

UCH-FC
B. Ambiental
S 161P
C. 1



UNIVERSIDAD DE CHILE - FACULTAD DE CIENCIAS - ESCUELA DE PREGRADO

**“Patrones de movimiento del monito del monte
(*Dromiciops gliroides*) en hábitats nativos y
transformados: consecuencias para la dispersión de
semillas”**

Seminario de Título entregado a la Universidad de Chile en cumplimiento parcial de los requisitos para optar al Título de Bióloga Ambiental

Daniela Andrea Salazar Rodríguez

Director del Seminario de Título: Dra. Carezza Botto

Co-Director del Seminario de Título: Dr. Francisco Fontúrbel

Junio 2015
Santiago - Chile



INFORME DE APROBACIÓN SEMINARIO DE TÍTULO

Se informa a la Escuela de Pregrado de la Facultad de Ciencias, de la Universidad de Chile que el Seminario de Título, presentado por la **Srta. Daniela Andrea Salazar Rodríguez**

“Patrones de movimiento del monito del monte (*Dromiciops gliroides*) en hábitats nativos y transformados: consecuencias para la dispersión de semillas”

Ha sido aprobado por la Comisión de Evaluación, en cumplimiento parcial de los requisitos para optar al Título de Bióloga con mención Medio Ambiente.

Director Seminario de Título:
Dra. Carezza Botto

Co-Director Seminario de Título:
Dr. Francisco Fontúrbel

Comisión revisora y evaluadora

Presidente Comisión
Dr. Claudio Veloso

Evaluador
Dra. Alejandra González



Santiago, 05 de Junio, 2015.

Hay un placer en los bosques sin senderos,
Hay un éxtasis en la orilla solitaria.
Existe una sociedad en donde nadie se entromete,
Por las profundidades del mar y la música en su rugido.
No amo menos al hombre, pero más a la naturaleza.

George Gordon Byron.

BIOGRAFÍA



Mi nombre es Daniela Andrea Salazar Rodríguez, nací el día 18 de Diciembre de 1989. Realicé mis estudios de educación básica y media en el colegio Inmaculada Concepción de Peñaflor. Ya durante la enseñanza media, comprendí que mi mayor motivación era el entendimiento de la naturaleza, es por esto que el año 2009 ingresé a la carrera de Biología ambiental con mención en medio ambiente en la Universidad de Chile, dentro de ésta pude conocer a los profesores Rodrigo Medel y Carezza Botto, quienes me permitieron incorporar más de cerca el área de la ecología evolutiva, y en especial del trabajo en terreno. Es así como conocí a Francisco Fontúrbel, a quién tuve el agrado de ayudar en la toma de datos para su tesis doctoral y post doctoral, integrándome así hace más de cuatro años en el sitio de estudio donde se realizó ésta tesis y en la comunidad que lo circunda.

Hoy finaliza un proceso iniciado desde antes de ingresar a mi pregrado, y finaliza con bastante más ambiciones que las formuladas en un inicio. Sin embargo termino infinitamente agradecida de lo enriquecedor de esta bella etapa.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco el incondicional apoyo de mis tutores, Francisco Fontúrbel, quién desde el 2012 ha sido un aporte fundamental en mi formación como bióloga y profesional y un paciente docente durante mi formación académica y a Carezza Botto, quién durante este proceso no sólo me aportó en lo profesional, sino también en lo personal al mostrarme su entrega constante como académica. A mis revisores, Alejandra González y Claudio Veloso por los importantes aportes realizados a esta tesis.

Agradezco al profesor R. Medel, por darme la oportunidad de trabajar en el laboratorio de Ecología Evolutiva, y con esto poder relacionarme con un grupo de trabajo tan íntegro y honesto. A todos mis compañeros de laboratorio, que siempre colaboraron en mis trabajos con diversos y valiosos comentarios.

Muchísimas gracias a Francisco F., Javiera M. y Francisco L. por acompañarme en esas largas y frías noches dentro del bosque para la obtención de datos.

A mis bellos y queridos amigos de la Universidad, que no sólo ayudaron a formarme y madurar como profesional, sino que fueron una alegría y enriquecimiento humano constante. A mis amigos de la vida, Paula C., Paulina Z., Jorge D. y Javier M. por sus regalones y risas de toda la vida

Infinitas gracias a Claudia y Marco, mis padres, por el apoyo y cariño incondicional entregado siempre. A mis hermanos Felipe y Camila por ser los mejores hermanos del universo. Y a mis abuelitos, por ser sólo amor éstos 25 años.

Todo este proceso hubiese sido mucho menos enriquecedor de no tener la suerte de encontrar a mi querido Ferrerin, quién me ha enseñado a mirar todo con una segunda visión y se ha convertido en el mejor compañero de vida que podría encontrar.

No puedo dejar de agradecer a La Reserva Costera Valdiviana y a The Nature Conservancy, quienes entregaron su apoyo en estadía y buena voluntad para la realización de mi tesis, al proyecto FONDECYT 3140528 (IP: Dr. Francisco Fontúrbel), mediante el cual pudimos financiar la mayor parte del proyecto. También agradezco al proyecto FONDECYT 1100339 (IP: Dr. Pedro Cattán) y a Antonella Bacigalupo por los equipos prestados para la realización de la telemetría y finalmente a la Fundación Rufford por el proyecto 14669-2 el cual apoyo financieramente también para la realización de ésta tesis.

ÍNDICE

Dedicatoria.....	ii
Biografía.....	iii
Agradecimientos.....	iv
Índice.....	vi
Lista de Tablas.....	vii
Lista de Figuras.....	vii
Resumen.....	viii
Abstract.....	iv
Introducción.....	1
Objetivos.....	4
Materiales y métodos.....	5
Sitio de estudio.....	5
Captura de individuos.....	6
Seguimiento por radiotelemetría.....	7
Ámbitos de hogar y conductas de movimiento.....	8
Agregación espacial de las plantas.....	8
Mapeo de frutos.....	9
Asociación al recurso en el hábitat transformado.....	10
Resultados.....	11
Captura de individuos.....	11
Seguimiento por radiotelemetría.....	12
Ámbito de hogar y conductas de movimiento.....	12
Agregación espacial de las plantas.....	16
Mapeo de frutos.....	17
Asociación al recurso en el hábitat transformado.....	20
Discusión.....	21
Conclusión.....	24
Bibliografía.....	25

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Áreas núcleo y ámbitos de hogar para los individuos rastreados por telemetría en los hábitats nativo y transformado.....	14
Figura 2: Regresión lineal entre la distancia recorrida por los individuos versus el tiempo transcurrido.....	16
Figura 3: Función de correlación de puntos $g(r)$ a diferentes escalas espaciales, para los hábitats nativo y transformado.....	17
Figura 4: Sobreposición de los ámbitos de hogar de los individuos, las plantas con frutos carnosos, y la cantidad de frutos expresada como una superficie predictiva de tipo Kriging.....	19

LISTA DE TABLAS

Tabla 1: Sexo, peso y tamaño de los individuos capturados.....	11
Tabla 2: Localizaciones efectivas y elipses de error para cada individuo.....	12
Tabla 3: Puntos efectivos para cada individuo y sus respectivas áreas núcleo y ámbitos de hogar.....	13
Tabla 4: Test R de Rayleigh y U Rao para cada individuo.....	15
Tabla 5: Especies de plantas con frutos carnosos maduros en el hábitat transformado.....	18

