



UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS VETERINARIAS Y PECUARIAS
ESCUELA DE CIENCIAS VETERINARIAS

**EVALUACIÓN CUANTITATIVA DE LA EFECTIVIDAD DE AVES
RAPACES COMO INDICADORAS DE LA DEGRADACIÓN DEL
BOSQUE NATIVO EN EL SUR DE CHILE, MEDIANTE MODELOS
DE OCUPACIÓN**

Corina Pia Valencia Parada

Memoria de Título para optar al
Título Profesional de Médico
Veterinario
Departamento de Medicina
Preventiva.

PROFESOR GUÍA: Dr. CRISTÓBAL BRICEÑO URZÚA

FONDECYT 11110027

SANTIAGO, CHILE

2016



UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS VETERINARIAS Y PECUARIAS
ESCUELA DE CIENCIAS VETERINARIAS

**EVALUACIÓN CUANTITATIVA DE LA EFECTIVIDAD DE AVES
RAPACES COMO INDICADORES DE LA DEGRADACIÓN DEL
BOSQUE NATIVO EN EL SUR DE CHILE, MEDIANTE MODELOS
DE OCUPACIÓN**

Corina Pia Valencia Parada

Memoria de Título para optar al
Título Profesional de Médico
Veterinario
Departamento de Medicina
Preventiva.

Nota Final

Profesor Guía	Dr. Cristóbal Briceño Urzúa
Profesor Corrector	Dr. Cristián Estades Marfán
Profesor Corrector	Dr. Rigoberto Solis Muñoz

SANTIAGO, CHILE

2016

AGRADECIMIENTOS Y DEDICATORIA

Quiero agradecer a Dr. Ariel Farías, por darme la oportunidad de realizar esta memoria dentro de su proyecto, por otorgarme siempre su apoyo y buena disposición al entregarme sus conocimientos durante este proceso.

A mi profesor guía Dr. Cristóbal Briceño, por tener siempre disposición de ayudar y aconsejarme para la mejor realización de mi trabajo.

A mi familia, amigos y a Tecko, por siempre estar conmigo para darme su apoyo y amor.

Finalmente, al bosque lluvioso templado del sur, por entregarme paisajes hermosos, momentos mágicos y más ganas de seguir trabajando para proteger a la naturaleza.

ÍNDICE DE CONTENIDOS

RESUMEN	1
ABSTRACT	2
INTRODUCCIÓN	3
REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA	4
OBJETIVOS	8
MATERIALES Y MÉTODOS	9
1. Área de estudio	9
2. Metodología	13
2.1 Colecta de datos	13
2.2 Variables de paisaje	14
3. Análisis de datos	18
RESULTADOS	21
DISCUSIÓN	26
CONCLUSIÓN	30
BIBLIOGRAFÍA	31

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla Nro. 1	16
Tabla Nro. 2	18
Tabla Nro. 3	25

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1	11
Figura 2	12
Figura 3	21
Figura 4	22
Figura 5	22
Figura 6	23
Figura 7	24
Figura 8	24
Figura 9	25

RESUMEN

Los bosques templados del sur de Chile se encuentran aislados geográficamente, lo que ha generado que concentren un alto porcentaje de endemismo tanto de flora como de fauna. Por este motivo son considerados ecosistemas de gran importancia para la conservación de la biodiversidad global sin embargo a pesar de esto, este tipo de ecosistemas han sido deteriorados por actividades antrópicas, por lo que se hace necesario el uso de herramientas de monitoreo para cuantificar el daño. Frente a esto, surge como opción el uso de especies indicadoras. Así, el presente trabajo aborda de forma cuantitativa, la utilidad de tres especies de aves rapaces: *Milvago chimango*, *Caracara plancus* y *Strix rufipes*, como indicadoras de degradación del bosque nativo en el sur de Chile, por medio del uso de modelos de ocupación. Para la realización de esta memoria, se utilizaron datos recolectados en el contexto de un proyecto FONDECYT 11110027, el cual tuvo una duración de tres años (2011-2014) y se llevó a cabo en la Cordillera de la Costa de las Regiones de Los Ríos y Los Lagos, la Provincia de Palena y la isla de Chiloé. Mediante el uso de modelos de ocupación, se modeló la probabilidad de ocurrencia de cada especie (ψ) en relación con variables del paisaje asociadas al estado de conservación del bosque nativo. Por otro lado, la detectabilidad de cada especie se modeló contra seis variables que pueden afectar la eficiencia del monitoreo. Se evaluaron 69 modelos para *M. chimango*, 100 modelos para *C. plancus* y 101 modelos para *S. rufipes*, de los cuales se escogieron los mejores para cada especie, entre los que mostraron un ΔAIC menor o igual a 2. Los valores estimados para *C. plancus* fueron imprecisos y se consideraron no informativos. Por otro lado, *Strix rufipes* no mostró una respuesta significativa con respecto a las variables ambientales utilizadas en este estudio, lo que sugiere que no resultó ser una especie sensible a la escala trabajada. Por el contrario, *Milvago chimango* cumple prácticamente con todos los requisitos esperados en un buen indicador de degradación de bosques. Por lo tanto, este estudio sugiere, que las especies generalistas también pueden ser buenos indicadores del nivel de degradación de bosques nativos.

Palabras claves: Bosque templado lluvioso, aves rapaces, modelos de ocupación, indicadores de degradación, evaluación cuantitativa.

ABSTRACT

The temperate forests of southern Chile are geographically isolated, which has led to concentrate a high percentage of endemic species of flora and fauna. Therefore, they are considered of great importance for the conservation of global biodiversity ecosystems, yet and despite this, these ecosystems have been damaged by human activities making use of monitoring tools necessary to quantify the damage. Against this, the use of indicator species emerges as an alternative. Thus, this paper discusses quantitatively the usefulness of three species of birds of prey: *Milvago chimango*, *Caracara plancus* and *Strix rufipes*, as indicators of native forests degradation in southern Chile, through the use of occupation models. For the realization of this thesis, data was obtained as part of a FONDECYT 11110027 project, which lasted for three years (2011-2014), and was held in the Cordillera de la Costa of Los Ríos and Los Lagos Regions, Palena Province and Chiloé Island. Using models of occupation, the probability of occurrence of each species (ψ) in relation to landscape variables associated with the condition of the native forest was modeled. On the other hand, the detectability of each species was modeled against six variables that can affect the efficiency of monitoring. 69 models for *M. chimango*, 100 models for *C. plancus* and 101 models for *S. rufipes* were evaluated from which the best for each species were chosen, among those who showed ΔAIC less or equal to 2. Estimated values for *C. plancus* were considered imprecise and uninformative. On the other hand, *Strix rufipes* showed no significant response regarding the environmental variables used in this study, suggesting that it is not a sensitive species at the selected scale. Contrastingly, *Milvago chimango* meets all requirements expected as a good indicator of forest degradation. Therefore, this study suggests that generalist species can also be good indicators of the level of degradation of native forests.

Keywords: Temperate rain forest, birds of prey, occupancy patterns, degradation indicators, quantitative assessment.

INTRODUCCIÓN

Los bosques templados del sur de Chile se encuentran aislados geográficamente, de otras formaciones boscosas tropicales y subtropicales del continente, ya que limitan hacia el norte con el bosque esclerófilo y con el desierto de Atacama, uno de los más áridos del mundo, hacia el este con la cordillera de los Andes, que más al sur da paso a la estepa patagónica, hacia el oeste con el océano Pacífico y hacia el sur con el océano Antártico. Esta característica de insularidad, sumado a la alta productividad del bosque expresada en acumulación de biomasa y características climáticas únicas, han contribuido a que se genere un alto nivel de endemismo, tanto a nivel de flora como de fauna. Además, este bosque constituye una fuente de recursos naturales madereros como: Alerce (*Fitzroya cupressoides*), Ciprés (*Austrocedrus chilensis*), Mañío (*Podocarpus nubigenus*), Ulmo (*Eucryphia cordifolia*), Raulí (*Nothofagus alpina*), Lengua (*Nothofagus pumilio*) y Tapa (*Laureliopsis philippiana*) (Armesto et al, 1996). Estas especies poseen un reconocido valor comercial, siendo históricamente sobreexplotadas. Por ello, resulta relevante desarrollar mecanismos para evaluar tempranamente el daño generado en los remanentes de bosque nativo, como la identificación de especies indicadoras efectivas. Un grupo potencialmente útil para ello son las aves rapaces (Aves: Falconiformes y Strigiformes) debido a su alta posición trófica y sus requerimientos de espacio y energía. Varias especies de aves de rapiña habitan el bosque templado nativo, pero para los propósitos de este estudio se escogió trabajar con tres de ellas que se destacan por ser frecuentes y conspicuas: el concón (*Strix rufipes*), el tiuque (*Milvago chimango*) y el traro (*Caracara plancus*). Esta memoria propone evaluar de forma cuantitativa, y a través del uso de modelos de ocupación, la utilidad de estas especies de aves rapaces como indicadores de la degradación de bosque nativo en el sur de Chile.

REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

Los bosques lluviosos templados de América del Sur son considerados relevantes para la conservación de la biodiversidad a nivel mundial por presentar un alto porcentaje de endemismo (Armesto et al, 1996). Sin embargo, la distribución de este ecosistema se ha visto reducida en el último siglo por acciones antrópicas que han llevado a la degradación del hábitat (Alvear et al., 2007). La consiguiente fragmentación y reducción del bosque nativo se debe principalmente al despeje de la cobertura arbórea para el desarrollo de pasturas, la sustitución de bosques nativos por plantaciones de especies exóticas de uso comercial (principalmente *Pinus* spp. y *Eucalyptus* spp.), el desarrollo urbano y la extracción de leña (Vergara y Simonetti, 2004). Esta degradación ha sido tan intensa, que este tipo de ecosistema es actualmente reconocido como de alta prioridad para la conservación, debido a su alta vulnerabilidad y a que concentra muchas especies en categorías de amenaza (Pincheira-Ulbrich et al., 2008; Farias y Svensson, 2014). La presión humana sobre el bosque nativo demanda entonces métodos de monitoreo eficientes que permitan diagnosticar variaciones en su integridad biológica sobre grandes áreas geográficas. Muchas investigaciones se han enfocado en evaluar los componentes de los complejos sistemas naturales a partir de indicadores biológicos. Se define como indicador ecológico cualquier elemento, propiedad o proceso de un ecosistema que informa de manera simple y precisa sobre su funcionamiento y el estado de los restantes componentes. Debido a sus propiedades (sensibilidad a perturbación, abundancia, distribución, entre otras) se pueden utilizar especies indicadoras como estimadores del estado de otras especies o condiciones del ambiente de interés, difíciles o costosos de medir de forma directa. Según su uso, las especies indicadoras se pueden clasificar, en aquellas que señalan cambios ambientales o indican la salud del ecosistema (i.e. indicadores de integridad ecológica), aquellas que indican cambios a nivel poblacional y aquellas indicadoras de biodiversidad que señalan áreas de alta riqueza de especies (Isasi-Catalá, 2011). De esta manera, los indicadores de integridad ecológica se pueden enfocar sobre diferentes niveles de organización, incluyendo población, comunidad, ecosistema y paisaje. Entre los más ampliamente utilizados se encuentran los indicadores ecológicos a nivel de población (Carignan y Villard, 2002).

El uso de indicadores ecológicos en conservación se basa en la hipótesis de que al realizar una evaluación parcial de ciertos elementos de un sistema natural se obtiene información sobre el funcionamiento y/o estado de todo o gran parte de este, permitiendo implementar programas de manejo del sistema en su conjunto (Isasi-Catalá, 2011). Para ello, las especies utilizadas como indicadores deben poseer una o más de las siguientes características (en orden decreciente de importancia):

1. Ser sensibles a una amenaza, como cambios en la estructura del hábitat (Carignan y Villard, 2002) o perturbaciones (Isasi-Catalá, 2011).
2. Responder tempranamente ante la amenaza (Carignan y Villard, 2002).
3. Indicar el origen de la amenaza (Carignan y Villard, 2002).
4. Presentar una respuesta continua y gradual sobre un rango de condiciones ambientales y/o intensidades de disturbio (Carignan y Villard, 2002).
5. Ser comunes (frecuentes o abundantes; Carignan y Villard, 2002).
6. Ser fáciles de detectar e identificar con precisión por todo el personal (incluso los no especialistas) que participa en el seguimiento (Carignan y Villard, 2002; Isasi-Catalá, 2011).
7. Poder ser monitoreadas eficientemente en períodos cortos y con un bajo costo económico (Carignan y Villard, 2002).

La determinación objetiva de la utilidad de una especie como indicadora debe realizarse preferentemente mediante una evaluación cuantitativa de estos criterios; por ejemplo, contrastando su probabilidad de ocurrencia o abundancia entre áreas que difieren en el grado y/o fuentes de disturbio (Carignan y Villard, 2002). En este contexto, los modelos de ocupación (MacKenzie et al., 2006) representan una herramienta potencialmente útil. Estos son modelos jerárquicos con dos niveles. En el primer nivel, el modelo de proceso evalúa la forma funcional de la asociación entre la probabilidad de ocurrencia de una especie (ψ) y un conjunto de variables ambientales (e.g. intensidad y fuente de disturbio) medidas a escala de las unidades de muestreo (e.g. puntos de conteo, trampas, etc.). En el siguiente nivel, el modelo de observación utiliza la información contenida en repetidas visitas a cada unidad de muestreo para estimar la probabilidad de detección de la especie en una visita

(*p*), dado que dicha especie está presente, en función de un conjunto de variables que pueden incidir sobre la efectividad del muestreo (e.g. hábitat, clima, esfuerzo de muestreo, identidad y/o nivel de entrenamiento del personal). De esta manera, en la evaluación de indicadores biológicos el modelo de proceso puede entregar información para evaluar la utilidad de una especie en término de los criterios 1 a 5 listados arriba, mientras que el modelo de observación puede hacerlo para los criterios 6 y 7 (ver detalles más abajo, sección Materiales y Métodos). Hasta donde se sabe, ningún estudio ha utilizado esta aproximación para evaluar la utilidad de una especie como indicadora biológica.

Los depredadores tope a menudo son considerados buenos indicadores del estado de los ecosistemas. Al encontrarse en la cima de la cadena trófica, poseen altos requerimientos de energía y espacio, siendo sensibles a perturbaciones humanas sobre niveles tróficos inferiores y a cambios en la estructura del paisaje (Rodríguez-Estrella et al., 1998). La riqueza de depredadores es un buen indicador de la diversidad de sus presas, por lo que ha sido utilizada en la determinación de áreas prioritarias para la conservación de la biodiversidad (Sergio et al., 2005). En este contexto, las aves rapaces (Aves: Falconiformes y Strigiformes) han sido consideradas buenos indicadores, tanto del valor de un área para la conservación de la biodiversidad (Sergio et al., 2008), como de cambios en el ecosistema (Carrete et al., 2009). Por ejemplo, se ha asociado una disminución en el tamaño poblacional de algunas especies de aves rapaces a la disfunción de ciertos procesos ecosistémicos (Rodríguez-Estrella et al., 1998). Un ejemplo clásico es el de la lechuza moteada (*Strix occidentalis*), usada en EEUU como indicadora del efecto de la pérdida de bosques maduros por explotación, donde se encontró una relación entre pérdida de hábitat y disminución en el tamaño poblacional de ésta ave (Isasi-Catalá, 2011).

Algunas aves rapaces (Aves: Falconiformes y Strigiformes) típicas que habitan este tipo de bosque templado del sur de Chile son, el aguilucho chico (*Buteo albigula*), el peuquito (*Accipiter chilensis*), el aguilucho de cola rojiza (*B. ventralis*) y el concón (*Strix rufipes*) (Trejo et al., 2006). Estas especies podrían ser consideradas como un indicador “positivo” de la integridad ecológica (Carignan y Villard, 2002), ya que están asociadas de forma positiva a ambientes boscosos y asociadas de forma negativa con la perturbación humana (Trejo et al., 2006). Sin embargo, de estas cuatro especies, sólo el concón es abundante,

frecuente y fácil de detectar (Trejo et al., 2006; Farías y Jaksic, 2011; Ibarra y Martin 2015), y podría constituir el único indicador efectivo dentro de dicho grupo. La efectividad del concón como indicador del estado de otras especies asociadas al bosque fue recientemente corroborada (Ibarra y Martin 2015). Otros ejemplares comunes en el sur de Chile son el tiuque (*Milvago chimango*) y el traro (*Caracara plancus*). Ambas especies pertenecen al orden Falconiformes, son generalistas y se ven favorecidas por el cambio en el uso de suelo, principalmente por la agricultura y la ganadería, aunque el tiuque suele alcanzar mayor abundancia que el traro (Fillooy, 2007). Esta última, en cambio, parece tolerar mejor los ambientes más boscosos (Jaksic et al., 2002). Al igual que el concón, ambas especies son fáciles de reconocer e identificar por lo que podrían constituir indicadores efectivos de la integridad del bosque, actuando en este caso como “indicadores negativos” (i.e. una especie positivamente asociada a perturbaciones o alteraciones del sistema de interés; Carignan y Villard, 2002). Por consiguiente, en este trabajo se evaluó cuantitativamente la efectividad de tres especies frecuentes de aves rapaces (i.e. el concón, el tiuque y el traro) como indicadores de la integridad del bosque templado del sur de Chile, utilizando para ello modelos de ocupación (MacKenzie et al., 2006).

OBJETIVO GENERAL

Evaluar cuantitativamente la efectividad del concón (*Strix rufipes*), el tiuque (*Milvago chimango*) y el traro (*Caracara plancus*) como indicadores de la degradación de bosque nativo en el sur de Chile.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Modelar la probabilidad de ocurrencia de estas especies (*Strix rufipes*, *Milvago chimango* y *Caracara plancus*) en relación a variables que cuantifican los cambios en la estructura del paisaje debidos a la degradación del bosque nativo.
2. Estimar la probabilidad de detección de las especies (*Strix rufipes*, *Milvago chimango* y *Caracara plancus*) en función de variables que puedan incidir sobre la efectividad del muestreo.
3. Comprobar si cada una de estas especies (*Strix rufipes*, *Milvago chimango* y *Caracara plancus*) cumplen con los requisitos deseables en un indicador biológico de cambio en la cobertura del suelo en el bosque nativo.

