especies. En este tipo de análisis, las variables predictoras se representan como vectores que se dirigen hacia los valores con mayor valor absoluto en cada uno de los ejes principales. La longitud relativa de cada vector es directamente proporcional a la importancia que tienen en determinar la estructura de la comunidad de especies incluidas en el análisis (Piana & Marsden 2012).

Estimación de la disponibilidad de alimentos en la RNI: Para determinar la cantidad de alimento en la forma de carroñas disponible para los cóndores andinos (y otras especies de *Cathartidae*) en la RNI y su zona adyacente, realizamos conteos de carroñas a lo largo de los 40 transectos lineales dispuestos en forma aleatoria y casi proporcional a la superficie de los tres hábitats en la RNI. Dado nuestro interés particular en determinar la disponibilidad de alimentos para el cóndor andino en la zona litoral, incrementamos el número de transectos en las playas (de 6 a 12), y establecimos 13 transectos en la llanura y 15 en las colinas. Ver Figura 1.

En estos transectos, con ayuda de una wincha de 20 m, medimos la distancia lineal desde la carroña al centro del transecto e identificamos a nivel de especie (en la medida de lo posible) la carroña y su grado de descomposición a partir de la inspección visual de las mismas. Posteriormente, para obtener la densidad absoluta de carroñas (número de carroñas/ha) en el área de estudio y en los tres hábitats evaluados utilizamos el programa Distance 7.3 (Conventional Distance Sampling -CDS), utilizando las funciones uniformes, half normal and hazard rate, con las expansiones cosine, hermite polynomial y simple polynomial (Thomas et al. 2010). La selección de los modelos y el cálculo de la densidad absoluta de carroñas se hizo siguiendo la minimización del criterio de información de Akaike (AIC), utilizando el valor de chi-cuadrado para evaluar la pertinencia de cada modelo y la reducción del porcentaje del coeficiente de variabilidad (%CV) para los datos de densidad obtenidos. A partir del número de carroñas por hectárea en cada hábitat identificado estimamos la biomasa de alimento disponible (en toneladas) por tipo de hábitat. Para esto obtuvimos un valor ponderado del peso promedio de las carroñas en estos hábitats a partir de las especies más abundantes multiplicado por su abundancia (número total de carroñas por cada especie) expresada en porcentajes.

Estimación del número de visitantes que ingresaron a la RNI: Obtuvimos el número de visitantes que ingresaron a la RNI a través del puesto de vigilancia localizado en la Playa Reventazón entre los años 2012 y 2019. Esta información fue proporcionada por la jefatura de la reserva nacional.

1.8. Hipótesis

1. La RNI es un lugar prioritario para la conservación del cóndor andino en Perú debido al alto número de individuos que utiliza esta ANP.
2. Existen diferencias en el número de individuos y densidades absolutas de cóndores andinos (y otras especies de *Cathartidae*) en los diferentes hábitats de la RNI.
3. Existen diferencias en la oferta alimentaria disponible para el cóndor andino (y otras especies de *Cathartidae*) en los diferentes hábitats de la RNI.
4. Existe una relación entre el número de individuos de cóndores andinos (y otras especies de *Cathartidae*) y la disponibilidad de alimentos en los diferentes hábitats de la RNI.