RESUMEN

El monito del monte (*Dromiciops gliroides*) es un marsupial endémico de los bosques templados de Chile, el cual es un importante dispersor de semillas para al menos 16 especies de plantas nativas de estos bosques. Se consideraba que *D. gliroides* era un especialista de bosque nativo maduro, sin embargo, se ha encontrado recientemente en bosques secundarios y en hábitats transformados compuestos de plantaciones de *Eucalyptus globulus* con abundante sotobosque nativo. *Dromiciops gliroides* es el único dispersor del muérdago hemiparásito *Tristerix corymbosus*, el cual se encuentra densamente agregado en el hábitat transformado, a diferencia del hábitat nativo. En este estudio, se siguió mediante radiotelemetría al monito del monte en los hábitats transformados y nativos, para determinar si la oferta de frutos en ambos hábitats está alterando el comportamiento del dispersor, lo cual también puede afectar a las otras especies de plantas que este marsupial consume y dispersa. No se encontraron diferencias significativas entre los ámbitos de hogar de *D. gliroides* en ambos hábitats a pesar de la mayor oferta y agregación de los frutos carnosos en el hábitat transformado, pero sí se encontró una asociación de las localizaciones estimadas de los individuos con respecto a los recursos disponibles en el hábitat transformado. Es por esto que se sugiere a *D. gliroides* como una potencial herramienta para regenerar los ambientes degradados, situación muy común en la región templada de Sudamérica.

ABSTRACT

The monito del monte (*Dromiciops gliroides*) is an endemic marsupial of the Chilean temperate rainforest, in which plays an important role as seed disperser for at least 16 native plant species. *Dromiciops gliroides* was considered as an old-growth forest specialist; however, it was recently found at second-growth forest stands and transformed habitats composed by *Eucalyptus globulus* plantations with native understory vegetation. *Dromiciops gliroides* is the only disperser of the hemiparasitic mistletoe *Tristerix corymbosus*, which is densely aggregated in transformed habitat than into the native habitat. In this study we tracked the monito del monte using telemetry in transformed and native habitats to determinate if the fleshy fruit offer in both habitats is altering its disperser behavior, which also can affect the other plant species that this marsupial consumes and disperses. There were no significant differences between habitats in terms of *D. gliroides*' home range, despite the larger and aggregated offer of fleshy fruits at the transformed habitat, but I found a significant association between the locations estimated for the tracked individuals and the available resources at the transformed habitat. These results suggest that *D. gliroides* may be an important regeneration agent for degraded habitats, which are increasingly common at the temperate region of South America.

INTRODUCCIÓN

Cerca del 80% de las angiospermas depende de animales mutualistas para dispersar sus semillas (Jordano, 1987). En este sentido, la dispersión de semillas es un proceso clave que determina el reclutamiento de las plantas y la regeneración natural de los bosques (Jordano, 2000). La interacción entre las plantas con frutos carnosos y sus dispersores depende de la estructura del hábitat, la configuración espacial de las plantas, la abundancia de los recursos y el comportamiento animal (Morales y col, 2012; Sasal & Morales, 2013). En consecuencia, se esperaría que los patrones de dispersión de semillas y reclutamiento de las plantas sean distintos en hábitats transformados, que son estructuralmente más simples que los bosques nativos, y por lo general dominados por unas pocas especies generalistas (Barlow y col, 2007).

El bosque templado de Sudamérica austral se caracteriza por poseer una biota altamente endémica y una flora que exhibe una de las más altas incidencias de polinización biótica y dispersión animal registradas para cualquier bioma templado (Aizen & Ezcurra, 1998; Armesto & Rozzi, 1989; Willson, 1991). Cerca del 85% de los géneros de plantas leñosas son visitadas y probablemente polinizadas por animales, y más del 50% de los géneros de plantas leñosas producen frutos carnosos, enfatizando la importancia que tiene la dispersión por vertebrados frugívoros (Aizen & Ezcurra, 1998; Armesto y col, 1987). En éstos bosques se encuentra un mutualismo altamente especializado que tiene lugar entre el monito del monte (*Dromiciops gliroides*), un marsupial endémico relicto que dispersa al menos 16 especies de plantas nativas, entre las que se encuentra el muérdago hemiparásito *Tristerix corymbosus*, del cual es el único dispersor legítimo por debajo de los 37° S (Amico & Aizen, 2000; Amico y col, 2009; 2011; Fontúrbel y col, 2012). Este marsupial defeca las semillas intactas sobre

ramas a las que se adhieren gracias a la viscina que las rodea, además de facilitar el establecimiento del quintral debido al pasaje de la semilla por su tracto digestivo (Amico & Aizen, 2000). Esta relación muérdago-marsupial antecedería en casi 50 millones de años a las interacciones más modernas entre distintos muérdagos y sus aves dispersoras (Reid, 1991), y es de gran relevancia en los bosques templados de Sudamérica austral, dado que este muérdago es considerando una especie clave ya que provee de alimento a los mutualistas en épocas de escasez (Aizen, 2003). La alteración o disrupción de estos mutualismos puede tener efectos en cascada, afectando a otros organismos que no participan directamente en estas relaciones (Aizen y col, 2002; Rodríguez-Cabal y col, 2007).

Dada la importancia de los mutualismos planta-animal y a la creciente perturbación antrópica a la que se están viendo sometidos los bosques templados australes, éstos se han estudiado bajo distintos escenarios (e.g., Breed y col, 2012; Gibson y col, 2012; Rodríguez-Cabal y col, 2007). Sin embargo, el estudio de estos mutualismos en un contexto de transformación del hábitat es un tema reciente y relativamente poco explorado (Fontúrbel, 2013; Matías y col, 2010; Murúa y col, 2010). Este mutualismo altamente especializado entre el marsupial y el muérdago se encontró en hábitat transformados (dominados por *Eucalyptus globulus*), pero la distribución espacial de *T. corymbosus* se encontró significativamente más agregada respecto al bosque nativo, al igual que muchas otras especies de plantas con frutos carnosos. Por consiguiente, se espera que la transformación del hábitat cambie el comportamiento del dispersor (Sasal & Morales, 2013), pero ningún estudio formal ha evaluado esto, lo cual también tendría implicaciones en conservación y restauración a nivel de ecosistemas.

Se observó la presencia del mutualismo *D. gliroides*–*T. corymbosus*, tanto en el bosque nativo como en el ambiente transformado (plantación de *Eucalyptus globulus* con sotobosque nativo). Sin embargo, en el hábitat transformado la oferta y agregación de los recursos (incluyendo varias especies de plantas con frutos carnosos que son dispersadas por aves y por *D. gliroides*) es mucho mayor que en el nativo, lo que podría modificar la conducta de movimiento de *D. gliroides* y por ende en la dispersión de las semillas de *T. corymbosus*.

Hipótesis

- i) La distribución de diversos frutos carnosos (alimento de *D. gliroides*) es más agregada en el hábitat transformado que en el nativo, por lo tanto, se esperaría que la distancia de movimiento del monito del monte sea menor en éste.
- ii) En el hábitat transformado existe una mayor agregación y oferta de recursos, lo que modificaría las conductas de uso del espacio del monito del monte.
- iii) Si el monito del monte responde al recurso, se esperaría que las localizaciones estén más cercanas a las plantas que lo esperado por azar.

Objetivo general

Evaluar el efecto de la transformación del hábitat en las conductas de movimiento de *Dromiciops gliroides*.