4. MATERIALES Y MÉTODO

Para la realización de esta memoria se utilizaron datos recolectados en el contexto del proyecto FONDECYT 11110027 “Local and regional factors affecting the functional richness of top-predator assemblages in temperate forests of Southern South America”. Este proyecto tuvo una duración de tres años (2011-2014) y se llevó a cabo en la Cordillera de la Costa de las Regiones de Los Ríos y Los Lagos, la Provincia de Palena y la isla de Chiloé (Región de los Lagos).

1. Área de estudio

El área de estudio comprende el bosque templado lluvioso con influencia oceánica de las Regiones de Los Ríos y Los Lagos, incluyendo la porción sur de la Cordillera de la Costa (CC), caracterizada por un alto endemismo y biodiversidad (Armesto et al. 1998, 2009, Olson y Dinerstein 1998, Myers et al. 2000, Smith-Ramírez 2004, 2005). Además se incluyen la Isla de Chiloé (IC), que constituye una extensión insular de la anterior, y los bosques costeros de la Provincia de Palena (PP). Dada la similitud ambiental, es de esperar que las tres regiones muestren una similitud importante en la composición de sus ensambles de depredadores. Sin embargo, al mismo tiempo estas regiones difieren en la historia de disturbio humano, la cual es de menor duración e intensidad en la Provincia de Palena. De esta manera, el área de estudio muestra una gran heterogeneidad en el nivel de intervención humana a distintas escalas espaciales, representando un laboratorio natural para el estudio de la degradación del bosque nativo.

Durante los tres años abarcados por el proyecto marco del presente estudio, se prospectó la ocurrencia de aves rapaces diurnas en 18 localidades (CC: 6, IC: 9, PP: 3, figura 1), mientras que debido a la mayor dificultad de acceso durante la noche, en el caso de las aves rapaces nocturnas sólo se muestrearon 12 localidades (CC: 4, IC: 6, PP: 2, figura 2), las que se encontraron separadas entre sí por una distancia aproximada de 5 km. En cada localidad se seleccionaron áreas representativas tratando de abarcar toda la diversidad de ambientes disponibles. De esta manera, se prospectaron áreas protegidas estatales y privadas, y áreas

rurales con distinto grado de intervención. Todas las prospecciones se realizaron entre los meses de diciembre y mayo, comprendiendo el período de mayor actividad y mejores condiciones climáticas para el trabajo en terreno. Para evitar sesgos temporales en cada año se muestrearon localidades en cada una de las tres regiones (CC, IC y PP), distribuidas de la forma más uniforme posible a lo largo del período de muestreo. Cada localidad fue prospectada una única vez durante los tres años abarcados por el proyecto, durante un período no mayor a una semana, de modo de cumplir con el supuesto de clausura (“closure”) de los modelos de ocupación descritos más abajo (ver MacKenzie et al., 2006). Para el cumplimiento de los objetivos del presente estudio, se utilizarán los registros de las tres especies de aves rapaces más frecuentes: el tiuque (*Milvago chimango*), el traro (*Caracara plancus*) y el concón (*Strix rufipes*).

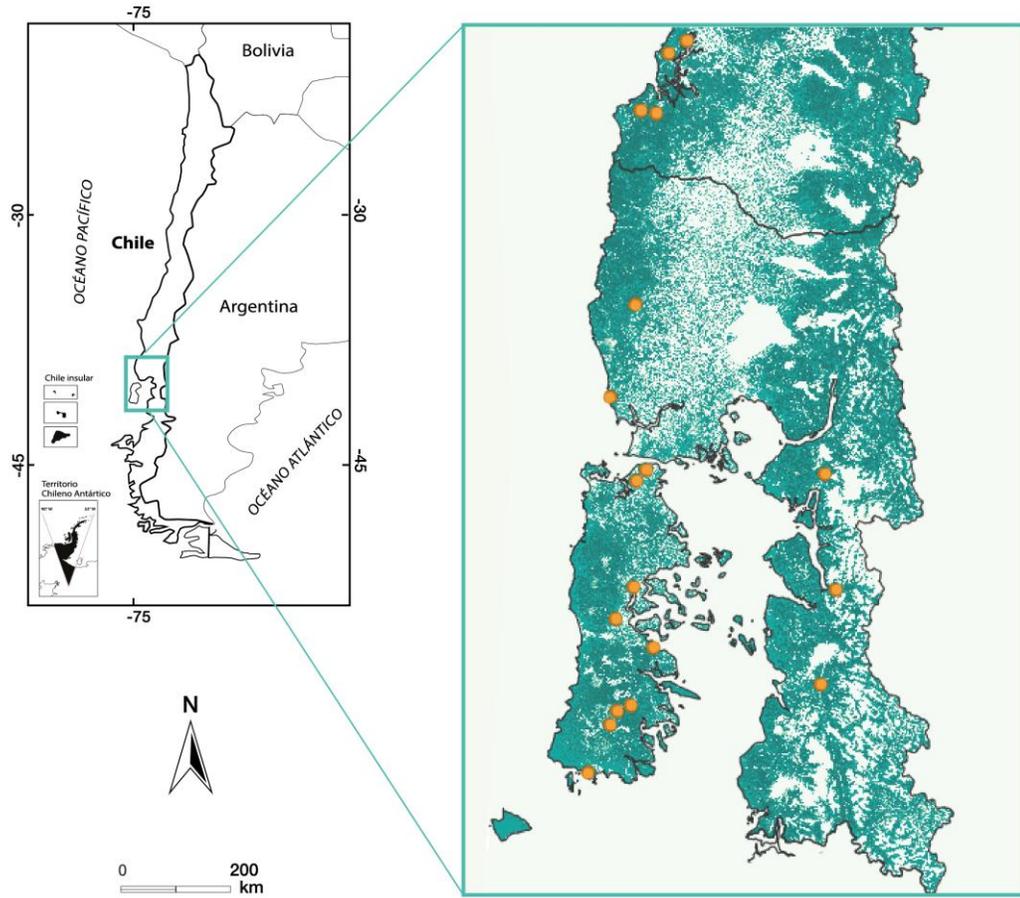


Figura 1. Mapa del área de estudio, aves rapaces diurnas. En amarillo centroide de cada localidad. Imagen satelital: Google Earth 2015.

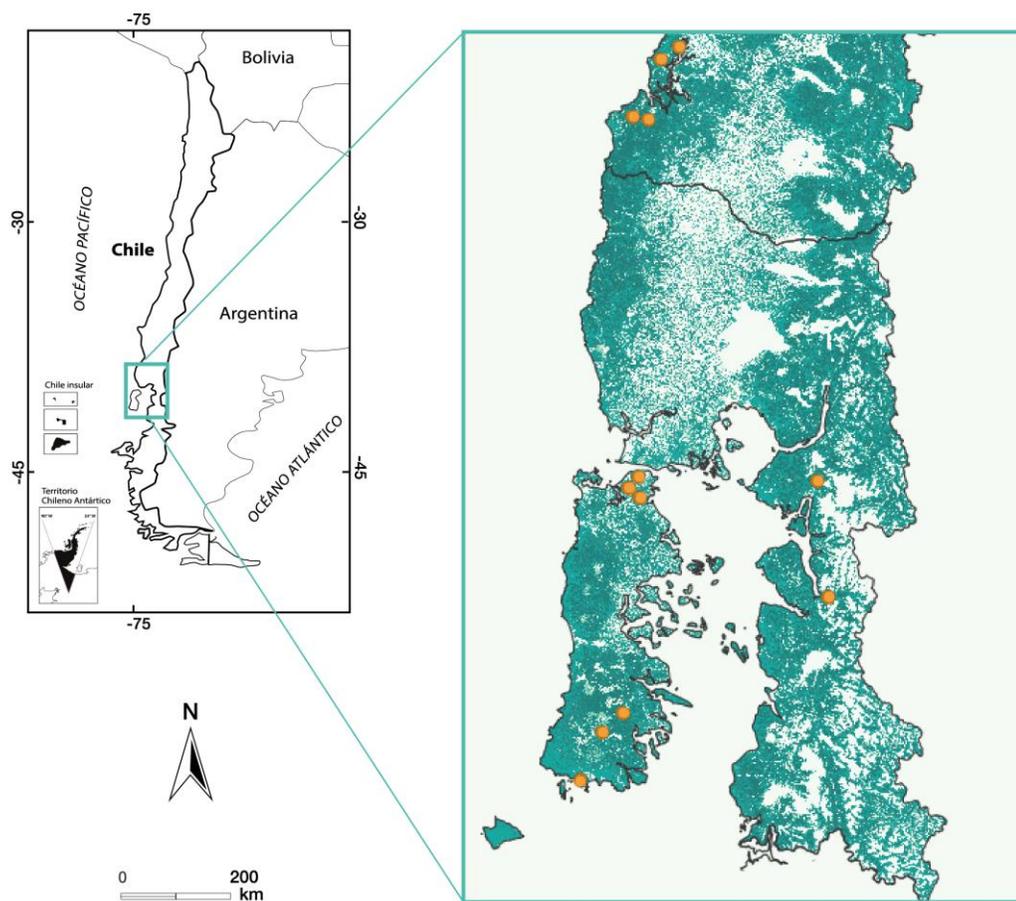


Figura 2. Mapa del área de estudio, aves rapaces nocturnas. En amarillo centroide de cada localidad. Imagen satelital: Google Earth 2015.