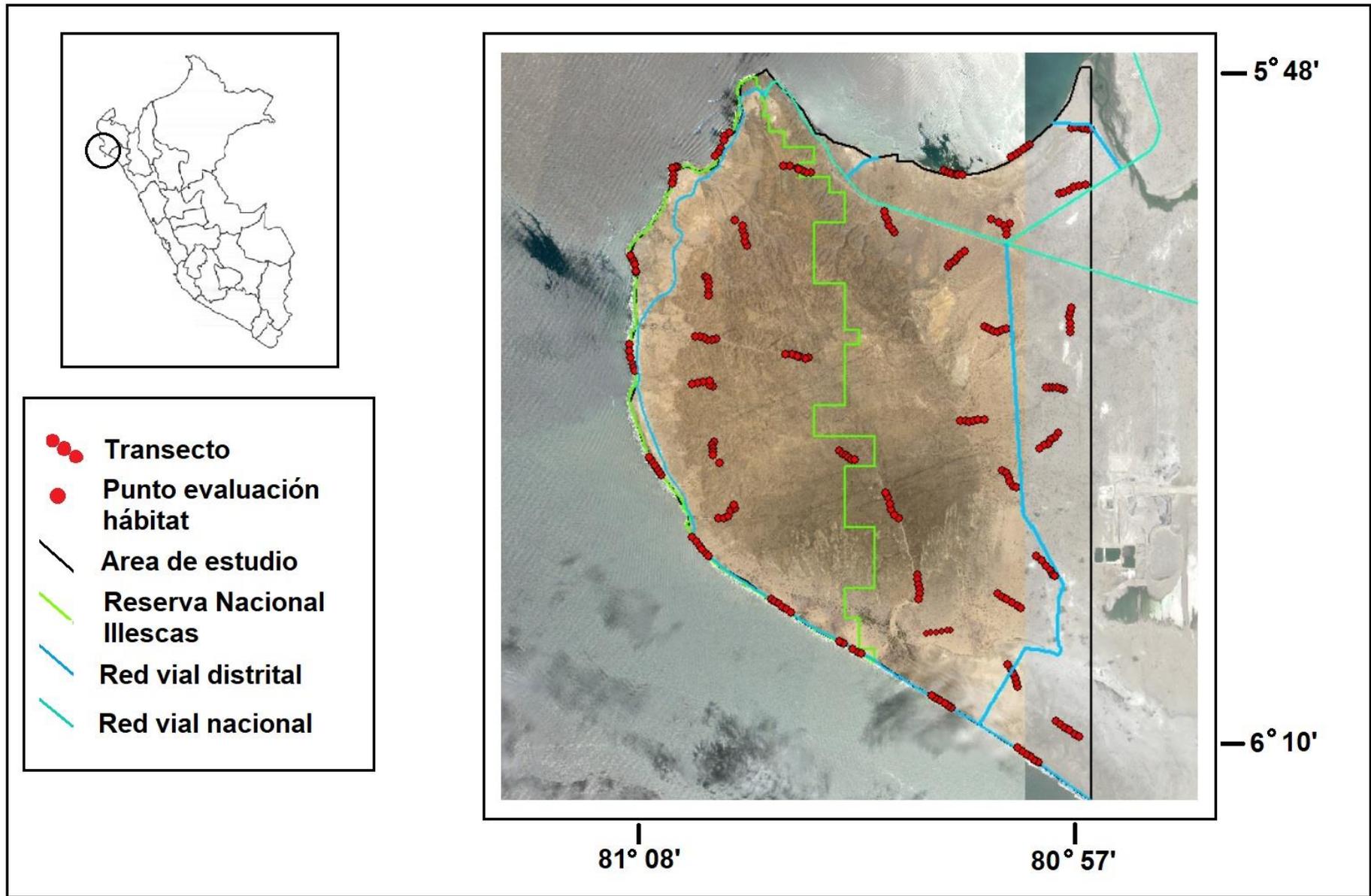


Figura 1. Mapa de los transectos y puntos de hábitat evaluados (mayo 2021 a febrero 2022).

1.9 Datos

Los datos que usamos para estimar la densidad absoluta del cóndor andino, y las demás especies de rapaces, así como la disponibilidad de alimento para los Cathartidae, según la metodología Distance son:

- Identificación visual de las especies de rapaces: Cóndor andino, gallinazo de cabeza roja (*Cathartes aura*), gallinazo negro (*Coragyps atratus*) caracara carancho (*Caracara plancus*), aguilucho variable (*Geranoetus polyosoma*), halcón peregrino (*Falco peregrinus*), y cernícalo americano (*Falco sparverius*).
- Identificación visual de las especies de carroña: P. e., Lobo de mar (*Otaria byronia*), tortuga verde (*Chelonya midas*), delfín (*Tursiops truncatus*), pelícano (*Pelecanus spp.*), vaca (*Bos taurus*), cabra (*Capra hircus*), perro (*Canis familiaris*), etc.
- Estimación visual de la distancia perpendicular desde el objeto detectado (especie de rapaz) al centro del transecto.
- Medición de la distancia perpendicular desde el objeto detectado (carroña) al centro del transecto.
- Longitud del transecto (medida con un GPS).

Las variables de respuesta o variables dependientes que usaremos para determinar las asociaciones de hábitat que explican la distribución del cóndor andino y otras especies de rapaces diurnas en nuestra zona de estudio serán:

- Datos de presencia (1) o ausencia (0) de las especies en cada transecto lineal.

Los predictores o variables independientes que usaremos para determinar las asociaciones de hábitat que explican la distribución del cóndor andino y otras especies de rapaces diurnas en nuestra zona de estudio serán:

- Variables ambientales: cobertura del suelo (NDVI), altura del dosel, porcentaje de cobertura de la vegetación en tres niveles sobre el suelo: 0-1 m. 1-5 m. 5-15 m.
- Variables geográficas: latitud, longitud, elevación, pendiente, distancia al mar, distancia al centro de la RNI
- Variables antrópicas: distancia a vías de acceso (nacionales y distritales)
- Otras variables: Presencia de especies vegetales características del área de estudio (algarrobo -*Prosopis pallida*, sapote -*Colicodendron scabridum*, palo verde -*Parkinsonia aculeata*), etc.

2. Resultados definitivos

Entre mayo 2021 y febrero 2022 evaluamos 40 transectos (ida y vuelta) para una distancia total recorrida de 161 km. De estos, 12 transectos estuvieron situados en playas, 15 en colinas y 13 en llanuras. La longitud de los transectos varió de 1456 a 2841 metros y la elevación promedio vario entre 2 y 341 msnm.

Distribución de especies

Los mapas de distribución de especies para 3 especies de Cathartidae (cóndor andino, gallinazo negro y gallinazo de cabeza roja) indican que hubo más detecciones de gallinazos (de ambas especies) al oeste del macizo de Illescas, y ambas especies fueron más abundantes al noroeste, cerca de dos colonias de lobos de mar (Lobera Grande y Lobera Chica). A diferencia del gallinazo de cabeza roja, el gallinazo de cabeza negra no fue detectado en las playas del centro y suroeste de nuestra zona de estudio, con excepción de los transectos evaluados cerca al puesto de control de Playa Reventazón. Las detecciones de cóndor andino fueron realizadas a ambos lados del macizo de Illescas pero estas estuvieron concentradas hacia el centro de la RNI. El 50% de las detecciones de esta especie ocurrieron fuera del área protegida (ver Figura 2).

