

# **UNIVERSIDAD DE CÓRDOBA**

Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica y de Montes

Departamento de Ingeniería Forestal



## **TESIS DOCTORAL**

**Generación de antecedentes científicos clave para un manejo forestal orientado a la conservación del Carpintero Negro (*Campephilus magellanicus*) en la Cordillera de Nahuelbuta (Chile)**

**Autor:** Alejandro Espinosa Sepúlveda

**Director:** Dr. Miguel Ángel Herrera Machuca

Marzo 2017  
Córdoba-España

TITULO: *Generación de antecedentes científicos clave para un manejo forestal orientado a la conservación del Carpintero Negro (Campephilus magellanicus) en la cordillera de Nahuelbuta (Chile)*

AUTOR: *Alejandro Espinosa Sepúlveda*

---

© Edita: UCOPress. 2017  
Campus de Rabanales  
Ctra. Nacional IV, Km. 396 A  
14071 Córdoba

[www.uco.es/publicaciones](http://www.uco.es/publicaciones)  
[publicaciones@uco.es](mailto:publicaciones@uco.es)

---



## TÍTULO DE LA TESIS:

**Generación de antecedentes científicos clave para un manejo forestal orientado a la conservación del Carpintero Negro (*Campephilus magellanicus*) en la Cordillera de Nahuelbuta (Chile)**

**DOCTORANDO: Alejandro Espinosa Sepúlveda**

### INFORME RAZONADO DEL DIRECTOR DE LA TESIS

(se hará mención a la evolución y desarrollo de la tesis, así como a trabajos y publicaciones derivados de la misma).

Es ampliamente reconocida la trascendencia de los recursos forestales respecto al mantenimiento de unos adecuados niveles de biodiversidad. Si bien es cierto, con frecuencia son los bosques tropicales los más reconocidos desde ese punto de vista, no son menos importantes los bosques templados, por el importante papel que juegan en donde están presentes. El presente estudio, se lleva a cabo en el único bosque templado lluvioso de Sudamérica siendo el segundo mayor bloque de unidades de bosque templado de gran extensión e integridad ecológica que queda en el planeta.

El área de trabajo, se localiza en la cordillera de Nahuelbuta, que corresponde a una sección de la cordillera de la Costa de Chile y que se extiende entre los 37°43' S y 73°02' O. En este bosque templado, se presenta *Campephilus magellanicus* King 1828, especie de avifauna, normalmente conocida como "carpintero negro" o "carpintero gigante" y que también habita en bosques andinos patagónicos de Chile y Argentina. El objeto estudio de esta tesis, es *C. magellanicus*, dentro del bosque templado de la cordillera de Nahuelbuta. En la presente investigación, se describe el estado del conocimiento de *C. magellanicus* en Chile. Se caracteriza el hábitat de alimentación de *C. magellanicus* en la cordillera de Nahuelbuta, tanto a nivel de ecosistema como de paisaje. Se identifican y analizan las variables del hábitat de alimentación de *C. magellanicus* para permitir generar bases científicas para una gestión forestal sustentable de este tipo de hábitat. Para llevar a cabo las anteriores acciones ha sido necesario, definir el hábitat de alimentación de *C. magellanicus* en ecosistemas forestales del Parque Nacional Nahuelbuta. También ha sido necesario modelar a nivel de paisaje la distribución potencial de *C. magellanicus* en esta cordillera, para posteriormente generar bases científicas para conciliar la producción forestal y la conservación de *C. magellanicus* en la Cordillera de Nahuelbuta.

A lo largo de la tesis doctoral se ha generado una gran cantidad de información científica que se encuentra en proceso de elaboración de trabajos de investigación destinados a revistas de reconocido prestigio internacional. Un ejemplo de lo anterior se relaciona con la publicación "*Hábitat de alimentación del carpintero negro (Campephilus magellanicus) en ecosistemas forestales del parque nacional Nahuelbuta, región de La Araucanía, Chile*", publicada por el doctorando en la revista científica "*Bosque*", de 2016, volumen 37; páginas: 347 a 358 que se encuentra indexada en el Journal of Citation Report (JCR).

Por todo ello, se autoriza la presentación de la tesis doctoral.

Córdoba, 22 de marzo de 2017

  
Fdo. Miguel Ángel Herrera Machuca



# **UNIVERSIDAD DE CÓRDOBA**

Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica y de Montes

Departamento de Ingeniería Forestal

## **Generación de antecedentes científicos clave para un manejo forestal orientado a la conservación del Carpintero Negro (*Campephilus magellanicus*) en la Cordillera de Nahuelbuta (Chile)**

Tesis Doctoral presentada por Alejandro Espinosa Sepúlveda, para optar al grado de Doctor por la Universidad de Córdoba.

**El Doctorando:**

**Fdo. Alejandro Espinosa Sepúlveda**

Marzo 2017  
Córdoba-España



Miguel Ángel Herrera Machuca, Profesor Titular del Departamento de Ingeniería Forestal de la Universidad de Córdoba.

AUTORIZA a D. Alejandro Ramón Espinosa Sepúlveda, Ingeniero Forestal, para la presentación del trabajo que con el título **“Generación de antecedentes científicos clave para un manejo forestal orientado a la conservación del Carpintero Negro (*Campephilus magellanicus*) en la Cordillera de Nahuelbuta (Chile)”** ha sido realizado bajo su dirección como Tesis para optar al grado de Doctor por la Universidad de Córdoba.

**Córdoba, Marzo de 2017**

Fdo. Miguel Ángel Herrera Machuca

.....





*A Teresa, mi querida esposa*

*A mis hermanos, sobrinos y cuñados*

*A la memoria de mis queridos padres y suegra*



# Agradecimientos

Quiero expresar mis agradecimientos y gratitud a las personas e instituciones que me permitieron desarrollar esta investigación:

En primer lugar, a mi querida esposa, Teresa, por estar siempre al lado mío, alentándome en todo momento, en este largo e importante proceso, el que, gracias a ella, llega a su fin.

A mis hermanos, sobrinos y cuñados, por alentarme desde la distancia para perseverar hasta lograr el objetivo.

A la Universidad de Córdoba, España, Programa de Recursos Naturales y Gestión Sostenible, por haberme permitido realizar mis estudios de post grado en esa prestigiosa Casa de Estudios, brindándome en todo momento las facilidades institucionales para el logro de dicho cometido.

A mi director de tesis doctoral, Dr. Miguel Ángel Herrera Machuca, quien siempre me apoyó en la realización de esta investigación y escritura del texto de esta tesis. Sus certeros consejos, sabia guía y apoyo en momentos fundamentales me permitieron finalizar este gran desafío.

A la Universidad de La Frontera, institución a la cual pertenezco y que me brindó todas las facilidades para que dentro de mis actividades normales de académico de la Facultad de Ciencias Agropecuarias y Forestales, pudiese realizar mis estudios y generar la presente tesis.

Al Sr. Decano de la Facultad de Ciencias Agropecuarias y Forestales de la Universidad de La Frontera, Sr. Rodolfo Pihan Soriano, por el incondicional apoyo brindado a lo largo de todo mi trabajo doctoral.

Al Vicerrector de Investigación y Postgrado y al Director de Posgrado de la Universidad de La Frontera, Sres. Sr. Eduardo Hebel Weiss y Juan Carlos Parra Aravena, respectivamente, por el apoyo económico prestado, lo cual ayudó a financiar partes de los costos de traslado y estadía en España.



A mis estimados colegas de la Facultad de Ciencias Agropecuarias y Forestales de la Universidad de La Frontera, Sres. Mauricio Reyes Schencke, Zoia Neira Ceballos, Rolando Demanet Filippi, Ramón Rebolledo Ranz y Rubén Carrillo López, por su infinita paciencia y buena voluntad a toda prueba, gracias a lo cual salí airoso en innumerables escollos académicos y logísticos.

A los Sres. Juan Ramón Molina Martínez, Rafael Sánchez de la Cuesta y Mari Carmen García Ortiz, del Departamento de Ingeniería Forestal de la Universidad de Córdoba, por su amistad y decisivo apoyo que me brindaron durante la última etapa de preparación de la tesis

Al estimado Sr. Héctor Sandoval Bastida, colega y estudiante tesista de pre y postgrado, quien me brindó una gran ayuda en la generación de la cartografía SIG de la presente tesis, así como también en el análisis usando el modelo Maxent.

A la empresa Forestal Arauco S.A., la cual permitió utilizar información institucional referida a las "Áreas de Alto Valor de Conservación" (AAVC) de su propiedad.

Al Sr. Cristián Monsalve, Encargado de Informática de la Facultad de Ciencias Agropecuarias y Forestales de la Universidad de La frontera, por su inestimable ayuda a lo largo de todo mi proceso de formación.

A mis estimados nuevos amigos de la Universidad de Córdoba, José Ramón, Pilar, Maite, Lizardo, Jesús, Juan Antonio y José, quienes se transformaron en mi familia sustituta durante mi estadía en Córdoba.

Y a todas las personas que de alguna u otra forma me ayudaron en momentos clave para propiciar el avance del trabajo de tesis.

# Índice

	<b>Página</b>
<b>Capítulo I. Introducción al tema de estudio</b> .....	1
1.1.- Contexto ecológico.....	3
1.2.- Los bosques templados de la cordillera de Nahuelbuta.....	4
1.3.- La cordillera de Nahuelbuta.....	5
1.4.- Régimen de propiedad de los bosques templados en la cordillera de Nahuelbuta.....	8
1.5.- Interés del presente estudio.....	10
1.6.- Hipótesis de trabajo.....	13
1.7.- Escenario ecológico objeto de Investigación.....	13
1.8.- Objetivos de la investigación.....	13
1.9.- Objetivos Operacionales.....	13
1.10.- Material y Método.....	14
1.10.1.- Área de Estudio.....	14
1.10.2.- Método.....	15
1.10.3.- Estructura de la Tesis.....	16
Bibliografía.....	17
<b>Capítulo II. Estado del conocimiento actual del Carpintero Negro (<i>Campephilus magellanicus</i> King 1828) (Aves: <i>Picidae</i>)</b> .....	25
2.1.- Introducción.....	27
2.2.- Objetivos.....	29
2.3.- Método.....	29
2.4.- Generalidades.....	30
2.4.1.- Distribución natural de las especies de carpinteros a nivel mundial...	30
2.4.2.- Taxonomía de <i>C. magellanicus</i> .....	31
2.4.3.- La familia <i>Picidae</i> .....	32
2.4.4.- El género <i>Campephilus</i> .....	33
2.4.5.- Origen.....	35
2.4.6.- Rasgos evolutivos.....	36

2.4.7.- Especies de carpinteros en Chile.....	37
2.4.8.- Distribución natural y estado de conservación.....	42
2.4.8.1.- Distribución natural pasada.....	42
2.4.8.2.- Distribución natural actual.....	42
2.4.8.3.- Estado de conservación.....	45
2.5.- Historia de vida de <i>C. magellanicus</i> .....	46
2.5.1.- Especializaciones morfológicas y funcionales.....	46
2.5.2.- Dimorfismo sexual.....	50
2.5.3.- Longevidad.....	54
2.6.- Ecología de la Reproducción.....	54
2.6.1.- Comportamiento reproductivo.....	54
2.6.2.- Nido.....	56
2.6.3.- Dormideros.....	60
2.6.4.- Incubación.....	61
2.6.5.- Crianza de polluelos.....	61
2.7.- Importancia ecológica de <i>C. magellanicus</i> .....	62
2.7.1.- Conformación de gremios de avifauna del bosque.....	63
2.7.2.- <i>C. magellanicus</i> como subrogante de biodiversidad de avifauna en bosques.....	69
2.8.- Alimentación.....	69
2.8.1.- Diferencias morfológicas y de comportamiento alimentario entre sexos.....	72
2.8.2.- Elección de árboles para forrajear.....	73
2.9.- Comportamiento y conducta social.....	75
2.9.1.- Comunicación entre individuos (vocalizaciones y sonidos).....	76
2.9.2.- Estructura de los grupos familiares y defensa del territorio.....	77
2.10.- Parámetros poblacionales.....	79
2.10.1.- Densidad.....	79
2.10.2.- Abundancia.....	81
2.10.3.- Riqueza de especies.....	85
2.11.- Hábitat.....	86

2.11.1.- Concepto de hábitat y nicho ecológico.....	86
2.11.2.- Requerimientos de microhábitat (la cavidad).....	87
2.11.3.- Requerimientos de hábitat local (árbol-cavidad).....	89
2.11.4.- Requerimientos de hábitat (bosque).....	91
2.11.5.- Requerimientos de mesohábitat (paisaje).....	93
2.11.6.- Requerimientos de hábitat a diferentes escalas.....	100
2.11.7.- Hábitat de nidificación o cría.....	101
2.11.8.- Causales de disminución de su hábitat y grado de sensibilidad a las alteraciones.....	103
2.12. – Ámbito de Hogar.....	106
2.13.- Otras temáticas.....	108
2.13.1.- Depredadores.....	108
2.13.2.- Relación entre <i>C. magellanicus</i> con castoreras y humedales.....	109
2.13.3.- Acercamiento de <i>C. magellanicus</i> a caminos y centros poblados....	110
2.14.- Relación entre silvicultura, manejo de bosques y <i>C. magellanicus</i> .....	111
2.14.1.- Generalidades.....	111
2.14.2.- El caso de Chile y Argentina.....	113
2.14.3.- Otros países.....	117
2.15.- El manejo Forestal Sustentable.....	121
2.15.1.- Origen y contexto.....	121
2.15.2.- Certificaciones forestales aplicables en Chile.....	123
2.15.2.1.- Certificación CERTFOR.....	123
2.15.3.2.- Forest Stewardship Council (FSC).....	124
2.15.3.- La certificación forestal y la conservación de la biodiversidad.....	125
2.16.- Investigaciones sobre <i>C. magellanicus</i> (síntesis).....	126
Bibliografía.....	128



<b>Capítulo III.- Hábitat de alimentación del Carpintero Negro (<i>Campephilus magellanicus</i>) en ecosistemas forestales del Parque Nacional Nahuelbuta, región de La Araucanía, Chile.....</b>	<b>145</b>
Resumen.....	147
3.1.- Introducción.....	148
3.2.- Material y Método.....	150
3.2.1.- Área de estudio.....	150
3.2.2.- Método de muestreo.....	150
3.2.3.- Presencia de avifauna.....	150
3.2.4.- Atributos del ecosistema boscoso.....	152
3.2.5.- Análisis estadístico.....	153
3.3.- Resultados.....	154
3.3.1.- Caracterización estructural de los bosques en que está presente <i>C. magellanicus</i> .....	154
3.3.1.1- Bosque de coigüe-araucaria.....	154
3.3.1.2.- Bosque de coigüe-araucaria-lenga.....	155
3.3.1.3.- Bosque de coigüe.....	156
3.3.1.4.- Bosque de ñirre.....	156
3.3.2.- Caracterización de la población de <i>C. magellanicus</i> y su ensamble avifaunístico.....	157
3.3.3.- Relación entre la composición y estructura de los bosques y presencia de <i>C. magellanicus</i> .....	161
3.3.4.- Descripción del hábitat de alimentación ocupado por <i>C. magellanicus</i> en el Parque Nacional Nahuelbuta.....	162
3.4.- Discusión.....	164
3.5.- Conclusiones.....	169
Bibliografía.....	170

<b>Capítulo IV. Prediciendo la adecuación del hábitat de Carpintero Negro (<i>Campephilus magellanicus</i> King 1828) mediante un modelo de distribución de especies en paisajes de bosque templado de la cordillera de Nahuelbuta (región de La Araucanía, Chile).....</b>	
Resumen.....	177
4.1.- Introducción.....	178
4.2.- Material y Métodos.....	182
4.2.1.- Área de Estudio.....	182
4.2.2.- Método.....	184
4.2.2.1.- El Modelo Maxent.....	184
4.2.2.2.- Datos de ocurrencia.....	185
4.2.2.3.- Variables predictoras analizadas para ser utilizadas por Maxent....	186
4.2.2.4.- Creación de variables.....	188
4.2.2.5.- Análisis de las variables.....	194
4.3.- Resultados.....	195
4.3.1- Puntos de ocurrencia de <i>C. magellanicus</i> .....	195
4.3.2- Análisis de las variables Maxent.....	197
4.3.3- Análisis de contribución de las variables en el modelo de distribución potencial de <i>C. magellanicus</i> en el paisaje del bosque templado en la cordillera de Nahuelbuta.....	201
4.3.4- Prediciendo la adecuación del hábitat de <i>C. magellanicus</i> mediante curvas de respuesta.....	205
4.3.5- Modelo de distribución potencial de <i>C. magellanicus</i> en el bosque templado de la cordillera de Nahuelbuta mediante Maxent.....	211
4.4.- Discusión.....	215
4.5.- Conclusiones.....	218
Bibliografía.....	220
<b>Capítulo V. Nuevo registro sobre el hábitat de alimentación de Carpintero Negro (<i>Campephilus magellanicus</i> King 1828) en la región de Los Lagos, Chile (capítulo satélite).....</b>	<b>229</b>
Resumen.....	231
5.1.- Introducción.....	231

5.2.- Observaciones.....	233
5.3.- Discusión.....	236
5.4.- Conclusiones.....	239
Bibliografía.....	240
<b>Capítulo VI. Conclusiones Generales.....</b>	<b>245</b>
Conclusiones generales.....	247

<b>Índice de Figuras</b>	<b>Página</b>
Figura 1.1. El Bosque Templado Lluvioso en el mundo y la Ecorregión Valdiviana.....	3
Figura 1.2. Diagrama ombrotérmico de la cordillera de Nahuelbuta correspondientes a las localidades de Angol y Contulmo.....	7
Figura 1.3. Área de Estudio.....	14
Figura 2.1. Relación existente entre Reinos Biogeográficos, Biomas y Ecorregiones.....	27
Figura 2.2. Distribución mundial de las especies de carpinteros.....	30
Figura 2.3. Distribución natural de las once especies de carpinteros pertenecientes al género <i>Campephilus</i> .....	34
Figura 2.4. Árbol filogenético de las especies de carpintero.....	36
Figura 2.5. Aspecto general de las dos especies de carpintero presentes en Chile.....	38
Figura 2.6. Distribución natural de <i>C. magellanicus</i> en Chile y Argentina.....	43
Figura 2.7. Distribución natural de <i>C. magellanicus</i> versus especies del género <i>Nothofagus</i> en Chile.....	44
Figura 2.8. Postura erguida de <i>C. magellanicus</i> .....	47
Figura 2.9. Esquema de un pie zigodáctilo.....	44
Figura 2.10. Cráneo engrosado (abajo) y aparato hioideo (arriba).....	48
Figura 2.11. Aspecto de la lengua de <i>C. magellanicus</i> .....	49
Figura 2.12. Distintas formas de anclaje y configuración del hioides y representación del funcionamiento de la lengua de <i>C. magellanicus</i> .....	50
Figura 2.13. Marcado dimorfismo sexual de <i>C. magellanicus</i> .....	51
Figura 2.14. Bocetos esquemáticos que muestran las diferencias en los patrones de color de la cabeza de los adultos (derecha) y juvenil (de izquierda centro) de <i>C. magellanicus</i> .....	53
Figura 2.15. Morfología típica de un nido de <i>C. magellanicus</i> .....	57

Figura 2.16. Estructura hipotética ideal de una trama de nidos a nivel de gremio de especies de avifauna del bosque.....	65
Figura 2.17. Red hipotética de nidos para el bosque templado de Chile.....	67
Figura 2.18. Dieta de las especies de la familia <i>Picidae</i> basada en el porcentaje del total de especies que poseen cada uno de los tipos de alimentación.....	70
Figura 2.19. <i>C. magellanicus</i> extrayendo una larva de <i>Nothofagus sp.</i> .....	71
Figura 2.20. Relaciones de abundancia del ensamble de aves terrestres diurnas en bosques costeros del centro y sur de Chile.....	82
Figura 2.21. Mapa de adecuación de hábitat para <i>C. magellanicus</i> en el parque natural Karukinka y alrededores.....	95
Figura 2.22. Relación de variables de hábitat, requisitos de vida y tipo de cobertura.....	97
Figura 3.1. Localización geográfica del área de estudio dentro del Parque Nacional Nahuelbuta.....	152
Figura 4.1. Área de Estudio.....	183
Figura 4.2. Tasas de omisión y área predicha para el modelo de distribución potencial generado por Maxent para la especie <i>C. magellanicus</i> .	197
Figura 4.3. Curva ROC generado por Maxent, para el modelo de la distribución potencial de <i>C. magellanicus</i> .....	199
Figura 4.4. Prueba de Jackknife para datos de entrenamiento del modelo (75%).....	204
Figura 4.5. Prueba de Jackknife para datos de prueba del modelo (25%).....	205
Figura 4.6. Respuesta de <i>C. magellanicus</i> a la variable <i>V_araucaria_sp123</i> ....	205
Figura 4.7. Respuesta de <i>C. magellanicus</i> a la variable <i>V_bcoigue68_recl</i> .....	205
Figura 4.8. Respuesta de <i>C. magellanicus</i> a la variable <i>V_bioclim12</i> .....	206
Figura 4.9. Respuesta de <i>C. magellanicus</i> a la variable <i>V_bioclim6</i> .....	206
Figura 4.10. Respuesta de <i>C. magellanicus</i> a la variable <i>V_coigüe_sp123</i> .....	206
Figura 4.11. Respuesta de <i>C. magellanicus</i> a la variable <i>nirre_123</i> .....	206
Figura 4.12. Respuesta de <i>C. magellanicus</i> a la variable <i>V_uso_actual</i> .....	206

Figura 4.13. Respuesta de <i>C. magellanicus</i> a la variable V_dist_plant.....	206
Figura 4.14. Respuesta de <i>C. magellanicus</i> a la variable V_araucaria_sp123..	208
Figura 4.15. Respuesta de <i>C. magellanicus</i> a la variable V_bcoigue68_recl9..	208
Figura 4.16. Respuesta de <i>C. magellanicus</i> a la variable V_bioclim12.....	208
Figura 4.17. Respuesta de <i>C. magellanicus</i> a la variable V_bioclim6.....	208
Figura 4.18. Respuesta de <i>C. magellanicus</i> a la variable V_coigüe_sp123.....	208
Figura 4.19. Respuesta de <i>C. magellanicus</i> a la variable nirre_123.....	208
Figura 4.20. Respuesta de <i>C. magellanicus</i> a la variable V_uso_actual.....	209
Figura 4.21. Respuesta de <i>C. magellanicus</i> a la variable V_dist_plant.....	209
Figura 4.22. Mapa de distribución potencial y puntos de ocurrencia de <i>C. magellanicus</i> en el bosque templado de la cordillera de Nahuelbuta.....	112
Figura 5.1. Ubicación geográfica del registro.....	233
Figura 5.2. Grado de desarrollo en altura y diámetro árboles de manzano.....	234
Figura 5.3. Conformación del paisaje en el área del registro.....	235
Figura 5.4. Individuos adultos de <i>C. magellanicus</i> macho (a) y hembra (b) alimentándose de larvas de <i>Chilecomadia sp</i> en árboles de manzano.....	236

<b>Índice de Tablas</b>	<b>Página</b>
Tabla 2.1. Comparación entre las cuatro especies de carpintero presentes en Chile.....	39
Tabla 2.2. Medidas morfométricas de adultos machos y hembras de <i>C. magellanicus</i> .....	51
Tabla 2.3. Traslapo entre sexos del culmen expuesto en tres especies de <i>Campephilus</i> .....	52
Tabla 2.4. Especies arbóreas utilizadas por <i>C. magellanicus</i> para hacer nidos.....	58
Tabla 2.5. Valores promedio de variables morfométricas determinadas en cavidades nido y dormitorio de <i>C. magellanicus</i> .....	60
Tabla 2.6. Estructura de las presas capturadas por <i>C. magellanicus</i> , segregadas por sexo.....	73
Tabla 2.7. Estimación de la densidad poblacional de <i>C. magellanicus</i> por tipo de bosque y ubicación geográfica.....	80
Tabla 2.8. Medidas dendrométricas de árboles cavidad del género <i>Nothofagus</i> , registrados en zona sur y austral de Chile y Argentina.....	91
Tabla 2.9. Relaciones del Modelo de Adecuación de Hábitat.....	97
Tabla 2.10. Sensibilidad esperada de diferentes grupos taxonómicos de animales especialistas de bosque ante cambios estructurales y florísticos de los bosques nativos del sur de sudamérica.....	105
Tabla 2.11. Sinopsis comparativa estudios relacionados con <i>C. magellanicus</i> .	127
Tabla 3.1. Composición y estructura de la vegetación en los cuatro ecosistemas estudiados.....	154
Tabla 3.2. Número de individuos (N) y abundancia relativa (AB%) por especie. Parque Nacional Nahuelbuta (primavera 2008).....	158

Tabla 3.3. Número de individuos (N) y abundancia relativa (AB%) por especie. Parque Nacional Nahuelbuta (verano de 2009).....	159
Tabla 3.4. Variación estacional de los parámetros poblacionales de <i>C. magellanicus</i> en distintos ecosistemas forestales del Parque Nacional Nahuelbuta.....	160
Tabla 3.5. Parámetros poblacionales de la avifauna registrada en el estudio, desglosada por tipo de ecosistema y estación del año.....	161
Tabla 3.6. Parámetros poblacionales y comunitarios promedio del ensamble de avifauna por tipo de ecosistema y estación del año.....	162
Tabla 3.7. Variables relacionadas con la presencia de <i>C. magellanicus</i> en el Parque Nacional Nahuelbuta.....	163
Tabla 4.1. Ejemplo de publicaciones que aplican Maxent, mostrando variación en objetivo, tipo de organismo y superficie.....	180
Tabla 4.2. Variables predictoras utilizadas en el modelo Maxent.....	187
Tabla 4.3. Valores reclasificados de exposición.....	189
Tabla 4.4. Codificación de las categorías de uso y cobertura del suelo.....	191
Tabla 4.5. Reclasificación de la superficie en rangos y sus valores.....	193
Tabla 4.6. Parámetros utilizados para correr el software Maxent.....	195
Tabla 4.7. Puntos de ocurrencia sin autocorrelación de <i>C. magellanicus</i> al interior del bosque templado de la cordillera de Nahuelbuta que fueron utilizados para el modelaje con Maxent.....	196
Tabla 4.8. Matriz que utiliza Maxent para generar la los valores de sensibilidad versus especificidad.....	201
Tabla 4.9. Contribución de información de las variables al modelo de distribución potencial de <i>C. magellanicus</i> .....	202
Tabla 4.10. Equivalencia de los rangos de probabilidad de distribución en superficie probable (hectáreas y porcentaje).....	213



# **Capítulo I**

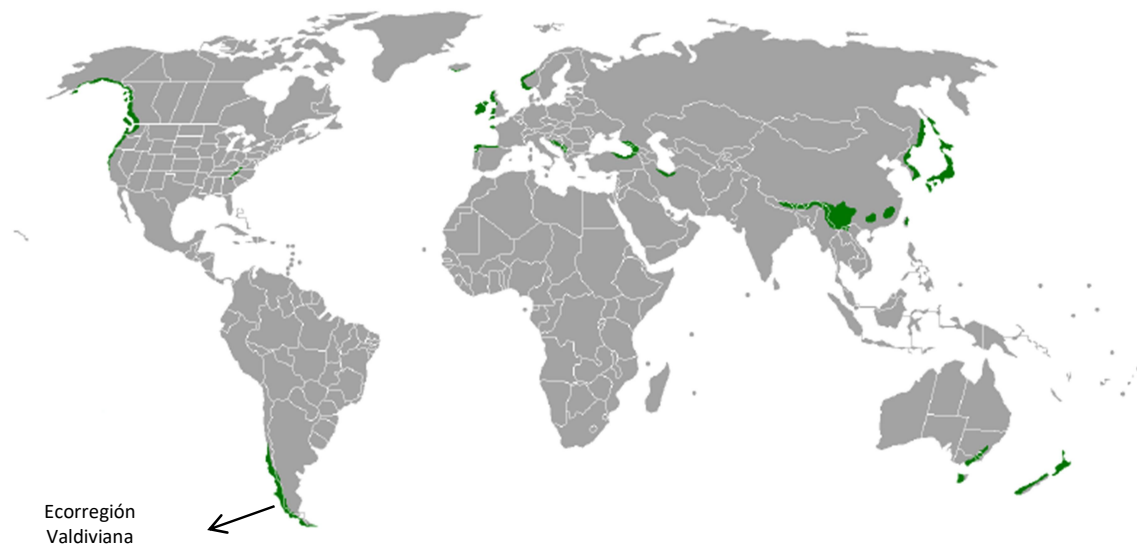
## ***Introducción al tema de estudio***



## Capítulo I. Introducción al tema de estudio

### 1.1.- Contexto ecológico

En las brumosas montañas del sur de Chile, dentro de la denominada “Ecorregión Valdiviana”, se encuentra el único bosque templado lluvioso de sudamérica y el tercero más grande del mundo, aunque es el segundo mayor bloque de bosques templados de gran extensión e integridad ecológica que queda en el planeta, solo superado por el bosque templado lluvioso de la costa oeste de América del Norte (Alaback, 1991) (Figura 1.1).



**Figura 1.1.** El Bosque Templado Lluvioso en el mundo y la Ecorregión Valdiviana  
**Fuente:** Alaback (1991)

La Ecorregión Valdiviana se extiende en Chile desde Maule ( $35^{\circ}$  S) hasta Magallanes ( $56^{\circ}$  S) y una pequeña fracción en Argentina. El Fondo Mundial para la Naturaleza (World Wildlife Fund, WWF) la identificó como una ecorregión prioritaria para la conservación a nivel mundial (Olson *et al.*, 2001; Wolodarsky-Franke y Díaz, 2011). Este reconocimiento está directamente relacionado con el alto grado de endemismo de la Ecorregión Valdiviana, con unas 1.500 especies de plantas vasculares endémicas (0,5% mundial) y una alta proporción de especies de vertebrados endémicos: 29 anfibios, 27 reptiles, 12 aves y 148 mamíferos (Myers *et al.*, 2000; Mittermeier *et al.*, 2004; Arroyo *et al.*, 2004).

## 1.2.- Los bosques templados de la cordillera de Nahuelbuta

Al interior de la Ecorregión Valdiviana, los bosques templados de la cordillera de Nahuelbuta, son reconocidos a nivel internacional, como uno de los ecosistemas que posee uno de los más altos niveles de endemismo, sobre todo de herpetofauna (Ortiz *et al.*, 1989; Ortiz e Ibarra-Vidal, 2005), insectos (Jerez, 2005) y crustáceos (Jara, 1983; Jara, 2005). Este alto endemismo se explica porque durante la época de la última glaciación pleistocénica, conocida en Chile como “glaciación Llanquihue” (ocurrida unos 20.500-14.000 años antes del presente) esta cordillera fue refugio para especies de flora y fauna, muchas de las cuales, en el proceso de desglaciación posterior quedaron “atrapadas” allí (Veit y Garleff, 1995). Paradojalmente, la cordillera de Nahuelbuta es hoy justamente una de las zonas más devastadas por el impacto humano, con irreparables consecuencias sobre la biodiversidad (Armesto *et al.*, 1994).

Desde el punto de vista de la dinámica sucesional, los bosques templados de la cordillera de Nahuelbuta son antiguos y están próximos a una condición de estabilidad (steady state), con predominio de especies arbóreas tolerantes a la sombra y con una regeneración natural que se establece lentamente bajo el dosel principal. Esta condición se explica como producto de la ausencia de perturbaciones de tipo catastrófico, régimen en el cual la regeneración de especies intolerantes a la sombra ocurre en sitios que se han abierto debido a la caída de uno o pocos árboles viejos. En contraste, los bosques de la cordillera de los Andes están dominados por especies intolerantes y están establecidos en ambientes sujetos a perturbaciones masivas, como vulcanismo o grandes deslizamientos de tierra desencadenados por sismos, por ejemplo (Veblen *et al.*, 1981).

El bosque templado de la cordillera de Nahuelbuta es uno de los ecosistemas menos protegidos de la Ecorregión Valdiviana, pues se encuentra en la actualidad muy artificializado, debido a la sustitución masiva de sus bosques originales por plantaciones forestales.

En efecto, los bosques originales fueron sustituidos en grandes superficies por plantaciones de especies forestales exóticas, como el pino insigne (*Pinus radiata* D. Don) y el eucalipto (*Eucalyptus globulus* Labill.), cuya producción está destinada al mercado mundial de productos forestales. Este proceso descrito fue el resultado directo de la aplicación abusiva del Decreto Ley 701 (República de Chile, 1974) y sus reglamentos, cuyo objetivo fue impulsar el desarrollo forestal de Chile. En parte, dicha situación de sustitución indiscriminada del bosque nativo por plantaciones artificiales fue mejorada gracias a la aprobación de la Ley 20.283 sobre Recuperación del Bosque Nativo y Fomento Forestal y sus reglamentos (República de Chile, 2008).

### **1.3.- La cordillera de Nahuelbuta**

La cordillera de Nahuelbuta (en mapudungun: nawelfütra, "jaguar grande", corresponde a una sección de la cordillera de la Costa de Chile que se extiende entre el río Biobío (región del Biobío) y el río Imperial (región de La Araucanía) y que sirve de frontera natural entre ambas regiones. Desde el punto de vista geográfico, el punto medio de la cordillera de Nahuelbuta se ubica en los 37°43' S y 73°02' O. Puede definirse, en su conjunto, como un gran bloque solevantado, macizo y compacto, compuesto por viejas rocas metamórficas y graníticas, de edad paleozoica o precámbrica, con gran significado geotectónico en todo Chile meridional (Veit y Garlef, 1995). Tiene una superficie total de aproximadamente unas 514.408,76 ha, una longitud de 175 km en sentido norte-sur y un ancho máximo de 50 km en sentido este-oeste, entre Cañete y Angol. Presenta un estrangulamiento provocado por la falla de Lumaco entre las localidades de Purén y Contulmo. Al norte de esta estrechez, la cordillera de Nahuelbuta se presenta como un bloque solevantado a altitudes mayores de 1.400 m.s.n.m., de aspecto macizo, compacto, casi sin disecciones fluviales y con las mayores altitudes (1.448 m, cerro Pichi Nahuel y 1.472 m, cerro Nahuel, ambos ubicados al interior del Parque Nacional Nahuelbuta).

Al sur del estrechamiento, la cordillera de Nahuelbuta es maciza, pero menos compacta y más disectada por los ríos, formando cordones de diversas altitudes y perdiendo el carácter de bloque, con la mayor parte de sus cumbres menores a 1.000 m (IGM, 1985).

Desde el punto de vista geológico, la cordillera de Nahuelbuta tiene una antigüedad de 570 millones de años, por lo que pertenece al período Cámbrico, más allá del período Carbonífero, cuya evidencia se manifiesta en la capa subterránea de carbón de piedra que posee la provincia de Arauco. Por lo tanto, la cordillera de Nahuelbuta es 370 millones de años más antigua que las cordilleras de los Andes, Alpes e Himalaya. Se puede decir entonces que la cordillera de Nahuelbuta es “la madre de las cordilleras”. Cuando existía Nahuelbuta en este rincón del mundo, el resto de Chile y el cono sur de América era un amplio mar, como lo evidencian los fósiles marinos de unos 200 millones de años de antigüedad que se encuentran en las cumbres más altas de la cordillera de los Andes (Veit y Garleff, 1995).

Los suelos de la cordillera de Nahuelbuta se derivan de rocas graníticas y material metamórfico y pertenecen a la serie denominada Nahuelbuta, la que se ha desarrollado sobre una topografía de cerros (Montaldo, 1974). Son suelos delgados a moderadamente profundos (15-180 cm), limoso-arcillosos a arcillosos en profundidad, extremadamente ácidos (pH 3-3,5), moderados a altos niveles de erodabilidad, de color pardo-grisáceo oscuro a pardo amarillento oscuro, de texturas finas y un drenaje excesivo (IREN-CORFO, 1964) y deficientes en algunos nutrientes (Donoso *et al.*, 2008). Los suelos de la cordillera de Nahuelbuta se clasifican como Ultisoles, o sea, un suelo generado en clima con superávit de precipitaciones, pero siempre con una estación seca a parcialmente seca (IGM, 1985). La cordillera de Nahuelbuta constituye una barrera orográfica, producto de lo cual se establecen condiciones climáticas distintas a ambos lados de la cordillera, con una fuerte incidencia de las precipitaciones orográficas en su vertiente occidental, en comparación a la vertiente oriental.

Este fenómeno origina la existencia de dos macroclimas: el clima mediterráneo (Luebert y Pliscoff, 2005) o mediterráneo cálido y subhúmedo (Di Castri y Hajek, 1976) en su vertiente oriental y parte norte, y el clima templado húmedo (Luebert y Pliscoff, 2005) o templado húmedo y lluvioso (Di Castri y Hajek, 1976) en su vertiente occidental y parte sur.

En la Figura 1.2 a) y b) se entregan los diagramas ombrotérmicos de las ciudades de Angol y Contulmo, respectivamente, ambas representativas de la parte central de la cordillera de Nahuelbuta. En ellos se refleja la existencia de este gradiente de humedad, por cuanto atraviesan la cordillera de Nahuelbuta en sentido este (Angol) a oeste (Contulmo) y explican la existencia de un período de déficit de humedad en la primera de estas localidades (Figura 1.2, a), o bien la inexistencia de éste (Figura 1.2, b). Las condiciones climáticas derivadas de esta variaciones latitudinales y de exposición, hacen que la temperatura promedio anual sea de unos 16,4°C y con temperaturas mínimas promedio de -1° en sus inviernos frescos y húmedos; y de 9° en sus veranos, cálidos y secos; y que la precipitación anual promedio sea entre 1.500 y 2.000 mm (González *et al.*, 2006; Moreira-Arce *et al.*, 2015).



**Figura 1.2.** Diagrama ombrotérmico de la cordillera de Nahuelbuta correspondientes a las localidades de Angol (a) y Contulmo (b)

**Fuente:** Di Castri y Hajek (1976)

En forma consecuente con las condiciones climáticas ya descritas, la vegetación es exuberante en sus cumbres y en sus laderas occidentales, que son las que enfrentan las masas de aire provenientes del mar.

Consecuentemente, la vegetación refleja el carácter zona de transición climática y biogeográfica, en la que se sobreponen dos tipos de vegetación: los bosques de hoja caduca y matorrales de la zona mediterránea (en las laderas orientales, más secas) y los bosques siempreverdes valdivianos (en las laderas occidentales, más húmedas). Esta condición de transición, sumado a la variedad climática y de ecosistemas ha favorecido el desarrollo de una alta biodiversidad (Armesto *et al.*, 1994).

La cordillera de Nahuelbuta es uno de los macizos montañosos costeros que ha jugado un papel clave en la historia de la vegetación chilena, debido al origen y antigüedad de su basamento geológico, así como también por su carácter de refugio climático, condición dada por la influencia oceánica que la mantuvo en gran medida libre de hielo durante las extensas eras glaciales del Cuaternario.

Es una de las zonas de la cordillera de la Costa que posee los más altos niveles de biodiversidad y endemismo, pero al mismo tiempo, las mayores alteraciones medioambientales y una muy escasa protección ecosistémica, con una disminución de un 45% de su cobertura boscosa original en los últimos siglos (Villagrán y Armesto, 1993).

#### **1.4.- Régimen de propiedad de los bosques templados en la cordillera de Nahuelbuta**

En la actualidad, la cordillera de Nahuelbuta conserva parte de su bosque nativo original, el que se encuentra bajo protección oficial al interior del Monumento Natural Contulmo (81,0 ha) y del Parque Nacional Nahuelbuta (6.832,0 ha), ambos integrantes del Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE), administrado por la Corporación Nacional Forestal (CONAF), dependiente del Ministerio de Agricultura. Además, también está oficialmente protegido al interior del Bien Nacional Protegido Villa Las Araucarias (11,41 ha), cuya administración traspasó el Ministerio de Bienes Nacionales a la Universidad de La Frontera, bajo la modalidad de concesión de uso gratuito.



Desde el punto de vista de la propiedad privada, dos grandes empresas forestales (Forestal Mininco S.A. y Bosques Arauco S.A.), poseen propiedades que están cubiertas con bosque templado en la cordillera de Nahuelbuta. Ambas empresas han obtenido recientemente certificaciones de manejo forestal sostenible, a través de diversos sistemas de acreditación, entre ellos FSC (Forest Stewardship Council) o PEFC (Pan European Forest Certification), los que poseen reconocimiento internacional. Para mantener dicha certificación, deben demostrar que mediante procesos consultivos y la generación de políticas y estándares, desarrollan un manejo responsable de sus bosques nativos y plantaciones forestales. En este contexto, deben identificar y gestionar con dicho fin las propiedades que contengan bosque nativo con valor ecológico, ambiental y cultural, denominados “Áreas de Alto Valor de Conservación” (AAVC) (<http://www.forestalmininco.cl>) (<http://www.arauco.cl>).

Las AAVC se pueden definir como “áreas de importancia excepcional y crítica, que contienen excepcionales valores sociales y ambientales, con una importancia crítica o significativa, tales como concentraciones de especies endémicas, fuentes únicas de agua o sitios sagrados para grupos ancestrales” (Forestal Mininco, 2015). Para mantener la certificación FSC, entre otros compromisos, este tipo de áreas deben ser manejadas por las empresas forestales con el objetivo de mantener o incrementar los valores identificados y declarados, lo cual debe ser demostrable mediante auditorías anuales y un proceso de reacreditación cada cinco años. En este contexto, al interior de la cordillera de Nahuelbuta, Forestal Mininco S.A. posee las AAVC denominadas Villa Las Araucarias (124,9 ha), Trongol (2.458,7 ha), Los Alpes (872,0 ha) y Piedra Santa (225,0 ha) (Forestal Mininco, 2015). Por su parte, la empresa Bosques Arauco S.A. posee las siguientes AAVC: Araucarias de Carahue (30,2 ha); Caramavida (20.587,0 ha) y Michay Rojo de Cuyinco Alto (94,0 ha).

Además de las propiedades anteriormente identificadas todas las cuales poseen algún grado de protección oficial, existen otros espacios privados, pertenecientes a personas naturales, que también se ubican en la cordillera de Nahuelbuta y que están cubiertos con bosques templados, los que deben ser manejados siguiendo

todas las normativas legales vigentes, como la Ley 19.300 del año 1994, conocida como Ley de Bases del Medioambiente (República de Chile, 1994) y su modificación del año 2010, Ley 20.417 (República de Chile, 2010). De igual forma, le son aplicables los preceptos contenidos en la Ley 20.283 del año 2008, sobre Recuperación del Bosque Nativo y Fomento Forestal (República de Chile, 2008). Toda esta normativa es aplicable a superficies cubiertas con bosque nativo y están orientadas a otorgarle protección, al mismo tiempo de permitir su manejo mediante el uso de técnicas de extracción adecuadas.

### **1.5.- Interés del presente estudio**

Es urgente estudiar los ecosistemas de bosque templado de la cordillera de Nahuelbuta, debido a que están siendo sometidos en la actualidad a fuertes procesos de fragmentación y empobrecimiento ecológico (Bennett, 2004).

Las consecuencias que generan dichos procesos son devastadoras, pues producen aislamiento y pérdida de conectividad entre las poblaciones de flora y fauna que habitan en fragmentos de bosque nativo, amenazando con ello la viabilidad y supervivencia de sus especies (Aguayo *et al.*, 2010), sobre todo de aquellas que son clave para el funcionamiento del ecosistema, como es el caso del Carpintero Negro (*Campephilus magellanicus* King, 1828) (Willson *et al.*, 1994; Willson y Armesto, 2004). De allí, entonces, surge el interés por estudiar los requerimientos de hábitat de esta especie de avifauna, clave para el funcionamiento de los ecosistemas de bosque templado de la cordillera de Nahuelbuta.

De acuerdo a las normas legales que son aplicables al bosque nativo (CONAF, 2015a; CONAF, 2015b; CONAF, 2015c), las prescripciones de manejo forestal de los bosques que pertenecen a los tipos forestales Roble-Raulí-Coigüe, Lenga y Siempreverde, todos ellos presentes en la cordillera de Nahuelbuta (Donoso, 1981), fomentan y permiten la corta de árboles que se encuentran en un mal estado sanitario.

El problema es que este tipo de árboles son, justamente, los que prefiere *C. magellanicus*, ya sea como hábitat de alimentación o nidificación (Rozzi *et al.*, 1995). Además, esas mismas prescripciones, tienen el efecto de bajar la cobertura y densidad del dosel principal y del sotobosque, que son factores que afectan también la calidad del hábitat de *C. magellanicus* (Díaz *et al.*, 2005).

Está plenamente establecido que la silvicultura que se aplica en la actualidad crea hábitats inadecuados para las distintas especies de pájaros carpinteros en el mundo, lo que provoca la disminución de sus poblaciones. Lo anterior es debido a la eliminación de árboles muertos y otros atributos estructurales de los bosques que conforman su hábitat (Czeszczewik y Walankiewicz, 2006). Por ejemplo, en Finlandia, de las siete especies que crían allí, cinco de ellas se encuentran actualmente con problemas de conservación o en la lista roja de las especies con problemas de conservación, en gran parte debido a las prácticas silviculturales que allí se desarrollan (Rassiet *et al.*, 2001).

Pese a la extraordinaria importancia que tiene *C. magellanicus* para asegurar la integridad ecológica de los ecosistemas forestales, hasta la fecha ninguna de las investigaciones científicas que han generado publicaciones respecto al caso de Chile integra conocimientos generados sobre una base comprensiva y con perspectivas de aplicación, siendo posible distinguir, por ejemplo, una total falta de conexión entre la información generada desde la ecología y la biología con aquella generada desde las ciencias forestales, existiendo una brecha del conocimiento que es importante remediar.

Por todo ello, el presente estudio plantea generar las bases científicas para conciliar un manejo orientado a la producción forestal con la conservación de la biodiversidad, enfocándose para este efecto en especies clave, como *C. magellanicus*. Con ello, además, se asegura el mantenimiento de servicios ecosistémicos asociados a la presencia de esta especie, como la una mayor biodiversidad faunística, mayor provisión de nichos para otras especies de fauna silvestre y el mantenimiento del estado sanitario de los bosques (vía control biológico natural), entre otros.

Es importante tender puentes entre el conocimiento proveniente de dos disciplinas científicas, como la ecología y las ciencias forestales, con el fin de buscar un equilibrio entre producción forestal y conservación de la biodiversidad a distintas escalas (a nivel de ecosistema o de paisaje). Este tipo de conocimiento beneficiaría a distintos tipos de propietarios, ya sea que se trate de bosques públicos, privados, o pertenecientes a alguna comunidad u ONG, que estuvieran interesados en manejar bosques para conservar vida silvestre, o bien para combinar ese objetivo con el de producción forestal.

En otros países del mundo, el amplio conocimiento que se tiene de las distintas especies de carpinteros ha permitido utilizarlas como indicadores de un manejo forestal sustentable y del grado de éxito en las labores de restauración ecológica de ecosistemas forestales (Sarasola *et al.*, 1999; Mikusinski *et al.*, 2001).

En el contexto señalado, la presente tesis doctoral propone crear una línea de base científica que ayude a conciliar el manejo forestal orientado a la producción y la conservación de la biodiversidad, efectuando con ello un aporte para el manejo forestal sustentable del bosque templado en la cordillera de Nahuelbuta.

### **1.6.- Hipótesis de trabajo**

En el bosque templado de la cordillera de Nahuelbuta, *C. magellanicus*, especie clave de avifauna, ocupa un hábitat característico, tanto a nivel de ecosistema como de paisaje, basado en el cual es posible generar bases científicas para un manejo que concilie la producción forestal con la conservación de la biodiversidad.

### **1.7.- Escenario ecológico objeto de Investigación**

El escenario de estudio de la presente tesis corresponde al bosque templado de la cordillera de Nahuelbuta, en cuyo interior se encuentra *C. magellanicus*, que es el objeto de investigación de la misma.

### **1.8.- Objetivos de investigación**

- 1.- Describir el estado del conocimiento actual de *C. magellanicus* en Chile.
- 2.- Caracterizar el hábitat de alimentación de *C. magellanicus* en la cordillera de Nahuelbuta, tanto a nivel de ecosistema como de paisaje.
- 3.- Identificar y analizar las variables del hábitat de alimentación de *C. magellanicus* que permiten generar bases científicas para un manejo forestal sustentable de los bosques templados de la cordillera de Nahuelbuta.

### **1.9.- Objetivos Operacionales**

- 1.- Definir el hábitat de alimentación de *C. magellanicus* en ecosistemas forestales del Parque Nacional Nahuelbuta.
- 2.- Modelar a nivel de paisaje el hábitat de alimentación de *C. magellanicus* en la cordillera de Nahuelbuta.
- 3.- Generar bases científicas para conciliar la producción forestal y la conservación de *C. magellanicus* en la cordillera de Nahuelbuta.

### **1.10.- Material y Método**

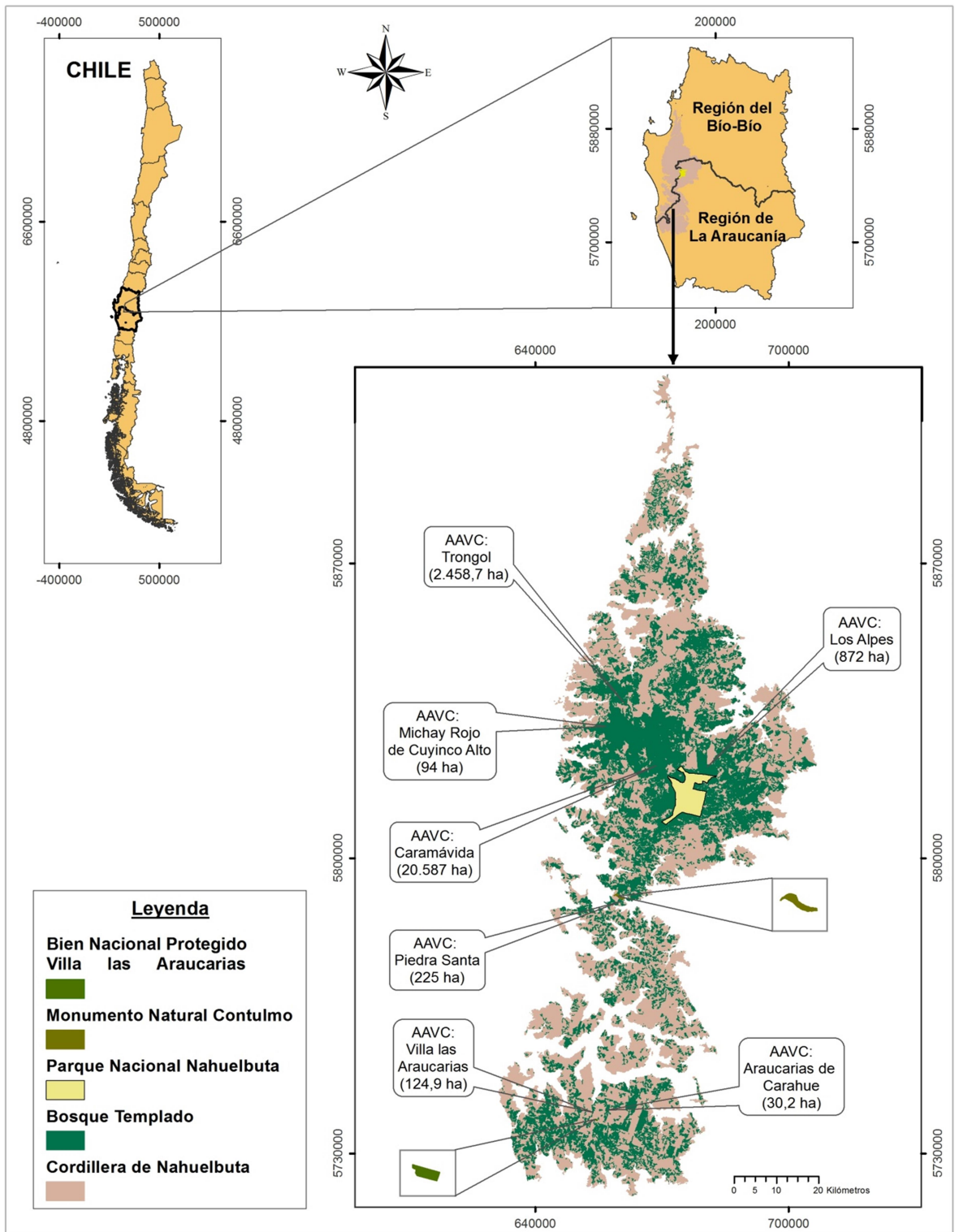
#### **1.10.1.- Área de Estudio**

Como se puede apreciar en la Figura 1.3, el área de estudio de la presente tesis contempla la totalidad de la cordillera de Nahuelbuta, cuya extensión es de 514.408,76 ha (5.144,08 km<sup>2</sup>), de las cuales 165.022 ha (1.650,22 km<sup>2</sup>) están cubiertas con bosque templado. En su interior, se ubican áreas que están bajo protección oficial o corresponden a categorías complementarias, como es el caso del Parque Nacional Nahuelbuta, el Monumento Natural Contulmo y el Bien Nacional Protegido Villa Las Araucarias. Además, se encuentran varias propiedades privadas que son Áreas de Alto Valor de Conservación.

### 1.10.2.- Método

En el contexto descrito, una primera dificultad metodológica debe ser abordada en forma objetiva: se trata de nada más ni nada menos que la definición de bosque, puesto que, como lo demuestran Sexton *et al.* (2015) y la Convención sobre la Diversidad Biológica (CBD, 2015), “la línea base esencial para el monitoreo de la cobertura de los bosques a nivel mundial sigue siendo incierta, a pesar de los rápidos avances tecnológicos y el consenso internacional para fijar objetivos de conservación a nivel de ecosistemas”. La razón principal que subyace a esta discrepancia es la ambigüedad en el término "bosque", por cuanto cada una de las más de 800 definiciones oficiales de bosque que existen en el mundo (FAO, 2002), todas las cuales pueden ser evaluadas mediante el uso de satélites, se basan en un criterio de porcentaje de la cobertura arbórea. Este criterio puede variar entre un 10% y un 30%, según la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (UNFCCC, 2002). Aplicando este rango de coberturas al primer mapa mundial de alta resolución, basado en el porcentaje de cobertura de copas (Sexton *et al.*, 2013), revela una discrepancia de  $19,3 \times 10^6$  km<sup>2</sup>, aproximadamente el 13% de la superficie terrestre de la Tierra.

Para resolver este problema, la presente tesis adoptará la definición legal de bosque que se aplica a Chile (República de Chile, 2008), combinada con la definición técnica que entrega FAO (2015), las que generan en conjunto una definición de bosque inequívoca y objetiva. Consecuentemente, bosque se define como “un sitio poblado con formaciones vegetales en las que predominan árboles y que ocupa una superficie de por lo menos 5.000 metros cuadrados, con un ancho mínimo de 40 metros, con cobertura de copa arbórea que supere el 10% de dicha superficie total en condiciones áridas y semiáridas y el 25% en circunstancias más favorables”



**Figura 1.3. Área de Estudio**  
Fuente: Elaboración propia

### **1.10.3.- Estructura de la Tesis**

Los trabajos de investigación que componen la presente tesis están estructurados a base de seis capítulos. En la Introducción (Capítulo I), de carácter contextual, se describe el problema a enfrentar, la importancia de abordarlo y los objetivos del estudio propuesto.

En el Capítulo II, se entrega el estado del arte en cuanto al conocimiento que actualmente se tiene acerca de *C. magellanicus* en Chile. En el Capítulo III, se entregan los resultados de una investigación inédita, relacionada con el hábitat de alimentación de *C. magellanicus* en ecosistemas forestales del Parque Nacional Nahuelbuta. En el Capítulo IV, se genera una caracterización del hábitat potencial de *C. magellanicus* a nivel de paisaje, al interior de la cordillera de Nahuelbuta. En el Capítulo V (capítulo satélite), se detallan antecedentes relacionados con un hallazgo que demuestra flexibilidad en el hábitat de alimentación de *C. magellanicus* en la región de Los Lagos, Chile.

El Capítulo VI contiene las conclusiones generales de la presente tesis doctoral, las cuales fueron generadas a base de una síntesis de los contenidos más relevantes de los capítulos anteriores. Los capítulos III, IV y V fueron redactados en formato de artículo científico y el capítulo III fue ya publicado en la Revista Bosque indizada como revista ISI.



## Bibliografía

- Aguayo, M.; Pauchard, A.; Azócar, G.; Parra, O.** 2009. Cambio del uso del suelo en el centro sur de Chile a fines del siglo XX. Entendiendo la dinámica espacial y temporal del paisaje. *Revista Chilena de Historia Natural*, 82: 361–374.
- Alaback, P.** 1991. Comparative ecology of temperate rainforests of the Americas along analogous climatic gradients. *Revista Chilena de Historia Natural*, 64: 399-412.
- Armesto, J.; Villagrán, C.; Donoso, C.** 1994. Desde la era glacial a la industrial. La historia del bosque templado chileno. *Ambiente y Desarrollo*, 10: 66-72.
- Armesto, J.; Aravena, J.C.; Villagrán, C.; Pérez, C.; Parker, G.** 1995. Bosques templados de la Cordillera de la Costa. In: Armesto, J., Villagrán, C., Arroyo, M. (Eds.). *Ecología de los bosques nativos de Chile*. Editorial Universitaria, Santiago, Chile, pp. 199–213.
- Arroyo, M.; Marquet, P.; Marticorena, C.; Simonetti, J.; Cavieres, L.; Squeo, F.; Rozzi, R.; Massardo, F.** 2008. El *hotspot* chileno, prioridad mundial para la conservación. In: Rovira, J., Ugarte, J., Stutzin, M. *Biodiversidad de Chile, Patrimonio y Desafíos*. Comisión Nacional del medio Ambiente (CONAMA). Santiago, Chile. pp. 90-94.
- Bennett A.** 2004. Enlazando Paisajes. El Papel de los corredores biológicos y la conectividad en la conservación de la vida silvestre. San José, Costa Rica. Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza. 276 p.
- CBD.** 2015. Strategic Plan for Biodiversity 2011\_2020. Secretariat of the Convention on Biological Diversity (CBD). <https://www.cbd.int/sp/targets>(disponible a noviembre de 2015).

- CONAF.** 2015a. Normas de manejo para Roble-Raulí-Coigüe, versión NRORACO-V01-R03.1-a. Corporación Nacional Forestal (CONAF). <http://www.conaf.cl/nuestros-bosques/bosque-nativo/formularios-para-planes-de-manejo> (disponible a noviembre de 2015).
- CONAF.** 2015b. Norma de manejo aplicable al tipo forestal Lengua. Corporación Nacional Forestal (CONAF). <http://www.conaf.cl/nuestros-bosques/bosque-nativo/formularios-para-planes-de-manejo/> (disponible a noviembre de 2015).
- CONAF,** 2015c. Norma de manejo aplicable al tipo forestal Siempreverde, versión final. Corporación Nacional Forestal (CONAF). <http://www.conaf.cl/nuestros-bosques/bosque-nativo/formularios-para-planes-de-manejo/> (disponible a noviembre de 2015).
- Czeszczewik, D.; Walankiewicz, W.** 2006. Logging affects the White-backed woodpecker *Dendrocopos leucotos* distribution in the Bialowieza Forest. *Annual Zoological Fennici*, 43: 221-227.
- Di Castri, F.; Hajek, E.R.** 1976. Bioclimatología de Chile. Editorial Universidad Católica de Chile, Santiago de Chile. 163 p.
- Díaz I., Armesto J.; Reid, S.; Sieving, K.; Willson, M.** 2005. Linking forest structure and composition: avian diversity in sucesional forests of Chiloé Island, Chile. *Biological Conservation*, 123 (1): 91-101.
- Dinerstein, E.; Olsen, D.; Graham, D.; Webster, A.; Primm, S.; Book-Binder, M.; Ledec, G.** 1995. A conservation assessment of the terrestrial ecoregions of Latin America and the Caribbean. World Bank, WWF. Washington D. C., USA. 174 p.
- Donoso, C.** 1981. Tipos Forestales de los Bosques Nativos de Chile. Documento de Trabajo N°38. Investigación y Desarrollo Forestal. Corporación Nacional Forestal (CONAF), Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD) y Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y Alimentación (FAO). Santiago, Chile. 70 p.

- Donoso, C.; González M.; Cortés, M.; González, C.; Hernández, M.** 2008. Poblaciones de araucaria enana (*Araucaria araucana*) en la Cordillera de Nahuelbuta, Chile. *Bosque*, 29 (2): 170-175.
- FAO.** 2002. Expert Meeting on Harmonizing Forest-Related Definitions for Use by Various Stakeholders. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y Alimentación (FAO). Roma, Italia. 193 p.
- FAO.** 2015. Términos y definiciones. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). Términos y Definiciones. Documento de Trabajo de la Evaluación de los Recursos Forestales N°180. Roma, Italia. 37 p.
- Forestal Mininco.** 2015. Biodiversidad. Altos Valores de la Biodiversidad Protegida en Forestal Mininco. Forestal Mininco S.A. Los Ángeles, Chile. 72 p.
- Formas J.** 1980. The identity of the frog *Eupsophus vanzolinii* from Ramadillas, Nahuelbuta Range, Southern Chile. *Proceedings of the Biological Society of Washington*, 93: 920–927.
- González, M.; Cortés, M.; Izquierdo, F.; Gallo, L.; Echeverría, C.; Bekessy, S.; Montaldo, P.** 2006. *Araucaria araucana* (Molina) K. Koch. Araucaria (o), Pehuén, Pino piñonero, Pino de Neuquén, Monkey Puzzle Tree. *In*: Donoso, C. (Ed.). Las Especies Arbóreas de los Bosques Templados de Chile y Argentina. Autoecología. Marisa Cuneo Ediciones, Valdivia, Chile. pp. 36–53.
- IGM.** 1985. Geografía de Chile. Tomo Geografía IX Región de La Araucanía. Instituto Geográfico Militar (IGM). Santiago, Chile. 342 p.
- IREN-CORFO.** 1964. Informaciones Meteorológicas y Climáticas para la Determinación de la Capacidad de Uso de la Tierra. Instituto de Recursos Naturales (IREN), Corporación de Fomento de la producción (CORFO). Santiago, Chile. 127 p.

- Jara C.** 1982. *Aegla bahamondei*, new species (Crustaceae: Decapoda: Anomura) from the Coastal Mountain Range of Nahuelbuta, Chile. *Journal of Crustacean Biology*, 2: 232–238.
- Jara C.** 2005. Crustáceos del género *Aegla* (Decapoda: Anomura) en la Cordillera de la Costa: su importancia para la conservación de la biodiversidad de aguas continentales en Chile. *In*: Smith-Ramírez C., Armesto, J., Valdovinos, C. (Eds). Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. pp. 307-321.
- Jerez V.** 2005. Patrones de diversidad de Chrysomelidae (Insecta-Coleoptera) en la cordillera de la costa de Chile central y sur. *In*: Smith-Ramírez C., Armesto, J., Valdovinos, C. (Eds). Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. pp. 340-351.
- Jiménez M.** 1999. Evaluación del Estado de Conservación de las aves de humedal de la Región del Bío Bío. Unidad de Recursos Naturales, Comisión Nacional del Medio Ambiente (CONAMA). Santiago, Chile. 87 p.
- Luebert F.; Pliscoff, P.** 2005. Bioclimas de la Cordillera de la Costa del centro-sur de Chile. *In*: Smith-Ramírez C., Armesto J., Valdovinos C. (Eds). Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile. Editorial Universitaria. Santiago, Chile. pp. 60-73.
- Luebert F.; Pliscoff, P.** 2006. Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. 316 p.
- Medel R.G., Jiménez J.E., Jaksic F.M., Jañez J.M., Armesto J.J.** 1989. Zoogeographic, systematic and ecological implications of the discovery of a population of the rare Darwin's fox, *Dusicyon fulvipes*. *Biological Conservation* 51: 71–77.
- Mikusinski, G.; Gromadzki, M.; Chylarecki, P.** 2001. Woodpeckers as indicators of forest bird diversity. *Conservation Biology*, 15 (1): 208-217.