2. Metodología

2.1 Colecta de datos

Dependiendo del tamaño de la zona accesible para el muestreo, en cada localidad se instalaron alrededor de siete estaciones con una distancia mínima entre sí de 400 m, a lo largo de transectos de longitud variable dispuestos de modo de abarcar toda la diversidad de ambientes disponibles. Se totalizaron 115 estaciones en toda el área de estudio. Para los muestreos de aves rapaces diurnas, cada estación fue visitada en promedio seis veces, y en cada visita se registraron todas las aves rapaces observadas u oídas en un radio de 200 m durante un lapso de 10 min., totalizando más de 80 h de observación. Se reprodujeron vocalizaciones de las especies potencialmente presentes en la zona, en 249 visitas de un total de 500, lo que permitió evaluar si esto genera o no un estímulo en su respuesta, afectando la probabilidad de detección y la efectividad del muestreo (Contreras y Gonzales, 2007). Para cada individuo detectado se registró información accesorio, como la distancia aproximada a la que se encontraban al momento de su detección utilizando un telémetro láser. También se registró la actividad que estaba realizando. En el caso de las aves rapaces nocturnas, se reprodujeron vocalizaciones en todos los puntos de conteo y cada punto se visitó en promedio tres veces, dentro de un periodo de 10 días entre los meses de diciembre y mayo. En todos los casos, para dar cuenta de variables que pudieran incidir sobre la probabilidad de detección de las especies, se registraron también los individuos detectados al llegar o abandonar la estación y las condiciones climáticas y ambientales (e.g. intensidad del viento, cobertura de nubes, precipitaciones, etc.), así como la conformación del equipo involucrado en el muestreo. Esto último es particularmente relevante para evaluar el sexto requisito para un buen indicador (ver más arriba). Ninguna sesión de muestreo se llevó a cabo bajo condiciones de niebla densa, lluvia o viento fuertes.

2.2. Variables de paisaje

Mediante el uso de modelos de ocupación (McKenzie et al. 2006), se modeló la probabilidad de ocurrencia de cada especie (ψ) en relación con variables del paisaje asociadas al estado de conservación del bosque nativo. Como aproximación al estado de conservación del bosque, se cuantificaron variables de paisaje a partir de información espacial digital, en un radio de 200 metros en torno a cada uno de los puntos de muestreo prospectados, en el marco del proyecto FONDECYT-11110027 (Farías, 2014). Para ello, se utilizaron los mapas digitales producidos por la última actualización del Catastro de los Recursos Vegetacionales Nativos de Chile para las regiones de Los Ríos y Los Lagos (CONAF 1999, 2011), los mapas de Consenso de Cobertura del Suelo Global 1-km (Tuanmu y Jetz, 2014), el Modelo Digital de Elevación EarthEnv-DEM90 (<http://www.earthenv.org>; Robinson et al., 2014) y los mapas de Cambio Global de Bosques 2000-2012 (<http://earthenginepartners.appspot.com>; Hansen et al., 2013). El análisis y manipulación de la información se realizó utilizando el sistema de información geográfica QGIS y las librerías *sp*, *spatial* y *maptools* del ambiente de programación R (R Core Team 2013).

Con el fin de obtener un conjunto reducido de variables independientes, que puedan asociarse a distintas expresiones de disturbio humano, se realizó un análisis de componentes principales (PCA) sobre las variables originales ROAD, NLGHT, SUCm, LAGD, PTCnc, PTCs, FRST, OPEN, HGHT (Tabla 1). Dado que las variables se expresan en unidades diferentes, el análisis se realizó utilizando una matriz de correlaciones pareadas, a modo de estandarizar sus varianzas a uno. De este análisis se obtuvieron tres variables (D1, D2, D3) que corresponden a los primeros tres componentes del PCA, cada una de las cuales representa un aspecto distinto del grado de disturbio humano:

- **D1:** Se correlaciona positivamente con el grado de conservación del bosque nativo (SUCm, PTCs, FRST, HGHT) y negativamente con la actividad humana y su reemplazo del bosque por matorrales y áreas abiertas (ROAD, NLGHT, OPEN). Esta variable representa entonces el grado de conservación del bosque nativo.

- **D2:** Se correlaciona negativamente con el cambio neto en cobertura de árboles en el período 2000-2012 (PTCnc), el lapso de tiempo desde el mayor cambio en esta variable (i.e. lo reciente de la perturbación, LAGD), y la intensidad de la luz nocturna (NLGHT) como aproximación a la densidad humana. Por lo tanto, representa un gradiente de áreas con alto disturbio humano desde aquellas más pobladas, donde el disturbio ocurrió hace tiempo, a áreas donde se produjo una remoción reciente de árboles; esto es, un gradiente desde áreas pobladas con historia prolongada de disturbio hasta áreas recientemente perturbadas.
- **D3:** Se correlaciona positivamente con la cobertura de matorral (SHRB) y negativamente con la de hábitat abierto (OPEN) y con la intensidad de luz nocturna (NLGHT). Por lo tanto, representa áreas con alto disturbio en un gradiente desde aquellas más abiertas y con mayor densidad poblacional (asociado a actividad agroganadera intensa) a áreas menos pobladas y dominadas por matorral.

Tabla 1. Variables consideradas para cuantificar intensidad de disturbio antrópico. Todas estas variables fueron recopiladas en una zona buffer de 200 m, en torno al punto de muestreo.

Variab de Paisaje	Descripción
ROAD	Longitud total de caminos, calles y huellas. Es un indicador de densidad poblacional y actividad humana. También está asociada con área abierta. (www.mapas.mop.cl)
NLGHT	Intensidad de luz nocturna visible. Es un indicador de densidad poblacional. (http://ngdc.noaa.gov/eog/downloadV4composites.html)
SUCm	Estado sucesional promedio de la vegetación. Se asigna a cada tipo de vegetación en el mapa del catastro del bosque nativo un puntaje (suc), de acuerdo con el estado sucesional del bosque. (0: ambientes artificiales como praderas y plantaciones, áreas sin vegetación; 0.5: mezcla matorral y pradera; 1: matorral; 1.5: matorral arborescente; 2: renovación de bosque nativo; 2.5: mezcla renovación y bosque nativo adulto; 3.0: bosque nativo adulto) (CONAF 1999,2011)
LAGD	Tiempo en años desde el principal cambio en la cobertura de árboles en el período 2000 - 2012. Toma valor 12, 13 o 14 si no se registra ningún cambio en dicho período 2000 - 2012 para puntos prospectados en los años 2012, 2013 y 2014 respectivamente. Este indicador representa el período de tiempo sin disturbios notorios, y por lo tanto, está negativamente correlacionado con lo reciente que ha sido el evento más importante de cambio en cobertura de árboles. (Hansen et al., 2013)
PTCnc	Porcentaje de píxeles que representan un cambio en la cobertura de árboles entre el período 2000 a 2012. Esta variable adquiere valores negativos cuando el cambio neto representa pérdida de cobertura arbórea, y positivo cuando representa ganancia. Se correlaciona negativamente con la tasa de pérdida de bosque nativo en el área. (Hansen et al., 2013)
PTCs	Porcentaje de cobertura de árboles para el año 2000, obtenido a partir de imágenes satelitales. (Hansen et al., 2013)
FRST	Porcentaje del buffer de 200 m en torno a cada punto correspondiente a bosque (CONAF 1999,2011)
OPEN	Porcentaje del buffer de 200 m en torno a cada punto correspondiente a pastizal y a suelo desnudo (CONAF 1999,2011)
HGHT	Altura promedio de la vegetación. Se obtiene a partir del mapa digital del catastro del bosque nativo, asignando puntajes a cada una de las categorías de cobertura vegetal en dicho mapa. El puntaje está pensado para representar el valor promedio de los rangos de altura que definen las categorías de altura. (CONAF 1999,2011)
SHRB	Porcentaje del buffer de 200 m en torno a cada punto correspondiente a matorral (CONAF 1999,2011)

Adicionalmente, se incluyeron como variables en los modelos de ocupación, la elevación promedio del terreno (en metros sobre el nivel del mar: m.s.n.m.) en un buffer de 200 m en torno a cada punto de muestreo y un índice de autocorrelación espacial (A_i), estimado independientemente para cada especie, con el fin de eliminar el potencial efecto de dependencia espacial en la detección. En este sentido, dado que la distancia mínima entre dos puntos de muestreo contiguos (400 m) podría ser menor que el rango de acción de los individuos de cada especie, la detección de una especie en un punto podría correlacionarse en algún grado con su detección en los puntos cercanos, independientemente del efecto del hábitat.