Objetivos específicos

- Examinar los patrones de movimiento y uso del espacio de *D. gliroides*.
- Cuantificar y georeferenciar la disponibilidad de frutos carnosos en los hábitats nativo y transformado.
- Correlacionar la disponibilidad de recursos con las localizaciones de *Dromiciops gliroides*.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio de estudio

El estudio se realizó en la Reserva Costera Valdiviana (RCV), ubicada en la XIV Región de Chile (39°57' S, 73°34'E). La RCV es un área privada protegida de 50.530 ha, gestionada por la ONG The Nature Conservancy (Delgado, 2010). Esta área presenta un clima templado lluvioso, con precipitaciones superiores a los 2000 mm anuales. La toma de datos en terreno se realizó durante los meses de Enero y Febrero de 2014.

La RCV presenta un complejo mosaico de hábitats, compuesto por bosque nativo y por plantaciones no manejadas de *Eucalyptus globulus* plantadas hace 12-20 años, antes que The Nature Conservancy adquiriera estas tierras y las estableciera como área protegida privada. Estas tierras presentan un alto grado de biodiversidad a nivel regional, constituyendo casi el 50% de la superficie de bosque costero valdiviano bajo protección, con un alto grado de diversidad biológica y endemismos (Delgado, 2010), por lo que entender cómo la dispersión puede ayudar a regenerar estos bosques resulta prioritario.

El monito del monte (*Dromiciops gliroides*, Microbiotheriidae) es un marsupial endémico de los bosques templados lluviosos de Chile y Argentina, distribuido desde la Reserva Nacional Los Queules (35° S) hasta la Isla de Chiloé (44° S). Su distribución comprende la Cordillera de la Costa, la Cordillera de los Andes, y la depresión intermedia (Kelt & Martínez, 1989). Este marsupial tiene un importante papel ecológico como dispersor de semillas de al menos 16 especies de plantas nativas (Amico y col, 2009; Fontúrbel y col, 2012), siendo el único dispersor legítimo del muérdago hemiparásito *Tristerix corymbosus* en la parte sur de su distribución (Amico & Aizen,

2000). Este muérdago se encuentra ampliamente distribuido a lo largo del mosaico de hábitats de la RCV.

Captura de individuos

Para la captura de individuos se colocaron trampas de malla de alambre (tipo Tomahawk, 26 × 13 × 13 cm), situadas aproximadamente a 1,5 m del suelo acorde con lo propuesto por Fontúrbel & Jiménez (2009), cebadas con rodajas de plátano, y una mezcla de mantequilla de maní y jurel. Se trabajó en dos grillas de 6×8 trampas, una en el bosque nativo y otra en la plantación de *Eucalyptus* con crecimiento nativo secundario. Las trampas de captura viva fueron operadas durante 7 días consecutivos. Los protocolos de captura siguieron los estándares de manejo y cuidado propuestos por la American Society of Mammalogists (Sikes y col, 2011), y contó con los permisos de captura de fauna silvestre solicitados por el Servicio Agrícola y Ganadero de Chile (SAG; Resolución Exenta N°8291).

Sólo los individuos adultos capturados fueron incluidos en el estudio, si la captura correspondía a un juvenil, era liberado inmediatamente en el mismo lugar de captura. Los adultos capturados fueron pesados, medidos, sexados, y equipados con un transmisor ATS A2415 de 0,5 g, adheridos al pelaje de la espalda entre los omoplatos mediante un pegamento acrílico no tóxico (luego de unas semanas, cuando el individuo muda el pelaje, el transmisor se cae solo). Luego de tomados los datos, los animales fueron liberados en el mismo lugar de captura. Para la grilla del hábitat nativo, se tuvo un esfuerzo de 336 trampas-noche y para el hábitat transformado de 240 trampas-noche.

Seguimiento por radiotelemetría

Antes de comenzar la telemetría, se establecieron seis puntos fijos de muestreo en cada hábitat, para los cuales se tomó su ubicación GPS con menos de 4 metros de error. La telemetría a los individuos se realizó desde estos puntos fijos pre-ubicados en cada uno de los hábitats, a fin de minimizar el error asociado a la toma de localizaciones GPS. Los individuos dotados de transmisores (cinco en cada hábitat), fueron monitoreados intensivamente por 12 días (entre el 12 y 24 de febrero de 2014). Las antenas para realizar la telemetría fueron antenas Yagi de 3 partes, asociada a un receptor Comspec R1000. El monitoreo empezó inmediatamente después de instalado el transmisor, dada la corta vida útil de la batería de éste. Las localizaciones se tomaron entre las 23:00 y las 5:00 h, coincidiendo con los períodos de mayor actividad de *D. gliroides* (Fontúrbel y col, 2014). Con fines exploratorios, se realizaron algunas mediciones durante el día, para ubicar los posibles lugares donde los individuos dormían.

Las localizaciones nocturnas para cada individuo fueron tomadas en forma simultánea en dos puntos diferentes, para disminuir el error asociado a la diferencia de tiempo entre cada localización. Cada uno de los individuos fue monitoreado cada 15-30 min para representar las rutas de movimiento en detalle (Fontúrbel y col, 2010). Se estimó la localización de los animales triangulando de 2-3 puntos que estuvieran dentro de un intervalo de tiempo de 10 min, y que tuvieran una diferencia entre sus ángulos de al menos 20°, usando el software LOAS 4.0 (Ecological Software Solutions, Switzerland). Se escogieron las localizaciones cuyas elipses de error no sumaran en total más de 1 ha, asegurando de esta manera el minimizar el error de triangulación asociado al conjunto de puntos.

Ámbito de hogar y conductas de movimiento

Se utilizó el algoritmo de Kernel fijo (*Fixed Kernel*) para estimar áreas núcleo (FK 50%) y ámbitos de hogar (FK 90%) (Fontúrbel y col, 2010), mediante el software Biotas 2.0 (Ecological Software Solutions, Switzerland). Para estudiar los patrones de conducta de movimiento de *D. gliroides* se empleó un modelo de desplazamiento aleatorio (*randomwalk*) por medio de una prueba de Rao, que determina si la direccionalidad de los movimientos se distribuye de forma aleatoria o si los individuos se mueven con una dirección en particular. Por otro lado, para evaluar si la distancia de viaje recorrida es una función del tiempo de viaje (Fontúrbel y col, 2012), se examinaron los datos de telemetría, y se definió la primera coordenada de localización (UTM) como X_1 y Y_1 y las coordenadas para la segunda localización fueron X_2 y Y_2 . Como las UTM están expresadas en metros, se calculó la distancia de viaje (DV) usando la siguiente fórmula:

$$DV = \sqrt{((X_1 - X_2)^2 + (Y_1 - Y_2)^2)}$$

Con la distancia calculada, se realizó una regresión lineal para cada hábitat, usando la distancia viajada como variable dependiente y el tiempo de viaje como variable independiente, considerando un máximo de 60 min de diferencia entre localizaciones.

Agregación espacial de las plantas

A fin de tener una medida cuantitativa de la agregación de las plantas en los tipos de hábitat a contrastar, se eligió al quintral (*Tristerix corymbosus*) como especie modelo, dado que al ser una especie parásita se encuentra exclusivamente sobre una planta hospedero y depende necesariamente de la acción de *D. gliroides* para depositar sus

semillas (Aizen, 2003). Para cada tipo de hábitat, se definió un área de búsqueda de 1900 ha en las que se buscaron, marcaron y georeferenciaron todos los quintrales presentes utilizando un GPS Garmin Map 62c (error < 5 m).