- Mittermeier, R.; Turner, W.; Larsen, F.; Brooks, T.; Gascon, C.** 2011. Global Biodiversity Conservation: The Critical Role of *Hotspots*. *In*: Zachos F., Habel, J. (Eds.). *Biodiversity Hotspots*. Distribution and Protection of Conservation Priority Areas. Springer. Berlín, Alemania. pp. 3-22
- Montaldo, P.** 1974. La Bioecología de *Araucaria araucana* (Mol.) Koch. Boletín Técnico N°46 Instituto Forestal Latinoamericano de Investigación y Capacitación. Mérida, Venezuela.
- Moreira-Arce, D.; Vergara, P.; Boutin, S.; Simonetti, J.** 2015. Native forest replacement by exotic plantation triggers in prey selection of mesocarnivores. *Biological Conservation*, 192: 258-267.
- Murúa R.** 1996. Comunidades de Mamíferos del Bosque Templado de Chile. *In*: Armesto J., Villagrán C., Arroyo, M. (Eds.). *Ecología de los Bosques Nativos de Chile*. Editorial Universitaria. Santiago, Chile. pp. 113-132.
- Myers, N.; Mittermeier, R.; Mittermeier, C.; da Fonseca, G.; Kent, J.** 2000. Biodiversity *hotspots* for conservation priorities. *Nature*, 403: 853-858.
- Ojeda, V.** 2004. Breeding biology and social behaviour of Magellanic Woodpeckers (*Campephilus magellanicus*) in Argentine Patagonia. *European Journal of Wildlife Research*, 50(1): 18-24.
- Olson, D.; Dinerstein, E.; Wikramanayake, E.; Burgess, N.; Powell, G.; Underwood, E.; D'Amico, J.; Itoua, I.; Strand, H.; Morrison, J.; Loucks, C.; Allnutt, T.; Ricketts, T.; Kura, Y.; Lamoreux, J.; Wettengel, W.; Hedao, P.; Kassem, K.** 2001. Terrestrial ecoregions of the world: a new map of life on Earth. *Bioscience*, 51(11):933-938.
- Ortiz J.; Ibarra-Vidal H.; Formas R.** 1989. A new species of *Eupsophus* (Anura: *Leptodactylidae*) from Contulmo, Nahuelbuta Range, Southern Chile. *Proceedings of the Biological Society of Washington*, 102: 1031–1035.

- Ortiz J.; Ibarra-Vidal H.** 2005. Anfibios y reptiles de la cordillera de Nahuelbuta. *In: Smith-Ramírez C., Armesto J., Valdovinos C. (Eds). Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile.* Editorial Universitaria, Santiago, Chile. pp. 427-440.
- Péfaur J.** 1971. Nota sobre *Telmatobufo bullocki* Schmidt (Anura, *Leptodactylidae*). *Boletín del Museo Nacional de Historia Natural*, 32: 215–225.
- Pliscoff P.** 2003. Priorización de áreas para fortalecer la conservación de la flora arbórea nativa en la zona mediterránea de Chile. Tesis Magister en Ecología y Biología evolutiva. Facultad de Ciencias Universidad de Chile, Santiago, Chile. 173 p.
- Rassi, P.; Alanen, A.; Kanerva, T.; Mannerkoski, I.** (Eds.). 2001. The 2000 Red List of Finnish species. Ministry of the Environment and Finnish Environment Institute. Helsinki, Finland. 112 p.
- República de Chile.** 1974. Decreto Ley N° 701 sobre Fomento Forestal. <http://www.leychile.cl/Navegar?idNorma=6294> (disponible a noviembre de 2015).
- República de Chile.** 1994. Ley 19.300 sobre Bases Generales del Medio Ambiente modificada por la ley 20.173 de 2007. [http://www.conaf.cl/wp-content/files\\_mf/1370463346Ley19300.pdf](http://www.conaf.cl/wp-content/files_mf/1370463346Ley19300.pdf) (disponible a noviembre de 2015).
- República de Chile.** 2008. Ley N° 20.283 del año 2008, sobre Recuperación del Bosque Nativo y Fomento Forestal <http://www.leychile.cl/Navegar?idNorma=274894> (disponible a noviembre de 2015.)
- República de Chile.** 2010. Ley N° del año 20108, sobre la creación del Ministerio, el Servicio de Evaluación Ambiental y la Superintendencia del Medio Ambiente. <http://www.leychile.cl/Navegar?idNorma=1010459> (disponible a mayo de 2016.)

- Rozzi R.; Martínez, M.; Willson, M.; Sabag, C.** 1995. Avifauna de los bosques templados de Sudamérica. *In* Ecología de los Bosques Nativos. Armesto J, C Villagrán, MK Arroyo (Eds.). Editorial Universitaria. Santiago, Chile. pp. 135-154.
- Sarasola, M.; Marqués, B.; Rusch, V.** 1999. Determinación de aptitud de hábitat para el Pájaro Carpintero Patagónico (*Campephilus magellanicus*) como indicador de mantenimiento de la Integridad de los Sistemas bajo Manejo Forestal. *In*: Criterios e indicadores de manejo forestal sustentable. Biodiversidad. Sarasola, M., Marqués, B., Rusch, V. (Eds.). Grupo Ecología Forestal. Bariloche, Argentina. 16 p.
- Sexton, J.; Song, X.; Feng, M.; Noojipady, P.; Anand, A.; Huang, C.; Townshend, J.** 2013. Global, 30-m resolution continuous fields of tree cover: Landsat-based rescaling of MODIS vegetation continuous fields with lidar-based estimates of error. *International Journal of Digital Earth*, 6 (5), 427-448.
- Sexton, J.; Noojipady, P.; Song, X.; Feng, M.; Song, D.; Kim, D.; Townshend, J.** 2015. Conservation policy and the measurement of forests. *Nature Climate Change*, 1-5.
- Smith-Ramírez, C.** 2004. The Chilean coastal range: a vanishing center of biodiversity and endemism in South American temperate rainforests. *Biodiversity Conservation*, 13 (2):373–393.
- UNFCCC.** 2002. Informe de la Conferencia de las Partes sobre su séptimo período de sesiones, celebrado en Marrakech del 29 de octubre al 10 de noviembre de 2001. Segunda Parte: Medidas adoptadas por la Conferencia de las Partes. United Nations Convención Marco sobre el Cambio Climático (UNCCC). <http://unfccc.int/resource/docs/spanish/cop7/cp713a02c01s.pdf> (disponible a noviembre de 2015).
- Veblen, T.; Donoso, C.; Escobar, R.** 1981. Forest dynamic in south-central Chile. *Journal of Biogeography*, 8: 211-247.

- Veit, H., Garleff, K.** 1995. Evolución del paisaje cuaternario en Chile central-sur. *In: Armesto J., Villagrán., Arroyo, M. (Eds.). Ecología de los Bosques Nativos de Chile.* Editorial Universitaria. Santiago, Chile. pp. 29-49.
- Villagrán, C.; Armesto, J.** 1993. Full and late glacial paleoenvironmental scenarios for the west coast of Southern America. Mooney, H., Fuentes, E., Kronberg, B. (Eds.). Academic Press. New York, USA. pp. 195-207.
- Willson, M., De Santo, T., Sabag, C., Armesto, J.** 1994. Avian communities of fragmented South-temperate rainforest in Chile. *Conservation Biology*, 8:508-520.
- Willson, M.; Armesto, J.** 2004. Efectos de la fragmentación de bosques para las aves de los bosques australes chilenos. *Revista Ambiente y Desarrollo*, 19 (3 y 4): 54-59.
- Willson, M.; De Santo, T.; Sieving, K.; Armesto, J.** 2005. Success of open-cup nests in south temperate rainforest fragments in Chile. *Boletín Chileno Ornitología*, 11:11-17.
- Wolodarsky-Franke, A.; Díaz Herrera. S.** 2011. Cordillera de Nahuelbuta. Reserva mundial de biodiversidad. Word Wildlife Foundation (WWF). Valdivia, Chile. 56 p.



## **Capítulo II**

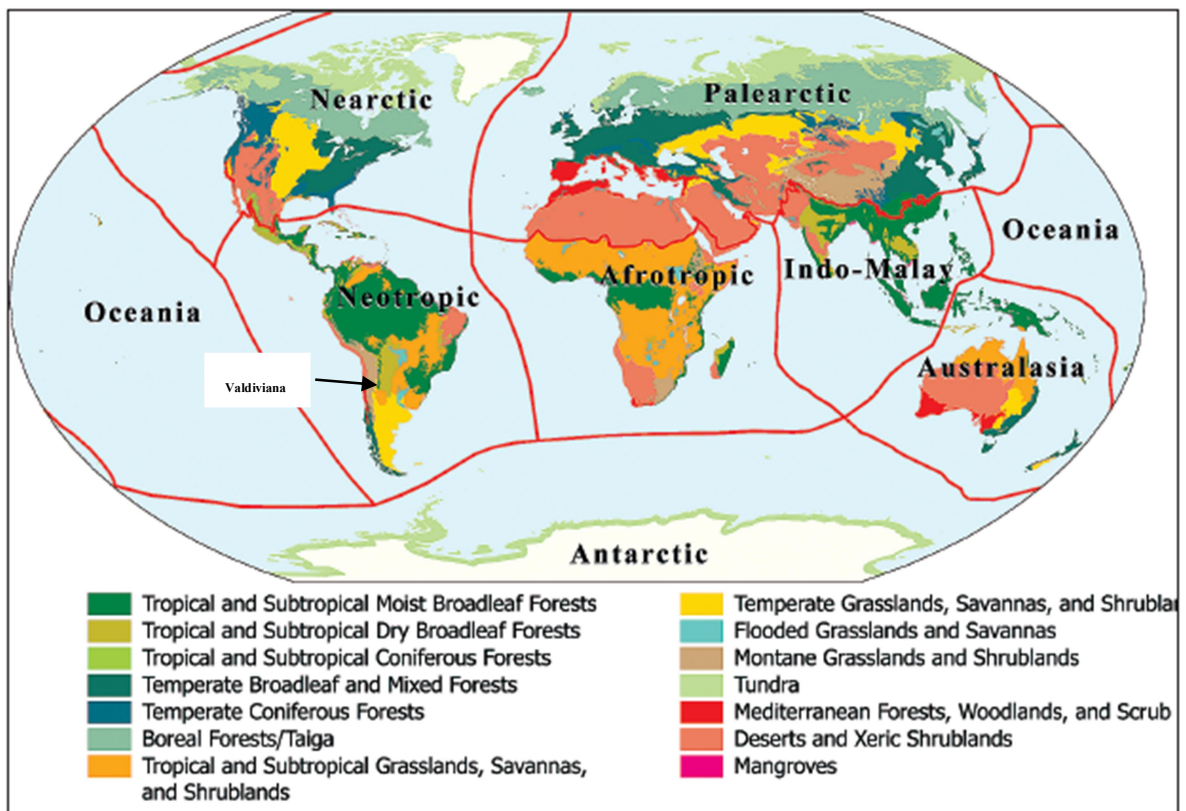
***Estado del conocimiento actual del Carpintero Negro  
(Campephilus magellanicus King 1828) (Aves: Picidae)***



## Capítulo II. Estado del conocimiento actual del Carpintero Negro (*Campephilus magellanicus* King 1828) (Aves: *Picidae*)

### 2.1.- Introducción

Una Ecorregión se define como “una unidad de tierra relativamente grande que contiene un ensamble distintivo de comunidades naturales y especies, con límites que se aproximan a dichas comunidades”. Las Ecorregiones se crean con el fin de dirigir los esfuerzos de conservación y se clasifican a nivel mundial mediante un sistema que incluye reinos biogeográficos (8), biomas (14) y ecorregiones (867) (Olson *et al.*, 2001) (Figura 2.1).



**Figura 2.1.** Relación existente entre Reinos Biogeográficos, Biomas y Ecorregiones  
Fuente: Olson *et al.* (2001)

Como se puede apreciar en la figura precedente, la Ecorregión Valdiviana (35°-56° S) está ubicada en el Reino Biogeográfico Neotropical y en el Bioma del Bosque Templado de Latifoliadas y Bosques Mixtos. La Ecorregión Valdiviana es una de las más amenazadas del mundo (Wolodarsky-Franke y Díaz, 2011) y en su interior se encuentra el único bosque templado del cono sur de América (Willson *et al.*, 2005). En este contexto, el bosque templado de la cordillera de Nahuelbuta es uno de los más reconocidos a nivel internacional, debido a que posee uno de los más altos niveles de endemismo debido a su aislamiento ecológico (Villagrán y Armesto, 1993).

En contraste, el bosque templado de la cordillera de Nahuelbuta está siendo sometida al aislamiento y pérdida de conectividad entre sus poblaciones de flora y fauna que allí habitan, amenazando con ello la viabilidad y supervivencia de sus especies (Aguayo *et al.*, 2010). La avifauna es uno de los elementos naturales más importantes del bosque templado de la cordillera de Nahuelbuta, pues alberga especies clave para el funcionamiento del ecosistema, como es el caso de *C. magellanicus*, especie endémica de este tipo de ecosistema (Willson y Armesto, 2004). Lo anterior, deja de relieve la urgencia que representa el estudio de esta especie de avifauna, con el fin generar las bases científicas que permitan diseñar un sistema de manejo forestal orientado a su conservación en el ámbito del bosque templado en la cordillera de Nahuelbuta. En este contexto descrito, en el presente capítulo se describe el estado del conocimiento actual de *C. magellanicus* y se identifican las necesidades específicas de su hábitat de alimentación y nidificación a distintos niveles o escalas, a saber: la cavidad (microhábitat), el árbol-cavidad (el hábitat local), el bosque (hábitat) y el paisaje (mesohábitat).

## **2.2.- Objetivos**

El objetivo del presente capítulo consiste en generar una línea de base científica del conocimiento actualizado de *C. magellanicus*, con énfasis en la integración entre el conocimiento de la biología e historia de vida de la especie y el diseño de esquemas silviculturales que integren objetivos de producción maderera y la conservación de esta especie.

## **2.3.- Método**

Se sistematizaron investigaciones científica-técnica referidas a *C. magellanicus*, incluyendo también aquellos títulos considerados como “clásicos” en la temática, pero excluyendo aquellos otros destinados al público general y las narraciones anecdóticas. Para ello, se desarrolló una búsqueda exhaustiva, usando palabras clave en inglés y castellano, en revistas electrónicas especializadas disponibles en internet, como: Annual Reviews, Nature.com, Oxford Journals, Science Magazine, ScienceDirect (Elsevier), SpringerLink, Wiley Blackwell. De igual forma, se consultaron bases de datos internacionales de libre acceso, como: DOAJ (Directory of Open Acces Journals), PLOS Biology, Redalyc, Scielo y Trip. Por último, se consultó el buscador especializado Google Académico.

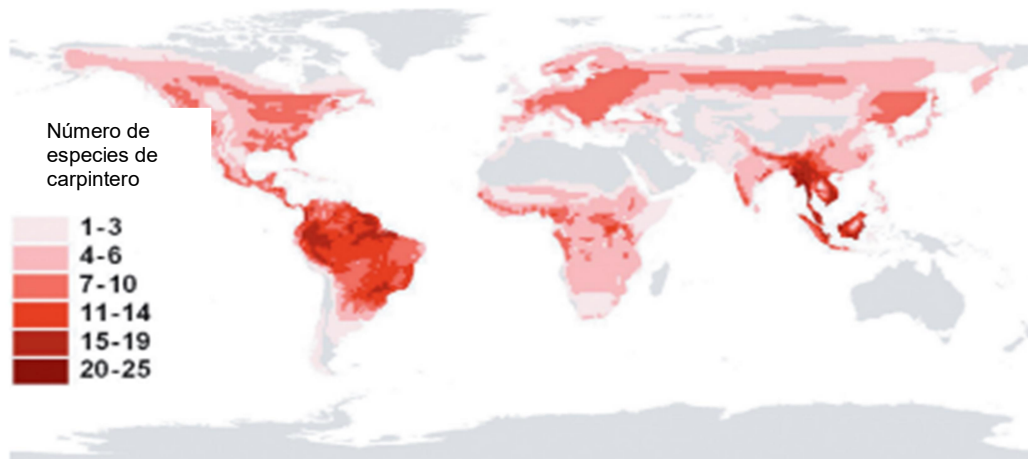
Esta línea base se desarrolló en el contexto del conocimiento científico existente acerca de *C. magellanicus* y en la perspectiva de que fuera útil y aplicable para el diseño de un sistema silvicultural orientado a la conservación de esta especie en el bosque templado de la cordillera de Nahuelbuta de la región de La Araucanía, Chile.

## 2.4.- Generalidades

### 2.4.1.- Distribución natural de las especies de carpinteros a nivel mundial

A nivel mundial, existen más de 200 especies de aves que pertenecen a la familia *Picidae*, a la cual pertenecen los carpinteros y otras especies emparentadas con éstos, las que se encuentran distribuidas en 28 géneros y 3 subfamilias. Se les puede encontrar en prácticamente todo el mundo, excepto en las regiones polares, Australia, Nueva Zelanda, Madagascar y las islas oceánicas más remotas (Figura 2.2). Los representantes de esta familia se encuentran en cualquier ambiente que contenga vegetación leñosa, prefiriendo los bosques, pero también es posible encontrarlos en otros tipos de tierras arboladas, como las dehesas o bosques abiertos y las sabanas; excepcionalmente, algunas especies se localizan también en praderas y desiertos.

Como se puede apreciar en la Figura 2.2, las áreas prioritarias para la conservación, definidos como los lugares del mundo que concentran la mayor riqueza de especies de carpinteros, se encuentran ubicados en el sudeste de Asia, América Central, Sudamérica y África Ecuatorial (Mikusinski, 2006).



**Figura 2.2** Distribución mundial de las especies de carpinteros

**Fuente:** Mikusinski (2006)

#### 2.4.2.- Taxonomía de *C. magellanicus*

La clasificación taxonómica completa de *Campephilus magellanicus* (King 1828) es la siguiente (Short, 1982; Rovira *et al.*, 2006; Perrins, 2011; Del Hoyo *et al.*, 2014; BirdLife International, 2015):

Dominio: *Eucariota*

Reino: *Animalia*

Phylum: *Cordata*

Subphylum: *Vertebrata*

Infraphylum: *Gnathostomata*

Superclase: *Tetrapoda*

Clase: *Aves*

Orden: *Piciformes*

Familia: *Picidae*

Subfamilia: *Picinae*

Tribu: *Campephilini*

Género: *Campephilus*

Especie: *Campephilus magellanicus* (King, 1828)

El primer individuo de la especie fue colectado el año 1828, por Parker King, tripulante del barco “Captain of Adventure”, que era una embarcación de apoyo de la nave “Beagle” capitaneada por FitzRoy durante los años 1826-1830. El espécimen colectado por King se encuentra ahora preservado en el Museo de Historia Natural de Washington D.C. Dicho ejemplar fue etiquetado como *Picus magellanicus*. En dicha época, se le dio el nombre genérico de *Picus* a casi todas las especies de carpintero (Chazarreta y Ojeda, 2011). Posteriormente, se clasificó esta especie dentro de un género monotípico, pasando a denominarse *Ipocrantor magellanicus*, por parte de los ornitólogos alemanes J. Cabanis y W. Heine (1863).

En el año 1840, la especie fue cambiada al género *Campephilus*, denominado así por G. Gray, quien consideró que al carpintero magallánico como congénere de los carpintero imperial y pico de marfil. Sin embargo, como se verá más adelante, las similitudes entre el *C. magellanicus* y los carpinteros nortinos como el pico de marfil fue el resultado de una evolución paralela pero independiente de un gran carpintero ancestral (*Phloeoceastes*), la que ocurrió en centro y sudamérica (Chazarreta y Ojeda, 2011).

#### **2.4.3.- La familia *Picidae***

La familia *Picidae* es cercana a las aves paseriformes e incluye también aves como los carpinteros verdaderos (piculets), torcecuellos (wrynecks) y chupadores de savia (sap suckers). Esta familia está relacionada con otras familias del Orden *Piciformes*, el cual incluye jacamarás (jacamars), bucos (puffbirds), indicadores (honeyguides), barbudos (barbets) y tucanes (toucans) (Perrins, 2011). Todos los miembros de la familia *Picidae*, incluyendo los torcecuellos y los carpinteros verdaderos, poseen una lengua alargada, un aparato hioides alargado, y glándulas salivales grandes.

No ha habido grandes desacuerdos para clasificar los torcecuellos, carpinteritos y carpinteros verdaderos en una misma familia (Webb y Moore, 2005). Para clasificar taxonómicamente las especies que pertenecen a la familia *Picidae* existen dos enfoques: el primero de ellos se basa principalmente en la anatomía macroscópica (forma del pico, la longitud del dedo del pie y miología) y conforme a ello se agrupan los géneros según estrategias de alimentación similares (Goodge, 1972). El segundo enfoque está basado en las características del plumaje y agrupa los géneros conforme a las apariencias fisionómica y el grado de similaridad en cuanto a sus distribuciones geográficas (Goodwin, 1968; Short, 1982).



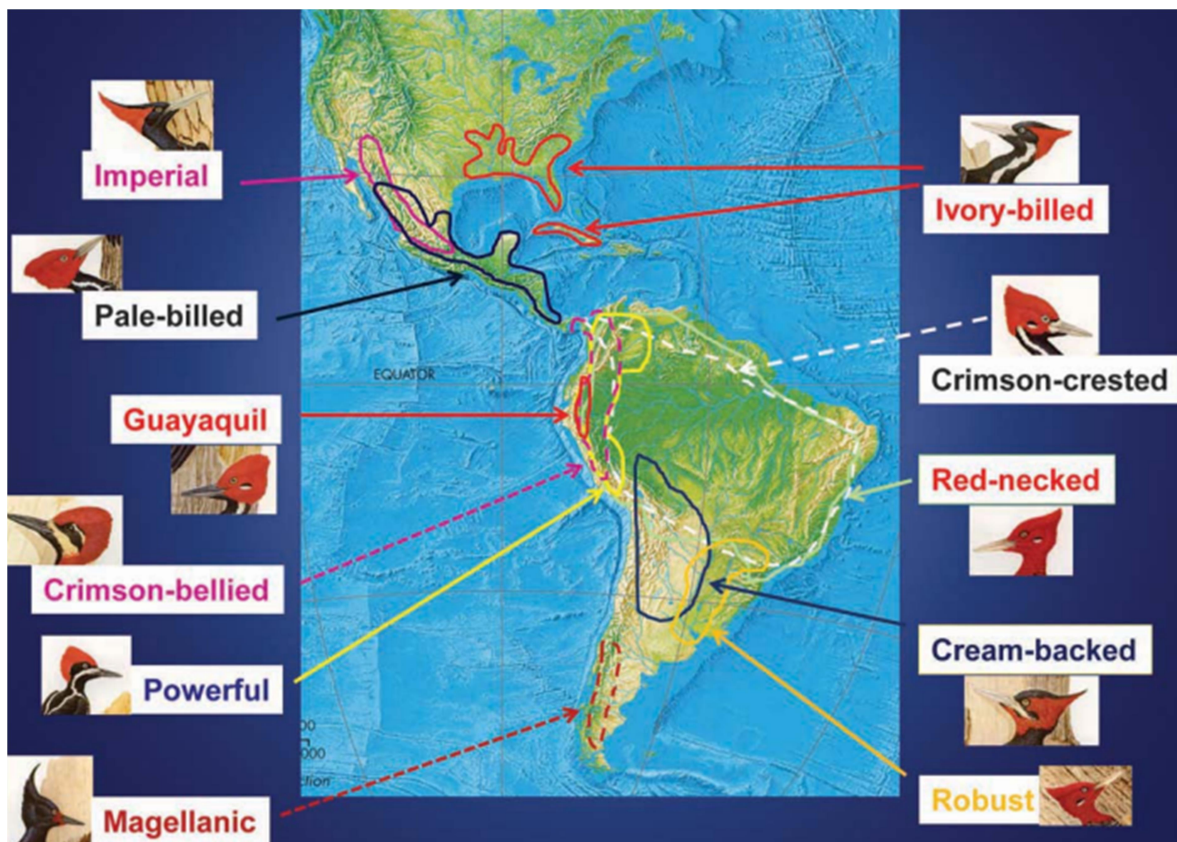
Como resultado de este segundo enfoque, se identifican numerosos linajes o tribus, las cuales se ordenan progresivamente, según el grado de evolución en la estrategia de alimentación, desde los carpinteros “primitivos” que se alimentan en el suelo (géneros *Melanerpes*, *Campethera* y *Picus*), hasta los carpinteros muy especializados que se alimentan en los troncos de los árboles (géneros *Picoides*, *Celeus*, *Campephilus*, *Reinwardtipicus* y *Mulleripicus*) (Webb y Moore, 2005).

Atendiendo a las características de la morfología externa y al comportamiento de las especies, la familia *Picidae* ha sido subdividida por Short (1982) en tres subfamilias: *Jynginae* (torcecuellos), *Picumminae* (carpinteritos) y *Picinae* o *Piculinae* según Perrins (2011) (carpinteros verdaderos). Las especies de carpinteros representantes de la subfamilia *Picinae* se alimentan principalmente de insectos, aunque en algunos géneros las frutas, semillas o savia pueden comprender una parte significativa de la dieta en forma estacional (por ejemplo, *Picoides*) o el año completo (por ejemplo, *Sphyrapicus* sp y *Melanerpes formicivorus* Swainson, 1827) (Winkler *et al.*, 1995). Las estrategias de alimentación de las especies que conforman esta subfamilia, varían desde especialistas en alimentarse de hormigas (*Colaptes*, *Picus*), a especies generalistas que se alimentan de artrópodos en árboles (por ejemplo, *Meiglyptes*, *Hemicircus*), hasta especies que están especializadas en alimentarse de escarabajos perforadores de la madera (por ejemplo, *Campephilus*) (Webb y Moore, 2005). La subfamilia *Picinae* está subdividida en seis tribus, al interior de las cuales se encuentran ubicados distintos géneros. De esta forma, por ejemplo, la tribu *Campephilini* alberga los géneros *Dryocopus* y *Campephilus* (Short, 1982).

#### **2.4.4.- El género *Campephilus***

El nombre del género *Campephilus* proviene del latín *campe* (larva) y *philus* (gusto); es decir, en una traducción libre, significa: “la especie de ave que se alimenta o que le gustan las larvas” (Chazarreta y Ojeda, 2011). Las características más notables del género *Campephilus* es que todas las especies que lo componen tienen picos en forma de cincel y se comunican mediante un

sonido de doble martilleo, el cual se produce al golpear con el pico contra un árbol rápidamente y dos veces (Short, 1982; Krupa, 2014). Este género está representado por un total de once especies (dos de ellas, actualmente extintas), todas ubicadas en el continente americano: ocho en sudamérica, una en centroamérica, una en norteamérica y una en el caribe (Figura 2.3). No obstante lo anterior, la especie *C. magellanicus* es el único miembro del género que presenta una distribución enteramente templada (McBride, 2000).



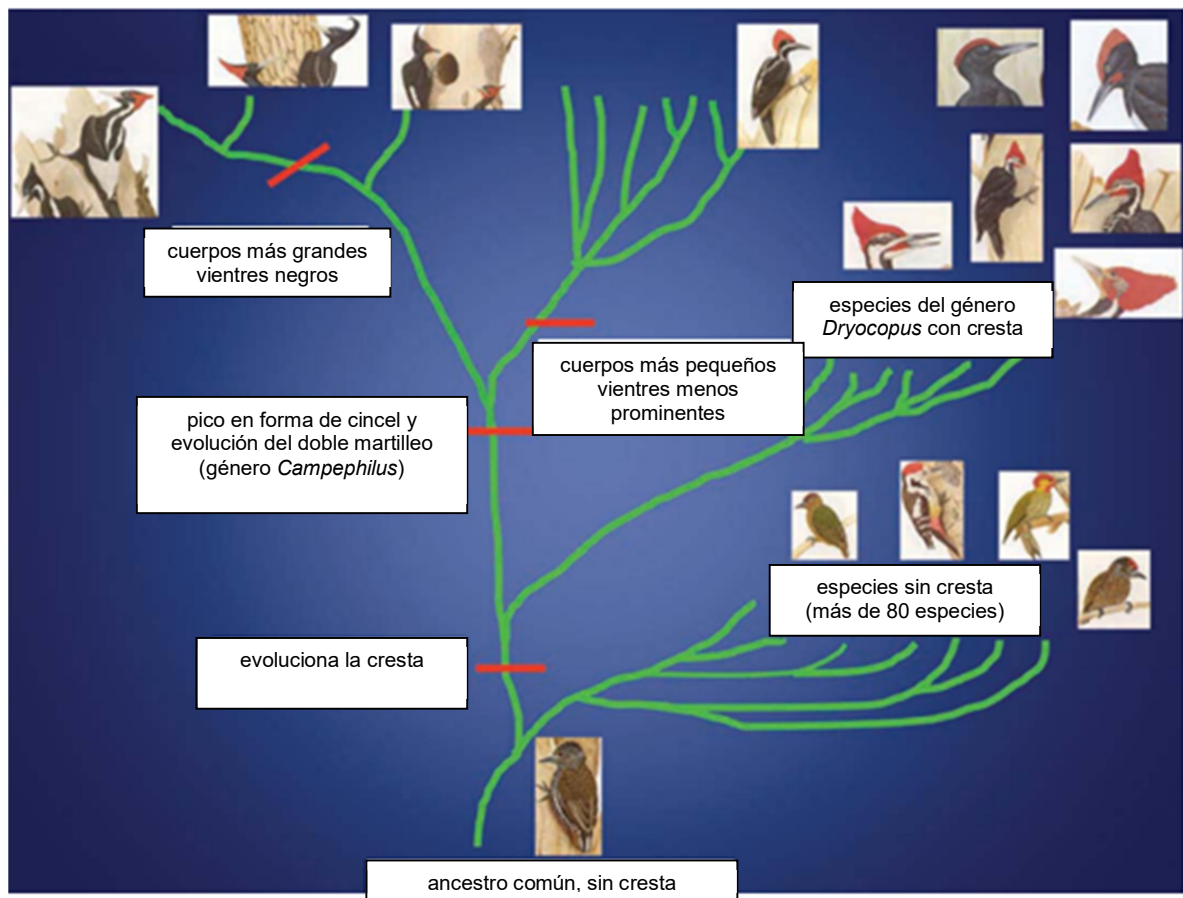
**Figura 2.3.** Distribución natural de las once especies de carpinteros pertenecientes al género *Campephilus*. Carpintero Imperial (*C. imperialis* Gould, 1832) (\*); Carpintero de Pico Pálido (Pale-billed) (*C. guatemalensis* Hartlaub 1844); Carpintero de Guayaquil (*C. guayaquilensis* Lesson 1845); Carpintero de Vientre Carmesí (Crimson-bellied) (*C. haematogaster* Tschudi 1844); Carpintero Poderoso (Powerful) (*C. pollens* Gray 1840); Carpintero Negro o Magallánico (Magellanic) (*C. magellanicus* King 1828); Carpintero Pico de Marfil (Ivory-billed) (*C. principalis* Linnaeus 1758) (\*); Carpintero de Cresta Carmesí (Crimson-crested) (*C. melanoleucos* Gmelin 1788); Carpintero Cuello Rojo (Red-necked) (*C. rubricollis* Boddaert 1783); Carpintero de Espalda crema (Cream-backed) (*C. leucopogon* Valenciennes 1826) y Carpintero Robusto (Robust) (*C. robustus* Lichtenstein 1818). (\*): Especie extinta (Short, 1982; Krupa 2014)

**Fuente:** Krupa (2014)

*C. magellanicus* pertenece a un género al cual pertenecían otras dos especies de carpinteros más grandes del mundo: el picamaderos, pico de marfil (*Campephilus principalis* Linnaeus, 1758), la que se encontraba originalmente en tierras bajas y en montañas cubiertas con bosque de pino, mixtos y de hoja ancha, en el sureste de los EE.UU. (Florida) y en montañas vírgenes cubiertas con el pino cubano (*Pinus cubensis* Griseb.) en la isla de Cuba. La tala indiscriminada de bosques y la habilitación de terrenos para la agricultura han sido los factores detonantes de un dramático descenso en sus poblaciones (BirdLife International, 2015). La otra especie, conocida como carpintero imperial (*Campephilus imperialis* Gould, 1832), habitaba en la Sierra Madre de México, en bosques nativos de pino con abundancia de árboles muertos en pie, ahora transformados en pastizales para el pastoreo de ganado. En la actualidad, ambas especies de norteamérica están extintas (IUCN, 2015; Snyder *et al.*, 2009; Ceballos y Ortega-Báez, 2011), razón por la cual *C. magellanicus* es ahora la especie de carpintero más grande de América y el quinto carpintero más grande a nivel mundial (Winkler y Christie, 2002; Ojeda *et al.*, 2011).

#### **2.4.5.- Origen**

En la Figura 2.4 se ilustra el origen de *C. magellanicus*, donde se pueden observar varios puntos clave desde el punto de vista evolutivo (Short, 1982; Krupa, 2014): (1) los carpinteros que poseen cresta probablemente evolucionaron a partir de antepasados de cabeza redonda; (2) los carpinteros que producen el doble martilleo probablemente evolucionaron de un ancestro de cresta; y (3) las especies de carpinteros que poseen un plumaje negro y un cuerpo más grande, probablemente evolucionaron a partir de un ancestro más pequeño, de cuerpo ligero y que era capaz de producir el doble martilleo. Como se puede observar, gran parte de las teorías darwinianas de la evolución están claramente ejemplificadas en el árbol filogenético, debido a que se reconoce fácilmente la evolución como tal; la descendencia trae aparejada la modificación; la ascendencia de un antepasado común; y la multiplicación de las especies.



**Figura 2.4.** Árbol filogenético de las especies de carpintero  
**Fuente:** Short (1982); Krupa (2014)

#### 2.4.6.- Rasgos evolutivos

*C. magellanicus* posee ciertas similitudes morfológicas con especies de norteamérica, como los carpinteros pico de marfil (*Campephilus principalis* y *C. imperialis*), pero también existen muchas diferencias entre ellos, lo que sugiere que estos dos grupos de carpinteros evolucionaron independientemente de las individuos ancestrales de *Phloeocoastes*. Se sugiere que *C. magellanicus* y los carpinteros pico de marfil del norte comprenden dos de los cinco grupos de carpinteros *Campephilinae*, ninguno de los cuales es lo suficientemente distinto como para merecer un reconocimiento genérico independiente.

En consecuencia, las 11 especies de carpinteros son congénicas; es decir, todas ellas son pertenecientes al género *Campephilus* (Short, 1970).

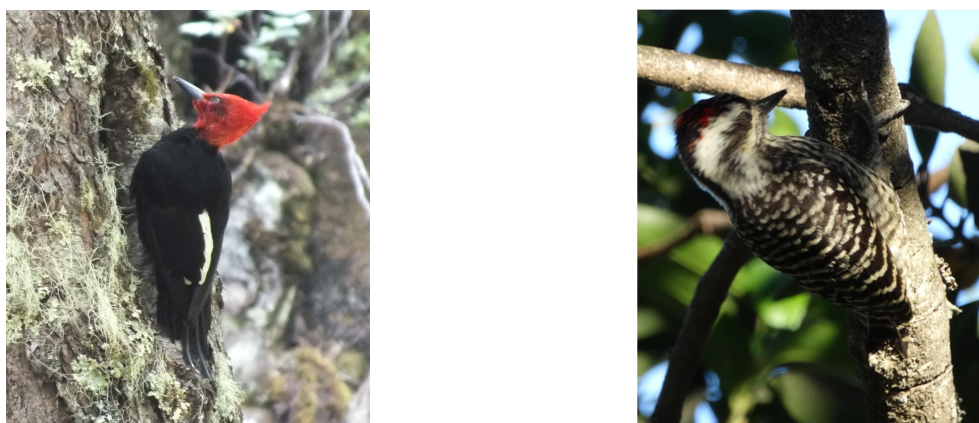
De la misma manera que el picaflor (*Sephanoides galeritus* Molina 1782), *C. magellanicus* llegó en el terciario a los bosques de *Nothofagus* (Vuilleumier, 1985), antes de que se formaran las zonas áridas que separan hoy los ecosistemas boscosos tropicales de los extratropicales. Dentro de su género, *C. magellanicus* está más relacionado al carpintero de espalda crema (*Campephilus leucopogon*) del noreste de Argentina y sur de Brasil. Con esa disyunción, *Campephilus* es un habitante típico, como tantas otras especies de flora y fauna, de los bosques del sur de Chile.

El origen de esta disyunción data del oligoceno al mioceno, es decir de la mitad del terciario (Landrum, 1981). Se cree que *C. magellanicus* evolucionó *in situ*, a partir de un antecesor que alcanzó la región desde el noreste. A base de estudios moleculares, Fuchs *et al.*, (2007), apoyan el origen tropical eurasiático de los carpinteros por divergencia entre clados africanos, indo-malayos y del Nuevo Mundo, con una subsiguiente colonización a África y el Nuevo Mundo, las que ocurrieron sincrónicamente durante la mitad del Mioceno. Estos autores sugieren que los géneros más modernos de carpinteros evolucionaron hace ocho millones de años.

#### **2.4.7.- Especies de carpinteros en Chile**

En Chile, existen cuatro especies pertenecientes a la familia *Picidae*: carpintero negro (*Campephilus magellanicus*) (King 1828), carpintero chico (*Veniliornis lignarius*) (Molina 1782); pitío (*Colaptes pitius*) (Molina 1782) y pitío del norte (*Colaptes rupicola*) (D'Orbigny 1840). Las dos primeras especies poseen hábitos estrictamente arbóreos y las dos especies de pitío son de hábitos más terrestres (Goodall *et al.*, 1957). Según Araya y Millie (1996), el pitío es una especie que presentaría dos subespecies en Chile: el pitío (*C. pitius pitius*) que se encuentra desde Freirina, en el valle de Huasco (región de Atacama), hasta la provincia de Llanquihue (región de Los Lagos); y el pitío austral (*C. pitius cachinnans* Wetmore

y Peters), que es más grande y con las barras del pecho y flancos más anchas y aceitunadas. Habita desde la provincia de Chiloé (región de Los Lagos), hasta el Estrecho de Magallanes (región de Magallanes). No obstante esta distinción, según otros autores las diferencias que sustentan la existencia de estas dos subespecies, sobre todo la longitud de la cola, es insignificante. Por esta razón, muchos autores la consideran como una especie monotípica (Del Hoyo *et al.*, 2002; Martínez y González, 2004). Desde el punto de vista de los gremios de especies o grupos funcionales; es decir, aquellas especies que utilizan un cierto recurso (alimento, sitios de nidificación) de una manera similar (Begon *et al.*, 2006), *C. magellanicus* y *C. pitius* son usuarios de árboles grandes del dosel. En cambio, *V. lignarius* es una especie generalista del perfil vertical del bosque (Díaz *et al.*, 2005). Por este mismo motivo, en épocas cuando cae nieve en profundidades mayores a 1 m en el suelo del bosque se pueden apreciar individuos de *C. magellanicus* y *C. pitius*, los cuales pueden obtener su alimento invernal en los troncos viejos y/o volando entre y sobre el dosel cuando la nieve cubre el sotobosque (Ibarra *et al.*, 2010). En la Tabla 2.1 que se entrega a continuación se ponen de relieve algunas de las diferencias más importantes que existen entre estas cuatro especies de carpintero chilenas, desde el punto de vista geográfico, ecológico y biológico.



**Figura 2.5.** Aspecto general de las dos especies de carpintero presentes en Chile.  
Izquierda: carpintero negro (*Campephilus magellanicus*) (King 1828).  
Derecha: carpintero chico (*Veniliornis lignarius*) (Molina 1782) (Foto R. Demanet)

**Tabla 2.1.** Comparación entre las cuatro especies de carpintero presentes en Chile

Tema	Especies			
Nombres científicos	<i>Campephilus magellanicus</i>	<i>Veniliornis lignarius</i>	<i>Colaptes pitius</i>	<i>Colaptes rupicola</i>
Nombres comunes <sup>1,2,3,6,7,8,12,13,14</sup>  Nombres comunes <sup>15,16,17,18,19</sup>	carpintero negro, carpintero grande, gallo de monte (Chile); carpintero gigante, carpintero patagónico (Argentina); rere, kurüpütriu, pitigüe, concona, concoma (lengua mapuche); lana, lána, kanára (lengua yagán o yámana); magellanic woodpecker (inglés); pic de magellan (francés); magellanspecht (alemán); pic de magellan (francés); magellanspetten (sueco)	carpintero chico, carpinterito (Chile); carpintero bataraz grande, bataraz grande, carpintero bataraz patagónico (Argentina); striped woodpecker (inglés); strichelkopfspecht (alemán)	pitío, pithue, pitío austral (Chile); carpintero pitío (Argentina); p'chiu, pitiu, pitiwe (en lengua mapuche); chilean flicker (inglés); bänderspecht (alemán)	pitío del norte, carpintero andino, pithue, pitigüe, yacoyaco y pitio (Chile); carpintero de las piedras (Argentina); yaka-yaka (en lengua Aymara); pito, pitu, gargacha, yactu, acajllo, jacajllo, yarakaka (Perú); andean flicker (inglés); andenspecht (alemán)
Subespecies <sup>1,2</sup>	No	No	algunos autores reconocen dos subespecies: <i>C. pitius pitius</i> (parte norte de su distribución); y <i>C. pitius cachinnans</i> (parte sur de su distribución)	se reconocen tres subespecies, de las cuales <i>C. rupicola rupicola</i> está presente en Chile y Argentina <sup>c</sup>
Origen <sup>20</sup>	cenozoico tardío	Pleistoceno	cenozoico tardío	s.i.
Países en que vive <sup>1,2,7</sup>	Chile y Argentina	Chile, Argentina y Bolivia	Chile y Argentina	Chile, Argentina, Perú, Bolivia y Ecuador
Distribución geográfica-ecológica <sup>20</sup>	endémico	sudamérica austral	sudamérica austral	centro-oeste de sudamérica
Distribución natural <sup>1,2,3,6,8, 20, 26</sup>	desde la región Metropolitana (Reserva Nacional Roblería del Cobre de Loncha) hasta la parte sur del Canal Beagle (región de Magallanes)	Coquimbo a Magallanes	Freirina a Magallanes	Arica e Iquique
Rango latitudinal <sup>26</sup>	20°	22°	24,5°	s.i.
Abundancia regional <sup>26</sup>	0,10	0,45	0,25	s.i.

**Tabla 2.1.** Comparación entre las cuatro especies de carpintero presentes en Chile (continuación)

Tema	Especies			
Nombres científicos	<i>Campephilus magellanicus</i>	<i>Veniliornis lignarius</i>	<i>Colaptes pitius</i>	<i>Colaptes rupicola</i>
Hábitat general <sup>1,2,3,6,7</sup>	bosques lluviosos templados del sur, maduros, dominados por <i>Nothofagus</i> spp y <i>Araucaria araucana</i> . Desde el nivel del mar hasta los 2.000 m.s.n.m.	amplia distribución y variedad de ambientes: bosque esclerófilo en la zona central (ambiente semiárido, árboles dispersos) y bosque templado en el sur (bosques no muy cerrados, adulto y renoval), serranías, huertos, jardines. Desde el nivel del mar hasta los 2.000 m.s.n.m.	desde la zona costera hasta la precordillera, a unos 2.000 m.s.n.m., en los faldeos de cerros y en campos abiertos arbustivos, cultivos, bosques adultos y renovals (solo en sus orillas) y matorrales	en el altiplano, cerca de bofedales, pajonales, cursos de agua y pastizales húmedos, desde los 4.000 a los 4.600 m.s.n.m., aproximadamente
Estructuras clave <sup>21</sup>	árboles vivos de gran tamaños o emergentes; detrito leñoso grueso	árboles vivos de gran tamaños o emergentes; detrito leñoso grueso	árboles vivos de gran tamaños o emergentes; detrito leñoso grueso	s.i.
Gremio funcional <sup>4,5,21</sup>	usuarios de árboles grandes del dosel (DAP≥34 cm para alimentación; DAP≥75 cm para nidificación)	generalista del perfil vertical del bosque (en ramas y troncos, especialmente secos, siempre sobre el suelo)	usuarios de árboles grandes del dosel	s.i.
Migración/Movimientos <sup>1,2,19,22</sup>	residente con migraciones altitudinales a nivel local (en invierno)	parcialmente migratorio	residente, no migratorio	residente, no migratorio
Sustrato de Alimentación <sup>8,21</sup>	todo el dosel del bosque (troncos vivos y muertos en pie)	todo el dosel del bosque (troncos vivos y muertos en pie)	suelo y troncos vivos y muertos de arbolados, cerca del borde de los bosques y en parches aislados de bosques en paisajes más abiertos	lugares abiertos de la alta cordillera (puna y altiplano)
Dieta <sup>1,2,20</sup>	omnívoro (principalmente insectívoro)	Insectívoro	insectívoro y frugívoro	insectívoro
Tamaño promedio <sup>24</sup>	46 cm	18 cm	33 cm	33 cm
Peso corporal promedio <sup>23</sup>	260 g.	39,97 g.	125 g.	s.i.
Índice de Especialización <sup>23</sup>	1,96 (especialista)	1,21 (especialista)	0,37 (intermedio)	s.i.

DAP: diámetro a la altura del pecho (cm)



**Tabla 2.1.** Comparación entre las cuatro especies de carpintero presentes en Chile (continuación)

Tema	Especies			
Nombres científicos	<i>Campephilus magellanicus</i>	<i>Veniliornis lignarius</i>	<i>Colaptes pitius</i>	<i>Colaptes rupicola</i>
Sociabilidad <sup>1,2,7,8</sup>	solitario, en pareja o en grupos familiares (típicamente en tríos, compuesto por dos machos y una hembra)	solitario o en pareja	solitario o en pareja	grupos familiares (comportamiento colectivo)
Sistema de emparejamiento <sup>1,2</sup>	Monógamo	monógamo	Monógamo	monógamo
Tipo de nido y ubicación <sup>1,2,21</sup>	cavidades en árboles vivos, usualmente de especies del género <i>Nothofagus spp</i>	cavidades en árboles, a menor altura que <i>C. magellanicus</i>	cavidades en árboles vivos y muertos en pie; también en agujeros ubicados en el suelo (barrancos, laderas escarpadas, caminos cortados)	agujeros en el suelo (laderas, cortes de terreno, acantilados); también en muros de adobe
Gremio de nidificación <sup>9</sup>	Especie que anida en cavidades primarias	Especie que anida en cavidades primarias	Especie que anida en cavidades primarias	Especie que anida en cavidades primarias
Nidada (n° de huevos por postura) <sup>1,2,9</sup>	1-2	3-6	5-6	s.i.
Estado de Conservación a nivel internacional <sup>7</sup>	preocupación menor	preocupación menor	preocupación menor	preocupación menor
Estado de Conservación a nivel nacional <sup>10,11</sup>	en peligro (zona central) y vulnerable (zona sur y austral)	sin problemas de conservación	sin problemas de conservación	sin problemas de conservación
Criterio de protección legal <sup>10(*)</sup>	especie catalogada como beneficiosa para la actividad silvoagropecuaria	especie catalogada como beneficiosa para la actividad silvoagropecuaria y con densidades poblacionales reducidas	especie catalogada como beneficiosa para la actividad silvoagropecuaria	especie catalogada como beneficiosa para la actividad silvoagropecuaria y con densidades poblacionales reducidas

Fuentes de Información. <sup>1</sup>: Martínez y González (2004); <sup>2</sup>: Araya y Millie (1996); <sup>3</sup>: Esparza (2003); <sup>4</sup>: Díaz *et al.* (2005); <sup>5</sup>: Begon *et al.* (2006); <sup>6</sup>: BirdLife International (2015); <sup>7</sup>: Narosky y Babarskas (2000); <sup>8</sup>: Jaramillo (2005); <sup>9</sup>: Aguirre y Egli (2004); <sup>10</sup>: SAG (2015); <sup>11</sup>: Glade (1993); <sup>12</sup>: Goodall *et al.* (1957); <sup>13</sup>: Coña (1974); <sup>14</sup>: Venegas (1994); <sup>15</sup>: Couvé y Vidal (2003); <sup>16</sup>: Massardo y Rozzi, (2004); <sup>17</sup>: Narosky e Yzurieta (2010); <sup>18</sup>: Ojeda *et al.* (2011); <sup>19</sup>: Saavedra (2009); <sup>20</sup>: Rozzi *et al.* (1996b); <sup>21</sup>: Jaña-Prado *et al.* (2006); <sup>22</sup>: Sarasola *et al.* (1999); <sup>23</sup>: Ibarra y Martín (2015); <sup>24</sup>: Ojeda (2009); <sup>25</sup>: Garrido y Valiente (2003); <sup>26</sup>: Cofré *et al.* (2007). (s.i.): sin información; (\*): según artículo 3° de la Ley de Caza 19.473 (SAG, 2015).

## **2.4.8.- Distribución natural y estado de conservación**

### **2.4.8.1.- Distribución natural pasada**

Con relación a la distribución histórica de *C. magellanicus*, no se cuenta con información concreta a nivel nacional, pero según Rageot y Gedda (1978), en el pasado esta especie ocupaba toda la región de la Araucanía; es decir, ambas cordilleras (como en la actualidad) y también la depresión intermedia, la que estaba cubierta de bosques. Posteriormente, durante el proceso de colonización europea y chilena impulsada por la República en el siglo XIX, los bosques que ocupaban de la depresión intermedia fueron reemplazados por terrenos agrícolas y forestales, eliminándose el hábitat del carpintero en este lugar, lo que provocó una disyunción de sus poblaciones originales. Desde el año 1951 Goodall *et al.* (1957) resaltaron la disminución de esta especie desde Chiloé y Llanquihue (aproximadamente 42° S) hacia el norte, siendo extremadamente escasa en la porción más septentrional de su rango de distribución original, donde sólo se la hallaba en cordilleras deshabitadas por el hombre. En 1967, Johnson advirtió sobre los efectos de la tala y quema sostenidas del bosque nativo chileno sobre esta especie (Saavedra, 2009).

### **2.4.8.2.- Distribución natural actual**

*C. magellanicus* es un ave endémica de Chile y Argentina (Rozzi *et al.*, 1996b), que habita en los bosques templados del cono sur de sudamérica, abarcando el suroeste de Argentina y el sur de Chile. En Chile, es posible encontrar actualmente esta especie desde la Reserva Nacional Roblería del Cobre de Loncha (región Metropolitana) hasta el sur del canal Beagle (región de Magallanes) (Araya y Millie, 1996; Jaramillo *et al.*, 2003). En Argentina, se le encuentra desde el norte de la provincia de Neuquén hasta el extremo austral de la patagonia insular, al sur del canal Beagle (Narosky e Yzurieta, 2010) (Figura 2.6).



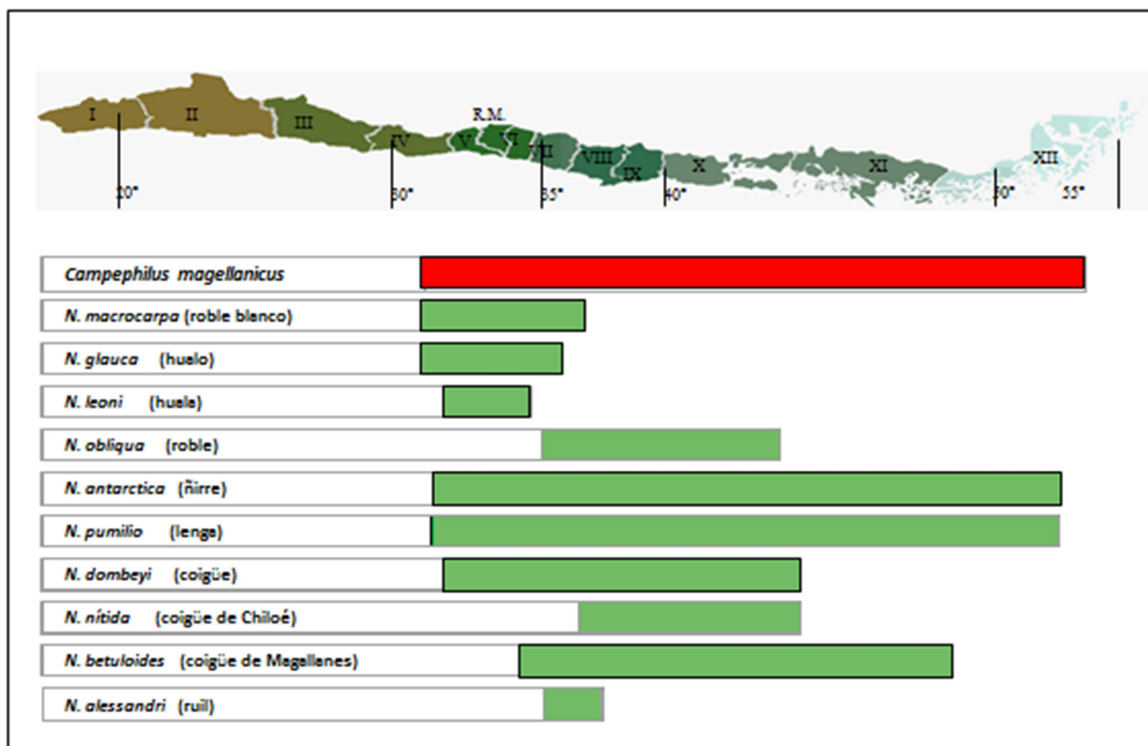
**Figura 2.6.** Distribución natural de *C. magellanicus* en Chile y Argentina (en color amarillo)  
**Fuente:** IUCN (2015)

*C. magellanicus* es una especie que habita muy asociada a la existencia de bosques del género *Nothofagus* en el extremo sur de Sudamérica, tanto en Chile como en Argentina, siendo su área de distribución estimada de unos 395.000 km<sup>2</sup>, considerando su hábitat de alimentación como de cría (Stotz *et. al.*, 1996; BirdLife International, 2015) (Figura 2.6).

Es una especie simpátrica a lo largo de casi toda su distribución natural con otras dos especies de carpintero: el carpintero chico (longitud: 18 cm) y el pitío (33 cm), ambas especies competidoras potenciales. En la práctica, no existe tal competencia, porque *C. magellanicus* es la única especie que se alimenta de diversas maneras y en diversos sitios (Short, 1970). Por lo tanto, *C. magellanicus* es el único pícido de gran tamaño en los bosques de *Nothofagus* de Chile (Figura 2.7) que no posee competidores (Chazarreta *et al.*, 2012).

En efecto, *C. magellanicus* comparte los mismos hábitats boscosos que el carpinterito, pero esta segunda especie es un ave que ocupa más las áreas abiertas y los bordes del bosque que la primera.

La falta de observaciones de las interacciones que se dan entre *C. magellanicus* y las dos especies simpátricas indica la ausencia de competencia entre las especies, probablemente debido a la segregación por la morfología y el comportamiento. Los competidores son, en cambio, sus propios congéneres, los cuales pueden corresponder a individuos errantes, juveniles de años anteriores, y los pares adyacentes (Chazarreta *et al.*, 2011).



**Figura 2.7.** Distribución natural de *C. magellanicus* versus especies del género *Nothofagus* y *Araucaria* en Chile  
**Fuente:** Saavedra (2009)

### 2.4.8.3.- Estado de conservación

A nivel nacional, *C. magellanicus* ha sido catalogado por la comunidad científica como una especie cuyo estado de conservación es vulnerable (Glade 1993) y desde el punto de vista legal, el Servicio Agrícola y Ganadero (SAG), institución dependiente del Ministerio de Agricultura, ha definido el estado de conservación de *C. magellanicus* como en peligro para la zona central de Chile (regiones de O'Higgins y Maule) y como vulnerable para las zonas sur (regiones del Biobío, Araucanía, Los Ríos y Los Lagos) y austral (regiones de Aysén y Magallanes) (SAG, 2015).

A nivel internacional, el estado de conservación de *C. magellanicus* en la actualidad corresponde a "Preocupación Menor" (Less Concern, LC). A pesar de no ser una especie amenazada en la actualidad, en el futuro próximo podría cambiar de *status*, si el proceso de destrucción de su hábitat, el bosque templado primario, se mantiene o incrementa (IUCN, 2015). Según estándares internacionales, *C. magellanicus* tiene un rango de distribución natural muy extenso, y por lo tanto no está cerca del umbral definido para la categoría de conservación "Vulnerable", aplicando el criterio de tamaño.

Según este umbral, una especie es vulnerable cuando su grado de ocurrencia es menor de 20.000 km<sup>2</sup> y al mismo tiempo posee un tamaño de hábitat que está en disminución o que es fluctuante; o bien cuando la extensión de su hábitat en relación a su calidad es pequeño; o bien, cuando en relación al tamaño de su población, ocupa un pequeño número de localidades; o bien, cuando presenta una fragmentación severa (BirdLife International, 2015).

En efecto, a pesar de que la tendencia de la población de *C. magellanicus* parece estar disminuyendo, este descenso no es lo suficientemente rápido como para acercarse a los umbrales definidos para la categoría de Vulnerable bajo el criterio de tendencia de la población; es decir, una disminución mayor de un 30% durante más de diez años o tres generaciones.

El tamaño de la población de *C. magellanicus* no se ha cuantificado, pero está lejos del umbral definido para declarar una especie en la categoría de Vulnerable; es decir, poseer un tamaño de la población con de 10.000 individuos maduros y con una disminución continua estimada mayor de un 10% en diez años o tres generaciones. Por todas estas razones, la especie *C. magellanicus* es categorizada bajo estándares internacionales como “Preocupación Menor” (BirdLife International, 2015).

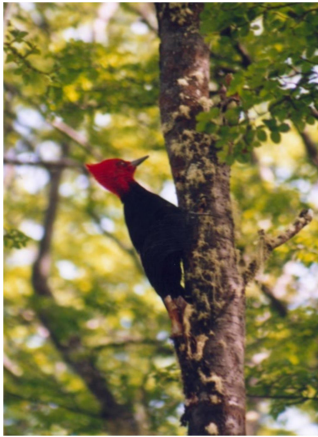
## **2.5.- Historia de vida de *C. magellanicus***

La historia de vida de un organismo está constituida por aquellos aspectos de su ciclo de vida que afectan su supervivencia y reproducción, de allí su relevancia para la conservación. Algunos componentes de la historia de vida de un organismo son la edad y el tamaño de maduración reproductiva, cuántas veces intenta reproducirse, cómo reparte la energía que está a su disposición entre la reproducción, el crecimiento y el mantenimiento corporal, cómo distribuye recursos entre su progenie y el tamaño que ésta alcanza, entre otros aspectos (Stearns, 1992).

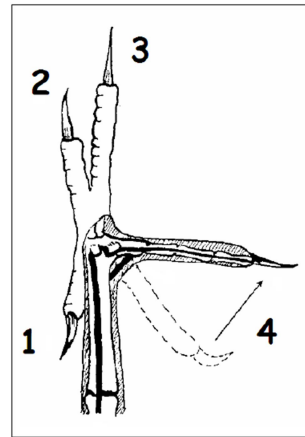
### **2.5.1.- Especializaciones morfológicas y funcionales**

Los carpinteros han sido reconocidos como un grupo natural sobre la base de un conjunto único de especializaciones morfológicas que poseen con el fin de moverse ágilmente sobre los troncos de los árboles y obtener sus presas (Webb y Moore, 2005). En efecto, con el fin de moverse en forma ágil en superficies verticales, como los troncos de los árboles, así como también ejercer la fuerza necesaria para golpear fuertemente sobre la madera, *C. magellanicus*, al igual que otras especies de carpintero, poseen una serie de adaptaciones anatómicas notables. Una de ellas consiste en exhibir una postura erguida, paralela a los troncos, valiéndose de una cola muy rígida, adaptada para proveer un tercer apoyo (Figura 2.8).

Esta postura se consigue también gracias a un pie trepador, llamado “pie zigodáctilo”, que corresponde a una condición ancestral del orden *Piciformes*, aunque es muy común observar dentro de la familia *Picidae*, en la que el primer dedo del pie se ha perdido (Winkler *et al.*, 1995; Short, 1982). Este pie zigodáctilo está más adaptado para posarse que para subir y posee dos dedos hacia el frente (2 y 3) y dos hacia atrás (1 y 4) (Figura 2.9). Esta adaptación se complementa con la existencia de una cola muy rígida, debido al endurecimiento de las plumas timoneras, la que actúa como una tercera pata en algunas situaciones de mayores requerimientos (Goodge, 1972; Webb y Moore, 2005).

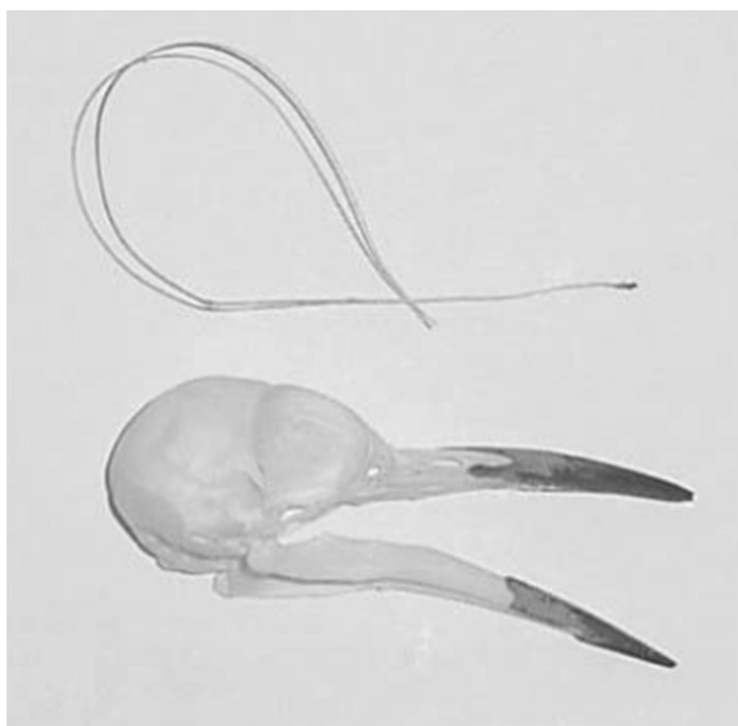


**Figura 2.8.** Postura erguida de *C. magellanicus*



**Figura 2.9.** Esquema de un pie zigodáctilo  
Fuente: Ojeda *et al.* (2011)

Para obtener presas desde el interior de los árboles, *C. magellanicus*, al igual que otras especies de carpinteros, ha sufrido modificaciones notables en el cráneo, pico, lengua y estructuras asociadas (Ojeda *et al.*, 2011). El cráneo de los carpinteros es muy grueso y contiene almohadillas que mitigan la fuerza del impacto que llega desde el pico (Figura 2.10).



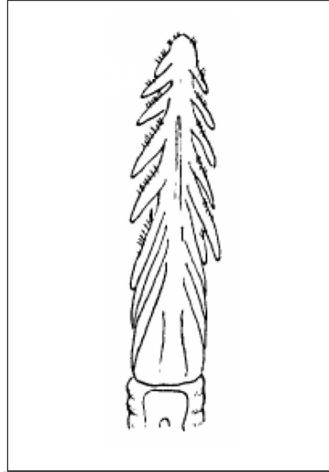
**Figura 2.10.** Cráneo engrosado (abajo) y aparato hioideo (arriba)

**Fuente:** Ojeda *et al.* (2011)

El pico de los carpinteros es duro, revestido por una cubierta córnea, típicamente recto y en forma de cincel en su extremo; más ancho entre las narinas y con una estructura especialmente adaptada para dispersar la fuerza cuando golpean los troncos. Las especies que realizan más de un picoteo por vez, como es el caso de *C. magellanicus*, poseen una bisagra especial donde el cráneo se encuentra con el pico. Esta estructura, además de los músculos del cuello y los músculos que están situados alrededor de éste, ayuda a redistribuir las fuerzas lejos del cráneo cuando picotean. El pico no sólo les permite hacer agujeros en la madera, sino que sirve también para buscar insectos, excavar un nido y para hacer la "percusión"; es decir, emitir sonidos fuertes que sólo pueden hacer los carpinteros. Por lo general, los carpinteros utilizan una rama seca para tamborilear y pueden golpear el tronco a una velocidad de hasta unas 20 veces por segundo (Winkler *et al.*, 1995; Short, 1982). *C. magellanicus* posee además una potente musculatura en la cabeza y cuello, las cuales están especialmente adaptadas para dar potentes y rápidos golpes a los troncos y así poder excavar en la madera.