Por otro lado, la detectabilidad de cada especie se modeló contra seis variables que pueden afectar la eficiencia del monitoreo: uso (o no) de reproducción de vocalizaciones para estimular la respuesta (PB), fecha del muestreo (DJ), visibilidad en el punto de muestreo (TP), hora (H), tiempo (TIEMP), y la composición del grupo de muestreadores, los cuales presentan niveles variables de conocimiento, habituación con las especies y el sistema de estudio (Ver Tabla 2).

Tabla 2. Variables que determinan la eficiencia de monitoreo y su descripción.

Variable de muestreo	Descripción
PB	Uso (1) o no (0) de reproducción de vocalizaciones de aves.
DJ	Fecha de muestreo (día juliano). Los valores fueron centrados en el 31 de diciembre, el cual recibió valor 0; los días previos a esa fecha recibieron valores negativos.
TP	Puntaje de visibilidad en el punto de muestreo debido a su ubicación en relación a la vegetación circundante: 1: sitios elevados (miradores, cornisas) por encima de la altura del dosel arbóreo, 0,5: sitios con dosel abierto, 0: sitios con dosel cerrado.
TIEMP	Puntaje de aptitud del tiempo para la observación de aves: 0: niebla, garúa; 0,25: nublado y viento; 0,5: nublado; 0,75: parcialmente nublado; 1: soleado, despejado.
M1, M2, M3, M4, M5 y otros	Composición del grupo de muestreadores: factores binomiales que determinan la presencia (1) o ausencia (0) de un muestreador o pareja de muestreadores en un punto y fecha determinados. M1: Experimentado; M2 y M4: Medianamente experimentado; M3 y M5: Poco experimentado.
H	Hora del muestreo; muestreo en minutos, a partir del mediodía estandarizados por horario de salida y puesta del sol.

3. Análisis de datos

Se ajustaron modelos de ocupación de una estación (“single-season occupancy models”; MacKenzie et al. 2006) a los historiales de ocurrencia (1 = presencia; 0 = ausencia) de las tres especies de interés (i.e. *Milvago chimango*, *Caracara plancus* y *Strix rufipes*) en las distintas estaciones de muestreo prospectadas. Cada modelo consideró, para cada especie, los efectos de distintas combinaciones de variables de paisaje sobre su probabilidad de ocupación u ocurrencia (ψ), y de distintas variables ambientales y variables que afectan la

eficiencia del muestreo sobre la probabilidad de detección (p), incluyendo el ajuste de un modelo nulo de referencia (i.e. ψ y p constantes; ausencia de efectos ambientales o metodológicos sobre estos parámetros). Dada la distancia mínima entre puntos de muestreo contiguos, la probabilidad de ocurrencia (ψ) fue definida en este estudio como la probabilidad de que al menos un individuo de la especie esté presente en el área que circunda el punto de muestreo durante una visita, y por lo tanto representa una aproximación al uso del hábitat (MacKenzie et al. 2006).

Los modelos se ajustaron por medio de máxima verosimilitud y se seleccionó para cada especie el modelo más parsimonioso, utilizando la versión corregida del criterio de información de Akaike (AIC; Burnham y Anderson, 2002). Sólo se consideró como mejor un modelo con un mayor número de parámetros, cuando la diferencia en el valor de AIC respecto de uno con menos parámetros (Δ AIC) fue mayor a dos. Todos los modelos con un valor de Δ AIC menor a dos respecto del menor valor de AIC fueron considerados como equiprobables.

Los criterios de evaluación para determinar la utilidad de cada especie como indicadora fueron los siguientes:

- 1- Sensibilidad: Se espera una respuesta significativa de la probabilidad de ocupación (ψ), a una o más de las variables asociadas al estado de conservación del bosque nativo.
- 2- Respuesta temprana: Se espera que el cambio en ψ sea perceptible a bajos niveles de disturbio, de modo de permitir tomas de decisiones tempranas.
- 3- Origen de amenaza: Se espera que ψ responda sólo, o en forma más marcada, a una o unas pocas variables asociadas con la degradación del bosque, de modo que permita identificar la fuente del disturbio (especificidad).

- 4- Respuesta gradual: Se espera que ψ responda gradualmente (i.e. que no existan umbrales de respuesta) a los cambios en variables asociadas a la degradación del bosque, de modo que permita cuantificar el nivel de intervención de un área.
- 5- Especies frecuentes: Se espera que ψ tome valores relativamente altos (i.e. $\psi > 0,2$) para, al menos, parte del rango de las variables asociadas al grado de degradación del bosque. En este estudio se escogieron especies muy frecuentes en el ambiente, por lo que no se evaluará este criterio (i.e. se supone cierto *a priori*).
- 6- Fácil de detectar: Se espera que, cuando estén presentes, la detectabilidad sea relativamente alta ($p > 0,2$) y que no varíe notoriamente en función de la composición del equipo de muestreadores. Al mismo tiempo, una especie indicadora será confiable si su probabilidad de detección no cambia en forma muy notoria en respuesta a variables ambientales o asociadas a la metodología (e.g. clima, hora de muestreo, composición del equipo de muestreo, etc.).
- 7- Eficiente (bajo costo): Se espera que (p) sea lo suficientemente alta para asegurar una alta probabilidad ($p_{tot} > 0,6$) de detectar la especie en un punto cuando esta esté presente en un número reducido de visitas (e.g. $n = 5$), calculándose dicha probabilidad como:

$$p_{tot} = 1 - [1 - p]^n.$$

Los requisitos 2 a 7 se consideraron sólo para aquellas especies que cumplieron con el requisito 1.

RESULTADOS

Se evaluaron 69 modelos para *M. chimango*, 100 modelos para *C. plancus* y 101 modelos para *S. rufipes*. De éstos se escogieron los mejores para cada especie, entre los que presentaron un ΔAIC menor o igual a 2. (Tabla 3).

Tiuque (*Milvago Chimango*)

La probabilidad de ocurrencia de esta especie osciló entre 0,2 y 0,9 en todos los sitios. El mejor modelo, es decir aquel con AIC más bajo, incluyó una variable para la probabilidad de ocupación (ψ) y tres variables para la de detección (p ; Tabla 3). El modelo seleccionado indicó que la probabilidad de ocupación de esta especie se asocia negativamente con el grado de conservación del bosque nativo (D1), disminuyendo en forma marcada, pero gradual, con esta variable. (Figura 3)

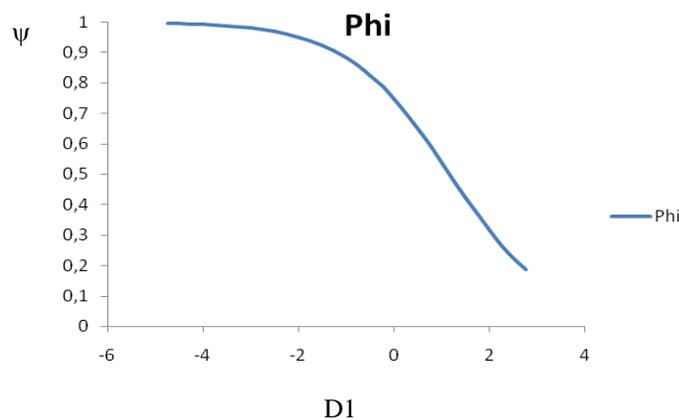


Figura 3. Probabilidad de ocupación (ψ) de *Milvago chimango* (2011-2014), en relación a la variable de conservación del bosque nativo del sur de Chile (D1).

Además, la probabilidad de detección (p) de esta especie se asoció negativamente con la hora de muestreo (Figuras 4 y 5). También se vio notoriamente afectada por la composición del equipo de muestreadores (i.e. existió una asociación negativa entre p y la participación de muestreadores menos experimentados: M2, M3; Figura 3) y respondió positivamente a la visibilidad en el punto de muestreo (i.e. la probabilidad de detectar a la especie fue mayor en lugares abiertos o elevados; Figura 5).

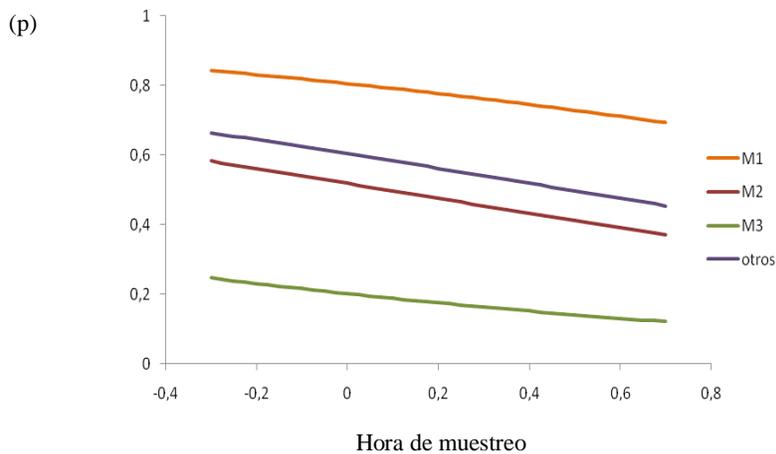


Figura 4. Probabilidad de detección (p) de *Milvago chimango* en el sur de Chile (2011-2014), en relación a la hora del muestreo, cuando lo realizó M1 (Muestreador experimentado), M2 (muestreador medianamente experimentado), M3 (Muestreador poco experimentado) y otros (resto de muestreadores), usando el mejor modelo para esta especie. En todos estos casos, se muestran los valores esperados para puntos con alta visibilidad (PT = 1).