Con las ubicaciones geográficas de cada planta (44 en el hábitat nativo y 158 en el hábitat transformado), se realizó un análisis de patrones de puntos mediante el software Programita versión febrero 2014 (Wiegand & Moloney, 2004; 2014). Se hizo un análisis de correlación de puntos mediante la función $g(r)$, que cuantifica la agregación de los puntos georeferenciados a diferentes escalas (Wiegand & Moloney, 2014). Se contrastó el patrón observado con un modelo nulo construido mediante un modelo heterogéneo de Poisson, que crea un valor esperado bajo condiciones de aleatoriedad y sus respectivos intervalos de confianza. Cuando el valor observado se encuentra por debajo o por encima del intervalo de confianza, la agregación de los datos es distinta a lo esperado por azar.

Mapeo de frutos

Se realizó un conteo de la disponibilidad de frutos carnosos para cada sitio en los cuales se mueven los individuos marcados, identificando la especie y el número de frutos que posee en un área correspondiente al área de la grilla de trampeo más un buffer de 100 m, además de georeferenciar su ubicación mediante un GPS Garmin Map 62c (error < 5 m). Con estos datos se construyó una capa vectorial (*shapefile*) incluyendo la especie y el número de frutos por planta. Posteriormente, se construyó un mapa predictivo utilizando la aproximación geoestadística de Kriging (tipo Kriging ordinario, con transformación de logaritmo) para generar una superficie de predicción continua (Fortin & Dale, 2005), que mostrara una aproximación a la concentración de

frutos carnosos maduros en el espacio, para ser contrastada con el ámbito de hogar de los individuos seguidos por telemetría.

Asociación al recurso en el hábitat transformado

Dado que el recurso de frutos carnosos fue muy escaso en el hábitat nativo(i.e., tres plantas con 45 frutos maduros), el análisis de asociación al recurso se realizó sólo para el hábitat transformado. Para ello, contando ya con las localizaciones geográficas de las plantas y de las presencias de monitos (i.e., las localizaciones de telemetría obtenidas para los cinco individuos seguidos en este hábitat), se procedió a calcular un número igual de puntos aleatorios dentro del ámbito de hogar (FK 95%) de cada individuo, mediante la extensión Hawth's Tools en ArcGIS 10.1. Posteriormente, se calcularon las distancias de cada localización y de cada punto aleatorio a todas las plantas con frutos para obtener así dos tipos de datos: (1) la distancia a la planta más cercana, y (2) la distancia promedio a todas las plantas del área; este cálculo se realizó también mediante la extensión Hawth's Tools en ArcGIS 10.1. Los datos de distancia a la planta más cercana y distancia promedio fueron comparados entre las localizaciones verdaderas y los puntos aleatorios mediante un modelo lineal generalizado de efectos mixtos (GLMM) considerando al individuo como factor aleatorio a fin de tomar en consideración la variabilidad entre individuos. El análisis de GLMM fue implementado en R 3.1(R Core Team, 2014), mediante el paquete lme4 (Bates y col, 2014).

RESULTADOS

Captura de individuos

Se capturaron 10 individuos, cinco en el hábitat transformado y cinco individuos en el hábitat nativo (Tabla 1).

Tabla 1. Sexo, peso y tamaño de los individuos capturados. La columna Individuo se refiere al identificador de cada animal capturado según el tipo de hábitat (N = bosque nativo, T = hábitat transformado de plantación de eucaliptos con sotobosque nativo).

Individuo	Sexo	Peso (g)	Cuerpo (mm)	Cola (mm)	Largo total (mm)
N1	Macho	14,0	81,92	87,95	169,87
N2	Hembra	31,0	110,35	96,92	207,27
N3	Hembra	38,0	97,12	101,27	198,39
N4	Macho	19,0	83,97	96,78	180,75
N5	Macho	18,0	73,75	94,96	168,71
T1	Hembra	29,5	106,82	105,80	212,62
T2	Hembra	28,0	100,75	99,37	200,12
T3	Hembra	25,5	100,61	96,99	197,60
T4	Hembra	28,5	96,03	102,86	198,89
T5	Hembra	34,0	104,41	96,74	201,15

Seguimiento por radiotelemetría

Tras la triangulación de los datos, se obtuvieron entre 40 y 78 localizaciones efectivas para cada uno de los individuos monitoreados (56 ± 4 localizaciones [media \pm 1 EE]), y elipses de error entre 0,01 y 0,71 ha ($0,36 \pm 0,13$ ha; Tabla 2).

Tabla 2. Localizaciones efectivas y elipses de error (EE) para cada individuo. Los individuos 'N' representan aquellos capturados en el bosque nativo y los 'T' los capturados en el hábitat transformado.

Individuo	Localizaciones	EE (ha)
N1	61	0,04
N2	68	0,27
N3	67	0,35
N4	42	0,08
N5	40	0,52
T1	78	0,28
T2	49	0,01
T3	66	0,02
T4	76	0,76
T5	77	1,25

Ámbito de hogar y conductas de movimiento

Luego de depurar los datos y eliminar los puntos con triangulaciones con un amplio margen de error (e.g., puntos que caían en los caminos o en cuerpos de agua), se obtuvieron entre 37 y 72 localizaciones efectivas en ambos hábitats (Tabla 3). Así

mismo, se obtuvieron 15 localizaciones diurnas, las que estuvieron siempre en los parches de vegetación nativa adyacentes a los eucaliptos, en el caso del hábitat transformado. Con esas localizaciones, se calculó el ámbito de hogar con un Kernel fijo al 90% ($0,71 \pm 0,26$ ha para el hábitat nativo y $0,76 \pm 0,31$ ha para el hábitat transformado), y el área núcleo se calculó con un Kernel fijo al 50% ($0,19 \pm 0,08$ ha para el hábitat nativo y $0,20 \pm 0,09$ ha para el hábitat transformado; Figura 1). No existieron diferencias significativas para el área núcleo ($t = -0,82$; $gl = 8$; $P = 0,44$) ni para el ámbito de hogar ($t = -0,84$; $gl = 8$; $P = 0,43$) entre hábitats.

Tabla 3. Puntos efectivos para cada individuo y sus respectivas áreas núcleos (FK50%) y ámbitos de hogar (90%) (ha).

