



**UNIVERSIDAD DE CHILE**

FACULTAD DE CIENCIAS VETERINARIAS Y PECUARIAS  
ESCUELA DE CIENCIAS VETERINARIAS



ABUNDANCIA Y RIQUEZA DE DIPTEROS ASOCIADOS A  
FRAGMENTOS DE DIFERENTE TAMAÑO DE BOSQUE  
MAULINO Y PLANTACIONES DE PINO ALEDAÑAS

**NAIA MENÉNDEZ PEDROSO**

Memoria para optar al Título  
Profesional de Médico Veterinario.  
Departamento de Ciencias  
Biológicas Animales.

**PROFESORA GUIA: AUDREY A. GREZ**

**PROYECTO FONDECYT 1010852**

**SANTIAGO, CHILE**

**2006**

# UNIVERSIDAD DE CHILE

FACULTAD DE CIENCIAS VETERINARIAS Y PECUARIAS  
ESCUELA DE CIENCIAS VETERINARIAS

## ABUNDANCIA Y RIQUEZA DE DIPTEROS ASOCIADOS A FRAGMENTOS DE DIFERENTE TAMAÑO DE BOSQUE MAULINO Y PLANTACIONES DE PINO ALEDAÑAS

**NAIA MENÉNDEZ PEDROSO**

Memoria para optar al Título  
Profesional de Médico Veterinario.  
Departamento de Ciencias  
Biológicas Animales.

**PROFESORA GUÍA** : **AUDREY A. GREZ**  
**PROFESOR CONSEJERO** :  
**PROFESOR CONSEJERO** :

NOTA FINAL	_____
NOTA	FIRMA
_____	_____
_____	_____
_____	_____

**SANTIAGO, CHILE**

**2006**

## **Dedicatoria**

*Dedico esta memoria de Título a todos mis seres queridos que de una u otra forma están siempre a mi lado, en especial a mi madre, esposo e hijo, sinceramente gracias, también para Miguelito y Sthephanie.....*

# Agradecimientos

A mi familia por ayudarme en todo momento durante la elaboración de la memoria, gracias Migue, Sthephanie, Jessie y Miguelito.

A la Profesora Audrey Grez, por su constante apoyo, orientación, comprensión y cariño durante todo este tiempo, muchísimas gracias....

Al laboratorio de Ecología de la Facultad de Ciencias de la Universidad de Chile, en especial al Dr. Javier Simonetti por su cooperación en la elaboración de esta memoria, al igual que a Yuri Zúñiga y Rony Zúñiga.

Al Profesor Christian González, por su dedicación, colaboración, metodología y enseñanza en la identificación de dípteros, además de sus sugerencias y revisión de esta memoria.

Al Instituto de Entomología de la UMCE, por el material de estudio brindado, gracias a la Sra. Clarita, Ignacio, y a los profesores Jaime Solervicens y Daniel Frías.

A los profesores Pedro Cattán y Cristian Estades, por sus sugerencias en la elaboración y revisión de la memoria.

A Denise Donoso y Astrid Pérez, por su cariño, gran ayuda, paciencia y voluntad durante la elaboración de ésta.

A mis compañeros de laboratorio: Aracely Burgos, Patricio Vásquez, Bernardino Camousseigt, Sandra Díaz, Lorena Panes y Galaxia Cortés, por su simpatía y sugerencias en la elaboración de esta memoria.

A mis compañeros de trabajo, Don Memo, Nano, Fica, Vitoco y Dr. Goic por ayudarme a terminar esta etapa, así como al Dr. Godoy y Dr. Rodríguez Lechuga.

A la Corporación Nacional Forestal (CONAF), por permitir la realización de este estudio en la Reserva Nacional Los Queules.

A la empresa forestal Millalemu, por permitirnos trabajar en los fragmentos de bosque nativo.

A Fondecyt 1010852 y 1050745 por financiar ésta memoria de título.

Quiero agradecer finalmente a todas aquellas personas que no mencioné pero que igual me ayudaron en algún momento en la realización de esta memoria, sinceramente a todos gracias.

# INDICE

<b>INTRODUCCION</b> .....	1
<b>REVISION BIBLIOGRAFICA</b> .....	3
1 FRAGMENTACION DEL HABITAT.....	3
2 CONSECUENCIAS DE LA FRAGMENTACION.....	3
2.1 Exclusión inicial.....	4
2.2 Efecto del aislamiento.....	4
2.3 Efecto del tamaño del fragmento.....	5
2.4 Efecto borde.....	6
3 INSECTOS Y FRAGEMNTACION.....	8
4 DIPTEROS.....	10
5 DIPTEROS DE CHILE.....	12
6 EL BOSQUE MAULINO.....	13
7 EFECTOS DE LA FRAGMENTACION DEL BOSQUE MAULINO SOBRE INSECTOS.....	15
<b>OBJETIVO GENERAL Y ESPECIFICOS</b> .....	17
<b>MATERIALES Y METODOS</b> .....	18
Análisis Estadístico.....	20
<b>RESULTADOS</b> .....	22
1. Resultados Generales.....	22
2. Abundancia de dípteros asociados a fragmentos de diferente tamaño de bosque nativo y plantaciones de pino.....	24
2.1 Abundancia total.....	24
2.2 Abundancia por familia.....	25
Mycetophilidae.....	25
Chironomidae.....	27
Tipulidae.....	28
Sciaridae.....	30
Phoridae.....	31
3. Efecto de la fragmentación del bosque Maulino sobre la riqueza de familias de dípteros.....	33
4. Efecto de la fragmentación del bosque Maulino sobre la composición de familias de dípteros en bosque continuo, fragmentos y matriz de pino.....	34
<b>DISCUSIÓN</b> .....	35
<b>CONCLUSIONES</b> .....	40
<b>BIBLIOGRAFIA</b> .....	41

## RESUMEN

El bosque Maulino, ubicado en la costa de la VII Región, ha sido altamente fragmentado, existiendo hoy en día como un mosaico dominado por fragmentos de pequeño tamaño rodeados por plantaciones de pino. Trabajos previos han mostrado que generalmente la riqueza y abundancia disminuyen en fragmentos pequeños. Sin embargo, en el bosque Maulino los coleópteros epigeos son más abundantes y diversos en fragmentos pequeños que en el bosque continuo, con la matriz de pino en una situación intermedia. En este trabajo evaluamos a lo largo de un año cómo varía la abundancia y riqueza de familias de dípteros en un bosque continuo (600 ha), en cuatro pequeños remanentes de bosque Maulino (2-5 ha) y en las plantaciones de pino aledañas. Los muestreos se realizaron bimensualmente entre noviembre 2003 y septiembre 2004. Se colocaron 120 trampas colgantes (40 en bosque continuo, 40 en fragmentos y 40 en matriz de pino) las que se retiraron luego de un mes. A lo largo del estudio se colectaron 106.879 dípteros. La abundancia total varió según el hábitat (ANDEVAmr,  $F_{(2,117)} = 6,18$ ,  $P = 0,003$ ), siendo mayor en los fragmentos, seguidos por la matriz, y el bosque continuo, particularmente en invierno cuando los dípteros alcanzaron sus mayores abundancias. A nivel de familias, en general ellas fueron más abundantes en fragmentos o matriz (e.g., Mycetophilidae, Phoridae, Sciaridae, Tipulidae), con la excepción de Chironomidae la que fue más abundante en el bosque continuo. Por otro lado, la riqueza de familias también fue afectada por el tipo de hábitat (ANDEVAmr,  $F_{(2,117)} = 10,60$ ,  $P < 0,001$ ), siendo mayor en los fragmentos y matriz de pino que en el bosque continuo, particularmente en invierno e inicios de la primavera. En esta época, cuando se capturó un mayor número de familias, la similitud fue mayor entre los fragmentos y la matriz de pino que entre éstos y el bosque continuo. La abundancia y diversidad de dípteros, al igual que la de coleópteros epigeos, incrementaría con la fragmentación del bosque Maulino.

Palabras clave: fragmentación de hábitat, Diptera, bosque Maulino.

## SUMMARY

The Maulino forest, located in the coastal range of the VII Region, has been highly fragmented, currently existing as a mosaic of small fragments surrounded by a matrix composed of extensive *Pinus radiata* plantations. Previous studies have shown that generally species diversity and abundance are depressed in small fragments. Nevertheless, at the Maulino forest epigeic beetles are more abundant and diverse in small fragments than in the continuous forest, with the matrix having intermediate abundance and diversity values. In this study, we evaluated along a year, the abundance and family richness of Diptera in a continuous forest (600 ha), four small fragments of Maulino forest (2-5 ha), and in the surrounding pine plantations. Sampling was performed bimonthly, between November 2003 and September 2004. We placed 120 hanging traps (40 in the continuous forest, 40 in the fragments, and 40 in the pine matrix) which were withdrawn after one month. In total, we collected 106,879 flies. The abundance was affected by the habitat (ANOVA<sub>mr</sub>,  $F_{(2,117)} = 6.18$ ,  $P = 0.003$ ), being higher in the small fragments, followed by the matrix, and the continuous forest, particularly in winter when flies were more abundant. At the family level, in general they were more abundant in the small fragments or pine matrix (e.g., Mycetophilidae, Phoridae, Sciaridae, Tipulidae), with the exception of Chironomidae which was more abundant in the continuous forest. Similarly to abundance, the family richness was also affected by the type of habitat (ANOVA<sub>mr</sub>,  $F_{(2,117)} = 10.60$ ,  $P < 0.001$ ), being higher in the small fragments and pine plantations than in the continuous forest, particularly in winter and early spring. During this period, when the highest number of families were captured, the family composition was more similar between small fragments and pine plantations than among these and the continuous forest. Similar to epigeic beetles, the abundance and diversity of Diptera increase with the fragmentation of the Maulino forest.

Key words: habitat fragmentation, Diptera, Maulino forest.

## INTRODUCCIÓN

La fragmentación de bosques ocurre como consecuencia del reemplazo de grandes áreas de bosque nativo por otros ecosistemas, transformándose áreas continuas en un conjunto de parches o fragmentos más pequeños y aislados entre sí. Usualmente la fragmentación va acompañada de una pérdida de hábitat e involucra la ruptura de paisajes continuos, aumentando el aislamiento entre las poblaciones, lo que puede traer consigo la desaparición de algunas especies. Los fragmentos remanentes varían en forma, tamaño, grado de aislamiento y tipo de matriz que los rodea, generando diversos patrones de paisajes en cada situación. La matriz por su parte, puede quedar constituida por sistemas agrícolas, forestales, pecuarios o urbes, en ocasiones hostiles para la biota residente en el hábitat original (Noss y Csuti, 1994). Si bien las causas de la fragmentación de bosques pueden ser naturales, como incendios, inundaciones o erupciones volcánicas, en el último siglo ha sido el hombre el principal agente perturbador (Kattan y Murcia, 2003). Debido al aumento en la tasa de esto, la fragmentación de hábitat se ha transformado actualmente en una de las mayores amenazas para la biodiversidad (Didham *et al.*, 1998).