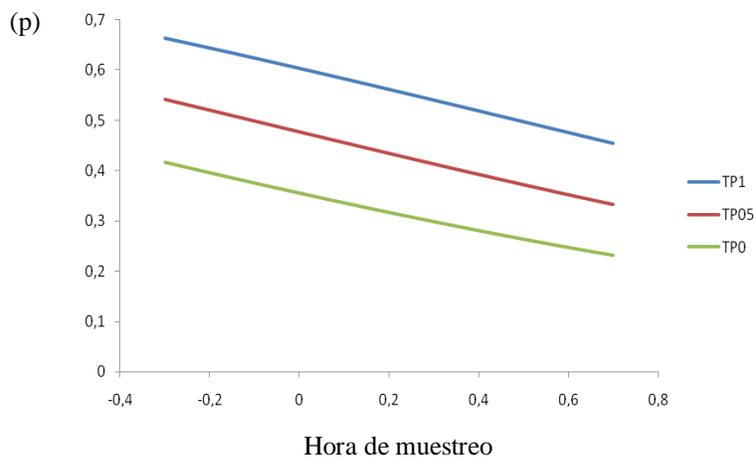


Figura 5. Probabilidad de detección (p) de *Milvago chimango* en el sur de Chile (2011-2014), en relación a la hora en que se realizó el muestreo, cuando TP= 0, TP=0,5 y TP=1. En todos los casos se muestran los valores esperados para un muestreador con experiencia.

Traro (*Caracara plancus*)

El mejor modelo para esta especie contempló una variable para la probabilidad de ocupación (ψ) y dos variables para la probabilidad de detección (p).

El modelo seleccionado indicó que la probabilidad de ocupación (ψ) de esta especie se asocia negativamente a la variable D2 (Figura 6). Es decir, la probabilidad de ocurrencia fue mayor en zonas de alto disturbio, más pobladas y donde el disturbio ocurrió hace tiempo. Este modelo no incluyó un efecto directo del grado de conservación del bosque nativo D1.

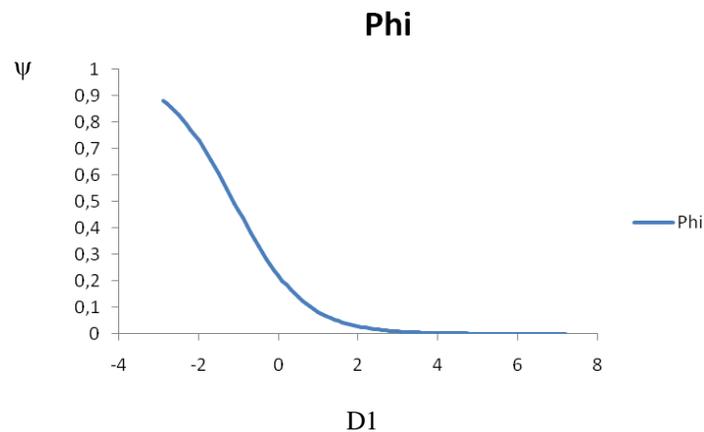


Figura 6. Probabilidad de ocupación (ψ) para *Caracara plancus* (2011-2014), en relación a la variable de disturbio humano en el bosque nativo del sur de Chile (D2).

La composición de los equipos de muestreadores tuvo un efecto en la probabilidad de detección (p) de la especie (Figura 7), asociándose negativamente a grupos con menor experiencia (M2 y M4), aunque este efecto fue mucho menos marcado que en el caso del tuique. Por otro lado, la estación del año también influyó sobre la detectabilidad del traro, siendo mayor en verano y disminuyendo hacia el otoño. Sin embargo, en ambos casos el intervalo de confianza de 95% para los coeficientes de regresión respectivos incluyó el cero, por lo tanto estas covariables fueron consideradas como no informativas (Tabla 3). Es decir, aunque el mejor modelo incluyó un efecto de ambas variables sobre la probabilidad de detección (p), éste fue probablemente marginal.

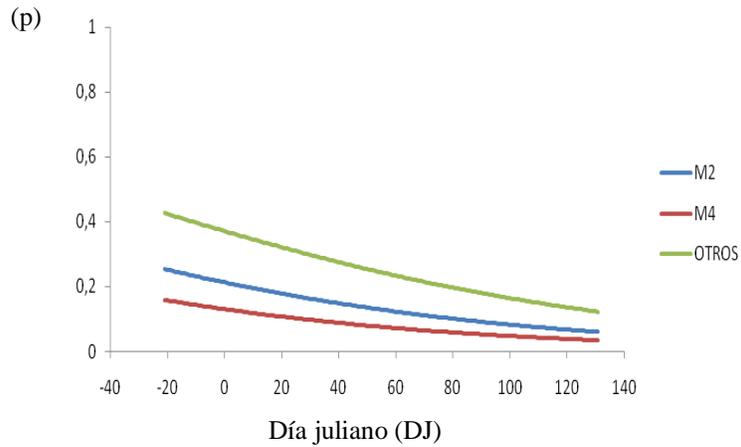


Figura 7. Probabilidad de detección (p) de *Caracara plancus* en el sur de Chile (2011-2014), en relación a la fecha (día juliano) en que se realizó el muestreo, cuando lo realizaron distintos grupos de muestreadores (M2, M4 y OTROS) utilizando el mejor modelo para esta especie.

Concón (*Strix rufipes*)

El mejor modelo para el concón incluyó el efecto de una única variable ambiental sobre la probabilidad de ocupación (ψ), y de dos variables sobre la probabilidad de detección (p). En este caso, la probabilidad de ocurrencia de *S. rufipes* se asoció de forma negativa con la elevación (ELEV; Figura 8). Curiosamente, no se detectaron efectos de ninguna de las variables del estado de conservación del bosque nativo sobre la probabilidad de ocupación de esta especie.

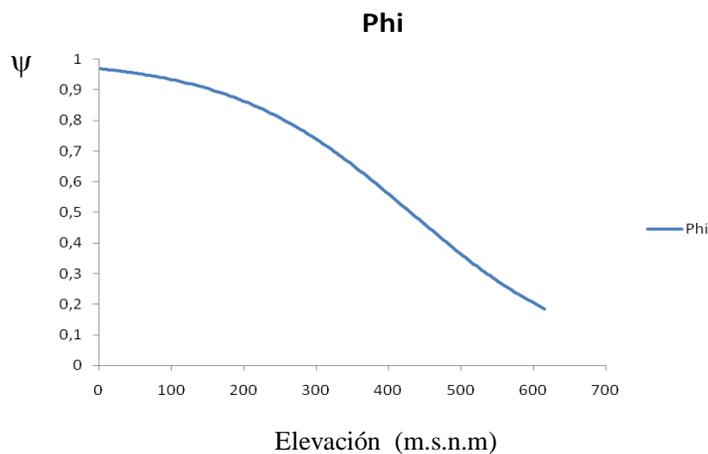


Figura 8. Probabilidad de ocupación (ψ) para *Strix rufipes* en el sur de Chile (2011-2014) en relación a la elevación en metros sobre el nivel del mar (m.s.n.m).

En cuanto a la probabilidad de detección (p), ésta se vió fuertemente afectada por la composición del equipo de muestreadores, asociándose negativamente a grupos con menor experiencia (M2 y M5). También, se registró un efecto positivo de la fecha del muestreo (DJ), siendo más fácilmente detectado durante el otoño (Figura 9).

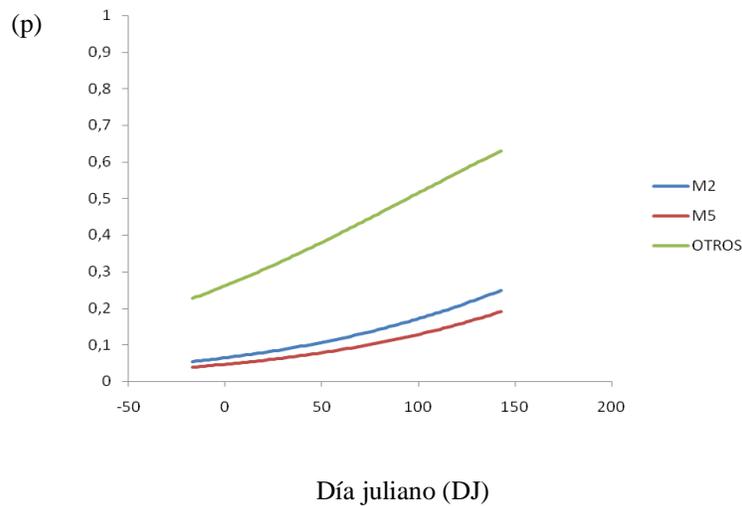


Figura 9. Probabilidad de detección (p) de *Strix rufipes* en el sur de Chile (2011-2014), en relación a la fecha (día juliano) en que se realizó el muestreo, cuando lo realizaron distintos grupos de muestreadores (M2,M5 y Otros), utilizando el mejor modelo para esta especie.