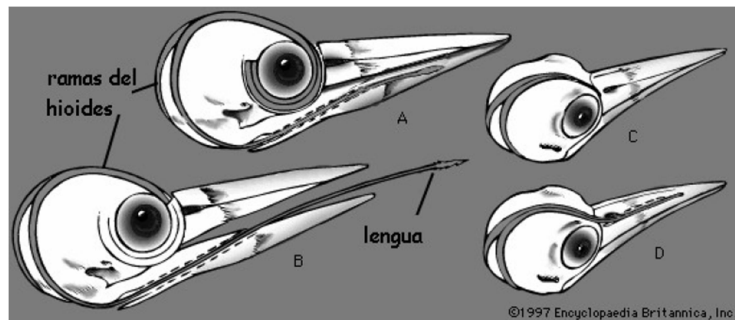
La lengua que posee *C. magellanicus* es muy larga y extensible y está terminada en una estructura que tiene forma de arpón, la que utiliza para capturar artrópodos dentro de los troncos, la que está provista de unas pequeñas barbas revestidas de una sustancia pegajosa (Figura 2.11) (Webb y Moore, 2005; Ojeda *et al.*, 2011).



**Figura 2.11.** Aspecto de la lengua de *C. magellanicus*  
**Fuente:** Ojeda *et al.* (2011)

Para extender y retraer la lengua posee dos largas ramas del aparato hioideo, el cual está compuesto por tejidos óseos, junto con una fuerte musculatura asociada. Las ramas del hioides parten desde la base de la lengua y rodean el cráneo, dándole vueltas desde abajo hacia arriba, para anclarse sobre su parte superior (Figura 2.12).

Existen diferentes puntos de anclaje de estas ramas del hioides, cada una de las cuales entrega diferentes capacidades para mover la lengua. Muchos carpinteros poseen ramas que están ancladas en la zona de los ojos (Figura 2.12 A), en cambio otros las tienen ancladas sobre la base superior del pico (Figura 2.12, B), y otros la tienen ancladas en una de las narinas (aperturas nasales del pico) Figura 2.12 C, D). En todos los casos, las ramas están contorneadas por un músculo cuya contracción empuja el aparato hacia el interior de la lengua replegada y produce su estiramiento (Webb y Moore, 2005; Ojeda *et al.*, 2011).



**Figura 2.12.** Distintas formas de anclaje y configuración del hioides (A-D) y representación del funcionamiento de la lengua de *C. magellanicus* (A y B)  
**Fuente:** Ojeda *et al.* (2011)

### 2.5.2.- Dimorfismo sexual

La divergencia ecológica que se genera como consecuencia de diferencias morfológicas y de comportamiento, junto con la dominancia social, promueve la separación de nichos entre sexos en aves. De acuerdo a Krupa (2014), el dimorfismo sexual es el mecanismo evolutivo que poseen solo algunas especies de carpintero del género *Campephilus*, como es el caso de *C. imperialis*, *C. principalis* y *C. magellanicus* (Figura 2.13). Entre otras formas, en la especie *C. magellanicus* este dimorfismo se presenta en relación a la longitud del cuerpo de individuos macho versus individuos hembra, aspecto en el cual casi no existe solapamiento entre sexos, probablemente debido a una diferencia en los hábitos de alimentación (Short, 1970).

Para evaluar diferencias morfológicas y de comportamiento entre individuos de *C. magellanicus* de distinto sexo, Chazarreta *et al.* (2012) desarrollaron un estudio al interior de bosque de lenga (*Nothofagus pumilio* Poepp. et Endl. Krasser) ubicados en los parques nacionales Lanín (39°35'a 41°19'S) y Nahuel Huapi (71°17'a71°36'O), ambos en las cercanías de Bariloche, Argentina. En efecto, dichos autores observaron que los machos de *C. magellanicus* son más grandes y poseen un pico 12,4% más largos que las hembras. En la siguiente tabla se ilustra esta situación descrita.



**Figura 2.13.** Marcado dimorfismo sexual de *C. magellanicus*.  
Izquierda: hembra adulta. Derecha: macho adulto

**Tabla 2.2.** Medidas morfométricas de adultos machos y hembras de *C. magellanicus* (Chazarreta *et al.*, 2012)

Medidas morfométricas	Machos			Hembras			Coeficientes estimados	% de diferencia (**)
	Media ± Desviación estándar	n	Rango	Media ± Desviación estándar	n	Rango		
Cola	176,80±1,30	59	144,50-196	174,70±1,09	64	151-190	0,06±0,03 (P=0,08)	1,2
Alas	205,80±	59	198,50-229	202,70±4,79	64	198,0-222,5	0,10±0,06 (P=0,08)	2,2
Cuerda del culmen	54,81±0,45	59	48,50-63,94	48,75±0,39	63	43,40-56,00	0,54±0,12 (P<0,001*)	12,4
Tarso	36,33±0,41	59	29,17-42,84	34,26±0,37	64	25,53-41,40	-	6,0
Tercer dedo del pie	25,47±2,56	58	21,00-36,15	24,9±2,68	63	22,73-34,48	-	2,3
Uña (tercera)	20,25±0,09	58	19,00-21,93	19,29±0,10	63	16,88-21,18	1,59±0,49 (P=0,001*)	5,0

(\*): diferencias significativas; (\*\*): corresponde a la diferencia en el valor medio entre sexos, en relación al valor de las hembras.

Como se puede apreciar en la Tabla 2.2, los machos resultaron ser más grandes que las hembras en cuanto a las medidas de las alas y cola; no obstante, la medida morfométrica que mejor diferencia los sexos corresponde a la longitud del pico (cuerda del culmen). Las diferencia entre sexos habían sido notadas anteriormente por Short (1970), pues, como se muestra en la Tabla 2.3, existe un solapamiento mínimo de las dimensiones del culmen entre ambos sexos, característica que también es compartida, aunque en menor medida, por otras dos especies del mismo género: *C. principalis* y *C. imperialis*.

Como se puede notar en esta misma Tabla 2.3, el porcentaje de dimorfismo, medido en términos de porcentaje de traslape entre sexos, es notablemente mayor en *C. magellanicus*, comparado con las otras dos especies restantes. Este hecho puede ser el reflejo del nicho mayor que posee *C. magellanicus*, debido a la falta de competencia cercana por parte de otras especies de carpintero (Short, 1970).

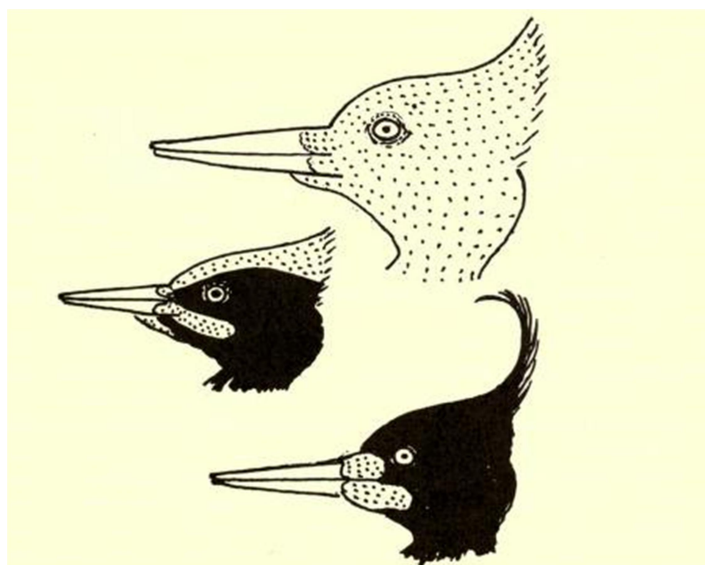
**Tabla 2.3** Traslape entre sexos del culmen expuesto en tres especies de *Campephilus* (Short, 1970)

Especie	rango hembra (mm)	Rango macho (mm)	Traslape entre sexos	% de traslape	% del no traslape conjunto (*)	N
<i>C. magellanicus</i>	43,5-54,5	51,8-58,5	2,7	18	90	28
<i>C. principalis</i>	60,5-67,5	63,0-72,9	4,5	36	76	54
<i>C. imperialis</i>	72,5-84,7	78,5-85,5	6,2	48	70	34

(\*) Determinado mediante el coeficiente de diferencia, obtenido midiendo la longitud y el ancho del culmen, ambos medidos desde el orificio de la nariz.

Chazarreta *et al.* (2012) establecieron también que ambos sexos se alimentan principalmente sobre árboles vivos, pero que los machos utilizan sustratos grandes (troncos) y alturas intermedias (5–10 m), mientras que las hembras usan sustratos más pequeños (ramas) ubicadas dentro de la copa y a mayor altura (>15 m).

La tasa de captura de presas es similar en ambos sexos (0,28 presas/minuto), pero se observó que los machos capturan presas más grandes (larvas xilófagas) que las hembras (presas superficiales). Además, se observó una marcada dominancia social por parte de los machos, al excluir en forma agresiva a las hembras de los lugares que poseen más y mejores recursos. En un análisis de amplitud de nicho, se observó que las hembras son más generalistas que los machos en el uso de microhábitats y en la posición del cuerpo mientras se alimentan. El dimorfismo sexual en tamaño corporal y largo del pico que se observó es concordante al tipo de especialización por el uso de sustratos en los distintos sexos, lo cual fue probablemente reforzado por la dominancia de los machos. La falta de competencia interespecífica en el bosque de lenga, en el cual se desarrolló dicho estudio, contribuiría a la diferenciación observada entre los sexos. (Chazarreta *et al.*, 2012). En relación a esta misma temática, diversos autores (Goodwin, 1968; Short, 1970) establecen que el macho de *C. magellanicus* tiene la cabeza completamente roja, mientras que el macho juvenil tiene una frente de color negro y la corona, nuca, rayas malares y barbilla de color rojo. Los ejemplares hembra de esta especie, tanto juvenil como adulta, tienen sólo el mentón y el lorum de color rojo, siendo esta coloración similar a la de un individuo macho juvenil (Figura 2.14).



**Figura 2.14** Bocetos esquemáticos que muestran las diferencias en los patrones de color de la cabeza de los adultos (derecha) y juvenil (de izquierda centro) de *C. magellanicus*

**Fuente:** Goodwin (1968)

### **2.5.3.- Longevidad**

No existe información relacionada con la edad que poseen los individuos cuando crían por primera vez (aunque probablemente por lo menos tengan unos 2-3 años de edad), así como tampoco la longevidad de la especie. Sin embargo, de acuerdo con su baja tasa reproductiva, la alta inversión parental y la dispersión tardía de individuos juveniles, el máximo tiempo de vida para esta especie no debe ser inferior a 15 años, y posiblemente más de 20 años (Chazarreta y Ojeda, 2015). Esta última información se refrenda por el hecho de existir parejas de *C. magellanicus* que han sido estudiadas por unos 13 años y en la actualidad, aún están criando (Ojeda y Chazarreta, 2014). No obstante lo anterior, según BirdLife International (2015) *C. magellanicus* tiene una longevidad promedio de unos 6,5 años por generación. Dicha disparidad de información refleja la falta de estudios específicos en relación a la longevidad de los individuos de *C. magellanicus*.

## **2.6.- Ecología de la Reproducción**

### **2.6.1.- Comportamiento reproductivo**

Como la mayoría de los pícidos, el sistema de emparejamiento de *C. magellanicus* es estrictamente monógamo y consiste en residir con la pareja a lo largo de todo el año, con una asociación entre individuos de tiempo completo, lo que reduce las posibilidades de que exista una nueva elección de pareja. Probablemente, la alta inversión parental por parte de ambos adultos no favorecería las oportunidades de re-apareamiento por parte de ningún sexo (Chazarreta *et al.*, 2011).

Ojeda (2004) estudió la biología reproductiva de *C. magellanicus* en bosques de Lengua cerca de la ciudad de Bariloche en Argentina (41°08'S y 71°12'O). En dicha área, se analizaron entre los años 1998-2002 un total de 22 nidos activos y seleccionaron de ellos en cada territorio bajo estudio. Se observó que la temporada de cría se desarrolla entre mitad y el término de la primavera y principios y mediados del verano (octubre a enero) y se extiende por unos 65 días, lapso en el cual los padres comparten roles en la excavación de nidos, incubación y cría de los polluelos.

Si los individuos juveniles aún no se han dispersado al momento de la nidificación en la siguiente estación de cría en la que nacieron, los adultos se muestran hostiles y los ahuyentan de sus territorios. Existen dos posibles vías para terminar esta situación: (1) que los juveniles “accepten” el desplazamiento (situación observada en 5 territorios en un año), o (2) que los juveniles persistan en permanecer en su territorio natal, originándose de esta forma un fuerte conflicto con sus progenitores por algunas semanas (situación observada en 11 territorios en un año). En la primera situación, normalmente las parejas crían, y no en forma infrecuente, los juveniles desplazados tratan de acercarse al nido activo, pero los adultos invariablemente alejan a los intrusos.

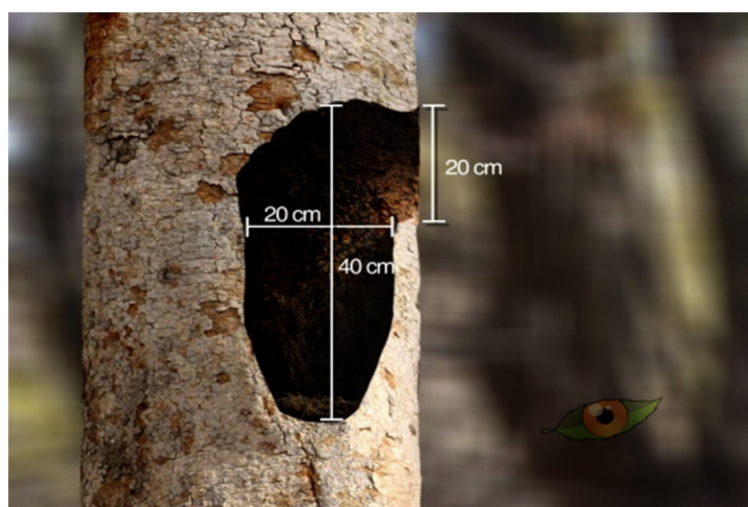
En la segunda situación, la pareja no logra desarrollar el período de cría, aún si han copulado y completado su nido (Ojeda, 2004). Esta misma autora observó solo una hembra y un macho participando en actividades de cría, como en el cortejo nupcial, el cual no contenía ninguna característica especial, sino que apenas un mutuo despliegue de doble tamborileo que producen a un mismo tiempo. El comportamiento copulatorio alcanza su máximo durante el período de la pre-crianza y desaparece en la primera postura de la incubación.

El acto copulatorio fue observado unas 21 veces en unas 10 parejas observadas en un año y se estableció que a veces ésta ocurre en las inmediaciones de un posible nido, o a una considerable distancia de éste (47,6%), o bien incluso cuando no haya un nido construido (14,3 %). La cópula ocurre en posición horizontal con la hembra apoyada a todo lo largo, con mutuas llamadas de reconocimiento hechas durante la aproximación, pero no durante el coito (Ojeda, 2004).

### **2.6.2.- Nido**

A base de los resultados obtenidos por estudios desarrollados por Ojeda (2004) en Argentina, individualizado anteriormente, y otro similar, desarrollado por Saavedra (2009) en Chile, en bosques nativos primarios adulto-denso de coigüe-araucaria, ñirre, ñirre-roble y araucaria-coigüe-lenga (CONAF-CONAMA-BIRF, 1999) ubicados

en el Parque Nacional Nahuelbuta ( $37^{\circ} 44'$  a  $37^{\circ} 51'$  S y  $72^{\circ} 55'$  a  $73^{\circ} 03'$  O), se conocen en detalle las características de los nidos que construye *C. magellanicus*. En efecto, y de acuerdo con diversos autores (Goodall *et al.*, 1957, Ojeda, 2004; Saavedra, 2009), se ha establecido que el *C. magellanicus* nidifica en troncos de árboles con pudrición central generada provocada por hongos xilófagos, los cuales presentan una parcial a casi total ausencia de ramas en el fuste. La excavación del nido de *C. magellanicus* se hace diariamente y por un espacio aproximado de unos 40 días y el tiempo de trabajo de cada integrante de la pareja, es de unos 20 a 30 minutos, lo que incluye picotear la cavidad para sacar madera y botar las astillas con el pico, hacia fuera de la abertura de entrada. Se observó también que la excavación del nido puede tomar años en esta especie y que tanto el macho como la hembra se turnan para excavar la cavidad del nido (Saavedra, 2009). Según Ojeda (2004), los nidos se ubican a una altura promedio de  $8,84 \pm 3,71$  m y tienen una profundidad promedio de  $32,3 \pm 5,32$  cm. La entrada a la cavidad posee un ancho promedio de  $8,92 \pm 0,46$  cm y una altura promedio de  $15,59 \pm 2,54$  cm y es de forma predominantemente oval. La distancia observada entre dos nidos activos sucesivos de parejas vecinas exhibió un rango entre 260–720 m ( $406 \pm 190,47$ ;  $n=5$ ). La distancia observada entre nidos activos en el mismo territorio fue de 27–250 m ( $84,7 \pm 66,43$ ;  $n=10$ ). La Figura 2.15 que se entrega a continuación ilustra la forma y dimensiones típicas de un nido de *C. magellanicus*.



**Figura 2.15.** Morfología típica de un nido de *C. magellanicus*  
Fuente: Saavedra (2009)



En la Tabla 2.4 se detallan las especies de árboles seleccionados por *C. magellanicus* para construir sus nidos y como se puede apreciar allí, *C. magellanicus* en gran parte de su distribución natural exhibe una marcada preferencia por árboles de coigüe (*Nothofagus dombeyi* Mirb. Oerst.) para hacer sus nidos (19 árboles, 58% del total), seguido muy de lejos por lenga (8 árboles, 24,2%), roble (*Nothofagus obliqua* Mirb. Oerst.) (2 árboles, 6,1%) y otras especies (11,7%).

### **2.6.3.- Dormideros**

De acuerdo a estudio realizado por Rodríguez (2001), en el Parque Nacional Nahuelbuta (37°44' a 37°51'S y 72°55' a 72°03'O), los dormideros de *C. magellanicus* son excavados mayoritariamente en coigüe, poseen una morfología interna que no difiere mayormente de un nido y cuando finaliza el período de cría, continúa utilizando el nido como dormidero durante todo el resto del año.

Al hacer un análisis comparativo entre cavidades-nido y cavidades-dormidero, esta misma autora determinó que no existen diferencias significativas entre éstas para las siguientes variables: altura de la cavidad respecto del nivel del suelo ( $t=1,10$  y  $P=0,3060$ ); alto del orificio de entrada ( $t=1,89$  y  $P=0,1078$ ); ancho del orificio de entrada ( $t=1,136$  y  $P=0,2988$ ); profundidad de la cavidad ( $t=0,720$  y  $P=0,5103$ ); ancho de la cavidad ( $t=0,37$  y  $P=0,7274$ ); diámetro a nivel del orificio de entrada de la cavidad ( $t=0,78$  y  $P=0,4644$ ). En la Tabla 2.5 se entregan los promedios observados de cada una de las variables analizadas para el caso de las cavidades-nido y cavidades-dormidero.

**Tabla 2.4.** Especies arbóreas utilizadas por *C. magellanicus* para hacer nidos (Saavedra, 2009 y observaciones personales del autor)

<b>E s p e c i e</b>	<b>L u g a r</b>	<b>Estado</b>	<b>Observaciones</b>
hualo	Fundo "El Melado" (Maule)	vivo	con actividad reproductiva
coigüe	Los Vilches (Maule)	vivo	con actividad reproductiva
coigüe	R.N. Radal 7 Tazas (Maule)	?	no comprobó crianza de polluelos
coigüe	Lonquimay (La Araucanía)	vivo	no se comprobó actividad reproductiva
coigüe	P.N. Nahuelbuta (La Araucanía)	vivo	con actividad reproductiva
coigüe	P.N. Nahuelbuta (La Araucanía)	vivo	sin información
coigüe	P.N. Conguillío (La Araucanía)	muerto	sin información
roble	P.N. Villarrica (La Araucanía)	vivo	con actividad reproductiva
raulí	R.N. Malleco (La Araucanía)	vivo	no se comprobó crianza de polluelos
lenga	P.N. Huerquehue (La Araucanía)	vivo	con actividad reproductiva
coigüe	P.N. Villarrica (La Araucanía)	vivo (5)	con actividad reproductiva
coigüe	P.N. Nahuelbuta (La Araucanía)	muerto	con actividad reproductiva
lenga	P.N. Villarrica (La Araucanía)	vivo	con actividad reproductiva
roble	R.N. Malleco (La Araucanía)	muerto	no se comprobó actividad reproductiva
coigüe	P.N. Nahuelbuta (La Araucanía)	vivo	excavación y dormidero
coigüe	Propiedad adyacente P.N. Conguillío (La Araucanía)	vivo	no se comprobó actividad reproductiva
coigüe	R.N. Malalcahuello (La Araucanía)	vivo	con actividad reproductiva
coigüe	P.N. Nahuelbuta (La Araucanía)	vivo	árbol/dormidero comprobado
lenga	P.N. Villarrica (La Araucanía)	vivo	con actividad reproductiva
coigüe	P.N. Nahuelbuta (La Araucanía)	vivo	con actividad reproductiva
lenga	R.N. Alto Biobío (La Araucanía)	vivo	no se comprobó actividad reproductiva

**Tabla 2.4.** Especies arbóreas utilizadas por *C. magellanicus* para hacer nidos (continuación)

E s p e c i e	L u g a r	Estado	Observaciones
coigüe	Cerca del PN. Conguillío (La Araucanía)	vivo	comprobado como dormitorio
coigüe	Palguín Alto (La Araucanía)	vivo	con actividad reproductiva (afectado por un incendio forestal)
coigüe	P.N. Nahuelbuta (La Araucanía)	vivo	no se comprobó actividad reproductiva
coigüe	Parque Nacional Nahuelbuta (La Araucanía)	vivo	nido activo
coigüe	R. N. Malalcahuello (La Araucanía)	vivo	nido activo
lenga	Villa Las Araucarias (La Araucanía)	vivo	nido activo
lenga	Icalma (La Araucanía)	vivo	nido activo
coigüe de Chiloé	Hueicolla (Los Ríos)	muerto	no se comprobó actividad reproductiva
roble	Chiloé (Los Lagos)	muerto	con actividad reproductiva
coigüe	P.N. Chiloé (Los Lagos)	muerto	no se comprobó actividad reproductiva
lenga	Isla Dawson (Magallanes)	?	con actividad reproductiva
lenga	Isla Presidente Riesco (Magallanes)	vivo	con actividad reproductiva

Notas:

P.N.: Parque Nacional; R.N.: Reserva Nacional.

lenga: *Nothofagus pumilio* Poepp. et Endl. Krasser; coigüe (*Nothofagus dombeyi* Mirb. Oerst.; raulí: *Nothofagus alpina* (Poepp. & Endl.) Oerst.); roble (*Nothofagus obliqua* Mirb. Oerst.); coigüe de Chiloé (*Nothofagus nitida* Phil. Krasser); hualo: *Nothofagus glauca* Phil. Krasser.

**Tabla 2.5.** Valores promedio de variables morfométricas determinadas en cavidades nido y dormitorio de *C. magellanicus* (Rodríguez, 2001)

Variable	Nidos			Dormideros		
	n	promedio	desviación estándar	n	promedio	desviación estándar
altura de la cavidad respecto del nivel del suelo (m)	3	16	3,6	6	10	2,0
alto del orificio de entrada (cm)	2	15,6	0,6	6	19	2,4
ancho del orificio de entrada (cm)	2	10,5	0,7	6	10	0,5
Diámetro interior a nivel de la base de la cavidad (cm)	1	10		6	16	2,3
profundidad de la cavidad (cm)	2	39,5	0,7	4	37	4,6
ancho de la cavidad (cm)	2	21,5	0,7	6	23	5,5
diámetro a nivel del orificio de entrada de la cavidad (cm) (*)	2	37,5	7,8	6	45	12,4

(\*): para esta variable, no fue apropiado realizar un análisis de significancia teniendo solo una observación en uno de los grupos

#### **2.6.4.- Incubación**

De acuerdo a Ojeda (2004), el tamaño de una nidada promedio es de un huevo, a veces dos y la longitud promedio de éste es de  $34,13 \pm 0,79$  mm, su ancho promedio es de  $23,91 \pm 0,67$  mm y la incubación toma aproximadamente unos 20 días de duración promedio. En nidos que contenían dos huevos, solo uno de ellos o ninguno fue incubado; en el primer caso, el segundo huevo desapareció del nido apenas eclosionó el primero de ellos y dos veces se le encontró intacto a pocos metros del árbol-nido. Dado a que no se encontró evidencia de depredación de los nidos, se asume que los propios carpinteros se deshicieron del segundo huevo.

El proceso de incubación toma alrededor de unos 20 días y los polluelos son altriciales; es decir, nacen ciegos, sin los conductos auditivos abiertos, prácticamente sin pelo y con una movilidad muy limitada y permanecen en el nido durante unos 45 días. Los polluelos jóvenes pueden permanecer con su grupo familiar hasta por 2 años o más y son alimentados por los adultos, los que normalmente crían cada dos años.

A pesar de la dispersión tardía de individuos juveniles (hasta 2 años o más), no se observaron individuos jóvenes que ayudaran en la etapa de anidación (los cuales tampoco están documentados para esta especie); en cambio, los individuos adultos inhiben su propio ciclo de cría en orden a maximizar la supervivencia juvenil. Este aspecto es probablemente el más interesante del sistema social y de crianza de *C. magellanicus*, y no se encontraron referencias similares en otros pícidos.

#### **2.6.5.- Crianza de polluelos**

Chazarreta *et al.* 2011) investigaron el comportamiento y cuidado parental sexo-específico de *C. magellanicus*, incluyendo incubación, crianza, aseo de nidos y alimentación de polluelos, al interior de bosques de *Nothofagus sp* del Parque Nacional Nahuel Huapi, ubicado en las inmediaciones de la ciudad de Bariloche, Argentina ( $41^{\circ}15'S$  y  $71^{\circ}16'0$ ). Para ello se estudiaron 11 nidos activos, los cuales fueron vigilados desde el amanecer hasta el anochecer, una vez a la semana, durante toda la temporada de anidación. Se observó que al interior de los nidos

había una o dos crías, pero cuando habían dos, la segunda de ellas pronto se dejó morir de hambre, por lo que en cada nido había se crió en definitiva solo un ejemplar. El cuidado de los padres se dividió casi en partes iguales entre los padres para la mayoría de las actividades, excepto en el saneamiento del nido y en el cuidado nocturno, donde los machos dominaron. La contribución de los dos sexos al cuidado parental es variable durante el progreso de la época de cría. Las tasas de alimentación fueron similares entre los padres, pero los machos entregaron presas más grandes. El cuidado de los padres en *C. magellanicus* parece estar en de acuerdo con el comportamiento reproductivo exhibido por la mayoría de las especies de carpinteros; sin embargo, algunas diferencias pudieran deberse a las particularidades del bosque templado austral (disponibilidad de alimento, consistente con el hecho de tener nidadas de solo una cría), así como también de las características de la especie (tamaño de la nidada consistente en una sola cría y existencia de limitaciones conductuales para la dispersión juvenil).

## **2.7.- Importancia ecológica de *C. magellanicus***

La importancia ecológica de *C. magellanicus* es múltiple, pues se le considera una especie “paraguas”, debido a que posee un ámbito de hogar extenso, por lo que al brindársele protección se conservan comunidades bióticas completas (Arango *et al.*, 2007). Este mismo hecho hace que también sea considerada como una especie “carismática” o “emblemática”, atrayendo la atención y admiración del público, por lo que se puede usar como especie central en actividades de educación ambiental o ecoturismo (Walpole y Leader-William, 2002).

La comunidad científica (Paine, 1995; Beaudoin y Ojeda, 2011; Ojeda y Chazarreta, 2014) considera además que *C. magellanicus* es una especie clave (keystone species), porque posee un efecto desproporcionadamente significativo sobre su medioambiente en relación a su abundancia. Este reconocimiento de *C. magellanicus* como especie clave se basa en los siguientes hechos: a) al hacer excavaciones en los árboles, ya sea para alimentarse, dormir o anidar, crea hábitats favorables para otras especies que son usuarios secundarios de estas cavidades, como el caso de la cachaña (*Enicognathus ferrugineus* Muller 1776),

chuncho (*Glaucidium nanum* King 1828) y concón (*Strix rufipes rufipes* King 1828), entre otras especies (Ojeda, 2004; Drever *et al.*, 2008); y, b) al ser una especie exigente en cuanto a las características que debe poseer el hábitat que ocupa, es una especie indicadora de una gran biodiversidad de avifauna en los ecosistemas forestales (Frank y Finckh, 1999; Mikusinski *et al.*, 2001; Virkkala, 2006).

*C. magellanicus* es también una especie bioindicadora de la existencia de bosques primarios no alterados por el hombre. Tiene esta condición debido a que su estado y ecología provee información acerca la condición del ecosistema completo (Heywood y Watson, 1995) y por lo tanto porque es susceptible de generar cambios en el hábitat en que viven, por lo que su presencia denota la existencia de bosques no fragmentados y en buen estado ecológico (Finckh *et al.*, 1996; Frank y Finckh, 1999; Arango y Rozzi, 2005).

### **2.7.1.- Conformación de gremios de avifauna del bosque**

En los bosques de todo el mundo, el suministro de árboles que pueden proveer cavidades, puede limitar entre un 10 y un 40% las poblaciones de aves y mamíferos que requieren este tipo de recurso para anidar o posarse. Las cavidades pueden ser formadas por excavación o por descomposición. En el primer caso, las especies de carpintero excavan sus propias cavidades en los árboles. En el segundo caso, el proceso natural de descomposición y senescencia de un árbol gradualmente formará cavidades, algunas de las cuales serán adecuadas para que los individuos nidifiquen y se refugien (Altamirano *et al.*, 2012b).

Los esfuerzos de conservación dirigidos a comunidades usuarias de cavidades están a menudo centrados en los carpinteros, ya que, como especies excavadoras de cavidades, se presumen que son las especies que también controlan el suministro de cavidades. En un estudio desarrollado por Cockle *et al.* (2011) en América del Norte, se demuestra que las especies de aves excavadoras primarias de cavidades son importantes generadores de este tipo de hábitat para otras especies de aves que de ella dependen, pues proveen un 77% de las cavidades para anidación. Sin embargo, éstas no presentan un igual grado de importancia en

otras latitudes, pues proveen apenas un 26% de las cavidades para anidación en eurasia y américa del sur; y un 0% en australasia.

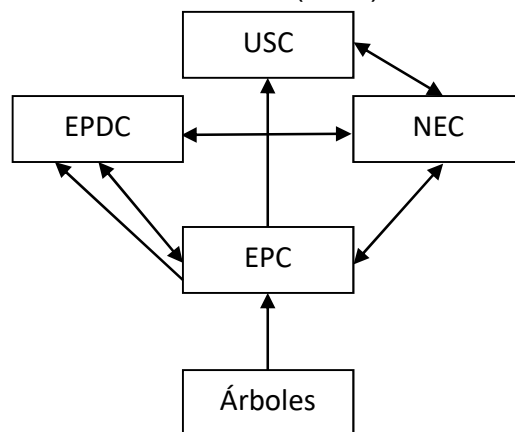
Dichos autores estudiaron la supervivencia de crías en 2.805 cavidades-nido, encontrándose para el caso de Canadá una persistencia similar entre cavidades creadas por carpinteros y aquellas creadas por la descomposición de los árboles. En cambio, para el caso de Polonia y Argentina, se encontró una baja persistencia de cavidades excavadas por carpinteros. Se concluye que fuera de norteamérica, la naturaleza efímera de muchas cavidades de carpinteros puede hacer que la mayoría de los vertebrados que son usuarios de cavidades dependan críticamente de la formación lenta de cavidades por daño y decadencia.

Frecuentemente, se asume que las aves que nidifican en cavidades pueden estar limitadas por la presencia de sitios de nidificación. Sin embargo la mayoría de los estudios que apoyan la limitación de sitios de nidificación han sido realizados en paisajes modificados por actividades humanas de norteamérica y europa. Tanto en bosques maduros como en bosques degradados del neotrópico, se sabe muy poco sobre la ecología y la disponibilidad de cavidades para este grupo de aves. Un estudio desarrollado por Cornelius *et al.* (2008) consistió en revisar artículos científicos ya publicados y se presentan cinco estudios de casos que examinan la disponibilidad de cavidades, las limitaciones potenciales sobre las poblaciones, la reutilización de cavidades y las relaciones entre especies de aves que nidifican en cavidades en cinco hábitats de tipo boscoso de américa central y américa del sur.

Como resultado, no se encontró evidencia concluyente de una existencia limitada de cavidades en bosques no perturbados sub-tropicales, en los cuales existía una amplia disponibilidad de cavidades que no fueron utilizadas. Sin embargo, las cavidades no utilizadas difirieron de las cavidades con nidos activos, mostrando que es importante considerar la calidad de las cavidades al determinar la disponibilidad y limitación de éstas. Además, uno de los estudios de caso no mostró evidencia de que exista competencia (mediante interferencia) por cavidades, a pesar de presentarse una alta tasa de reutilización, como para sugerir una limitación de cavidades.



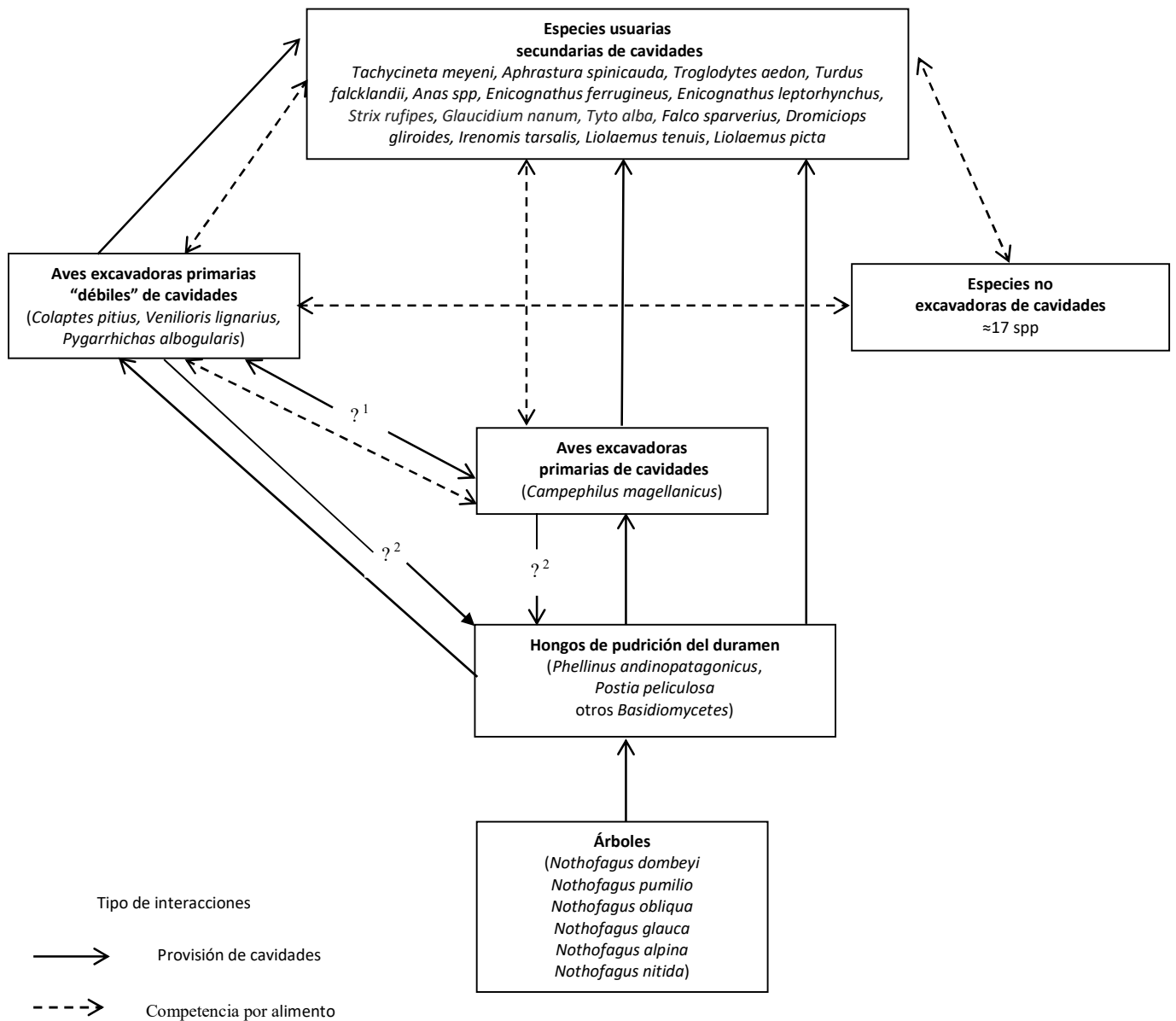
Sin embargo, en bosques subtropicales y templados degradados por tala selectiva y fragmentación, hubo evidencia de una menor densidad de cavidades y una potencial limitación de cavidades para las aves. Los estudios de caso también sugieren que las especies que adoptan cavidades (los denominados “usuarios secundarios de cavidades”) en bosques neotropicales utilizan en su gran mayoría cavidades no excavadas. Sin embargo, algunos usuarios secundarios de cavidades prefirieron cavidades excavadas, por lo que, en algunos bosques, los carpinteros pueden ser agentes creadores de cavidades de gran importancia. Además, algunas especies de árboles fueron más importantes que otras como sustrato para cavidades. Se requiere de más investigación para entender la estructura de las “redes de nidos” y determinar bajo qué condiciones las cavidades son un recurso limitante (Cornelius *et al.*, 2008). Haciendo una analogía con el concepto de “redes tróficas” presentes en todos los ecosistemas, Martin y Eadie (1999) acuñaron el concepto de “redes de nidos” para describir la interdependencia entre los cuatro gremios con respecto a la creación y uso de cavidades en árboles. En todos los lugares en donde haya árboles existirá una comunidad de fauna silvestre asociada a la “red de nidos” (“nest-web” o “cavity web”). La Figura 2.16 ilustra una estructura hipotética ideal de una red de nidos, la cual considera los siguientes gremios: especies de aves excavadoras primarias de cavidades (EPC), excavadoras primarias débiles de cavidades (EPDC), usuarios secundarios de cavidades (USC) y especies no excavadoras de cavidades (NEC).



**Figura 2.16.** Estructura hipotética ideal de una trama de nidos a nivel de gremio de especies de la avifauna del bosque

**Fuente:** Martin y Eadie (1999)

De acuerdo con la “trama de nidos” (Martin y Eadie, 1999), solo *C. magellanicus* pertenece al gremio de las especies nidificadoras primarias de cavidades (primary cavity nesters), en tanto que *C. pitius* y *V. lignarius* pertenecen al gremio de las especies cavadoras primarias “débiles” de cavidades (weak primary cavity nesters), que agrupa especies que en ciertas ocasiones excavan sus propias cavidades en árboles adultos y, en otras, utilizan cavidades pre-existentes, ya sea que hayan sido generadas mediante excavación por *C. magellanicus* o bien por causas naturales (Martin y Eadie 1999; Altamirano *et al.*, 2012b). Un gran número de otras especies forman el gremio de especies nidificadoras secundarias de cavidades (secondary cavity nesters), compuesto por especies que usan cavidades, pero que no son capaces de excavarlas. Este gremio está representado por muchas aves canoras, patos, loros, aves rapaces, mamíferos de pequeño tamaño y reptiles. Existe también un último gremio que agrupa especies que no nidifican en cavidades (non-cavity nesters) (Altamirano, 2012b; McBride, 2000; Martin y Eadie, 1999). En la Figura 2.17 se ilustra la posible generación de una posible red de nidos para el bosque templado de Chile y el tipo de interacciones que allí se dan.



<sup>1</sup>: aves excavadoras primarias de cavidades pueden facilitar/expropiar otras cavidades ya iniciadas  
<sup>2</sup>: aves excavadoras primarias de cavidades abren puertas de entrada y pueden inocular árboles con hongos generadores de pudrición central

**Figura 2.17.** Red de nidos hipotética para el bosque templado de Chile  
**Fuente:** Adaptado de Martin y Eadie (1999) y McBride (2000)

Según Ojeda *et al.* (2011), en bosques de lenga Andino-Patagónicos de Argentina existen unas ocho diferentes especies de aves y una de mamífero que son usuarias secundarias de cavidades de *C. magellanicus*, la mayoría de los cuales adoptan una cavidad hecha y abandonada por *C. magellanicus* de tamaño mediano a grande. Estas mismas especies fueron encontradas también anidando o durmiendo en otros orificios naturales, los que eran abundantes en los sitios de estudio. Se ha registrado evidencia circunstancial de la competencia directa por las cavidades de *C. magellanicus* solamente en el caso de algunas especies que son usuarias secundarias, como por ejemplo, concón y cachaña y entre éstos y *C. magellanicus*.

Por su parte, Altamirano *et al.* (2012a) ha establecido que en el bosque templado andino del sur de Chile, al menos un 53% de las aves (27 especies), tres mamíferos y dos reptiles, usan cavidades en árboles para estas actividades críticas en sus historias de vida.

Beaudoin y Ojeda (2011) han observado que hongos xilófagos que pudren la madera forman grandes cavidades naturales en árboles de coigüe cuando éstos tienen unos 150-200 años. En cambio, *C. magellanicus* excava cavidades en árboles de coigüe más jóvenes, de unos 80 a 100 años de edad, y por lo tanto, proveen de cavidades adecuadas para el concón más temprano que las cavidades provistas por causas naturales. Dada la baja disponibilidad de grandes cavidades naturales en bosques de coigüe de edades intermedias que dominan en los bosques de baja elevación del norte de la patagonia argentina, dichos autores postulan que *C. magellanicus* puede facilitar la anidación del concón.

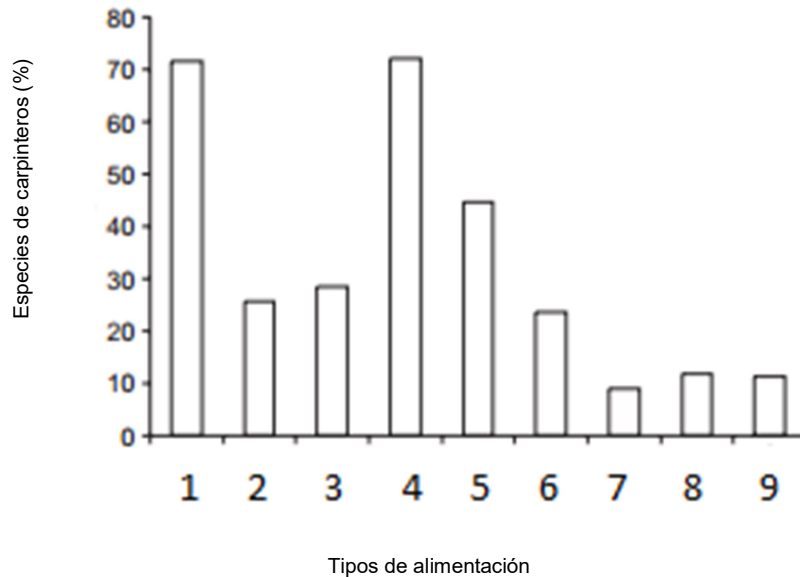
### **2.7.2.- *C. magellanicus* como subrogante de biodiversidad de avifauna en bosques**

La selección de un subrogante confiable para monitorear los efectos de la degradación y fragmentación de la biodiversidad forestal es fundamental y su elección tiene implicaciones en la política científica y de conservación (Heink y Kowarik, 2010; Noss, 1990). Para seleccionar especies subrogantes de la biodiversidad, un criterio pertinente consiste en generar información primaria acerca del estado de la biodiversidad a lo largo de gradientes ambientales amplios (Noss, 1990).

Solo tres especies de aves que habitan los bosques han sido propuestas como especies sustitutas de la biodiversidad en los bosques templados de América del Sur: *C. magellanicus*, chucao (*Scelorchilus rubecula* Kittlitz 1830) y concón, pero sólo esta última especie ha sido puesta a prueba de fiabilidad como sustituto de la biodiversidad mediante un estudio empírico desarrollado por Ibarra (2014) en bosques templados de la cordillera de los Andes de La Araucanía (39°16'S y 71°O).

### **2.8.- Alimentación**

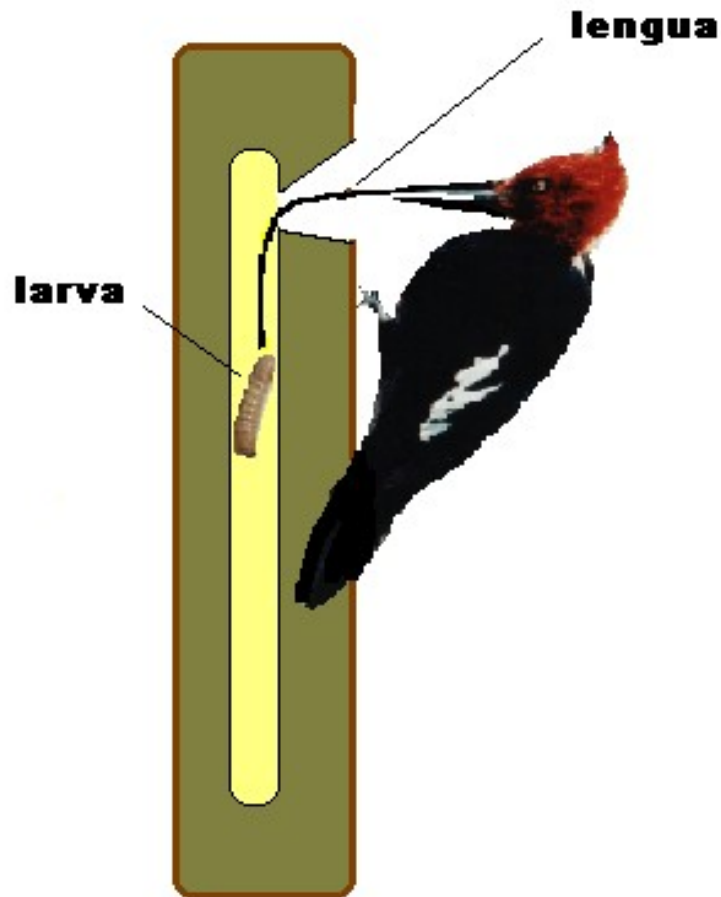
Los pícidos son especies que poseen una amplia variedad de fuentes de alimentación, como se puede comprobar en la información que entrega Figura 2.18, en la cual se ilustra la composición de la dieta alimenticia de las especies de carpinteros alrededor del mundo, destacándose la importancia que poseen las hormigas y otros artrópodos como principales tipos de alimento.



**Figura 2.18.** Dieta de las especies de la familia *Picidae* basada en el porcentaje del total de especies que poseen cada uno de los tipos de alimentación. 1: hormigas; 2: termitas; 3: larvas de escarabajos de la madera; 4: otros artrópodos; 5: frutas y bayas; 6: semillas y nueces; 7: vertebrados; 8: savia; 9: otros.

**Fuente:** Mikusinski (2006)

Por otra parte, *C. magellanicus* es considerada una especie omnívora por consumir insectos (arácnidos, dípteros y hormigas) (Saavedra, 2009; Del Hoyo *et al.*, 2002), bayas de especies arbustivas (Winkler *et al.*, 1995) como sallol (*Berberis serrato-dentata* Lechl.) y maitén (*Maytenus boaria* (Ojeda, 2003), savia de árboles como coigüe de Magallanes (*Nothofagus betuloides* Mirbel Oesrted) (Schlatter y Vergara, 2005), lagartijas del género *Liolaemus* (Ojeda 2003), murciélagos, e incluso polluelos de otras especies (Ojeda y Chazarreta, 2006). No obstante lo anterior, *C. magellanicus* es considerada sobre todo una especie consumidora especializada de larvas y escarabajos xilófagos (Rozzi *et al.*, 1996b; Ojeda, 2004). En la Figura 2.19 se ilustra la forma mediante la cual *C. magellanicus* extrae una larva localizada en su galería al interior del duramen de un árbol del género *Nothofagus* de diámetro pequeño.



**Figura 2.19** *C. magellanicus* extrayendo larvas desde un tronco de *Nothofagus sp*  
Fuente: Saavedra (2009)

Ojeda y Chazarreta (2006) estudiaron el comportamiento de los padres durante dos temporadas de anidación, en siete nidos de *C. magellanicus*, al interior de bosques de lenga pura en el Parque Nacional Nahuel Huapi, cerca de la ciudad de Bariloche (41°08' S y 71°12'O), Argentina. A base de sus observaciones, se estableció que los alimentos entregados a los polluelos incluyen larvas de insectos consumidores de madera (57,6%), arácnidos (13,1%), y vertebrados (4,6%), incluyendo un murciélago, lagartijas y huevos de aves y polluelos, siendo la primera vez que se reporta este tipo de presa para *C. magellanicus*, por lo que se desconoce la frecuencia de depredación sobre vertebrados por parte de *C. magellanicus* fuera de la temporada de cría.

Menos frecuentes fueron las presas consistentes en insectos adultos, orugas y pupas y solo un 19,8% de la dieta observada estuvo compuesta por invertebrados no identificados. También se estableció que los machos proveen la mayoría de las grandes presas (larvas de insectos consumidores de madera y vertebrados; 61,7%), mientras que las hembras proveyeron la mayoría de las presas pequeñas (arácnidos y pequeños invertebrados identificados; 79,6%), lo que la existencia de diferencias en cuanto a la estrategia de alimentación entre ambos sexos.

### **2.8.1.- Diferencias morfológicas y de comportamiento alimentario entre sexos**

La divergencia ecológica producto de diferencias morfológicas y de comportamiento, junto con la dominancia social, promueve la separación de nichos entre sexos en distintas especies de aves. Por otra parte, la ausencia de competidores favorecería estas diferencias intersexuales. En este contexto, *C. magellanicus* es el único pícido de gran tamaño en los bosques de *Nothofagus* de la patagonia de Chile y Argentina que no presenta competidores. Una investigación preliminar en esta temática fue desarrollada por Chazarreta *et al.* (2012) en la patagonia argentina, basada en datos morfológicos de colecciones de museos y registros de comportamiento en poblaciones de *C. magellanicus*. Como resultado de dicho estudio, se estableció la existencia de diferencias morfológicas entre sexos y se postuló la existencia de diferencias en el comportamiento alimentario, correlacionadas con ese dimorfismo genera un uso especializado del sustrato entre los sexos.

En efecto, dicho estudio estableció que los machos de *C. magellanicus* son más grandes y poseen picos un 12,4% más largos que las hembras. Ambos sexos se alimentan principalmente sobre árboles vivos, pero los machos usan sustratos más grandes (troncos) que las hembras y alturas intermedias (5–10 m), mientras que las hembras usan sustratos más pequeños (ramas) dentro de la copa y ubicados a mayor altura (> 15 m).



La tasa de captura de presas fue similar entre sexos (0,28 presas/min), pero los machos capturaron presas más grandes (larvas xilófagas) que las hembras (presas superficiales). Se registró dominancia social de los machos, porque excluyen a las hembras de los sitios que poseen los mayores recursos alimenticios. La hembra de *C. magellanicus* es más generalista que el macho en el uso del microhábitat y en la posición del cuerpo mientras se alimentan. La falta de competencia interespecífica en los ecosistemas que ocupa *C. magellanicus* contribuiría a la diferenciación observada entre los sexos. En la Tabla 2.6 se detallan los porcentajes que representan 852 presas entregadas por el macho (n=448) y la hembra (n=404) a polluelos de *C. magellanicus* en siete nidos en la patagonia Argentina durante las temporadas de cría 2003-2004 y 2004-2005

**Tabla 2.6** Estructura de las presas capturadas por *C. magellanicus*, segregadas por sexo (Ojeda y Chazarreta, 2006)

Tipo de presa (n)	ambos sexos	machos	hembra
<i>Invertebrados:</i>			
larvas xilófagas (491)	57,6	65,6	48,8
arácnidos (112)	13,1	9,6	17,1
insectos adultos (31)	3,6	3,3	4
orugas (4)	0,5	0,7	0,2
pupas (6)	0,7	1,3	0
otros invertebrados no identificados (169)	19,8	12,0	28,5
Total invertebrados	95,4	92,5	98,6
<i>Vertebrados:</i>			
lagartija (13)	1,5	2,7	0,2
Polluelos (14)	1,6	3,1	0
huevos de aves (8)	0,9	0,9	1
murciélagos (1)	0,1	0,2	0
otros vertebrados no identificados	0,4	0,4	0,2
Total vertebrados	4,6	7,4	1,5

### 2.8.2.- Elección de árboles para alimentación

En un estudio desarrollado por Vallejos (2010) en el límite norte de distribución andina de *C. magellanicus*, al interior del Santuario de la Naturaleza Alto Huemul, ubicado en Chile central (34°48' S a 35°2' S y 70° 31' O a 70°45' O), se observó que sobre un 98% de signos de búsqueda de alimentos fueron registrados sobre roble, cuyo diámetro a la altura del pecho (DAP) en promedio resultó ser superior a 35 cm.

La intensidad de búsqueda de alimento fue directamente proporcional al DAP e indirectamente proporcional al estado sanitario de los árboles con signos. Por otra parte, todas las cavidades registradas (nidos o dormideros), identificadas como hallazgos casuales, se presentaron en la especie roble, siendo su DAP promedio de 62,6 cm (rango mínimo de 53 cm), ubicándose a una altura superior a 8 m. Vallejos (2010) observó evidencias de la especie en todos los sectores visitados.

Respecto de los patrones de movimiento que exhibe *C. magellanicus* para alimentarse, Vergara *et al.* (2016) establecieron que posee dos grandes estrategias, ambas basadas en la calidad de los árboles: 1) los individuos que poseen un conocimiento local seleccionan árboles en función de la calidad de los árboles de la vecindad inmediata; 2) los individuos que carecen de conocimiento local seleccionan los árboles según la disponibilidad observada en lugares previamente visitados.

Lo anterior sugiere que para seleccionar árboles los carpinteros utilizan información disponible en su memoria de largo plazo, basada en el conocimiento que tiene sobre los árboles disponibles en el paisaje. En general, los carpinteros seleccionan árboles que se encuentran en las últimas etapas de las clases de decaimiento y no eligen cualquier árbol que esté disponible. Los modelos utilizados por Vergara *et al.* (2016) indicaron que las preferencias de los carpinteros están basadas en los grupos de árboles cercanos a los árboles más visitados, lo que sugiere que utilizan señales visuales de árboles vecinos.

Además, mostraron que utilizan información consolidada a través de escalas espaciales más amplias para ajustar los tiempos de residencia de los árboles. Específicamente, los carpinteros pasan más tiempo en árboles con diámetros mayores y en una etapa de decaimiento más avanzada que en árboles disponibles a lo largo de sus rutas. Estos resultados sugieren que los carpinteros toman decisiones de búsqueda de alimentos, basadas en la calidad relativa de los árboles que perciben y que memorizan información a diferentes escalas espacio-temporales.

## 2.9.- Comportamiento y conducta social

Entre las distintas especies de pícidos, se cree que los recursos alimenticios como frutos y otros materiales vegetales que se encuentran agrupados en lugares específicos, es el primer factor que gatilla una estrategia la vida basada en grupos sociales. En contraste, en el caso de aquellas áreas muy amplias que poseen recursos alimenticios que están muy esparcidos en el espacio, como las larvas de insectos taladradores de madera, los cuales además son elusivos y muy difíciles de procurar, es un factor que bloquea la aparición de un comportamiento social similar al caso descrito (Del Hoyo *et al.*, 2002).

Por otra parte, Ojeda (2004) observó la existencia de una clara conexión entre el desempeño logrado en las actividades de búsqueda de alimentos por parte de individuos juveniles de *C. magellanicus* y su probabilidad de dispersión desde su territorio natal, por lo que propone una tesis alternativa para explicar la relación entre los recursos alimenticios y un prolongado período de comportamiento social en grupos familiares. En efecto, una dieta basada mayoritariamente en larvas implica el aprendizaje de complejas técnicas de alimentación, proceso de aprendizaje que puede operar como una barrera para la dispersión de individuos juveniles. Individuos juveniles sin experiencia podrían presentar una menor probabilidad de supervivencia sin la ayuda de adultos en la búsqueda y obtención de alimentos de una alta calidad (por ejemplo, larvas grandes). De esta forma, a pesar de que los alimentos se encuentren muy dispersos una familia numerosa presenta sus ventajas. Posiblemente, las condiciones climáticas rigurosas a la que están sometidos los ecosistemas (con nieve invernal) en que habita *C. magellanicus* también podrían influenciar el sentido de la evolución, favoreciendo la vida en grupos en el caso de estas especies que residen permanentemente en sus territorios durante los inviernos y que sobreviven exclusivamente de larvas taladradoras de la madera durante dicha estación del año. Desafortunadamente, poco o nada se sabe acerca del comportamiento posterior a la etapa de polluelo de otras especies de *Campephilus* y menos aún de la etapa del proceso de aprendizaje involucrado en una exitosa captura de presas en estos pícidos que encuentran su fuente de alimentación en la madera.

### 2.9.1.- Comunicación entre individuos (vocalizaciones y sonidos)

*C. magellanicus* tamborilea en los árboles, al igual que otras especies de *Campephilinae*, para las cuales se dispone de más información. Sus vocalizaciones son similares a las del carpintero de pico de marfil y a otras especies de *Campephilinae*, como por ejemplo, *Phloeoceastes rubricollis* (Short 1970). El tamborileo se puede utilizar para atraer a un compañero y para establecer un territorio. En la mayoría de las especies, tanto los machos como las hembras pueden tamborilear, no existiendo ninguna diferencia aparente entre el tamborileo de machos y hembras. Se necesita mayor información para determinar la función y el rol que cumplen específicamente las diversas vocalizaciones y sonidos que emite *C. magellanicus*.

Una frecuente vocalización es una llamada expresiva y nasal (“tsie-yaa”, o “pi-caa”) emitida por una sola vez, o bien una serie repetida de veces (hasta unas 7, y, a veces, más). Otra fuerte vocalización, a menudo emitida en pareja, es una llamada en forma de gorjeo, la cual normalmente es emitida en serie: “prrr-prrr-prrr”, o bien, “weeerr-weeeerr”. Esta llamada probablemente sirve para comunicar movimiento entre la pareja. Estas aves también emiten una vocalización que suena como un grito, con una secuencia descendente de notas (“cray-cra- cra- cra- cra- cra- cra”), la cual emiten mientras vuelan o se posan en un árbol y también ante la presencia de un potencial depredador. En este último caso, el grito suena en tono nervioso (Chazarreta y Ojeda, 2011). Los individuos también emiten una nota sutil, como un gemido, para mantenerse en contacto con los miembros de un grupo familiar o con la pareja cuando están próximos unos a otros. Los individuos juveniles tienen un fuerte y agudo grito cuando piden ser alimentados en un grupo familiar que busca alimentos. El fuerte tamborileo doble “ta-dap!” es utilizado para delimitar el territorio y también como advertencia a los intrusos y a veces también como un sonido de ubicación para la pareja. Este doble golpeteo es común y distintivo de las especies del género *Campephilus*, que en el caso de *C. magellanicus* este sonido corresponde a un doble golpe (a veces solo uno) contra un árbol, hecho principalmente en la parte superior de las ramas muertas.

Al inicio de la temporada de cría, la pareja frecuentemente emiten el doble tamborileo como una forma de marcar su territorio. Los dobles tamborileos pueden ser emitidos durante todo el día, por parte de individuos de ambos sexos, y también por parte de juveniles y subadultos, especialmente cuando un intruso entra a su territorio o cuando pueden oírse mutuamente con otro grupo familiar cercano.

En la temporada de anidamiento o durante la excavación del nido, ambos individuos que constituyen parejas pueden usar un golpe ligero mientras dejan el nido, pero este sonido no ha sido publicado aún. Mientras busca alimento, *C. magellanicus* emite un golpeteo suave, martillea y excava a lo largo de todo el día y los observadores descubren a los individuos por los sonidos de búsqueda de alimento que emiten, antes de poder visualizarlos directamente (Chazarreta y Ojeda, 2011).

### **2.9.2.- Estructura de los grupos familiares y defensa del territorio**

*C. magellanicus* es una especie que posee uno de los períodos de incubación más extendidos que cualquier otro pícido (Yom-Tov y Ar, 1993; Del Hoyo *et al.*, 2002), exhiben un desarrollo muy lento en su etapa de polluelo, a pesar de su extremo grado de altricialidad al eclosionar, lo que podría explicar la conducta social consistente en conformar grupos familiares en torno a la pareja reproductiva. En efecto, *C. magellanicus* establece muy comúnmente grupos estables o clanes formados por 2-4 individuos: la pareja original y 1 o 2 individuos juveniles que son los hijos de ésta y que pueden tener hasta dos años de edad. También es muy común observar tríos, los cuales están compuestos casi siempre por dos machos (uno de ellos, juvenil) y una hembra (Jaramillo, 2003; Chazarreta *et al.*, 2011).

Por otra parte, *C. magellanicus* es un ave fuertemente territorial, como resultado de su nivel de especialización trófica y hábitos de reproducción, debido a que la especie requiere de sustratos específicos para buscar alimentos y excavar su nido. Los grupos familiares defienden grandes territorios de los intrusos cuando éstos poseen los atributos de hábitat que requiere la especie para alimentarse y reproducirse. Durante las disputas territoriales los individuos adultos suelen realizar

su característico doble golpeteo territorial, pero si dos grupos territoriales se encuentran, a menudo toda la familia, incluidos los menores, participan en una disputa territorial, realizando conductas antagónicas como el despliegue de las alas y vuelos de persecución.

Muchas parejas reproductoras comparten su territorio con aves inmaduras de años anteriores al inicio de la temporada de cría (uno o dos individuos, y a veces más), ya que los individuos jóvenes permanecen en el territorio natal durante unos de 2-3 años (ocasionalmente 4-5 años) junto con sus padres. Aunque es posible apreciar individuos juveniles en la zona del nido durante su excavación, muy rara vez se acercan al nido después de que los huevos se han establecido. Cuando los juveniles aparecen alrededor de un nido activo, los adultos suelen reaccionar agresivamente (Chazarreta *et al.*, 2011).

Aunque se ha descrito un comportamiento de lucha entre individuos de carpinteros para una amplia gama de especies, estudios anteriores no han reportado encuentros agresivos que resulten en la muerte de adultos para el caso de *C. magellanicus*. No obstante, en un estudio desarrollado en la Isla Navarino, Cabo de Hornos, Chile (55° 4'S y 67° 39' O), Soto *et al.* (2015) proporcionaron una primera evidencia de un comportamiento agonístico letal entre dos machos de *C. magellanicus*. La lucha se desarrolló en el territorio central del individuo que resultó muerto y de su compañera, un par de individuos que previamente había sido anillados y monitoreados, como parte de una investigación de seguimiento sobre esta especie realizada durante los 2 últimos años por los autores de la investigación.

Una semana después de la pelea, un individuo macho joven de *C. magellanicus* sin anillar fue registrado en compañía de la hembra que era la pareja del individuo muerto. Este joven carpintero macho es potencialmente un hijo de la ex pareja, o tal vez es un nuevo compañero sustituto del individuo muerto. A partir de esta observación, se deduce que el territorio previamente ocupado por el macho muerto, así como su papel de cría, fue reasignado mediante competencia por parte de dos familias vecinas.

Este evento mortal ofrece una visión novedosa sobre el comportamiento de *C. magellanicus* y sugiere que el comportamiento agonístico letal probablemente podría contribuir a la plasticidad territorial y la estructura familiar en esta especie (Soto *et al.*, 2015).

## **2.10.- Parámetros poblacionales**

### **2.10.1.- Densidad**

En Chile no existe una metodología única y estandarizada que permita estimar la densidad poblacional de *C. magellanicus*, la cual, además, es muy variable, dependiendo del tipo de bosque, ubicación geográfica y otras consideraciones. No obstante lo anterior, en la Tabla 2.7 se entregan algunas estimaciones de densidad poblacional para esta especie, las que fueron generadas por distintos autores en diferentes tipos de bosque y ubicación geográfica, las cuales necesariamente tienen un carácter solo referencial, ya que no se pueden comparar directamente entre ellas, debido a la falta de una estandarización metodológica que lo permita.