Individuo	Ámbitos de hogar		
	Puntos	FK50%	FK90%
N1	45	0,09	0,50
N2	55	0,15	0,46
N3	67	0,06	0,21
N4	40	0,37	1,34
N5	37	0,04	0,27
T1	72	0,05	0,20
T2	43	0,14	0,60
T3	65	0,10	0,32
T4	71	0,32	1,43
T5	65	0,55	1,80



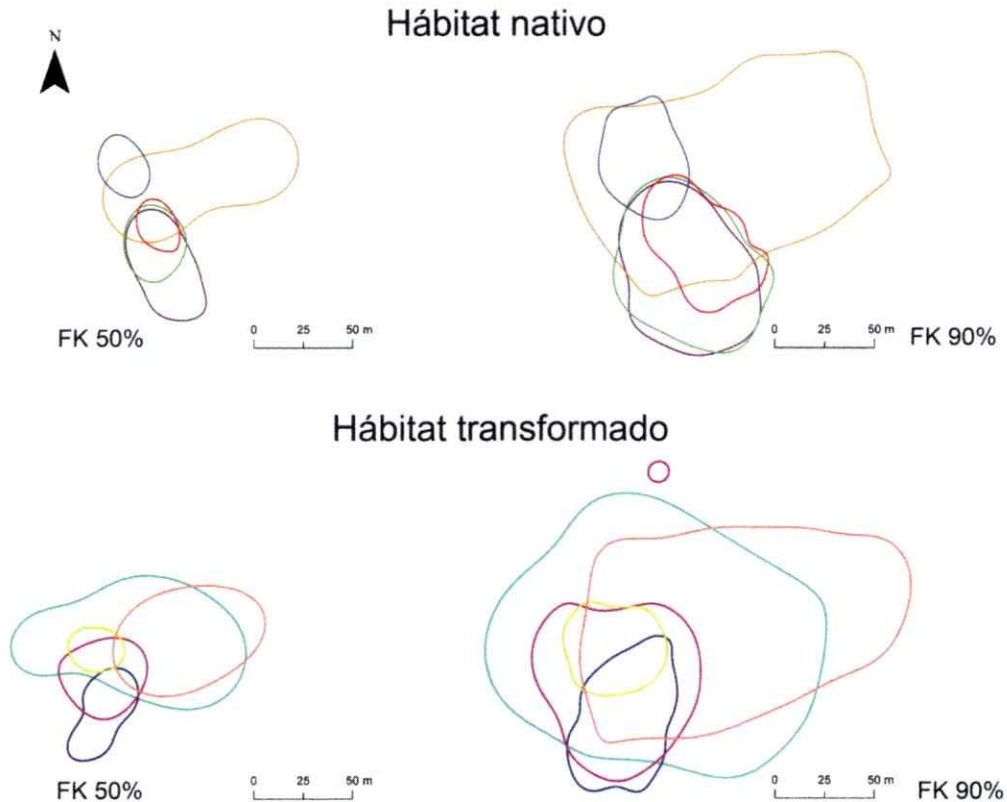


Figura 1. Áreas núcleo (FK 50%) y ámbitos de hogar (FK 90%) para los individuos rastreados por telemetría en los hábitats nativo y transformado.

El modelo de desplazamiento aleatorio (*randomwalk*), medido según el estadígrafo R de Rayleigh, no fue significativo en ninguno de los dos hábitats, indicando que todos los individuos seguidos por telemetría se desplazan de forma aleatoria, sin una direccionalidad clara. Sin embargo la prueba de espaciamiento de Rao (U) fue significativa para los individuos N5, T3 y T4, los cuales mostrarían una tendencia a desplazarse de forma no aleatoria en el espacio en estos tres casos (Tabla 4).

Tabla 4. Test R Rayleigh y U Rao para cada uno de los individuos

Individuo	Modelo desplazamiento aleatorio			
	R Rayleigh	Valor de P	U Rao	Valor de P
N1	0,033	0,953	136,911	0,345
N2	0,038	0,926	131,243	0,500
N3	0,057	0,805	129,134	0,575
N4	0,121	0,565	150,016	0,087
N5	0,035	0,957	161,476	0,004
T1	0,040	0,892	134,468	0,402
T2	0,125	0,519	137,217	0,339
T3	0,050	0,851	159,234	0,033
T4	0,017	0,980	154,974	0,006
T5	0,040	0,904	139,765	0,246

Al evaluar si la distancia era función lineal del tiempo, tampoco se observó una tendencia significativa en ambos hábitats (Figura 2).

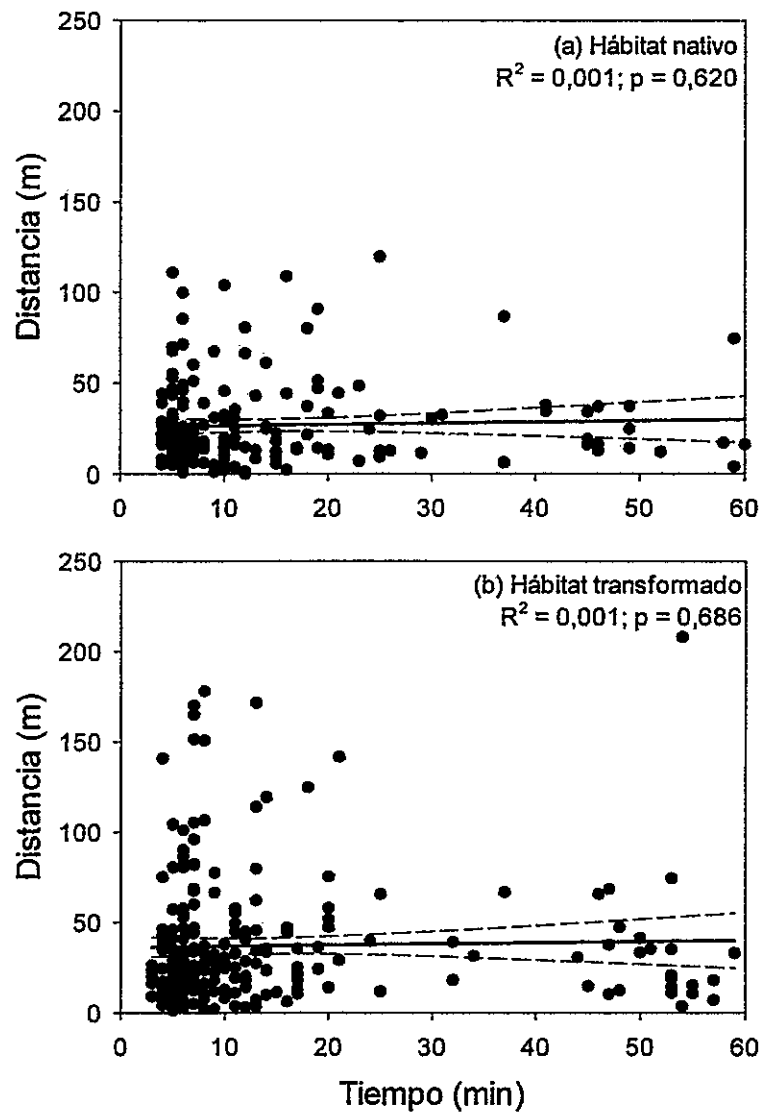


Figura 2. Regresión lineal entre la distancia recorrida versus tiempo transcurrido.

Agregación espacial de las plantas

Mediante el modelo de estudio del quintral (*Tristerix corymbosus*), se observó que si bien las plantas están más agregadas que lo esperado por el azar en ambos hábitats a una corta escala espacial (entre 0 y 40 m), el grado de agregación espacial es mucho mayor en el hábitat transformado (Figura 3). Además, se puede observar que para el

hábitat transformado, entre los 100 y 200 m de escala existe una menor agregación de lo esperado por azar.