La fragmentación de un bosque puede resultar en cambios en las condiciones abióticas de los fragmentos remanentes, principalmente en sus bordes, siendo los cambios microclimáticos los más evidentes. Generalmente la luminosidad, temperatura y velocidad del viento disminuyen hacia el interior del fragmento, mientras que la humedad del suelo aumenta. Estos cambios a su vez, pueden provocar efectos bióticos directos sobre la flora y fauna, alterando su composición y abundancia. La magnitud del efecto biótico está relacionada con la tolerancia fisiológica de las especies a las nuevas condiciones en el borde y a la proporción de borde del fragmento. En la matriz, muy probablemente, la biota difiera de la original, pero esto dependerá de la naturaleza de ésta y del contraste con el bosque original. Por último, los efectos anteriores pueden inducir efectos bióticos indirectos, esto es, cambios en la intensidad y naturaleza de las interacciones biológicas (Bustamante y Grez, 1995).

La fragmentación de bosques es un fenómeno mundial y Chile no es una excepción. En el sur de Chile la necesidad de tierras agrícolas, de pastoreo y las plantaciones de árboles exóticos para satisfacer una creciente necesidad de producción de madera y pulpa,

han resultado en una fragmentación y reducción del área originalmente ocupada por los bosques nativos (San Martín y Donoso, 1997; Grez *et al.*, 1998). En particular, el bosque Maulino costero, ubicado exclusivamente en la costa de la VII región, ha sido deforestado y altamente fragmentado, transformado hoy día en un mosaico de unos pocos fragmentos aislados por plantaciones de pino (*Pinus radiata* D. Don) (Grez *et al.*, 1998). Este bosque es de gran importancia biológica dada la abundancia y diversidad de especies, varias de ellas tanto animales como vegetales endémicas y en peligro de extinción (San Martín y Donoso, 1997).

Los insectos son el grupo de organismos con mayor riqueza de especies conocidas (Brown, 2001a). En Chile, poseen un alto grado de endemismo y escasa diversificación a nivel de géneros. Producto del aislamiento geográfico temprano, las especies mantienen caracteres primitivos, sobre todo en los bosques de *Nothofagus* de la Cordillera de la costa de Chile central (Solervicens, 1995). Ellos participan en numerosas interacciones ecológicas, ocupando un rol fundamental en el funcionamiento ecosistémico. Trabajos previos, tanto en bosques tropicales como templados, han mostrado que generalmente la riqueza y abundancia de insectos disminuye con la fragmentación, siendo menor en los fragmentos pequeños (Didham, 1997). En el bosque Maulino, en cambio, se han obtenido resultados diferentes, siendo los coleópteros de suelo más abundantes y diversos en fragmentos pequeños que en el bosque continuo (Grez, 2005), y la de insectos herbívoros asociados al follaje de algunas especies arbóreas, similarmente abundantes y diversas en ambas situaciones (Jaña y Grez, 2004).

Por el tipo de muestreo realizado anteriormente, los dípteros del bosque Maulino y de Chile en general son poco conocidos y se ignora por lo tanto, cómo la fragmentación del bosque los ha afectado. En esta memoria de Título se describió y comparó la composición, riqueza a nivel de familia y abundancia de dípteros asociados a fragmentos de bosque Maulino de diferente tamaño y a las plantaciones de pino aledañas a estos fragmentos.

# REVISIÓN BIBLIOGRAFICA

## 1. FRAGMENTACION DEL HABITAT

La fragmentación y pérdida de hábitat han sido sindicadas como las principales amenazas para la biodiversidad (Tschardtke *et al.*, 2002). La disminución y división del área en un bosque nativo producto de la fragmentación, puede afectar negativamente la sobrevivencia de las poblaciones. Fragmentos de menor tamaño soportan poblaciones pequeñas, las que son más susceptibles a la extinción debido a eventos estocásticos demográficos, genéticos o ambientales. Por otro lado, la presencia de una matriz estructuralmente diferente y de menor complejidad acentúa también la probabilidad de extinción. Esto, porque la matriz puede dificultar la recolonización de poblaciones poco numerosas por parte de individuos provenientes de otros fragmentos de bosque (Fahrig y Grez, 1996).

El proceso de fragmentación comienza generalmente con la formación de perforaciones en la vegetación. Estas perturbaciones pueden ser naturales, debido a la caída de árboles, inundaciones, incendios (Bustamante y Grez, 1995), las cuales pueden tener efectos locales con poco impacto sobre las poblaciones a escala regional (Andrade y Rubio, 1994). Sin embargo, las perforaciones en su mayoría son ocasionadas por el hombre, tornándose cada vez más grandes y numerosas, y con ello también las perturbaciones sobre el ecosistema tanto a escala local como regional. Actualmente la causa más importante de fragmentación es la necesidad de tierras para uso silvoagropecuario, forestal, expansión vial o urbana (Bustamante y Grez, 1995).

## 2. CONSECUENCIAS DE LA FRAGMENTACION

La fragmentación provoca la pérdida del hábitat original pudiendo afectar los patrones de distribución y abundancia de las especies en los fragmentos remanentes (Kattan y Murcia, 2003). La misma, reduce la biodiversidad mediante cuatro mecanismos principales: exclusión inicial, aislamiento, disminución del tamaño o área de los fragmentos

y efecto borde sobre los fragmentos (Noss y Csuti, 1994).

## **2.1 Exclusión inicial**

Es cuando, producto de la fragmentación, se eliminan inmediatamente; las especies que habitaban las porciones de terreno nativo que fueron destruidas. Es evidente que los grupos especialistas de hábitat o especies endémicas corren mayor riesgo de extinción (Lawton, 1995). Un ejemplo de ello ocurrió en la cordillera Centinela, Ecuador, donde 90 especies de plantas se extinguieron luego que un parche de bosque fuera destruido por leñadores (Noss y Csuti, 1994).

## **2.2 Efecto del aislamiento**

Los fragmentos remanentes quedan aislados por barreras que dificultan o impiden el movimiento de los organismos (e.g., caminos, industrias). Dicho movimiento de organismos entre los fragmentos, favorece la recolonización y rescate de poblaciones poco numerosas, lo que podría causar la extinción local e incluso regional de algunas especies (Fahrig y Grez, 1996).

Varios factores influyen en la respuesta de la biota al aislamiento, los cuales al combinarse ofrecen distintos escenarios; entre estos factores están:

a) Capacidad de dispersión de los organismos: especies con menor capacidad de dispersión se encontrarán más aisladas que especies con amplio rango de movilidad. Estas últimas aún cuando el paisaje esté fragmentado y aislado, pueden percibir el hábitat funcionalmente conectado, pudiendo por lo tanto, cruzar la matriz y colonizar fragmentos aislados (Noss y Csuti, 1994; Fahrig y Grez, 1996).

b) Naturaleza de la matriz: a mayor contraste estructural y funcional de la matriz con el fragmento, mayor será el grado de aislamiento de las poblaciones. En ocasiones la

matriz resulta inhóspita para la biota residente en el hábitat original, sin embargo matrices similares a los fragmentos disminuyen el grado de aislamiento (Bustamante y Grez, 1995).

c) Distancia entre los fragmentos: a medida que los fragmentos se encuentren más alejados entre sí, mayor será el grado de aislamiento, ya que las especies deben recorrer mayores distancias para ocupar hábitats más adecuados. Esta situación se puede compensar por ejemplo a través de corredores biológicos los cuales brindan una mayor conectividad entre los fragmentos, facilitando la dispersión y colonización (Noss y Csuti, 1994; Fahrig y Grez, 1996).

d) Tiempo transcurrido desde la fragmentación: a mayor tiempo transcurrido desde la fragmentación mayor será el aislamiento y por lo tanto mayor probabilidad de extinción de especies dentro de los fragmentos. Este efecto tiende a ser gradual y a largo plazo, dependiendo del ciclo de vida de cada especie y de su capacidad de adaptación.

### **2.3 Efecto del tamaño del fragmento**

La abundancia y persistencia de las poblaciones, así como la diversidad de especies que habitan un fragmento remanente, estará determinada por el tamaño del fragmento (Saunders *et al.*, 1991). Fragmentos más pequeños soportarán menor biodiversidad que fragmentos de mayor tamaño o bosques no fragmentados. Generalmente, a medida que disminuye el tamaño del fragmento también disminuye la diversidad de hábitats disponibles para las especies y aquellas especies especialistas pueden desaparecer de algún tipo de hábitat que no esté disponible luego de la fragmentación. Sin embargo, los efectos del tamaño del fragmento dependen de las características particulares de cada especie (Noss y Csuti, 1994).

Los efectos del aislamiento y del tamaño de los fragmentos pueden ser explicados a través de la teoría de Biogeografía de islas (Mac Arthur y Wilson, 1967), la cual predice que el número de especies de una isla ecológica, como puede ser un fragmento aislado, no es más que el resultado del equilibrio entre las tasas de extinción y de colonización de

especies. La extinción se correlaciona negativamente con el área de la isla y la colonización negativamente con la distancia a la fuente de colonizadores. De lo anterior se deduce que islas pequeñas y aisladas podrían soportar un número menor de especies que islas más grandes y cercanas a una fuente de colonizadores. Fragmentos pequeños soportarían especies con poblaciones más pequeñas, más susceptibles a la extinción al estar sometidas a eventos estocásticos de origen demográfico (e.g., que todos los individuos nacidos sean machos), ambiental (e.g., cambios de clima impredecibles, catástrofes naturales) o genético (e.g., retrocruzas, mutaciones, pérdida de diversidad genética) (Saunders *et al.*, 1991; Noss y Csutti, 1994; Fahrig y Grez, 1996). Además dichos fragmentos pequeños tendrían menor probabilidad de interceptar individuos que están dispersándose, disminuyendo la inmigración de nuevas especies (Nos y Csuti, 1994; Fahrig y Grez, 1996).

Otra teoría utilizada en estudios de fragmentación y que se relaciona al aislamiento y tamaño de los fragmentos remanentes es la Teoría de Metapoblaciones (Levins, 1969, Hanski y Gilpin, 1997), la cual se refiere a la sobrevivencia de un conjunto de poblaciones locales conectadas a través de la dispersión de individuos. Ésta postula que dentro de un conjunto de poblaciones pueden existir extinciones de poblaciones locales, pero la metapoblación podrá persistir siempre y cuando haya una mayor tasa de inmigración que de extinción. Para que la metapoblación persista, debe existir una conectividad entre los fragmentos remanentes que asegure el intercambio de individuos y con ello la recolonización de poblaciones locales numéricamente deprimidas.