Tabla 3. Modelos seleccionados en base al criterio de información de Akaike (AIC) usado para estimar la probabilidad de ocupación (ψ) y detección (p) de tres especies de rapaces en el bosque templado lluvioso del sur. Los estimadores beta presentados en **negrita**, consideran un 95% de intervalo de confianza que no se superpongan a cero.

Especie	Modelo	k	Δ AIC	Parámetros estimados	Error estándar
<i>Milvago chimango</i>	ψ (D1), p (AF+NGGC+CVK+TP+HF)	8	0	-0,93; 0,99; -0,34; -1,79; 1,01; -0,8	0,29; 0,57; 0,17; 0,5; 0,55; 0,49
<i>Caracara plancus</i>	ψ (D2,Aicpl), p (CCNM+NGGC+DJ)	7	0	-1,13; 1,72; -1,37; -0,78; -0,01	0,8; 1,05; 0,85; 0,66; 0,01
<i>Strix rufipes</i>	ψ (ELE), p (NGGC+FF+DJ)	6	1,83	-0,008; -1,63; -1,97; 0,01	0; 0,6; 0,67; 0

DISCUSIÓN

En el presente trabajo se evaluó la utilidad de tres especies de aves rapaces; *Milvago chimango*, *Caracara plancus* y *Strix rufipes*, como indicadores de degradación de bosque nativo del sur de Chile. Se observó que los parámetros estimados para *C. plancus* fueron imprecisos y se consideraron no informativos. Por otro lado, *Strix rufipes* no mostró una respuesta significativa con respecto a las variables ambientales utilizadas en este estudio, lo que sugiere que no resultó ser una especie sensible a las variables utilizadas en este estudio. Sin embargo, se ha descrito la utilidad de esta especie como indicador de otros aspectos de la conservación del bosque (Ibarra y Martin 2015). Por lo tanto, en primera instancia no cumple con los requisitos esperados para un buen indicador a la escala escogida. Por el contrario, *Milvago chimango* cumple prácticamente con todos los requisitos esperados en un buen indicador de degradación de bosques.

***Milvago chimango* y requisitos de un buen indicador ecológico**

Se observó que esta especie responde al grado de conservación del bosque nativo (D1), siendo esta respuesta significativa (i.e. el intervalo de confianza no incluye el cero). Por lo tanto, se considera que esta especie cumple con el requisito de sensibilidad. Además, cumple con lo esperado para el requisito de especificidad al responder sólo a una de tres variables asociadas a la conservación del bosque. Esta respuesta coincide con estudios realizados por Filloy (2007), donde se relacionó la abundancia de *M. chimango* a cambios en el uso de suelo para actividades agropecuarias, explicándose este fenómeno, principalmente por el consumo de restos orgánicos provenientes de esta actividad y a una mayor disponibilidad de larvas de insectos durante la época de arado, lo que refleja la importancia de las actividades antrópicas como fuentes de alimento para *M. chimango* (Biondi et al. 2005). Además, la respuesta de esta especie fue temprana ya que respondió a niveles bajos de perturbación, lo que permitiría tomar decisiones prontamente. Adicionalmente, no se observó un umbral de respuesta, ni se alcanza una asíntota, sino que presenta una respuesta monotónica, gradual y continua. Como consecuencia, se considera

que esta especie cumple con los primeros cuatro requisitos esperados de un buen indicador biológico citados más arriba.

En general, hubo una alta heterogeneidad en la probabilidad de detección y un marcado efecto de la composición del equipo de muestreadores. Este resultado contradujo lo esperado inicialmente, ya que se consideraba al tiuque como una especie fácil de detectar por ser abundante y por sus conspicuas características morfológicas y de comportamiento. Además, se detectó un efecto de la hora del muestreo. Así, si los muestreos son realizados en condiciones óptimas (i.e. en la mañana, antes de las 12:00 am y desde un lugar con buena visibilidad) por un muestreador medianamente experimentado la probabilidad de detección en una visita (p) será muy alta, pudiendo oscilar entre 0,8 y 0,84. En cambio, si bajo las mismas condiciones, el estudio lo realiza un muestreador poco experimentado, la probabilidad de detección oscilará entre 0,2 y 0,24. A pesar de estas diferencias la probabilidad de detección fue siempre relativamente alta (i.e. mayor a 0,2; Figura 4), determinando que la probabilidad de detectar a la especie al menos una vez en cinco visitas será cercana a 0,99 cuando el muestreo lo realiza un muestreador experimentado, y 0,75 si lo realiza un muestreador con poca experiencia. Es decir, si el muestreo se efectúa bajo condiciones adecuadas, independientemente del muestreador, se obtendrán estimaciones bastante robustas de la probabilidad de ocupación del área prospectada.

Por otro lado, si el muestreo es realizado por un muestreador experimentado durante la mañana, pero desde un punto con mala visibilidad, la probabilidad de detección oscilará entre 0,35 y 0,41, existiendo una probabilidad de 0,93 de detectar al menos una vez a la especie en cinco visitas. En cambio, si la prospección la realiza un muestreador poco experimentado bajo las mismas condiciones, la probabilidad de detección caerá entre 0,08 y 0,1, alcanzándose apenas una probabilidad de 40% de detectar a la especie al menos una vez en cinco visitas. Esto implicaría que si el muestreo requiere prospectar la ocurrencia de esta especie en áreas de alta cobertura boscosa, deberá optarse por la conformación de un equipo experimentado o un incremento en el número de visitas a cada punto, con el fin de aumentar la probabilidad de encontrar a la especie cuando está presente. Así, se aumentará con ello, el tiempo requerido para el estudio y los costos económicos y logísticos asociados.

Por lo expuesto anteriormente, al momento de planificar un estudio existen ciertas variables que se pueden manipular y otras que no. Por ejemplo, la hora en que se realizará el estudio es controlable y en este caso, se aconseja realizar los muestreos lo más temprano posible en la mañana, para aumentar la probabilidad de detectar a la especie. Por otra parte, frecuentemente no se puede escoger el lugar donde se establece el punto de muestreo. En tal caso, es relevante la presencia de un muestreador experimentado, como así también, capacitar al equipo de muestreadores cuando sea necesario, para incrementar la eficiencia en el muestreo.

En esta investigación se propuso a *Strix rufipes* como un buen indicador, ya que se esperaba que esta especie cumpliera con los requisitos para ello. Sin embargo, los resultados obtenidos contradicen este supuesto. Aún así, los estudios realizados por Ibarra y Martin, 2015, sugieren que esta especie es un buen indicador de la biodiversidad de los bosques templados. Esta diferencia se podría deber a las distintas escalas abarcadas por ambos estudios, y por el distinto grado de resolución o detalle en las variables ambientales. En el caso de los estudios realizados por Ibarra y Martin (2015), se utilizaron variables específicas asociadas a distintos aspectos de la ecología de esta especie (e.g. anidamiento en cavidades). Por el contrario, en el presente estudio se utilizaron variables medidas a una escala espacial mayor y así aplicables a las tres especies seleccionadas.

Es importante destacar el enfoque cuantitativo que propone este estudio para poner a prueba el cumplimiento de cada una de las exigencias deseables en un buen indicador, mediante el uso de modelos de ocupación (MacKenzie et al. 2006). Este difiere del enfoque utilizado por otros investigadores, donde algunas de estas características se asumen *a priori*, como por ejemplo, la facilidad de muestrear e identificar algunas especies (Altamirano et al. 2003). El enfoque de esta memoria genera mayor confiabilidad en los resultados, y puede ser aplicado en forma estandarizada a otras especies de interés que puedan visualizarse como posibles indicadores, sin necesidad de mayor información de la especie *a priori*.

Además, es importante destacar que raramente la presencia de individuos de una especie será evidente, permitiendo su detección en todas las oportunidades de visita. Esto da lugar a estimaciones sesgadas de la probabilidad de ocupación de un sitio, siendo estos valores

muy requeridos en los programas de seguimiento a largo plazo de una población (Mackenzie et. al, 2003). Por consiguiente, es importante destacar el uso de modelos de ocupación como metodología de trabajo, que permita la estimación directa de estos parámetros cuando la probabilidad de detectar la especie sea menor a uno. Así, esta herramienta otorga las bases para inferencias más robustas, al eliminar el supuesto de una detectabilidad perfecta (Ibarra, 2015).

Aplicación para la conservación

Este estudio contribuye a demostrar que no es necesario utilizar exclusivamente especies especialistas como indicadores del grado de conservación de un ambiente en particular, en este caso el bosque templado. Estos especialistas, en general son raros y difíciles de detectar, dificultando la obtención de un alto número de datos y realizar estimaciones de abundancia u ocupación robustas en los períodos de muestreo cortos y con bajos tamaños de muestra, que caracterizan frecuentemente a los estudios de impacto ambiental. Por lo tanto, este estudio se contrapone a lo expuesto en los trabajos realizados por Rodríguez-Estrella et al. (2008) e Ibarra et al. (2015), quienes señalan a las especies generalistas como poco fiables para ser usadas como indicadores. En cambio, en este estudio se demuestra que es posible el uso de una especie generalista (i.e. *Milvago chimango*) como un indicador negativo confiable de degradación de bosque nativo a escala de paisaje, que además cuenta con el beneficio de ser abundante y fácil de detectar e identificar. Esto brinda una nueva perspectiva sobre el papel de especies de aves rapaces generalistas como herramienta para el monitoreo del nivel de degradación de los bosques.