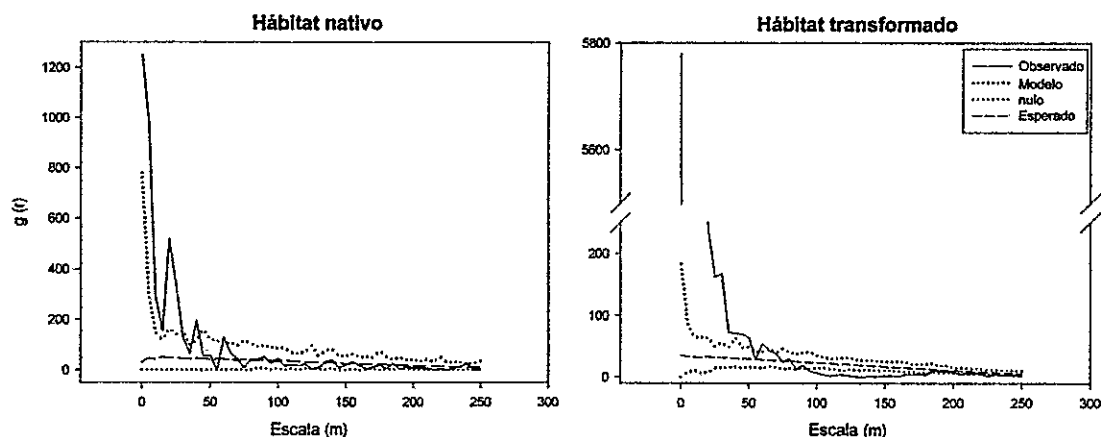


Figura 3. Función de correlación de puntos $g(r)$ a diferentes escalas espaciales, para los hábitats nativo y transformado. El modelo nulo se construyó mediante un proceso heterogéneo de Poisson.

Mapeo de frutos

En el hábitat nativo se encontraron sólo tres plantas de *Mitraria coccinea* con frutos maduros (entre 5 y 25 frutos); adicionalmente se encontraron varias plantas de *Lapageria rosea* pero al momento de la toma de datos no presentaban frutos o bien éstos aún no estaban maduros y por lo tanto no fueron contados. En contraste, en el hábitat transformado se encontraron 110 plantas con frutos carnosos maduros, correspondientes a ocho especies distintas, con una gran variabilidad en la oferta de frutos (Tabla 5). Al sobreponer los ámbitos de hogar de los individuos seguidos por telemetría en el hábitat transformado, se observa una gran coincidencia de las áreas ocupadas por *D. gliroides* y las áreas de mayor densidad de frutos (Figura 4).

Tabla 5. Especies de plantas con frutos carnosos maduros encontrados en el hábitat transformado. Se muestra el número de plantas por especie, el número total de frutos por especie, y el número promedio de frutos por especie (entre paréntesis se indican los valores mínimo y máximo).

Especie	Nº plantas	Total frutos	Frutos por planta
<i>Aristolelia chilensis</i>	28	959	34 (2-110)
<i>Gaultheria phillyreifolia</i>	13	1475	113 (10-280)
<i>Luzuriaga radicans</i>	1	4	4
<i>Lapageria rosea</i>	3	11	4 (1-7)
<i>Mitraria coccinea</i>	3	14	5 (2-7)
<i>Rhaphithamnus spinosus</i>	58	9771	168 (9-880)
<i>Rubus ulmifolius</i>	1	1	1
<i>Tristerix corymbosus</i>	3	37	12 (7-20)

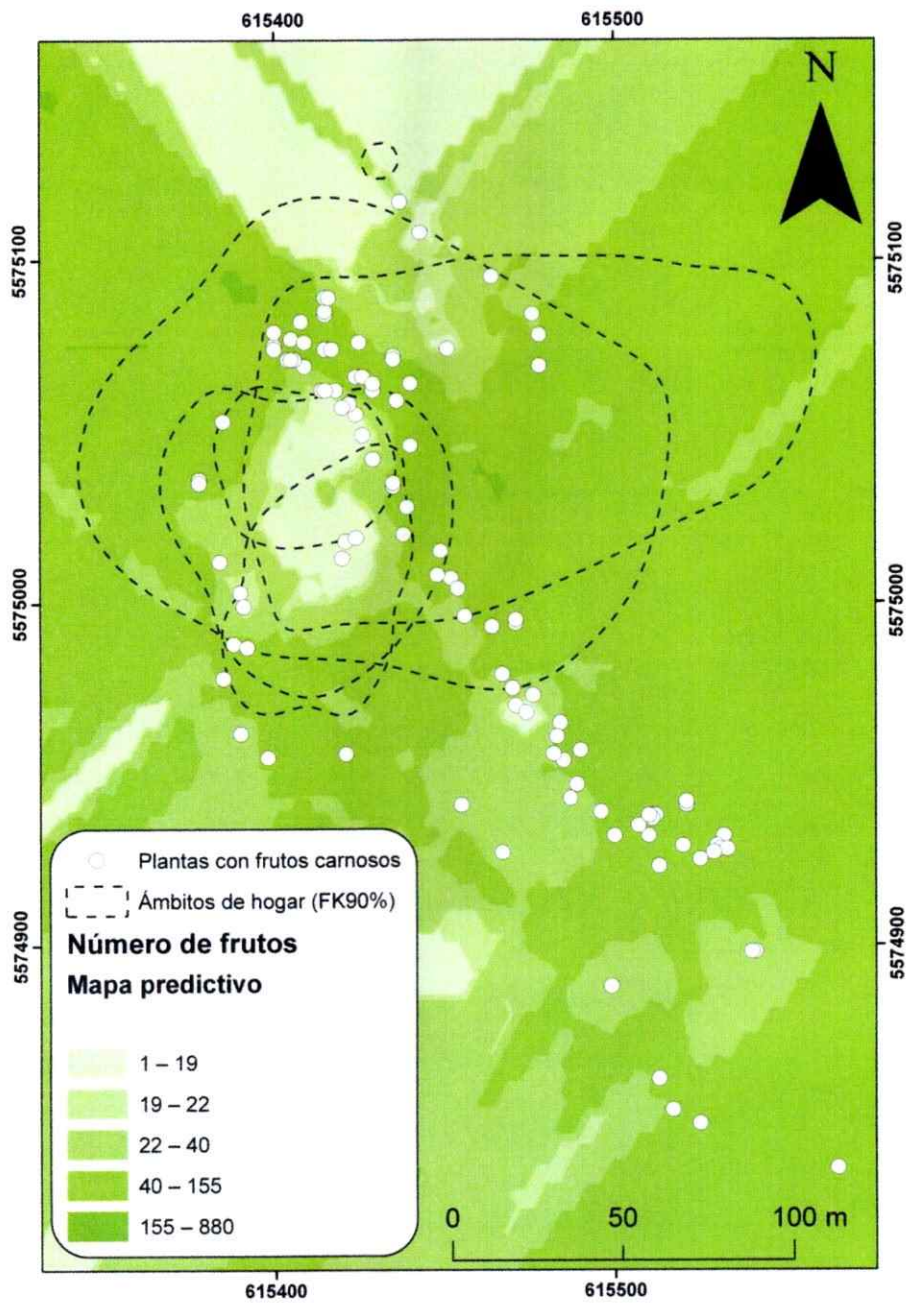


Figura 4. Sobreposición de los ámbitos de hogar de los individuos del hábitat transformado seguidos por telemetría (N=5), las plantas con frutos carnosos, y la cantidad de frutos expresada como una superficie predictiva de tipo Kriging.

Asociación al recurso en el hábitat transformado

Al considerar la distancia a la planta más cercana, se observó que las localizaciones aleatorias estaban significativamente más alejadas del recurso que las localizaciones verdaderas obtenidas por telemetría (GLMM estimate = 3,37; EE = 1,31; $P < 0,001$). De la misma manera, al considerar la distancia promedio a todas las plantas con frutos carnosos maduros en el hábitat transformado, las localizaciones aleatorias estuvieron significativamente más alejadas del recurso que las localizaciones verdaderas (GLMM estimate = 7,34; EE = 1,39; $P < 0,001$).