## **2.4 Efecto borde**

Los cambios que genera la matriz sobre los fragmentos son conocidos como “efectos de borde” y tienden a ser más notorios en los primeros metros hacia el interior de los fragmentos. La forma y el tamaño del fragmento determinan cuanta de su superficie queda expuesta a los efectos del borde. Por ejemplo, en fragmentos demasiados pequeños e irregulares el efecto podría estar presente en todo el fragmento. Por otro lado, aquellos más alargados tienen proporcionalmente más borde en comparación con fragmentos de forma

circular o cuadrada con igual área y, por lo tanto, quedan más expuestos a los efectos de la matriz.

Los efectos de borde pueden ser abióticos y bióticos (Murcia, 1995):

a) Efectos de borde abióticos: son los cambios de las condiciones ambientales en los bordes de los fragmentos producto de la cercanía con la matriz, la cual posee una estructura diferente (e.g., plantaciones agrícolas, forestales, pastizales). Los cambios microclimáticos son los más evidentes, tales como la intensidad de la luz, temperatura, viento e incidencia del fuego (Saunders *et al.*, 1991; Noss y Csuti, 1994; Bustamante y Grez, 1995; Murcia, 1995). Por ejemplo, la luminosidad, temperatura y velocidad del viento generalmente disminuyen hacia el interior del fragmento, en cambio, la humedad del suelo aumenta (Saunders *et al.*, 1991). Por otra parte, el aumento en las turbulencias y en la velocidad del viento en los bordes puede contribuir a la incorporación de material proveniente de la matriz tales como polvo, semillas exóticas, insectos, entre otros, que podrían alterar la estructura y composición original del fragmento. Adicionalmente, el viento puede alterar las características de la superficie del suelo, disminuyendo su humedad y, por ende, aumentando la desecación, provocando una mayor mortalidad de árboles, acumulación de troncos y hojas en los bordes. Frente a esta situación el borde se encuentra más susceptible a la acción del fuego (Primack, 1993) que por lo general es de origen humano debido a la cercanía con la matriz.

b) Efectos de borde bióticos: son las modificaciones que sufren las especies producto de la fragmentación. Según el atributo ecológico que es afectado se clasifican en efectos bióticos directos y efectos bióticos indirectos (Bustamante y Grez, 1995; Murcia, 1995).

Los efectos bióticos directos son los cambios en la abundancia poblacional, riqueza y composición de especies en un fragmento. Estos efectos son originados por las modificaciones en las condiciones ambientales y por la presencia del borde mismo, ambos a su vez, pueden provocar cambios en la estructura y composición de la vegetación del borde (Murcia, 1995). Por ejemplo, el aumento de luz en los bordes favorecería el establecimiento allí de especies pioneras sombra intolerantes y un aumento de la

mortalidad de plantas de interior. Por ello aumenta la probabilidad de que los fragmentos sean invadidos por especies nuevas, en su mayoría generalistas, provenientes de la matriz (Santos y Tellería, 1998). El éxito de las especies del hábitat original, está estrechamente relacionado con la tolerancia fisiológica de cada especie y a su capacidad de adaptación a las nuevas condiciones, sumado a la proporción de borde del fragmento.

Los efectos bióticos indirectos se refieren a los cambios en la dinámica o intensidad de interacciones ecológicas, tales como depredación, parasitismo, competencia, herbivoría, polinización o dispersión de semillas. Por ejemplo, en fragmentos de Bosque Maulino, el consumo de semillas de *Nothofagus glauca* es superior en el borde que en el centro (Donoso *et al.*, 2004). En cambio, en bosques fragmentados de Chiloé, la granivoría es mayor en el centro que en los bordes de los fragmentos (Díaz *et al.*, 1999). Estos cambios bióticos indirectos son consecuencia de los efectos bióticos directos (Murcia, 1995). Esta cascada de efectos abióticos y bióticos podrían determinar cambios a largo plazo en la composición, estructura y funcionamiento de los fragmentos remanentes (Laurance y Bierregaard, 1997).

### 3. INSECTOS Y FRAGMENTACIÓN

Los insectos son el grupo con mayor riqueza de especies conocidas, con aproximadamente un millón descritas. Poseen generalmente dos pares de alas, aunque en los dípteros el segundo par se ha modificado (Brown, 2001b). El gran éxito de este grupo se debe a la plasticidad alimentaria y a la capacidad reproductiva, además de su gran adaptabilidad a los distintos medios, (e.g., aire, suelo, sobre y bajo el agua, plantas, animales, sustratos orgánicos e inorgánicos) (Artigas, 1994). Por otro lado y no menos importante, también ha contribuido a su éxito el pequeño tamaño y la eficiencia del vuelo, esto les permite vivir en grietas y espacios reducidos, así como en sustratos vegetales o animales, pudiendo acceder a lugares que otros organismos no alcanzan, (Artigas, 1994). En relación a la vegetación, se encuentran desde las raíces hasta las copas más altas de los árboles, incluso debajo de sus cortezas.

Los insectos son de gran importancia para el hombre y el ecosistema, ya sea por los beneficios que ofrecen o bien por los daños que causan. Desde el punto de vista biológico cumplen una labor de mantención y producción en los suelos al formar parte de la hipofauna, sobre todo en estados larvarios, donde contribuyen a la oxigenación y transporte de partículas minerales y orgánicas entre las distintas capas de suelo. Actúan como descomponedores de la vegetación, de organismos muertos o sustratos orgánicos, además son parte importante en la dieta de numerosos vertebrados e invertebrados. Otros forman parte de ciclos biológicos de nematelmintos, protozoos, bacterias, como hospederos intermediarios (Artigas, 1994). Cuatro grupos funcionales pueden ser reconocidos: herbívoros, polinizadores, depredadores (incluyendo los parasitoides) y descomponedores (Didham, 1997). Para la ciencia constituyen un valioso sustrato de estudios evolutivos, genéticos y ecológicos (e.g., estudios de impacto ambiental, donde son excelentes indicadores biológicos de grados de contaminación, calidad de agua) (Artigas, 1994; González y Coscarón, 2005). Por último, económicamente causan daños o destruyen cultivos, además de ser transmisores de numerosas enfermedades para las plantas, animales y el hombre (Artigas, 1994).

Habitualmente, los insectos son afectados por la fragmentación del hábitat variando su composición, riqueza o abundancia, lo que debido a su rol fundamental en procesos ecológicos podría alterar el funcionamiento del ecosistema (Didham, 1997). Los efectos de la fragmentación sobre la fauna de insectos pueden ser variados. Su riqueza o abundancia puede disminuir, mantenerse o incluso aumentar a medida que el tamaño del fragmento se reduce (Kruess y Tschardtke, 2000). Generalmente los fragmentos más pequeños, mantienen ensambles de insectos menos abundantes y diversos, comparados con el bosque continuo (Didham, 1997). Por ejemplo, en Alemania la riqueza de especies de mariposas se correlaciona positivamente con el tamaño del fragmento (Tschardtke *et al.*, 2002); lo mismo ocurre con la riqueza y abundancia de un ensamble de coleópteros en el bosque fragmentado de Fray Jorge, Chile (Barbosa y Marquet, 2002), así como también en coleópteros carroñeros en bosques fragmentados de la Amazonia y de Nueva York (Klein, 1989; Gibbs y Stanton, 2001). Sin embargo, hay evidencias que demuestran el efecto inverso; por ejemplo, en los bosques fragmentados de Nueva York mencionados anteriormente, los dípteros fueron más abundantes en los fragmentos más pequeños de

bosque (Gibbs y Stanton, 2001). Otro estudio en fragmentos de bosque, en Hungría y Ucrania, demostró también una correlación negativa entre el número total de especies de carábidos (Coleoptera) y el tamaño de los parches (Magura *et al.*, 2001). Los estudios demuestran que las comunidades, poblaciones o especies responden de manera diferente y en distinto grado a la fragmentación de bosques (Didham, 1997).

#### 4. DIPTEROS

Los dípteros son uno de los grupos más abundantes y diversos de insectos, con más de 124.000 especies descritas, aunque se cree que existe más de un millón (Brown, 2001a). Están presentes en todas las regiones biogeográficas, incluso Antártica. Se caracterizan por tener un solo par de alas funcionales y la reducción del segundo par, en unas estructuras conocidas como halteres o balancines que tienen función de equilibrio durante el vuelo (Brown, 2001b). Son clasificados en dos subórdenes. El primero, Nematocera, son pequeños dípteros caracterizados por tener largas antenas con muchos segmentos, de cuerpo y extremidades delgadas y frágiles, con una probóscide especializada para succionar o lamer (Brown, 2001b; Borror *et al.*, 1989), muchos son visitantes de flores o antófilos lo cual no significa que sean polinizadores en estricto rigor (Larson *et al.*, 2001). Dentro de estos, la familia Mycetophilidae es una de las más abundantes; la presencia de pelos o cerdas en su cuerpo lo sitúan como un polinizador importante de *Aristolochiaceae* en bosques de Japón y California (Larson *et al.*, 2001), así como también en cuatro especies del género *Mitella* (*Saxifragaceae*) distribuidas en Japón (Okuyama *et al.*, 2004). Por otra parte al segundo suborden, Brachycera, pertenecen la mayoría de los dípteros. Se caracterizan por la fusión o reducción de segmentos antenales usualmente a tres segmentos, de cuerpos más robustos y de mayor talla (Borror *et al.*, 1989; Brown, 2001a). En general sus larvas son depredadoras o parasitoides, aunque también se describen algunas fitófagas (Tephrididae) o saprófagas (Brown, 2001a). Al igual que otros grupos de insectos, los dípteros son holometábolos, es decir, realizan metamorfosis completa pasando por cuatro estados (huevo, larva, pupa y adulto). Generalmente los huevos son pequeños, los cuales son depositados en forma individual o de masas irregulares, eclosionando rápidamente,

aunque en algunos es conocida la diapausa (Colless y McAlpine, 1996). Los dípteros en su mayoría, se alimentan fundamentalmente en el estado larvario, período en que incorporan la mayor cantidad de nutrientes que les permiten crecer (Brown, 2001a). Según su hábito de vida, las larvas se clasifican en:

Descomponedoras: se alimentan de materia orgánica en descomposición o de detritus orgánicos. Reciben la mayor parte de los nutrientes de los microorganismos o bacterias descomponedoras que se encuentran presentes y no del sustrato propiamente tal.

Herbívoras: se alimentan de plantas. Algunos dípteros son considerados plagas en la agricultura ya que pueden atacar todas las partes de la planta.

Depredadoras: se alimentan de animales vivos, por ello muchos dípteros son considerados controladores biológicos.

Parasitoides: se desarrollan en un hospedero simple, al que le ocasionan la muerte. Parasitan usualmente a otros insectos y en menor grado a moluscos, miriápodos o arañas.

Parásitas: se desarrollan y viven en su hospedero pero no les causan la muerte. Los más estudiados son los que afectan a los mamíferos domésticos.