**Tabla 2.7.** Estimación de la densidad poblacional de *C. magellanicus* por tipo de bosque y ubicación geográfica

Autor	Tipo de bosque	Lugar	Ubicación geográfica	Densidad (individuos/ha)
Estades (1997)	roble y lenga	Reserva Forestal Ñuble	37°S y 71°30'O	0,13 a 0,34
Saavedra (2009)	coigüe-araucaria, ñirre, ñirre-roble y araucaria-coigüe-lenga	Parque Nacional Nahuelbuta	37°44' -37°51'S 72°55' -73°03' O	0,02 a 0,06
Ibarra y Martin (2015)	coigüe-laurel (200-500 m.s.n.m.); mañío-tepa-coigüe (500-900 m.s.n.m.); y los bosques deciduos de lenga y araucaria (900 a 1.500 m.s.n.m.)	Cuenca del lago Villarrica, región de La Araucanía	39°16'S y 71°O	0,06
Short (1970)	lenga y coigüe-ciprés de la cordillera	Bariloche (Argentina)	41°15'S y 71°16'O	1,3
McBride (2000)	lenga y ñirre	Tierra del Fuego (Chile y Argentina)	53°40' a 54° 45' S; 66°40' a 69°25'O	0,022 a 0,01
Vergara y Schlatter (2004)	lenga-coigüe de Magallanes y lenga	Tierra del Fuego (Chile)	54°04' a 70°58'S y 54°45' a 70°03'O	0,0058±0,0015 y 0,0113±0,0005 (lenga-coigüe de magallanes) 0,008± 0,004 (lenga)



**Tabla 2.7.** Estimación de la densidad poblacional de *C. magellanicus* por tipo de bosque y ubicación geográfica (continuación)

Autor	Tipo de bosque	Lugar	Ubicación geográfica	Densidad (individuos/ha)
Díaz <i>et al.</i> (2005)	canelo ( <i>Drimys winteri</i> ), luma ( <i>Amomyrtus luma</i> ), meli ( <i>Amomyrtus meli</i> ), tepa, coigüe de Chiloé ( <i>Nothofagus nitida</i> ) y ulmo ( <i>Eucryphia cordifolia</i> )	Chiloé	(42° S)	0,04 ± 0,05 (bosque maduro, ≥200 años)
Ojeda y Chazarreta (2014)	lenga	Bariloche (Argentina)	41°15´S y 71°17´O	0,03

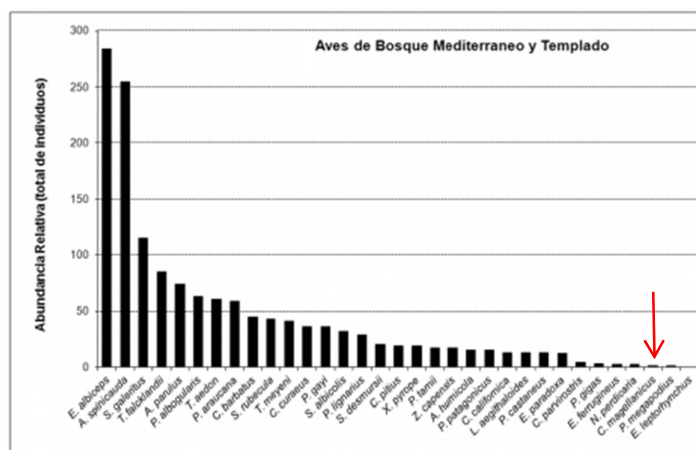
### 2.10.2.- Abundancia

Basado en diversos autores, Vergara *et al.* (2014) establecen que existe consenso en que la mayoría de las comunidades vegetales y animales están formadas por especies poco abundantes y que además muchas de las especies que actualmente están amenazadas, son especies raras. La rareza se asocia a una baja abundancia y/o a rangos geográficos restringidos. Sin embargo, existen también otras características específicas asociadas a la rareza, como especificidad de hábitat, tamaño corporal dentro del taxón, baja capacidad de dispersión, bajo esfuerzo reproductivo, gran longevidad, especialización de la dieta, alto nivel trófico, baja diversidad genética y una alta jerarquía taxonómica.

Por ejemplo, el ensamble de aves terrestres no rapaces que habita las diferentes formaciones de bosques en Chile está compuesto esencialmente por unas pocas especies muy abundantes y ampliamente distribuidas, mientras que la gran mayoría del ensamble está formado por especies con bajas abundancias, las que muchas veces también presentan distribuciones restringidas (Cofré y Marquet, 1999).

Especies como *C. magellanicus*, tijeral (*Leptasthenura aegithaloides* Kittlitz 1830), churrín de la Mocha (*Eugralla paradoxa* Kittlitz 1830), hues-hued del Sur (*Pteroptochos tarnii* King 1831), viudita (*Coloramphus parvirostris* Darwin 1839) y loros del género *Enicognathus* (choroy y cachaña) son las especies más raras del ensamble en términos de su abundancia. Sin embargo, especies que utilizan marginalmente el bosque pueden ser raras en este tipo de hábitat, pero abundantes en otro hábitat vecino.

Así mismo, las especies con baja detectabilidad pueden ser consideradas como raras. Las especies son “genuinamente” raras cuando su abundancia relativa en todos los hábitats disponibles dentro de su rango geográfico es baja. Ejemplo de ello son las especies raras de los bosques costeros, las cuales mantienen este estatus en casi la totalidad de los hábitats comparados (Figura 2.20) (Vergara *et al.*, 2014). A base de los resultados obtenidos en el estudio precedente, se puede inferir entonces que casi independientemente de los tipos de ambientes (o ecosistemas) que se estudien, en forma natural *C. magellanicus* siempre presenta una baja abundancia.



**Figura 2.20** Relaciones de abundancia del ensamble de aves terrestres diurnas en bosques costeros del centro y sur de Chile

**Fuente:** Vergara *et al.* (2014)

Ralph (1985) hizo un censo de aves a través de un gradiente de humedad en el norte de la Patagonia argentina, en las proximidades de la ciudad de Bariloche (41°15'S y 71°16'O). Sobre una distancia de 60 km, los 12 sitios oscilaron desde las praderas ubicadas a menores altitudes hasta las tierras más altas, correspondientes a bosques clímax de *Nothofagus* de la vertiente este de los Andes.

En este escenario, el autor, correlacionó diversidad y abundancia de aves con varias medidas vegetación. Como resultado se obtuvo que al considerar todos los sitios de muestreo, la diversidad y abundancia de aves se correlacionaron positivamente con varios atributos del follaje. Sin embargo, cuando se excluyeron las praderas, se encontró una relación inversa: las aves eran más diversas y abundantes en las comunidades arbustivas de estaturas más bajas que en los bosques complejos. Un análisis de regresión múltiple de esta situación aparentemente paradójica indicó que ciertas especies de plantas probablemente tuvieron efectos importantes en la estructura comunitaria, lo que explicaría los resultados obtenidos.

En Tierra del Fuego, Chile, Vergara y Schlatter (2004) compararon la abundancia de *C. magellanicus* y su hábitat de alimentación en dos tipos de bosque: bosque puro de lenga y bosques mixtos, compuestos por lenga y coigüe de Magallanes, incluyendo bosques manejados y no manejados. A escala regional, la abundancia de *C. magellanicus* fue mayor en los paisajes que poseen ambos tipos de bosques que en bosques puros de lenga. Cuando ambos tipos de bosques coexisten, la abundancia de *C. magellanicus* no difiere entre ellos.

Se encontró una correlación entre el número de árboles con signos de búsqueda de alimentos y la abundancia de *C. magellanicus* y con la densidad de perchas de coigüe de Magallanes, pero no se vio afectada por el manejo forestal. La ocurrencia de picoteo en árboles fuente de alimentos fue mayor en bosques mixtos de Lenga que esta misma especie creciendo en rodales puros. La búsqueda de alimentos de *C. magellanicus* fue desproporcionadamente mayor en árboles de diámetro más grande y más degradados que el caso contrario.

Además, se encontró también que los árboles utilizados para alimentarse se correlacionaron positivamente con la cubierta de copas y la densidad de perchas y negativamente con la distancia a las turberas y embalses originados por el castor y que fueran las más cercanas. La observación directa de la distancia de vuelo entre los árboles se correlacionó negativamente con la proporción de árboles con signos de búsqueda de alimento. *C. magellanicus* elige árboles que han sido visitados anteriormente, lo que sugiere la existencia de un patrón de reconocimiento de árboles dentro de los territorios de alimentación (Vergara y Schlatter, 2004).

La abundancia de tres especies de aves que compiten con *C. magellanicus* por la savia, como cachaña, cometocino patagónico (*Phrygilus patagonicus* Lowe 1923) y fiofío (*Elaenia albiceps* d'Orbigny & Lafresnaye 1837) es mayor en sitios cercanos a árboles perforados previamente por *C. magellanicus* para extraer savia que en otros sitios. Ello sugiere que *C. magellanicus* es una especie importante en el mantenimiento del ensamble de aves de bosques de *Nothofagus* (Schlatter y Vergara, 2005).

Cofré *et al.* (2007) desarrollaron un estudio de la rareza de las aves del bosque en ecosistemas forestales de Chile mediterráneo y templado del sur de sudamérica, encontrando que ésta se asocia con una baja inversión en la reproducción, el estado no migratorio, y el grado de especialización de hábitat. Estos rasgos ecológicos y relacionados con las historias de vida, en asociación con la pérdida de bosques debidos a los cambios climáticos y los impactos humanos, puede explicar la estrecha distribución de la mayoría de especies de aves forestales endémicas. Sin embargo, el hecho de que especies de gran tamaño con una dieta insectívora, como *C. magellanicus*, mostraron una baja densidad en los ensambles estudiados sugiere que la abundancia está regulada principalmente por los requerimientos de energía (recursos) y su disponibilidad.

### 2.10.3.- Riqueza de especies

Díaz *et al.* (2005) desarrollaron un estudio acerca de la diversidad de aves y estados sucesionales de los bosques en la isla de Chiloé (42° S) y mostraron cómo la riqueza de especies, abundancia y estructura del gremio de aves del bosque varía en función de las propiedades estructurales de los rodales del bosque. Para ello, prospectaron ensambles de aves en dos rodales de bosque maduro (> 200 años), dos rodales de la mitad de la sucesión (30-60 años), y dos rodales de comienzos de la sucesión (4-20 años), entre noviembre de 1999 a septiembre de 2000.

Las aves fueron agrupadas en cuatro gremios de uso del hábitat: usuarios de grandes árboles (como el caso de *C. magellanicus*), generalistas del perfil vertical, especies de sotobosque y aves que viven en arbustos y que en ocasiones utilizan los bosques. Se registraron un total de 24 especies de aves: 21 en edad madura, de 14 a mediados de sucesión y 16 en rodales principios de sucesión.

Los usuarios de árboles grandes y las aves de sotobosque fueron más abundantes en bosques maduros; los generalistas del perfil vertical fueron comunes tanto en bosque maduro y en bosques de la mitad de la sucesión, en tanto que las aves usuarias de arbustos fueron comunes en bosques jóvenes (a principios de la sucesión).

Se encontraron relaciones significativas entre abundancia local y elementos estructurales de los bosques para el caso de nueve especies de aves. Una alta densidad de aves en bosques maduros se asoció con una mayor disponibilidad de árboles emergentes del dosel, tocones, troncos y cubierta de bambú sotobosque. En consecuencia, la diversidad de especies de aves en los rodales se puede predecir mediante la presencia de estos elementos estructurales, y los bosques deben ser manejados para conservar los elementos estructurales que crean hábitat favorable para las especies de aves con el fin de prevenir pérdidas futuras de especies debido a las prácticas de explotación forestal.

## **2.11.- Hábitat**

### **2.11.1.- Concepto de hábitat y nicho ecológico**

En ecología, los conceptos de nicho ecológico y hábitat son paradigmas clave en el desarrollo de la disciplina y es por ello de vital importancia distinguirlos claramente, puesto que comúnmente se les confunde, o bien se utilizan como sinónimos. Existen muchos enfoques diferentes para dilucidar este problema conceptual, por lo que se acudirá a un clásico de la ecología moderna: "Ecology: from individuals to ecosystems (Begon *et al.*, 2006).

En efecto, siguiendo a dichos autores, el término de nicho ecológico es con frecuencia mal entendido y mal aplicado, pues a menudo se le utiliza libremente para describir el tipo de lugar en el que vive un organismo, como por ejemplo en la frase: "los terrenos arbolados son el nicho de los carpinteros" es una frase que está mal utilizada, por cuanto estrictamente hablando, el lugar físico donde vive un organismo vive corresponde a su hábitat; no a su nicho. Por lo tanto, se puede establecer que un nicho no es un lugar, sino que es un concepto, una idea: un resumen del organismo, con sus tolerancias y requisitos. Por otra parte, el hábitat de un microorganismo que habita en el intestino sería el tubo digestivo de un animal; el hábitat de un áfido podría ser un jardín; el hábitat de los peces podría ser un todo lago; el hábitat de los carpinteros son los bosques.

Cada hábitat, sin embargo, ofrece muchos nichos diferentes: muchos otros organismos también viven en el intestino, en el jardín, el lago, o en el bosque, y con muy diferentes estilos de vida. La palabra nicho, por su parte, comenzó a ganar su actual significado científico cuando Elton escribió un texto clásico de la ecología, hasta nuestros días, denominado: "Animal Ecology" el año 1927, en el cual propuso por primera vez el concepto de nicho de un organismo como su modo de vida, "en el sentido de que hablamos de los oficios o trabajos o profesiones en una comunidad humana". El nicho de un organismo comenzó a ser utilizado para describir cómo, en lugar de dónde, un organismo vive. Esta es la diferencia y relación que existe entre ambos conceptos (Begon *et al.*, 2006).

El hábitat se puede identificar y describir siempre que una localidad cumpla con las siguientes condiciones: a) posea límites aceptables para una determinada especie; b) posea recursos necesarios para su presencia; y c) sea apta potencialmente para la existencia y persistencia de esa especie (Krebs, 1985). Desde el punto de vista de la fauna silvestre, el concepto de hábitat de una especie es definido como “el lugar donde se encuentra una especie”, o bien, como “el área que ofrece los recursos y condiciones físicas y biológicas necesarias para que una especie se pueda sobrevivir y perpetuar” (Storch, 2002). Más detalladamente, el hábitat donde un animal se desenvuelve en forma cotidiana se denomina hábitat local, estando éste a su vez subdividido en varios tipos de microhábitat, algunos de los cuales serán utilizados por el animal mientras que otros no (Estades, 1994). Como se puede apreciar, para estudiar el hábitat, es necesario definir previamente la escala de trabajo.

En ecología, el concepto de escala tiene muchos significados (Schneider, 2001), pero comúnmente se le utiliza como: “cualquier resolución o medida, ya sea tal como la percibe el animal o según se define en un estudio específico (Morrison *et al.*, 2008). Es común encontrar estudios ecológicos cuya escala utilizada coincide con algún nivel jerárquico de organización biológica (Primak *et al.*, 2001).

Adaptando estas distinciones conceptuales para el caso de *C. magellanicus*, se desarrolla el concepto de hábitat considerando cuatro diferentes niveles o escalas: la cavidad (microhábitat), el árbol-cavidad (el hábitat local), el bosque (hábitat) y el paisaje (mesohábitat). A su vez, en cada uno de estos de estos niveles, es posible diferenciar dos distintos tipos de hábitats especializados: el hábitat de alimentación y el hábitat de nidificación o cría (Estades, 2007; Huggett, 2004).

### **2.11.2.- Requerimientos de microhábitat (la cavidad)**

En el bosque templado de Chile, solo habitan tres especies de carpinteros (*C. magellanicus*, *C. pitius* y *V. lignarius*), así como también el comesebo grande o tintica (*Pygarrhichas albogularis* King 1831).

Todas ellas son las únicas especies de aves que pueden excavar árboles para crear cavidades, ya sea para alimentarse, dormir o nidificar. Una forma alternativa para la de generación de cavidades en árboles es mediante la aparición de quebraduras o fisuras naturales (provocadas por el viento y caída de árboles, por ejemplo) ya sea en la corteza, ramas o troncos, o bien mediante la descomposición de éstos debido a procesos de pudrición debido al ataque de hongos lignolíticos, causantes de las pudriciones café y blanca (Löwe *et al.*, 1996; Altamirano *et al.*, 2012b).

En un estudio desarrollado por Altamirano *et al.* (2012b) en bosques templados de la región de La Araucanía, se constató que un 69% de las cavidades en árboles utilizadas por aves, pequeños mamíferos y reptiles, son generadas por eventos de origen natural y que solo un 31% de los nidos usados se presentan en cavidades excavadas. Sorprendentemente, la mayoría de éstas fueron excavadas por el comesebo grande, y en menor medida, por *C. magellanicus* y *C. pitius*. Lo más llamativo de estos resultados, es que las cavidades excavadas por estas aves son luego utilizadas por otras; por ejemplo, las cavidades generadas por comesebos son fuertemente preferidas por Golondrina Chilena (*Tachycineta meyeni* Cabanis 1850), mientras que las generadas por *C. magellanicus* son usadas por cachaña (*Enicognathus ferruginea ferruginea* Müller) y concón. Esta última especie es considerada el ave rapaz con mayor prioridad de conservación en los bosques templados de sudamérica, por lo que las cavidades generadas por *C. magellanicus* podrían ser críticas para su conservación (Beaudoin y Ojeda 2011; Ibarra *et al.*, 2012).

Según un estudio desarrollado por Ojeda *et al.* (2011), *C. magellanicus* es bastante selectivo con respecto al sitio que rodea el árbol-cavidad y la jerarquía de selección está fuertemente sesgada hacia el propio árbol cavidad. *C. magellanicus* excavan sobre todo en árboles vivos de unos 40-50 cm de diámetro a la altura del pecho, con un umbral mínimo de aproximadamente 30 cm y una edad mayor de 170 años, con un promedio de alrededor de 200 años. Las partes de los troncos más adecuadas para excavar la cavidad son aquellas desprovistas de ramas, con un



diámetro mayor o igual a 30 cm y rara vez superior a 40 cm, lo que indica un diámetro óptimo.

En general, los árboles-cavidad presentan una distintiva pudrición provocada por hongos lignolíticos, proceso relacionado con la decadencia de los árboles, pero sin embargo corresponden a árboles que están lo suficientemente vivos como para persistir en el ambiente durante años. Aunque están vivos, estos árboles exhiben el fenómeno de un vigor disminuido significativamente, en comparación con sus árboles vecinos de la misma clase de edad, como se puede demostrar por una supresión del crecimiento radial durante las últimas décadas. El diámetro a la altura del pecho mínimo umbral registrada para las cavidades fue de 30 cm, valor sorprendentemente similar a aquel reportado por otros autores para extremos geográficos de distribución de la especie en diferentes tipos de bosque, lo que sugiere que el tamaño de la excavación de la cavidad puede ser un obstáculo para la especie (Ojeda *et al.*, 2011).

### **2.11.3.- Requerimientos de hábitat local (árbol-cavidad)**

Las distintas especies de carpinteros pueden reconocer la calidad de los árboles como potenciales sitios de alimentación o nidificación, e incluso son capaces de diferenciar entre los distintos grados de degradación, ya sea la originada por la acción de descomponedores (agentes bióticos, como hongos o insectos), o bien la generada mediante la acción de factores físicos (fuego, por ejemplo), lo que revelaría a su vez la disponibilidad de presas (Melletti y Penteriani, 2003; Nappi *et al.*, 2003). Ojeda *et al.* (2007) desarrollaron un estudio de selección de árboles de lenga por parte de *C. magellanicus*, el cual incorpora datos dendroecológicos sobre las tendencias de crecimiento a largo plazo de árboles, información que proporciona nuevos conocimientos sobre los procesos de creación de un hábitat para las especies excavadoras de cavidades. Dichos autores analizaron 351 árboles-cavidad y otros tanto de control, ubicados en las inmediaciones de los árboles-cavidad en términos de edad y patrones de crecimiento radial, así como también en las características externas de los árboles.

Además, a partir de una submuestra de estos árboles, se desarrollaron estudios dendrocronológicos de los anillos de árboles para cada grupo, utilizando métodos estándar con el fin de analizar las posibles diferencias en los patrones de crecimiento radiales entre cavidad y árboles no cavidad. Para ello, se analizaron unos 351 árboles-cavidad y árboles vecinos de control, en términos de edad y patrones de crecimiento radial, así como las características externas de árboles. Adicionalmente, a partir de una submuestra de estos mismos árboles, se desarrollaron las secuencias cronológicas de los anillos de los árboles de cada grupo, utilizando para ello métodos normalizados, con el fin de analizar posibles diferencias en los patrones de crecimiento radial entre árboles-cavidad y árboles no-cavidad. Mediante la aplicación de modelos multivariados se da cuenta de las diferencias que existen entre árboles-cavidad versus árboles de control indicaron que la disminución del crecimiento y el grado de muerte regresiva de la corona fueron las variables principales que explican la selección de los árboles para hacer las cavidades por parte de *C. magellanicus*.

En contraste con trabajos previos, ni el diámetro a un cierto umbral, ni la edad, resultaron determinantes en el proceso de selección de árboles por parte de *C. magellanicus*. Además, los árboles-cavidad correspondieron a aquellos que habían mostrado un descenso sincrónico en el crecimiento radial durante las sequías de los años 1943-44 y 1956-57 y con la defoliación masiva causada por orugas durante los años 1985-86. Se deduce a partir de estos resultados que plagas de insectos y eventos climáticos extremos pueden reducir episódicamente el vigor, inducir parcialmente la mortalidad apical, aumentando el ataque y podredumbre del corazón de los árboles causada por hongos a diferentes alturas sobre el tronco de un grupo de árboles y por lo tanto aumentar la disponibilidad de sustrato blando y su probabilidad de ser convertido en árbol-cavidad por *C. magellanicus*.

Las tres especies de carpinteros que habitan en el bosque templado de Chile (*Colaptes pitius*, *Veniliornis lignarius* y *Campephilus magellanicus*) nidifican y se alimentan en árboles grandes (Díaz *et al.*, 2005), en tanto que se ha establecido además que *C. magellanicus* requiere DAP mayores a 40 cm para su reproducción (McBride, 2000). En la Tabla 2.8 se detallan los requerimientos dendrométricos de los árboles para ser utilizados por *C. magellanicus*.

**Tabla 2.8.** Medidas dendrométricas de árboles cavidad del género *Nothofagus*, registrados en zona sur y austral de Chile y Argentina (Vallejos, 2010)

Fuente	Especie	N°	Estado sanitario	DAP	Altura	Altura	DAP	Altura	Altura
				(cm)	árbol	cavidad	(cm)	árbol	cavidad
				promedio	límite inferior				
Saavedra (2009)	lenga	1	vivo	50	19	8,2	-	-	-
	coigüe	1	vivo	80	25	15	-	-	-
McBride (2000)	lenga	19	-	53	19	7,1	43	15	6
	ñirre	42	-	41	10	4,3	33	8	3
Rodríguez (2001)	coigüe	28	89% vivo	82	25	14	36	16	7
Ojeda <i>et al.</i> (2007)	lenga	69	-	≈60	19	-	≈30	-	-

(-): sin información

#### 2.11.4.- Requerimientos de hábitat (bosque)

Los carpinteros son capaces de reconocer la calidad de los árboles como potenciales sitios de alimentación o nidificación, e incluso diferenciar entre distintos grados de degradación, ya sea por acción de descomponedores o por fuego, lo que reflejaría a su vez la disponibilidad de presas (Meletti y Penteriani, 2003; Nappi *et al.*, 2003). Por otra parte, las aves que nidifican en cavidades, como el caso de *C. magellanicus*, dependen de la edad y estructura vertical del bosque, pues para establecer sus nidos utilizan cavidades que generalmente sólo se encuentran en árboles de gran tamaño, tanto vivos como muertos, en distintos estados de degradación (Newton, 1994).

En general, los requerimientos de hábitat, o más específicamente, las estructuras clave del bosque que necesita *C. magellanicus*, consisten en árboles vivos, de gran tamaño o emergentes, así como también la disponibilidad en los alrededores de detritos leñosos gruesos, tales como árboles percha o muertos en pie (*snag tree*) (Jaña-Prado *et al.*, 2006). Estades (1997), desarrolló un estudio al interior de la Reserva Nacional Ñuble, ubicada en Chile central (31°S y 71°27'O) mediante el cual identificó variables del hábitat correlacionadas con ocurrencia de distintas especies de aves, estableciendo que volumen total del follaje y diversidad de estratos de la vegetación se correlacionaron significativamente con la diversidad de especies de aves en ecosistemas no forestales, pero no en el caso de las áreas boscosas.

Sin embargo, la diversidad de altura follaje explicó significativamente la variación en densidad y riqueza de las especies de aves en los espacios forestales. La presencia de roble se correlacionó positivamente con la diversidad de aves y la densidad de especies insectívoras. Estos resultados muestran que los patrones observados en Ñuble oscilan entre la tradicional relación positiva entre la diversidad de aves y la diversidad follaje y la relación inversa que se observa en los bosques de la Patagonia. Este autor propone que, en particular, las características florísticas de la vegetación en vez de la estructura en sí podrían explicar mejor la diversidad de especies de aves en el caso del bosque patagónico.

Díaz *et al.* (2005) desarrollaron un estudio en la isla de Chiloé (42° S), en el cual encontraron para el caso de nueve especies de aves la existencia de relaciones significativas entre su abundancia local y elementos estructurales de los bosques. En efecto, estos autores encontraron que las mayores densidades de aves de bosques primarios se asociaron con una mayor disponibilidad de árboles emergentes del dosel, tocones, troncos y cubierta de bambú sotobosque en este hábitat.

Las aves que pertenecen al gremio de aves del bosque que usa árboles grandes, como *C. magellanicus* (Díaz *et al.*, 2005), pueden obtener su alimento invernal en los troncos viejos y/o volando entre y sobre el dosel cuando la nieve cubre el sotobosque (Jaksic y Feinsinger, 1991; McBride, 2000), por lo cual son residentes permanentes de los bosques que se cubren de nieve durante el invierno, como es el caso del bosque de araucaria (*Araucaria araucana* Molina) (Ibarra *et al.*, 2010).

En estudios desarrollados en Tierra del Fuego de Chile (Vergara y Schlatter, 2006) y Argentina (McBride, 2000), ubicados entre los 53°40' a 54°45' de latitud sur y los 66°40' a 70°58' de longitud oeste, se estableció que *C. magellanicus* exhibe una fuerte dependencia de la disponibilidad de árboles muertos en pie, como fuentes de recursos alimenticios, y de grandes árboles vivos, con diámetros entre 34 y 75 m, para alimentarse y nidificar.

Por su parte, Pino (2007), estableció en el Santuario de la Naturaleza y Reserva Nacional Los Huemules de Niblinto (36°45' S y 71°29' O), ubicado en la región del Biobío, que el hábitat de alimentación de *C. magellanicus* está caracterizado por tres factores bien específicos: diámetro a la altura del pecho (DAP) de los árboles vivos, área basimétrica por hectárea de los árboles vivos y altura del sotobosque.

#### **2.11.5.- Requerimientos de mesohábitat (paisaje)**

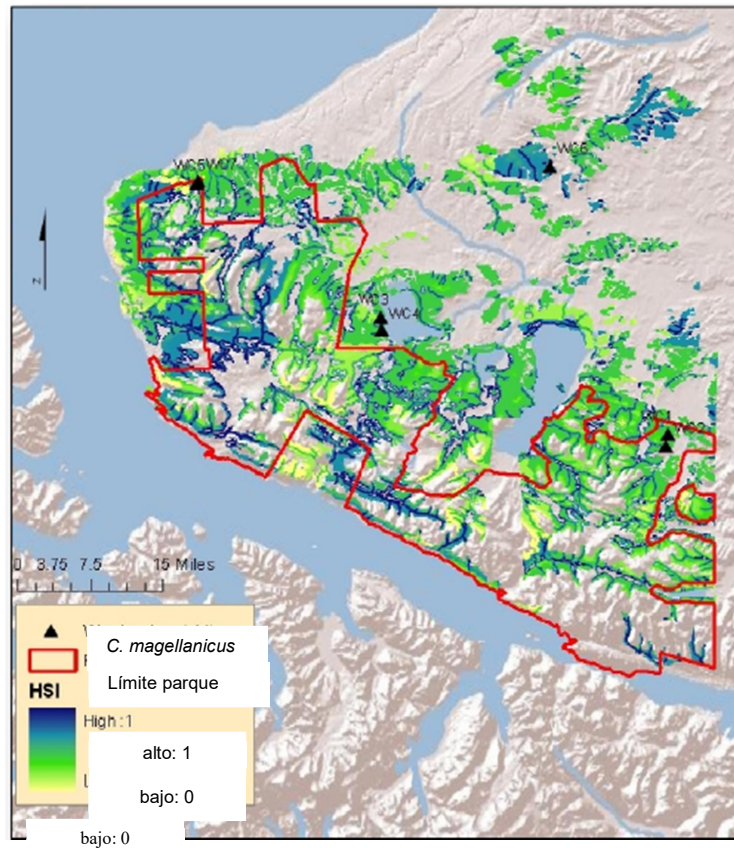
Para determinar la distribución geográfica y los requerimientos de hábitat de una especie a una escala geográfica grande, como paisaje o región se utilizan los Modelos de Adecuación de Hábitat (Habitat Suitability Model, HSM), los cuales son generados por un panel de expertos. Los HSM son una herramienta que sirve para predecir el grado de adecuación biológica que posee una especie, basándose para ello en el conocimiento que se tiene acerca de su grado de afinidad conocida de esa especie con ciertos parámetros ambientales. Se usan frecuentemente para predecir la bondad de ajuste de la ocurrencia de especies sobre la base del hábitat que inciden sobre su supervivencia, crecimiento y reproducción (Gibson *et al.*, 2004). Los resultados del HSM es comúnmente un mapa de adecuación de hábitat, en el cual se identifican las áreas más adecuadas como hábitat para una

especie dada dentro de un índice de adecuación al hábitat (HSI en inglés), el cual normalmente varía entre 0 y 1, en el cual un valor 0 indica un hábitat no adecuado y un valor 1 un hábitat muy adecuado.

Hughes (2009) utilizó un enfoque de expertos utilizando la evaluación multicriterio y sistemas de información geográfica para generar un mapa de adecuación de hábitat para *C. magellanicus* en el parque natural Karukinka, ubicado en Tierra del Fuego, Chile (54° 06' S y 69° 21' O). Para ello, este autor definió un modelo mediante la consulta de literatura y de expertos acerca de los requerimientos ambientales de *C. magellanicus*.

El modelo de adecuación de hábitat identificó en forma exitosa las potenciales áreas del parque natural Karukinka con presencia de esta especie. Esta información puede ser utilizada por los ecólogos para evaluar el estado de conservación de la especie enfocando en forma adecuada las futuras investigaciones de campo.

El estudio desarrollado por Hughes (2009) puso de relieve la necesidad de utilizar modelos de expertos cuando no existe información acerca de la distribución de la especie. Esto ocurre frecuentemente en el caso de las especies raras, o bien para el caso de áreas que han sido insuficientemente estudiadas. En estos casos, la información de los modelos de manejo de datos ha demostrado ser a menudo insuficientes. En el estudio desarrollado por Hughes (2009) en el parque natural Karukinka, Tierra del Fuego y tal como podía esperarse, debido a la alta importancia que para el modelo utilizado representó el factor vegetacional, los resultados arrojaron que los índices de adecuación de hábitat para *C. magellanicus* corresponden a la categoría bosque maduro denso, con una composición mixta de especies. Las ubicaciones más adecuadas dentro de estas áreas se encontraron a lo largo de los cursos de agua y en los bordes entre los bosques y las turberas ubicadas a mediana altitud. Dentro del parque, existen áreas con altos HSI, como los ubicados las áreas alrededor de río Cóndor, en la parte este de dicho parque y el área que se desarrolla a lo largo del río Paralelo en la parte centro-sur y noreste del parque, hasta el este del río Bueno (Figura 2.21).



**Figura 2.21.** Mapa de adecuación de hábitat para *C. magellanicus* en el parque natural Karukinka y alrededores  
**Fuente:** Hughes (2009)

Una metodología alternativa a los Modelos de Adecuación de Hábitat es la conocida como Índice de Adecuación de Hábitat (HSI, en inglés), la cual produce gráficos conceptuales, no territoriales-geográficos, como la aplicada por Vallejos (2010). Para su generación, asumió que los requerimientos más limitantes para esta especie corresponden al tipo de vegetación y los requerimientos reproductivos. En base a cada variable o atributo específico identificado como de importancia para la especie, se desarrollaron gráficos con los valores del índice de adecuación (SI). Los índices obtenidos para cada variable, cuyo valor varía entre 0 y 1, (siendo 1 el óptimo, es decir indica un hábitat adecuado para satisfacer los requerimientos de vida de la especie en estudio), se combinan en una ecuación que entrega un modelo de adecuación de hábitat (HSI) del área en análisis.

Cuando no existen antecedentes intermedios sobre una variable se establece una correlación lineal, asumiendo que un cambio de la unidad siempre tendrá la misma importancia (Dijak y Rittenhouse, 2009). Vallejos (2010) propuso un nuevo modelo para *C. magellanicus*, el cual contiene variables generadas a base de información obtenida en el trabajo de terreno y referencias bibliográficas el que sin embargo no ha sido validado aún en el terreno mismo. Este modelo posee variables adicionales a las presentadas por Orellana (2000) y en su generación se consideraron nueve variables importantes, las cuales influirían en la disponibilidad de nidos y cobertura y en la disponibilidad de alimento. Cuatro de las variables establecidas por Vallejos (2010) fueron identificados como variables dependientes. Para el caso del hábitat de reproducción, se utilizaron las siguientes variables: tipo vegetacional (V1), DAP (V2), densidad de árboles con DAP apropiado para nidificar (V3) y distancia de la cavidad al hábitat de alimentación (V4), todas ellas identificadas como variables dependientes. Para el caso del hábitat de alimentación, se consideró importante al tipo vegetacional (V1) y las siguientes variables independientes: DAP promedio o estado seral del bosque (V5), porcentaje de árboles infestados por insectos (V6), porcentaje de árboles muertos y o caídos (V7), densidad de árboles (V8) y porcentaje de cobertura (V9). Los resultados obtenidos en cuanto a la relación entre variables de hábitat, requisitos de vida y tipos de cobertura y HSI para la especie *C. magellanicus* (ver Tabla 2.9 y Figura 2.22).





**Tabla 2.9.** Relaciones del Modelo de Adecuación de Hábitat (Vallejos, 2010) (continuación)

Variable	Característica de cada variable	Gráfico de disponibilidad												
V3 Densidad de árboles aptos para cavidad	<p>N° de árboles con DAP<math>\geq</math>30 cm, altura mínima 8 metros, pérdida moderada de tejido fotosintético, árboles en que exista pérdida de parte superior de la copa y presencia de algún grado de deterioro, específicamente, estados sanitario <math>\geq</math>2 o regular. Se considera apto <math>\geq</math>árboles/ha (Sarasola <i>et al.</i>, 1999).</p> <p><i>Se asume que al menos 10 árboles (5-10) tendrán un índice de 0,5 y de 10 árboles en adelante tendrán un índice 1 (óptimo).</i></p>	<table border="1"> <caption>Datos para el gráfico de V3</caption> <thead> <tr> <th>Densidad de árboles aptos para cavidad (individuos/ha)</th> <th>Índice</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>5-10</td> <td>0,5</td> </tr> <tr> <td>10</td> <td>1,0</td> </tr> <tr> <td>20</td> <td>1,0</td> </tr> <tr> <td>30+</td> <td>1,0</td> </tr> </tbody> </table>	Densidad de árboles aptos para cavidad (individuos/ha)	Índice	5-10	0,5	10	1,0	20	1,0	30+	1,0		
Densidad de árboles aptos para cavidad (individuos/ha)	Índice													
5-10	0,5													
10	1,0													
20	1,0													
30+	1,0													
V4 Distancia de cavidad a hábitat de alimentación	<p>Según Ojeda (2004), los carpinteros grandes en el primer período de la crianza se alimentan en sectores cercanos a la cavidad, alcanzando distancia de hasta 100 metros.</p> <p><i>Se asume que distancias menores a 100 metros de la cavidad deben tener un hábitat óptimo de alimentación (árboles con infestación de insectos con una DAP promedio de 40 cm y un umbral mínimo de 20 cm de DAP), sobre 100 disminuye gradualmente el índice</i></p>	<table border="1"> <caption>Datos para el gráfico de V4</caption> <thead> <tr> <th>Distancia cavidad a sitios alimentación (m)</th> <th>Índice</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>50</td> <td>1,0</td> </tr> <tr> <td>100</td> <td>1,0</td> </tr> <tr> <td>200+</td> <td>0,8</td> </tr> </tbody> </table>	Distancia cavidad a sitios alimentación (m)	Índice	50	1,0	100	1,0	200+	0,8				
Distancia cavidad a sitios alimentación (m)	Índice													
50	1,0													
100	1,0													
200+	0,8													
V5 DAP promedio o estado seral del bosque	<p>Los carpinteros grandes se alimentan de insectos, los que se ubican preferentemente en árboles adultos. Sin embargo, el umbral mínimo de diámetro registrado ha sido de 20 cm, edades inferiores estarían siendo poco utilizadas por la especie. En Alto Huemul se estableció una intensidad media de alimentación en árboles con un DAP promedio cercano a los 40 cm, por lo que este valor se considera como óptimo.</p> <p><i>Se asume que árboles con 20 cm de DAP tendrán un índice de 0,8 (ya que árboles de menor DAP también son utilizados pero en porcentaje menor), aumentando gradualmente hasta llegar al óptimo de 40 cm.</i></p>	<table border="1"> <caption>Datos para el gráfico de V5</caption> <thead> <tr> <th>DAP (cm)</th> <th>Índice</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>0</td> <td>0</td> </tr> <tr> <td>20</td> <td>0,8</td> </tr> <tr> <td>30</td> <td>0,9</td> </tr> <tr> <td>40</td> <td>1,0</td> </tr> <tr> <td>50+</td> <td>1,0</td> </tr> </tbody> </table>	DAP (cm)	Índice	0	0	20	0,8	30	0,9	40	1,0	50+	1,0
DAP (cm)	Índice													
0	0													
20	0,8													
30	0,9													
40	1,0													
50+	1,0													
V6 % de árboles infestados por insecto	<p><i>C. magellanicus</i> se alimenta preferentemente en árboles infestados por insectos. Cabrera (1994) y Díaz (1999), citados por Vallejos (2010), reportaron niveles, de infestación de taladradores de la madera de 22,4% y 43,5%, respectivamente, en Robles de DAP&gt;20 cm.</p> <p><i>Al no existir más información, se asume que el índice tendrá un valor de 0,8 en porcentajes de infestación &gt;20% y un valor óptimo con porcentajes &gt;40%.</i></p>	<table border="1"> <caption>Datos para el gráfico de V6</caption> <thead> <tr> <th>% de infestación (árboles DAP &gt;20 cm)</th> <th>Índice</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>0</td> <td>0</td> </tr> <tr> <td>20</td> <td>0,8</td> </tr> <tr> <td>40</td> <td>0,9</td> </tr> <tr> <td>60+</td> <td>1,0</td> </tr> </tbody> </table>	% de infestación (árboles DAP >20 cm)	Índice	0	0	20	0,8	40	0,9	60+	1,0		
% de infestación (árboles DAP >20 cm)	Índice													
0	0													
20	0,8													
40	0,9													
60+	1,0													

**Tabla 2.9.** Relaciones del Modelo de Adecuación de Hábitat (Vallejos, 2010)  
(continuación)

Variable	Característica de cada variable	Gráfico de disponibilidad
V7 % de árboles muertos y/o caídos	La especie se alimenta en árboles muertos y/o caídos, además desarrolla despliegues acústicos en ellos. Según Saavedra (2009), el hábitat que <i>C. magellanicus</i> frecuenta contiene un 78 a un 70% de árboles muertos y/o caídos. En Alto Huemul, en base al trabajo de terreno se estableció un % de árboles muertos y/o caídos de 44%.	
V8 Densidad de árboles para alimentación	Zonas para alimentación: áreas con bosque con presencia de individuos muertos en pie o estado sanitario malo (más de 20 individuos/ha) (Sarasola <i>et al.</i> , 1999) con un umbral mínimo de DAP registrado de 20 cm. <i>Se asume que áreas menores o iguales que 20 árboles por ha, con DAP &gt; 20 cm tendrán un índice óptimo. Bajo este valor el índice disminuirá gradualmente.</i>	
V9 % de cobertura	Vergara y Schlatter (2004) describieron una correlación positiva entre árboles usados para alimentarse y la cobertura del dosel. Se plantea que ésta influye indirectamente en la especie, por la presencia de insectos, en el resguardo y en su migración local. Según Saavedra (2009), frecuente hábitats con coberturas del 60%. En Alto Huemul las coberturas utilizadas variaron entre 25 a 75%. <i>Se asume que coberturas ≥ 25% de Nothofagus sp. tendrán un índice de 0,5 y coberturas ≥ que 50% serán óptimas. Bajo este valor disminuye gradualmente.</i>	

Fuente: Vallejos (2010)

Como síntesis de este proceso, Vallejos (2010), señala que “a través del análisis de los antecedentes recopilados y consulta a expertos se propusieron nueve variables para dos HSI; uno para reproducción y otro para alimentación, siendo considerados los factores más restrictivos, el tipo vegetacional y los requerimientos reproductivos”. Por su parte, a pesar de no haber utilizado sistemas de información geográfica, Ojeda *et al.*, (2011) determinaron que a escala de paisaje, las cavidades que hace *C. magellanicus* a menudo se presentan en forma agrupada en el paisaje y que en algunos de estos grupos, las cavidades se mantuvieron como dormitorios por parte de grupos familiares durante todo el año.

### **2.11.6.- Requerimientos de hábitat a diferentes escalas**

La capacidad de los animales para recoger y utilizar la información ambiental en paisajes fragmentados puede disminuir considerablemente conforme aumenta la escala espacial a la que buscan recursos alimenticios. Vergara *et al.* (2015) utilizaron un modelo de base individual para evaluar los patrones de movimiento escala-dependiente de los carpinteros en la búsqueda de sus principales recursos de alimentación (larvas perforadoras de madera). Se compararon dos estrategias de movimiento de los carpinteros en paisajes simulados, donde los recursos se agrupan espacialmente en dos niveles jerárquicos (árboles y parches forestales): (1) Las especies que se alimentan de "arriba hacia abajo", cuyas decisiones de movimiento responden principalmente a la información memorizada en parches de bosque; y (2) especies que se alimentan de "abajo hacia arriba" con movimientos aleatorios, puramente exploratorios, que resultan de las experiencias de alimentación de árboles a gran escala.

Recolectores de arriba hacia abajo fueron capaces de encontrar más recursos de los recolectores de abajo hacia arriba, excepto en paisajes con muy pocas y pobres parches de calidad. Por lo tanto, el uso combinado de la memoria espacial y la exploración aleatoria debería beneficiar considerablemente a los carpinteros que se alimentan en los paisajes con bajos niveles de fragmentación. Contrariamente a las expectativas de estos autores, recolectores de abajo hacia arriba tenían valores de conectividad más grandes mediante la visitación de más parches a través del paisaje. Por lo tanto, los resultados del modelo apoyan la idea de que a medida que el paisaje se fragmenta el tamaño del rango de hogar de los carpinteros aumenta. Concluyeron que la planificación del paisaje debe apuntar a mantener la calidad y cantidad del hábitat por encima de los umbrales críticos, bajo el cual los carpinteros carecen tanto de los recursos suficientes como de capacidad para hacer un uso eficiente de las decisiones basadas en su memoria (Vergara *et al.*, 2015).

### 2.11.7.- Hábitat de nidificación o cría

Como ya se ha establecido anteriormente, *C. magellanicus* es una especie que está especializada en nidificar al interior de cavidades hechas por los mismos individuos en árboles, preferentemente pertenecientes al género *Nothofagus* (Jaramillo *et al.*, 2003). Los bosques siempreverdes de Chile de segundo crecimiento, por ejemplo, son coetáneos y poseen en su fase de crecimiento inicial una menor diversidad de especies de avifauna, comparados con los bosques primarios (Rozzi *et al.*, 1996b). Esta pérdida de diversidad se debe a los requerimientos de anidación de especies exigentes, como *C. magellanicus* o el chuncho, o bien al grado de especialización alimentaria y la necesidad de contar con un dosel abierto para cazar (Willson *et al.*, 1994; Rozzi *et al.*, 1996b).

McBride (2000) estudió el hábitat de cría y alimentación de *C. magellanicus* en el bosque caducifolio de *Nothofagus* del interior de Tierra del Fuego, con el propósito de establecer criterios de manejo para el uso y selección del hábitat por parte del *C. magellanicus* y así evaluar su rol en la generación de cavidades para especies usuarias secundarias. Como resultado, encontró una mayor cantidad de signos de alimentación en árboles vivos de ñirre (*Nothofagus antarctica* G. Forster Oerst.) y en árboles muertos de lenga (*snags*) ubicados a distancias superiores a los 75 metros del borde de los bosques, mientras que la densidad de los árboles-nido fue mayor en ñirre que en lenga y en altitudes menores en el Monte Cazuelas que en el resto de las áreas.

McBride (2000) también encontró que las cavidades completas ( $\geq 21$  cm de profundidad por debajo de la apertura), tenían diámetros internos y externos mayores que las cavidades incompletas. Los árboles-cavidad eran más viejos, con mayores proporciones de copa muerta y se encontraron a menores elevaciones que los árboles restantes. Todos los rodales que poseían cavidades eran más maduros y tenían una mayor densidad y muerte apical de árboles altos, menor densidad de árboles pequeños, menores aperturas del dosel y más probablemente estaban constituidos por ñirre que el caso de los rodales que no poseían cavidades.

Los sitios que exhibían cavidades raramente se encontraron dentro de los 100 metros del borde del bosque. Al interior de los bosques, los árboles-cavidad estaban más alejados de los bordes, de los claros y de los bordes de los bosques que la mayoría de los árboles restantes.

Este mismo autor determinó también que las variables a nivel de árboles individuales y a nivel de rodal fueron más importantes que las variables de los bosques para distinguir los sitios en donde se ubicaban las cavidades, en relación a los restantes sitios disponibles. La edad, muerte apical, densidad y la pudrición de grandes árboles fueron las variables predictoras más útiles para predecir la presencia de cavidades. Sobre un 50% de las cavidades hechas por *C. magellanicus* contenían evidencia de un uso secundario por parte de al menos 2 de las 9 especies de aves que anidan en cavidades.

En el Parque Nacional Nahuelbuta, Rodríguez (2001) estudió las características de las cavidades hechas para nidificar y dormir por *C. magellanicus*, las cuales se ubicaban principalmente al interior del bosque de araucaria-coigüe adulto en etapa clímax y con sotobosque poco denso, no encontrándose diferencias morfométricas entre las cavidades utilizadas para dormir o anidar. La profundidad promedio de las cavidades fue de 36 cm, en tanto que el ancho promedio de las mismas resultó ser de 23 cm. En este lugar, *C. magellanicus* utiliza árboles-cavidad para nidificar (n=3) y para dormir (n=6) y todas las cavidades estudiadas (n=30) estaban ubicadas en coigüe, en tanto que la mayor parte de éstos (86%) correspondieron a árboles vivos y el resto, a árboles muertos. La altura total promedio de los árboles-cavidad fue de 25 m y el DAP promedio de unos 82 cm, con un mínimo de 36 cm.

### **2.11.8.- Causales de disminución de su hábitat y grado de sensibilidad a las alteraciones**

Según BirdLife International (2015), a nivel nacional, las principales causales de disminución del rango de distribución natural de *C. magellanicus* corresponden a los cambios de uso del suelo y a la de su hábitat. En tanto, Vallejos (2010) en el límite norte de distribución andina de *C. magellanicus*, identificó cinco factores de riesgo para *C. magellanicus*, de los cuales los más incidentes resultaron ser el grado de protección al área y los incendios forestales.

Vásquez y Simonetti (1999) proponen que los rasgos de la historia de vida podrían constituir indicadores adecuados de la sensibilidad de las especies de fauna a los cambios en disponibilidad de hábitat/paisaje. En un estudio desarrollado por estos autores se examinó el rol el papel que desarrollan los atributos de historia de vida en la respuesta a los cambios de paisaje de aves y mamíferos de la región mediterránea de Chile.

Para ello, evaluaron un índice de sensibilidad, con el fin de determinar qué rasgos de historia de vida producen una mayor vulnerabilidad a las transformaciones del hábitat/paisaje. Los resultados de estos autores mostraron un amplio rango de atributos de historia de vida relevantes en roedores y aves de la zona mediterránea y que ciertas especies de avifauna, como es el caso de *C. magellanicus*, entre otras especies, poseen altos Índices de sensibilidad.

El esfuerzo reproductivo y los requerimientos de hábitat resultaron ser los atributos más importantes en las especies más sensibles. La correlación que existe entre el índice de sensibilidad y el status de conservación de las especies sugiere que los juicios subjetivos sobre los cuales se basan los Libros Rojos se apoyan en atributos biológicos. Sin embargo, tales listados pueden pasar por alto algunas especies. Estos resultados muestran que con un mínimo de información biológica se puede generar útiles directrices para establecer criterios en la conservación de mamíferos y aves en el Chile mediterráneo.

La sensibilidad se puede definir como el grado de magnitud relativa de la perturbación sobre el uso del hábitat, sobre el movimiento, abundancia, supervivencia, reproducción o persistencia de las poblaciones de una cierta especie de fauna. En este contexto, Vergara *et al.* (2014) establecieron que *C. magellanicus*, como ave especialista de bosque, posee un elevado nivel de sensibilidad a factores como la degradación estructural y reducción en la cobertura del bosque, así como también ante la existencia de una matriz agrícola. De igual forma, dichos autores establecieron también que *C. magellanicus* posee un intermedio a nulo grado de sensibilidad ante el aumento del borde del bosque, reducción del área de los fragmentos, aislamiento del hábitat y la existencia de una matriz consistente en una plantación forestal. En la Tabla 2.10 se entrega una comparación entre el grado de sensibilidad de *C. magellanicus* ante una serie de tipos de perturbaciones, en comparación con otras especies de avifauna y mamofauna (Vergara *et al.*, 2014).



**Tabla 2.10.** Sensibilidad esperada de diferentes grupos taxonómicos de animales especialistas de bosque ante cambios estructurales y florísticos de los bosques nativos del sur de sudamérica

	Degradación estructural del bosque	Reducción de la cobertura del bosque	Reducción del área de los fragmentos	Aumento del borde del bosque	Aislamiento del borde del bosque	Matriz de plantación foresta	Matriz agrícola
Aves y mamíferos cavícolas arbóreos	++	++	n,+	n,+	n,+	n,+	++
Aves especialistas de corteza y tronco (*)	++	++	+	n,+	n,+	n,+	++
Aves del sotobosque	-,n,+	++	n,+,++	+	++	-,n,+	++
Aves insectívoras del follaje	n,+	+	N	n	n,+	-,n,+	++
Marsupiales del bosque	-,n,+	+	N	n	++	+(?)	++
Mamíferos carnívoros del bosque	n,+	n,+	+	-	n(?)	+	n,+
Roedores del bosque	+,n,-	+(?)	N	+(?)	+(?)	+	++
Ungulados del bosque	-,n,+	+	-,n,+(?)	-(?)	+(?)	-,n	-,n,+

Niveles de sensibilidad: elevado (++), intermedio (+), nulo (n) e inverso (-), este último para especies que se benefician con el tipo de perturbación. Un grupo puede ser categorizado con más de un nivel cuando existen diferencias entre especies dentro del grupo y entre los estudios considerados como referencias. Un símbolo "?" se refiere a que la información ecológica disponible es insuficiente.

\* Grupo al que pertenece *C. magellanicus*

Fuente: Vergara *et al.* (2014)

Una serie de otros autores de estudios relacionados con esta misma temática, como Rozzi *et al.* (1996b), Cofré (1999), Estades y Temple (1999), Reid *et al.* (2002) y Díaz *et al.* (2005) han establecido que la mayoría de las especies de avifauna endémica especialistas de bosque, como es el caso de *C. magellanicus*, Cachaña y la mayoría de especies de la familia *Rhinocryptidae*, son de gran tamaño y se han descrito como sensibles a la fragmentación del bosque y fuertemente dependientes de los sitios forestales para su anidación y alimentación. Basado en dichos resultados, Cofré *et al.* (2007) hipotetizan que las aves forestales endémicas de Chile están limitadas en su distribución principalmente debido a la latitud, en segundo lugar, debido a la existencia de componentes particulares del hábitat forestal, incluyendo el tipo de alimentos (Ralph, 1985; Estades, 1997) y disponibilidad de sitios de anidación (De Santo *et al.*, 2002; Cofré, 2004).

## 2.12. - Ámbito de Hogar

Se puede definir el concepto de ámbito de hogar (*home range*) como: “el área utilizada por individuos territoriales en sus actividades rutinarias, como búsqueda de alimentos y cuidado de las crías” (Burt, 1943; Ojeda y Chazarreta, 2014). Para manejar el hábitat con el objetivo de mantener las poblaciones de una especie, es importante conocer cómo los organismos se establecen y usan su ámbito de hogar (Morrison *et al.*, 1998). En general, un solo factor no determina el tamaño del ámbito de hogar de una cierta especie, pero a veces se propone algunos de ellos como un factor determinante, lo cual es muy válido para el caso de las especies especialistas. Por ejemplo, los árboles maduros son importantes para muchas especies, pero especialmente para distintas especies de carpintero (Ojeda y Chazarreta, 2014).

Rozzi *et al.* (1996a), registraron la presencia de *C. magellanicus* al interior de bosques primarios dominados por olivillo (*Aextoxicon punctatum* R. et P.) y mirtáceas en 13 islas deshabitadas cuyas superficies mínima era de unas 20 ha, todas ellas ubicadas al sur de la isla Grande de Chiloé (43°S y 74°O). Como resultado, obtuvieron que *C. magellanicus* no fue avistada en parches de bosque de menor superficie, por lo que se sugiere que, dependiendo del estado de desarrollo del bosque y de su nivel de degradación, la especie requeriría de parches de hábitat de al menos unas 20 ha, estándar considerado como válido también por Sarasola *et al.* (1999) en la definición de criterios e indicadores de un manejo forestal sustentable en Argentina.

Por otra parte, Willson *et al.* (1994) describen la presencia de *C. magellanicus* solamente en bosques mayores a 100 ha, por lo que se puede inferir que, dependiendo del estado de desarrollo y conservación del bosque, la especie necesitaría para su supervivencia bosques cuya superficie varía entre las 20 y 100 ha, criterio que fue adoptado por Sarasola *et al.* (1999) como un indicador específico de mantenimiento de la integridad de los sistemas bajo manejo forestal en Argentina.

Según Saavedra (2009), *C. magellanicus* posee una poca capacidad de vuelo, considerando que solo es capaz de trasladarse a distancias mayores de 5 km siempre cuando exista una continuidad en la cubierta arbórea. Atendiendo a esta misma circunstancia, dicho autor propone que considerando que en el verano *C. magellanicus* asciende a bosques de altitud, como el bosque de Lengua, es una especie que también requiere continuidad de bosques en el gradiente altitudinal.

Por otra parte, Ojeda y Chazarreta (2014) postulan que el hábitat permanente de *C. magellanicus*, ya sea para alimentación o reproducción, es muy exigente en superficie, porque requiere al menos unas 100 ha por pareja reproductiva. Además, esta especie también es exigente en cuanto a la calidad del hábitat, prefiriendo bosques primarios continuos (no fragmentados), en donde encuentren sitios de nidificación especiales, como árboles muertos en pie (Rozzi *et al.*, 1996b), así como también elementos estructurales muy específicos del ecosistema, como una mayor disponibilidad de árboles emergentes del dosel, tocones, troncos y cubierta de bambú (*Chusquea spp*) en el sotobosque (Díaz *et al.*, 2005).

En bosques primarios de Lengua de Argentina, Ojeda y Chazarreta (2014) establecieron que las familias de *C. magellanicus* utilizaron unas  $39,3 \pm 13,6$  ha durante la temporada post-reproductiva y unas  $63,2 \pm 12,3$  ha en las tres temporadas estudiadas (2010-2012), con una variabilidad interanual, tanto en la ubicación y el tamaño de las áreas utilizadas. También encontraron que la abundancia de grandes árboles vivos y de restos de madera gruesa se correlacionaron con rangos de hogar más pequeños, presumiblemente de alta calidad. Según dichas investigadoras, otros atributos forestales que a menudo son importantes en el hábitat de *C. magellanicus* como por ejemplo, la densidad de árboles muertos en pie (*snags*, en inglés), mostraron una baja relación con el tamaño del rango de hogar, pero la alta disponibilidad de recursos en bosques primarios puede enmascarar su potencial importancia en un hábitat peor calidad. Los resultados generados muestran que los grupos familiares de *C. magellanicus* requieren un mínimo de 100 ha ( $1 \text{ km}^2$ ) de hábitat de bosque en edad madura. Por lo tanto, los parches de bosque en las condiciones de bosque menos favorables (por ejemplo, los bosques más jóvenes, bosques manejados intensivamente,

bosques fragmentados y bosques de composición mixta) probablemente deberían ser de mayor tamaño para soportar un par o una familia residente.

Aunque se sabe que el tamaño del territorio requerido por una especie, depende, entre otros factores, de la biología de la especie y la oferta trófica, solo para fines comparativos se menciona que según Del Hoyo *et al.* (2002), el ámbito de hogar de una pareja de carpintero imperial (*Campephilus imperialis*) es de 2.500 ha (25 km<sup>2</sup>), en tanto que carpintero real (*Campephilus principalis*) requiere 1.600 ha (16 km<sup>2</sup>) y el picamaderos norteamericano (*Dryocopus pileatus* Linnaeus 1758) 25-480 ha (0,25-4,8 km<sup>2</sup>).

## **2.13.- Otras temáticas**

### **2.13.1.- Depredadores**

*C. magellanicus* posee varios depredadores potenciales, como el aguilucho chico (*Buteo albigula* Philippi 1899), peuquito (*Accipiter chilensis*) (Philippi y Landbeck 1864), traro (*Caracara plancus* Miller 1777) y rapaces nocturnas, probablemente del orden Strigiformes. Para eludir a sus depredadores, *C. magellanicus* sigue una doble estrategia: permanecer en silencio y tranquilidad o ahuyentar a la rapaz (Chazarreta y Ojeda, 2011).

Como resultado de tres estudios diferentes, Jiménez *et al.* (2014) presentan una primera evidencia ante la comunidad científica, de que el visón americano (*Neovison vison* Schreber 1777) es un depredador de *C. magellanicus*. Considerando que el visón americano es una especie exótica para Chile, su presencia y detección como depredador de *C. magellanicus* indica que representa una amenaza mayor sobre las aves forestales de lo que se sospechó inicialmente. Por lo tanto, es una especie que se debe tener muy en cuenta de ahora en adelante.

### 2.13.2.- Relación entre *C. magellanicus* con castoreras y humedales

Como es de todo conocido, el castor norteamericano (*Castor canadensis* Kuhl 1820) construye diques en el límite de la vegetación arbórea y es probable que esta característica induzca a que ésta se desplace hacia cotas inferiores, por lo que, por ejemplo, bosques dominados por ñirre, pueden ser reemplazado por praderas altoandinas por la acción del castor.

El castor también cambia el sistema hidrológico, el flujo de sedimentos y altera la química del agua en cuencas (Lizarralde *et al.*, 2004). Estos cambios y aquellos de otras especies introducidas, tales como salmónidos, rata almizclera (*Ondatra zibethicus* Linnaeus 1766) y el visón americano, que se pueden beneficiar de la actividad del castor, tienen un impacto desconocido sobre las especies nativas (Silva y Saavedra, 2008). Además de los pastos y hierbas que se benefician de las actividades del castor, algunas especies de fauna nativa también se favorecen. Tal es el caso de *C. magellanicus* y de las aves acuáticas, que pueden beneficiarse de sitios de alimentación extras proporcionados por los diques de castores (Vergara y Schlatter 2006; Skewes *et al.*, 2006; Figueroa, 2009). No obstante lo anterior, el efecto que tienen las perturbaciones causadas por el castor, especie introducida en Chile, y las aves especialistas en bosques es poco conocida.

Estudios desarrollados por Vergara y Schlatter (2004) y McBride (2000) en Tierra del Fuego, Chile, muestran que la actividad de *C. magellanicus* está correlacionada con la proximidad de castoreras y humedales. En efecto, los signos de alimentación fueron significativamente mayores a lo largo de transectos ubicados cerca de castoreras y bordes de lagos y lagunas. Se sugiere que los árboles ubicados cerca de estos lugares húmedos y anegados podrían ser más susceptibles a ataques por hongos y larvas de coleópteros taladradores de madera, lo que podría facilitar la construcción de nidos por parte de *C. magellanicus*, así como también representan una fuente alimenticia adicional.

La densidad de árboles muertos en pie (*snags tree*) es probablemente mayor en bosques inundados adyacentes a castoreras, tales como humedales (*mallines*) o

pantanos. Vergara y Schlatter (2004) encontraron que la abundancia de *C. magellanicus* se incrementa con la densidad de árboles muertos en pie, así como también estos últimos representan un tipo de estructura muy adecuada como para convertirse en un árbol-cavidad. No obstante lo anterior, McBride (2000) encontró que un 95% de los árboles-cavidad estaban vivos. Además, los fuertes vientos de Tierra del Fuego podrían convertir a los árboles muertos en pie, como estructuras poco adecuadas para ser utilizadas por *C. magellanicus*. Por lo tanto, los árboles vivos que tienen pudrición central como para permitir la perforación de cavidades, pero que al mismo tiempo son lo suficientemente fuertes respecto a la acción del viento podrían ser los árboles candidatos ideales (Hughes, 2009). Utilizando datos de telemetría, Soto *et al.* (2012) determinaron cuáles atributos de las castoreras abandonadas tienen una mayor influencia en la selección del hábitat por parte de *C. magellanicus*. En dicho estudio, los autores determinaron que existe una asociación negativa entre el uso del hábitat por dicha especie y el tamaño de las castoreras, mientras que *C. magellanicus* muestra preferencias por bosques antiguos ubicados cerca de estas castoreras. Estos resultados sugieren condiciones de hábitat favorables cerca de las castoreras pequeñas y rodeadas de bosque antiguo, probablemente debido a un aumento en la disponibilidad de larvas taladradoras de madera.

### **2.13.3- Acercamiento de *C. magellanicus* a caminos y centros poblados**

Ojeda *et al.* (2011) determinaron que *C. magellanicus* no es sensible en su territorios a niveles intermedios de presencia humana (por ejemplo, cercanía a los senderos de *trekking* o vías de acceso de automóvil), así también a moderadas prácticas de explotación (por ejemplo, <50% de eliminación de leña y la tala selectiva ocasional). Esta aseveración también es corroborada por Hughes (2009), al notar que *C. magellanicus* es una especie frecuentemente avistada en Tierra del Fuego en las cercanías de caminos y centros poblados.

Este grado de tolerancia y la naturaleza carismática de esta especie lo convierten según Ojeda *et al.* (2011) en una herramienta ideal para el desarrollo de

actividades generadoras de ingreso, como el ecoturismo, la recreación y la observación de la biodiversidad, tanto dentro como fuera de las áreas protegidas. Según Lewis y Azerrad (2003), el picamaderos norteamericano (*Dryocopus pileatus*) es un habitante ocasional de zonas suburbanas no muy pobladas cerca de Washington, Estados Unidos, donde ocupa parches remanentes de bosques, parques y cinturones verdes. En áreas suburbanas, *D. pileatus* se alimenta en una gran variedad de sustratos, incluyendo coníferas y latifoliadas de gran y pequeños diámetros, correspondientes a árboles vivos o muertos en pie. Ocasionalmente, se alimenta también en postes utilitarios y árboles frutales (Bull y Jackson, 1995).