DISCUSIÓN

El mutualismo entre *D. gliroides* y *T. corymbosus* estuvo presente en ambos hábitats, a pesar que en el hábitat transformado la agregación y diversidad de las plantas con frutos carnosos es mucho mayor que en el bosque nativo. Sin embargo, contrario a lo esperado de acuerdo a lo planteado por Morales y col (2012), esta diferencia en la oferta de recursos no tuvo un efecto significativo sobre la conducta de movimiento de *D. gliroides*, ya que los ámbitos de hogar entre ambos hábitats no fueron significativamente diferentes. Por consiguiente, el desplazamiento de *D. gliroides* en el área de estudio puede estar determinado por aspectos energéticos (e.g., Cortés y col, 2011), climáticos, o interacciones intra e interespecíficas.

De los individuos capturados en el hábitat nativo, el 60% fueron machos, a diferencia del hábitat transformado donde todos los individuos capturados fueron hembras. Esta diferencia en la razón de sexos podría vincularse con la respuesta al estrés por condiciones ambientales subóptimas que presentan algunos pequeños mamíferos, donde se prioriza la producción del sexo más barato (Myers, 1978). Por otro lado, las capturas en nuestro sitio de estudio son mucho menores a las reportadas en sitios similares, lo que podría deberse a un menor tamaño poblacional de *D. gliroides* en la RCV, sin embargo, al evaluar con trampas-cámara (Fontúrbel y col, 2014) se observa un alto número de registros a pesar de las bajas capturas. Esta disminución en la tasa de captura podría explicarse por la perturbación ejercida por el investigador al revisar a diario las grillas de muestreo (datos no publicados), en sitios donde la presencia humana es poco frecuente.

El seguimiento mediante telemetría se realizó de manera intensiva, durante diez días consecutivos, con la finalidad de obtener muchos puntos de seguimiento en un

corto período de tiempo. Esto permite observar a una escala fina los patrones de movimiento del monito del monte. Además, dado el pequeño tamaño del transmisor utilizado (con la finalidad de no alterar la conducta habitual de los individuos) la batería de éstos era de corta duración (15-20 días), por lo que el seguimiento se realizó a diario de manera intensiva.

Los ámbitos de hogar obtenidos en el sitio de estudio fueron similares a los observados en otros estudios de *D. gliroides* en otras poblaciones de Argentina y Chile (Fontúrbel y col, 2012). Sin embargo, contrario a la hipótesis planteada inicialmente, no existieron diferencias significativas en el ámbito de hogar entre ambos hábitats, incluso cuando la oferta de recursos es mucho más agregada, diversa y abundante en el hábitat transformado. Sin embargo, a pesar que *D. gliroides* se mueve por los ambientes con Eucalipto, las localizaciones diurnas obtenidas en el hábitat transformado estuvieron siempre en vegetación nativa, lo que sugiere que esta especie usa el ambiente de Eucalipto con sotobosque nativo para forrajear, pero anida en la vegetación nativa. Las diferencias de cantidad y concentración del recurso parecen no afectar las conductas de movimiento de *D. gliroides* en el hábitat transformado, contrariamente a lo que se había descrito previamente en la literatura (Morales y col, 2012), donde se indica que una mayor cantidad y agregación del recurso reduciría las distancias de movimiento. Este resultado sugiere que los individuos del bosque nativo se están alimentando de recursos distintos a los frutos carnosos, como lo serían huevos e insectos (Celis-Diez y col, 2012), y que el ámbito de hogar de *D. gliroides* no estaría respondiendo fuertemente a la disponibilidad de frutos, sino que podría estar afectado por otras variables no evaluadas.

Al evaluar si la distancia recorrida por cada individuo varía en función del tiempo, no se encontró relación con el tiempo, tal como se esperaba y coincidente con

lo encontrado en otros sitios (Fontúrbel y col, 2012). Resultados similares se observaron en el modelo de desplazamiento aleatorio, el cual mostró que los individuos se desplazan de forma aleatoria (Fontúrbel y col, 2012), con excepción de tres individuos, que para el test de espaciamiento de Rao mostraron un desplazamiento no aleatorio. Estos tres individuos podrían estar dando cuenta de un movimiento asociado al recurso. Siguiendo esta idea, las localizaciones reales de los individuos del hábitat transformado se encontraban más cerca del recurso que los puntos aleatorios generados, lo que mostraría una asociación de éstos con los frutos carnosos.

Esta asociación hacia los frutos carnosos de variadas plantas nativas (Amico y col, 2009), podría tener implicancias en el proceso de dispersión de semillas ejercido por *D. gliroides* sobre las plantas nativas del lugar, actuando como una importante herramienta en el proceso de regeneración de los bosques transformados del Sur de Chile (Corlett, 2002; Gomes y col, 2008). Por otro lado, la mayor agregación del recurso *T. corymbosus* observada en el hábitat transformado, a pesar de estar directamente relacionada con la ecología del monito del monte, no se ve explicada por la conducta de éste. Una posible explicación de la disposición espacial de *T. corymbosus* en ambos hábitats, es la calidad del hospedero al cual parasita, viéndose afectado al parasitar hospederos de baja calidad, como lo es por ejemplo el Chilquillo (*Pluchea abisinthioides*), el cual además de ser el hospedero más común de *T. corymbosus* en el hábitat nativo, tiene ciclos de sequía y posterior rebrote generando así la muerte del muérdago, el cual no logra rebrotar tras la sequía del Chilquillo

CONCLUSIONES

Al examinar los patrones de movimiento y uso del espacio de *D. gliroides*, contrario a lo que se esperaba, no se encontraron diferencias significativas en los ámbitos de hogar de ambos hábitats, incluso cuando la oferta y agregación de recursos es mayor en el hábitat transformado que en el hábitat nativo. Sin embargo, dadas las restricciones financieras y logísticas de este trabajo, las tendencias observadas podrían cambiar si se incrementara el tamaño muestral. Ahora bien, sí se observa una asociación al recurso con respecto a las localizaciones efectivas de cada uno de los individuos presentes en el hábitat transformado. Esto podría tener consecuencias importantes para la dispersión de especies con frutos carnosos dispersadas por *D. gliroides* y abundantes en sitios perturbados como *Aristotelia chilensis*, *Gaultheria phillyreifolia*, *Rhaphithamnus spinosus* y *Tristerix corymbosus*, y de especial importancia esta última ya que esta planta corresponde al principal alimento del picaflor chico (*Sephanoides sephanioides*) durante el invierno, y al ser *D. gliroides* el único dispersor legítimo, se hace importante su rol en la mantención de este doble mutualismo altamente especializado para la planta. Por lo anterior, se plantea que *D. gliroides* posee un gran potencial como agente regenerador de los ambientes degradados, como el presente en la RCV, y en distintos lugares del Sur de Chile.