Larvas de vida no libre: son retenidas en el abdomen de la hembra y se nutren en su interior de secreciones de glándulas accesorias presentes en éstas.

En su estado adulto los dípteros prácticamente sólo ingieren algunos carbohidratos del néctar de las flores para obtener energía y poder volar. Otros grupos necesitan fuentes de nitrógeno como es el polen para la maduración de sus huevos o de su aparato reproductor, por lo que son considerados importantes visitantes de flores (antófilos) y polinizadores. Algunos parasitoides se alimentan de hemolinfa tras la oviposición, en cambio otros son hematófagos, estercoleros, carroñeros o depredadores de otros insectos. En esta etapa sus funciones principales son la dispersión y la reproducción (Brown, 2001a). La mayoría de los dípteros tienen sexos separados, la partenogénesis es rara aunque existe en ciertas familias (e.g., algunas especies de Psychodidae, Chironomidae). La hembra es inseminada periódicamente por un número de machos, sin embargo algunas especies se cruzan sólo una vez (Colless y McAlpine, 1996).

Los hematófagos son los responsables de transmitir ciertas enfermedades como malaria, filariasis, leishmaniosis, tripanosomiasis y numerosos arbovirus como Fiebre Amarilla, Dengue y ciertas encefalitis. La mayoría de los vectores pertenecen a la familia Culicidae sin embargo también se describen ciertas especies pertenecientes a familias de Simuliidae, Ceratopogonidae, Psychodidae, Glossinidae y Tabanidae. Otra como la mosca doméstica (*Musca domestica*), es un vector mecánico cosmopolita de múltiples enfermedades entéricas (Colless y McAlpine, 1996).

Se estima que sólo el 10% de las especies a nivel mundial han sido descritas (Brown, 2001a); por lo que aún es necesario profundizar más en la conservación y sistemática de los dípteros. Por otro lado son pocos los estudios acerca de cómo la fragmentación del hábitat afecta a los dípteros. Los métodos de muestreos utilizados habitualmente capturan gran número de dípteros en comparación con otros órdenes, por lo que los análisis estadísticos tienden a ser robustos. Sin embargo, la identificación de dípteros es muy compleja, lo que ha contribuido a que ellos sean todavía virtualmente ignorados en estudios de biodiversidad terrestre (Kitching *et al.*, 2004), a pesar que muchas especies se pierden con la deforestación (Brown, 2001a). Dado el amplio espectro de roles ecológicos cubierto por este grupo de insectos y su gran abundancia relativa respecto a otros insectos su estudio es de gran importancia.

## 5. DIPTEROS DE CHILE

En Chile se conocen alrededor de 3.000 especies de dípteros, siendo para muchos taxa la información biológica escasa o bien inexistente (González, 1995). El número de especies registradas podría aumentar significativamente con futuros estudios y prospectando en áreas escasamente exploradas desde el punto de vista taxonómico (González y Coscarón, 2005). La fauna de dípteros muestra un alto grado de endemismo y constituye el segundo grupo en importancia como polinizadores después de Hymenoptera, sobre todo cuando estos últimos son menos abundantes, como ocurre en hábitats andinos (González y Flores, 2004). Se estima que en la cordillera de la costa y áreas adyacentes de la región templada de Chile, los dípteros están representados por 43 familias, 190 géneros y

395 especies pertenecientes a los dos subórdenes de Diptera (González y Coscarón, 2005). Las familias más diversificadas son Tipulidae (con 109 especies, 94 de las cuales han sido descritas exclusivamente en la cordillera de la costa) y Mycetophilidae (con 36 especies), debido probablemente a que los requerimientos de sus estados inmaduros se cumplen idealmente en estos hábitats (González y Coscarón, 2005).

La fuerte intervención antrópica, contaminación y destrucción de ambientes nativos ha deteriorado los hábitats naturales. En zonas boscosas, los estados larvarios de muchas familias de dípteros son estrictamente terrestres o bien fitófagos, alimentándose de plantas nativas. Por ejemplo, las 11 especies de la familia Cecidomyiidae encontradas en la cordillera de la costa y áreas adyacentes de la región templada de Chile, son exclusivas de esta zona, siendo sus estados inmaduros fitófagos, altamente especie-específicos. Esto pone en evidencia que pueden ser muy susceptibles a perturbaciones de origen antrópico (González y Coscarón, 2005).

Desde el punto de vista sanitario los dípteros tienen gran importancia, tal vez más que otros grupos de insectos, tanto para el hombre como para los animales y vegetales. Para el ser humano, no hay antecedentes en Chile de que especies de Culicidae, Ceratopogonidae y Tabanidae sean vectores de enfermedades como sí ocurre en países limítrofes (González y Coscarón, 2005). Otras especies vectores de enfermedades, simplemente no se encuentran en Chile o al menos no han sido registradas. Existen algunas familias pertenecientes al suborden Brachycera que afectan a los animales domésticos (e.g. Tabanidae, Oestridae, Calliphoridae). Los cultivos vegetales son dañados principalmente por algunas especies de la familia Tephritidae. Por otro lado, se describe la acción benéfica de numerosas especies de Syrphidae, Bombyliidae, Mydidae, Stratiomyidae entre otros, como importantes polinizadores siendo las dos primeras las más importantes mundialmente e incluso para nuestra flora nativa (González y Coscarón, 2005).

## 6. EL BOSQUE MAULINO

Los bosques nativos se encuentran entre los ecosistemas que han sufrido mayor grado de fragmentación. Tal es el caso del bosque Maulino, ubicado en la zona costera de la

Región del Maule, entre Los Altos del Licantén (35°55'S) y el río Itata (36°20'S). Entre los años 1975 y 2000, un 67% de este bosque ha desaparecido, quedando hoy en día conformado por parches aislados, generalmente menores a 100 ha (Echeverría *et al.*, 2006). Su perturbación inicial fue motivada por la necesidad de una agricultura de subsistencia, para obtener madera de construcción y material combustible (leña y carbón). Sin embargo, en la actualidad el bosque se encuentra en una situación de extrema fragilidad, debido fundamentalmente a que la mayor parte de los suelos se encuentran reforestados por plantaciones comerciales de especies exóticas, tales como pino (*Pinus radiata*) y eucalipto (*Eucalyptus globosus*) (San Martín y Donoso, 1997). Las miles de hectáreas cubiertas por una superficie uniforme de estas especies exóticas representan funcionalmente y fisonómicamente un cambio brusco en el paisaje, respecto al año 1950, lo que podría traer consecuencias significativas para la conservación de la biodiversidad (Estades y Escobar, 2005). Las plantaciones forestales serán componentes principales del paisaje por un tiempo más, no obstante son menos nocivas de lo que puede ser el uso de la tierra con fines agrícolas. Se ha demostrado que las plantaciones de pino han disminuido el grado de erosión y presentan menor intervención antrópica que los cultivos agrícolas (Estades y Escobar, 2005).

Actualmente el bosque Maulino costero está protegido sólo en dos Áreas Silvestres Protegidas (ASP): Reserva Nacional Los Ruiles y Reserva Nacional los Queules, que en conjunto suman 190 hectáreas (45 ha y 145 ha, respectivamente) (Bustamante *et al.*, 2005). El bosque Maulino costero es un ecosistema forestal único en Chile y en el mundo, de tipo templado. Constituye una zona de transición entre el margen sur de la zona con sequía estival prolongada, típica de Chile central, dominada por bosques esclerófilos y el límite norte de las especies del bosque húmedo austral. Este bosque es florística y fisonómicamente diverso, de gran importancia biológica por la presencia de especies endémicas o en peligro de extinción (Bustamante *et al.*, 2005). Destaca la variabilidad de especies de *Nothofagus* presentes en este bosque, especies arbóreas caducifolias, siendo la dominante *Nothofagus glauca* (hualo). Otras especies son *N. alessandrii* (ruil), *N. antarctica* (ñirre) y las acompañantes que varían según las condiciones de humedad. En quebradas protegidas y sitios bajos, las especies acompañantes son *Persea lingue* (lingue), *Gevuina avellana* (avellano), *Nothofagus obliqua* (roble), *Lomatia dentata* (avellanillo). En

zonas más secas las especies acompañantes son de carácter esclerófilo, tales como *Lithraea caustica* (litre), *Peumus boldus* (boldo), *Cryptocarya alba* (peumo), *Quillaja saponaria* (quillay), *Kageneckia oblonga* (bollen) y *Citronella mucronata* (naranjillo). Dentro de este bosque existen otras formaciones boscosas y de matorral con especies siempreverdes como *N. dombeyi* (coigue), *Aristotelia chilensis* (maqui) y *Gomortega keule* (queule) (San Martín y Donoso, 1997; Bustamante *et al.*, 2005).

La matriz que rodea al bosque continuo y a los fragmentos está compuesta por plantaciones de pino de aproximadamente 25 años. Presenta un sotobosque desarrollado que alberga unas pocas especies de árboles nativos dominados por *N. glauca*, arbustos nativos sucesionales tempranos, como *A. chilensis* y especies exóticas como *Teline monspessulana* (teline) y *Rosa moschata* (rosa mosqueta).

## 7. EFECTOS DE LA FRAGMENTACIÓN DEL BOSQUE MAULINO SOBRE INSECTOS

En este bosque se ha estudiado la respuesta de algunos insectos a la fragmentación, con resultados que varían según el grupo taxonómico. De las cinco familias de coleópteros asociados a la descomposición de heces de vacunos capturadas más frecuentemente (Staphylinidae, Ptiliidae, Ptinidae, Melyridae y Zopheridae), las cuatro primeras tuvieron abundancias significativamente mayores en el bosque continuo que en los fragmentos de bosque remanente y en la matriz de pino. En cambio Zopheridae fue más abundante en las plantaciones de pino. La riqueza de especies no difirió entre los tres tipos de hábitat (Bustamante-Sánchez *et al.*, 2004). Contrario a lo anterior, los coleópteros epigeos tuvieron una mayor abundancia y riqueza de especies en los fragmentos que en el bosque continuo, siendo Carabidae particularmente abundantes en los fragmentos (Moreno, 2001; Grez, 2005). Por otra parte, la abundancia total y la riqueza de especies de insectos herbívoros asociados al follaje de cuatro especies arbóreas (*C. alba*, *A. chilensis*, *N. glauca*, *N. obliqua*) presentes en este bosque no fueron afectadas por la fragmentación, aunque sí su composición. A nivel de orden, Diptera fue más abundante en el bosque continuo, en cambio Hemiptera lo fue en los fragmentos (Jaña y Grez, 2004). Semejantes resultados se

obtuvieron en un estudio de insectos herbívoros asociados a *A. chilensis*, donde la abundancia y riqueza de especies no se afectó por la fragmentación, aunque sí la composición. En este caso los órdenes con mayor número de especies fueron Coleoptera, Hemiptera y Diptera (Vásquez, 2004; Vásquez *et al.*, 2006).