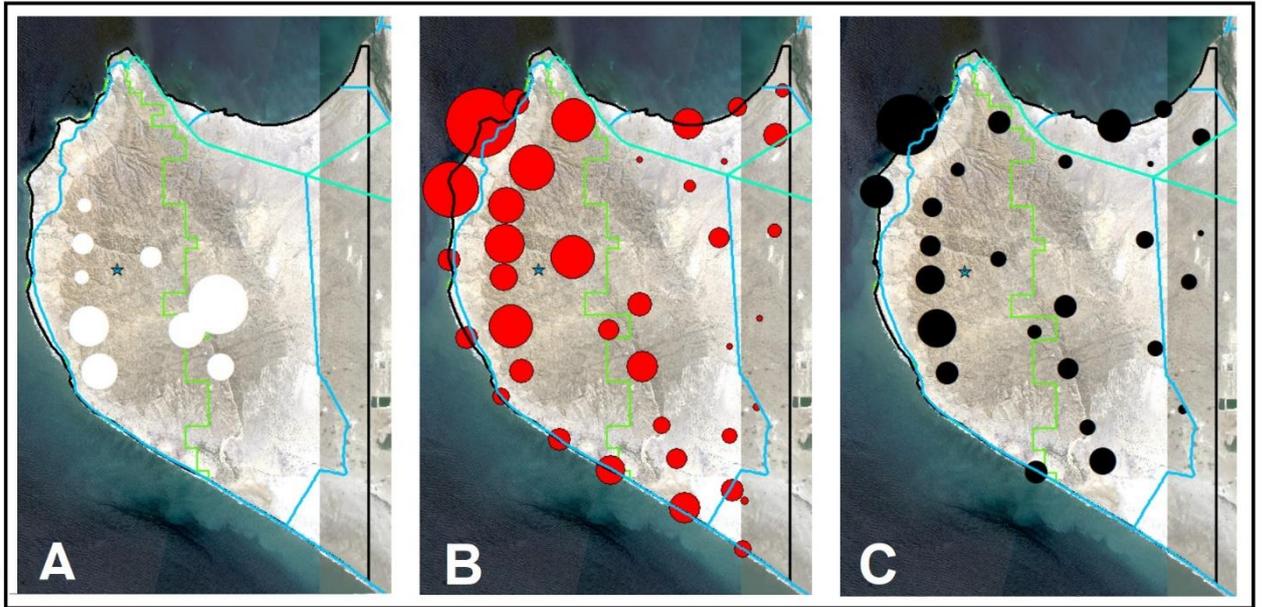


Figura 2. Distribución de especies de Cathartidae (A Cóndor andino, B Gallinazo de cabeza roja, C Gallinazo negro) en el área de estudio. El tamaño de los círculos es proporcional al número de detecciones en cada transecto pero no son proporcionales entre los 3 mapas. La estrella azul indica el centroide de la RNI. Ver leyenda de la Figura 1 para información complementaria.

Abundancia relativa y tamaño poblacional de las especies de rapaces diurnas.

En total realizamos 910 detecciones de 7 especies de rapaces diurnas; de estas seis fueron residentes y una migratoria (halcón peregrino). Del total de detecciones, 553 fueron de gallinazo de cabeza roja, 253 de gallinazo negro, 44 de aguilucho variable, 37 de cóndor andino, 11 de caracara, 7 de halcón peregrino y 5 de cernícalo americano. Las abundancias relativas (en número de detecciones/km recorrido) fueron: 3.4 para el gallinazo de cabeza roja, 1.6 para el gallinazo negro, 0.27 para el aguilucho variable, 0.23 para el cóndor andino, 0.07 para el caracara y 0.04 para el halcón peregrino y 0.03 para el cernícalo americano.

El 47% de todas las detecciones ocurrieron en las colinas (pendiente > 5), y todas las detecciones de cóndor andino ocurrieron en los transectos localizados en este tipo de hábitat. A pesar de que las playas abarcaron el 2% de toda el área de estudio, el 39% de todas las detecciones y el 43% de las detecciones de gallinazos de cabeza roja y negro ocurrieron en este tipo de hábitat. Así mismo, el 48% de las detecciones de aguilucho variable y el 64% de las detecciones de caracara ocurrieron en las llanuras.

La densidad absoluta para las especies con mayor número de detecciones ($n \geq 37$) en nuestra zona de estudio fue de 18.5 individuos/km² (%CV = 18.3%) para el gallinazo de cabeza roja, 7.2 ind/km² (%CV = 24.4%) para el gallinazo negro, 1 ind/km² (%CV = 22.9%) para el aguilucho variable y 0.34 ind/km² (%CV = 44.2%) para el cóndor andino. El tamaño poblacional de estas especies en nuestra área de estudio fue de 1889 individuos de gallinazo de cabeza roja, 735 individuos de gallinazo negro, 102 individuos de aguilucho variable y 35 individuos de cóndor andino.

Distribución de las especies de rapaces diurnas en el área de estudio.

Seleccionamos 11 variables o predictores para explicar la distribución de cinco especies de rapaces en nuestra área de estudio (cóndor andino, gallinazo negro, gallinazo de cabeza roja, caracara y aguilucho variable). No pudimos incluir en el análisis a las especies de Falconidae dado el bajo número de detecciones que tuvimos para ambas especies.

Las variables seleccionadas para el CANOCO fueron: elevación, porcentaje de cobertura vegetal de 0 a 1 m, y de 5 a 15 m, número de árboles de algarrobo y sapote, NDVI, número de carroñas registradas en el transecto, distancia al centro de la RNI (en km), distancia al mar (en km) y distancias a la red de vías nacionales y distritales (en km). La elevación estuvo altamente correlacionada con la pendiente ($r_s = 0.75$; $P < 0.001$) por lo que las parcelas evaluadas a mayor elevación fueron también las que presentaron un relieve más accidentado. Así mismo, la altura del dosel estuvo altamente correlacionada con el porcentaje de cobertura vegetal de 1 a 5 m y de 5 a 15 m ($r_s = 0.72$; $P < 0.001$ y $r_s = 0.84$; $P < 0.001$ respectivamente), y también con la mayor presencia de algarrobos ($r_s = 0.84$; $P < 0.001$) por lo que las parcelas donde la altura del dosel fue mayor fueron las que presentaron mayor cobertura vegetal en los estratos más altos y donde hubo mayor presencia de algarrobos.

El análisis de correspondencia canónica definió 4 ejes principales y los eigenvalues (una medida de la variabilidad de la data explicada por cada eje) para cada eje fueron de 57.3% para el eje 1, 21.2% para el eje 2, 19.6% para el eje 3 y 2% para el eje 4. El eje 1 presentó valores positivo muy altos para la elevación, distancia a la red vial distrital y presencia de algarrobo y valores negativos muy altos para la distancia al centro de la RNI. El eje 2 presentó valores positivos altos para la distancia al centro de la RNI y para la cobertura de la vegetación de 0 a 1 m. Ver Figura 3.

La distribución de las especies de rapaces a lo largo de los cuatro ejes principales del CANOCO muestra que el cóndor andino favorece las áreas de mayor elevación y relieve accidentado con alta presencia de algarrobos que se encuentran más cerca del centro de la RNI y lejos de las vías de acceso, mientras que gallinazo de cabeza roja prefiere áreas localizadas en la periferia de la RNI, con muy poca cobertura vegetal y a baja elevación. El gallinazo negro prefiere las zonas con poca cobertura de la vegetación que están localizadas a alturas intermedias. Dada sus posiciones cercanas al centro de los Ejes 1 y 2, ambas especies de gallinazos serían las más generalistas de la comunidad de rapaces. El aguilucho variable prefiere las zonas de baja elevación y relieve plano con alta cobertura del suelo localizadas en la periferia de la RNI, mientras que el caracara prefiere las áreas bajas y más planas con baja cobertura de la vegetación. Ver Figura 4 y Tabla 1.