Aunque no se le ha prestado la debida atención al uso del hábitat suburbano por carpinteros, es probable que *D. pileatus* seleccione árboles vivos y muertos en pie de un diámetro superior a los 50 cm para anidar y dormir. Tampoco se conoce el ámbito de hogar en hábitats suburbanos, pero éstos deben ser relativamente grandes debido a lo fragmentado que se encuentra el bosque remanente en la mayor parte de los paisajes suburbanos.

## **2.14- Relación entre silvicultura, manejo de bosques y *C. magellanicus***

### **2.14.1.- Generalidades**

Silvicultores norteamericanos, como Franklin *et al.* (2002), plantearon que para diseñar sistemas silviculturales que integren objetivos ecológicos y económicos, los silvicultores necesitan una comprensión científica de los procesos naturales de desarrollo del rodal, incluyendo una mejor apreciación de la naturaleza de los regímenes de alteraciones y los legados biológicos, tales como árboles vivos, *snags* y troncos que éstos originan.

En efecto, la mayor parte de los modelos conceptuales no incorporan los conocimientos actuales respecto de: (1) complejidad de las estructuras (incluyendo los patrones espaciales) y los procesos de desarrollo; (2) duración del desarrollo en bosques de larga vida; (3) patrones espaciales complejos de rodales que se desarrollan en las etapas serales más avanzadas; y particularmente (4) el rol de los disturbios en la generación de legados biológicos que se transforman en elementos

clave en rodales post-disturbio. Sobre los sistemas pre-existentes, dichos autores elaboraron un modelo para el desarrollo del rodal utilizando como comparación la evolución de una sere del rodal mixto de pino oregón—tsuga del Pacífico (*Tsuga heterophylla* Raf. Sarg.) en el noroeste del Pacífico de Estados Unidos como un primer ejemplo.

Muchos de los principios expuestos allí son ampliamente aplicables a nivel de rodal, pero otros tipos de procesos (como por ejemplo, el rol de los brotes epicórnicos) están relacionados a especies particulares. Los autores discuten el uso de los principios, desde la dinámica de bosques al desarrollo natural de los rodales para crear una aproximación silvicultural que esté más alineada con los procesos naturales. Tales enfoques proveen una mayor abundancia de árboles vivos y muertos en pie, madera y árboles viejos, reduciendo tal vez la productividad comercial de corto plazo, pero mejorando en último término el hábitat para la vida silvestre, la biodiversidad y el funcionamiento del ecosistema, incluyendo la protección del suelo y la retención de nutrientes (Franklin *et al.*, 2002).

Por su parte, silvicultores chilenos, como Donoso y Promis (2013), plantean que “las nuevas generaciones interesadas en conservación de bosques y su biodiversidad asociada tienden a orientarse más hacia las disciplinas distintas a la silvicultura, que es la esencia de la Ingeniería Forestal, ya que visualizan que se podría vincular más directamente a la conservación de los bosques a través de otras disciplinas alternativas. Además, a nivel académico, en esas disciplinas alternativas existe un mayor financiamiento para investigación en silvicultura, que por lo demás, es una disciplina que para lograr resultados sólidos con respecto a sus efectos en los bosques requiere de plazos largos”.



### 2.14.2.- El caso de Chile y Argentina

Ojeda *et al.* (2011), proponen que los actuales sistemas de cosecha utilizados en operaciones forestales empobrecerían el hábitat forestal de *C. magellanicus* y el de otras especies que también anidan en cavidades, principalmente a través de la reducción de árboles atacados por hongos (podredumbre) en los sitios forestales. La pudrición central de los árboles causada por hongos resultó ser el atributo más característico del bosque nativo no manejado que selecciona *C. magellanicus*, por sobre cualquier otra característica del hábitat evaluada en el estudio. Dichos autores establecen también que se necesitan muchos más datos con el fin de determinar las funciones ecológicas reales de *C. magellanicus*, la mayoría de los cuales relacionados con los potenciales usuarios obligatorios de sus cavidades en los bosques con baja disponibilidad de orificios naturales.

Por su parte, Lencinas *et al.* (2009) desarrollaron un estudio en bosques de Lenga de Tierra del Fuego en Argentina (54°06'S y 68°37' O) cuyos objetivos fueron los siguientes: (a) comparar la riqueza de especies de aves y densidades entre diferentes diseños de sistemas silviculturales con retención variable (dispersa y/o en agregados) y los bosques primarios no manejados y (b) evaluar cambios temporales en la comunidad de aves antes y después de los tratamientos. Como resultado de dicho estudio, estos autores determinaron que la riqueza de especies de avifauna y la densidad resultaron ser de unas 15 especies y 9,2 individuos/ha, respectivamente y que no se experimentaron cambios significativos en la calidad del sitio en los rodales no manejados. Sin embargo, ambas variables se modificaron significativamente en bosques manejados, observándose un aumento en el tiempo, hasta llegar a unas 18 especies y 39 individuos/ha.

Los resultados obtenidos al interior de rodales manejados según el sistema silvicultural de retención agregada muestra que el desempeño de las comunidades de aves fueron similares al observado en el bosque primario no manejado y muy diferente a los valores observados en bosques sometidos a una retención dispersa o talas en claros.

Por lo tanto, dichos autores establecen que optar por un método de regeneración como retención agregada tiene un gran potencial para la gestión de las aves en los bosques de lenga. Según estos autores, este método conserva suficiente estructura original de la vegetación en pie, permitiendo el establecimiento de las aves en etapa de sucesión temprana en rodales vecinos sometidos a una retención dispersa y manteniendo las especies de aves de los bosques primarios que podrían haber persistido desde los rodales sometidos a retención agregada. Estos autores, concluyen que la utilización de enfoques silvícolas alternativos, tales como tratamientos de regeneración con diferentes grados de retención de soporte, pueden mitigar los efectos negativos de la tala o aclareos en ecosistemas forestales. La retención variable podría ser útil para varias especies como es el caso de *C. magellanicus*, las que necesitan árboles para anidar que posean características especiales, los que se pueden encontrar solo al interior de bosques antiguos.

La retención ecológica de árboles puede mitigar los efectos perjudiciales de las operaciones de cosecha de bosques sobre la avifauna forestal, sobre todo si éstas son muy intensivas. Estos efectos beneficiosos dependerán principalmente de la forma que la retención cambia la estructura del hábitat y el paisaje. Estas fueron las principales conclusiones obtenidas por Vergara y Schlatter (2006) en una investigación desarrollada en dos tipos de bosque: lenga y lenga-coigüe de Magallanes en Tierra del Fuego, Chile ( $54^{\circ} 08'S$  y  $68^{\circ}47'O$ ). En dicha área, los autores analizaron el efecto que genera la retención agregada sobre la abundancia y la riqueza de las aves que habitan dichos bosques. Durante el primer año, los bosques se mantuvieron inalterados; y en el segundo año, éstos fueron intervenidos solo parcialmente. Se encontró que después de la corta de árboles, la abundancia de 5 de un total de 10 especies observadas fue menor en rodales perturbados y que sólo 2 especies habían aumentado la abundancia como respuesta a la retención agregada. El efecto de la retención fue similar en ambos tipos de bosque para todas las especies, excepto en uno de ellos.

Sin embargo, los autores no detectaron un efecto significativo de la retención agregada cuando se compararon escenarios de pre y post-cosecha, aunque ocho especies disminuyeron en abundancia durante el segundo año en parcelas de control en ambos tipos de bosque. La reducción de la abundancia de una especie fue mayor en la retención agregada que en las parcelas de control y para otras tres especies esta reducción fue mayor en los bosques estructuralmente más simples. En los rodales sometidos a retención, un mayor número de especies de aves se vieron afectadas significativamente por las variables de hábitat y el paisaje que en los rodales de control. Las estructuras del hábitat que son cambiadas drásticamente por la retención, como densidad de árboles y cobertura del dosel de copa, afectaron la abundancia de las aves y la estructura del paisaje en rodales intervenidos. Se concluyó que el efecto de la retención sobre la abundancia de aves forestales depende principalmente de las características de los bosques y el paisaje.

Deferrari *et al.* (2001) desarrollaron una investigación con el fin de evaluar los cambios en diversidad y abundancia relativa de la avifauna a lo largo del ciclo de manejo forestal del bosque de Lengua en el Rancho San Justo, Tierra del Fuego, Argentina (54°06'S y 68°37'O). Como resultado obtuvieron que la diversidad y abundancia de aves fueran significativamente variables a lo largo del ciclo, debido a la aparición de siete nuevas especies después de la cosecha, pero el número total no varió al final del ciclo de manejo forestal, y tampoco se observó una pérdida significativa de especies. La abundancia de la avifauna estuvo directamente relacionada con la abundancia de insectos y biomasa de la planta. Como resultado de dicho estudio, los autores establecieron que las actividades humanas, como la tala de árboles, modifica la estructura del bosque y también los atributos del microambientes de los bosques originales de *Nothofagus*. A base de los resultados obtenidos, Deferrari *et al.* (2001) recomiendan desarrollar estudios en ecología de aves con el fin de diseñar nuevas alternativas silvícolas basadas en las especies de avifauna que son más sensibles a la cosecha, como es el caso de *C. magellanicus*, como lo establecieron Arroyo *et al.* (1996).

McBride (2000) establece que las actividades forestales se están expandiendo rápidamente en el bosque de Lenga de Tierra del Fuego y que la tala está aumentando, tanto en la extensión areal como en intensidad de la cosecha, debido a que la corta selectiva tradicional está siendo sustituida por la corta de protección. Además, advierte que mediante la disminución de la densidad de los rodales y la remoción de los árboles decadentes en grandes superficies, estas prácticas de cosecha puede amenazar el hábitat de la avifauna que habita en los bosques, en particular de las especies que anidan en cavidades, como es el caso de *C. magellanicus*. Por ello, este autor recomienda que los responsables del manejo forestal que buscan proteger los hábitats donde excavan sus cavidades *C. magellanicus* y otras aves del bosque deberían proveer rodales maduros, incluyendo árboles grandes (34-55 cm DAP), viejos (135-240 años), con árboles en avanzado estado de putrefacción del duramen y un moderado grado de muerte apical, excluyendo las áreas ubicadas a menos de 100 m de los bordes de los bosques y de los claros.

Por su parte, Díaz *et al.* (2005) recomiendan incorporar en la planificación forestal las estrategias de manejo forestal y las alternativas de mitigación, con el fin de mantener la estructura original de las comunidades de aves y el equilibrio con las otras especies forestales. Esta recomendación se basa en los resultados obtenidos en el estudio desarrollado por dichos autores, según los cuales la diversidad de especies de aves especializadas en este tipo de ecosistemas, como es el caso de *C. magellanicus*, se puede predecir por la presencia de ciertos elementos estructurales clave, como una mayor disponibilidad de árboles emergentes del dosel, tocones, troncos y cubierta de bambú en el sotobosque, por lo que los bosques se debe manejar para conservar estos elementos estructurales que crean un hábitat favorable para las especies de aves con el fin de evitar que las especies futuras pérdidas debido a prácticas de explotación forestal.

Existe incompatibilidad entre la conservación de *C. magellanicus* y las tendencias actuales ampliamente extendidas de manejo de bosques de *Nothofagus*, pues los sistemas de cosecha usados en las operaciones forestales podrían empobrecer el hábitat para esta especie, así como también otras especies que requieren de cavidades, principalmente mediante la reducción de los árboles podridos en sitios intervenidos. La pudrición central de los árboles es característica de los bosques para nativos no manejados y corresponde justamente al factor más importante para seleccionar árboles por parte de *C. magellanicus* (Chazarreta y Ojeda, 2011).

### **2.14.3.- Otros países**

Para conservar el hábitat de *D. pileatus* al interior de los bosques de propiedad pública, el Servicio Forestal de Estados Unidos (USDA Forest Service) seguía antiguamente las prescripciones generadas por Thomas *et al.* (1979), las cuales estaban basadas en la provisión de densidades especificadas de árboles muertos en pie (*snags*) en territorios de 121 ha, que correspondía al ámbito de hogar para esta especie. Estos lineamientos estaban basados en el conocimiento científico que se tenía a esa fecha, pero posteriormente se comprobó que los territorios de 121 ha eran insuficientes para dichos fines. Además, se estableció que existían también otros componentes del hábitat que son importantes para la conservación de *D. pileatus* en bosques dominados por una mezcla de coníferas, ubicados en la región noreste del estado de Oregon: abeto grande (*Abies grandis* Dougl. ex D. Don Lindl. 1833), pino ponderosa (*Pinus ponderosa* Douglas ex C. Lawson), pino oregón (*Pseudotsuga menziesii* Mirb. Franco), alerce (*Larix occidentalis* Nutt.) y pino contorta (*Pinus contorta* Douglas).

En efecto, en la actualidad, tal como lo describen Bull y Holthausen (1993), el Forest Service recomienda utilizar ámbitos de hogar de unas 364 ha en promedio, superficie tres veces mayor que la originalmente considerada. Además, recomienda que al interior de dicha superficie, al menos un 75% de ella se encuentre dentro del gran tipo forestal del abeto grande, un 25% del cual debe corresponder a bosque original (old growth forest) y el restante a bosque maduro.

Además, al menos un 50% del área debe tener una cobertura de copas igual o superior al 60% y al menos un 40% del área debe permanecer intacta-mientras que la restante superficie boscosa debe ser sometida solo a una extracción parcial de sus árboles emergentes, de manera tal que se deben mantener rodales maduros después de las intervenciones silviculturales. En forma adicional, para mantener estructuras importantes del hábitat de alimentación de *D. pileatus*, se recomienda dejar al menos unos 100 troncos caídos/ha en las áreas manejadas, prefiriéndose troncos cuyo diámetro mínimo sea de unos 38 cm (troncos muertos de gran tamaño) para todas las especies, excepto para el caso del pino contorta. También, se recomienda dejar unos 8 *snags*/ha para ser utilizadas en nidificación, dormitorio y alimentación y que al menos un 20% de éstos posean un DAP mayor o igual de 51 cm.

Con el fin de conservar poblaciones autosustentables de *D. pileatus*, se recomienda mantener grandes bloques vecinos de bosques, con el fin de sostener a más de una pareja territorial, que es una recomendación similar a la generada para el caso de la lechuza moteada (*Strix occidentalis* Xantus de Vesey 1860) (Thomas *et al.*, 1990) y debería incrementar la probabilidad de encontrar una nueva pareja, en caso de que un individuo de la pareja original muera, el sobreviviente no deba abandonar su territorio. Debido al riesgo que significa manejar una densidad mínima de individuos de una cierta especie, se recomienda manejar agrupaciones de tres o más pares de individuos de *D. pileatus* en una misma superficie de hábitat en el paisaje a lo largo del tiempo (Bull y Holthausen, 1993).

En otras latitudes, Gagné *et al.* (2007) estudiaron al noroeste de Quebec, Canadá (49°43' a 49°53' N y 75°44' a 76°26' O) el efecto borde sobre la especie conocida como pico tridáctilo americano (*Picoides dorsalis* Baird SF 1858) en parches de bosque remanente compuestos por bosque antiguo (>90 años) dominado por píceas negra (*Picea mariana* Mill. Britton, Sterns & Poggenb.) y acompañada en forma dispersa por pino de Banks (*Pinus banksiana* Lamb.), abeto balsámico (*Abies balsamea* L. Mill.), alerce tamarak (*Larix laricina* Du Roi K.Koch), álamo temblón (*Populus tremuloides* Michx.) y abedul papiroífero (*Betula papyrifera* Marsh.).

Como resultado, encontraron que *Picoides dorsalis* se alimenta principalmente en árboles vivos de gran diámetro (35%), pero *P. mariana* fue subutilizado, a pesar de su amplia disponibilidad. En el caso de los árboles muertos en pie (*snag*), *P. dorsalis* prefirió aquellos de mayores diámetros, temprana condición de desmoronamiento y una alta cobertura de corteza, en desmedro de aquellos *snags* que estaban disponibles en zonas más cercanas. La densidad de árboles de gran calidad alimenticia (grandes árboles, recién muertos) se incrementan cerca de los bordes y decrecen hacia el interior del bosque. Los autores concluyeron que *P. dorsalis* puede usar *snags* cerca de los bordes de los bosques, pero no son muy proclives de utilizar este tipo de recurso, aun cuando su disponibilidad es mayor aquí que al interior de rodales de bosque original remanente que aún existen dentro de la matriz de bosque manejado. Sin embargo, los movimientos de las aves estuvieron orientados en forma paralela a los bordes, más allá de unos 80 m de los límites con los rodales cortados a tala rasa.

Por lo tanto, considerando la sub-utilización de sustratos de alta calidad, los autores sugieren que la disponibilidad de sustratos de alimentación no explica los resultados obtenidos: la hipótesis de que los bordes actúan como conductores probablemente explica los patrones de movimiento de los carpinteros. Finalmente, los autores proponen que la retención de grandes bloques de bosque maduro y sobremaduro podría reducir la cantidad de hábitat de borde y proveer mejores condiciones de alimentación para *P. dorsalis* en paisajes de bosque manejados extensivamente. En efecto, paisajes que poseen una gran extensión de hábitat de borde combinado con una baja proporción de bosque interior, tales como rodales remanentes lineales combinado con bloques de tala rasa continuos podrían ser menos adecuado para la alimentación. En forma concordante, estas franjas lineales soportan una menor abundancia de *P. dorsalis* que patrones espaciales compuestos por una matriz de bosque remanente con esporádicas talas rasas. Este patrón de talas rasas dispersas genera una gran cantidad de bordes, particularmente cuando la proporción de hábitat remanente se mantiene cercano a un 50%.

Por lo tanto, la retención de grandes superficies de bosque maduro y sobremaduro podría reducir la longitud de los bordes y consecuentemente, mejorar la extensión de hábitat de bosque interior. A su turno, esta condición descrita podría generar mejores condiciones de alimentación para *P. dorsalis*.

En el noroeste de la India, Kumar *et al.* (2011) desarrollaron un estudio mediante el cual se evaluó el impacto del manejo forestal sobre la estructura de la comunidad compuesta por 16 especies de carpinteros que habitan en bosques de dipterocarpáceas sub-himalayo dominados por *Shorea robusta*. Como resultado, se encontró que la riqueza de especies de carpinteros indica fuertemente la riqueza media de otras especies de avifauna durante la temporada de cría. El estudio sugiere que los bosques manejados han alterado significativamente la estructura de la comunidad de carpinteros de la zona sub-himalaya, incluso en aquellos bosques en los que se han desarrollado práctica silviculturales “benignas”, como madereo selectivo de árboles muertos. El manejo de los bosques de dipterocarpáceas, pero sobre todo las plantaciones de teca, es en gran medida incapaz de soportar el conjunto original de carpinteros durante la temporada de cría, aunque proporcionan zonas de alimentación durante la estación no reproductiva.



## **2.15.- El manejo Forestal Sustentable**

### **2.15.1.- Origen y contexto**

El término “Desarrollo Sostenible” fue propuesto por primera vez en el contexto del Informe Brundtland, elaborado por la Comisión Mundial sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo y es más conocido por su título: “Nuestro Futuro Común”. En dicho informe, se define por primera vez el concepto de Desarrollo Sostenible en los siguientes términos: “es el tipo de desarrollo que satisface las necesidades del presente, sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras para hacer frente a las suyas” (UN, 2017). Este concepto estimuló la imaginación del público, de los políticos y de los ciudadanos, tanto a nivel local, como nacional, regional e internacional y ha motivado muchos debates, pero aún en la actualidad no se ha terminado de resolver la pregunta de cómo aplicar ese concepto en la práctica (Maini, 1992).

La producción forestal debe ser uno de los sectores productivos más controvertidos a nivel mundial. Problemas como la deforestación, lluvia ácida, frecuentes conflictos entre los madereros y ambientalistas debido a la fragmentación y pérdida de la biodiversidad en bosques primarios y secundarios, cambio de uso de suelos y su efecto sobre el cambio climático, entre otros, han mantenido al sector forestal en la primera plana de las noticias mundiales (UN-FAO, 2017).

En este contexto problemático, se desarrolló la denominada Cumbre de Río de Janeiro el año 1992, evento organizado por la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo Sostenible, en donde se amplió la discusión, en principio centrada en los bosques tropicales húmedos hacia los bosques templados y boreales, e introdujo el concepto de “sostenibilidad” y su aplicabilidad en el contexto ambiental, social y ecológico del manejo forestal (Von Gadow *et al.*, 2001; UN, 2017).

Esta agenda mundial ha devenido en la generación de paneles intergubernamentales cuya finalidad ha sido definir una serie de indicadores para evaluar la sostenibilidad del sector forestal en todas las dimensiones.

Por otra parte, como resultado del proceso de “Helsinki”, se han definido una serie de criterios e Indicadores para el Manejo Sustentable de los bosques en Europa, así como también en América y Japón, a través del proceso de “Montreal”, y en los países tropicales, mediante el proceso de “Tarapoto” (Bruce *et al.*, 1997).

El concepto de Desarrollo Sostenible ha sido aplicado en todos los ámbitos de las actividades económicas y en el caso de la producción forestal ha generado un cambio de paradigma, desde el concepto de "gestión forestal sostenible" al de "gestión basada en los ecosistemas". Este último término propone cambios profundos, desde una gestión orientada principalmente a la producción de productos básicos hacia una gestión que aborde de forma simultánea las consideraciones ecológicas, económicas y sociales. En este contexto, el concepto de conservación de la biodiversidad juega un rol primordial, por cuanto es una de las estrategias más utilizadas a nivel mundial para evaluar la sustentabilidad en el ámbito ecológico (Cabarle *et al.* 1997; FSC, 2017).

No obstante dichos avances, gran parte de la ciudadanía mundial no ha percibido avances tangibles, debido a la poca aplicabilidad de estos procesos en el mundo real, lo que ha propiciado la creación de otros instrumentos, como que los mercados reconozcan y “premien” el buen comportamiento de las empresas exportadoras en los ámbitos social y medioambiental, como alternativa a los boicots a la venta de madera, siendo este el germen para el nacimiento del concepto de certificación forestal . La certificación forestal es un mecanismo por el cual una tercera parte independiente (organismo certificador) evalúa la gestión de una empresa de acuerdo a un estándar determinado (FSC, 2017).

La certificación forestal provee oportunidades concretas y tangibles para revertir algunos de los efectos adversos de la producción forestal, en el ámbito económico, socio-cultural y ambiental. No solo representa un mecanismo eficaz para resolver controversias, sino que también permite lograr otras metas a favor del desarrollo socioeconómico y cultural de las comunidades locales y la conservación de la biodiversidad, entre otros aspectos.

## **2.15.2.- Certificaciones forestales aplicables en Chile**

### **2.15.2.1.- Sistema Chileno de Certificación de Manejo Forestal Sustentable (CERTFOR)**

El año 2002 se creó el Sistema Chileno de Certificación de Manejo Forestal Sustentable (CERTFOR), el cual dos años más tarde fue homologado con su equivalente europeo PEFC. Esta certificación exige que las empresas demuestren alcanzar los estándares definidos en las siguientes áreas: a) planificación y objetivos a largo plazo; b) biodiversidad y ecosistemas nativos; c) mantenimiento de la productividad; d) protección de suelo y agua; e) comunidades locales; f) etnias originarias; g) relaciones labores; h) leyes, acuerdos y tratados; i) monitoreo y control.

El sistema CERTFOR posee dos mecanismos principales: la certificación de Manejo Forestal Sostenible (MFS) y la Certificación de Cadena de Custodia (CdC). La MFS es una herramienta de mercado voluntaria, cuyo objetivo es garantizar a los consumidores que los productos o servicios forestales (madera, papel, paneles, hongos, etc.) provienen de plantaciones que cumplen los estándares sociales y ambientales definidos por cada uno de los sistemas de certificación. La certificación de Cadena de Custodia (CdC), por su parte, garantiza que cada unidad responsable de la madera, desde el bosque hasta los canales de distribución, trabaja con madera que proviene de bosques manejados bajo criterios de sustentabilidad (CERTFOR, 2017).

### **2.15.3.2.- Forest Stewardship Council (FSC)**

Este sistema de certificación forestal no gubernamental, independiente e internacional se constituyó formalmente en 1994, con el objeto de identificar los bosques bien manejados y los productos de madera fabricados responsablemente. Este sistema se rige por los siguientes diez principios de manejo de bosques sostenibles (FSC, 2017):

- Cumplimiento de las leyes y los principios del FSC: se deben cumplir todas las leyes, reglamentos, tratados, convenciones y acuerdos, junto con los principios del FSC.
- Derechos y responsabilidades de tenencia y uso: es necesario definir, documentar y establecer legalmente tenencia y derechos de uso a largo plazo.
- Derechos de los pueblos indígenas: se deben identificar y respaldar los derechos de los pueblos indígenas de propiedad y uso de la tierra y sus recursos.
- Relaciones comunales y derechos de los trabajadores: se debe mantener o mejorar el bienestar social y económico de las comunidades locales y de los trabajadores forestales.
- Beneficios del bosque: es necesario mantener o mejorar los beneficios económicos, sociales y ambientales a largo plazo provenientes del bosque.
- Impacto ambiental: se debe mantener o restaurar el ecosistema, su biodiversidad, recursos y paisajes.
- Plan de manejo: es necesario contar con un plan de manejo implementado, monitoreado y documentado.
- Monitoreo y evaluación: se debe demostrar el progreso hacia el cumplimiento de los objetivos de manejo.
- Mantenimiento de bosques con alto valor de conservación: es necesario mantener o mejorar los atributos que definen a dichos bosques.
- Plantaciones: se debe planear y manejar las plantaciones de acuerdo con los Principios del FSC.

### **2.15.3.- La certificación forestal y la conservación de la biodiversidad**

La conservación de la diversidad biológica se ha convertido en uno de los objetivos importantes del manejo forestal sostenible. Los ecologistas y los administradores de recursos forestales necesitan medidas para juzgar el éxito o fracaso de los regímenes de manejo diseñados para sostener la diversidad biológica. Las relaciones entre las especies indicadoras potenciales y la biodiversidad total no están bien establecidas.

Por ello, se requieren estudios cuidadosamente diseñados para probar las relaciones entre la presencia y abundancia de especies indicadoras potenciales y otros taxones y el mantenimiento de procesos críticos de los ecosistemas en los bosques. Otros indicadores de la diversidad biológica en los bosques, son los indicadores basados en la estructura; es decir, ciertas características de los bosques a nivel de ecosistemas y paisajes, como la complejidad estructural, la composición florística, la conectividad y la heterogeneidad (Lindenmayer *et al.*, 2000; Lindenmayer y Franklin, 2002).

En base al conocimiento que se tiene de algunas especies de carpinteros, en ciertos países del mundo, como Argentina se ha utilizado la especie *Campephilus magellanicus* como indicadora de un manejo forestal sustentable y del grado de éxito en las labores de restauración ecológica de ecosistemas forestales (Sarasola *et al.*, 1999). En tanto, en Polonia, se utilizan los carpinteros *Dendrocopos major* y *Picoides tridactylus* como especies indicadoras de biodiversidad de aves en ecosistemas forestales (Mikusinski *et al.*, 2001).

## 2.16.- Investigaciones sobre *C. magellanicus* (síntesis)

Como señala Mikusinski (2006), la mayor parte de los *hotspots* del mundo se encuentran ubicados en los países en desarrollo; es decir, en bosques subtropicales del sudeste de Asia, América del Sur y Central y África Ecuatorial (ver Figura 2.1). En contraste, casi el 90% de los artículos científicos publicados entre 1985 y 2004 corresponden a estudios desarrollados en América del Norte y Europa, es decir, en las zonas geográficas que albergan sólo el 17% del número total de especies *Picidae*. En Chile ocurre la misma tendencia observada a nivel mundial, por cuanto a pesar de la gran importancia ecológica y ambiental que posee *C. magellanicus*, se han publicado muy pocos artículos científicos acerca de esta especie; y la mayor parte de estas publicaciones enfatizan aspectos biológicos y ecológicos, siendo la única excepción el artículo publicado por Arango *et al.* (2007), quienes desarrollaron un enfoque biocultural, con el fin de fomentar la conservación de esta especie en Tierra del Fuego. Además, se han desarrollado también varias tesis universitarias relacionadas con *C. magellanicus*, pero ninguna de ellas ha sido publicada hasta el día de hoy, por lo que prácticamente no representan un aporte significativo al conocimiento de la especie. Una relación sinóptica de esta situación descrita se entrega en la Tabla 2.11. Por otra parte, las investigaciones desarrolladas en Chile sobre *C. magellanicus* tiene un carácter muy especializado; es decir, están enfocados en solo una disciplina y prácticamente no existen estudios desarrollados sobre una base más amplia y con perspectivas de aplicación. Como por ejemplo, la mayor parte de las investigaciones existentes en Chile están enfocadas en biología o ecología de la especie, o bien, en aspectos puramente silviculturales, pero se echa de menos el desarrollo de estudios que apliquen el conocimiento científico que se tiene sobre *C. magellanicus* para diseñar sistemas silviculturales con un enfoque moderno; es decir, que integre objetivos de producción maderera tradicional con el manejo de bosques orientado hacia el mantenimiento de los servicios ecosistémicos, como es la biodiversidad de la avifauna del bosque, contexto en el cual la especie *C. magellanicus* debe ser considerada como la especie clave, por el importante rol que desarrolla en este tipo de ecosistemas.

**Tabla 2.11.** Sinopsis comparativa estudios relacionados con *C. magellanicus*

Autor (año)	Lugar (Región)	Objetivo	Tipo de ecosistema estudiado	Escala	Variables significativas
Vallejos (2010)	Sierra de Bellavista (VI región)	Estudio del hábitat de <i>C. magellanicus</i>	Roble	E	tipo de vegetación, DAP, densidad de árboles
Pino (2007)	Nevados de Chillán (VIII región)	Hábitat de alimentación de <i>C. magellanicus</i>	roble, raulí, coigüe	E	DAP, área basimétrica, altura del sotobosque
Orellana (2000)	P N Nahuelbuta (IX región)	Modelo de adecuación del hábitat de <i>C. magellanicus</i>	ñirre, ñirre-roble, araucaria-coigüe-lenga	P	DAP, % de insectos, % de árboles muertos, cobertura de copa, tipo vegetacional
Rodríguez (2001)	P N Nahuelbuta (IX región)	Análisis de las cavidades arbóreas <i>C. magellanicus</i>	coigüe-araucaria	A	especie, densidad del sotobosque, mortalidad de árboles, etapa de desarrollo del bosque
Saavedra (2009)	PN Nahuelbuta (IX región)	Conocer la distribución espacial de <i>C. magellanicus</i>	coigüe-araucaria, coigüe-araucaria-lenga, araucaria, roble, coigüe, ñirre	E	tipo de bosque
Este estudio (capítulo III)	PN Nahuelbuta (IX región)	Describir el hábitat de alimentación de <i>C. magellanicus</i>	coigüe-araucaria, coigüe-araucaria-lenga, coigüe, ñirre	E	cobertura del estrato dominante, cobertura del estrato herbáceo, mortalidad de árboles
McBride (2000)	Tierra del Fuego (XII región)	Caracterización del hábitat de anidamiento y alimentación de <i>C. magellanicus</i>	lenga, ñirre	A, E,P	edad del árbol, muerte apical, densidad, grado de decadencia árboles grandes
Hughes (2009)	Parque Natural Karukinka (XII región)	Modelo de expertos sobre adecuación de hábitat de <i>C. magellanicus</i>	lenga, ñirre, coigüe	P	n.a.

E: ecosistema; A: árbol; P: paisaje; n.a.: no aplicable

## Bibliografía

- Aguayo, M.; Pauchard, A.; Azócar, G.; Parra, O.** 2009. Cambio del uso del suelo en el centro sur de Chile a fines del siglo XX. Entendiendo la dinámica espacial y temporal del paisaje. *Revista Chilena de Historia Natural*, 82: 361–374.
- Aguirre, J.; Egli, G.** 2004. Aves de Santiago. Unión de ornitólogos de Chile (UNORCH). Santiago, Chile. 165 p.
- Altamirano, T.; Ibarra, J.; Bonacic, C.; Martin, K.** 2012a. Southern temperate forest cavity-nest web structure: species richness and the role of tree decay in Patagonia, Chile. *In: V North American Ornithological Conference*. Vancouver, BC Canada. pp. 3-28.
- Altamirano, T.; Ibarra, J.; Martin, K.; Bonacic, C.** 2012b. Árboles viejos y muertos en pie: un recurso vital para la fauna del bosque templado de Chile. *La Chiricoca*, 15:25-30.
- Arango, X.; Rozzi, R.** 2005. El Carpintero Gigante (*Campephilus magellanicus*): una especie carismática al fin del mundo. *In: Vivir en la Isla Navarino: un mundo diverso en el fin del mundo*. Proyecto Biokonchil (Ministerio de Educación e Investigación, BMBF N01LM0208). Punta Arenas, Chile. pp. 47-54.
- Arango X.; Rozzi, R.; Massardo, F.; Anderson, F.; Ibarra, C.** 2007. Descubrimiento e implementación del Pájaro Carpintero Gigante (*Campephilus magellanicus*) como especie carismática: una aproximación biocultural para la conservación en la Reserva de Biósfera Cabo de Hornos. *Magallania*, 35 (2):71-88.
- Araya, B.; Millie, G.** 1996. Guía de Campo de las Aves de Chile. Editorial Universitaria. Santiago, Chile. 386 p.



- Arroyo M.; Donoso C.; Murúa R.; Pisano E.; Schlatter, R.; Serey, I.** 1996. Toward an ecologically sustainable forestry project: concepts, analysis and recommendations. Departamento de Investigación y Desarrollo. Universidad de Chile. Santiago, Chile. 253 p.
- Beaudoin, F.; Ojeda, V.** 2011. Nesting of Rufous-Legged Owls in Evergreen Forests. *Journal of Raptor Research*, 45 (3):272-274. 2011.
- Begon M.; Townsend, C.; Harper, J.** 2006. Ecology. From Individuals to Ecosystems. Blackwell Publishing. 4th Edition. London, U.K. 759 p.
- BirdLife International.** 2015. Species factsheet: *Campephilus principalis*. <http://www.birdlife.org> (disponible a noviembre de 2015).
- Beaudoin F.; Ojeda, V.** 2011. Nesting of Rufous-Legged Owls in evergreen *Nothofagus* forests. *Journal of Raptor Research*, 45:75-77.
- Bull, E.; Holthausen, R.** 1993. Pileated woodpeckers management. *Journal of Wildlife Management*, 57 (2):335-345.
- Bull, E.; Jackson, J.** 1995. Pileated woodpecker (*Dryocopus pileatus*). In: Poole, A., Gill, F. (Eds). The birds of North America. Academy of National Science and American Ornithologists' Union, Philadelphia, USA. pp. 85-134.
- Burt, W.**1943. Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *Journal of Mammalogy*, 24: 346–352.
- Ceballos, G.; Ortega-Báez, P.** 2011. La sexta extinción: la pérdida de especies y poblaciones el Neotrópico. In: Simonetti, J., Dirzo, R. (Eds.). Conservación Biológica: Perspectivas desde América Latina. Editorial Universitaria. Santiago, Chile. pp. 95-108.

- Cabarle, B.; Alatorre, G.; Chapela, F.; Madrid, S. Merino, L.** 1997. Manejo Forestal Comunitario en México y sus perspectivas de sustentabilidad. Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias Universidad Nacional Autónoma de México (CRIM). Morelos, México. 132 p.
- CERTFOR.** 2017. Sistema Chileno de Certificación de Manejo Forestal Sustentable (CERTFOR). <http://www.certfor.org> (disponible a marzo de 2017).
- Chazarreta, M.; Ojeda, V.** 2011. Magellanic Woodpecker (*Campephilus magellanicus*), Neotropical Birds Online (T.S. Schulenberg, Editor). Ithaca: Cornell Laboratory of Ornithology. <http://neotropical.birds.cornell.edu> (disponible a diciembre de 2015).
- Chazarreta, M.; Ojeda, V.** 2015. Life History of Magellanic Woodpecker. <http://neotropical.birds.cornell.edu> (disponible a diciembre de 2015).
- Chazarreta, M.; Ojeda, V.; Lammertink, A.** 2012. Morphological and foraging behavioral differences between sexes of the Magellanic Woodpecker *Campephilus magellanicus*. *Ornithology Neotropical*, 23:529-544.
- Chazarreta, M.; Ojeda, V.; Trejo, A.** 2011. Division of labour in parental care in the Magellanic Woodpecker *Campephilus magellanicus*. *Journal of Ornithology*, 152:231–242.
- Cockle, K.; Martin, K.; Wesolowski, T.** 2011. Woodpeckers, decay, and the future of cavity-nesting vertebrate communities worldwide. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9 (7): 377-382.
- Cofré, H.** 2004. Diversidad de aves en los bosques del centro y sur de Chile: una aproximación Macroecológica. Doctoral Thesis, Pontificia Universidad Católica de Chile, Santiago, Chile. 227 p.
- Cofré, H.; Marquet, P.** 1999. Conservation status, rarity and geographic priorities for conservation of Chilean mammals: an assessment. *Biological Conservation*, 88: 53–68.

- Cofré, H.; Böhning-Gaese, K.; Marquet, P.** 2007. Rarity in Chilean forest birds: which ecological and life-history traits matter? *Diversity and Distributions*, 13 (2), 203-212.
- CONAF-CONAMA-BIRF.** 1999. Catastro y Evaluación de los Recursos Vegetacionales Nativos de Chile. Informe Regional Novena Región. Universidad Austral, P. Universidad Católica de Chile, Universidad Católica de Temuco. Corporación Nacional Forestal (CONAF), Comisión nacional del Medio Ambiente (CONAMA), Banco Interamericano de Reconstrucción y Fomento (BIRF). Santiago, Chile. 90 p.
- Coña, P.** 1974. Memorias de un Cacique Mapuche. Instituto de Capacitación e Investigación en Reforma Agraria (ICIRA). Santiago, Chile. 464 p.
- Cornelius, C.; Cockle, K.; Politi, N.; Berkunsky, I.; Sandoval, L.; Ojeda, V.; Martin, K.** 2008. Cavity-nesting birds in neotropical forests: cavities as a potentially limiting resource. *Ornitología Neotropical*, 19 (8):253-268.
- Couvé E., Vidal, C.** 2003. Aves de la Patagonia, Tierra del Fuego y Península Antártica. Editorial Fantástico Sur Birding Ltda. Punta Arenas, Chile. 307 p.
- Deferrari, G.; Camilión, C.; Pastur, G.; Peri, P.** 2001. Changes in *Nothofagus pumilio* forest biodiversity during the forest management cycle. 2. Birds. *Biodiversity Conservation*, 10 (12): 2093-2108.
- Del Hoyo, J.; Elliott, A.; Sargatal, J.** (Eds.). 2002. Handbook of the birds of the world. Volume 7, Jacamars to Woodpeckers. Lynx Edicions. Barcelona, España. 613 p.
- Del Hoyo, J.; Collar, N.; Christie, D.; Elliott, A.; Fishpool, L., HBW, BirdLife International.** 2014. Illustrated Checklist of the Birds of the World. Barcelona, Spain and Cambridge, United Kingdom. Lynx Edicions and BirdLife International. 903 p.
- De Santo, T.; Willson, M.; Sieving, K.; Armesto, J.** 2002. Nesting biology of tapaculos (Rhinocryptidae) in fragmented south-temperate rainforest of Chile. *Condor*, 104: 482–495.

- Díaz I.; Armesto J.; Reid, S.; Sieving, K.; Willson, M.** 2005. Linking forest structure and composition: avian diversity in sucesional forests of Chiloé Island, Chile. *Biological Conservation*, 123 (1): 91-101.
- Dijak, W.; Rittenhouse, C.** 2009. Development and application of Habitat Suitability Models to large landscapes. *In: Millspaugh, J.; Thompson, R.* (Eds.). *Models for planning wildlife conservation in large landscapes.* Elsevier. London, U.K. pp. 367-390.
- Donoso P.; Promis, A.** 2013. Síntesis y Desafíos para el desarrollo de la Silvicultura de los Bosques Nativos de Chile. *In: Silvicultura en Bosques Nativos. Avances en la investigación en Chile, Argentina y Nueva Zelandia.* Donoso P., Promis A. (Eds.). Marisa Cuneo Ediciones. Valdivia, Chile. pp. 223-226.
- Drever M.; Aitken, K.; Norris, A.; Martin, K.** 2008. Woodpeckers as reliable indicators of bird richness, forest health and harvest. *Biological Conservation*, 141 (3): 624-634.
- Esparza, C.** 2003. Las piedras de plastilina. *Docencia e Investigación. Vivat Academia*, 46:3-62.
- Estades, C.** 1994. Bases para la evaluación del impacto de la silvicultura en comunidades de aves. Seminario medioambiente, biodiversidad y actividades productivas. Santiago, Chile. pp. 65 – 75.
- Estades, C.** 1997. Bird-habitat relationships in a vegetational gradient in the Andes of central Chile. *Condor*, 99:719-727.
- Estades, C.** 2007. Manejo de Fauna Silvestre. *In: Hernández, J., De la Maza, C., Estades, C.* (Eds.). *Biodiversidad: Manejo y Conservación de Recursos Forestales.* Editorial Universitaria. Santiago, Chile. pp. 544-566.
- Estades, C.; Temple, S.** 1999. Deciduous-forest bird communities in a fragmented landscape dominated by exotic pine plantations. *Ecological Applications*, 9: 573–585.

- Figueroa, I.** 2009. El castor, sus características y adaptaciones biológicas, impacto sobre el ecosistema patagónico y análisis de la factibilidad de control o erradicación de la especie en la zona austral. Trabajo de Titulación presentado como requisito para optar al título de Ingeniero en Ejecución Agrícola. Universidad de Magallanes. Punta Arenas, Chile. 55 p.
- Finckh, M.; Frank, D.; Moller, A.; Paulsch, A.; Thomas, S.** 1996. Análisis de las comunidades boscosas del Parque Nacional Villarrica (IX Región, Chile) y su conservación para el patrimonio cultural. Informe final del proyecto de investigación del Dpto. de Biografía, Universidad de Bayreuth, Corporación Nacional Forestal IX Región. Temuco, Chile. 114 p.
- Frank, D.; Finckh, M.** 1999. Estudio sobre Bioindicación del grado de alteración de los bosques de la Reserva Nacional Valdivia. Proyecto de Manejo del Bosque Nativo (CONAF/GTZ). Valdivia, Chile. 97p.
- Franklin, J.; Spies, T.; Van Pelt, R.; Carey, A.; Thornburgh, D.; Berg, D.; Lindenmayer, D.; Harmon, M.; Keeton, W.; Shaw, D.; Bible, K.; Chen, J.** 2002. Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. *Forest Ecology and Management*, 155:399–423.
- FSC.** 2017. Forest Stewardship Council (FSC). <http://www.fsc.org> (disponible a marzo de 2017).
- Fuchs, J.; Ohlson, J.; Ericson, P.; Pasquet, E.** 2007. Synchronous intercontinental splits between assemblages of woodpeckers suggested by molecular data. *Zoological Scripta*, 36: 11-25.
- Gagné, C.; Imbeau, L.; Drapeau, P.** 2007. Anthropogenic edges: Their influence on American three-toed woodpecker (*Picoides dorsalis*) foraging behaviour in managed boreal forest of Quebec. *Forest Ecology and Management*, 252: 191-200.

- Garrido, P.; Valiente, M.** 2003. Hallazgo de *Campephilus magellanicus* (King 1828) en un bosque costero de *Nothofagus glauca*, en la Región del Maule. Contribuciones Breves. Talca, Chile. 6 p (inédito).
- Gibson, L.; Wilson, B.; Cahill, D.; Hill, J.** 2004 Modelling habitat suitability of the swamp antechinus (*Antechinus minimus maritimus*) in the coastal heathlands of southern Victoria, Australia. *Biological Conservation*, 117:143–150.
- Glade, A.** 1993. Libro Rojo de los Vertebrados Terrestres de Chile. Santiago, Chile. Corporación Nacional Forestal. 69 p.
- Goodall, J.; Johnson, A.; Philippi, R.** 1957. Las Aves de Chile, su conocimiento y sus costumbres. Tomo I y Suplemento. Platt Establecimientos Gráficos S. A. Buenos Aires, Argentina. 441 p.
- Goodge, W.** 1972. Anatomical evidence for phylogenetic relationships among woodpeckers. *Auk*, 89: 65–85.
- Goodwin, D.** 1968. Notes on woodpeckers (*Picidae*). *Bulletin of British Museum of Natural History (Zoology)*, 17: 1–44.
- Heink, U.; Kowarik, I.** 2010. What criteria should be used to select biodiversity indicators? *Biodiversity Conservation*, 19:3769-3797.
- Heywood V.; Watson, R.** 1995. Global Biodiversity Assessment. Cambridge University Press, Cambridge, U.K. 13 p.
- Huggett, R.** 2004. Fundamentals of Biogeography. Routledge, U.K. 439 p.
- Hughes, A.** 2009. Expert driven habitat suitability modelling for the Magellanic Woodpecker in Karukinka Natural Park, Tierra del Fuego, Chile. Master of Science Degree in Geographical Information Science Thesis. Birkbeck College, University of London. London, UK. 70 p.
- Ibarra, T.** 2014. Andean temperate forest owls: detectability, habitat relationships and reliability as biodiversity surrogates. Doctoral dissertation, University of British Columbia. Vancouver, Canada. 69 p.

- Ibarra, T.; Martin, K.** 2015. Biotic homogenization: Loss of avian functional richness and habitat specialists in disturbed Andean temperate forests. *Biological Conservation*, 192:418–427.
- Ibarra, T.; Altamirano, T.; Gálvez, N.; Rojas, I.; Laker, J.; Bonacic, C.** 2010. Avifauna de los bosques templados de *Araucaria araucana* del sur de Chile. *Ecología Austral*, 20 (1): 33-45.
- Ibarra, J.; Gálvez, N.; Gimona, A.; Altamirano, T.; Rojas, I.; Hester, A.; Laker, J.; Bonacic, C.** 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. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 47: 33-40.
- IUCN.** 2015. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.3. <http://www.iucnredlist.org> (disponible a noviembre de 2015).
- Jaksic, F.; Feinsinger, P.** 1991. Bird assemblages in temperate forests of North and South America: a comparison of diversity, dynamics, guild structure, and resource use. *Revista Chilena de Historia Natural*, 64: 491-510.
- Jaña-Prado, R.; Celis-Diez, J.; Gutiérrez, A.; Cornelius, C.; Armesto, J.** 2006. Diversidad en bosques fragmentados de Chiloé: ¿Son todos los fragmentos iguales? In: Grez, A., Simonetti, J., Bustamante, R. (Eds.). Biodiversidad en ambientes fragmentados de Chile: patrones y procesos a diferentes escalas. Editorial Universitaria. Santiago, Chile. pp. 159-189.
- Jaramillo, A.** 2005. Aves de Chile. Lynx Edicions. Barcelona, España. 240 p.
- Jaramillo, E.; Burke, P.; Beadle, D.** 2003. Birds of Chile. Princeton University Press, New Jersey, USA. 288 p.
- Jiménez, J.; Crego, R.; Soto, G.; Román, I.; Rozzi, R.; Vergara, P.** 2014. Potential impact of the alien American Mink (*Neovison vison*) on Magellanic Woodpeckers (*Campephilus magellanicus*) in Navarino Island, southern Chile. *Biological invasions*, 16 (4): 961-966.

- Krebs, Ch.** 1985. Ecología: estudio de la distribución y la abundancia. Traducido por J. Blanco. Harla. México, México. 753 p.
- Krupa, J.** 2014. Scientific Method & Evolutionary Theory Elucidated by the Ivory-billed Woodpecker Story. *The American Biology Teacher*, 76 (3):160-170.
- Kumar, R.; Shahabuddin, G.; Kumar, A.** 2011. How good are managed forests at conserving native woodpecker communities? A study in sub-Himalayan dipterocarp forests of northwest India. *Biological Conservation*, 144 (6), 1876-1884.
- Landrum, L.** 1981. The phylogeny and geography of *Myrceugenia* (*Myrtaceae*). *Brittonia*, 33 (1):105-129.
- Lencinas, M.; Martínez, G.; Gallo, E.; Cellini, J.** 2009. Alternative silvicultural practices with variable retention improve bird conservation in manager South Patagonian forests. *Forest Ecology and Management*, 258 (4):472-4780.
- Lewis, J.; Azerrad, J.** 2003. *Dryocopus pileatus*. Washington Department of Fish and Wildlife. Volume IV: Birds. Washington, USA. 9 p.
- Lindermayer, D; Franklin, J.** 2002. Conserving Forest Biodiversity. A comprehensive Multiscaled Approach. Island Press. Washington, USA. 351 p.
- Lindenmayer, D.; Margules, B.; Botkin, D.** 2000. Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management. *Conservation Biology*, 14(4): 941-950.
- Lizarralde, M.; Escobar, J.; Deferrari, G.** 2004. Invader species in Argentina: a review about the beaver (*Castor canadensis*) population situation on Tierra del Fuego ecosystem. *Interciencia*, 29: 352-355.
- Löwe, V.; Toral, M.; Pineda, G.** 1996. Monografía de Lenga (*Nothofagus pumilio*). Potencialidad de especies y sitios para una diversificación forestal. Corporación Nacional Forestal (CONAF), Instituto Forestal, Santiago. 88 p.



- Maini, J.** 1992. Desarrollo sostenible de los bosques. *Unasylva*, 169 (43): 3-8.
- Martin, K.; Eadie, J.** 1999. Nest webs: a community-wide approach to the management and conservation of cavity-nesting forest birds. *Forest Ecology and Management*, 115:243-257.
- Martínez, D.; González, G.** 2004. Las aves de Chile. Nueva Guía de Campo. Imprenta Salesianos S.A. Santiago, Chile. 620 p.
- Massardo, F.; Rozzi, R.** 2004. Etno-ornitología yagán y lafkenche en los bosques templados de Sudamérica austral. *Ornitología Neotropical*, 15: 395-407.
- McBride, P.** 2000. Magellanic Woodpecker (*Campephilus magellanicus*) habitat selection in deciduous *Nothofagus* forests of Tierra del Fuego. Master of Science at Western Washington University Thesis. Washington, USA. 129 p.
- Melletti, M.; Penteriani, V.** 2003. Nesting and feeding tree selection in the endangered white-backed woodpecker, *Dendrocopos leucotos lilfordi*. *Wilson Bulletin*, 115: 299-306.
- Mikusinski, G.** 2006. Woodpeckers: Distribution, conservation, and research in a global perspective. *Annual Zoological Fennici*, 43:86-95.
- Mikusinski, G.; Gromadzki, M.; Chylarecki, P.** 2001. Woodpeckers as indicators of forest bird diversity. *Conservation Biology*, 15: 208-217.
- Morrison, M.; Block, W.; Dale, M.; Strickland, B.; Collier, A.; Peterson, M.** 2008. Wildlife study design. Springer Series on Environmental Management. New York, USA. 441 p.
- Morrison, M.; Marcot, B.; Mannan, R.** 1998. Wildlife–habitat relationships. Concepts and applications. 2nd edition. The University of Wisconsin Press. Madison, USA. 493 p.
- Nappi A.; Drapeau, P.; Giroux, J.; Savard, J.** 2003. Snag use by foraging black-backed woodpeckers (*Picoides arcticus*) in a recently burned eastern boreal forest. *Auk*, 120: 505-511.

- Narosky, T.; Babarskas, M.** 2000. Guías de Aves de Patagonia y Tierra del Fuego. Vázquez Mazzini (Eds.). Buenos Aires, Argentina. 127 p.
- Narosky, T.; Yzurieta, T.** 2010. Guía de aves de Argentina y Uruguay. Vázquez Mazzini (Eds.). Buenos Aires, Argentina. 432 p.
- Newton, I.** 1994. The role of nest site in limiting the number of hole-nestings birds: a review. *Biological Conservation*, 70: 265-276.
- Noss, R.** 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology*, 4:355-364.
- Ojeda, V.** 2003. Magellanic Woodpecker Frugivory and Predation on a Lizard. *The Wilson Bulletin* 115 (2): 208 - 210.
- Ojeda, V.** 2004. Breeding biology and social behaviour of Magellanic Woodpeckers (*Campephilus magellanicus*) in Argentine Patagonia. *European Journal of Wildlife Research*, 50 (1): 18-24.
- Ojeda, V.** 2009. Management strategies for keystone bird species: The magellanic woodpecker in Nahuel Huapi National Park, Argentina. *Park Science*, 26 (1): 27-30.
- Ojeda, V.; Chazarreta, M.** 2006. Provisioning of Magellanic Woodpecker (*Campephilus magellanicus*) Nestlings with Vertebrate Prey. *The Wilson Journal of Ornithology*, 118 (2):251-254.
- Ojeda, V.; Chazarreta, L.** 2014. Home range and habitat use by Magellanic Woodpeckers in an old-growth forest of Patagonia. *Canadian Journal of Forest Research*, 44 (10): 1265-1273.
- Ojeda, V.; Chazarreta, M.; Pozzi, C.** 2011. El Carpintero Gigante: especie clave del bosque andino patagónico. *Desde la Patagonia, difundiendo saberes*, 8 (11): 8-17.
- Ojeda, V.; Suárez, M.; Kitzberger, T.** 2007. Crown dieback events as key processes creating cavity habitat for magellanic woodpeckers. *Austral Ecology*, 32: 436–445.

- Olson, D.; Dinerstein, E.; Wikramanayake, E.; Burgess, N.; Powell, G.; Underwood, E.; D'Amico, J.; Itoua, I.; Strand, H.; Morrison, J.; Loucks, C.; Allnutt, T.; Ricketts, T.; Kura, Y.; Lamoreux, J.; Wettengel, W.; Hedao, P.; Kassem, K.** 2001. Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth. *BioScience*, 51 (11): 933-938.
- Orellana, C.** 2000. Modelo de Adecuación de Hábitat (HSI Model) para el Carpintero Negro (*Campephilus magellanicus*). Tesis Título de Médico Veterinario. Universidad Santo Tomás. Santiago, Chile. 61 p.
- Paine, R.** 1995. A conversation on refining the concept of keystone species. *Conservation Biology*, 9 (4): 962–964.
- Perrins C.** 2011. Enciclopedia completa de las Aves. Editorial Libsa. Madrid, España. 608 p.
- Pino, A.** 2007. Caracterización del hábitat de forrajeo del Carpintero Negro (*Campephilus magellanicus*) en Nevados de Chillán, Región del Bio Bio. Memoria de Título presentada como parte de los requisitos para optar al título de Médico Veterinario. Universidad Austral de Chile, Valdivia. 72 p.
- Primak R.; Rozzi, R.; Feisinger, P.; Dirzo, R.; Massardo, F.** (Eds.). 2001. Fundamentos de Conservación Biológica. Perspectivas Latinoamericanas. Fondo de Cultura Económica. México, México. 797 p.
- Rageot, R.; Gedda, M.** 1978. Observaciones sobre el Carpintero Negro. CONAF, IX Región. Departamento Técnico, Conservación del Medio Ambiente, Sección Vida Silvestre e Interpretación. Temuco, Chile. 12 p.
- Ralph, C.** 1985. Habitat association patterns of forest and steppe birds of northern Patagonia, Argentina. *Condor*, 87: 471-483.
- Reid, S.; Cornelius, C.; Barbosa, O.; Meynard, C.; Silva-García, C.; Marquet, P.** 2002. Conservation of temperate forest birds in Chile: implications from the study of an isolated forest relict. *Biodiversity and Conservation*, 11: 1975–1990.

- Rovira, J.; Ortega, D.; Álvarez, D.; Molt, K.** 2006. Biodiversidad de Chile: Patrimonio y desafíos. Comisión Nacional del Medio Ambiente (CONAMA). Santiago, Chile. 638 p.
- Rodríguez, S.** 2001. Análisis preliminar de cavidades arbóreas de Carpintero Negro (*Campephilus magellanicus*) en el Parque Nacional Nahuelbuta, IX Región, Chile. Tesis Medicina Veterinaria, Universidad de Concepción. Chillán, Chile. 59 p.
- Rozzi R.; Armesto, J.; Correa, A.; Torres-Mura, J.; Salaberry, M.** 1996a. Avifauna de bosques primarios templados en islas dehabitadas del archipiélago de Chiloé, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 69: 125-139.
- Rozzi R.; Martínez, M.; Willson, M.; Sabag, C.** 1996b. Avifauna de los bosques templados de Sudamérica. In: Armesto J, Villagrán, C., Arroyo, M. (Eds.). *Ecología de los Bosques Nativos*. Editorial Universitaria. Santiago, Chile. pp. 135-154.
- Saavedra, M.** 2009. Proyecto de Conservación Carpintero Grande (*Campephilus magellanicus* (King, 1828)). Informe Final Convenio Corporación Nacional Forestal (CONAF) y Kodak Chile S.A.F. Temuco, Chile. 130 p.
- SAG.** 2015. La Ley de Caza y su Reglamento. Servicio Agrícola y Ganadero (SAG). Santiago, Chile. 112 p.
- Sarasola, M.; Marqués, B.; Rusch, V.** 1999. Determinación de aptitud de hábitat para el Pájaro Carpintero Patagónico (*Campephilus magellanicus*) como indicador de mantenimiento de la Integridad de los Sistemas bajo Manejo Forestal. In: Sarasola, M., Marqués, B., Rusch, V. (Eds.). *Criterios e indicadores de manejo forestal sustentable*. Biodiversidad. Grupo Ecología Forestal. Bariloche, Argentina. pp. 1-16.
- Schlatter, R.; Vergara, P.** 2005. Magellanic Woodpecker (*Campephilus magellanicus*) sap feeding and its role in the Tierra del Fuego forest bird assemblage. *Journal of Ornithology*, (146): 188-190.

- Schneider, D.** 2001. The rise of the concept of scale in Ecology. *Bioscience*, 51: 545-553.
- Short, L.** 1970. Habits and relationships of the Magellanic Woodpecker. *The Wilson Bulletin*, 82 (2):115- 129.
- Short, L.** 1982. Woodpeckers of the world. Delaware Museum of Natural History. Greenville, Delaware, USA. 676 p.
- Silva, C.; Saavedra, B.** 2008. Knowing for controlling: ecological effects of invasive vertebrates in Tierra del Fuego. *Revista Chilena de Historia Natural*, 81: 123-136.
- Skewes, O.; González, F.; Olave, R.; Ávila, A.; Vargas, V.; Paulsen, P.; König, H.** 2006. Abundance and distribution of American beaver, *Castor canadensis* (Kuhl 1820), in Tierra del Fuego and Navarino islands, Chile. *European Journal of Wildlife Research*, 52:292-296.
- Soto, G.; Vergara, P.; Lizama, M.; Celis, C.; Rozzi, R.; Duron, Q.; Hahn, I.; Jiménez, J.** 2012. Do beavers improve the habitat quality for Magellanic Woodpeckers? *Bosque*, 33 (3):271-274.
- Soto, G.; Vergara, P.; Smiley, M.; Lizama, A.; Moreira, D.; Vásquez, R.** 2015. Lethal agonistic behavior between two male Magellanic woodpeckers *Campephilus magellanicus* observed in the Cape of Horn area. Short Communications. *The Wilson Journal of Ornithology*, 128 (1): 180-184.
- Stearns, S.** 1992. The evolution of life histories. Oxford University Press. Oxford, Reino Unido. 259 p.
- Storch, I.** 2002. Linking a multiscale habitat concept to species conservation. *In*: Bissonette, J., Storch, I. (Eds.). Landscape ecology and resource management: linking theory with practice Island Press. Washington D.C., USA. pp. 303-320.
- Stotz, D.; Fitzpatrick, J.; Parker, T.; Moskovits, D.** 1996. Neotropical birds: ecology and conservation. University of Chicago Press. Chicago, USA. 478 p.

- Snyder, N.; Brown D.; Clark, K.** 2009. The travails of two woodpeckers, ivory-bill and imperialis. *Geographical Review*, 100 (2): 274-278.
- Thomas, J.; Anderson, R.; Maser, C.; Bull, E.** 1979. Snags. *In*: Thomas, J. (Ed.). Wildlife habitats in managed forests: the Blue Mountains of Oregon and Washington. U.S. Department of Agriculture. Handbook 553. Oregon, USA. pp. 60-77.
- Thomas, J.; Forsman, E.; Lint, J.; Meslow, E.; Noon, B.; Verner, J.** 1990. A conservation strategy for the northern spotted owl. U.S. Government Printing Office. Oregon, USA. 427 p.
- UN.** 2017. Sustainable Development. United Nations (UN). Washington D.C., USA. <http://www.un.org> (disponible a marzo de 2017).
- UN-FAO.** 2017. United Nations Food and Agricultural Organization (UN-FAO). Roma. Italia. <http://www.fao.org> (disponible a marzo de 2017).
- Vallejos, G.** 2010. Estudio de hábitat de *Campephilus Magellanicus* en Sierras de Bellavista, Chile central: propuesta para su conservación. Tesis Magíster en Áreas Silvestres y Conservación de la Naturaleza. Universidad de Chile. Santiago, Chile. 99 p.
- Vásquez, R.; Simonetti, J.** 1999. Life history traits and sensitivity to landscape change: the case of birds and mammals of Mediterranean Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 72: 517-525.
- Venegas, C.** 1994. Aves de Magallanes. Ediciones de la Universidad de Magallanes. Punta Arenas, Chile. 158 p.
- Vergara, P.; Schlatter, R.** 2004. Magellanic Woodpecker (*Campephilus magellanicus*) abundance and foraging in Tierra del Fuego, Chile. *Journal of Ornithology*, 145: 343–351.
- Vergara, P.; Schlatter, R.** 2006. Aggregate retention in two Tierra del Fuego Nothofagus forests: Short-term effects on bird abundance. *Forest Ecology and Management*, 225: 213–224.

- Vergara, P.; Rivera, M.; Farías, A.; Cofré, A.; Samaniego, H.; Hahn, I. 2014.** ¿Cómo responden los animales del bosque a las perturbaciones antropogénicas? *In: Donoso C., González M., Lara, A., Donoso, P. (Eds.). Ecología Forestal: Bases para el Manejo Sustentable. Marisa Cuneo Ediciones. Santiago, Chile. pp. 235-254.*
- Vergara, P.; Saura, S.; Pérez-Hernández, C.; Soto, G. 2015.** Hierarchical spatial decisions in fragmented landscapes: Modeling the foraging movements of woodpeckers. *Ecological Modelling*, 300: 114–122.
- Vergara, P.; Soto, G.; Moreira-Arce, D.; Rodewald, A.; Meneses, L.; Pérez-Hernández, C. 2016.** Foraging behaviour in Magellanic Woodpeckers is consistent with a multi-scale assessment of tree quality. *Plos One*, 11(7): e0159096. doi:10.1371/journal.pone.0159096.
- Villagrán, C.; Armesto, J. 1993.** Full and late glacial paleoenvironmental scenarios for the west coast of Southern America. *In: Mooney, H., Fuentes, E., Kronberg, B. (Eds.). Earth System Response to Global Change Academic Press. San Diego, USA. pp. 195-207.*
- Virkkala, R. 2006.** Why study woodpeckers? The significance of woodpeckers in forest ecosystems. *Annual Zoological Fennici*, 43 (3): 82-85.
- Von Gadow, K.; Pukkala, T.; Tomé, M. (Eds.). 2001.** Sustainable forest management (Vol. 1). Springer Science & Business Media. Kluwer Academic Publishers. London, U.K. 363 p.
- Vuilleumier, F. 1985.** Forest birds of Patagonia: ecological geography, speciation, endemism, and faunal history. *Neotropical Ornithology American*, 36: 255-304.
- Walpole M.; Leader-Williams, N. 2002.** Tourism and flagship species in conservation. *Biodiversity and Conservation*, 11 (3): 543-547.
- Webb, D.; Moore, W. 2005.** A phylogenetic analysis of woodpeckers and their allies using 12S, Cyt b, and COI nucleotide sequences (class Aves; order Piciformes). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 36: 233-248.