Debido al tipo de técnicas de muestreo utilizado en estudios anteriores (i.e., sacudido de follaje sobre paraguas y trampas Barber), las que no colectan eficientemente insectos voladores como los dípteros, la información disponible sobre cómo la fragmentación del bosque Maulino afecta a este grupo de insectos es escasa. Esto, sumado a la importancia biológica que los dípteros tienen en el funcionamiento ecosistémico, hace necesario nuevos estudios, como el que se realizó en esta Memoria de Título.

## OBJETIVO GENERAL

Describir la composición, riqueza y abundancia de dípteros asociados a fragmentos de diferente tamaño de bosque Maulino y a la matriz de plantaciones de pino.

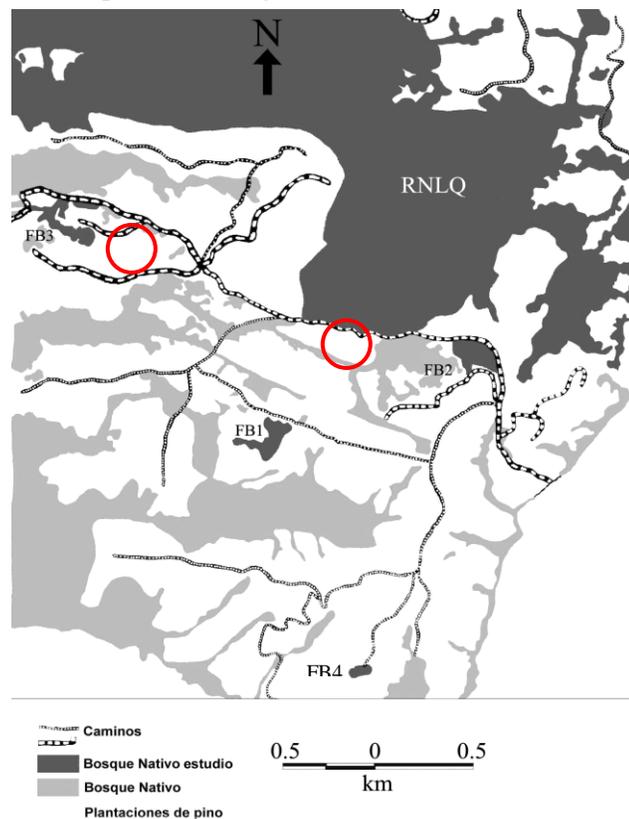
## OBJETIVOS ESPECIFICOS

1. Identificar la fauna de dípteros asociados a la vegetación nativa del bosque Maulino y a plantaciones exóticas de pino.
2. Comparar la composición, riqueza y abundancia de dípteros asociados a fragmentos de diferente tamaño de bosque nativo y plantaciones de pino.

## MATERIALES Y METODOS

El trabajo de campo se llevó a cabo en el bosque Maulino de la VII Región, específicamente en la Reserva Nacional Los Queules ( $35^{\circ}59'19''\text{S}$ ,  $72^{\circ}41'15''\text{O}$ ), en cuatro fragmentos remanentes de bosque nativo de distinto tamaño que fluctúan entre 2 a 4 ha y en plantaciones de pino aledañas. Los fragmentos, en su conjunto, contienen un mayor número de especies arbóreas que el bosque continuo de mayor área de la RNLQ, aún cuando el área sumada de los cuatro fragmentos es mucho menor que el área de la Reserva (Bustamante *et al.*; 2005).

La superficie de la Reserva es de 145 ha, que sumada a los terrenos vecinos privados forman en conjunto un área de bosque continuo de 600 ha, siendo el fragmento de bosque Maulino de mayor tamaño que existe hoy en día.



**Figura 1:** Distribución geográfica del bosque Maulino. Se puede observar el bosque continuo, formando parte de este la Reserva Nacional Los Queules (RNLQ), los cuatro fragmentos de bosque nativo remanentes (FB1, FB2, FB3, FB4) e indicado con los círculos en rojo, las dos áreas de matriz de pino utilizadas en el estudio.

Los muestreos de dípteros se realizaron bimensualmente, entre Noviembre de 2003 y Septiembre de 2004, con el objetivo de considerar un ciclo anual. En total, se colocaron 120 trampas distribuidas de la siguiente manera: 40 trampas en la Reserva, 40 en los fragmentos (10 trampas en cada uno) y 40 en la matriz de pino (20 en dos áreas diferentes). Todas las trampas se situaron hacia el interior de las distintas zonas de estudio (Reserva, Fragmentos y Matriz). El modelo de trampa empleado para la recolección de insectos es una modificación de trampa para coleópteros japoneses (*Popillia japonica*) (Fig. 2). Cada trampa, de aproximadamente 50 cm. de alto, consiste en un sistema de 4 paletas de 25 x 11 cm., dispuestas de manera perpendicular (Fig. 2, a) que intercepta los insectos, los cuales caen a un embudo (Fig. 2, b). El mismo permanece fijado por su zona de menor diámetro a la tapa de un contenedor plástico (Fig. 2, c). Este último, de forma cilíndrica, transparente, de 13 cm. de altura, 12 cm. de diámetro y 250 cc de volumen, contiene en su interior una solución de agua, formalina y detergente donde caen y mueren finalmente los insectos. En la parte superior de las paletas se ubica un plato plástico invertido (Fig. 2, d) de 30 cm. de diámetro para evitar la colección de agua de lluvia.



**Figura 2:** Modelo de trampa utilizado para la captura de dípteros

Con el fin de homogeneizar las condiciones locales de los puntos de muestreo y disminuir el error experimental asociado a la naturaleza de la vegetación, cada trampa se ubicó en árboles de *A. chilensis* (maqui), una de las pocas especies de árboles presente tanto en el bosque continuo, fragmentos y plantaciones de pino, a una altura promedio de 1,5 a 2 m del suelo. Si bien la utilización de un sólo tipo de árbol y a una misma altura podría resultar en una colecta incompleta de los dípteros presentes en el área de estudio (i.e., no colectar aquellos insectos que vuelan cercanos a otras especies de árboles o a estratos verticales distintos), en esta memoria sólo interesaba evaluar sí, bajo las mismas condiciones locales, la fauna de dípteros colectada cambiaba en fragmentos de distinto tamaño de bosque nativo y en plantaciones de pino.

Las trampas permanecieron en los mismos puntos de muestreo a lo largo de todo el estudio. Ellas se colocaron a inicios de Noviembre de 2003, Enero, Marzo, Mayo, Julio y Septiembre de 2004. Luego de 30 días, los insectos colectados fueron retirados, trasladados al laboratorio y conservados en alcohol de 70°. Los dípteros se contaron e identificaron a nivel de familias a partir de claves taxonómicas (Borror *et al.*, 1989), por comunicación personal con el Profesor Christian González (Universidad Metropolitana de Ciencias de la Educación) y comparación con colecciones entomológicas de referencia, como las del laboratorio del Instituto de Entomología de la Universidad Metropolitana de Ciencias de la Educación.

## **Análisis Estadístico**

La abundancia y riqueza de insectos por trampa en el bosque continuo, los fragmentos de menor tamaño y plantaciones de pino se compararon mediante análisis de varianza (ANDEVA) para medidas repetidas, con el tiempo como medida repetida en el programa computacional STATISTICA 6 (Statsoft, Inc. 2001). El hábitat y la fecha fueron las variables independientes, mientras que la abundancia y riqueza las variables dependientes. Como prueba *a posteriori* luego del ANDEVA, se utilizó la prueba de Tukey, con  $\alpha=0,05$ .

El modelo del ANDEVA es:

$$VR = \mu + H_{(j)} + F_{(i)} + \xi$$

Siendo

VR: Variable respuesta (abundancia o riqueza)

$\mu$  = Media (abundancia o riqueza)

H = Hábitat (bosque continuo, fragmentos, plantaciones de pino)

F = Fecha (meses)

$\xi$  = Error experimental

La similitud en la composición de dípteros entre el bosque continuo, los fragmentos y matriz de pino para el total de colectas en el período de estudio, se realizó mediante un análisis de conglomerados, método exploratorio de datos que permite conocer mejor la estructura de las observaciones y/o variables en estudio. Las técnicas de clasificación basadas en agrupamientos implican la distribución de las unidades de estudio en clases o categorías (conglomerado), de manera tal que cada conglomerado reúne unidades cuya similitud es máxima bajo algún criterio. Es decir los objetos de un mismo grupo comparten el mayor número permisible de características y los objetos en diferentes grupos tienden a ser distintos. El análisis se realizó mediante el método de agrupamiento Encadenamiento promedio (average linkage) ó UPGMA (unweighted pair-group method using an arithmetic average). En este método la distancia entre dos conglomerados se obtiene promediando todas las distancias entre pares de objetos, donde un miembro del par pertenece a uno de los conglomerados y el otro miembro al segundo conglomerado. Se han propuesto varias expresiones para calcular la distancia promedio (programa InfoStat). En el análisis, la distancia utilizada fue la *Euclidean*. Esta agrupación considera las abundancias relativas de las diferentes familias. Los datos fueron estandarizados antes de realizar el agrupamiento. Los resultados se aprecian en un dendrograma, en el que se pueden observar las uniones y/o divisiones que se van realizando en cada nivel del proceso de construcción de conglomerados. El punto de corte arbitrario se traza a una distancia igual al 50% de la distancia máxima.

# RESULTADOS

## 1. Resultados Generales

A lo largo del estudio se colectaron 106.879 dípteros, pertenecientes a 22 familias (Tabla 1). En general, las familias más abundantes fueron Mycetophilidae, representando el 88,4% del total de individuos capturados, seguidos por Sciaridae y Chironomidae que acumulan ambas el 7,3 % del total de individuos. A finales de primavera, en Noviembre, se capturó la menor cantidad de individuos de todo el estudio (0,26%). Las familias más relevantes en este período fueron Sciaridae (32,3%) y Mycetophilidae (31,0%). En Enero ambas familias también fueron dominantes (23,5% y 47,5% respectivamente). En cambio a inicios de otoño, en Marzo, la familia con mayor dominio fue Cecidomyiidae (64,2%), seguida por Sciaridae (21,0%). El invierno y el inicio de la primavera fueron las épocas de mayor captura de dípteros (Julio 52,7% y Septiembre 37,4%), representando en conjunto el 90,1% del total de individuos colectados en todo el estudio. En esta época, Mycetophilidae fue la familia dominante, alcanzando en Julio el 95% y en Septiembre el 85% del total de la fauna capturada (Tabla 1).

**Tabla 1.** Abundancia total y de familias de dípteros (promedio de individuos / trampa  $\pm$  1 ee) en cada fecha de muestreo. Entre paréntesis se muestra la abundancia relativa de cada familia por mes, en %.