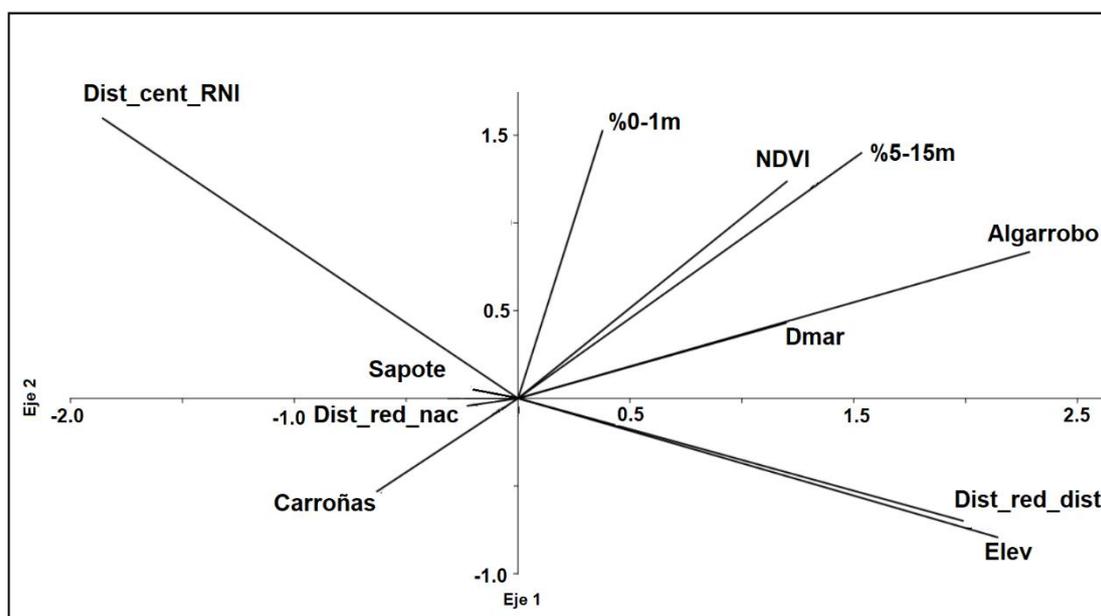


Figura 3. Ordenación de las variables de hábitat en los dos primeros ejes del análisis de correspondencia canónica (CANOCO). Dmar, Dist_cent_RNI, Dist_red_dist y Dist_red_nac son las distancias en kilómetros al mar, al centro de la RNI y a la red vial distrital y nacional. Carroñas, algarrobo y sapote representan el número árboles de esas especies a menos de 25 m de cada punto de evaluación y el número total de carroñas detectadas en los transectos evaluados. %0-1m y %1-5m son los porcentajes promedio de cobertura vegetal a esas alturas sobre el suelo. NDVI representa los valores promedio de Normalized Difference Vegetation Index. Eje 1 mayores elevaciones y terreno más accidentado con alta presencia de algarrobos cercanos al centro de la RNI. Eje 2 mayor cobertura del suelo y de la vegetación en la periferia de la RNI.

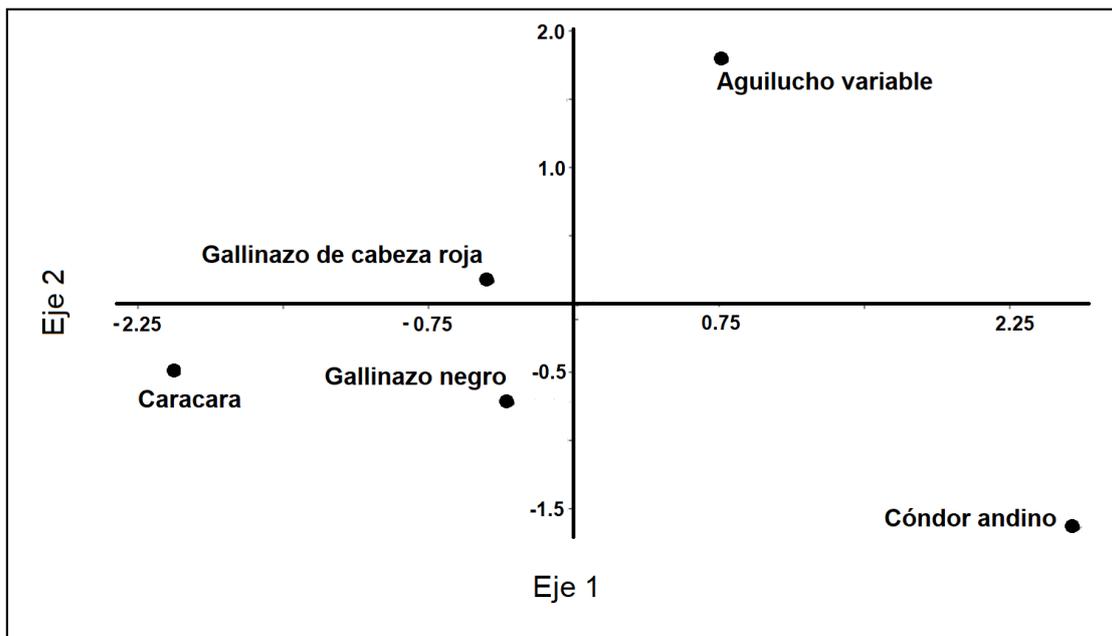


Figura 4. Ordenación de las especies de rapaces en los dos primeros ejes del análisis de correspondencia canónica.

	Eje 1	Eje 2	Eje 3	Eje 4
Condor andino	2.6	-1.6	1.3	
Gallinazo de cabeza roja	-0.4		0.34	-1.2
Gallinazo negro		-0.7	-1.1	0.5
Aguilucho variable	0.8	1.8		0.8
Caracara carancho	-2.1	-0.5	2.8	2.2

Tabla 1. Valores de los centroides de las posiciones de las especies de rapaces en los 4 ejes del CANOCO. Valores ≤ 0.30 no se muestran. Para las interpretaciones de los ejes 1 y 2 ver la figura 3. El Eje 3 representa áreas con baja cobertura vegetal en todos los estratos, a baja elevación y en la periferia de la RNI, mientras que el Eje 4 representa áreas a elevaciones intermedias con presencia de algarrobos y cercanas a la red vial nacional.