- Willson, M.; Armesto, J.** 2004. Efectos de la fragmentación de bosques para las aves de los bosques australes chilenos. *Revista Ambiente y Desarrollo*, 19 (3 y 4): 54-59.
- Willson, M.; de Santo, T.; Sabag, C.; Armesto, J.** 1994. Avian communities of fragmented South-temperate rainforest in Chile. *Conservation Biology*, 8 (2): 508 – 520 p.
- Willson, M.; De Santo, T.; Sieving, K.; Armesto, J.** 2005. Success of open-cup nests in south temperate rainforest fragments in Chile. *Boletín Chileno de Ornitología*, 11:11-17.
- Winkler, H.; Christie, D.; Nurney, D.** 1995. Woodpeckers: A Guide to the Woodpeckers, Piculets and Wrynecks of the World. Pica Press. USA. 416 p.
- Winkler, H.; Christie, D.** 2002. Family *Picidae* (woodpeckers). *In*: Del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J. (Eds.). Handbook of the Birds of the World, Vol. 7. Jacamars to woodpeckers. Lynx Edicions. Barcelona, España. pp. 296-558.
- Wolodarsky-Franke, A.; Díaz Herrera, S.** 2011. Cordillera de Nahuelbuta. Reserva mundial de biodiversidad. World Wildlife Foundation (WWF). Valdivia, Chile. 56 p.
- Yom-Tov Y.; Ar, A.** 1993. Incubation and fledging durations of woodpeckers. *Condor*, 95:282–287.



## **Capítulo III**

***Hábitat de alimentación del Carpintero Negro  
(Campephilus magellanicus King 1828) en ecosistemas  
forestales del Parque Nacional Nahuelbuta, región de La  
Araucanía, Chile***



### **Capítulo III.- Hábitat de alimentación del Carpintero Negro (*Campephilus magellanicus*) en ecosistemas forestales del Parque Nacional Nahuelbuta, región de La Araucanía, Chile.**

#### **Resumen**

El presente estudio describe el hábitat de alimentación del carpintero negro (*Campephilus magellanicus*) en ecosistemas boscosos del Parque Nacional Nahuelbuta (37° 48'S y 72° 59'O), región de La Araucanía, Chile. Estuvo orientado a llenar parte de los vacíos que existen en información científica y de línea base necesaria para elaborar planes de manejo de bosque nativo orientados a la protección de la fauna silvestre. En dos muestras, compuestas por 50 estaciones de escucha cada una, con tres repeticiones, desarrolladas en octubre de 2008 y marzo de 2009, se evaluaron atributos medioambientales y vegetacionales relacionados con la presencia de *C. magellanicus*. También se estimaron atributos poblacionales del ensamblaje avifaunístico del cual *C. magellanicus* es parte integral. Se identificaron 30 especies de aves y 4 tipos de bosques asociados a la presencia de *C. magellanicus*. Los tipos de bosque corresponden a asociaciones de especies del género *Nothofagus*, como coigüe (*N. dombeyi*), lenga (*N. pumilio*) y ñirre (*N. antarctica*), así como también araucaria (*Araucaria araucana*), las cuales constituyen bosques de coigüe-araucaria, coigüe-araucaria-lenga, coigüe y ñirre. Se encontraron correlaciones significativas entre la presencia de *C. magellanicus* y la cobertura de los árboles dominantes en 2008 y 2009 y una correlación muy significativa con el estado de descomposición de los árboles en pie y la cobertura herbácea en 2008. Se concluye que las tres variables más correlacionadas con la presencia de *C. magellanicus* fueron la cobertura de los árboles dominantes, la cobertura herbácea y el estado de descomposición de los árboles en pie.

*Palabras clave:* estructura de bosques, composición de bosques, hábitat de alimentación, ensamble avifaunístico, parámetros poblacionales avifaunísticos.

### 3.1.- Introducción

*C. magellanicus* (King 1828) es una especie endémica de Chile y Argentina (Rozzi *et al.* 1995). Debido a la susceptibilidad que poseen los carpinteros a cambios en el hábitat en que viven, se les considera como especies indicadoras de biodiversidad de los ecosistemas forestales y, más específicamente, como indicadores de biodiversidad de avifauna en los bosques (Mikusinski *et al.* 2001, Virkkala 2006). Su estado de conservación corresponde a preocupación menor (IUCN 2014). La importancia ecológica de esta especie es múltiple y es considerada una especie “paraguas”, debido al extenso ámbito de hogar que posee. Como consecuencia de ello, al brindársele protección, se conservan comunidades bióticas completas (Arango *et al.* 2007). Este mismo hecho hace que también sea considerada como una especie “carismática” o “emblemática”, atrayendo la atención y admiración del público, por ende, se puede usar como especie central en actividades de educación ambiental o ecoturismo (Walpole y Leader-William 2002). Se le considera además una especie “clave”, porque al hacer excavaciones en los árboles, ya sea para alimentarse, dormir o anidar, crea hábitats favorables para otras especies que usan cavidades secundarias (Ojeda 2004, Drever *et al.* 2008). Existen diversos artículos científicos que hacen énfasis en aspectos biológicos, ecológicos y etológicos de *C. magellanicus* (Short 1970, Ojeda 2003, 2004, Vergara y Schlatter 2004, 2006, Ojeda y Chazarreta 2006, Ojeda *et al.* 2007, Arango *et al.* 2007, Chazarreta *et al.* 2011), en cambio, Arango *et al.* (2007) utilizan una aproximación biocultural con el fin de fomentar su conservación en Tierra del Fuego. Se necesita urgentemente investigar acerca de esta especie, pues los bosques nativos que componen su hábitat están siendo sometidos a una fuerte fragmentación y empobrecimiento ecológico. Como consecuencia de ello, se generan devastadores procesos de aislamiento y pérdida de conectividad entre las poblaciones de flora y fauna que habitan tales fragmentos, amenazando la viabilidad y supervivencia de especies como *C. magellanicus*, máxime si se considera que ya presenta algún grado de amenaza (Willson *et al.* 1994, Aguayo *et al.* 2009).

Pese al extraordinario rol que tiene *C. magellanicus*, hasta la fecha muy pocos artículos publicados en Chile que integren conocimientos generados sobre una base comprensiva y con perspectivas de aplicación. Se distingue, por ejemplo, una falta de integración entre la información ecológica, etológica y biológica de la especie con aquella generada desde las ciencias forestales, existiendo una brecha del conocimiento que es importante remediar. Por ejemplo, se desconocen las variables del hábitat asociadas directamente con la ocurrencia de individuos de *C. magellanicus* y cómo esta información puede ser utilizada para diseñar pautas de manejo forestal orientado a la conservación de esta especie. Existe evidencia a nivel mundial que, al no asumir a tiempo y de buena forma este tipo de tareas, incluso aplicando sistemas silviculturales protectores más modernos, se corre el peligro de perder para siempre elementos clave de los bosques nativos –con todas sus consecuencias ecológicas. Tal es el caso, por ejemplo, de la especie europea conocida como carpintero de dorso blanco (*Dendrocopus leucoto* Bélkő, 1976), la que se encuentra en peligro de extinción, ampliamente documentado en el ámbito científico (Angelstam y Mikusinski 1994, Czeszczewik y Walankiewicz 2006).

Contar con una buena base de conocimiento acerca del uso del hábitat de alimentación, es un primer paso esencial para diseñar medidas de manejo forestal adecuadas para conservar especies de avifauna que dependen de la existencia de ecosistemas forestales nativos en buen estado de conservación. En este contexto, el presente estudio plantea como hipótesis que al interior de los ecosistemas forestales del Parque Nacional Nahuelbuta, existen atributos estructurales de la vegetación que se relacionan directamente con el hábitat de alimentación de *C. magellanicus*, los cuales, además, no presentan variaciones estacionales. Consecuentemente, el objetivo del presente estudio consiste en identificar aquellos atributos estructurales de la vegetación correlacionados con el hábitat de alimentación de *C. magellanicus* y establecer la existencia de variaciones estacionales entre éstos.

## **3.2.- Material y Método**

### **3.2.1.- Área de estudio**

El estudio se desarrolló en el Parque Nacional Nahuelbuta, ubicado en las regiones del Biobío y de La Araucanía, entre 800 y 1.550 m.s.n.m. (punto más alto de la Cordillera de Nahuelbuta). Este parque se encuentra en las provincias de Arauco (región del Biobío) y Malleco (región de La Araucanía); más específicamente, en las comunas de Cañete (región del Biobío), Angol y Purén (región de La Araucanía), entre los 37° 44' a 37° 51' de latitud sur y 72° 55' a 73° 03' de longitud oeste.

### **3.2.2.- Método de muestreo**

Mediante avistamiento y/o escucha de las aves, se diseñó un muestreo representativo de dos condiciones estacionales: primavera (octubre de 2008) y verano (marzo 2009). En ambos sitios de muestreo, se evaluó la presencia de *C. magellanicus* y los atributos de la estructura del ecosistema forestal circundante.

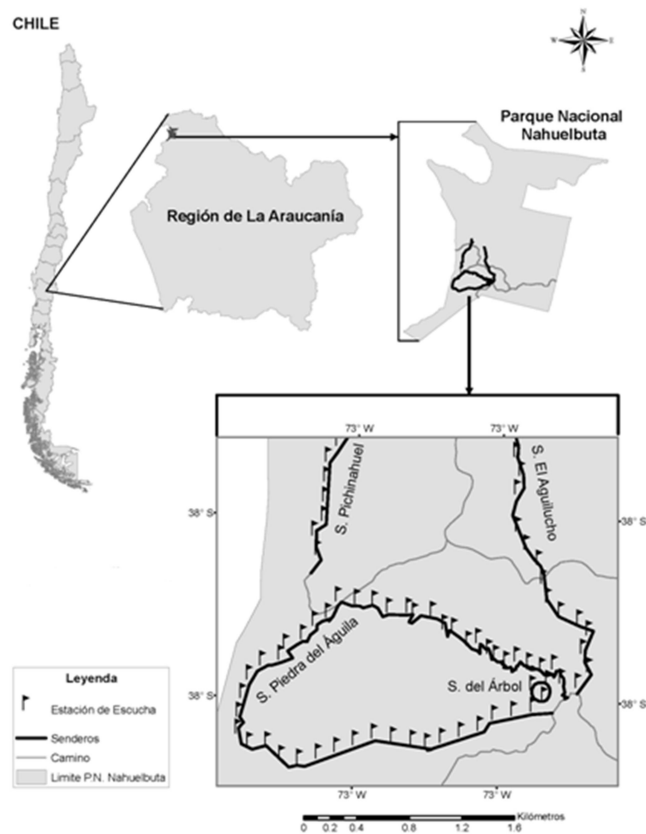
### **3.2.3.- Presencia de avifauna**

Para caracterizar la población de *C. magellanicus* y de su ensamble avifaunístico, se empleó el método de Blondel *et al.* (1981), desarrollándose un total de 50 estaciones de escucha, separadas cada 150 m y con un radio de 40 m, las cuales fueron ubicadas siguiendo los trazados de los senderos “Piedra de Águila” (4.430 m de longitud, con 29 estaciones de escucha), “Casa de Piedra” (1.280 m de longitud, con 8 estaciones de escucha), “El Aguilucho” (1.580 m de longitud, con 10 estaciones de escucha) y “Camino del Árbol” (530 m de longitud, con 3 estaciones de escucha) (Figura 3.1). El horario para iniciar observaciones fue de 15 minutos después del amanecer, con el fin de hacer coincidir el muestreo con las horas de mayor actividad de las aves (Rozzi *et al.* 1995), extendiéndose hasta aproximadamente el medio día.

Para capturar información al interior de cada estación de escucha, se realizaron tres repeticiones, en días no consecutivos, siempre siguiendo el mismo itinerario, en cada época del año estudiada: tres repeticiones en primavera (octubre de 2008) y tres repeticiones en verano (marzo de 2009); es decir, seis repeticiones en total.

Las estaciones de escucha tuvieron una duración de cinco minutos, pero se destinaron tres minutos antes de iniciar las evaluaciones, con el fin de estabilizar el comportamiento de la avifauna y las especies de avifauna detectadas durante este período fueron obviados. En el caso de avistar o escuchar un individuo de la especie en estudio entre dos estaciones de escucha consecutivas, éstos se registraron en la estación de escucha anterior; sin embargo, cuando se produjo un cambio en la composición del bosque entre dos estaciones de escucha consecutivas, las especies se registraron en la estación que correspondió según las características de la vegetación donde se avistó o escuchó el o los individuos.

Al interior de cada estación de escucha se registraron datos ambientales (coordenadas UTM, altitud, pendiente, exposición y condición atmosférica) y datos relacionados con *C. magellanicus* y su ensamble (especie, número de individuos observados), así como también datos de la composición y estructura de los bosques que ocupa *C. magellanicus* (tipo de bosque y especie arbórea que utiliza). Se caracterizó además la población de *C. magellanicus* y su ensamble mediante los siguientes parámetros poblacionales (Krebs 1985): riqueza de especies, abundancia relativa, índice de Shannon-Wiener, diversidad máxima e índice de equiparabilidad.



**Figura 3.1.** Localización geográfica del área de estudio dentro del Parque Nacional Nahuelbuta

**Fuente:** Elaboración propia

### 3.2.4.- Atributos del ecosistema boscoso

Se evaluó la composición de los ecosistemas forestales identificando las especies dominantes en cada estación de escucha, aplicando criterios fisionómicos y cobertura de copa. Para determinar las características estructurales de los ecosistemas forestales se muestreó cada estación de escucha mediante el método propuesto por Prodan *et al.* (1997), el que define un tipo de unidad muestral circular no probabilística, evaluándose al interior de cada una de ellas diámetro a la altura del pecho (DAP), densidad de árboles ( $DAP \geq 10$  cm), área basimétrica y altura total. Para complementar esta información, se desarrolló un muestreo estructural-ecológico, mediante parcelas de área mínima de  $120 \text{ m}^2$  (Mueller-Dombois y Ellenberg 1974), al interior de las cuales se evaluó el tipo y número de estratos y la cobertura de copa de las especies arbóreas ( $DAP \geq 10$  cm).



A estas variables se agregaron otras, consideradas como de "exclusiva importancia" para la avifauna (Estades 2007), como composición florística, estado de descomposición de los árboles en pie (British Columbia Ministry of Forest 1995) y número de árboles.

### **3.2.5.- Análisis estadístico**

Se desarrolló un análisis exploratorio-descriptivo de los datos muestrales (Zar 1999), separándolos en una primera etapa en variables discretas y continuas y generando una descripción estadística de los datos, considerando media, desviación estándar, máximo y mínimo de cada variable. También se separaron entre variables medioambientales (condición atmosférica, pendiente, exposición, altitud y coordenadas geográficas), variables relacionadas con el bosque (tipo de bosque, especies dominantes, densidad, área basimétrica, altura total, cobertura por estrato, DAP, diámetro medio cuadrático, estado de descomposición de los árboles en pie y número de estratos) y variables relacionadas con la avifauna (presencia de especies al interior de estaciones de escucha).

En una segunda etapa, se desarrolló el análisis estadístico de los datos, utilizándose para el caso de las variables continuas la prueba t de Student con el fin de probar la igualdad de medias y la prueba de Levene para la igualdad de varianzas. Para el caso de las variables discretas, se generaron tablas de contingencia, para luego aplicar pruebas de bondad de ajuste con la distribución de Chi-cuadrado de Pearson y el test exacto de Fisher (William 1993). Para poner a prueba la hipótesis planteada en el estudio, se estableció un nivel de significancia de  $P < 0,1$  y  $P < 0,05$ , lo que indica un nivel de confiabilidad de un 95% y 99%, respectivamente. Para el análisis de datos se usó el programa computacional SPSS 17.0.

### 3.3.- Resultados

#### 3.3.1.- Caracterización estructural de los bosques en que está presente *C. magellanicus*

##### 3.3.1.1- Bosque de coigüe-araucaria

Los bosques de coigüe (*Nothofagus dombeyi* Mirb. Oerst.) y araucaria (*Araucaria araucana* Molina K. Koch), representaron un 48 % del total de los puntos muestreados, siendo los más comunes en la zona de estudio, abarcando más del 25 % de la superficie total del Parque Nacional Nahuelbuta. Estos bosques son los más oscuros y húmedos del Parque Nacional Nahuelbuta (Tabla 3.1), ya que la cobertura de copas del estrato dominante alcanza un 48 % en promedio y están dominados por coigüe. En su estrato arbustivo destacaron especies como: coligüe (*Chusquea culeou* Desvaux.), sauco del diablo (*Pseudopanax laetevirens* Gay Frodin.), clavel del campo (*Mutisia spinosa* R. et Pav.), chinchín (*Azara microphylla* Hook. f.) y berberis (*Berberis linearifolia* Kunze et Poepp. et Endl.).

**Tabla 3.1.** Composición y estructura de la vegetación en cuatro ecosistemas estudiados

Tipo de ecosistema	Especies representativas por estrato (*)	Cobertura de copas estrato dominante (%)	Altura promedio árboles dominantes (m)	DAP promedio árboles dominantes (cm)	Participación por especie (%)
coigüe-araucaria	Em: coigüe; D y CD: araucaria, coigüe; I: coigüe, araucaria; Ia: canelo, canelo enano, quila, coligüe, tihuen, sauco del diablo, chaura, taique, clavel del campo, michay, chinchín, berberis	48	30 (co) 15-18 (ar)	90 (co) 150 (ar)	70,4 (co) 29,6 (ar)
coigüe - araucaria-lenga	Em y D:coigüe, araucaria; CD,I: coigüe, araucaria, lenga; Ia: canelo enano, tihuen, chaura, chaura común, taique, leñadura, saloll, racoma,	55,5	24 (co) 22 (ar)	105 (ar) 75 (co, le)	52,4 (le) 28,6 (ar) 19 (co)
coigüe	Em: coigüe; D: coigüe; Ia: canelo, chequén, quila argentina, taique, leñadura	32,8	22 (co)	105 (co)	100 (co)

**Tabla 3.1.** Composición y estructura de la vegetación en cuatro ecosistemas estudiados (continuación)

Tipo de ecosistema	Especies representativas por estrato (*)	Cobertura de copas estrato dominante (%)	Altura promedio árboles dominantes (m)	DAP promedio árboles dominantes (cm)	Participación por especie (%)
ñirre	D: roble; I: roble, ñirre la: ñirre, roble, araucaria	33	18 (ro)	90 (co, ar)	90,9 (ñi) 4 (co) 2,8 (ar) 2,3 (ro)

Em: estrato emergente; D: estrato dominante; CD: estrato codominante; I: estrato intermedio; la: estrato inferior y arbustivo. (co): coigüe; (ar): araucaria; (ñi): ñirre; (le): lenga; (ro): roble.

(\*) Nombres científicos en texto principal.

### 3.3.1.2.- Bosque de coigüe-araucaria-lenga

Este tipo de bosque está compuesto principalmente por coigüe, araucaria y lenga (*Nothofagus pumilio* Poepp. et Endl. Krasser), especies que en conjunto constituyeron el estrato dominante, cubriendo sus copas un 55,5 % de la superficie del bosque (Tabla 3.1). Como se puede apreciar en la Tabla 3.1, este tipo de bosque se divide en tres estratos bien demarcados: un estrato de árboles emergentes y dominantes cuyas especies principales son coigüe y araucaria, las que alcanzan hasta 24 m de altura (coigüe), en promedio, con diámetros que pueden superar los 100 cm (araucaria). Un segundo estrato, compuesto por especies arbóreas codominantes e intermedias, representadas por las mismas dos especies anteriores, a las cuales se les incorpora también la lenga; y un estrato inferior y arbustivo, donde es posible encontrar especies como canelo enano (*Drimys andina* Reiche R.A. Rodr. et Quez.), quila (*Chusquea quila* Kunth), tihuen (*Chusquea sp* Kunth), chaura (*Pernettya myrtilloides* Sleumer D.J.Middleton), chaura común (*Gaultheria phillyreifolia* Pers Sleumer), taique (*Desfontainea spinosa* R. et Pav.), leñadura (*Maytenus magellanica* Lam. Hook. f.), saloll (*Berberis serrato-dentata* Lechl.) y racoma (*Maytenus disticha* Hook. f. Urban).

En este estrato se encontró regeneración natural de algunas de las especies de árboles antes mencionadas, además del coirón (*Festuca sp.*), que es una especie representativa de los coironales ubicados en sectores más altos de los sitios muestreados en el presente estudio.

### **3.3.1.3.- Bosque de coigüe**

Este bosque resultó ser el más ralo de todos y posee tres estratos, con coigüe dominando los estratos emergente y dominante, alcanzando una altura promedio de 22 m. No se pudo apreciar claramente en terreno la existencia de los estratos codominante ni intermedios. Los estratos inferior y arbustivo estuvieron compuestos por canelo (*Drimys winteri* J.R. et G. Forster) y chequén (*Myrceugenia ovata* Hook. et Arn. O. Berg), especies que se presentaron combinadas con quila argentina (*Chusquea montana* Kunth), taique y leñadura, entre otras especies. Exhibió un alto porcentaje de árboles muertos en pie y en el suelo del bosque, por lo que la oferta trófica para *C. magellanicus* resultó ser mayor que en los tipos de bosque anteriores (Tabla 3.1).

### **3.3.1.4.- Bosque de ñirre**

Este tipo de bosque se presentó estructuralmente caracterizado por tres estratos bien marcados (Tabla 3.1): un estrato dominante, donde el roble (*Nothofagus obliqua* Mirb. Oerst.) es la especie mejor representada, con alturas promedio que alcanzan los 18 m, acompañada esporádicamente por individuos de gran diámetro (clase DAP 90 cm) de coigüe y araucaria; un estrato intermedio en el cual las especies más comunes fueron ñirre (*Nothofagus antarctica* G. Forster Oerst.) y *N. obliqua*, las que en promedio pueden alcanzar entre 10 a 12 m de altura y con un 33% de cobertura de copas. El estrato inferior y arbustivo, correspondió fisionómicamente a un matorral achaparrado y estuvo conformado principalmente por *N. antarctica*, la que alcanza un promedio de entre 4 a 6 m de altura total y una cobertura de copas de un 40%, siendo la especie con la mayor participación porcentual en cuanto al número de individuos en este tipo de bosque.

En este estrato, se pudieron observar individuos de regeneración natural de ñirre y, en menor escala, de roble y araucaria. En este mismo estrato, se apreciaron también individuos de especies arbustivas, como calafate (*Berberis buxifolia* Lam.), michay (*Berberis darwinii* Hook.), bácaris (*Baccharis obovata* Hook. et Arn.), chilco de Magallanes (*Baccharis magellanica* Lam. Pers.), además de algunas especies de gramíneas, como el coirón, las que en conjunto cubrieron cerca del 80 % del piso del bosque. Todos los individuos, a excepción de *A. araucana*, presentaron algún grado de descomposición de los árboles en pie, ya sea sólo en sus ramas o bien en parte o todo el fuste.

### **3.3.2.- Caracterización de la población de *C. magellanicus* y su ensamble avifaunístico**

El ensamble avifaunístico del cual forma parte *C. magellanicus* estuvo representado por 30 especies (tablas 3.2 y 3.3). Las mayores abundancias relativas promedio, considerando ambas temporadas analizadas (2008 y 2009, respectivamente), correspondieron a rayadito (*Aphrastura spinicauda* Gmelin 1789), con 23,20 % y 11,10 %; cachaña (*Enicognathus ferrugineus* Muller 1776), con 12,1 % y 19,4 % y chucao (*Scelorchilus rubecula* Kittlitz 1830), con 10,2 y 11,7% y las menores abundancias relativas, excluyendo las especies rapaces, correspondieron a cachudito (*Anairetes parulus* Kittlitz 1830), con 0% y 0,2%; tenca (*Mimus thenca* Molina 1782), con 0,5 % y 0% y zorzal (*Turdus falklandii* Quoy & Gaimard 1824), con 0,5 % y 0,5%.

**Tabla 3.2.** Número de individuos (N) y abundancia relativa (AB%) por especie.  
Parque Nacional Nahuelbuta (primavera 2008)

Orden	Familia	Nombre común	Nombre científico	N	AB%
Falconiformes	Accipitridae	aguilucho	<i>Buteo polyosoma</i>	8	1,3
Paseriformes	Emberizidae	chincol	<i>Zonotrichia capensis</i>	15	2,5
Paseriformes	Furnariidae	rayadito	<i>Aphrastura spinicauda</i>	139	23,2
Paseriformes	Furnariidae	comesebo grande	<i>Pygarrinchas albogularis</i>	18	3,0
Paseriformes	Furnariidae	colilarga	<i>Sylviorthorynchus desmursii</i>	15	2,5
Paseriformes	Hirundinidae	golondrina chilena	<i>Tachycineta meyeni</i>	32	5,4
Paseriformes	Mimidae	tenca	<i>Mimus thenca</i>	3	0,5
Paseriformes	Muscicapidae	zorzal	<i>Turdus falklandii</i>	3	0,5
Paseriformes	Rhinocryptidae	chucaco	<i>Scelorchilus rubecula</i>	61	10,2
Paseriformes	Rhinocryptidae	churrín de la Mocha	<i>Eugralla paradoxa</i>	18	3,0
Paseriformes	Rhinocryptidae	hued-hued del sur	<i>Pterostochos tarnii</i>	23	3,8
Paseriformes	Trogloditidae	chercán	<i>Troglodytes aedon</i>	13	2,2
Paseriformes	Tyranidae	cachudito	<i>Anairetes parulus</i>	13	2,2
Paseriformes	Tyranidae	fío-fío	<i>Elaenia albiceps</i>	82	13,7
Paseriformes	Tyranidae	diucón	<i>Xolmis pyrope</i>	30	5,0
Piciformes	Picidae	carpintero negro	<i>Campephilus magellanicus</i>	25	4,2
Piciformes	Picidae	pitío	<i>Colaptes pitius</i>	24	4,0
Piciformes	Picidae	carpinterito	<i>Veniliornis lignarius</i>	4	0,7
Psittaciformes	Psittacidae	cachaña	<i>Enicognathus ferrugineus</i>	72	12,1
Total:				598	100,0

**Tabla 3.3.** Número de individuos (N) y abundancia relativa (AB%) por especie. Parque Nacional Nahuelbuta (verano de 2009)

Orden	Familia	Nombre común	Nombre científico	N	AB%
Apodiformes	Trochilidae	picaflor	<i>Sephanoides galeritus</i>	179	21,2
Columbiformes	Columbidae	torcaza	<i>Patagioenas araucana</i>	17	2,0
Falconiformes	Accipitridae	peuco	<i>Parabuteo unicinctus</i>	1	0,1
Falconiformes	Cathartidae	jote de cabeza negra	<i>Coragyps atratus</i>	2	0,2
Falconiformes	Falconidae	tiuque	<i>Milvago chimango</i>	5	0,6
Falconiformes	Falconidae	traro	<i>Polyborus plancus</i>	4	0,5
Galliformes	Phasianidae	codorniz (*)	<i>Callipepla californica</i>	3	0,4
Paseriformes	Emberizidae	tordo	<i>Curaeus curaeus</i>	4	0,5
Paseriformes	Emberizidae	chincol	<i>Zonotrichia capensis</i>	6	0,7
Paseriformes	Fringilidae	Jilguero	<i>Sporagra barbata</i>	6	0,7
Paseriformes	Fringilidae	cometocino patagónico	<i>Phrygilus patagonicus</i>	18	2,1
Paseriformes	Furnariidae	rayadito	<i>Aphrastura spinicauda</i>	94	11,1
Paseriformes	Furnariidae	comesebo grande	<i>Pygarrhynchus albogularis</i>	74	8,7
Paseriformes	Hirundinidae	golondrina chilena	<i>Tachycineta meyeri</i>	2	0,2
Paseriformes	Muscicapidae	zorzal	<i>Turdus falklandii</i>	4	0,5
Paseriformes	Rhinocryptidae	churrín de la Mocha	<i>Eugralla paradoxa</i>	12	1,4
Paseriformes	Rhinocryptidae	hued- hued del sur	<i>Pterostochos tarnii</i>	42	5,0
Paseriformes	Rhinocryptidae	chucaco	<i>Scelorchilus rubecula</i>	99	11,7
Paseriformes	Rhinocryptidae	churrín del sur	<i>Scytalopus magellanicus</i>	13	1,5
Paseriformes	Tyranidae	cachudito	<i>Anairetes parulus</i>	2	0,2
Paseriformes	Tyranidae	viudita	<i>Colorhamphus parvirostris</i>	19	2,2
Paseriformes	Tyranidae	fío-fío	<i>Elaenia albiceps</i>	35	4,1
Paseriformes	Tyranidae	diucón	<i>Xolmis pyrope</i>	18	2,1
Piciformes	Picidae	carpintero negro	<i>Campephilus magellanicus</i>	17	2,0
Piciformes	Picidae	pitío	<i>Colaptes pitius</i>	7	0,9
Psittaciformes	Psittacidae	cachaña	<i>Enicognathus ferrugineus</i>	164	19,4
Total:				847	100,0

(\*) Especie exótica, asilvestrada en Chile

En relación a la riqueza específica, mediante los muestreo realizados en 2008 y 2009, se identificaron 19 y 26 especies, respectivamente. En cuanto a las especies menos representadas (tablas 3.2 y 3.3), éstas correspondieron especialmente al orden Falconiformes, entre las cuales se registraron: peuco (*Parabuteo unicinctus* Temminck 1824), jote de cabeza negra (*Coragyps atratus* Bechstein 1783), traro (*Polyborus plancus* Miller 1777) y tiuque (*Milvago chimango* Vieillot 1816). En la Tabla 3.4, se entregan cifras que ilustran la variación estacional de los parámetros poblacionales de *C. magellanicus* en los distintos ecosistemas forestales donde fue avistada la especie.

**Tabla 3.4.** Variación estacional de los parámetros poblacionales de *C. magellanicus* en distintos ecosistemas forestales del Parque Nacional Nahuelbuta

Tipo de ecosistema (primavera de 2008)					
Parámetros poblacionales avifauna	coigüe-araucaria	coigüe-araucaria-lenga	coigüe	ñirre	Total
Nº de estaciones de escucha	24	11	6	9	50
Número de individuos	9	3	2	3	17
Frecuencia (%)	37,5	27,3	33,3	33,3	34
Tipo de ecosistema (verano de 2009)					
Nº de estaciones de escucha	24	11	6	9	50
Número de individuos	5	3	2	7	17
Frecuencia (%)	10	6	4	14	34

A partir de los resultados contenidos en la Tabla 3.4 se desprende que *C. magellanicus* está presente en todos los tipos de bosques, pero en primavera de 2008 fue más visible dentro del bosque de coigüe-araucaria; en cambio, en verano de 2009 se le vio más comúnmente dentro del bosque de ñirre. En el año 2008, el bosque de coigüe-araucaria presentó la mayor riqueza de especies y la mayor abundancia relativa, en comparación con los otros tipos de bosque (Tabla 3.5). La segunda menor riqueza de especies se registró en el bosque de coigüe-araucaria-lenga, a pesar de que este tipo de bosque no es el que presentó los valores más bajos ni de riqueza ni abundancia relativa.

También se observó que en el año 2009 el bosque de ñirre presentó la mayor riqueza específica y que un 85 % de los individuos registrados se encuentran en su interior, situación que se repitió en cuanto a diversidad y diversidad máxima (Tabla 3.5).



**Tabla 3.5.** Parámetros poblacionales de la avifauna registrada en el estudio, desglosada por tipo de ecosistema y estación del año

Parámetros poblacionales	Tipo de ecosistema				Total
	coigüe-araucaria	coigüe-araucaria-lenga	coigüe	ñirre	
Primavera de 2008					
Abundancia (N)	284	120	70	121	594
Riqueza (S)	17	15	14	16	19
Abundancia relativa (AB %)	89	79	74	84	100
Diversidad (H')	3,45	3,28	3,34	3,63	3,60
Diversidad máxima (H' máx)	4,24	3,90	3,91	4,00	4,24
Índice de equiparabilidad (E)	0,81	0,83	0,86	0,91	0,85
Verano de 2009					
Abundancia (N)	384	176	119	168	847
Riqueza de especies (S)	20	15	14	22	26
Abundancia relativa (AB %)	77	58	54	85	100
Diversidad (H')	3,40	3,05	3,42	3,59	3,53
Diversidad máxima (H' máx.)	4,32	3,90	3,81	4,46	4,70
Índice de equiparabilidad (E)	0,78	0,78	0,90	0,81	0,75

### 3.3.3.- Relación entre la composición y estructura de los bosques y presencia de *C. magellanicus*

Se apreció el uso evidente de esta especie por los bosques de coigüe-araucaria y ñirre (F = 23,8 % y 23,7 %, respectivamente) (Tabla 3.6), debido a que estas especies satisficieron los requerimientos de hábitats de alimentación claves para *C. magellanicus*. La equiparabilidad fue similar en los cuatro tipos de bosque estudiados, lo que indica similares grados de parecido entre los valores de diversidad y diversidad máxima obtenidos en las cuatro comunidades avifaunísticas. En síntesis, se pudo establecer que las comunidades que presentaron una mayor ocurrencia de *C. magellanicus* son las mismas que exhibieron mayores valores en abundancia relativa y riqueza de especie y sus individuos estuvieron mejor repartidos entre las diferentes especies que la componen.

**Tabla 3.6.** Parámetros poblacionales y comunitarios promedio del ensamble de avifauna por tipo de ecosistema y estación del año

Tipos de ecosistema	Parámetros poblacionales y comunitarios promedio del ensamble de avifauna(primavera/verano) (*)						
	F	N	S	AB	H'	H' máx.	E
coigüe-araucaria	23,8	334	18	83	3,42	4,28	0,79
coigüe-araucaria- lenga	16,7	148	15	68	3,17	3,9	0,80
Coigüe	18,7	94	14	64	3,38	3,86	0,88
ñirre	23,7	144	19	84	3,61	4,23	0,86

F = frecuencia (%) (solo *Campephilus magellanicus*); N = abundancia; S = riqueza; AB = abundancia relativa (%); H' = diversidad de Shannon-Wiener; H'máx. = diversidad máxima; E = índice de equiparabilidad; (\*): cifras redondeadas.

### 3.3.4.- Descripción del hábitat de alimentación ocupado por *C. magellanicus* en el Parque Nacional Nahuelbuta

A partir del contenido de la Tabla 3.7, se desprende que sólo tres variables (cobertura estrato dominante, cobertura estrato herbáceo y estado de descomposición de los árboles en pie) se correlacionaron directamente con la presencia de *C. magellanicus*. Además, se observa que esta especie no seleccionó en forma diferencial las características estructurales de los bosques entre primavera y verano, excepto el caso de la cobertura del estrato herbáceo, la que resultó ser muy significativa en primavera y significativa en verano. Mención especial merece la variable estado de descomposición de los árboles en pie, la que resultó estar muy significativamente correlacionada con la presencia de *C. magellanicus*.

**Tabla 3.7.** Variables relacionadas con la presencia de *C. magellanicus* en el Parque Nacional Nahuelbuta

Variables continuas	Valor $P$ <sup>(a)</sup> (primavera de 2008)	Valor $P$ <sup>(b)</sup> (verano de 2009)
altitud (m s.n.m.)	0,475 ns	0,524 ns
pendiente (%)	0,721 ns	0,754 ns
densidad (árboles ha <sup>-1</sup> )	0,146 ns	0,193 ns
área basimétrica (AB) (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	0,112 ns	0,157 ns
altura total promedio (HT) (m)	0,478 ns	0,475 ns
cobertura estrato emergente (%)	0,321 ns	0,278 ns
cobertura estrato dominante (%)	0,076*	0,063*
cobertura estrato inferior- arbustivo (%)	0,907 ns	0,906 ns
cobertura estrato herbáceo (%)	0,042 **	0,066*
alimentación (%)	0,235 ns	0,238 ns
diámetro medio cuadrático (DMC) (cm)	0,451 ns	0,430 ns
Variables discretas	Valor $P$ <sup>(c)</sup>	
tipo de bosque	0,833 ns	
exposición	0,684 ns	
número de estratos	0,373 ns	
presencia de coigüe	0,963 ns	
presencia de araucaria	0,180 ns	
presencia de lenga	0,235 ns	
presencia de ñirre	0,450 ns	
estado descomposición árboles en pie	0,026**	

\*: Existe relación significativa entre variable indicada y presencia de *C. magellanicus* ( $P < 0,1$ )

\*\* : Existe relación muy significativa entre variable indicada y presencia de *C. magellanicus* ( $P < 0,05$ )

ns: No existen diferencias significativas entre variable indicada y presencia de *C. magellanicus*

(<sup>a</sup>) y (<sup>b</sup>): prueba t; (<sup>c</sup>): prueba de  $\chi^2$

### 3.4.- Discusión

*C. magellanicus* se comporta como una especie ubicua al interior del Parque Nacional Nahuelbuta, siendo posible observarla en todos los tipos de ecosistemas estudiados. Allí conforma ensambles avifaunísticos compuestos por al menos unas 30 especies diferentes, cifra menor a las 44 especies que normalmente suelen encontrarse en los bosques templados (Rozzi *et al.* 1995). Considerando que existen notables diferencias en cuanto a composición y estructura (Tabla 3.1) entre los distintos ecosistemas estudiado, se puede inferir que *C. magellanicus* no exhibe el mismo grado de uso al interior de estos ecosistemas, porque cada uno de ellos posee singularidades que lo hacen más o menos adecuados para suplir sus requerimientos de hábitat. No obstante lo anterior, se puede aseverar que al interior del Parque Nacional Nahuelbuta, todos los ecosistemas estudiados poseen las condiciones de hábitat de alimentación necesarias para la existencia de *C. magellanicus*; en especial aquellos sectores donde dominan especies de *Nothofagus*.

Las diferencias en cuanto a la riqueza específica de especies de avifauna observada durante los muestreos del año 2008 (primavera) versus 2009 (verano), con 19 y 26 especies, respectivamente (tablas 3.2 y 3.3), puede deberse a distintos factores, como las condiciones climáticas más favorables en 2009 (mayor temperatura y menores precipitaciones, en ambos casos, cifras promedio mensuales), lo que explica la aparición de especies como picaflor (*Sephanoides galeritus* Molina 1782), torcaza (*Patagioenas araucana* Lesson 1827) y codorniz (*Callipepla californica* Shaw 1798), entre otras. Es importante señalar además que durante el muestreo de 2008 se encontraba la Dirección de Vialidad realizando obras de mejoras de caminos al interior del Parque Nacional Nahuelbuta, circunstancia que operó negativamente y que explica un menor número de especies de aves observadas.

Algunos parámetros demográficos secundarios exhiben variaciones dependiendo de la estación del año; en efecto, en primavera de 2008, la especie más abundante en cualquier tipo de bosque correspondió al rayadito, en tanto que durante el verano de 2009 fue el picaflor (tablas 3.2 y 3.3). Esta última circunstancia se debe muy posiblemente a la notable y profusa floración a la fecha del muestreo del quintral amarillo (*Desmaria mutabilis*) Poepp. et Endl. Tieghem ex B.D. Jackson) (IFANOS 2000). Además, ciertas especies se presentan con mayor número de individuos y abundancia relativa, indistintamente se trate de primavera o verano, como es el caso de fío-fío (*Elaenia albiceps* d'Orbigny & Lafresnaye 1837), cachaña y chucao. Especies de avifauna como tenca y tordo (*Curaeus curaeus* Molina 1782) presentan en el área de estudio las menores abundancias relativas, lo que se explica porque dichas especies están asociadas a otras estructuras, como por ejemplo, a bosques más abiertos (como los bosques de ñirre), o bien a formaciones vegetacionales más abiertas, como praderas o matorrales (Araya y Millie 1998).

Si se comparan los parámetros poblacionales y comunitarios de la avifauna por tipo de ecosistema y estación del año (tablas 3.4 y 3.5), se puede apreciar que en el año 2008 (primavera), al interior de los bosques de coigüe-araucaria se registró la mayor cantidad de individuos de *C. magellanicus*. Por ende, se encuentra aquí también la mayor frecuencia porcentual, lo cual confirma lo expuesto por Rodríguez (2001) en cuanto al uso de *C. magellanicus* de este tipo de bosques.

En efecto, *C. magellanicus* encuentra aquí árboles que poseen características necesarias para su ocurrencia, debido a la dominancia de coigüe, que es la especie más usada por esta especie para hacer cavidades para usarlas como dormitorio y/o nido. En contraste, el año 2009 (verano) se registró una mayor cantidad de individuos de *C. magellanicus* en bosques de ñirre, lo cual se debe a que la mayoría de los individuos de *C. magellanicus* detectados durante esa temporada se encontraban alimentándose en árboles de esta especie arbórea, que es hospedera de larvas de gusano de tebo (*Chilecomadia valdiviana* Philippi), ñirre. Ello se debe al hábito de crecimiento del ñirre, especie que crece comúnmente como arbolito pequeño o arbusto achaparrado (Hoffmann 2005).

Cabe hacer notar además que durante el verano es más numerosa la dotación de larvas de gusano de tebo en el Parque Nacional Nahuelbuta (Cerdea *et al.* 2000).

Por su parte, en el año 2008, el bosque de coigüe-araucaria es el que presenta la mayor riqueza de especies, abundancia y abundancia relativa de la avifauna, pero no así la mayor diversidad, sino que ésta se encuentra en el bosque de ñirre (Tabla 3.5), lo cual podría deberse a que en este último tipo de bosque los individuos observados se reparten proporcionalmente entre las distintas especies que lo conforman (Begon *et al.* 2006), lo cual se ve refrendado por la mayor diversidad máxima que exhibe este tipo de ecosistema.

Además, al tratarse de bosques con una gran cobertura a nivel del sotobosque, se presentan condiciones de hábitat más adecuadas para las diferentes especies que habitan al interior de estas formaciones boscosas. El año 2009, en el bosque de ñirre se encontró también la mayor riqueza de especies y abundancia relativa de avifauna, lo que se debe a que son bosques más abiertos, permitiendo la llegada de aves típicas de matorrales y zonas abiertas, donde se encuentran sus áreas de alimentación como por ejemplo peuco, tiuque y codorniz (Araya y Millie 1998), especies que no se registraron al interior de otras formaciones boscosas. Los bosques de coigüe-araucaria poseen una menor diversidad, pero no presenta los valores más bajos de riqueza ni de abundancia relativa, por lo que indicaría que existe un reparto desigual de los individuos entre los distintos tipos de bosque.

Desde el punto de vista estructural, el bosque de coigüe-araucaria se destacó por poseer grandes árboles, los que sobrepasan fácilmente los 30 m de altura y, en algunos casos, más de 150 cm de DAP. Además, presenta un alta proporción de árboles muertos en pie, lo que representa una buena oferta trófica para la avifauna presente en el Parque Nacional Nahuelbuta, especialmente para *C. magellanicus*, la que se alimenta preferentemente de larvas del coleóptero del coigüe (*Cheloderus childreni* Gray 1832) (Cerdea *et al.* 2000).

Debido a la gran mortalidad de individuos observada al interior del bosque de ñirre se genera una mayor oferta trófica para *C. magellanicus*, porque aparecen con mayor facilidad larvas e insectos, los cuales representan una fuente de alimento para esta especie durante los meses de primavera y verano.

En cuanto al hábitat de alimentación de *C. magellanicus*, el presente estudio establece que las variables estructurales más correlacionadas con presencia de *C. magellanicus* en el Parque Nacional Nahuelbuta corresponden a la cobertura de los estratos dominante y herbáceo, así como también al estado de descomposición de los árboles en pie. Ello no coincide con lo establecido por Rodríguez (2001), quien establece que el tipo de bosque es una variable clave para caracterizar el hábitat de alimentación de *C. magellanicus*. Si bien es cierto, dicha autora desarrolló sus estudios a escala de árboles individuales, sus resultados contrastantes sugieren el hecho que *C. magellanicus*, como cualquiera otra especie de avifauna, tiene sus requerimientos específicos para cada escenario ecológico, por lo que éstos deben ser determinados en detalle en cada caso. El presente estudio establece también que la presencia de *C. magellanicus* en los ensambles avifaunísticos varía en función de la composición y estructura específica de los bosques estudiados, lo que coincide con lo planteado por Díaz *et al.* (2005).

En relación a las variables correlacionadas con la presencia de *C. magellanicus* en el Parque Nacional Nahuelbuta (Tabla 3.7), se puede establecer que *C. magellanicus* usa indistintamente en las dos estaciones estudiadas ecosistemas forestales que posean árboles en pie de un estado de descomposición más avanzado, hecho que concuerda con lo planteado por Schlatter y Vergara (2005). En efecto, dichos autores identifican esta misma variable como una de las más determinantes para la presencia de *C. magellanicus*, ya que los árboles en pie con un mayor grado de descomposición sirven como árboles-nido y corresponden también a árboles que poseen una mayor oferta trófica, encontrándose en estos individuos una mayor proporción de insectos y larvas de los cuales se pueden alimentar (Schlatter y Vergara 2005).

Si se hubieran hecho comparaciones más contrastadas, como invierno versus verano, lo más probable es que se hubiera detectado una estacionalidad marcada en el ensamble avifaunístico del cual forma parte *C. magellanicus* (Ibarra *et al.* 2010).

En base a los resultados obtenidos en el presente estudio, se puede establecer que la cobertura de la vegetación es una característica clave del hábitat de alimentación de *C. magellanicus*; en el caso de la cobertura del estrato herbáceo, su importancia se debe a una mayor oferta trófica disponible para esta especie, considerando que *C. magellanicus* se alimenta de frutos de especies vegetales como *Berberis serrato-dentata* y *Maytenus spp*, así como también de hormigas, ortópteros, blattáridos, pseudoescorpiones y oribátidos (Ojeda 2003), todos los cuales están disponibles en este estrato. La cobertura del estrato dominante es otra característica clave del hábitat que ocupa *C. magellanicus*, lo cual se debe a que en bosques de una gran cobertura presentan mejores condiciones de refugio para los polluelos, así como también protección ante cambios acentuados en las condiciones del clima (Ojeda 2004). Además, la correlación con el estrato dominante señala una necesidad de protección contra posibles depredadores, especialmente debido al hecho que *C. magellanicus* baja en ocasiones hasta el piso del bosque en busca de alimentación.

En el presente estudio exploratorio, se establece claramente que al interior del Parque Nacional Nahuelbuta, *C. magellanicus* utiliza preferentemente el coigüe para anidar, resultado que concuerda con lo observado por Rodríguez (2001), y el ñirre para alimentarse (Tabla 3.6). También se comprueba que la presencia de *C. magellanicus* está estrechamente relacionada con una alta biodiversidad de aves, lo que la refrenda como especie paraguas y que las comunidades avifaunísticas con mayor ocurrencia de *C. magellanicus* poseen también los mayores valores en parámetros poblacionales, por lo que es una especie bioindicadora de bosques en buen estado de conservación de los ecosistemas forestales que habita.



### 3.5.- Conclusiones

Los resultados obtenidos concuerdan con lo planteado en la hipótesis de trabajo, porque se comprobó que en los ecosistemas forestales del Parque Nacional Nahuelbuta existen atributos estructurales de la vegetación que están correlacionados directamente con el hábitat de alimentación de *C. magellanicus*, como es el caso de la cobertura del estrato herbáceo y el estado de descomposición de los árboles en pie. De igual forma, se comprobó que no existen variaciones estacionales de estos atributos de la estructura de la vegetación, puesto que, indistintamente del año y estación de que se trate (2008, condición de primavera versus 2009, condición de verano), siempre resultaron estar correlacionados los mismos atributos con el hábitat de alimentación de *C. magellanicus*.

Se comprobó la existencia de una correlación positiva entre la cobertura del estrato dominante de la vegetación y la presencia de *C. magellanicus*, lo que sugiere que la existencia de bosques con una gran cobertura presentan mejores condiciones para *C. magellanicus*, puesto que al interior de éstos es mayor el grado de protección para los polluelos ante cambios acentuados en las condiciones del clima, así como también para los individuos adultos, contra el ataque de posibles depredadores, como aguilucho chico (*Buteo albigula* Philippi 1899), peuquito (*Accipiter bicolor* Philippi y Landbeck 1864), traro (*Caracara plancus* Miller 1777) y rapaces nocturnas, probablemente del orden Strigiformes.

## Bibliografía

- Aguayo M.; Pauchard, A.; Azócar, G.; Parra, O.** 2009. Cambio del uso del suelo en el centro sur de Chile a fines del siglo XX. Entendiendo la dinámica espacial y temporal del paisaje. *Revista Chilena de Historia Natural*, 82 (3): 361-374.
- Angelstam P.; Mikusinski, G.** 1994. Woodpeckers assemblages in natural and managed boreal and hemiboreal forest - a review -. *Annales Zoologici Fennici*, 31 (1):157-172.
- Arango, X; Rozzi, R.; Massardo, F.; Anderson, F.; Ibarra, C.** 2007. Descubrimiento e implementación del Pájaro Carpintero Gigante (*Campephilus magellanicus*) como especie carismática: una aproximación biocultural para la conservación en la Reserva de Biósfera Cabo de Hornos. *Magallania*, 35 (2):71-88.
- Araya B.; Millie, G.** 1998. Guía de Campo de las Aves de Chile. Santiago, Chile. Editorial Universitaria. 406 p.
- British Columbia Ministry of Forest.** 1995. Biodiversity Guidebook. Forest Practices Code of British Columbia. British Columbia Ministry of Forest. Vancouver, Canada. 99 p.
- Begon, M.; Townsend, C.; Harper, J.** 2006. Ecology. From Individuals to Ecosystems. Blackwell Publishing. 4th Edition. London, U.K. 759 p.
- Blondel, J.; Ferry, C.; Frochat, C.** 1981. Points counts with unlimited distance. *Studies in Avian Biology*, 6 (1): 414-420.
- Cerda, L; Angulo, A.; Durán, D.; Olivares, T.** 2000. Insectos asociados a bosques del centro sur de Chile. In: Baldini, A.; Pancel, L. (Eds.). Agentes de daño en el bosque nativo. Santiago, Chile. Editorial Universitaria. pp. 201–280.
- Chazarreta, L.; Ojeda, V.; Trejo, A.** 2011. Division of labour in parental care in the Magellanic Woodpecker *Campephilus magellanicus*. *Journal of Ornithology*, (152) 2: 231-242.

- Czeszczewik, D.; Walankiewicz, W.** 2006. Logging affects the white-backed woodpecker *Dendrocopus leucotos* distribution in Bialowiesza Forests. *Annales Zoologici Fennici*, 43 (2): 221-227.
- Díaz, I.; Armesto, J.; Reid, S.; Sieving, K.; Willson, M.** 2005. Linking forest structure and composition: avian diversity in sucesional forests of Chiloé Island, Chile. *Biological Conservation*, 123 (1): 91-101.
- Drever, M.; Aitken, K.; Norris, A.; Martin, K.** 2008. Woodpeckers as reliable indicators of bird richness, forest health and harvest. *Biological Conservation*, 141 (3): 624-634.
- Estades, C.** 2007. Manejo de Fauna Silvestre. *In:* Hernández, J.; De la Maza, C; Estades, C. (Eds.). Biodiversidad: Manejo y Conservación de Recursos Forestales. Editorial Universitaria. Santiago, Chile. pp. 544-566.
- Hoffman, A.** 2005. Flora silvestre de Chile. Zona Araucana. Quinta Edición. Ediciones Fundación Claudio Gay. Santiago, Chile. 257 p.
- Ibarra J.; Altamirano, T.; Gálvez, N.; Rojas, I.; Laker, J.; Bonacic, C.** 2010. Avifauna de los bosques templados de *Araucaria araucana* del sur de Chile. *Ecología Austral*, 20 (1):33-45.
- IFANOS.** 2000. Catastro de Flora y Fauna en el Parque Nacional Nahuelbuta para la Corporación Nacional Forestal (CONAF) IX Región Informe Final. Temuco/Osorno. Chile. 47 p.
- IUCN** 2014. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.2. The International Union for Conservation of Nature (IUCN). <http://www.iucnredlist.org> (disponible agosto de 2014).
- Krebs, Ch.** 1985. Ecología. Estudio de la distribución y la abundancia. México D. F., México Editorial Harla. 753 p.
- Mikusinski, G.; Gromadzki, M.; Chylarecki, P.** 2001. Woodpeckers as indicators of forest bird diversity. *Conservation Biology*, 15 (1): 208-217.

- Mueller-Dombois, D.; Ellenberger, H.** 1974. Aims and methods of vegetation ecology. John Wiley and Sons. New York, United States. 547 p.
- Ojeda, V.** 2003. Magellanic Woodpecker frugivory and predation on a lizard. *The Wilson Bulletin* 115 (2): 208-210.
- Ojeda, V.** 2004. Breeding biology and social behaviour of Magellanic Woodpeckers (*Campephilus magellanicus*) in Argentine Patagonia. *European Journal of Wildlife Research*, 50 (1): 18-24.
- Ojeda V, L Chazarreta. 2006. Provisioning of Magellanic Woodpecker (*Campephilus magellanicus*) nestlings with vertebrate prey. *The Wilson Journal of Ornithology*, 118 (2):251-254.
- Ojeda, V.; Suárez, M.; Kitzberger, T.** 2007. Crown dieback events as key processes creating cavity habitat for magellanic woodpeckers. *Austral Ecology* 32 (4): 436-445.
- Prodan, M.; Peters, R.; Cox, F.; Real, P.** 1997. Mensura Forestal. San José, Costa Rica. Imprenta Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA). 572 p.
- Rodríguez, S.** 2001. Análisis preliminar de cavidades arbóreas de Carpintero Negro (*Campephilus magellanicus*) en el Parque Nacional Nahuelbuta, IX Región, Chile. Tesis Médico Veterinario. Chillán, Chile. Facultad de Medicina Veterinaria, Universidad de Concepción. 59 p.
- Rozzi, R.; Martínez, R.; Willson, M.; Sabag, C.** 1995. Avifauna de los bosques templados de Sudamérica. In: Armesto J.; Villagrán, C.; Arroyo, M. (Eds). Ecología de los Bosques Nativos. Santiago, Chile. Editorial Universitaria. pp. 135-154.
- Schlatter, R.; Vergara, P.** 2005. Magellanic Woodpecker (*Campephilus magellanicus*) sap feeding. *J Ornithology*, 146 (2): 188-190.
- Short, L.** 1970. Habits and relationships of the Magellanic Woodpecker. *The Wilson Bulletin*, 82 (2):115- 129.

- Vergara, P.; Schlatter, R.** 2004. Magellanic Woodpecker (*Campephilus magellanicus*) abundance. *Journal of Ornithology*, 145 (4): 343-351.
- Vergara, P.; Schlatter, R.** 2006. Aggregate retention in two Tierra del Fuego *Nothofagus* Forests: Short term effects on bird abundance. *Forest Ecology and Management*, 225 (1-3): 213–224.
- Virkkala, R.** 2006. Why study woodpeckers? The significance of woodpeckers in forest ecosystems. *Annales Zoologici Fennici*, 43 (3): 82-85.
- Walpole, M.; Leader-Williams, N.** 2002. Tourism and flagship species in conservation. *Biodiversity and Conservation*, 11 (3): 543-547.
- Williams, B.** 1993. Biostatistics. Chapman and Hall Ltd. London, UK. 201 p.
- Willson, M.; De Santo, T.; Sabag, C.; Armesto, J.** 1994. Avian communities of fragmented South-temperate rainforest in Chile. *Conservation Biology*, 8 (2): 508-520.
- Zar, J.** 1999. Biostatistical Analysis. Prentice-Hall. U.S.A. 718 p.



## **Capítulo IV**

***Prediciendo la adecuación del hábitat de Carpintero Negro (*Campephilus magellanicus* King 1828) mediante un modelo de distribución de especies en paisajes de bosque templado de la cordillera de Nahuelbuta (región de La Araucanía, Chile)***





## **Capítulo IV. Prediciendo la adecuación del hábitat de Carpintero Negro (*Campephilus magellanicus* King 1828) mediante un modelo de distribución de especies en paisajes de bosque templado de la cordillera de Nahuelbuta (Región de La Araucanía, Chile)**

### **Resumen**

El paisaje del bosque templado de la cordillera de Nahuelbuta es reconocido mundialmente por el alto nivel de endemismo de su biodiversidad, pero paradójicamente está siendo sometido a una fuerte degradación, lo que genera consecuencias devastadoras, amenazando con ello la viabilidad y supervivencia de sus ecosistemas y especies. En este contexto, el presente estudio utiliza el Modelo de Máxima Entropía (Maxent) y un sistema de información geográfica (QGIS) con el fin de generar un modelo del hábitat potencial de carpintero negro (*Campephilus magellanicus* King 1828), especie clave este tipo de ecosistema. Para ello, se analizaron 29 variables, de las cuales 19 de ellas fueron eliminadas del modelo Maxent en una primera etapa, debido a que estaban correlacionadas entre sí, pero de las 10 variables potenciales para ser trabajadas sólo se utilizaron 8, debido a que dos de ellas, aunque no están correlacionadas entre sí, ni con el resto de las variables consideradas, fueron eliminadas por no aportar al modelo. Maxent identificó las siguientes variables como las más importantes para predecir la probabilidad de ocurrencia de *C. magellanicus* en paisajes de bosque templado de la cordillera de Nahuelbuta: áreas que poseen una baja temperatura mínima promedio en el mes más frío (entre  $-2^{\circ}\text{C}$  y  $-1^{\circ}\text{C}$ ), con una alta precipitación promedio anual (1.600 mm); distantes de plantaciones de especies exóticas (idealmente, unos 4.000 m); que sean fragmentos de bosque templado continuo, de mediano a gran tamaño (idealmente, de una superficie entre 312 y 935 ha) y que estén dominados por coigüe y/o araucaria. Las áreas más importantes para la conservación de *C. magellanicus* en paisajes de bosque templado de la cordillera de Nahuelbuta se encuentran al interior del Parque Nacional Nahuelbuta, el Bien Nacional Protegido Villa Las Araucarias y en 7 propiedades privadas, aledaños a

estas dos áreas. Estas propiedades pertenecen a las empresas Forestal Mininco S.A. y Bosques Arauco S. A. y, en el contexto de la certificación FSC, han sido declarados como Áreas de Alto Valor de Conservación, con lo cual está asegurada la asegurada la conservación de *C. magellanicus*.

El presente estudio representa una herramienta útil para conservar avifauna endémica clave en paisajes de bosque templado de Chile, como *C. magellanicus*, sobre todo en áreas consideradas como "puntos calientes" que están siendo sometidas a una fuerte presión de uso, como es el caso de la cordillera de Nahuelbuta.

**Palabras clave:** *Campephilus magellanicus*, Chile, Nahuelbuta, Maxent, bosque templado.

#### 4.1.- Introducción

El único representante sudamericano del denominado bosque templado lluvioso corresponde a la "Ecorregión Valdiviana" (Olson *et al.*, 2001), la tercera más grande del mundo (Cavelier y Tecklin, 2005). Esta ecorregión posee un alto grado de endemismo de plantas vasculares, anfibios, reptiles, aves y mamíferos (Myers *et al.*, 2000; Arroyo *et al.*, 2008; Mittermeier *et al.*, 2011), razón por la cual fue declarada como un *hotspot* mundial por el Fondo Mundial para la Naturaleza (Soto y Lara, 2001; Wolodarsky-Franke y Díaz, 2011). A su vez, los bosques de la cordillera de Nahuelbuta son representativos de esta ecorregión, y son reconocidos mundialmente por sus altos niveles de endemismo de herpetofauna (Ortiz *et al.*, 1989; Ortiz e Ibarra-Vidal, 2005), insectos (Jerez, 2005) y crustáceos (Jara, 1982; Jara, 2005). Paradojalmente, la cordillera de Nahuelbuta es hoy una de las zonas más devastadas por el impacto humano, generándose irreparables pérdidas en biodiversidad (Armesto *et al.*, 1994), fragmentación y empobrecimiento ecológico (Bennett, 2004), estimándose que ha perdido un 45% de su cobertura original (Villagrán y Armesto, 1993). Estos procesos generan consecuencias devastadoras, como aislamiento y pérdida de conectividad entre

las poblaciones de flora y fauna, amenazando con ello la viabilidad y supervivencia de sus especies (Aguayo *et al.*, 2009).

En este contexto, una tarea urgente consiste en modelar la distribución geográfica actual de especies y ecosistemas de la cordillera de Nahuelbuta, con el fin de evaluar su estado en forma objetiva, tarea para la cual Guisan y Zimmermann (2000) y Pliscoff y Fuentes-Castillo (2011) distinguen cuatro grandes grupos de técnicas: los modelos estadísticos de regresiones, como los Modelos Lineales Generalizados (Generalized Linear Model, GLM), los Modelos Aditivos Generalizados (Generalized Additive Model, GAM), los métodos de clasificación conocidos como Random Forest (RF), Boosted Regresión Trees (BRT), los métodos de “sobre”, como el sistema de predicción y análisis bioclimático conocido como BIOCLIM y el Análisis de Factores del Nicho Ecológico (Ecological Niche Factor Analysis, ENFA), los modelos basados en algoritmos específicos, como Genetic Algorithm for Rule Production (GARP) y los Modelos de Máxima Entropía (Maximun Entropy, Maxent). A estas técnicas de modelación, Moreno *et al.* (2011) agregan dos métodos geoestadísticos basados en valores de terrenos elegidos al azar y sus distribuciones espaciales: Kriging (que interpola una variable) y Cokriging (que interpola más variables).

Según dichos autores, estos métodos geoestadísticos no son algoritmos específicos que sirvan para modelar nichos ecológicos, no obstante se utilizan ampliamente para predecir distribuciones potenciales de especies de fauna. De todos estos modelos, uno de los más utilizados por la comunidad científica mundial para analizar la distribución de especies y generar modelos de nichos es el Modelo de Máxima Entropía, más conocido como Maxent, con una cantidad mayor de 1.000 aplicaciones publicadas solo entre los años 2006 y 2013. En efecto, y tal como se puede apreciar en la Tabla 4.1, Maxent es ampliamente utilizado para diversos propósitos, ya sea en biogeografía, biología de la conservación o ecología, entre otros campos de aplicación.

**Tabla 4.1.** Ejemplo de publicaciones que aplican Maxent, mostrando variación en objetivo, tipo de organismo y superficie

Objetivo	Tipo de organismo	Lugar (superficie)	Autor
predecir el microhábitat de aves endémicas del bosque templado del sur de Chile	aves ( <i>Pteroptochos tarnii</i> y <i>Eugralla paradoxa</i> )	depresión intermedia, región de La Araucanía, Chile (4,35 km <sup>2</sup> )	Moreno <i>et al.</i> (2011)
optimizar la cobertura de la biodiversidad de áreas protegidas	aves ( 24 especies de galliformes)	red de áreas protegidas ubicadas en los Himalaya Mayores (118,543 km <sup>2</sup> )	Dunn <i>et al.</i> (2016)
evaluar la exactitud de los modelos de distribución de especies para predecir patrones de riqueza de anfibios	amphibia (370 especies)	México (1.973.000 km <sup>2</sup> )	Pineda y Lobo (2009)
cuantificar nichos ambientales a dos escalas para entender las causas ecológicas de los límites del rango y la coexistencia de dos especies de insectos congénicas	insecta ( <i>Calopteryx splendens</i> , <i>Calopteryx virgo</i> )	Fennoscandia (parte sur de Suecia y Finlandia) (s.i.)	Wellenreuther <i>et al.</i> (2012)
combinar estudios a diferentes escalas para examinar cómo interactúan factores abióticos y bióticos para afectar la distribución espacial de dos especies de salamandras terrestres	amphibia ( <i>Plethodon glutinosus</i> y <i>Plethodon mississippi</i> )	Condados de Hale (Alabama) y Giles (Virginia), Estados Unidos (1.630 km <sup>2</sup> )	Cunningham <i>et al.</i> (2009)

**Tabla 4.1.** Ejemplo de publicaciones que aplican Maxent, mostrando variación en objetivo, tipo de organismo y superficie (continuación)

Objetivo	Tipo de organismo	Lugar (superficie)	Autor
predecir el hábitat potencial del bisonte europeo a través de su área de distribución original	Mammalia ( <i>Bison bonasus</i> )	rango histórico de distribución de la especie en Europa (desde los Pirineos hasta el sur de Suecia) (9.100 km <sup>2</sup> )	Kuemmerle <i>et al.</i> (2011)

Entre otras, las razones que explican esta “popularidad” de Maxent, son las siguientes: 1) supera a otros métodos debido a la exactitud de las predicciones que genera; 2) el software es especialmente fácil de usar; 3) puede utilizar datos categóricos y continuos; 4) incorpora interacciones entre variables; y 5) permite interpretar cada variable de acuerdo con su importancia para determinar la distribución (Baldwin, 2009; Costa *et al.*, 2010; Merow *et al.*, 2013; Gallardo y Aldridge, 2013). Maxent es un modelo basado en la teoría ecológica del nicho, que ajusta una distribución de probabilidad para cada especie, basado en el principio de que la mejor explicación de un fenómeno desconocido maximizará la entropía de la distribución de probabilidad. Es un modelo de aprendizaje automático, cuyo objetivo es hacer predicciones o inferencias a partir de información incompleta, basadas en sólo presencias. Se le utiliza para mapear la adecuación del hábitat de especies de fauna (Phillips *et al.*, 2006) y exhibe un buen desempeño con pequeños tamaños muestrales (Wisz *et al.*, 2008). Es bastante robusto frente a la autocorrelación espacial (Segurado *et al.*, 2006), justamente porque requiere datos de presencia y frecuentemente supera a los métodos estadísticos tradicionales (Elith *et al.*, 2006). Lo más importante, es que el enfoque de Maxent es robusto frente a falsos negativos, conocido como “error por omisión” (cuando el modelo no predice los lugares de presencia), que es una propiedad fundamental en el modelado de las especies que no ocupan todo su nicho (Engler *et al.*, 2004).