BIBLIOGRAFÍA

- Aizen M.A. 2003. Influences of animal pollination and seed dispersal on winter flowering in a temperate Mistletoe. *Ecology* 84: 2613-2627.
- Aizen M.A. y C. Ezcurra. 1998. High incidence of plant-animal mutualisms in the woody flora of the temperate forest of southern South America: biogeographical origin and present ecological significance. *Ecol. Austral* 8: 217-236.
- Aizen M.A., D.P. Vázquez y C. Smith-Ramírez. 2002. Natural history and conservation of plant-animal mutualisms in the temperate forest of southern South America. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 75: 79-97.
- Amico G.C. y M.A. Aizen. 2000. Mistletoe seed dispersal by a marsupial. *Nature* 408: 729-730.
- Amico G.C., M.A. Rodríguez-Cabal y M.A. Aizen. 2009. The potential key seed-dispersing role of the arboreal marsupial *Dromiciops gliroides*. *Acta Oecol.* 35: 8-13.
- Amico G.C., M.A. Rodríguez-Cabal y M.A. Aizen. 2011. Geographic variation in fruit colour is associated with contrasting seed disperser assemblages in a south-Andean mistletoe. *Ecography* 34: 318-326.
- Armesto J.J. y R. Rozzi. 1989. Seed dispersal syndromes in the rain forest of Chiloé: evidence for the importance of biotic dispersal in a temperate rain forest. *J. Biogeogr.* 16: 219-226.
- Armesto J.J., R. Rozzi, P. Miranda y C. Sabag. 1987. Plant/frugivore interactions in South American temperate forests. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 60: 321-336.
- Barlow J., L.a.M. Mestre, T.A. Gardner y C.A. Peres. 2007. The value of primary, secondary and plantation forests for Amazonian birds. *Biol. Cons.* 135: 212-231.

- Bates D., M. Maechler, B. Bolker y S. Walker. 2014. lme4: linear mixed-effects models using Eigen and S4: R package version 1.1-7.
- Breed M.F., M.H.K. Marklund, K.M. Ottewell, M.G. Gardner, B.C. Harris y A.J. Lowe. 2012. Pollen diversity matters: revealing the neglected effect of pollen diversity on fitness in fragmented landscapes. *Mol. Ecol.* 21: 5955-5968.
- Celis-Diez J.L., J. Hetz, P.A. Marín-Vial, G. Fuster, P. Necochea, R.A. Vásquez, F.M. Jaksic y J.J. Armesto. 2012. Population abundance, natural history, and habitat use by the arboreal marsupial *Dromiciops gliroides* in rural Chiloé Island, Chile. *J. Mammal.* 93: 134-148.
- Corlett R.T. 2002. Frugivory and seed dispersal in degraded tropical east Asian landscapes. En *Seed Dispersal and Frugivory: Ecology, Evolution, and Conservation*, eds Levey, DJ, Silva, WR and Galetti, M, 451-466. Wallingford, UK: CAB International.
- Cortés P.A., M. Franco, P. Sabat, S.A. Quijano y R.F. Nespolo. 2011. Bioenergetics and intestinal phenotypic flexibility in the microbiotherid marsupial (*Dromiciops gliroides*) from the temperate forest in South America. *Comp. Biochem. Phys. A* 160: 117-124.
- Delgado C. 2010. Plan de Manejo de la Reserva Costera Valdiviana Arlington VA: The Nature Conservancy.
- Fontúrbel F.E. 2013. Efectos de la transformación del hábitat sobre la dinámica ecoevolutiva de los mutualismos planta-animal en un muérdago hemiparasito. Tesis de Doctorado, Universidad de Chile.
- Fontúrbel F.E., A.B. Candía y C. Botto-Mahan. 2014. Nocturnal activity patterns of the monito del monte (*Dromiciops gliroides*) in native and exotic habitats. *J. Mammal.* 95: 1199-1206.

- Fontúrbel F.E., M. Franco, M.A. Rodríguez-Cabal, M.D. Rivarola y G.C. Amico. 2012. Ecological consistency across space: a synthesis of the ecological aspects of *Dromiciops gliroides* in Argentina and Chile. *Naturwissenschaften* 99: 873-881.
- Fontúrbel F.E. y J.E. Jiménez. 2009. Underestimation of abundances of the monito del monte (*Dromiciops gliroides*) due to a sampling artifact. *J. Mammal.* 90: 1357-1362.
- Fontúrbel F.E., E.A. Silva-Rodríguez, N.H. Cárdenas y J.E. Jiménez. 2010. Spatial ecology of monito del monte (*Dromiciops gliroides*) in a fragmented landscape of southern Chile. *Mamm. Biol.* 75: 1-9.
- Fortin M.J. y M. Dale. 2005. *Spatial analysis, a guide for ecologists*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Gibson M.R., D.M. Richardson y A. Pauw. 2012. Can floral traits predict an invasive plant's impact on native plant-pollinator communities? *J. Ecol.* 100: 1216-1223.
- Gomes L.G.L., V. Oostra, V. Nijman, A.M. Cleef y M. Kappelle. 2008. Tolerance of frugivorous birds to habitat disturbance in a tropical cloud forest. *Biol. Cons.* 141: 860-871.
- Jordano P. 1987. Patterns of Mutualistic Interactions in Pollination and Seed Dispersal: Connectance, Dependence Asymmetries, and Coevolution. *Am. Nat.* 129: 657-677.
- Jordano P. 2000. Fruits and Frugivory. En *Seeds: The Ecology of Regeneration in Plant Communities*, ed. Fenner, M, 125-166. Wallingford, UK: CABI.
- Kelt D.A. y D.R. Martínez. 1989. Notes on Distribution and ecology of two marsupials endemic to the Valdivian Forests of Southern South America. *J. Mammal.* 70: 220-224.

- Matías L., R. Zamora, I. Mendoza y J.A. Hódar. 2010. Seed Dispersal Patterns by Large Frugivorous Mammals in a Degraded Mosaic Landscape. *Restor. Ecol.* 18: 619-627.
- Morales J.M., M.D. Rivarola, G.C. Amico y T.A. Carlo. 2012. Neighborhood effects on seed dispersal by frugivores: testing theory with a mistletoe–marsupial system in Patagonia. *Ecology* 93: 741-748.
- Murúa M.M., C. Espinoza, R.O. Bustamante, V.H. Marín y R. Medel. 2010. Does human-induced habitat transformation modify pollinator-mediated selection? A case study in *Viola portalesia* (Violaceae). *Oecologia* 163: 153-162.
- Myers J.H. 1978. Sex ratio adjustment under food stress: maximization of quality or numbers of offspring? *Am. Nat.* 112: 381-388.
- R Core Team. 2014. R: A language and environment for statistical computing, version 3.1. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.
- Reid N. 1991. Coevolution of mistletoes and frugivorous birds. *Australian Journal of Ecology* 16: 457-469.
- Rodríguez-Cabal M.A., M.A. Aizen y A.J. Novaro. 2007. Habitat fragmentation disrupts a plant-disperser mutualism in the temperate forest of South America. *Biol. Cons.* 139: 195-202.
- Sasal Y. y J.M. Morales. 2013. Linking frugivore behavior to plant population dynamics. *Oikos* 122: 95-103.
- Sikes R.S., W.L. Gannon y A.C.a.U. Committee. 2011. Guidelines of the American Society of Mammalogists for the use of wild mammals in research. *J. Mammal.* 92: 235-253.
- Wiegand T. y K.A. Moloney. 2004. Rings, circles and null-models for point pattern analysis in ecology. *Oikos* 104: 209-229.

Wiegand T. y K.A. Moloney. 2014. A handbook of spatial point pattern analysis in ecology. Boca Raton, FL: Chapman and Hall/CRC press.

Willson M. 1991. Dispersal of seeds by frugivorous animals in temperate forests. Rev. Chil. Hist. Nat. 64: 537-554.