Disponibilidad de alimentos en el área de estudio.

En total detectamos 139 carroñas en 25 transectos; 114 (82%) carroñas fueron registradas en las playas (12 transectos), 14 en las colinas (15 transectos) y 11 carroñas en las llanuras (13 transectos). El mayor número de carroñas fue de lobos de mar (48) y tortuga verde (30), mientras que el menor número fue de ovejas y vacas (1 cada una). En general, las carroñas encontradas en las playas tuvieron un peso ponderado mayor al de las carroñas encontradas en las llanuras y colinas (105 kg vs 47.8 kg). Ver Figura 5.

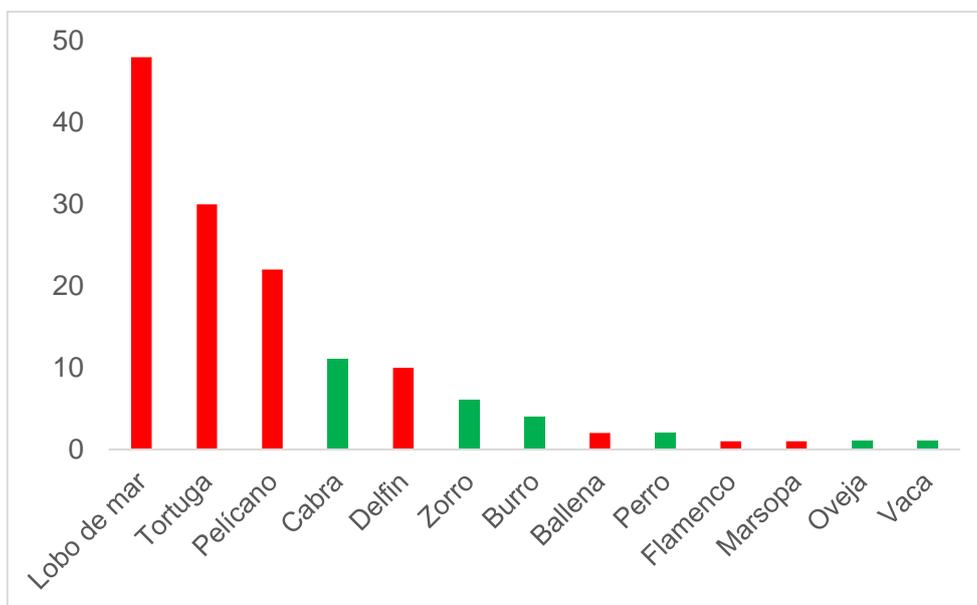


Figura 5. Número de carroñas detectadas por especie. Las columnas rojas corresponden a especies encontradas en las playas, mientras que las verdes son especies encontradas en las llanuras y colinas.

Debido al bajo número de carroñas encontradas en las colinas y llanuras (14 y 11 respectivamente), juntamos ambas en una sola categoría para estimar la densidad absoluta de las carroñas distribuidas fuera de las playas. Esto porque el programa Distance requiere de aproximadamente 40 detecciones para una correcta estimación de la densidad absoluta (Buckland et al 2008).

La densidad absoluta de las carroñas en las playas fue de 2 carroñas/ha, mientras que la densidad absoluta de las carroñas en las llanuras y colinas (combinadas) fue de 0.6 carroñas/ha. El número total de carroñas en las playas (2257 ha) fue de 4514, mientras que en las llanuras y colinas (99810 ha) fue de 59886. La disponibilidad de alimento total en nuestra zona de estudios fue 3336 toneladas; de estas 474 toneladas (14%) estuvieron distribuidas en las playas (2% del área total de la zona de estudio) y 2862 toneladas estuvieron distribuidas en las llanuras y colinas.

Número de visitantes en la RNI.

En total, entre el 2012 y 2019, se registraron 5473 visitantes, aunque estos datos no incluyen a los pescadores que ingresaron a la reserva nacional durante dicho periodo. El mayor número de visitantes fue registrado en el 2015 (1451) mientras que el menor se registró en el 2012 (58). En general se observó una tendencia creciente de visitantes con el tiempo (pendiente 68.6; p (pendiente) = 0.4; r^2 = 0.12). Ver figura 6.

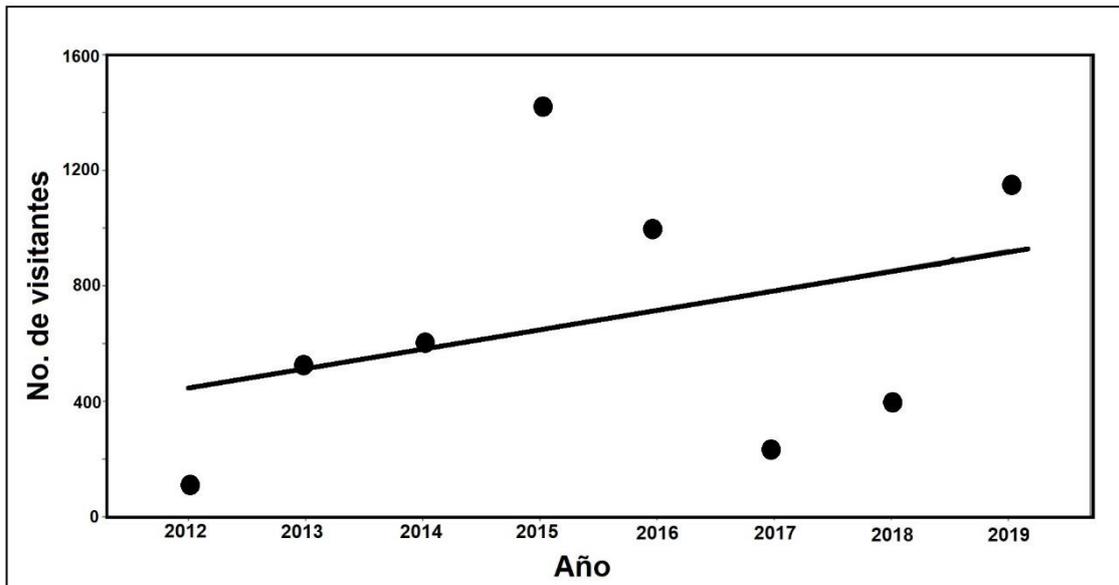


Figura 6. Regresión lineal simple entre el número de visitantes y años (2012-2019). Fuente: Jefatura de la Reserva Nacional Illescas.