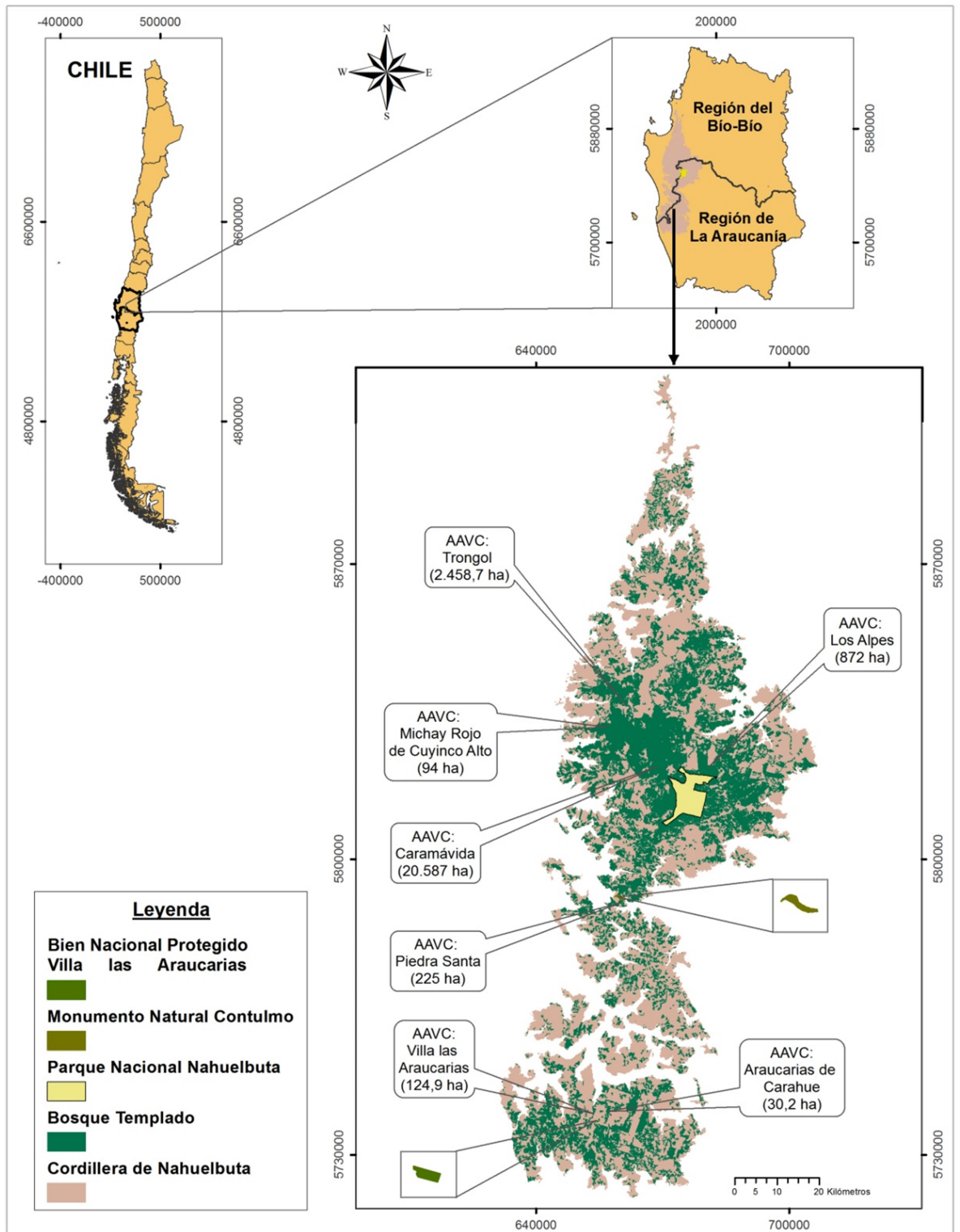
En el presente estudio, se utiliza Maxent y un Sistema de Información Geográfica (SIG) con el objetivo de generar un modelo del hábitat potencial de Carpintero Negro (*Campephilus magellanicus* King 1828), especie clave de paisajes de bosque templado de la cordillera de Nahuelbuta, tanto a nivel de micro, meso y macroescala (Ojeda, 2004; Jaña-Prado *et al.*, 2006; Vergara y Schlatter, 2006; Ojeda *et al.*, 2007; Ojeda *et al.*, 2011).

Los resultados obtenidos permiten, además, identificar criterios generales para el manejo sustentable de la biodiversidad en los bosques templados de Chile.

## **4.2.- Material y Método**

### **4.2.1.- Área de Estudio**

El área de estudio corresponde al bosque templado de la cordillera de Nahuelbuta (región de La Araucanía, Chile), en cuyo interior existen varias áreas protegidas: el Parque Nacional Nahuelbuta, el Monumento Natural Contulmo y el Bien Nacional Protegido Villa Las Araucarias.



**Figura 4.1. Área de Estudio**  
Fuente: Elaboración propia

## 4.2.2.- Método

### 4.2.2.1.- El Modelo Maxent

El objetivo del modelo de Máxima Entropía, conocido como Maxent, es generar un mapa de distribución potencial de una especie cuyo comportamiento sea lo más lejano a lo uniforme, para lo cual asume que la distribución potencial, pero desconocida, de una especie, es una distribución de probabilidad  $n$  sobre un conjunto de ubicaciones de  $X$  (es decir, todas las celdas o píxeles del área de estudio). Esta distribución  $n$  se aproxima mediante la derivación de una distribución de probabilidad  $\hat{\pi}$ , donde las restricciones (puntos de ocurrencia o presencia) se complementan con información de variables ambientales medidas en cada punto de ocurrencia para producir la mejor distribución (la más restringida) que satisface las restricciones proporcionadas por los puntos de presencia. No obstante que pueden existir muchas celdas que satisfacen estas limitaciones, la distribución de celdas con la máxima entropía se aproxima a  $n$  de mejor forma, ya que está menos restringida (Phillips *et al.*, 2006; Kuemmerle *et al.*, 2011). El algoritmo utilizado genera probabilidades de máxima ocurrencia con base en la máxima entropía posible, bajo un conjunto de restricciones dadas por los datos de ocurrencia, lo que se logra manteniendo la media de los datos estimados lo más parecida posible a la media real de los puntos observados. La información disponible a menudo se presenta como valores reales, llamados “características”; y, por su parte, las “restricciones” corresponden a los valores esperados de cada característica que podrían coincidir con su promedio empírico (valor promedio para un conjunto de puntos tomados de la distribución) (Longoria, 2008). Al aplicar Maxent para modelar distribuciones de especies donde solo se tienen puntos de ocurrencia, el programa selecciona algunos de los puntos de presencias al azar, borrándolos de la base de datos y convirtiéndolos en pseudoausencias, con los cuales se obtiene el análisis de las “características de funcionamiento del receptor” (Receiver Operating Characteristic, ROC), el cual caracteriza el desarrollo del modelo por medio del “Área Bajo la Curva” (Area Under Curve, AUC), la cual permite calcular la medida del error en la predicción.



La AUC es un índice de probabilidad de que los sitios de ocurrencia de la especie en estudio fueran clasificados al azar como sitios de ausencia.

Al llevar a cabo el modelo de probabilidad, el AUC proporciona dos valores de este índice, de los cuales se obtiene un promedio. A este valor, se le aplica el criterio de Edith (2002), consistente en considerar que una clasificación es al azar cuando posee una AUC promedio de 0,5; y que es perfecta cuando presenta una AUC mayor a 1.0. Los modelos con valores superiores a 0,75 son considerados potencialmente útiles (Longoria, 2008). Una vez obtenidos los puntos de presencia y de pseudoausencias, las celdas o píxeles del área de estudio complementan y proyectan donde será definida la distribución probable por Maxent. Los registros de ocurrencia de las especies, constituyen los puntos de muestra y las características son representadas por las variables ambientales (Longoria, 2008).

#### **4.2.2.2.- Datos de ocurrencia**

La forma más básica de obtener los datos de ocurrencia consiste en generar este tipo de información directamente en terreno, mediante el uso de un GPS u otros equipos diseñados para la adquisición de datos, o bien, recurriendo a otras fuentes directas para recopilar información de especies, como museos o herbarios. También se puede recopilar información de forma indirecta, mediante el uso de bases de datos de libre acceso, las que cada vez adquieren mayor importancia (Pliscoff y Fuentes-Castillo, 2011). Los datos de ocurrencia utilizados para la modelación de la distribución potencial del *C. magellanicus* en el presente estudio se obtuvieron mediante el uso de un GPS y el desarrollo de un muestreo aleatorio *a priori*, planteado en terreno dentro del área de estudio. Además, se hizo uso de fuentes informativas secundarias, como la base de datos de acceso libre conocida como Infraestructura Mundial de Información en Biodiversidad (Global Biodiversity Information Facility, GBIF).

#### **4.2.2.3.- Variables predictoras analizadas para ser utilizadas por Maxent**

La selección de un número de variables adecuadas que entreguen información relevante de la especie analizada, es quizás el paso más crítico en el proceso de modelación de distribución, en cuyo caso, el resultado final está completamente determinado por dicha elección. Las variables que se deben utilizar dependen del tipo de especie que se esté analizando y de los objetivos que busca la identificación y caracterización del espacio ambiental donde ésta se distribuye (Elith y Leathwick, 2009).

En el presente trabajo, se analizaron 29 variables, 19 de las cuales corresponden a información bioclimática (V\_bioclim1-V\_bioclim19) que se encuentra disponible en la base de datos global denominada Worldclim ([www.worldclim.org/bioclim](http://www.worldclim.org/bioclim)). Por su parte, las bases de datos y las coberturas geográficas (archivos shapes) a partir de las cuales se generaron las 10 restantes variables se encuentran disponibles en el sitio web del Catastro de los Recursos Vegetacionales Nativos de Chile (<http://sit.conaf.cl>). Un total de 4 de estas 10 variables se relacionan con vegetación (V\_araucaria\_sp123, V\_coigüe\_sp123, V\_nirre\_sp123), 4 con topografía (D\_Agua, V\_dist\_plant, V\_altitud, V\_exposición, V\_pendiente), 1 con uso y cobertura del suelo (V\_uso\_actual) y 1 con el hábitat de *C. magellanicus* (V\_bcoigue68\_recl9). La descripción de las variables y los códigos utilizados se entregan en la Tabla 4.2.

**Tabla 4.2.** Variables predictoras utilizadas en el modelo Maxent

Código	Fuente de los datos	Descripción de la variable
V_bioclim1	Worldclim	temperatura media anual (°C)
V_bioclim2	Worldclim	rango de temperatura media diaria
V_bioclim3	Worldclim	Isotermalidad
V_bioclim3	Worldclim	estacionalidad de la temperatura (desviación estándar * 100)
V_bioclim5	Worldclim	temperatura máxima del mes más cálido (°C)
V_bioclim6	Worldclim	temperatura mínima del mes más frío (°C)
V_bioclim7	Worldclim	rango de temperatura anual (°C)
V_bioclim8	Worldclim	temperatura promedio del trimestre más lluvioso (°C)
V_bioclim9	Worldclim	temperatura promedio del trimestre más seco (°C)
V_bioclim10	Worldclim	temperatura promedio del trimestre más cálido (°C)
V_bioclim11	Worldclim	temperatura promedio del trimestre más frío (°C)
V_bioclim12	Worldclim	precipitación anual (mm)
V_bioclim13	Worldclim	precipitación del mes más lluvioso (mm)
V_bioclim14	Worldclim	precipitación del mes más seco (mm)
V_bioclim15	Worldclim	estacionalidad de la precipitación (coeficiente de variación)
V_bioclim16	Worldclim	precipitación del trimestre más lluvioso (mm)
V_bioclim17	Worldclim	precipitación del trimestre más seco (mm)
V_bioclim18	Worldclim	precipitación del trimestre más cálido (mm)
V_bioclim19	Worldclim	precipitación del trimestre más frío (mm)
V_araucaria_sp123	Catastro del Bosque Nativo	cobertura de copa de la especie araucaria, que la define como una de las tres especies más dominantes dentro del bosque
V_coigüe_sp123	Catastro del Bosque Nativo	cobertura de copa de la especie coigüe, que la define como una de las tres especies más dominantes dentro del bosque
V_nirre_sp123	Catastro del Bosque Nativo	cobertura de copa de la especie ñirre, que la define como una de las tres especies más dominantes dentro del bosque
V_uso_actual	Catastro del Bosque Nativo	usos y coberturas actuales del suelo del área de estudio
V_bcoigüe68_recl9	Catastro del Bosque Nativo	superficie de bosque de coigüe, clasificada en nueve rangos. Estos rangos abarcan una superficie que va desde 68 hasta 2.608 hectáreas
D_Agua	Catastro del Bosque Nativo	distancia euclidiana a los cursos de agua permanentes presentes en el área de estudio

**Tabla 4.2.** Variables predictoras utilizadas en el modelo Maxent (continuación)

Código	Fuente de los datos	Descripción de la variable
V_dist_plant	Catastro del Bosque Nativo	distancia euclidiana a las áreas cubiertas con plantaciones de especies arbóreas exóticas presentes en el área de estudio
V_altitud	Catastro del Bosque Nativo	altitud del área de estudio, medida en metros sobre el nivel del mar (m.s.n.m.)
V_exposición	Catastro del Bosque Nativo	orientación cardinal de las pendientes, presentes en el área de estudio
V_pendiente	Catastro del Bosque Nativo	pendientes del área de estudio, medida en grados

#### 4.2.2.4.- Creación de variables

Todas las variables bioclimáticas fueron configuradas en una proyección cartográfica Universal Transverso de Mercator (UTM), datum WGS-84 y huso 18 sur. Además, todas las capas que se encontraban en formato vectorial se transformaron a formato raster, con un tamaño de pixel de 30 metros, para así lograr una homogeneización en la resolución espacial, que es uno de los requisitos que impone Maxent.

Las variables de índole topográfico (V\_altitud, V\_exposición, V\_pendiente) (ver Tabla 4.2) se generaron a partir de un Modelo Digital de Elevación versión 2 (Global Digital Elevation Model version 2, GDEM V2) perteneciente a la NASA (<http://reverb.echo.nasa.gov>), el cual presenta una resolución de 30 metros, con coordenadas geográficas (latitud/longitud) definidas en el datum WGS-84. Dichas variables corresponden a altitud, pendiente y exposición. En las capas raster correspondientes a altitud y pendiente cada pixel presenta un valor de altura medidos en metros sobre el nivel del mar (m.s.n.m.) y, en el caso de la pendiente, medida en grados sexagesimales.

En el caso de la exposición, se generaron rangos de grados (entre 0° y 360°) a los que pertenecía cada punto cardinal, con lo cual, para generar una mejor interpretación de los valores, éstos fueron reclasificados; es decir, cada rango se transformó en un valor entero, con lo que se generó una variable discreta (Tabla 4.3).

**Tabla 4.3.** Valores reclasificados de exposición

Puntos Cardinales	Rangos	Codificación (reclasificación)
Sin valor	0	0
Norte	0 – 22,5	1
Noreste	22,5 – 67,5	2
Este	67,5 – 112,5	3
Sureste	112,5 – 157,5	4
Sur	157,5 - 202,5	5
Suroeste	202,5 – 247,5	6
Oeste	247,5 – 292,5	7
Noroeste	292,5 – 337,5	8
Norte	337,5 - 360	9

Las variables de índole ambiental y vegetacional se generaron a partir del Catastro y Evaluación de los Recursos Vegetacionales Nativos de Chile (<http://sit.conaf.cl>) de las regiones de La Araucanía y Biobío. Para el caso de la región de La Araucanía, se utilizó la actualización del año 2007, en tanto que para el caso de la región del Biobío la actualización del año 2008. En este contexto descrito, se generaron las siguientes variables: V\_araucaria\_sp123, V\_coigüe\_sp123, nirre\_123, V\_uso\_actual, V\_bcoigue68\_recl9, D\_Agua y V\_dist\_plant.

La variable (V\_araucaria\_sp123) agrupa todos los pixeles en los cuales está presente araucaria (*Araucaria araucana* Molina Koch), siempre y cuando ésta corresponda a una de las tres especies arbóreas dominantes dentro del bosque, definida como tal a base de su cobertura de copa. Esta variable se generó seleccionando desde Catastro y Evaluación de los Recursos Vegetacionales Nativos de Chile únicamente los polígonos que presentaban la especie araucaria en las categorías de especie dominante 1, 2 o 3.

Posteriormente, éstas se guardaron como una nueva capa y esta última se le otorgó un formato raster con un tamaño de pixel de 30 metros, donde cada pixel se le asignó el valor 1, 2 o 3, según correspondencia geográfica.

Por último, el raster resultante se recortó a través del método de la “máscara” (masking) (Shao y Duncan, 2007), el cual emplea un polígono como límite para realizar el “recorte” de la información, utilizando para este efecto el límite de la cordillera de Nahuelbuta, haciéndolo coincidir con la línea de cota que representa los 300 m.s.n.m., debido a que al observar imágenes aéreas o satelitales de esta área, es notoria la aparición de la estructura de cerros a esta altitud.

La variable (V\_coigüe\_sp123) corresponde a lo mismo del caso anterior, pero referido a la especie coigüe; la variable (nirre\_123) corresponde a lo mismo del caso anterior, pero referido a la especie ñirre. La variable (V\_uso\_actual) corresponde a los usos y coberturas actuales del suelo del área de estudio, los que se generaron recortando la capa del Catastro Vegetacional a través de un geoproceto (clipping), utilizando como área de corte el límite de la cordillera de Nahuelbuta. Una vez realizado lo anterior, se procedió a codificar el campo de atributo del uso del suelo en categorías, como se ilustra en la Tabla 4.4. Luego, teniendo el campo de atributo del uso del suelo ya codificado, se realizó una rasterización de la cobertura previamente recortada a través de los valores codificados.

**Tabla 4.4.** Codificación de las categorías de uso y cobertura del suelo

<b>Categoría de uso y cobertura del suelo</b>	<b>Código</b>
ciudades, pueblos, zonas industriales	1
minería industrial	2
rotación cultivo-pradera	3
terrenos de uso agrícola	4
praderas anuales	5
praderas perennes	6
matorral - pradera denso	7
matorral - pradera semidenso	8
matorral - pradera abierto	9
matorral denso	10
matorral semidenso	11
matorral abierto	12
matorral arborescente denso	13
matorral arborescente semidenso	14
matorral arborescente abierto	15
estepa andina central	16
matorral arborescente muy abierto	17
matorral muy abierto	18
matorral - pradera muy abierto	19
plantación de arbustos	20
bosque nativo achaparrado abierto	21
bosque nativo achaparrado denso	22
bosque nativo achaparrado semidenso	23
bosque nativo adulto-renoval abierto	24
bosque nativo adulto-renoval denso	25
bosque nativo adulto-renoval semidenso	26
bosque nativo con exóticas asilvestradas semidenso	27
bosque nativo -exóticas asilvestradas abierto	28
bosque nativo -exóticas asilvestradas denso	29
bosque nativo -plantación abierto	30

**Tabla 4.4.** Codificación de las categorías de uso y cobertura del suelo (continuación)

<b>Categoría de uso y cobertura del suelo</b>	<b>Código</b>
bosque nativo -plantación semidenso	31
bosque nativo adulto abierto	32
bosque nativo adulto denso	33
bosque nativo adulto semidenso	34
bosque nativo-plantación denso	35
bosque exóticas asilvestradas	36
plantación joven recién cosechada	37
Plantación	38
Renoval	39
renoval abierto	40
renoval denso	41
renoval semidenso	42
marismas herbáceas	43
ñadis herbáceos y arbustivos	44
otros terrenos húmedos	45
Vega	46
caja de río	47
derrumbes sin vegetación	48
otros terrenos sin vegetación	49
playas y dunas	50
Protección	51
lago-laguna-embalse-tranque	52
río	53

La variable (V\_bcoigue68\_recl9), como ya se dijo anteriormente, corresponde a una aproximación metodológica para caracterizar el hábitat de nidificación de *C. magellanicus* dentro del bosque templado de la cordillera de Nahuelbuta. En efecto, los parámetros utilizados para este fin (especie preferida para anidar es el coigüe y la superficie de hábitat mínima es de 68,0 ha) se basan en antecedentes contenidos en investigaciones que indican que el hábitat de nidificación más adecuado para esta especie corresponde a bosques en los que está presente la especie coigüe, ya sea como especie dominante, o bien como la segunda o tercera especie de importancia dentro de este tipo de bosque (Orellana, 2000; Rodríguez, 2001).



Por otra parte, Willson *et al.* (1994) y Ojeda y Chazarreta (2014) postulan que el hábitat permanente de *C. magellanicus*, ya sea para alimentación o reproducción, es de unas 100 ha, pero Saavedra (2009) indica que éste es de al menos unas 68 ha por pareja reproductiva en el bosque templado de la cordillera de Nahuelbuta.

Consecuente con lo indicado, la variable (V\_bcoigue68\_recl9) se generó a través de una búsqueda por atributos y filtrado de las áreas cubiertas por bosque de coigüe que presentaban una dominancia como especie de las categorías 1, 2 o 3. Posteriormente, estas superficies se filtraron por tamaño de superficie, quedando solo las áreas con una superficie mayor o igual a 68 ha. Luego, a través de un geoproceto del tipo clip, se recortó la cobertura generada, utilizando como área de corte el límite de la cordillera de Nahuelbuta. Finalmente, esta cobertura se rasterizó, utilizando como atributo la superficie de cada polígono. Luego, se reclasificó el raster resultante en nueve valores dados por rangos de superficie (Tabla 4.5), lo que dio origen a un raster con pixeles que presentan valores entre 1 y 9.

**Tabla 4.5.** Reclasificación de la superficie en rangos y sus respectivos valores

Rango de superficie (ha)	Valor de la clase
68 – 100	1
100 – 157	2
157 – 224	3
224 – 312	4
312 – 459	5
459 – 655	6
655 – 935	7
935 – 1459	8
1459 – 2608	9

La variable (D\_Agua) se creó a través de la cobertura vectorial de la red hidrológica de cursos de aguas permanentes, la cual fue recortada a través de un geoproceto de clip, ocupando como limite el polígono de la cordillera de Nahuelbuta. Posteriormente, el recorte de esta capa fue sometido a un análisis de distancia euclidiana, con una distancia máxima igual a la distancia máxima del área de estudio, lo que dio como resultado un raster con celdas que presentan

valores de distancias respecto de los cursos de agua permanentes. La variable (V\_dist\_plant) se creó generando una búsqueda por atributos y filtrado de las categorías de plantaciones que existían en el catastro vegetacional. Una vez obtenidos todos los polígonos de plantaciones, se creó una capa vectorial de ellos, la que fue recortada a través de un geoproceto de clip con el límite de la cordillera de Nahuelbuta.

Posteriormente, la capa recortada fue sometida a un análisis de distancias euclidianas con una distancia máxima igual a la distancia máxima del área de estudio (la cordillera de Nahuelbuta), lo que dio origen a un raster con pixeles que presentan valores de distancias respecto de las superficies de plantaciones.

#### **4.2.2.5.- Análisis de las variables**

Los datos de ocurrencia de *C. magellanicus* al interior del bosque templado de la cordillera de Nahuelbuta fueron analizados bajo el supuesto que están distribuidos en forma aleatoria; es decir, suponiendo que no existe autocorrelación espacial entre éstos. Para ello, se utilizó el estadístico I de Moran global, herramienta que sirve para evaluar la existencia de autocorrelación espacial de los datos de ocurrencia. Dicho estadístico está disponible en un software que corresponde a un Sistema de Información Geográfica libre y de código abierto (QGis, formato ASCII), el cual evalúa la existencia de autocorrelación espacial, basándose en las ubicaciones y los valores de las entidades, simultáneamente. De esta forma, dado un conjunto de entidades y un atributo asociado, evalúa si el patrón expresado es agrupado, disperso o aleatorio (<http://www.qgis.org>).

Para corroborar que los resultados del modelo fueran fidedignos y asegurarse que no estuvieran influenciados por la correlación entre las variables predictoras, se generó una matriz de correlaciones entre las variables por medio del software libre perteneciente a la Estación Espacial Europea (ESA) que se denomina LEOWorks 4, versión 4.0.2339 ([leoworks.terrasigna.com](http://leoworks.terrasigna.com)), en base a los análisis estadísticos que éste trae incorporados.

Posteriormente, siguiendo lo sugerido por Pliscoff y Fuentes (2011), se descartaron las variables que presentaran una correlación superior a 0,8.

Para la configuración del Maxent, se consideró un máximo de 1.000 interacciones, estableciendo el límite de convergencia en 0,00001 y el valor de regulación en 0,0001. Según Phillips *et al.* (2006) estos valores son adecuados y garantizan la convergencia del algoritmo (ver Tabla 4.6). Por su parte, el control del ajuste de los modelos se realizó mediante el estadístico AUC (en castellano, área bajo la curva). Este estadístico mide el ajuste del modelo a los datos de entrada y suele variar en el rango 0,5 (azar) a 1,0 (ajuste perfecto). Los modelos con valores arriba de 0,75 son considerados potencialmente útiles (Longoria, 2008).

**Tabla 4.6.** Parámetros utilizados para correr el software Maxent

Parámetros de configuración de Maxent	
porcentaje de prueba aleatoria	25%
regularización múltiples de puntos de fondo	1
número máximo de puntos de fondo	10000
Réplicas	1
tipo de ejecución de las réplicas	validación cruzada
máximo de interacciones	1000
umbral de convergencia	0,00001
prevalencia por defecto	0,5

### 4.3.- Resultados

#### 4.3.1- Puntos de ocurrencia de *C. magellanicus*

Los puntos de ocurrencia comprobada en terreno de *C. magellanicus* que se encuentran al interior del bosque templado de la cordillera de Nahuelbuta y que no presentan autocorrelación entre ellos, se identifican en la Tabla 4.7 y la expresión espacial de estos mismos puntos se muestra en la Figura 4.22. En base a los resultados de la aplicación del estadístico I de Moran global, se pudo comprobar que no existe correlación espacial entre los puntos de ocurrencia de la especie *C. magellanicus*, lo que significa que éstos no muestran dependencia con el espacio geográfico.

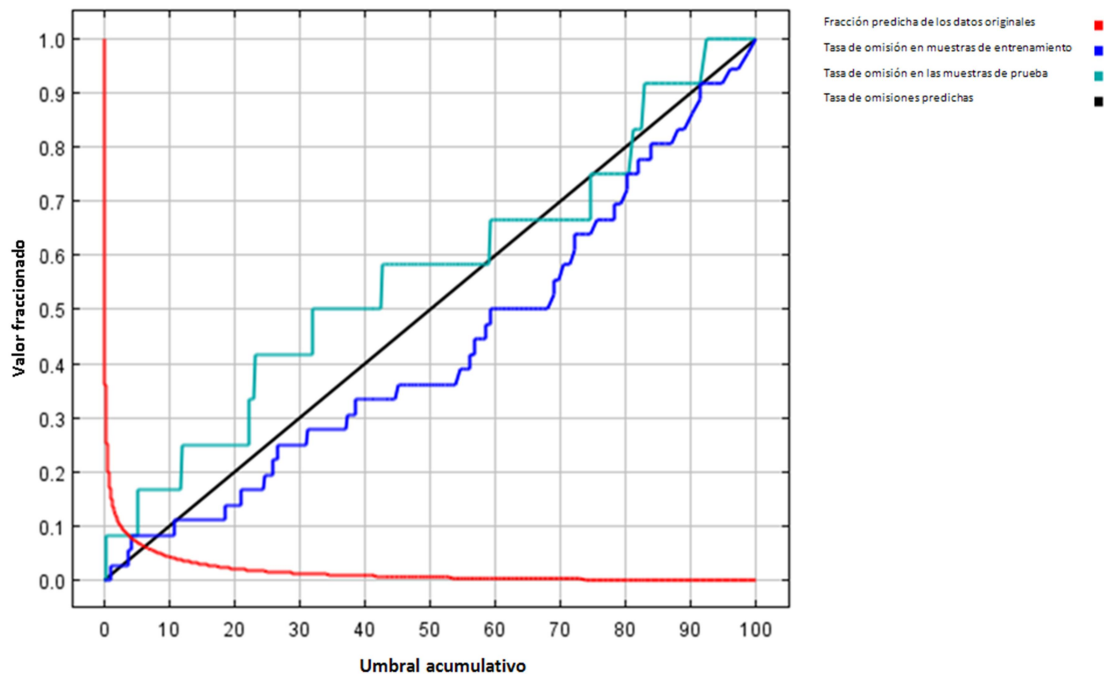
**Tabla 4.7.** Coordenadas de los puntos de ocurrencia sin autocorrelación de *C. magellanicus* al interior del bosque templado de la cordillera de Nahuelbuta que fueron utilizados para el modelaje con Maxent

<b>Puntos ocurrencia <i>C. magellanicus</i></b>	<b>Coordenadas X</b>	<b>UTM (*) Y</b>	<b>Puntos ocurrencia <i>C. magellanicus</i></b>	<b>Coordenadas X</b>	<b>UTM (*) Y</b>
1	673298	5811078	25	673794	5812172
2	672977	5811079	26	671880	5812329
3	674434	5811160	27	675106	5812386
4	676633	5811359	28	673227	5812388
5	675738	5811401	29	674983	5812571
6	672785	5811453	30	674899	5812712
7	675385	5811601	31	668871	5812730
8	672875	5811688	32	667899	5813124
9	675402	5811731	33	675142	5813543
10	674778	5811778	34	674686	5813620
11	672988	5811779	35	674589	5813844
12	673157	5811840	36	673650	5813848
13	675384	5811861	37	670763	5813916
14	673149	5811898	38	676963	5818539
15	674622	5811911	39	678038	5819149
16	676713	5811912	40	678060	5820203
17	678024	5811975	41	670702	5822318
18	669625	5812035	42	655332	5840165
19	675330	5812055	43	657035	5840907
20	674052	5812094	44	651925	5737957
21	675200	5812115	45	656098	5732864
22	674139	5812128	46	671332	5809474
23	676270	5812130	47	675762	5815619
24	674009	5812141	48	672333	5814008

(\*): Datum WGS-84, Huso 18 Sur

### 4.3.2- Análisis de las variables Maxent

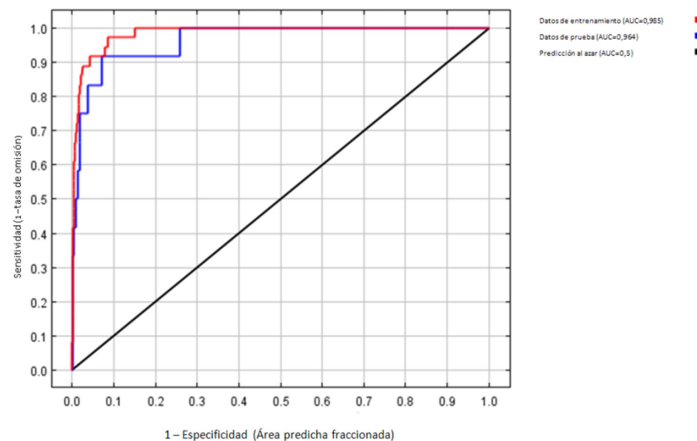
De un total de 29 variables originales (ver Tabla 4.2), 19 de ellas fueron eliminadas en una primera etapa, debido a que estaban correlacionadas entre sí (valor  $P$  igual o mayor a 0,8), las que corresponden a 17 variables que tienen un prefijo "V\_bioclim" (excepto las variables V\_bioclim6 y V\_bioclim12), eliminándose también por este mismo motivo la variable D\_Agua y V\_Altitud. De esta forma, se obtuvieron 10 variables potenciales para ser trabajadas en el modelo Maxent, de las cuales sólo se utilizaron en definitiva solo 8 de ellas, debido a que al realizar algunas pruebas con el algoritmo de Maxent, dos de estas variables predictivas (V\_exposición y V\_pendiente) presentaron un 0% de aporte al modelo, razón por la cual éstas también fueron eliminadas. En la Figura 4.2 se entregan los resultados obtenidos del análisis de omisión/comisión para el modelo de distribución potencial de *C. magellanicus* en el paisaje de bosque templado de la cordillera de Nahuelbuta, los cuales fueron generados mediante la aplicación del modelo Maxent.



**Figura 4.2.** Tasas de omisión y área predicha para el modelo de distribución potencial generado por Maxent para la especie *C. magellanicus*

En la figura anterior, se muestra en color azul, cómo varían las tasas de omisión en las muestras de entrenamiento (omission on training samples) y en color verde, las tasas de omisión en las muestras de prueba (omission on test samples), así como en color rojo, el área predicha durante el adiestramiento de los datos que realiza Maxent en el modelo (fraction of background predicted). La tasa de omisión, permite advertir el porcentaje de valores positivos no detectados en el modelo; es decir, el porcentaje de zonas donde existe distribución de especies y no ha sido predicha por el modelo, de igual forma, ocurre para los datos de prueba, representados por la línea color turquesa. La línea negra intermedia (predicted omission), representa una situación de equilibrio entre el error de omisión (hay distribuciones fuera del área predicha) y los valores de comisión (zonas predichas de manera equivalente a la distribución de la especie). En este rango se equilibra la situación entre omisión de información (ausencia de datos) y comisión de información (sobreestimación de datos). En color rojo, se puede apreciar la representación de la superficie a partir de la cual el umbral es considerado como adecuado para predecir la distribución.

Por tanto, cuando más se acerque la curva roja hacia el valor 0,0 mayor será el grado de ajuste del modelo, evitando excesos de omisiones y comisiones. De manera resumida, se puede describir la función de esta tabla como una representación que muestra la manera en la que sobreestima, o no, la distribución en el modelo generado. En forma complementaria, se entrega la Figura 4.3, la cual está destinada a representar los valores AUC (Area Under Curve), también conocidos como Curva ROC (Receiver Operating Characteristic), la cual permite calcular la medida del error en la predicción.



**Figura 4.3.** Curva ROC generado por Maxent, para el modelo de la distribución potencial de *C. magellanicus*

En la Figura 4.3, aparece una línea en color rojo (training data), la que fue generada a partir de la muestra de entrenamiento, e ilustra el grado de “ajuste” del modelo a los datos de entrenamiento. La línea negra (random prediction), muestra lo que se esperaría si el modelo no fuese mejor que el azar. La línea azul (test data) corresponde a la línea de prueba, la cual, si se ubicase por debajo de la línea roja indicaría que su modelo se desempeña peor de lo que lo haría un modelo aleatorio. Mientras más cerca se encuentre la línea azul del tope superior izquierdo, mejor será el modelo para predecir la ocurrencia contenida en la muestra de prueba de los datos (Phillips *et al.*, 2006).

El valor de la curva AUC generada en Maxent para el modelado de la distribución potencial de *C. magellanicus* con los datos de entrenamiento (75%) fue de 0,985; y el valor AUC para los datos de prueba del modelo (25%) fue de 0,964. Se debe considerar que mientras más se aproxime el valor de la curva AUC a 1, mejor será el desempeño del modelo, por lo que, como se puede apreciar a partir de los datos obtenidos, el desempeño del modelo generado fue muy bueno. Ello indica que el modelo utilizado se ajustó robustamente a los datos (variables predictoras y puntos de ocurrencia), por lo que se puede afirmar que es un modelo de alta calidad, que está prediciendo correctamente la ocurrencia de *C. magellanicus* en base a las variables ocupadas y los puntos de ocurrencia entregados al modelo.

En relación al valor de UAC generado para la distribución potencial de *C. magellanicus*, es importante notar que los valores de AUC tienden a ser mayores para especies con rangos estrechos en relación al área estudiada descrita por los datos ambientales. Esto no necesariamente indica que los modelos sean mejores, sino que, este comportamiento es un artefacto de las estadísticas de las AUC (Phillips *et al.* 2006).

En cuanto a las críticas que se han hecho al AUC, es que este estadístico no debe interpretarse como una medida de calidad del modelo, sino que exclusivamente como un estimador del ajuste del modelo a los datos (Felicísimo *et al.*, 2012). También, cabe destacar que el modelo generado no es causal; es decir, no demuestra que las variables de mayor importancia sean la causa directa de la distribución de *C. magellanicus* en el paisaje del bosque templado en la cordillera de Nahuelbuta, sino que solamente se trata de variables descriptoras que son útiles o ajustadas a dicha distribución. Además, se podría decir que, incluso, podrían existir alguna variable que actúe como limitante (Felicísimo *et al.* 2012).

Maxent también utiliza los resultados del modelo predicho para hacer un análisis de prueba sobre la verdadera ausencia o la verdadera presencia de la especie dentro del modelo generado. Haciendo este análisis de prueba, se puede determinar si el modelo de predicción que se ha creado es "aceptable" o "no aceptable", de manera que informe de ello mediante un valor (AUC) comprendido entre 0 y 1. Para realizar este análisis de prueba, Maxent genera una matriz (Tabla 4.8) en la que enfrenta zonas probables frente a zonas no probables para la especie, y evalúa la presencia o la ausencia de la misma.



**Tabla 4.8.** Matriz que utiliza Maxent para generar los valores de sensibilidad versus especificidad.

		Datos de distribución	
		Presencia de especie	Ausencia de especie
Modelo Predictivo	Especie predicha	Verdadero positivo	Falso positivo
	Especie no predicha	Falso negativo	Verdadero negativo

Los valores de especificidad representa la fracción de falsos positivos (es decir, predecir la ocurrencia de *C. magellanicus* cuando en realidad ésta se encuentra ausente), mientras que la sensibilidad representa la fracción de verdaderos positivos (es decir, predecir la ocurrencia de *C. magellanicus* cuando ésta se encuentra presente). Ambas variables pueden ser enfrentadas para determinar hasta qué punto el modelo generado trabaja con información acertada o errónea. En base a lo anterior, se puede decir que, cuanto más sensibilidad y menos especificidad presente el modelo, mayor calidad tendrá. A la inversa, cuanto menos sensibilidad y más especificidad presente el modelo, menor calidad tendrá. En otras palabras, cuanto más verdaderos positivos y menos falsos positivos posea el modelo generado mejor será éste; y cuanto menos verdaderos positivos y más falsos positivos presente el modelo generado, menos calidad tendrá éste.

#### **4.3.3- Análisis de contribución de las variables en el modelo de distribución potencial de *C. magellanicus* en el paisaje del bosque templado en la cordillera de Nahuelbuta**

El análisis que realiza Maxent, permite determinar cuáles son las variables que más información aportan al modelo generado. Así, por ejemplo, es posible que se estén empleando capas temáticas que no necesariamente estén vinculadas con la distribución de *C. magellanicus* en el paisaje del bosque templado en la cordillera de Nahuelbuta. De esta forma, se puede identificar, entre todas las variables, las que mayor peso aportan o que pueden estar influenciadas por sus probabilidades de distribución. Este aporte se obtiene a través de la “ganancia” (gain), la que es calculada inicialmente, durante la generación del modelo y que expresaba el grado

de ajuste de cada variable respecto a una situación al azar. Cuanto más supere el valor que representa el azar, más afinidad tendrá dicha variable, y más peso tendrá en el modelo generado.

Maxent también genera información acerca del comportamiento que exhiben las variables que participan en el modelo y su contribución a éste, a través de dos campos: contribución porcentual e importancia de permutación (Tabla 4.9). La contribución porcentual aporta información sobre el peso de la variable cuando todas las variables son tenidas en cuenta en el modelo. Se obtiene un valor porcentual de esta variable en relación a la totalidad de variables. Las situaciones de bajo peso se generan cuando las variables que se ha introducido no están directamente relacionadas con la probabilidad de distribución de la especie. Debido a ello, no aportan información relevante generando probabilidades de distribución bajas para lugares con estas cualidades ambientales.

Por su parte, el campo importancia de permutación, representa el peso de las variables, sin tener en cuenta el resto. Es una representación más real e individual de cada una de las variables empleadas en el modelo. Se debe tener en cuenta que los pesos de las variables de manera individual o ligadas al resto de variables pueden variar de manera que el mayor peso de una variable, medida de forma individual, no necesariamente presente el mayor peso, medida de manera comparativa con el resto de variables.

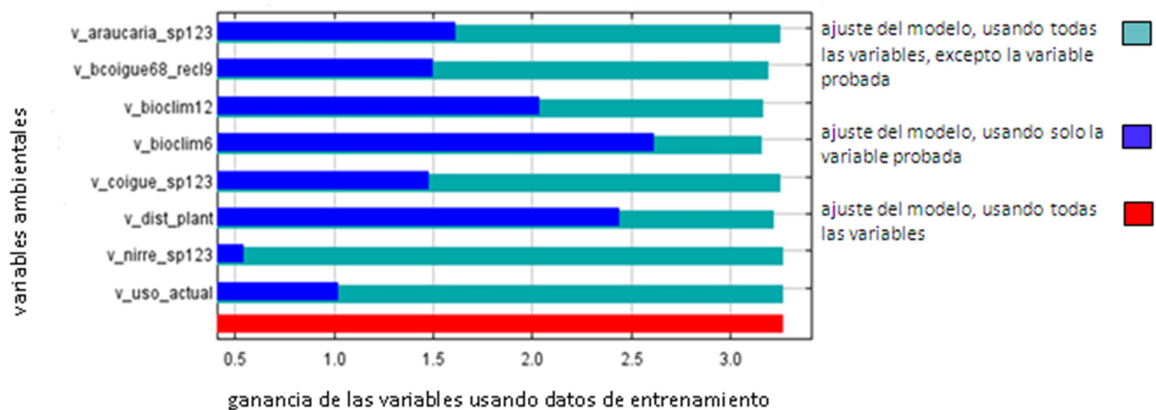
**Tabla 4.9.** Contribución de información de las variables al modelo de distribución potencial de *C. magellanicus*

<b>Variable</b>	<b>Contribución porcentual</b>	<b>Importancia de permutación</b>
V_dist_plant	57,6	6,3
V_bcoigüe68_recl19	14,6	1
V_araucaria_sp123	10,6	0,4
V_coigüe_sp123	7,3	0,6
V_bioclim6	3,8	11,1
V_bioclim12	2,6	80,5
V_nirre_sp123	2,3	0,1
V_uso_actual	1,2	0

Después de haber probado unas 29 posibles variables predictoras de la probabilidad de ocurrencia de *C. magellanicus*, el presente estudio muestra que el hábitat potencial de *C. magellanicus* en paisajes de bosque templado en la cordillera de Nahuelbuta depende de sólo 8 variables, y que no todas ellas poseen un igual grado de importancia dentro del modelo. En efecto, como se ilustra en la Tabla 4.9, cuando se consideran todas las variables, se puede apreciar que la contribución porcentual al modelo de hábitat potencial de *C. magellanicus* está fuertemente influenciado por la distancia que existe entre el bosque nativo y las plantaciones de especies exóticas (variable que aporta al modelo en un 57,6%), seguida por bosques dominados por coigüe que poseen una superficie mayor o igual a 68 hectáreas (14,6%) y por la existencia de bosques dominados por *A. araucana* (10,6%).

Por otra parte, las variables que aportan más cuando actúan por sí solas (aquellas que presentan una mayor importancia de permutación) corresponden a la precipitación anual promedio (V\_bioclim12), con un 80,5% de aporte al modelo, y la temperatura mínima promedio del mes más frío (V\_bioclim6), con un 11,1% de aporte al modelo, siendo éstas las que poseen la mayor información útil que las restantes variables. Algo similar ocurre, pero a una escala menor, en el caso de la variable distancia que existe entre el bosque nativo y las plantaciones de especies exóticas (V\_dist\_plant), con un 6,3% de aporte al modelo. En contraste, la variable uso actual del suelo (V\_uso\_actual) es la menos importante en el modelo generado, debido a que aporta muy poca información a éste, con solo un 1,2% de la contribución porcentual y un 0% de la importancia de permutación.

A continuación, se entrega en la Figura 4.4 tiene información gráfica sobre la importancia que tiene cada una de las variables sobre el modelo, la cual fue generada mediante la aplicación de la prueba de Jackknife.



**Figura 4.4.** Prueba de Jackknife para los datos de entrenamiento del modelo (75%)

En dicha figura se puede observar una barra de color verde, que expresa el ajuste del modelo con todas las variables excepto la variable sobre la que visualizamos la barra (without variable). La barra en color azul expresa el ajuste del modelo únicamente con esa variable (with only variable); y la barra en color rojo (with all variables) expresa el ajuste del modelo considerando la totalidad de las variables. En base a esta figura, se puede apreciar la manera en la que cada variable contribuye al modelo.

Analizando la Figura 4.4, se puede observar que la variable que ofrece más "ganancia" (y por tanto ofrece más fidelidad) es la variable V\_bioclim6 cuando actúa por sí sola. En efecto, esta variable aporta mayor consistencia al modelo cuando trabaja por sí sola. Si se excluyera esta variable y nos centráramos en la barra de color verde (ajuste del modelo con ausencia de la variable), se podría advertir un declive en el ajuste del modelo, lo que indica la importancia de la variable dentro de la distribución de nuestra especie cuando se usa esta combinación de variables. Algo muy similar ocurre con las variables V\_dist\_plant y V\_bioclim12.

El modelo Maxent genera también una segunda figura, con la prueba de Jackknife para los datos que testearon el modelo (Figura 4.5), aunque existen algunas diferencias en el comportamiento de las variables (lo que se explica por el menor

número de puntos de ocurrencia ocupados para tal objetivo), según la cual es posible advertir que más o menos las mismas variables identificadas en el caso anterior, son las que presentan mayor consistencia en el modelo generado.

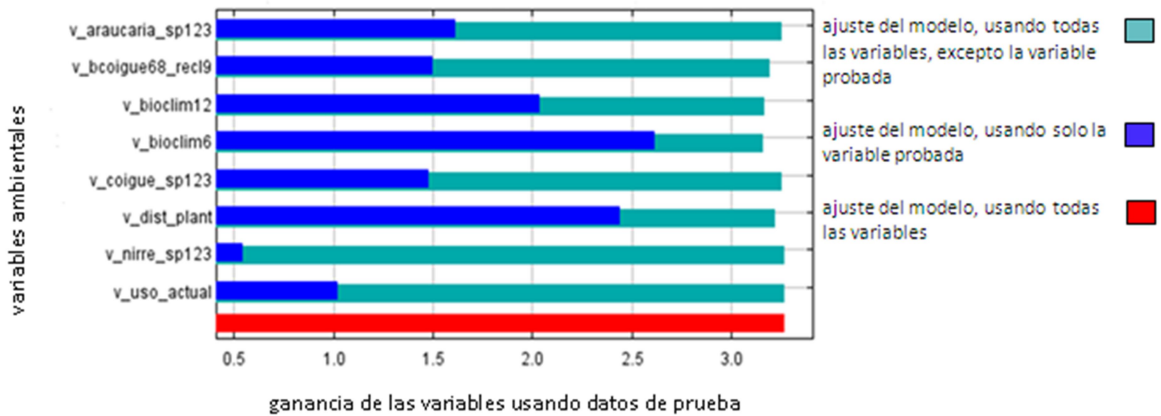


Figura 4.5. Prueba de Jackknife para los datos de prueba del modelo (25%)

#### 4.3.4- Prediciendo la adecuación del hábitat de *C. magellanicus* mediante curvas de respuesta

Para cada una de las variables ambientales se obtuvo una figura que permite determinar la predicción del modelo de Maxent en relación a dicha variable. Estas curvas se dividen en dos grupos. Un primer grupo de figuras (Figura 4.6 a Figura 4.13), corresponde a curvas de respuesta en las que se evalúa cada variable, en relación al resto de las variables del grupo.

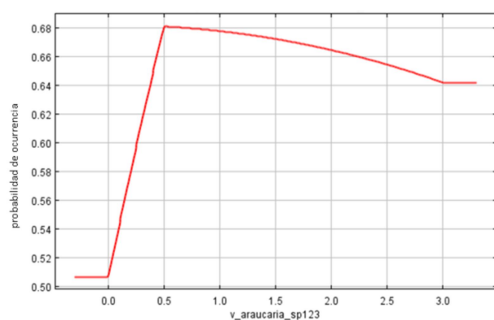


Figura 4.6. Respuesta de *C. magellanicus* a la variable *V\_araucaria\_sp123*

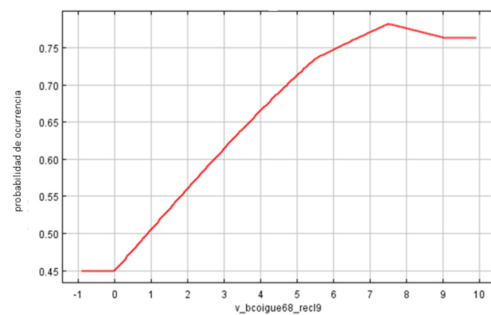
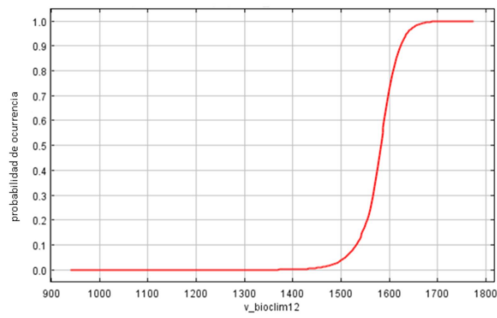
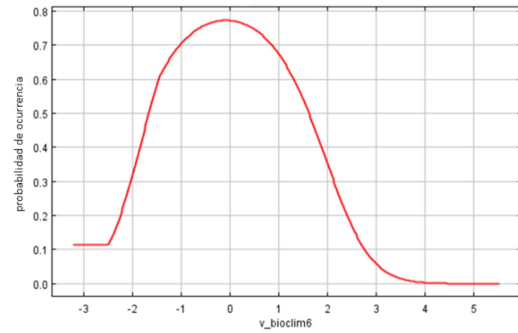


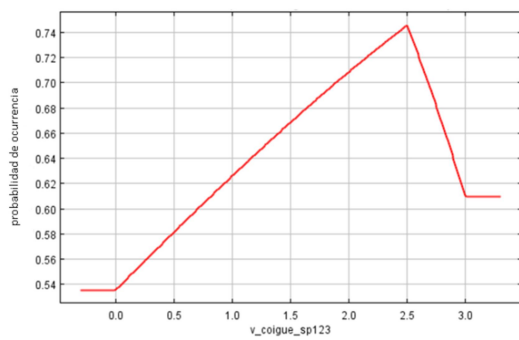
Figura 4.7. Respuesta de *C. magellanicus* a la variable *V\_bcoigue68\_recl9*



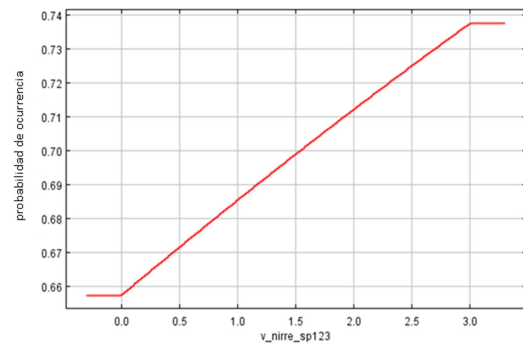
**Figura 4.8.** Respuesta de *C. magellanicus* a la variable V\_bioclim12



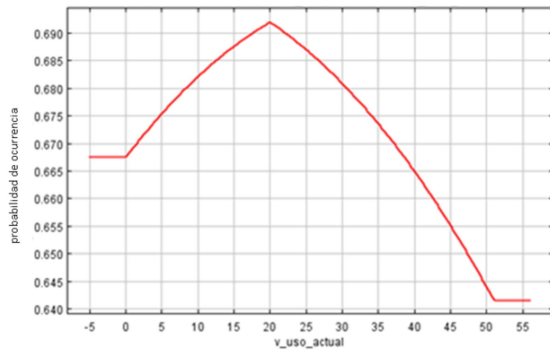
**Figura 4.9.** Respuesta de *C. magellanicus* a la variable V\_bioclim6



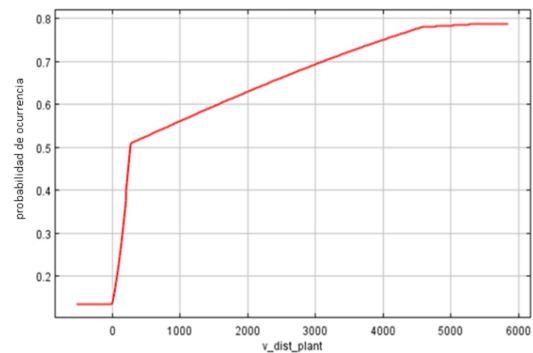
**Figura 4.10.** Respuesta de *C. magellanicus* a la variable V\_coigüe\_sp123



**Figura 4.11.** Respuesta de *C. magellanicus* a la variable nirre\_123



**Figura 4.12.** Respuesta de *C. magellanicus* a la variable V\_uso\_actual

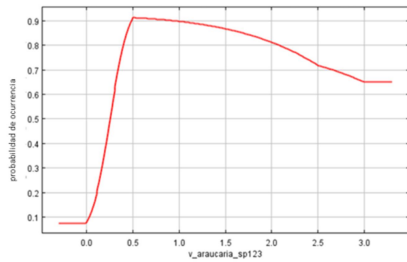


**Figura 4.13.** Respuesta de *C. magellanicus* a la variable V\_dist\_plant

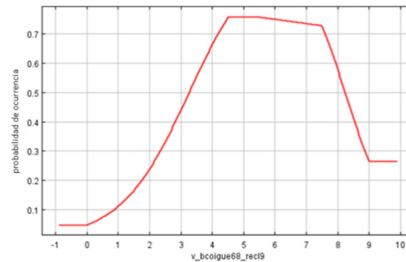
En la Figura 4.6, se puede observar que en el caso de la variable V\_araucaria\_sp123, la probabilidad de ocurrencia de *C. magellanicus*, es mayor cuando la araucaria participa como una especie dominante del bosque (es decir, como especie 1); luego, como la segunda especie dominante (especie 2) y, finalmente, la menor probabilidad se presenta cuando araucaria actúa como la tercera especie dominante (especie 3). En la Figura 4.7, se observa que con respecto de la variable V\_bcoigue68\_recl9 la probabilidad de ocurrencia de *C. magellanicus*, es mayor, mientras mayor sea la superficie de bosque, especialmente desde el valor 5 (superficie igual o mayor a 312,0 ha) hacia arriba, con una probabilidad sobre el 70%. En la Figura 4.8, se puede observar que con respecto a la variable V\_bioclim12, la probabilidad de ocurrencia de *C. magellanicus*, es mayor sobre los 1.600 mm, con un máximo a los 1.700 mm. En la Figura 4.9, se puede apreciar que con respecto a la variable V\_bioclim6, la probabilidad de ocurrencia de *C. magellanicus*, es mayor para temperaturas mínimas del mes más frío entre -1 y 1 °C. En la Figura 4.10, se puede observar que con respecto a la variable V\_coigüe\_sp123, la probabilidad de ocurrencia de *C. magellanicus*, es mayor cuando se presenta cuando coigüe se presenta como la segunda especie dominante del bosque (especie 2), llegando hasta el 74%, siendo la probabilidad de ocurrencia más baja a coigüe como la tercera especie en dominancia. En la Figura 4.11, se puede observar que, con respecto a la variable V\_nirre\_sp123, la probabilidad de ocurrencia de *C. magellanicus*, es mayor cuando ñirre es la tercera especie en dominancia dentro del bosque, con un 74% de probabilidad de ocurrencia de *C. magellanicus*, aproximadamente. En la Figura 4.12, se puede observar que para la variable V\_uso\_actual, la probabilidad de ocurrencia de *C. magellanicus*, es poco selectiva, ya que no discrimina bien sobre la probabilidad de ocurrencia de la especie, pues presenta un gran abanico de usos (Tabla 4.4) sobre los que muestra una probabilidad que va desde 66% al 69%.

Esto se ve reafirmado al observar la Tabla 4.9, referido a la contribución de información de las variables al modelo, ya que apenas representa un 1,2% de contribución. En la Figura 4.13, se puede observar que, con respecto a la

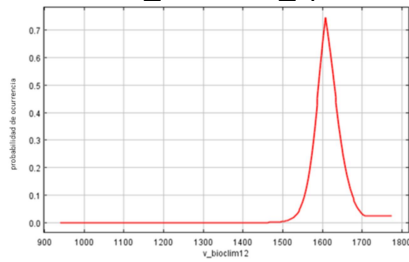
variable *V\_dist\_plant*, se aprecia que la probabilidad de ocurrencia de *C. magellanicus*, es mayor mientras más lejanas estén las plantaciones, llegando a la mayor probabilidad sobre los 4.000 metros de distancia, con una probabilidad de ocurrencia de un 75%, aproximadamente. A continuación, se entrega un segundo conjunto de figuras, en las que se muestran curvas de respuesta de cada variable, sin considerar las relaciones que pueden tener con el resto de las variables.



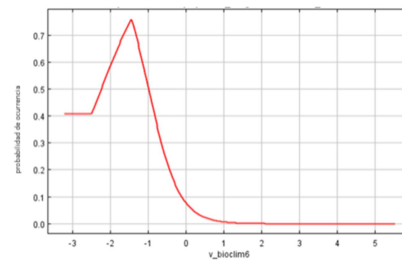
**Figura 4.14.** Respuesta de *C. magellanicus* a la variable *V\_araucaria\_sp123*



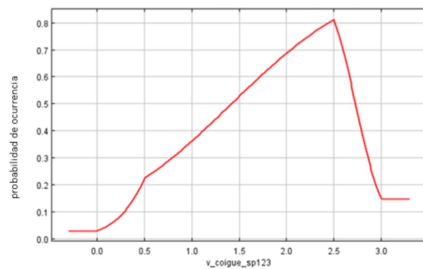
**Figura 4.15.** Respuesta de *C. magellanicus* a la variable *V\_bcoigue68\_rec19*



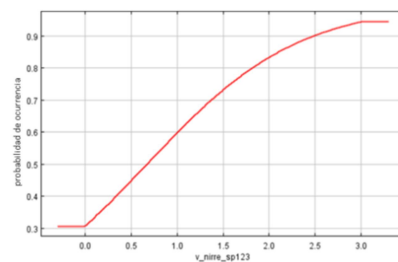
**Figura 4.16.** Respuesta de *C. magellanicus* a la variable *V\_bioclim12*



**Figura 4.17.** Respuesta de *C. magellanicus* a la variable *V\_bioclim6*

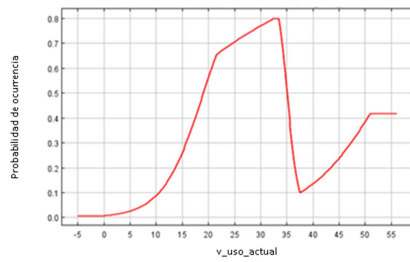


**Figura 4.18.** Respuesta de *C. magellanicus* a la variable *V\_coigüe\_sp123*

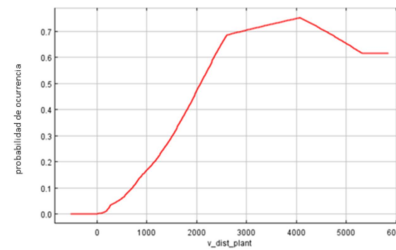


**Figura 4.19.** Respuesta de *C. magellanicus* a la variable *nirre\_123*





**Figura 4.20.** Respuesta de *C. magellanicus* a la variable  $V_{uso\_actual}$



**Figura 4.21.** Respuesta de *C. magellanicus* a la variable  $V_{dist\_plant}$

A base de la información que entregan las figuras precedentes, se puede apreciar en el caso de la Figura 4.14, la tendencia que exhibe la variable  $V_{araucaria\_sp123}$  es marcadamente igual a la ya comentada para el caso de la Figura 4.6. Ello quiere decir que el efecto “puro” de esta variable (es decir, aquel efecto que se genera sin considerar el efecto de las restantes variables) es igual al efecto “combinado” (es decir, el efecto que se genera considerando las restantes variables). En el caso de la variable  $V_{bcoigue68\_recl9}$ , la Figura 4.15 muestra cambios en su desempeño cuando no se considera el efecto de las restantes variables; en efecto, la probabilidad de ocurrencia de *C. magellanicus*, es mayor de 0,7 cuando la superficie de bosque va desde las categorías de tamaño 5 (superficie entre 312 y 459 ha), 6 (entre 459 y 655 ha) y 7 (entre 655 y 935 ha). A superficies de bosque mayores de 935 ha, la probabilidad de ocurrencia de *C. magellanicus* decrece.

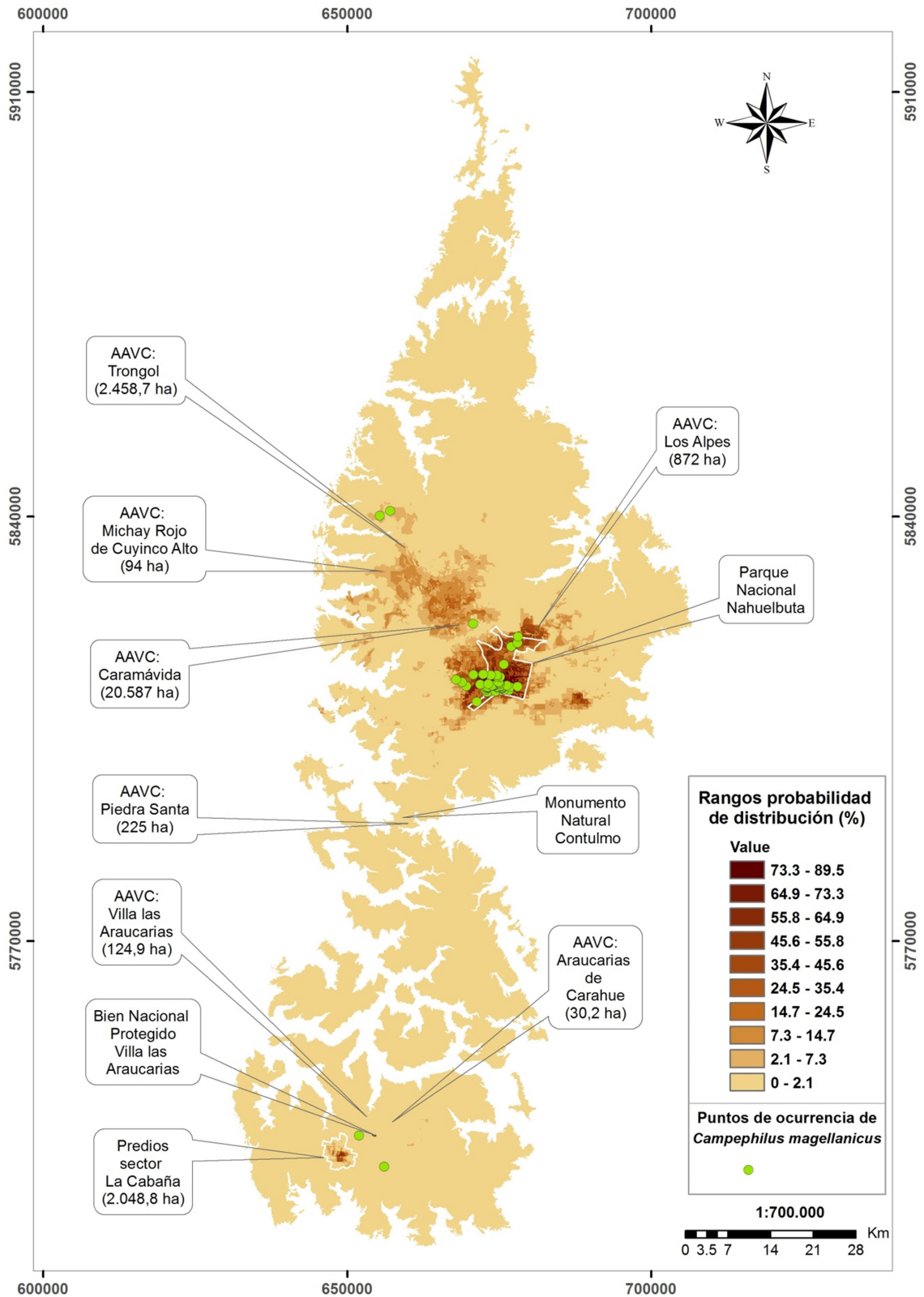
En el caso de la Figura 4.16, cuando se evalúa el efecto de la variable V\_bioclim12 (precipitación anual), sin considerar las relaciones que pueden tener con el resto de las variables, la probabilidad de ocurrencia de *C. magellanicus* es 0,7 cuando la precipitación promedio anual es de 1.600 mm. En la Figura 4.17, se puede apreciar que en el caso de la variable V\_bioclim6, la probabilidad de ocurrencia de *C. magellanicus* es mayor cuando la temperatura mínima del mes más frío se encuentra entre -2 y -1 °C. En la Figura 4.18, se puede observar que la variable V\_coigüe\_sp123 exhibe una probabilidad de ocurrencia de *C. magellanicus* mayor cuando coigüe es la segunda especie en importancia dentro del bosque (especie 2), que es la misma tendencia exhibida en la Figura 4.10, pero la probabilidad de ocurrencia sube, desde 0,74 (en el caso de la Figura 4.10) hasta una probabilidad de 0,8 (caso de la Figura 4.18).