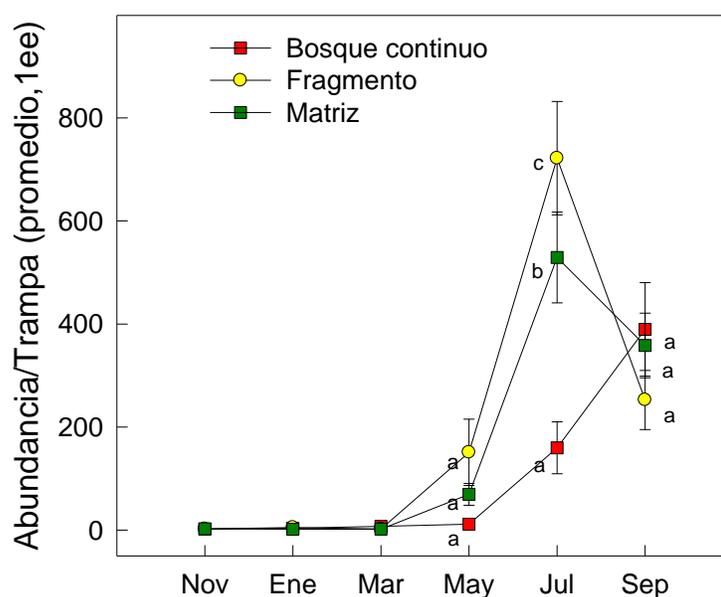
INDIVIDUOS POR TRAMPA $\pm$ 1 ee						
Familia	Noviembre	Enero	Marzo	Mayo	Julio	Septiembre
Mycetophilidae	0,73 $\pm$ 0,10 ( 31,0)	1,68 $\pm$ 0,53 ( 47,5)	0,18 $\pm$ 0,05 ( 5, 0)	57,93 $\pm$ 19,42 ( 75,0)	444,65 $\pm$ 50,85 ( 95,0)	281,90 $\pm$ 37,86 ( 85,0)
Chironomidae	0,03 $\pm$ 0,02 ( 1,4)	0,00 $\pm$ 0,00 ( 0)	0,00 $\pm$ 0,00 ( 0)	9,65 $\pm$ 1,48 ( 12,5)	3,57 $\pm$ 0,40 ( 0,76)	7,4 $\pm$ 0,72 ( 2,2)
Ceratopogonidae	0,00 $\pm$ 0,00 ( 0)	0,00 $\pm$ 0,00 ( 0)	0,00 $\pm$ 0,00 ( 0)	0,15 $\pm$ 0,15 ( 0,2)	0,02 $\pm$ 0,01 ( 0)	0,00 $\pm$ 0,00 ( 0)

Trichoceridae	0,00 ± 0,00 (0)	0,01 ± 0,01 (0,24)	0,01 ± 0,01 (0,2)	0,11 ± 0,04 (0,1)	2,55 ± 1,11 (0,5)	0,08 ± 0,03 (0)
Tipulidae	0,37 ± 0,07 (0)	0,08 ± 0,04 (2,1)	0,00 ± 0,00 (0)	0,36 ± 0,09 (0,5)	3,53 ± 0,70 (0,8)	8,07 ± 1,39 (2,4)
Psychodidae	0,00 ± 0,00 (0)	0,00 ± 0,00 (0)	0,00 ± 0,00 (0)	0,03 ± 0,01 (0)	1,38 ± 0,38 (0,3)	2,54 ± 0,53 (0,8)
Sciaridae	0,76 ± 0,12 (32,3)	0,83 ± 0,17 (23,5)	0,78 ± 0,20 (21,0)	4,65 ± 1,42 (6,2)	9,92 ± 1,67 (2,1)	27,16 ± 4,15 (8,1)
Cecidomyiidae	0,16 ± 0,04 (6,7)	0,58 ± 0,27 (16,2)	2,41 ± 0,40 (64,2)	0,50 ± 0,10 (0,6)	0,65 ± 0,18 (0,1)	3,52 ± 0,50 (1,1)
Phoridae	0,07 ± 0,03 (2,8)	0,07 ± 0,04 (2,0)	0,02 ± 0,01 (0,4)	3,36 ± 1,07 (4,4)	3,09 ± 0,70 (0,7)	1,55 ± 0,27 (0,5)
Empididae	0,09 ± 0,03 (3,9)	0,05 ± 0,02 (1,4)	0,01 ± 0,01 (0,2)	0,38 ± 0,12 (0,5)	0,21 ± 0,05 (0)	0,32 ± 0,10 (0,1)
Simuliidae	0,00 ± 0,00 (0)	0,00 ± 0,00 (0)	0,00 ± 0,00 (0)	0,01 ± 0,01 (0)	0,07 ± 0,03 (0)	0,13 ± 0,03 (0)
Anisopodidae	0,00 ± 0,00 (0)	0,02 ± 0,01 (0,5)	0,00 ± 0,00 (0)	0,01 ± 0,01 (0)	0,29 ± 0,10 (0,1)	0,51 ± 0,13 (0,2)
Chloropidae	0,00 ± 0,00 (0)	0,00 ± 0,00 (0)	0,00 ± 0,00 (0)	0,00 ± 0,00 (0)	0,02 ± 0,01 (0)	0,00 ± 0,00 (0)
Axymyiidae	0,00 ± 0,00 (0)	0,00 ± 0,00 (0)	0,00 ± 0,00 (0)	0,00 ± 0,00 (0)	0,01 ± 0,01 (0)	0,00 ± 0,00 (0)
Dolichopodidae	0,00 ± 0,00 (0)	0,03 ± 0,01 (0,7)	0,01 ± 0,01 (0)	0,01 ± 0,01 (0)	0,01 ± 0,01 (0)	0,00 ± 0,00 (0)
Acroceridae	0,00 ± 0,00 (0)	0,00 ± 0,00 (0)	0,02 ± 0,02 (0,4)	0,00 ± 0,00 (0)	0,00 ± 0,00 (0)	0,00 ± 0,00 (0)
Xilophagidae	0,00 ± 0,00 (0)	0,00 ± 0,00 (0)	0,03 ± 0,02 (1,0)	0,00 ± 0,00 (0)	0,00 ± 0,00 (0)	0,00 ± 0,00 (0)
Tachinidae	0,00 ± 0,00 (0)	0,00 ± 0,00 (0)	0,01 ± 0,01 (0,2)	0,00 ± 0,00 (0)	0,00 ± 0,00 (0)	0,00 ± 0,00 (0)
Athericidae	0,00 ± 0,00 (0)	0,00 ± 0,00 (0)	0,21 ± 0,16 (5,6)	0,00 ± 0,00 (0)	0,00 ± 0,00 (0)	0,00 ± 0,00 (0)
Muscidae	0,00 ± 0,00 (0)	0,00 ± 0,00 (0)	0,00 ± 0,00 (0)	0,01 ± 0,01 (0)	0,00 ± 0,00 (0)	0,00 ± 0,00 (0)
Bibionidae	0,00 ± 0,00 (0)	0,01 ± 0,01 (0,2)	0,00 ± 0,00 (0)	0,07 ± 0,07 (0,1)	0,00 ± 0,00 (0)	0,00 ± 0,00 (0)
Scatopsidae	0,00 ± 0,00 (0)	0,00 ± 0,00 (0)	0,00 ± 0,00 (0)	0,02 ± 0,01 (0)	0,01 ± 0,01 (0)	0,00 ± 0,00 (0)
Individuo/a/trampa	2,35 ± 0,24	3,54 ± 0,19	3,75 ± 0,35	77,28 ± 12,26	470,24 ± 50,91	333,49 ± 36,22
Total individuos	<b>282</b>	<b>425</b>	<b>450</b>	<b>9274</b>	<b>56.429</b>	<b>40.019</b>
Familias/trampa	<b>1,5</b>	<b>1,4</b>	<b>1,1</b>	<b>3</b>	<b>5</b>	<b>6</b>
Total de familias	<b>7</b>	<b>11</b>	<b>11</b>	<b>17</b>	<b>18</b>	<b>13</b>

## 2. Abundancia de dípteros asociados a fragmentos de diferente tamaño de bosque nativo y plantaciones de pino.

### 2.1.- Abundancia total

La abundancia total de dípteros varió según el hábitat y también a través del tiempo (Fig. 3, Tabla 2). Desde finales de la primavera y hasta finales del otoño los dípteros totales alcanzaron abundancias similares en los tres hábitats. En invierno, en cambio (Julio), época en que los dípteros alcanzaron la mayor abundancia, ellos fueron significativamente más abundantes en los fragmentos, seguidos por la matriz de pino y el bosque continuo. Posteriormente, a inicios de la primavera, las abundancias volvieron a ser similares en los tres hábitats (Fig. 3).



**Fig. 3:** Abundancia total de dípteros (promedio de individuos / trampa  $\pm$  1 ee) en el bosque continuo, fragmentos de bosque y matriz de pino, entre Noviembre 2003 y Septiembre 2004. Letras diferentes sobre los símbolos indican diferencias significativas dentro de cada mes (Tukey,  $P < 0,05$ ).

**Tabla 2.** Resultados del análisis de varianza de medidas repetidas para el efecto del hábitat (bosque continuo, fragmentos y matriz de pino) y de la fecha de muestreo sobre la abundancia de dípteros totales.

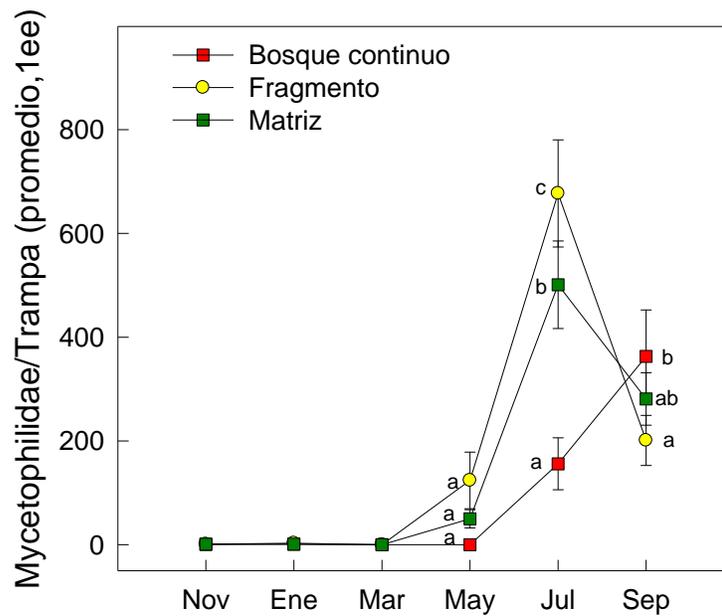
<b>Fuente de variación</b>	<b>gl</b>	<b>F</b>	<b>P</b>
Hábitat	2	6,19	0,003
Error	117		
Fecha	5	51,78	< 0,0001
Fecha*Hábitat	10	6,52	< 0,0001
Error	585		

## 2.2- Abundancia por familia

A continuación se analiza la abundancia de las 5 familias de dípteros más abundantes a lo largo del estudio.