Conclusiones

- En nuestra zona de estudio, el tamaño poblacional del cóndor andino fue 35 individuos y la densidad absoluta para esta especie fue de 0.34 individuos por km². Este es el primer estudio que estima parámetros demográficos para esta especie utilizando la metodología Distance a nivel global (y nacional). En la RNI, Piana & Angulo (2015) estimaron un tamaño poblacional para el cóndor andino de 28 individuos en base a información proveniente de ciencia ciudadana (observadores de aves y personal del SERNANP). Más recientemente, Piana & Vargas (2021) estimaron una población de 35 individuos en la RNI a partir de información similar, pero incluyendo datos de telemetría satelital para reducir sesgos en sus estimaciones. Nuestra estimación del tamaño poblacional del cóndor andino en un ámbito casi tres veces mayor, es igual a la reportada por Piana & Vargas (2021), aunque es preciso mencionar que la mayoría de nuestros avistamientos ocurrió dentro de la reserva nacional o en áreas muy cercanas a sus límites. Dado los grandes desplazamientos diarios que realizan los cóndores andinos (Piana & Vargas 2018), nuestra estimación es probablemente muy cercano al tamaño real de la población de cóndores andinos que vive dentro de la RNI y que equivale al 10% de la población estimada en Perú (Piana & Vargas 2021). Nuestros resultados destacan la importancia de esta ANP para la conservación de la especie a nivel nacional, y de modo particular a nivel global. Los cóndores andinos que habitan en la RNI son los únicos que viven en un ecosistema marino-costero al norte de Antofagasta en Chile. La población costera reproductiva más cercana se encuentra a aproximadamente a 2600 km hacia el sur. Es prioritario realizar los mayores esfuerzos de conservación para mantener esta población dentro de la RNI.
- Nuestro análisis de correspondencia canónica nos permitió separar a las especies de rapaces diurnas en función de 11 variables de hábitat que caracterizan diferentes ámbitos de nuestra área de estudio. Nuestro análisis indica que el cóndor andino prefiere zonas de mayor elevación y pendientes con alta presencia de Algarrobos y que son cercanas al centro de la RNI. Además, el cóndor andino favorecería las áreas que están

lejos de la red vial distrital, indicando que en general la especie prefiere las zonas menos accesibles y menos perturbadas dentro y fuera de la RNI ZRI.

- Este estudio es el primero que determina la oferta de alimentos para el cóndor andino (y otras especies de Cathartidae) en América del Sur. Esta investigación demuestra que la abundancia de carroñas en las playas de nuestra zona de estudio es relativamente alta ya que el 14% de la oferta alimentaria estuvo concentrado en tan sólo el 2% del área de estudio. Además, el 42% de todas las especies carroñeras fue detectado en este tipo de hábitat, lo que indicaría que las playas de la ZRI son espacios de alto valor para la provisión de alimentos para este grupo de especies. En el caso de la RNI, hay un camino distrital que va paralelo a la costa y que es la principal vía de acceso a esta área protegida y es empleada por pescadores y visitantes para desplazarse de norte a sur (y viceversa) dentro de esta ANP. Es importante mencionar que, a pesar de la gran cantidad de alimento disponible, durante nuestro estudio no registramos ningún cóndor andino alimentándose en las playas. Estudios conducidos en Argentina muestran que los cóndores andinos se alimentan en lugares con bajos niveles de perturbación, y que los individuos dominantes (machos adultos) desplazan a las hembras y juveniles hacia hábitats subóptimos donde hay una mayor probabilidad de muerte por acciones antrópicas (Donazar et al 1990). En el caso de la RNI, el tránsito constante de pescadores y visitantes a lo largo de esta trocha, y su aumento en los últimos años, podría estar causando perturbaciones que harían más difícil el uso de las playas como zonas de alimentación para los cóndores andinos que habitan esta ANP forzándolos a usar hábitats de forrajeo y alimentación de menor calidad localizados fuera del ANP y comprometiendo su supervivencia.
- Nuestros hallazgos destacan la importancia de la presencia de carroñas de especies domésticas y asilvestradas en las llanuras y colinas dentro y fuera de la RNI por lo que se debe hacer un esfuerzo para mantener estas especies introducidas en niveles poblacionales que no afecten la vegetación ni los atributos de conservación de esta ANP y sus zonas circundantes. Dado que la mayor extensión de las llanuras de nuestra zona de estudio se encuentra fuera de los límites de la RNI, es necesario que al definir los límites de su zona de amortiguamiento se incluyan las llanuras situadas al este del macizo de Illescas. De esta forma se podrá brindar algún tipo de protección a este hábitat que es de gran importancia en la provisión de alimentos para el cóndor andino y otras especies de Cathartidae.
- Llama la atención la ausencia de gallinazos negros al sur de la zona litoral, entre las loberas y el puesto de vigilancia de Playa Reventazón. Los gallinazos negros pueden utilizarse como indicadores medioambientales ya que en general favorecen áreas perturbadas con influencia antrópica donde pueden conseguir abundante alimento en la forma de desperdicios orgánicos producidos por el hombre. En el futuro, un incremento en la presencia de esta especie allí donde no la hemos detectado indicaría que podrían estar ocurriendo cambios medioambientales relacionados al incremento de la presencia humana y de desperdicios al suroeste de la RNI. Un incremento de las poblaciones de gallinazo negro en toda la RNI, y principalmente al oeste del macizo de Illescas incrementará la competencia por alimento con los cóndores andinos, desplazándolos de las carroñas y comprometiendo su supervivencia a mediano plazo (Carrete et al. 2010). Urge el monitoreo del tamaño poblacional y la distribución del gallinazo negro en toda la RNI.