En la Figura 4.19 se puede apreciar que la variable V\_nirre\_sp123 exhibe una probabilidad de ocurrencia de *C. magellanicus* de 0,9 cuando ñirre es la tercera especie dominante, cuya tendencia coincide con los resultados entregados en la Figura 4.11, pero aumenta la probabilidad de ocurrencia, desde 0,74 a 0,9.

Para el caso de la variable V\_uso\_actual, se puede observar en la Figura 4.20 que la mayor probabilidad de ocurrencia de *C. magellanicus* (0,8) corresponde a bosque nativo adulto denso (categoría 33, ver Tabla 4.4). No obstante, como ya se hizo notar anteriormente, se debe considerar que esta variable contribuye con el modelo con apenas un 1,2%, por lo cual, no es una variable que sea determinante. Por último, en la Figura 4.21, se puede observar que la variable V\_dist\_plant presenta una máxima probabilidad de ocurrencia de *C. magellanicus* (0,7) cuando las plantaciones se encuentran alejadas unos 4.000 metros de distancia, pero que si se continúa incrementando esta distancia, la probabilidad de ocurrencia baja a 0,6.

#### **4.3.5- Modelo de distribución potencial de *C. magellanicus* en el bosque templado de la cordillera de Nahuelbuta mediante Maxent**

Los resultados generados por Maxent fueron incorporados a un sistema de información geográfico denominado QGis, con lo cual fue posible generar un mapa de la distribución potencial de *C. magellanicus* en el bosque templado de la cordillera de Nahuelbuta (Figura 4.22). Por su parte, en la Tabla 4.10 se entrega una equivalencia entre los distintos rangos de probabilidad utilizados y la distribución de superficies que satisfacen dicha probabilidad.



**Figura 4.22.** Mapa de distribución potencial y puntos de ocurrencia de *C. magellanicus* en el bosque templado de la cordillera de Nahuelbuta

Fuente: Elaboración propia

**Tabla 4.10.** Equivalencia de los rangos de probabilidad de distribución en superficie probable

Rango de probabilidad de distribución (%)	Equivalencia en superficie probable (ha)	Equivalencia en superficie probable (%)
0 – 2,1	467.684,96	90,92
2,1 – 7,3	226.98,82	4,41
7,3 – 14,7	10.170,36	1,98
14,7 – 24,5	4.647,37	0,90
24,5 – 35,4	2.335,36	0,45
35,4 – 45,6	2.138,66	0,42
45,6 – 55,8	1.723,14	0,33
55,8 – 64,9	919,82	0,18
64,9 – 73,3	947,69	0,18
73,3 – 89,5	1.142,58	0,22
<b>Total</b>	<b>514.408,76</b>	<b>100</b>

A partir de la información contenida en la Figura 4.22 y en la Tabla 4.10, se puede apreciar que en los bosques templados de la cordillera de Nahuelbuta (cuya superficie total es de 514.408,76 ha), la mayor parte de su superficie (90,92%) posee una baja probabilidad de ocurrencia de *C. magellanicus* (0%-2,1%). En contraste, sólo un 0,22% de su superficie posee una alta probabilidad de ocurrencia (73,3%-89,5%). Como también se puede apreciar, las áreas de mayor probabilidad de ocurrencia de *C. magellanicus* se encuentran ubicadas fundamentalmente al interior del Parque Nacional Nahuelbuta y del Bien Nacional Protegido Villa Las Araucarias, lo que refrenda la importancia fundamental que tienen estas dos áreas protegidas para asegurar la conservación de esta especie.

Un segundo núcleo de alta probabilidad de ocurrencia de *C. magellanicus*, aunque con un menor probabilidad que el caso anterior (45,6%-73,3%), se encuentra al interior de las propiedades consideradas como “Áreas de Alto Valor de Conservación” (AAVC), la mayor parte de los cuales son de propiedad de empresas forestales (Forestal Mininco S.A y Bosques Arauco S.A.) y se ubican alrededor de las dos áreas protegidas ya mencionadas.

La ocurrencia de *C. magellanicus* al interior de propiedades AAVC es muy importante, por cuanto, en el contexto del proceso de certificación forestal conocido como FSC (Forest Stewardship Council), la que poseen ambas empresas, éstas deben demostrar que manejan en forma responsable sus bosques nativos y su biodiversidad, sobre todo de aquellas especies identificadas de importancia ecológica, como *C. magellanicus*. Esta situación contractual debiera asegurar la protección efectiva de las AAVC y, por lo tanto, de especies clave que en ella habitan, como es el caso de *C. magellanicus*.

No obstante lo anterior, se observa también la existencia de una pequeña área que posee una alta probabilidad de distribución de *C. magellanicus*, la que está ubicada a unos 3 km al suroeste del Bien Nacional Protegido Villa Las Araucarias (ver la Figura 4.22). Esta área en la actualidad no cuenta con ningún régimen formal de protección, como sí ocurre en todos los casos restantes. Esta está ubicada en el sector denominado La Cabaña y corresponde a propiedades privadas que poseen en la actualidad razonables medidas de protección, debido a que el acceso público está limitado. Este grado de protección, no obstante, puede disminuir significativamente a futuro, por lo que no está asegurada la protección de *C. magellanicus* a mediano ni largo plazo. Por todo ello, urge que una institución como CONAF, por ejemplo, negocie un convenio de manejo que garantice una protección futura que sea efectiva.

#### 4.4.- Discusión

El presente estudio demuestra que las variables más incidentes para determinar los lugares con una mayor probabilidad de ocurrencia de *C. magellanicus* al interior de paisajes de bosque templado de la cordillera de Nahuelbuta son de índole climática, ambiental y vegetacional. En efecto, según los resultados obtenidos en el presente estudio, el hábitat preferido de *C. magellanicus* corresponde a aquellas áreas que poseen una alta precipitación promedio anual, unos 1.600 mm (representadas por la variable V\_bioclim12); aquellas áreas que poseen una baja temperatura mínima promedio en el mes más frío entre -2°C y -1°C (representadas por la variable V\_bioclim6); aquellas áreas distantes de plantaciones de especies exóticas, idealmente, unos 4.000 m (la variable V\_dist\_plant); y aquellas áreas que correspondan a fragmentos de bosque templado continuo, de mediano a gran tamaño, idealmente, de una superficie entre 312 y 935 ha, y que estén dominados por coigüe y/o araucaria. Las condiciones climáticas descritas como “ideales” para la ocurrencia de *C. magellanicus* al interior de paisaje de bosque templado, se cumplen cabalmente en la cordillera de Nahuelbuta, por cuanto según lo indicado por González *et al.* (2006) y Moreira-Arce *et al.* (2015), la temperatura mínima promedio para dicho lugar es de -1°C, en tanto que la precipitación anual promedio varía entre los 1.500 y 2.000 mm.

Estos resultados obtenidos coinciden también con lo señalado por varios autores (Finckh *et al.*, 1996; Rozzi *et al.*, 1996; Frank y Finckh, 1999; Arango y Rozzi, 2005), quienes señalan que *C. magellanicus* es una especie bioindicadora de bosques primarios, no alterados por el hombre. Por esta misma razón, *C. magellanicus* está presente de forma preferente al interior de bosques no fragmentados, en los cuales existen estructuras clave del bosque que son necesarias dicha especie, como árboles vivos, de gran tamaño o emergentes y con detritos leñosos gruesos, tales como árboles percha o muertos en pie (*snags*) (Jaña-Prado *et al.*, 2006). Todas estas estructuras clave están presentes en grandes fragmentos de bosque primario, los cuales se encuentran muy alejados de plantaciones artificiales, tal como se indica en el presente estudio.

Las aves que pertenecen al gremio de especies que usan grandes árboles, como *C. magellanicus* (Díaz *et al.*, 2005), obtienen su alimento invernal en troncos viejos y/o volando entre y sobre el dosel cuando la nieve cubre el sotobosque (Jaksic y Feinsinger, 1991; McBride, 2000), por lo cual son residentes permanentes de los bosques que se cubren de nieve durante el invierno, como es el caso del bosque de araucaria (Ibarra *et al.*, 2010). En relación a los bosques de coigüe, Rodríguez (2001) determinó que al interior del Parque Nacional Nahuelbuta las cavidades hechas por *C. magellanicus* para nidificar y dormir se ubican en bosques adultos en etapa clímax que poseen esta composición de especie, eligiendo exclusivamente al coigüe para dichos fines, todo lo cual es coincidente con los hallazgos de este estudio.

En relación a la superficie de bosque en los cuales la ocurrencia de *C. magellanicus* es mayor, Willson *et al.* (1994) describen la presencia de ésta solamente en fragmentos cuya superficie es mayor de 100 ha por pareja reproductiva, lo que concuerda también por lo establecido por Ojeda y Chazarreta (2014). El presente estudio también establece que *C. magellanicus* necesita fragmentos continuos y de una mediana a gran superficie, aunque no excesivamente grandes.

Si se comparan los resultados de este estudio con otro similar, desarrollado por Moreno *et al.* (2011) al interior de la cordillera de Nahuelbuta, para lo cual también se integró Maxent con un SIG con el objetivo de identificar los hábitats potenciales de dos especies de ave endémicas de alto valor ecológico, como huet-huet (*Pterotochos tarnii* King) y churrín de la Mocha (*Eugralla paradoxa* Kittlitz, 1830), se puede establecer que *C. magellanicus* es mucho más restrictivo en la elección del hábitat que dichas especies. En efecto, *P. tarnii* requiere solamente la existencia de ciertas condiciones topográficas, como altitud, exposición y pendiente; en tanto, *E. paradoxa* requiere las mismas condiciones que *P. tarnii*, más otras condiciones adicionales, de índole eco-geográfica, tales como distancia a caminos, cursos de agua y ecotonos.



En cambio, como se demuestra en el presente estudio, *C. magellanicus* requiere el cumplimiento de un conjunto mayor de condiciones para elegir su hábitat como variables bioclimáticas clave, como bajas temperaturas mínimas promedio en el mes más frío y altas precipitaciones promedio anual. De igual forma, *C. magellanicus* requiere también la existencia de otras variables de índole ambiental (eco-geográfica), como bosques ubicados a grandes distancias de plantaciones, así como también de variables relativas a la composición de especies dominantes del bosque (coigüe y araucaria) y un cierto tamaño mínimo de los fragmentos de bosque que ocupa (entre 312 y 935 ha). Los mayores requerimientos de hábitat de *C. magellanicus* refleja el *status* especial de esta especie, por cuanto se le considera simultáneamente como especie bioindicadora (Virkkala, 2006), paraguas (Arango *et al.* 2007), carismática o emblemática (Walpole y Leader-William 2002) y especie clave (Ojeda 2004, Drever *et al.*, 2008), atributos que no posee ninguna otra especie del bosque templado de Chile.

#### 4.5.- Conclusiones

Para desarrollar el presente estudio, se integró el modelo Maxent con un sistema de información geográfico denominado QGis, lo que permitió detectar en forma objetiva una serie de atributos que definen el hábitat preferencial de *C. magellanicus* en paisajes de bosque templado de la cordillera de Nahuelbuta. Los atributos identificados resultaron ser similares con aquellos establecidos en forma previa por varios autores, pero también incorporaron otros nuevos, no detectados anteriormente. En efecto, los resultados obtenidos indican que el hábitat preferido de *C. magellanicus* corresponde a aquellas áreas que: a) presentan una alta precipitación promedio anual (1.600 mm); b) presentan una baja temperatura mínima promedio en el mes más frío (entre -2°C y -1°C); c) se encuentran distantes de plantaciones de especies exóticas (idealmente, unos 4.000 m); d) corresponden a fragmentos de bosque templado continuo, de mediano a gran tamaño (idealmente, de una superficie entre 312 y 935 ha); e) están dominados por coigüe y/o araucaria. Se estableció también que la coexistencia en forma simultánea de todas estas condiciones determina un alto rango de probabilidad de distribución de *C. magellanicus* (entre un 73,3% y 89,5%) en los bosques templados de la cordillera de Nahuelbuta, condición que sólo se cumple en un 0,22% del área de estudio, lo que representa una superficie de apenas 1.142,58 ha. Se generó también un mapa de la distribución potencial de *C. magellanicus* en la cordillera de Nahuelbuta, en el cual se identifican áreas asociadas a distintas probabilidades de ocurrencia para dicha especie. En éste, se puede apreciar que las áreas que poseen una mayor probabilidad se encuentran fundamentalmente al interior del Parque Nacional Nahuelbuta y sus alrededores, en los que existe un conjunto de propiedades pertenecientes a Forestal Mininco S.A. y Forestal Arauco S.A., todos los cuales han sido declarados Áreas de Alto Valor de Conservación (AAVC), en el contexto de la certificación conferida a dichas empresas por el Forest Stewardship Council (FSC).

En virtud de lo anterior, dichos AAVC deben ser gestionados por parte de estas dos empresas forestales con el objetivo de mantener o incrementar los valores identificados y declarados, lo cual debe ser demostrable mediante auditorías anuales y un proceso de reacreditación cada 5 años.

Esta situación descrita debiera asegurar la conservación de *C. magellanicus* en dichas propiedades. En síntesis, excepto en el caso de las propiedades privadas del sector de La Cabaña, los cuales no cuentan en la actualidad con ningún tipo de protección oficial, las áreas más importantes para la conservación de *C. magellanicus* en la cordillera de Nahuelbuta, gozan actualmente de un nivel de protección oficial, ya sea por tratarse de áreas protegidas, o bien por ser propiedades privadas cuya gestión orientada hacia la conservación debe ser mantenida en el tiempo. Se puede aseverar, por último, que estudios como este representan una herramienta útil para la conservación de especies de avifauna endémicas clave al interior de paisajes del bosque templado de Chile, como es el caso de *C. magellanicus*, sobre todo en áreas consideradas como "puntos calientes" que están siendo sometidas a una fuerte presión de uso, como es el caso de la cordillera de Nahuelbuta. Ello se refrenda por el hecho de que a escala de paisaje el presente estudio aporta bases científicas útiles para implementar un manejo forestal orientado a la conservación de especies clave de este tipo de ecosistemas, tanto en la cordillera de Nahuelbuta como de cualquier otro lugar.

## Bibliografía

- Aguayo, M.; Pauchard, A.; Azócar, G.; Parra, O.** 2009. Cambio del uso del suelo en el centro sur de Chile a fines del siglo XX. Entendiendo la dinámica espacial y temporal del paisaje. *Revista Chilena de Historia Natural*, 82: 361–374.
- Arango, X., Rozzi, R.** 2005. El Carpintero Gigante (*Campephilus magellanicus*): una especie carismática al fin del mundo. *In: Vivir en la Isla Navarino: un mundo diverso en el fin del mundo. Proyecto Biokonchil (Ministerio de Educación e Investigación, BMBF N01LM0208). Punta Arenas, Chile. pp. 47-54.*
- Arango, X.; Rozzi, R.; Massardo, F.; Anderson, F.; Ibarra, C.** 2007. Descubrimiento e implementación del Pájaro Carpintero Gigante (*Campephilus magellanicus*) como especie carismática: una aproximación biocultural para la conservación en la Reserva de Biósfera Cabo de Hornos. *Magallania*, 35(2):71-88.
- Armesto, J.; Villagrán, C.; Donoso, C.** 1994. Desde la era glacial a la industrial. La historia del bosque templado chileno. *Ambiente y Desarrollo*, 10: 66-72.
- Arroyo, M., Marquet, P., Marticorena, C., Simonetti, J., Cavieres, L., Squeo, F., Rozzi, R., Massardo, F.** 2008. El *hotspot* chileno, prioridad mundial para la conservación. *In: Rovira, J., Ugarte, J., Stutzin, M. Biodiversidad de Chile, Patrimonio y Desafíos. Comisión Nacional del medio Ambiente (CONAMA). Santiago, Chile. pp. 90-94.*
- Baldwin, R.** 2009. Use of maximum entropy modeling in wildlife research. *Entropy*, 11:854–866.
- Bennett A.** 2004. Enlazando Paisajes. El Papel de los corredores biológicos y la conectividad en la conservación de la vida silvestre. San José, Costa Rica. Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza. 276 p.

- Cavelier, J.; Tecklin, D.** 2005. Conservación de la Cordillera de la Costa: un desafío urgente en la Ecorregión Valdiviana. *In*: Smith-Ramírez; Armesto, J.; Valdovinos, C. Historia, Biodiversidad y Ecología de los bosques costeros de Chile. Editorial Universitaria. Santiago. pp. 632-641.
- Costa, G.; Nogueira, C.; Machado, R.; Colli, G.** 2010. Sampling bias and the use of ecological niche modeling in conservation planning: a field evaluation in a biodiversity *hotspot*. *Biodiversity and Conservation*, 19:883–899.
- Cunningham, H.; Rissler, L.; Apodaca, J.** 2009. Competition at the range boundary in the slimy salamander: using reciprocal transplants for studies on the role of biotic interactions in spatial distributions. *Journal of Animal Ecology*, 78:52-62.
- Díaz I., Armesto J., Reid, S., Sieving, K., Willson, M.** 2005. Linking forest structure and composition: avian diversity in sucesional forests of Chiloé Island, Chile. *Biological Conservation*, 123(1): 91-101.
- Drever, M.; Aitken, K.; Norris, A.; Martin, K.** 2008. Woodpeckers as reliable indicators of bird richness, forest health and harvest. *Biological Conservation*, 141(3): 624-634.
- Dunn, J.; Buchanan, G.; Stein, R.; Whittingham, M.; McGowan, P.** 2016. Optimising different types of biodiversity coverage of protected areas with a case study using Himalayan Galliformes. *Biological Conservation*, 196:22–30.
- Edith, J.** 2002. Quantitative methods for modeling species habitat: comparative performance and an application to Australian plants. *Ecogeography*, 31:161-175.
- Elith, J.; Leathwick, J.** 2009. Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction across Space and Time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40:677–97.

- Elith, J.; Graham, C.; Anderson, R.; Dudik, M.; Ferrier, S.; Guisan, A.; Hijmans, R.; Huettmann, F.; Leathwick, J.; Lehman, A.; Li, J.; Lohmann, L.; Loiselle, B.; Manion, C.; Moritz, G.; Nakamura, M. Nakazawa, Y.; Overton, J.; Peterson, A.; Phillips, S.; Richardson, K.; Scachetti-Pereira, R.; Schapire, R.; Soberon, J.; Williams, S.; Wisz, S.; Zimmermann, N.** 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29:129–151.
- Engler, R., Guisan, A., Rechsteiner, L.** 2004. An improved approach for predicting the distribution of rare and endangered species from occurrence and pseudo-absence data. *J. Applied Ecology*, 41: 263–274.
- ESRI.** 2015. Environmental Systems Research Institute (ESRI). <http://resources.arcgis.com> (disponible a noviembre de 2015).
- Felicísimo, A., Muñoz, J., Mateo, R., Villalba, C.** 2012. Vulnerabilidad de la flora y vegetación españolas ante el cambio climático. *Ecosistemas*, 21(3):1-6.
- Finckh, M., Frank, D., Moller, A., Paulsch, A., Thomas, S.** 1996. Análisis de las comunidades boscosas del Parque Nacional Villarrica (IX Región, Chile) y su conservación para el patrimonio cultural. Informe final del proyecto de investigación del Dpto. de Biografía, Universidad de Bayreuth, Corporación Nacional Forestal IX Región. Temuco, Chile. 114 p.
- Frank, D, M Finckh.** 1999. Estudio sobre Bioindicación del grado de alteración de los bosques de la Reserva Nacional Valdivia. Proyecto de Manejo del Bosque Nativo (CONAF/GTZ). Valdivia, Chile. 97p.
- Gallardo, B.; Aldridge, D.** 2013. Priority setting for invasive species management: risk assessment of Ponto-Caspian invasive species into Great Britain. *Ecological Applications*, 23(2): 352-364.
- GBIF.** 2015. Global Biodiversity Information Facility (GBIF). <http://www.gbif.org> (disponible a noviembre de 2015).

- González, M., Cortés, M., Izquierdo, F., Gallo, L., Echeverría, C., Bekessy, S., Montaldo, P.** 2006. *Araucaria araucana* (Molina) K. Koch. Araucaria (o), Pehuén, Pino piñonero, Pino de Neuquén, Monkey Puzzle Tree. *In*: Donoso, C. (Ed.). Las Especies Arbóreas de los Bosques Templados de Chile y Argentina. Autoecología. Marisa Cuneo Ediciones, Valdivia, Chile. pp. 36–53.
- Guisan, A.; Zimmermann, N.** 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135: 147–186.
- Ibarra, T., Altamirano, T., Gálvez, N., Rojas, I., Laker, J. Bonacic, C.** 2010. Avifauna de los bosques templados de *Araucaria araucana* del sur de Chile. *Ecología Austral*, 20 (1): 33-45.
- Jaksic, F., Feinsinger, P.** 1991. Bird assemblages in temperate forests of North and South America: a comparison of diversity, dynamics, guild structure, and resource use. *Revista Chilena de Historia Natural*, 64: 491-510.
- Jaña-Prado, R., Celis-Diez, J., Gutiérrez, A., Cornelius, C., Armesto, J.** 2006. Diversidad en bosques fragmentados de Chiloé: ¿Son todos los fragmentos iguales? *In*: Grez, A., Simonetti, J., Bustamante, R. (Eds.). Biodiversidad en ambientes fragmentados de Chile: patrones y procesos a diferentes escalas. Editorial Universitaria. Santiago, Chile. pp. 159-189.
- Jara C.** 1982. *Aegla bahamondei*, new species (Crustaceae: Decapoda: Anomura) from the Coastal Mountain Range of Nahuelbuta, Chile. *Journal of Crustacean Biology*, 2: 232–238.
- Jara C.** 2005. Crustáceos del género *Aegla* (Decapoda: Anomura) en la Cordillera de la Costa: su importancia para la conservación de la biodiversidad de aguas continentales en Chile. *In*: Smith-Ramírez C., Armesto, J., Valdovinos, C. (Eds). Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. pp. 307-321.

- Jerez V.** 2005. Patrones de diversidad de Chrysomelidae (Insecta-Coleoptera) en la cordillera de la costa de Chile central y sur. *In: Smith-Ramírez C., Armesto, J., Valdovinos, C. (Eds). Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. pp. 340-351.*
- Kuemmerle, T.; Radeloff, V.; Perzanowski, K.; Kozlo, P.; Sipko, T.; Khojetsky, P.; Bashta, A.; Chikurova, E.; Parnikoza, I.; Baskin, L., Angelstam, P.; Waller, D.** 2011. Predicting potential European bison habitat across its former range. *Ecological Applications*, 21(3):830-843.
- Longoria, C.** 2008. Distribución hipotética de especies de aves y de mamíferos con categoría de riesgo en la NOM-059-SEMARNAT-2001 registradas en el Estado de Durango. Tesis para obtener el grado de Maestro en Ciencias. México D.F., México. 96 p.
- McBride. P.** 2000. Magellanic Woodpecker (*Campephilus magellanicus*) habitat selection in deciduous *Nothofagus* forests of Tierra del Fuego. Master of Science at Western Washington University Thesis. Washington, USA. 129 p.
- Merow, C.; Smith, M.; Silander, J.** 2013. A practical guide to Maxent for modeling species' distributions: what it does, and why inputs and settings matter. *Ecography*, 36: 1058–1069.
- Mittermeier, R., Turner, W., Larsen, F., Brooks, T., Gascon, C.** 2011. Global Biodiversity Conservation: The Critical Role of *Hotspots*. *In: Zachos F., Habel, J. (Eds.). Biodiversity Hotspots. Distribution and Protection of Conservation Priority Areas. Springer. Berlín, Alemania. 546 p. 4.3.1-*
- Moreira-Arce, D., Vergara, P., Boutin, S., Simonetti, J.** 2015. Native forest replacement by exotic plantation triggers in prey selection of mesocarnivores. *Biological Conservation*, 192: 258-267.



- Moreno, R.; Zamora, R.; Molina, J., Vásquez, A.; Herrera, M.** 2011. Predictive modeling of microhabitats for endemic birds in South Chilean temperate forest using Maximum entropy (Maxent). *Ecological Informatics*, 6:364–370.
- Myers, N., Mittermeier, R., Mittermeier, C., da Fonseca, G., Kent, J.** 2000. Biodiversity *hotspots* for conservation priorities. *Nature*, 403: 853-858.
- Ojeda, V.** 2004. Breeding biology and social behaviour of Magellanic Woodpeckers (*Campephilus magellanicus*) in Argentine Patagonia. *European Journal of Wildlife Research*, 50(1): 18-24.
- Ojeda, V., Chazarreta, L.** 2014. Home range and habitat use by Magellanic Woodpeckers in an old-growth forest of Patagonia. *Canadian Journal of Forest Research*, 44 (10), 1265-1273.
- Ojeda, V., Chazarreta, M., Pozzi, C.** 2011. El Carpintero Gigante: especie clave del bosque andino patagónico. *Desde la Patagonia, difundiendo saberes*, 8 (11): 8-17.
- Ojeda V.; Suárez, M.; Kitzberger, T.** 2007. Crown dieback events as key processes creating cavity habitat for magellanic woodpeckers. *Austral Ecology*, 32(4): 436-445.
- Olson, D., Dinerstein, E., Wikramanayake, E., Burgess, N., Powell, G., Underwood, E., D'Amico, J., Itoua, I., Strand, H., Morrison, J., Loucks, C., Allnutt, T., Ricketts, T., Kura, Y., Lamoreux, J., Wettengel, W., Hedao, P., Kassem, K.** 2001. Terrestrial ecoregions of the world: a new map of life on Earth. *Bioscience*, 51(11):933-938.
- Orellana, C.** 2000. Modelo de Adecuación de Hábitat (HSI Model) para el Carpintero Negro (*Campephilus magellanicus*). Tesis Título de Médico Veterinario. Universidad Santo Tomás. Santiago, Chile. 61 p.
- Ortiz J., Ibarra-Vidal H.** 2005. Anfibios y reptiles de la cordillera de Nahuelbuta. *In: Smith-Ramírez C., Armesto J., Valdovinos C. (Eds). Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile.* Editorial Universitaria, Santiago, Chile. pp. 427-440.

- Ortiz J., Ibarra-Vidal H., Formas R.** 1989. A new species of *Eupsophus* (Anura: Leptodactylidae) from Contulmo, Nahuelbuta Range, Southern Chile. *Proceedings of the Biological Society of Washington*, 102: 1031–1035.
- Phillips, S., Anderson, R., and Schapire, R.** 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190: 231–259.
- Pineda; E.; Lobo, J.** 2009. Assessing the accuracy of species distribution models to predict amphibian species richness patterns. *Journal of Animal Ecology*, 78: 182-190.
- Plischoff, P.; Fuentes-Castillo, T.** 2011. Modelación de la distribución de especies y ecosistemas en el tiempo y en el espacio: una revisión de las nuevas herramientas y enfoques disponibles. *Revista de Geografía Norte Grande*, 48: 61-79.
- Rodríguez, S.** 2001. Análisis preliminar de cavidades arbóreas de Carpintero Negro (*Campephilus magellanicus*) en el Parque Nacional Nahuelbuta, IX Región, Chile. Tesis Medicina Veterinaria, Universidad de Concepción. Chillán, Chile. 59 p.
- Rozzi R., Martínez, M., Willson, M., Sabag, C.** 1996. Avifauna de los bosques templados de Sudamérica. In: Armesto J, Villagrán, C., Arroyo, M. (Eds.). *Ecología de los Bosques Nativos*. Editorial Universitaria. Santiago, Chile. pp. 135-154.
- Saavedra, M.** 2009. Proyecto de Conservación Carpintero Grande (*Campephilus magellanicus* (King, 1828)). Informe Final Convenio Corporación Nacional Forestal (CONAF) y Kodak Chile S.A.F. Temuco, Chile. 130 p.
- Shao, G.; Duncan, B.** 2007. Effects of band combinations and GIS masking on fire-scar mapping at local scales in east-central Florida, USA. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 33 (4): 250-259.

- Soto, D; Lara, A.** 2001. Servicios ecosistémicos de los bosques nativos. *In:* Primack, R.; Feisinger, P.; Dirzo, R.; Massardo, F. Fundamentos de Conservación Biológica. Fondo de Cultura Económica. México, México. pp. 295-302.
- Vergara P.; Schlatter, R.** 2006. Aggregate retention in two Tierra del Fuego *Nothofagus* Forests: Short term effects on bird abundance. *Forest Ecology and Management*, 225 (1-3): 213–224.
- Villagrán, C., Armesto, J.** 1993. Full and late glacial paleoenvironmental scenarios for the west coast of Southern America. Mooney, H., Fuentes, E., Kronberg, B. (Eds.). Academic Press. New York, USA. pp. 195-207.
- Virkkala, R.** 2006. Why study woodpeckers? The significance of woodpeckers in forest ecosystems. *Annales Zoologici Fennici*, 43(3): 82-85.
- Walpole, M.; Leader-Williams, N.** 2002. Tourism and flagship species in conservation. *Biodiversity and Conservation*, 11(3): 543-547.
- Wellenreuther, M.; Larson, K.; Svensson, E.** 2012. Climatic niche divergence or conservatism? Environmental niches and range limits in ecologically similar damselflies. *Ecology*, 93(6):1353-1366.
- Willson, M., de Santo, T., Sabag, C., Armesto, J.** 1994. Avian communities of fragmented South-temperate rainforest in Chile. *Conservation Biology*, 8 (2): 508 – 520 p.
- Wisz, M.; Hijmans, R.; Li, J.; Peterson, A.; Graham, C.; Guisan, A.; N.P.S. Distributions.** 2008. Effects of sample size on the performance of species distribution models. *Diversity and Distributions*, 14:763-773.
- Wolodarsky-Franke, A., Díaz Herrera. S.** 2011. Cordillera de Nahuelbuta. Reserva mundial de biodiversidad. World Wildlife Foundation (WWF), Valdivia, Chile. 56 p.
- WorldClim.** 2015. WorldClim-Global Climate Data. <http://www.worldclim.org/bioclim> (disponible a noviembre de 2015).



## **Capítulo V**

**Nuevo registro sobre el hábitat de alimentación de  
Carpintero Negro (*Campephilus magellanicus* King 1828)  
en la región de Los Lagos, Chile**



## Capítulo V. Nuevo registro sobre el hábitat de alimentación de Carpintero Negro (*Campephilus magellanicus* King 1828) en la Región de Los Lagos, Chile

### Resumen

El presente estudio provee una primera evidencia que demuestra la presencia de *C. magellanicus* alimentándose en un huerto de manzano compuesto por individuos de mediano tamaño en altura y diámetro a la altura del pecho (DAP). Ello es concordante con el hecho que el manzano es una de las especies hospederas del gusano de tebo, el cual a su vez es uno de los alimentos preferidos de *C. magellanicus*. Este hallazgo constituye una demostración de la plasticidad fenotípica de *C. magellanicus* en relación a su hábitat de alimentación, por cuanto el presente registro demuestra que puede alimentarse también en ecosistemas cultivados, tema que constituye el motivo principal de esta nota.

*Palabras clave:* *Campephilus magellanicus*, *Malus domestica*, *Chilecomadia* sp, hábitat de alimentación, plasticidad fenotípica.

### 5.1.- Introducción

*C. magellanicus* es una especie de avifauna nativa que habita en bosques templados de Chile y Argentina (Willson y Armesto, 2004). Su importancia ecológica es múltiple, pues está considerada como una especie “clave” (Paine, 1995; Frank y Finckh, 1999; Mikusinski *et al.*, 2001; Virkkala, 2006; Beaudoin y Ojeda, 2011; Ojeda y Chazarreta, 2014), “paraguas” (Arango *et al.*, 2007) y “carismática” o “emblemática” (Walpole y Leader-William, 2002). En Chile, esta especie se distribuye desde la Reserva Nacional Roblería del Cobre de Loncha (región Metropolitana) hasta la parte sur del Canal Beagle (región de Magallanes) (Rozzi *et al.*, 1996; Araya y Millie, 1996; Martínez y González, 2004; Jaramillo, 2005). En la República Argentina, se le encuentra desde el norte de la provincia de Neuquén hasta el extremo austral de la patagonia insular, al sur del canal Beagle (Narosky e Yzurieta, 2010).

Los conceptos de nicho ecológico (Begon *et al.*, 2006) y hábitat (Storch, 2002) son paradigmas clave en ecología y es por ello de vital importancia distinguirlos claramente. En este contexto, el presente estudio tiene que ver con el hábitat de alimentación de *C. magellanicus*, tanto a nivel de ecosistema forestal (el bosque), denominado hábitat propiamente tal, y a nivel de paisaje, que corresponde al mesohábitat (Estades, 2007; Huggett, 2004).

El género *Chilecomadia* (Lepidoptera: Cossidae) presenta varias especies en Chile, pero en atención a su importancia económica como plagas en frutales, árboles forestales y ornamentales (González, 1989; Prado, 1991; Artigas, 1994; Klein y Waterhouse, 2000; Ripa, 2008) destacan especialmente *Chilecomadia valdiviana* (Philippi) y *Chilecomadia moorei* (Silva).

Entre las distintas especies arbóreas nativas de Chile que *Chilecomadia spp* utiliza como hospedero, se encuentran: coigüe (*Nothofagus dombeyi* Mirb. Oerst.), lenga (*Nothofagus pumilio* Poepp. et Endl. Krasser), ñirre (*Nothofagus antarctica* G. Forster Oerst.), trevo (*Dasyphyllum diacanthoides* (Less. Cabrera) y tineo (*Weinmannia trichosperma* Cav.). También puede utilizar como hospedero algunas especies forestales exóticas, como por ejemplo: eucalipto nitens (*Eucalyptus nitens* H.Deane & Maiden), sauce mimbre (*Salix viminalis* L.), aramo australiano (*Acacia melanoxylon* R.Br.), roble europeo común (*Quercus robur* L.) y olmo péndulo (*Ulmus glabra* Hudson) (Prado, 1991; Artigas, 1994).

La especie *C. valdiviana* es conocida como gusano del palto y es un insecto cuya larva puede utilizar como hospedero varias especies de frutales, como manzano (*Malus domestica* Borkh.), pera (*Pyrus communis* L.), membrillo (*Cydonia oblonga* Muller), níspero (*Mespilus germanica* L.), olivo (*Olea europaea* L.) y palto (*Persea americana* Mill.), así como también especies forestales y ornamentales (González, 1989; Prado, 1991; Artigas, 1994; Rojas y Gallardo, 2004; Aguayo *et al.*, 2008). La segunda especie, *C. moorei*, conocida como gusano del tebo, ataca varias especies frutales, como manzano, membrillo y palto, pero también varias especies forestales y ornamentales.



## 5.2.- Observaciones

A fines de febrero de 2015, al interior de un pequeño huerto frutal de manzano (2.600 m<sup>2</sup> de superficie), ubicado en la localidad de Segundo Corral, valle del río Puelo, comuna de Cochamó, en la precordillera de los Andes de la Región de Los Lagos, Chile (42°04'03'' S y 71°51'24'' O) (Figura 1), se observaron dos ejemplares adultos de *C. magellanicus* alimentándose de larvas de *Chilecomadia sp.*

Esta detección se explica porque el manzano es una especie hospedera habitual de *Chilecomadia sp.*, cuya larva a su vez es uno de los alimentos favoritos de *C. magellanicus* y está presente durante todo el año en este hospedero (Cerdeira *et al.*, 2000; Saavedra, 2009). Debido al pequeño DAP que poseen los árboles de manzano (10-20 cm), *C. magellanicus* puede extraer fácilmente las larvas de *Chilecomadia sp.* (Figura 5.2) y es posible que ante esta característica recurra a este tipo de fuente alimenticia cuando está disponible dentro de su hábitat de alimentación.

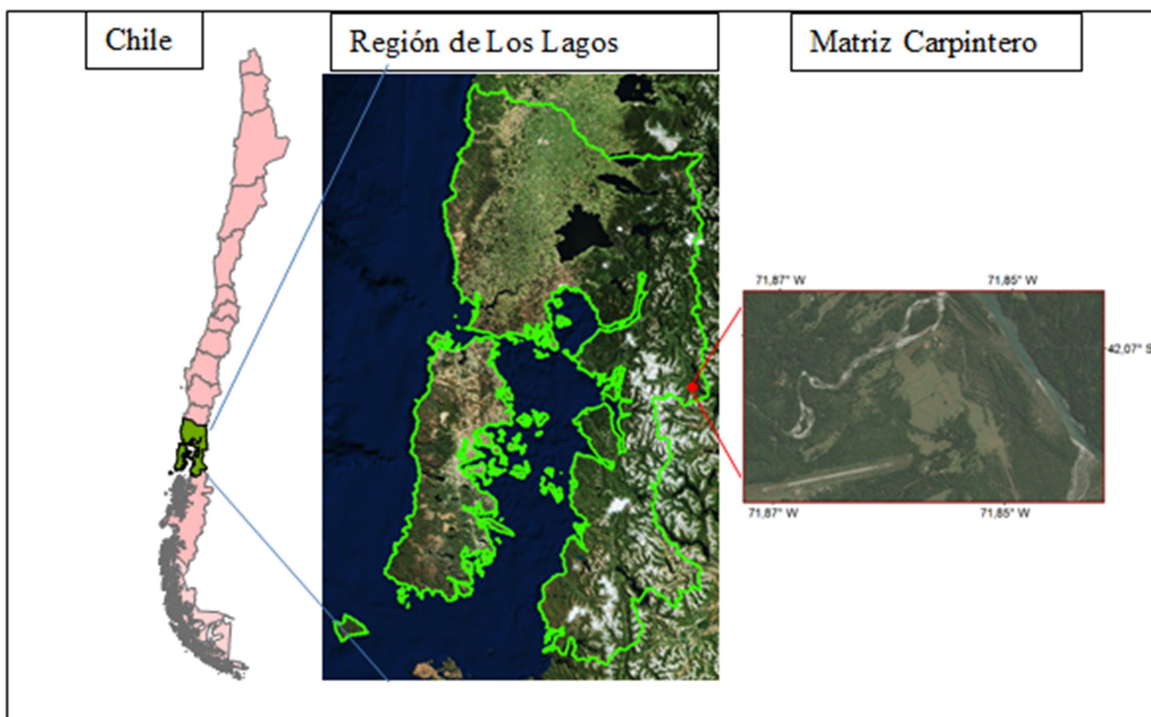


Figura 5.1. Ubicación geográfica del registro

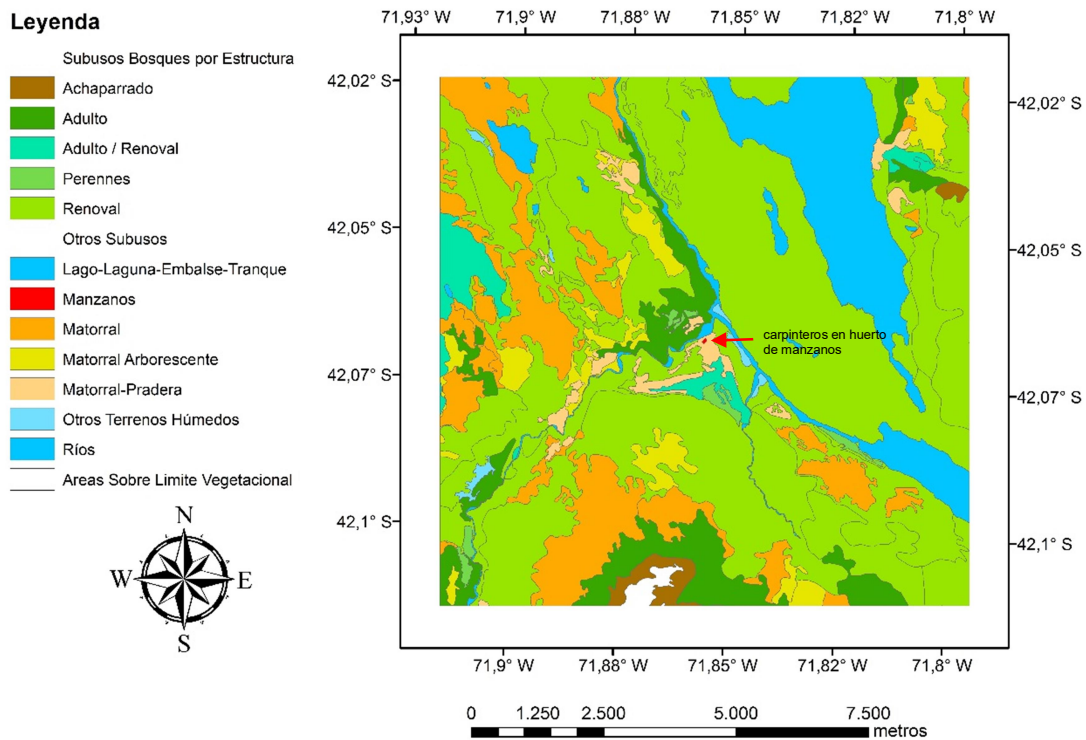


**Figura 5.2.** Grado de desarrollo en altura y diámetro de los árboles de manzano

A partir de observaciones hechas en el terreno misma, complementada con información contenida en el Catastro de Bosque Nativo (CONAF/UACH, 2014), se pudo establecer que dicho huerto está inserto en un paisaje dominado por una matriz netamente forestal, conformada por bosque nativo en estado de renoval, el cual está compuesto por canelo (*Drimys winteri* J.R. et G. Forster), radial (*Lomatia hirsuta* Lam. Diels ex Macbr.), arrayán (*Luma apiculata* DC. Burret.), coigüe (*Nothofagus dombeyi* Mirb. Oerst.) y ciprés de la cordillera (*Austrocedrus chilensis* D. Don Pic.Serm.).

A su vez, al interior de dicha matriz se encuentran también algunos fragmentos de matorral dominado por maqui (*Aristotelia chilensis* Mol. Stuntz.), radial (*Lomatia hirsuta* Diels ex J.F.Macbr.) y mosqueta (*Rosa moschata* Herrm.), como asimismo fragmentos de bosque nativo en estado adulto, dominados por ulmo (*Eucryphia cordifolia* Cav.), coigüe, coigüe de Chiloé (*Nothofagus nitida* Phil. Krasser), lenga (*Nothofagus pumilio* Poepp. & Endl. Krasser), alerce (*Fitzroya cupressoides* Molina I.M.Johnst.) y ciprés de las Guaytecas (*Pilgerodendron uviferum* (Don Florín).

Además, se puede apreciar la presencia esporádica de fragmentos que corresponden a humedales, praderas, matorral-pradera y huertos frutales, entre otros (Figura 5.3).



**Figura 5.3.** Conformación del paisaje en el área del registro

**Fuente:** Elaboración propia

Los individuos de *C. magellanicus* observados en este lugar corresponden a un macho y una hembra adultos, los cuales visitaron el huerto de manzano, detectaron la presencia de larvas de *Chilecomadia sp* y procedieron a efectuar picoteos en la parte alta de los troncos de los árboles con el fin de extraer sus larvas. En esta tarea de alimentación estuvieron comprometidos ambos individuos, hasta que regresaron al bosque nativo, después de varios minutos de arduo trabajo (Figura 5.4 a y b).



**Figura 5.4.** Individuos adultos de *C. magellanicus* macho (a) y hembra (b) alimentándose de larvas de *Chilecomadia* sp en árboles de manzano

### 5.3.- Discusión

La literatura científica establece que tanto en Chile como en Argentina el hábitat de alimentación preferencial de *C. magellanicus* corresponde a bosques templados maduros dominados por especies de *Nothofagus spp* (McBride, 2000; Vallejos, 2010). A su vez, está documentado que al interior de este tipo de ecosistema, *C. magellanicus* requiere ciertas estructuras clave, como árboles vivos de gran tamaño en altura y diámetro (individuos emergentes), tocones y cubierta de bambú (*Chusquea spp*) en el sotobosque, así como también la presencia de detritos leñosos gruesos (árboles percha o muertos en pie) (Vergara y Schlatter, 2004; Díaz *et al.*, 2005; Vergara y Schlatter, 2006; Jaña-Prado *et al.*, 2006; Ojeda y Chazarreta, 2014).

En tanto, a nivel de paisaje, el hábitat de alimentación de *C. magellanicus* en Tierra del Fuego (54° 06' S y 69° 21' O) corresponde a bosque maduro denso ubicado en sitios de mediana altitud, con una composición mixta de especies, preferentemente localizados a lo largo de cursos de agua y ecotonos (Hughes, 2009).

Las especies arbóreas preferidas por *C. magellanicus* para alimentarse, dormir y/o anidar, ya sea a nivel de ecosistema como de paisaje, corresponden a representantes del género *Nothofagus*; sobre todo coigüe y ñirre (Ojeda y Chazarreta, 2014), las que son muy abundantes en el área de estudio.

Al interior de bosques nativos en estado adulto o renoval y en paisajes forestales, *C. magellanicus* obtiene su alimento picoteando troncos y cortezas de árboles aparentemente sanos y escarbando también en árboles con evidente pudrición, como asimismo alimentándose directamente sobre el suelo. *C. magellanicus* elige para alimentarse unas 23 especies arbóreas nativas diferentes, preferentemente del género *Nothofagus*, así como también algunas especies exóticas, como encinos (*Quercus sp*), pino ponderosa (*Pinus ponderosa*) y álamo (*Populus sp*) (Saavedra, 2009).

El alimento que encuentra *C. magellanicus* mediante búsqueda en árboles corresponde a larvas y adultos de insectos xilófagos, como coleóptero del coigüe (*Cheloderus childreni* Gray), coleóptero de la lengua (*Cheloderus peñai* Kuschel), taladrador del roble (*Holopterus chilensis* Blanchard), gusano blanco de la lengua (*Microplophorus magellanicus* Blanchard), gusano de tebo (*Chilecomadia valdiviana* Philippi), gusano de tebo (*Chilecomadia moorei* Silva) y calvertius (*Calvertius tuberosus* (Faimaire & Germain), entre otras (Rozzi *et al.*, 1996; Ojeda, 2004).

*C. magellanicus* también se alimenta de arácnidos, hormigas (*Camponotus sp*), termitas (*Kaloterme sp*) y de varias especies de vertebrados, incluyendo murciélagos, lagartijas del género *Liolaemus* (Ojeda 2003), huevos y polluelos de otras especies de aves (Ojeda y Chazarreta, 2006). También consume otros invertebrados, como ortópteros, blattáridos, pseudoescorpiones y oribátidos, bayas de especies arbustivas, como el saloll (*Berberis serrato-dentata* Lechl.) y maitén (*Maytenus boaria* Molina) y también savia de especies arbóreas, como del coigüe de Magallanes (*Nothofagus betuloides* Mirbel Oesrted) (Schlatter y Vergara, 2005).

Considerando la dieta tan amplia y variada que consume *C. magellanicus* debe ser considerada como una especie omnívora (Winkler *et al.*, 1995; Del Hoyo *et al.*, 2002; Saavedra, 2009). No obstante lo anterior, *C. magellanicus* es considerada como una especie consumidora especializada de larvas y escarabajos xilófagos (Rozzi *et al.*, 1996 Ojeda, 2004).

Ampliando los antecedentes anteriormente expuestos, el hábitat de alimentación de *C. magellanicus* observado en el presente estudio corresponde a un huerto de manzano, lo que demuestra que dicha especie posee un comportamiento muy plástico dentro del área del hallazgo.

En efecto, *C. magellanicus* puede alimentarse también en árboles hospederos que corresponden a especies exóticas (manzano), cuando éstos presentan larvas de insectos nativos que constituyen parte de su dieta, como es el caso *Chilecomadia* sp. Además, los individuos de manzano presentan una mayor facilidad para la alimentación de *C. magellanicus*, debido a su menor desarrollo en altura y DAP, comparado con los árboles nativos, por lo que es más fácil la extracción de larvas.

Según Vergara *et al.* (2015), *C. magellanicus* posee dos estrategias de alimentación: la estrategia denominada “de arriba hacia abajo”, cuyas decisiones de movimiento responden principalmente a la información memorizada en parches de bosque; y la estrategia “de abajo hacia arriba”, mediante el desarrollo de movimientos aleatorios, puramente exploratorios, que resultan de las experiencias de búsqueda de alimento en árboles a gran escala. Según dichos autores, el uso combinado de la memoria espacial y la exploración aleatoria benefician considerablemente a los carpinteros que se alimentan en paisajes con bajos niveles de fragmentación.

Tal es el caso de *C. magellanicus*, especie que como se ha demostrado, tiene la capacidad de reconocer su alimento en árboles frutales, todo lo cual podría ser indicativo de la gran plasticidad fenotípica, *sensu* Begon *et al.* (2006) observada en *C. magellanicus* en el área de estudio.

Este nuevo conocimiento, representa una excelente noticia para la conservación de *C. magellanicus*, pues permitiría implementar a futuro nuevas estrategias de manejo, como la posibilidad de enriquecer su hábitat de alimentación mediante plantación y manejo extensivo de árboles frutales exóticos que sean hospederos de larvas de insectos que constituyan la dieta de *C. magellanicus*, como es el caso del manzano. Por otra parte, *C. magellanicus* también podría servir de control biológico de *Chilecomadia sp* en huertos extensivos de manzano que se encuentren en las cercanías de fragmentos o parches de bosque nativo, ayudando a solucionar los problemas que presenta esta especie frutal en Chile.

#### **5.4.- Conclusiones**

Este nuevo registro de individuos adultos de *C. magellanicus* alimentándose de larvas de *Chilecomadia sp* al interior de un huerto de manzano manejado en forma extensiva dentro de una matriz netamente forestal, representa un aporte al conocimiento de la especie, por cuanto demuestra que su hábitat de alimentación posee una mayor plasticidad fenotípica que la conocida en la actualidad. Además, con este nuevo hallazgo las estrategias de manejo orientadas a su conservación se amplían, pues sería posible enriquecer el hábitat de alimentación de *C. magellanicus* mediante plantación y manejo extensivo de árboles frutales exóticos que sean hospederos de larvas de insectos que constituyan la dieta de *C. magellanicus*, como es el caso del manzano.

## Bibliografía

- Aguayo, J.; Alvarado, A.; Cerda, L.; Emanuelli, P.; Kirkendall, L.; Sartori, A.** 2008. Manual de Plagas y Enfermedades del Bosque Nativo en Chile. FAO. Gobierno de Chile: Ministerio de Agricultura CONAF. Imprenta Malval LTDA. Santiago, Chile. 240p.
- Arango X.; Rozzi, R.; Massardo, F.; Anderson, F.; Ibarra, C.** 2007. Descubrimiento e implementación del Pájaro Carpintero Gigante (*Campephilus magellanicus*) como especie carismática: una aproximación biocultural para la conservación en la Reserva de Biósfera Cabo de Hornos. *Magallania*, 35 (2):71-88.
- Araya, B.; Millie, G.** 1996. Guía de Campo de las Aves de Chile. Editorial Universitaria. Santiago, Chile. 386 p.
- Artigas, J.** 1994. Entomología económica: insectos de interés agrícola, forestal, médico y veterinario (Nativos, introducidos y susceptibles de ser introducidos). Vol. II. Ediciones Universidad de Concepción. Concepción, Chile 943p.
- Beaudoin, F.; Ojeda, V.** 2011. Nesting of Rufous-Legged Owls in Evergreen Forests. *Journal of Raptor Research*, 45 (3):272-274. 2011.
- Begon M.; Townsend, C.; Harper, J.** 2006. Ecology. From Individuals to Ecosystems. Blackwell Publishing. 4th Edition. London, U.K. 759 p.
- Cerda, L; Angulo, A.; Durán, D.; Olivares, T.** 2000. Insectos asociados a bosques del centro sur de Chile. In: Baldini, A.; Pancel, L. (Eds.). Agentes de daño en el bosque nativo. Santiago, Chile. Editorial Universitaria. pp. 201–280.
- CONAF/UACH.** 2014. Monitoreo de cambios, corrección cartográfica y actualización del Catastro de Recursos Vegetacionales Nativos de la Región de Los Lagos. Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales. Valdivia, Chile. 54 p.



- Del Hoyo, J.; Elliott, A.; Sargatal, J.** (Eds.). 2002. Handbook of the birds of the world. Volume 7, Jacamars to Woodpeckers. Lynx Edicions. Barcelona, España. 613 p.
- Díaz I.; Armesto J.; Reid, S.; Sieving, K.; Willson, M.** 2005. Linking forest structure and composition: avian diversity in sucesional forests of Chiloé Island, Chile. *Biological Conservation*, 123 (1): 91-101.
- Estades, C.** 2007. Manejo de Fauna Silvestre. *In*: Hernández, J., De la Maza, C., Estades, C. (Eds.). Biodiversidad: Manejo y Conservación de Recursos Forestales. Editorial Universitaria. Santiago, Chile. pp. 544-566.
- Frank, D.; Finckh, M.** 1999. Estudio sobre bioindicación del grado de alteración de los bosques de la Reserva Nacional Valdivia. Proyecto de Manejo del Bosque Nativo (CONAF/GTZ). Valdivia, Chile. 97p.
- González, R.** 1989. Insectos y Ácaros de importancia Agrícola y Cuarentenaria en Chile. Universidad de Chile. Ograma S.A. Santiago, Chile. 310 p.
- Hughes, A.** 2009. Expert driven habitat suitability modelling for the Magellanic Woodpecker in Karukinka Natural Park, Tierra del Fuego, Chile. Master of Science Degree in Geographical Information Science Thesis. Birkbeck College, University of London. London, UK. 70 p.
- Huggett, R.** 2004. Fundamentals of Biogeography. Routledge, U.K. 439 p.
- Jaña-Prado, R.; Celis-Diez, J.; Gutiérrez, A.; Cornelius, C.; Armesto, J.** 2006. Diversidad en bosques fragmentados de Chiloé: ¿Son todos los fragmentos iguales? *In*: Grez, A., Simonetti, J., Bustamante, R. (Eds.). Biodiversidad en ambientes fragmentados de Chile: patrones y procesos a diferentes escalas. Editorial Universitaria. Santiago, Chile. pp. 159-189.
- Jaramillo, A.** 2005. Aves de Chile. Lynx Edicions. Barcelona, España. 240 p.
- Klein, C.; Waterhouse, D.** 2000. Distribución e importancia de los artrópodos asociados a la agricultura y silvicultura en Chile. CIRO Australia. 231p.

- Martínez, D.; González, G.** 2004. Las aves de Chile. Nueva Guía de Campo. Imprenta Salesianos S.A. Santiago, Chile. 620 p.
- McBride, P.** 2000. Magellanic Woodpecker (*Campephilus magellanicus*) habitat selection in deciduous *Nothofagus* forests of Tierra del Fuego. Master of Science at Western Washington University Thesis. Washington, USA. 129 p.
- Mikusinski, G.; Gromadzki, M.; Chylarecki, P.** 2001. Woodpeckers as indicators of forest bird diversity. *Conservation Biology*, 15: 208-217.
- Narosky, T.; Yzurieta, T.** 2010. Guía de aves de Argentina y Uruguay. Vázquez Mazzini (Eds.). Buenos Aires, Argentina. 432 p.
- Ojeda, V.** 2003. Magellanic Woodpecker Frugivory and Predation on a Lizard. *The Wilson Bulletin* 115 (2): 208 - 210.
- Ojeda, V.** 2004. Breeding biology and social behaviour of Magellanic Woodpeckers (*Campephilus magellanicus*) in Argentine Patagonia. *European Journal of Wildlife Research*, 50 (1): 18-24.
- Ojeda, V.; Chazarreta, M.** 2006. Provisioning of Magellanic Woodpecker (*Campephilus magellanicus*) Nestlings with Vertebrate Prey. *The Wilson Journal of Ornithology*, 118 (2):251-254.
- Ojeda, V.; Chazarreta, L.** 2014. Home range and habitat use by Magellanic Woodpeckers in an old-growth forest of Patagonia. *Canadian Journal of Forest Research*, 44 (10): 1265-1273.
- Paine, R.** 1995. A conversation on refining the concept of keystone species. *Conservation Biology*, 9 (4): 962–964.
- Prado, E.** 1991. Artrópodos y sus enemigos naturales asociados a plantas cultivadas en Chile. Instituto de Investigaciones Agropecuarias. Serie Boletín Técnico No 169. Santiago, Chile. 207p.

- Ripa, R. 2008.** Polillas y mariposas: Orden Lepidoptera, familias *Tortricidae*, *Gracillariidae*, *Pyralidae*; *Noctuidae*, *Psychidae*; *Oecophoridae*, *Cossidae*. Ripa, P, Larral (eds) Manejo de plagas en paltos y cítricos. Colección Libros INIA N°23. Santiago, Chile. pp 227-238.
- Rojas, E. y R. Gallardo 2004.** Manual de insectos asociados a maderas en la zona sur de Chile. Servicio Agrícola y Ganadero. División Protección Agrícola. Gobierno de Chile. Ministerio de Agricultura. Servicio Agrícola y Ganadero (SAG). Santiago, Chile. 64p.
- Rozzi R.; Martínez, M.; Willson, M.; Sabag, C. 1996.** Avifauna de los bosques templados de Sudamérica. *In*: Armesto J, Villagrán, C., Arroyo, M. (Eds.). Ecología de los Bosques Nativos. Editorial Universitaria. Santiago, Chile. pp. 135-154.
- Saavedra, M. 2009.** Proyecto de Conservación Carpintero Grande (*Campephilus magellanicus* (King, 1828). Informe Final Convenio Corporación Nacional Forestal (CONAF) y Kodak Chile S.A.F. Temuco, Chile. 130 p.
- Schlatter, R.; Vergara, P. 2005.** Magellanic Woodpecker (*Campephilus magellanicus*) sap feeding and its role in the Tierra del Fuego forest bird assemblage. *Journal of Ornithology*, (146): 188-190.
- Storch, I. 2002.** Linking a multiscale habitat concept to species conservation. *In*: Bissonette, J., Storch, I. (Eds.). Landscape ecology and resource management: linking theory with practice Island Press. Washington D.C., USA. pp. 303-320.
- Vallejos, G. 2010.** Estudio de hábitat de *Campephilus Magellanicus* en Sierras de Bellavista, Chile central: propuesta para su conservación. Tesis Magíster en Áreas Silvestres y Conservación de la Naturaleza. Universidad de Chile. Santiago, Chile. 99 p.
- Vergara, P.; Schlatter, R. 2004.** Magellanic Woodpecker (*Campephilus magellanicus*) abundance and foraging in Tierra del Fuego, Chile. *Journal of Ornithology*, 145: 343–351.

- Vergara, P.; Schlatter, R.** 2006. Aggregate retention in two Tierra del Fuego Nothofagus forests: Short-term effects on bird abundance. *Forest Ecology and Management*, 225: 213–224.
- Virkkala, R.** 2006. Why study woodpeckers? The significance of woodpeckers in forest ecosystems. *Annual Zoological Fennici*, 43 (3): 82-85.
- Walpole M.; Leader-Williams, N.** 2002. Tourism and flagship species in conservation. *Biodiversity and Conservation*, 11 (3): 543-547.
- Willson, M.; Armesto, J.** 2004. Efectos de la fragmentación de bosques para las aves de los bosques australes chilenos. *Revista Ambiente y Desarrollo*, 19 (3 y 4): 54-59.
- Winkler, H.; Christie, D.; Nurney, D.** 1995. Woodpeckers: A Guide to the Woodpeckers, Piculets and Wrynecks of the World. Pica Press. USA. 416 p.

**Capítulo VI**  
***Conclusiones Generales***



## Capítulo VI. Conclusiones Generales

1. Al interior de la Ecorregión Valdiviana de Chile, los bosques templados de la cordillera de Nahuelbuta son reconocidos internacionalmente por su alto grado de endemismo a nivel de especies. No obstante, es un ecosistema que históricamente ha sido poco protegido, generándose fuertes procesos de fragmentación y empobrecimiento ecológico, debido a una masiva sustitución de sus bosques originales. En la actualidad, se observa un cambio significativo de esta tendencia respecto al bosque nativo remanente en dicha área, que pertenece a grandes empresas forestales. Estas últimas, han incorporado la certificación forestal en su política de gestión, lo que ha redundado en el mantenimiento del recurso forestal original (capítulos I y IV).
2. En los bosques templados de Chile habita el carpintero negro (*Campephilus magellanicus* King 1828), especie de avifauna endémica catalogada en categoría vulnerable en dicho país y cuya importancia ecológica es múltiple, siendo reconocida como una especie clave, paraguas y emblemática. El uso especializado que *C. magellanicus* hace de su entorno, permitió la caracterización analítica y objetiva del hábitat de alimentación de esta especie, a nivel de paisaje y de ecosistema forestal, definiendo así una línea de base científica, útil para futuros estudios (capítulos II y IV).
3. A nivel de ecosistema, los resultados indican que existen ciertos atributos estructurales de la vegetación que están correlacionados directamente con el hábitat de alimentación de *C. magellanicus*, como es el caso de la cobertura de los árboles dominantes, la cobertura herbácea y el estado de descomposición de los árboles en pie. A nivel de paisaje, el presente estudio ha caracterizado el hábitat de alimentación de *C. magellanicus* en función de la precipitación, temperatura, distancia a plantaciones con especies exóticas, tamaño del fragmento de bosque templado continuo y especies dominantes (capítulos III y IV).

4. Las áreas más importantes para la conservación de *C. magellanicus* en la zona de estudio, pertenecen o son gestionadas por el Estado, en donde existe un buen nivel de protección oficial. La restante superficie, presenta una diferenciación del nivel de conservación de la especie, según régimen de propiedad y tamaño de ella. En las propiedades de grandes empresas forestales, sus propias políticas de gestión permiten una adecuada protección de la especie.
5. Las situaciones menos seguras corresponden a aquellos territorios pertenecientes a empresas pequeñas o medianas, en la que no es posible asegurar medidas mínimas de conservación de la fauna asociada al bosque nativo, por la inexistencia de una legislación forestal específica (capítulos I y IV).
6. Por primera vez, se describe a *C. magellanicus* como consumidor de larvas de *Chilecomadia sp* (gusano de tebo) en un huerto de manzano, lo que demuestra la gran plasticidad fenotípica que posee esta especie. Este hallazgo abre opciones a futuras investigaciones orientadas al diseño de nuevas estrategias de manejo para la conservación de *C. magellanicus* (capítulo V).
7. Los resultados del presente estudio aportan antecedentes científicos clave para un manejo forestal orientado a la conservación del *C. magellanicus* al interior de paisajes y ecosistemas del bosque templado de Chile, como es el caso de la cordillera de Nahuelbuta.





Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica y de Montes  
Departamento de Ingeniería Forestal  
UNIVERSIDAD DE CÓRDOBA  
Marzo, 2017  
Córdoba, España