### Mycetophilidae

La abundancia de Mycetophilidae presentó un patrón similar al de abundancias totales, debido a que ésta fue la familia que dominó durante prácticamente todo el estudio, con la excepción de Marzo (véase Tabla 1). Su abundancia fue afectada por el tipo de hábitat, particularmente en invierno e inicios de primavera (Fig. 4, Tabla 3). A partir de Mayo, los Mycetophilidae comenzaron a incrementar sus abundancias en los fragmentos y la matriz de pino, lo cual en el bosque continuo se observa sólo a partir de Julio. En este último mes, los Mycetophilidae fueron significativamente más abundantes en los fragmentos, seguidos por la matriz, y menos abundantes en el bosque continuo (Fig. 4). En Septiembre, la abundancia en los fragmentos y matriz declinó respecto a Julio, en tanto que en el bosque siguió incrementando, quedando el bosque continuo como el hábitat de mayor recolección, con la matriz en una situación intermedia, seguidos por los fragmentos (Fig. 4).



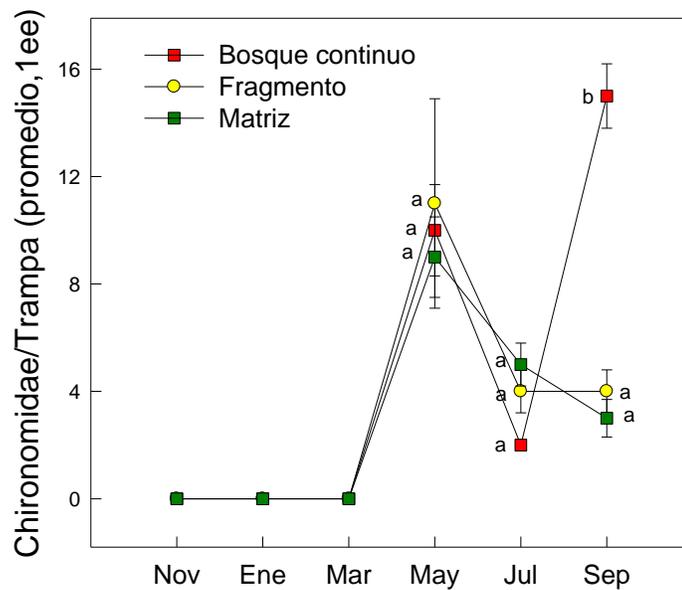
**Fig. 4:** Abundancia de Mycetophilidae (promedio de individuos / trampa  $\pm$  1 ee) en el bosque continuo, fragmentos de bosque y matriz de pino, entre Noviembre 2003 y Septiembre 2004. Letras diferentes sobre los símbolos indican diferencias significativas dentro de cada mes (Tukey,  $P < 0,05$ ).

**Tabla 3.** Resultados del análisis de varianza de medidas repetidas para el efecto del hábitat (bosque continuo, fragmentos y matriz de pino) y de la fecha de muestreo sobre la abundancia de Mycetophilidae.

Fuente de variación	gl	F	P
Hábitat	2	5,23	0,007
Error	117		
Fecha	5	52,02	< 0,0001
Fecha*Hábitat	10	6,91	< 0,0001
Error	585		

## Chironomidae

La abundancia de Chironomidae fue afectada por el tipo de hábitat, particularmente en septiembre (Fig. 5, Tabla 4). Los tres primeros meses del estudio la colecta fue escasa o nula. Sin embargo, en Mayo la abundancia por trampa incrementó, aunque de manera similar en los tres hábitats. A partir de Julio las abundancias disminuyeron, pero en Septiembre esta familia incrementó significativamente en el bosque continuo (Fig.5).



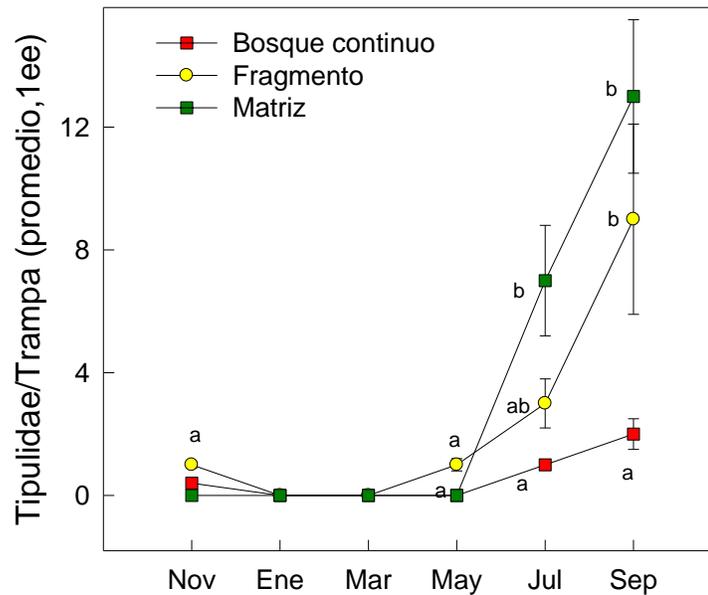
**Fig. 5:** Abundancia de Chironomidae (promedio de individuos / trampa  $\pm$  1 ee) en el bosque continuo, fragmentos de bosque y matriz de pino, entre Noviembre 2003 y Septiembre 2004. Letras diferentes sobre los símbolos indican diferencias significativas dentro de cada mes (Tukey,  $P < 0,05$ ).

**Tabla 4.** Resultados del análisis de varianza de medidas repetidas para el efecto del hábitat (bosque continuo, fragmentos y matriz de pino) y de la fecha de muestreo sobre la abundancia de Chironomidae.

<b>Fuente de variación</b>	<b>gl</b>	<b>F</b>	<b>P</b>
Hábitat	2	4,69	0,011
Error	117		
Fecha	2	11,43	< 0,0001
Fecha*Hábitat	4	9,63	< 0,0001
Error	234		

## Tipulidae

La abundancia de Tipulidae fue afectada por el tipo de hábitat, específicamente en Julio y Septiembre (Fig. 6, Tabla 5). Desde finales de primavera (Noviembre), hasta finales del otoño (Mayo), las abundancias fueron muy bajas y similares en los tres hábitats. En cambio en Julio y Septiembre el número de individuos por trampa aumentó, particularmente en este último mes, en el cual las abundancias fueron similares en la matriz y los fragmentos y significativamente menores en el bosque continuo (Fig. 6).



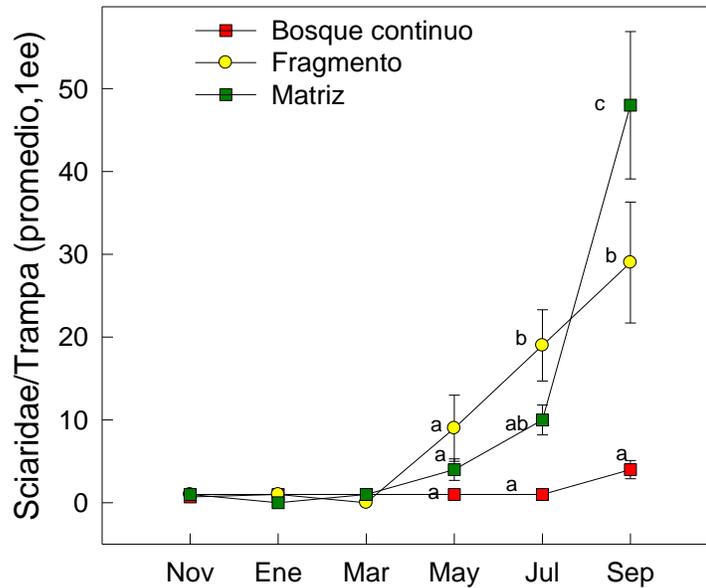
**Fig. 6:** Abundancia de Tipulidae (promedio de individuos / trampa  $\pm$  1 ee) en el bosque continuo, fragmentos de bosque y matriz de pino, entre Noviembre 2003 y Septiembre 2004. Letras diferentes sobre los símbolos indican diferencias significativas dentro de cada mes (Tukey,  $P < 0,05$ ).

**Tabla 5.** Resultados del análisis de varianza de medidas repetidas para el efecto del hábitat (bosque continuo, fragmentos y matriz de pino) y de la fecha de muestreo sobre la abundancia de Tipulidae.

Fuente de variación	gl	F	P
Hábitat	2	9,51	< 0,0001
Error	117		
Fecha	2	22,71	< 0,0001
Fecha*Hábitat	4	3,98	0,0039
Error	234		

## Sciaridae

La abundancia de Sciaridae fue afectada por el tipo de hábitat en Julio y Septiembre (Fig. 7, Tabla 6). A partir de Mayo hubo un leve incremento de la abundancia, alcanzando niveles similares en los tres hábitats. En invierno y primavera, Julio y Septiembre, continuó el incremento del número de individuos por trampa, alcanzando en la matriz de pino, seguida por los fragmentos y finalmente por el bosque continuo (Fig. 7).



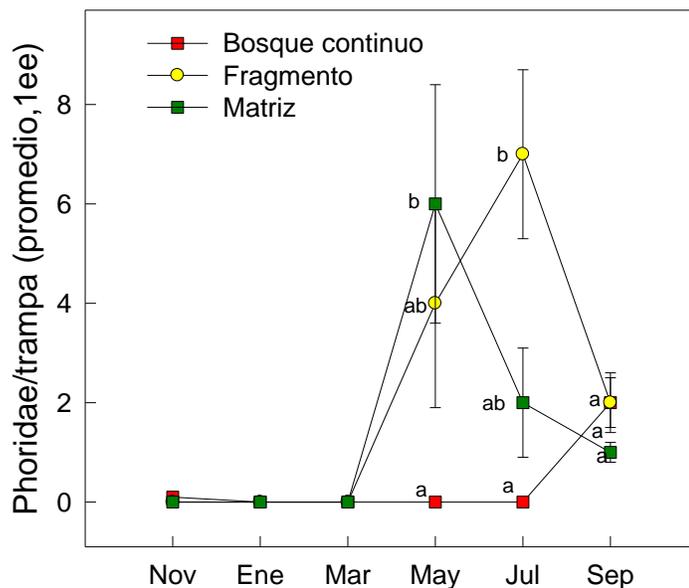
**Fig. 7:** Abundancia de Sciaridae (promedio de individuos / trampa  $\pm$  1 ee) en el bosque continuo, fragmentos de bosque y matriz de pino, entre Noviembre 2003 y Septiembre 2004. Letras diferentes sobre los símbolos indican diferencias significativas dentro de cada mes (Tukey,  $P < 0,05$ ).