Recomendaciones de política

- La reciente categorización definitiva de la RNI implicará la delimitación de una zona de amortiguamiento donde las actividades que se desarrollen sean compatibles con los objetivos de conservación de esta ANP. Recomendamos que la zona de amortiguamiento de la RNI abarque las porciones de llanuras y colinas al este del macizo de Illescas hasta la vía de acceso carrozable que

conecta el cruce a Bayóvar/Sechura con el puesto de control del SERNANP en la Playa Reventazón.

- Dada la alta disponibilidad de alimento en las playas al oeste del macizo de Illescas y su cercanía a la vía que cruza de sur a norte la RNI es imperativo regular el tránsito de vehículos por dicha vía y el ingreso de visitantes a las playas. Recomendamos a la jefatura de la RNI determinar una capacidad de carga máxima para dicha vía e identificar playas que puedan ser visitadas sin poner en riesgo la alimentación de los cóndores andinos. En general, recomendamos establecer un buffer de al menos 5 km de radio a partir de las 2 loberas principales (loberas chica y grande) y restringir el acceso de visitantes en estas playas.
- Del mismo modo, dado que nuestro análisis ha identificado las zonas cercanas al centro de la RNI en donde predominan mayores elevaciones y pendientes con alta presencia de algarrobo como las zonas con mayor presencia de cóndores andinos, y, dado que estas características fisiográficas y ambientales coinciden también con la presencia de condoreras en la RNI (F. Suárez com. pers), recomendamos restringir el ingreso de visitantes a estas zonas. Esto se puede lograr colocando tranqueras en las quebradas para restringir el ingreso de vehículos e incrementando las actividades de vigilancia y control en este sector de la RNI.
- La población de cóndores andinos que viven en la RNI presenta características ecológicas únicas. Es la única población de cóndor andino que se reproduce a lo largo de más de 2600 km de costas de la vertiente del Pacífico; desde Antofagasta, al centro de Chile hasta la RNI y desde el norte de la RNI hasta el límite de Ecuador con Colombia. Por esta razón su valor de conservación es extremadamente alto. El plan maestro de la recientemente creada RNI debe poner al cóndor andino como uno de sus objetos principales de conservación y el Estado peruano debe tomar todas las medidas necesarias para garantizar la supervivencia de esta población en el largo plazo.
- Implementar un programa de monitoreo de Cóndores Andinos que las áreas naturales protegidas del bosque seco del noroeste de Perú donde se ha registrado la presencia de la especie (p. e., Parque Nacional Cerros de Amotape, Coto de Caza El Angolo, Reserva Nacional de Illescas). Este monitoreo puede incluir información colectada por guardaparques, investigadores, observadores de aves y ciudadanos y puede colocarse en algunos portales de ciencia ciudadana como ebird (www.ebird.org) de modo que estén disponibles para una audiencia más amplia. Este programa de monitoreo también debe implementarse en otras ANP costeras en donde se ha registrado la especie como la Reserva Nacional de Paracas y la Reserva Nacional San Fernando.
- Recomendamos complementar este estudio con una investigación sobre la ecología reproductiva del cóndor andino en la RNI, ya que se considera el único lugar con reproducción comprobada de esta especie en la costa peruana. Esta investigación debe enfocarse en la búsqueda de nidos activos y abandonados para identificar los lugares/zonas de reproducción y protegerlas. Al mismo tiempo se pueden identificar las variables ambientales que caracterizan estas zonas para una mejor protección/gestión de los mismos.

Plan de incidencia (según formato)

Anexo 4: Ficha de Incidencia (ex-ante)

Resultado	Recomendación o propuesta de política	Política / programa vinculado a la recomendación	Actor / institución	Medidas concretas	Comentarios
Alta densidad de carroñas en colinas y llanuras fuera de la RNI.	Recomendamos que la zona de amortiguamiento de la RNI abarque las porciones de llanuras y colinas al este del macizo de Illescas hasta la vía de acceso carrozable que conecta el cruce a Bayóvar/Sechura con el puesto de control del SERNANP en la Playa Reventazón.	Ley de ANP y su reglamento; plan maestro del ANP.	SERNANP/Jefatura de la RNI	Zona de amortiguamiento de la RNI abarca las porciones de llanuras y colinas al este del macizo de Illescas hasta la vía de acceso carrozable que conecta el cruce a Bayóvar/Sechura con el puesto de control del SERNANP en la Playa Reventazón	Debe ser discutido en el Comité de Gestión de la RNI.
Alta densidad de carroñas en las playas de la RNI.	Regular el tránsito de vehículos por la vía que cruza la RNI de norte a sur.	Ley de ANP y su reglamento. Plan Maestro de la RNI.	SERNANP/Jefatura de la RNI	Fijar una capacidad de carga máxima diaria/semanal para la vía de modo que no altere la atención de carroñas y el comportamiento de alimentación de los cóndores andinos en las playas.	Debe ser discutido en el Comité de Gestión de la RNI. Incluida en la zonificación de la RNI/ Plan Maestro.
Alta densidad de carroñas en las playas de la RNI.	Regular el ingreso de visitantes y pescadores a las playas de la RNI, particularmente el ingreso de vehículos automotores.	Ley de ANP y su reglamento. Plan Maestro de la RNI.	SERNANP/Jefatura de la RNI.	Fijar una capacidad de carga máxima diaria/semanal (número de visitantes en las playas) de modo que	Debe ser discutido en el Comité de Gestión de la RNI. Incluida en la zonificación de la RNI/ Plan Maestro.

				no se altere la atención de carroñas y el comportamiento de alimentación de los cóndores andinos en las playas. Fijar zonas de protección estricta donde se prohíbe el ingreso de visitantes particularmente en un buffer de 5 km de radio a partir de las loberas.	
Mayor presencia de cóndores andinos en las zonas cercanas al centro de la RNI en donde predominan mayores elevaciones y pendientes con alta presencia de algarrobo.	Restringir el ingreso de visitantes a estas zonas.	Ley de ANP y su reglamento. Plan Maestro de la RNI.	SERNANP/Jefatura de la RNI.	Condoreras y zonas de mayor presencia de cóndor andino en la RNI (p.e., partes medias y altas de quebradas a ambos lados del macizo de Illescas) deben ser zonas de protección estricta donde se prohíbe el ingreso de visitantes	Debe ser discutido en el Comité de Gestión de la RNI. Incluida en la zonificación de la RNI/Plan Maestro.
Alto número de cóndores andinos en la RNI.	Objeto de conservación de la RNI.	Ley de ANP y su reglamento. Plan Maestro de la RNI.	SERNANP y Jefatura de la RNI.	El cóndor andino es identificado como uno de los objetos de conservación más importantes de la RNI.	Debe ser discutido en el Comité de Gestión de la RNI. Incluida en Plan Maestro de la RNI.