CONCLUSIÓN

De las tres especies analizadas, solamente *Milvago chimango* cumple con la mayoría de los requisitos para ser un buen indicador biológico de degradación de bosque nativo.

Milvago chimango, al ser una especie abundante y fácil de detectar, resultó una buena herramienta como especie indicadora, ya que la mayoría de los estudios de impacto ambiental se caracterizan por ser muestreos breves y con tamaño muestral reducido.

Por lo tanto, este estudio sugiere que las especies generalistas también pueden ser buenos indicadores del nivel de degradación de bosques nativos.

BIBLIOGRAFÍA

ALTAMIRANO, M. A.; GUZMÁN, J.; MARTIN, F.; DOMÍNGUEZ, L. 2003. Un método para la selección de aves bioindicadoras con base en sus posibilidades de monitoreo. *Huitzil*.4. (2):10-16.

ALVEAR, M.; URRA, C.; HUIQUILAO, R.; ASTORGA, M.; REYES, F. 2007. Actividades biológicas y estabilidad de agregados en un suelo del bosque templado chileno bajo dos etapas sucesionales y cambios estacionales. *R.C.Suelo Nutr. Veg.* 7 (3): 38-50.

ARMESTO, J.J.; LOBOS, P.L.; ARROYO, M.K. 1996. Los bosques templados del sur de Chile y Argentina: Una isla biogeográfica. **In:** Armesto, J.J.; Villagrán, C.; Arroyo, M.K. *Ecología de los bosques nativos de Chile*. Editorial Universitaria. Santiago, Chile. pp. 23-28.

ARMESTO, J.J.; ROZZI, R.; SMITH-RAMIREZ, C.; ARROYO, M.K. 2009. Old-Growth Temperate Rainforests of South America: Conservation, Plant–Animal Interactions, and Baseline Biogeochemical Processes. **In:** Wirth, C.; Glaxner, G.; Heimann, M. *Old-growth forests. Function, fate and value*. Springer-Verlag. Berlin Heidelberg. pp. 367-390.

ARMESTO, J.J.; ROZZI, C.; SMITH-RAMIREZ, C.; ARROYO, M.K. 1998. Conservation targets in South American temperate forests. *Science*. 282:1271-1272.

BORCARD, D.; GILLET, F.; LEGENDRE, P. 2011. *Numerical ecology with R*. Springer.

CARIGNAN, V.; VILLARD, M. 2002. Selecting indicator species to monitor ecological integrity: a review. *Environ Monit Assess*. 78: 45-61.

CARRETE, M.; TELLA, J. L.; BLANCO, G.; BERTELLOTTI, M. 2009. Effects of habitat degradation on the abundance, richness and diversity of raptors across Neotropical biomes. *Biol. Conserv.* 142(10): 2002-2011.

CONAF. 1999. Catastro y evaluación de recursos vegetacionales nativos de Chile, Informe Nacional con Variables Ambientales. Corporación Nacional Forestal. Santiago, Chile. pp.89.

CONAF. 2011. Catastro de los recursos vegetacionales nativos , Monitoreo de Cambios y Actualizaciones, Período 1997 – 2011. Corporación Nacional Forestal. Santiago, Chile. pp.27.

CONTRERAS, P.; GONZÁLEZ, M.C. 2007. Respuestas de aves rapaces al uso de señuelos acústicos en el Sur de Chile. *Gestión Ambiental*. 14: 79-87.

ELLISON, G. N.; GOTELLI, N. J. 2004. A primer of ecological statistics. Sinauer, Sunderland, Massachusetts, USA.

FARIAS, A.A. 2014. Proyecto “Local and regional factors affecting the functional richness of top-predator assemblages in temperate forests of Southern South America”. Santiago, Chile. P. Universidad Católica de Chile. Departamento de Ecología Facultad de Ciencias Biológicas. 15 p. FONCECYT-11110027.

FARIAS, A. A.; JAKSIC, F. M. 2011. Low functional richness and redundancy of a predator assemblage in native forest fragments of Chiloe Island, Chile. *J Anim Ecol*. 80: 809-817.

FARIAS, A. A.; SVENSSON G. L. 2014. Ecoregional vulnerability assessment for the functional richness of South American carnivorans (Mammalia: Carnivora), Chile. *J Mamm Evol*. 21: 437-450.

FILLOY, J.; BELLOCQ, M. 2007. Respuesta de las aves rapaces al uso de la tierra: un enfoque regional. *Hornero*. 22(2): 131-140.

HANSEN, M. C.; POTAPOV, P. V.; MOORE, R.; HANCHER, M. TURUBANOVA, S. A.; TYUKAVINA, A.; THAU, D.; STEHMAN, S. V.; GOETZ, S. J.; LOVELAND, T. R.; KOMMAREDDY, A.; EGOROV, A.; CHINI, L.; JUSTICE, C. O.;

TOWNSHEND, J. R. 2013. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science*. 342: 850- 853.

IBARRA, J.T.; ALTAMIRANO, T.; BONACIC, C.; GÁLVEZA, N.; GIMONAE, A.; HESTERE, A.; LAKERA, J.; ROJAS, I. 2012. Rufous-legged Owl (*Strix rufipes*) and Austral Pygmy Owl (*Glaucidium nanum*) stand use in a gradient of disrupted and old growth Andean temperate forests, Chile. *Stud. Neotrop. Fauna Environ.* 47(1): 33-40.

IBARRA, J.T.; MARTÍN, K. 2015. Beyond species richness: an empirical test of top predators as surrogates for functional diversity and endemism. *Ecosphere* 6(8): 1-15.

IBARRA, J.T.; DREVER, M.; MARTIN, K.; VERGARA, G. 2014. Occurrence patterns and niche relationships of sympatric owls in South American temperate forests: A multi-scale approach. *For. Ecol. Manage.* 331: 281–291

ISASI-CATALÁ, E. 2011. Los conceptos de especies indicadoras, paraguas, banderas y claves: su uso y abuso en ecología de la conservación. *Interciencia*. 36(1): 31-38.

JAKSIC, F.M., IRIARTE, A.; JIMÉNEZ, J. E. 2002. The raptors of Torres Del Paine National Park, Chile: biodiversity and conservation. *Rev.Chil.Hist.Nat.* 75: 449-461.

MACKENZIE, J.; NICHOLS, J.; LACHMAN, G.; DROEGE, S.; ROYLE, A.; LANGTIMM, C. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology*. 83(8): 2248-2255.

MACKENZIE, D.; NICHOLS, J.; ROYLE, J.; POLLOCK, K.; BAILEY, L.; HINES, J. 2006. Occupancy Estimation and Modeling: Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; DA FONSECA, G.,; KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*. 403: 853–858.

OLSON, D.M.; DINERSTEIN, E. 1998. The global 200: a representation approach to conserving the Earth's most biologically valuable ecoregions. *Conserv Biol.* 12: 502–515.

PINCHEIRA-ULBRICH, J.; RODAS-TREJO, J.; ALMANZA, V.P.; RAU, J.R. 2008. Estado de conservación de las aves rapaces de Chile. *Hornero* 23(1): 5-13.

ROBINSON, N.; REGETZ, J.; AND GURALNICK, R. P. 2014. EarthEnv-DEM90: A nearly-global, void-free, multi-scale smoothed, 90m digital elevation model from fused ASTER and SRTM data. *ISPRS-J. Photogramm. Remote Sens.*, 87: 57-67.

RODRÍGUEZ-ESTRELLA, R.; DONÁZAR, J.; HIRALDO, F. 1998. Raptors as indicators of environmental change in the scrub hábitat of Baja California Sur, Mexico. *Conserv Biol.* 12(4): 921-925.

SERGIO, F.; NEWTON, I.; MARCHESI, L. 2005. Top predators and biodiversity. *Nature.* 436: 192.

SERGIO, F.; CARO, T.; BROWN, D.; CLUCAS, B.; HUNTER, J.; KETCHUM, J.; MCHUGH, K.; HIRALDO, F. 2008. Top Predators as Conservation Tools: Ecological Rationale, Assumptions, and Efficacy. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 39: 1–19.

SMITH-RAMIREZ, C. 2004. The Chilean coastal range: a vanishing center of biodiversity and endemism in South American temperate rainforests. *Biodiv. and Conser.* 13: 373–393.

SMITH-RAMÍREZ, C.; ARMESTO, J.J.; VALDOVINOS, C. 2005. Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile. Ed. Universitaria, Santiago.

TREJO, A.; FIGUEROA, R.A.; ALVARADO, S. 2006. Forest-specialist raptors of the temperate forests of southern South America: a review. *Rev bras ornitol.* 14 (4): 317-330.

TUANMU, M.N.; JETZ, W. 2014. A global 1-km consensus land-cover product for biodiversity and ecosystem modeling. *Glob. Ecol. Biogeogr.*

VERGARA, P. M.; SIMONETTI, J.A. 2004. Avian responses to fragmentation of the Maulino Forest in central Chile. *Oryx*. 38 (4) 383-388.