Referencias bibliográficas

- BirdLife International. 2017. Species factsheet: *Vultur gryphus*. Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 21/10/2020.
- Buckland, S. T., D. R. Anderson, K. P. Burnham, J. L. Laake, D. L. Borchers, and L. Thomas. 2001. Introduction to distance sampling. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Buckland, S. T., S. J. Marsden, & R. E. Green. 2008. Estimating bird abundance: Making methods work. *Bird Conservation International* 18: 91-108.
- Carrete, M., S. A. Lambertucci, K. Speziale, O. Ceballos, A. Travaini, M. Delibes, F. Hiraldo & J. A. Donazar. 2010. Winners and losers in human-made habitats: Interspecific competition outcomes in two Neotropical vultures. *Animal Conservation* 13: 390-398.
- Cushman, G. T. 2005. the most valuable birds in the world": International Conservation Science and the Revival of Peru's Guano Industry, 1909-1965. *Environmental History* 10: 477-509.
- Donazar, J. A., A. Travaini, O. Ceballos, A. Rodriguez, M. Delibes & F. Hiraldo. 1999. Effects of sex-associated competitive asymmetries on foraging group structure and despotic distribution of Andean condors. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 45: 55-65.
- Dormann, C. F., J. Elith, S. Bacher, C. Buchmann, G. Carl, and S. Lautenbach. 2013. Colinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography* 35: 1-20.
- Elith, J. & J. R. Leathwick. 2009. Species Distribution Models: Ecological explanations and predictions across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 40: 677-697.
- ESRI. 2016. ArcGIS desktop: release. 10.3 ESRI, Redlands, CA.
- Guisan, A. & W. Thuiller. 2005. Predicting species distribution: Offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8: 993-1009.
- Hammer, O., D. A. T. Harper and P. D. Ryan. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Paleontología Electrónica* 4(1).
- Lambertucci, S. A., P. A. E. Alarcón, F. Hiraldo, J. A. Sánchez-Zapata, G. Blanco, & J. A. Donazar. (2014). Apex scavenger movements call for transboundary conservation policies. *Biological Conservation* 170: 145-150.
- Martínez, P. 2016. Nido y monitoreo del Cóndor Andino (*Vultur gryphus*) en el macizo de Illescas, provincia de Sechura, Piura. *Boletín UNOP* 11: 24-28.
- Piana, R. 2013. Ecology and conservation of a diurnal raptor community within a protected area in northwestern Peru. PhD Thesis. Manchester Metropolitan University, UK.
- Piana, R. 2015. Habitat associations within a raptor community in a protected area in northwest Peru. *Journal of Raptor Research* 49: 174-182.
- Piana, R. 2016. Potential distribution, absolute density, and population size of Gray-backed Hawks (*Pseudastur occidentalis*) in a protected area in northwest Peru. *Journal of Field Ornithology* 87: 133-142.
- Piana, R. 2019. Human-caused and Yawar Fiesta-derived mortality of Andean Condors (*Vultur gryphus*) in Peru. *Wilson Journal of Ornithology*, 131: 833-838.

Piana, R. & F. Angulo. 2015. Identificación y estimación preliminar del número de individuos de Cóndor Andino *Vultur gryphus* en las Áreas prioritarias para la Conservación en Perú. Boletín UNOP 10: 44-51.

Piana, R. & F. H. Vargas. 2018. Preliminary habitat models of foraging and roosting sites used by two rehabilitated adult male Andean condors (*Vultur gryphus*) in Peru. Journal of Raptor research 52: 231-239.

Piana, R. & F. H. Vargas. 2021. Combining satellite telemetry and citizen science to design regional and national surveys for Andean condors (*Vultur gryphus*) in Peru. Boletín de la Unión de Ornitólogos del Perú 16 (1).

Piana, R. & S. Marsden. 2012. Diversity, community structure and niche characteristics within a diurnal raptor assemblage of northwestern Peru. Condor 114: 279-289.

Rangel, T. F., Diniz-Filho, J. A. F & L. M. Bini 2010. SAM: a comprehensive application for Spatial Analysis in Macroecology. Ecography 33: 46-50.

Temple, S. A. & M. P. Wallace. 1989. Survivorship patterns in a population of Andean Condors *Vultur gryphus*. Pp. 247–251 in B. U. Meyburg & R. D. Chancellor (eds.) Raptors in the Modern World. World Working Group for Birds of Prey, Berlin, London and Greece.

ter Braak, C. J. F. 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. Ecology 67: 1167-1179.

Thomas, L., S. T. Buckland, E. A. Rexstad, J. L. Laake, S. Strindberg, S. L. Hedley, J. R. B. Bishop, T. A. Marques, and K. P. Burnham. 2010. Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. Journal of Applied Ecology 47: 5-14.

UICN. 2012. Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1. Segunda edición. Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido.

Wallace, R. B., A. Reinaga, N. Piland, R. Piana, F. H. Vargas, R. E. Zegarra, P. Alarcón, S. Alvarado, More, A. et. al. (2020). Saving the Symbol of the Andes: A Range Wide Conservation Priority Setting Exercise for the Andean Condor (*Vultur gryphus*). Wildlife Conservation Society, La Paz, Bolivia. 200 p.

Wallace, M. P. & S. A. Temple. 1988. Impacts of the 1982-1983 El Niño on population dynamics of Andean Condors in Peru. Biotropica 20: 144-150.

ii. Información complementaria

Anexo 1 BDD parámetros hábitat.

Anexo 2 BDD de carroñas en transectos.

Anexo 3 BDD rapaces en transectos.