**Tabla 6.** Resultados del análisis de varianza de medidas repetidas para el efecto del hábitat (bosque continuo, fragmentos y matriz de pino) y de la fecha de muestreo sobre la abundancia de Sciaridae.

<b>Fuente de variación</b>	<b>gl</b>	<b>F</b>	<b>P</b>
Hábitat	2	18,28	< 0,0001
Error	117		
Fecha	5	32,63	< 0,0001
Fecha*Hábitat	10	8,61	< 0,0001
Error	585		

## Phoridae

La abundancia de Phoridae también estuvo afectada por el tipo de hábitat, específicamente en Mayo, Julio y Septiembre (Fig. 8, Tabla 7). Los tres primeros meses del estudio las abundancias fueron muy bajas y similares en los tres hábitats. En Mayo ellos incrementaron su abundancia en la matriz de pino y en los fragmentos, pero no así en el bosque continuo. En Julio una significativa mayor colecta se obtuvo en los fragmentos respecto a los otros dos tipos de hábitat, pero a partir de Mayo y Julio y hasta Septiembre el número de individuos declinó tanto en la matriz como en los fragmentos, en cambio, en Septiembre la abundancia de Phoridae incrementó en el bosque continuo, igualándose las abundancias en los tres hábitats (Fig. 8).



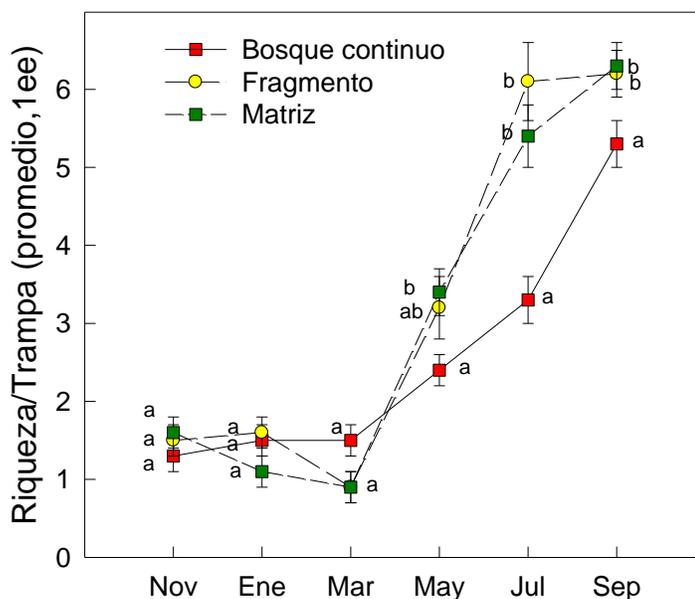
**Fig. 8:** Abundancia de Phoridae (promedio de individuos / trampa  $\pm$  1 ee) en el bosque continuo, fragmentos de bosque y matriz de pino, entre Noviembre 2003 y Septiembre 2004. Letras diferentes sobre los símbolos indican diferencias significativas dentro de cada mes (Tukey,  $P < 0,05$ ).

**Tabla 7.** Resultados del análisis de varianza de medidas repetidas para el efecto del hábitat (bosque continuo, fragmentos y plantaciones de pino) y de la fecha de muestreo sobre la abundancia de Phoridae.

Fuente de variación	gl	F	P
Hábitat	2	5,43	0,0055
Error	117		
Fecha	2	1,86	0,1574
Fecha*Hábitat	4	2,94	0,0211
Error	234		

### 3. Efecto de la fragmentación del bosque Maulino sobre la riqueza de familias de dípteros.

La riqueza de familias a lo largo de todo el estudio varió entre 1,5 y 6 familias en promedio por trampa (Tabla 1). La riqueza de familias fue afectada por el tipo de hábitat, particularmente en los meses de Julio y Septiembre (Fig. 9, Tabla 8). Durante los tres primeros meses, la riqueza de familias fue muy baja y similar en los tres hábitats, sin embargo esta comenzó a incrementar a partir de Mayo. En Julio y Septiembre este incremento fue notable, siendo la riqueza de familias en ambos meses similar en los fragmentos y matriz de pino y significativamente mayor que en el bosque continuo (Fig. 9).



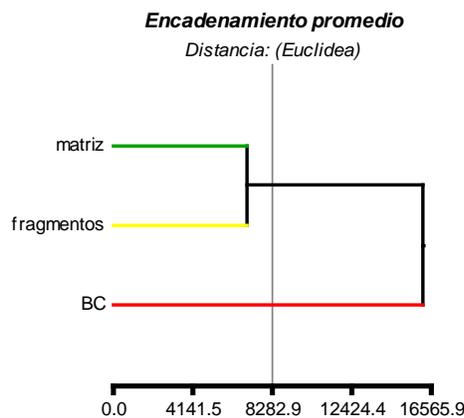
**Fig. 9:** Riqueza de familias en el bosque continuo, fragmentos de bosque y matriz de pino, entre Noviembre 2003 y Septiembre 2004. Letras diferentes sobre los símbolos indican diferencias significativas dentro de cada mes (Tukey,  $P < 0,05$ ).

**Tabla 8.** Resultados del análisis de varianza de medidas repetidas para el efecto del hábitat (bosque continuo, fragmentos y plantaciones de pino) y de la fecha de muestreo sobre la riqueza de familias.

Fuente de variación	gl	F	P
Hábitat	2	10,60	0,0001
Error	117		
Fecha	5	161,30	<0,0001
Fecha*Hábitat	10	5,44	<0,0001
Error	585		

#### 4.- Efecto de la fragmentación del bosque Maulino sobre la composición de familias de dípteros en bosque continuo, fragmentos y matriz de pino.

La similitud de familias de dípteros entre los hábitats, evaluada mediante el análisis de conglomerados (Encadenamiento promedio ó UPGMA) fue mayor entre los fragmentos y la matriz de pino que entre éstos y el bosque continuo. En el dendrograma, la línea de corte arbitrario en la distancia 8282,9 separa a la matriz y los fragmentos del bosque continuo (Fig. 10).



**Fig. 10:** Dendrograma de los valores de similitud de familias de dípteros entre los tres hábitats.

## DISCUSIÓN

En el bosque maulino, la fauna de dípteros fue significativamente más abundante entre Mayo y Septiembre, representando el 99 % del total de individuos colectados en todo el estudio. De hecho, el 90% de la fauna se colectó en Julio y Septiembre. Esto se repite para las principales familias, las cuales varían levemente en su fenología, siendo la mayor parte de ellas más abundantes en estos mismos meses. Destaca Mycetophilidae, debido a su notoria dominancia respecto al resto de las familias, alcanzando sobre el 88% del total de individuos capturados. La diversidad de dípteros también se concentró entre Mayo y Septiembre, aunque las diferencias entre meses no fueron tan marcadas como para las abundancias. En Noviembre, época en que se colectó el menor número de dípteros, el 33% de las 22 familias colectadas en todo el estudio estuvieron representadas, en tanto en Julio, la época con más colectas, el 82% de las familias estuvieron representadas. Usualmente se ha postulado que la fauna de insectos en ecosistemas mediterráneos concentra su abundancia en primavera y verano (e.g., Fuentes *et al.*, 1981) y por ello, muchas veces las colectas se concentran en esta época del año. Sin embargo, este supuesto lleva a que una importante fauna, como la de algunas familias de dípteros, no sean consideradas en su época de máxima expresión. La abundancia y riqueza de estas familias de dípteros en el bosque Maulino claramente es muy superior en invierno. Los adultos y larvas de Mycetophilidae, se encuentran habitualmente en zonas húmedas con abundante vegetación en descomposición y presencia de hongos (Borrór *et al.*, 1989), esto sumado al aumento de las precipitaciones invernales y de las bajas temperaturas características del bosque Maulino (San Martín y Donoso, 1997), podrían explicar el ambiente favorable para el desarrollo de dichos dípteros y por ende el fuerte incremento de la abundancia y riqueza en la época invernal. Estudios previos realizados en bosques de robles en la península Escandinava, demostraron que las precipitaciones contribuyen al incremento de la riqueza de especies de Mycetophilidae, siendo los ambientes secos desfavorables para ellos (Okland *et al.*, 2005).

En este estudio, la fauna de dípteros fue afectada por la fragmentación del bosque Maulino. Contrario a la tendencia general descrita en los estudios de fragmentación en que la abundancia y riqueza de insectos aumenta con el tamaño del fragmento (Didham, 1997),

la fragmentación del bosque Maulino favorece la abundancia y riqueza de dípteros. En general, la abundancia y riqueza de dípteros fue mayor en fragmentos pequeños de bosque y en la matriz de pino que en el bosque continuo. Lo mismo se ha observado con la fauna de coleópteros epigeos asociados al bosque Maulino (Grez, 2005). Sin embargo, esto difiere de lo que ocurre en este bosque con los coleópteros asociados a la descomposición de heces de ganado bovino, cuyas abundancias fueron significativamente mayores en el bosque continuo que en los fragmentos y la matriz de pino, mientras que su riqueza y composición de especies no difirió significativamente entre los tres tipos de hábitats (Bustamante-Sánchez *et al.*, 2004). Por otro lado, los resultados también difieren de lo observado para la abundancia y riqueza de insectos herbívoros asociados al follaje de cuatro especies arbóreas (*C. alba*, *A. chilensis*, *N. glauca*, *N. obliqua*) (Jaña y Grez, 2004). En ese estudio, la abundancia y riqueza de dípteros herbívoros fue mayor en el bosque continuo que en los fragmentos, particularmente en verano. Esto, principalmente como consecuencia de algunas especies de Agromyzidae que estuvieron escasamente representadas en los fragmentos en relación al bosque continuo. Dicha familia sería afectada negativamente por la fragmentación (Jaña y Grez, 2004). En cambio, en el presente estudio esta familia fue colectada sólo ocasionalmente.

De las cinco familias más representativas exceptuando Chironomidae, todas fueron más abundantes en los fragmentos ó matriz de pino, que en el bosque continuo. Probablemente estos hábitats cumplen con los requerimientos de los estados inmaduros de estas familias, en su mayoría micófagas, saprófagas y fitófagas, que se desarrollan en ambientes terrestres. Sin embargo, muchas de las larvas de Chironomidae a diferencia de las familias anteriores, son acuáticas o semiacuáticas, es decir que requieren para su desarrollo los cursos de agua. En varios estudios de dispersión de Chironomidae se ha llegado a la conclusión de que los individuos adultos se encuentran cercanos a los sitios de donde emergieron éstas, es decir, a poca distancia de cursos de aguas (Delettre, 2004). No obstante se describen otras especies de Chironomidae cuyas larvas son terrestres y que utilizan la materia vegetal en descomposición presente en el suelo (Delettre, 2004). La mayor captura en el bosque continuo de Chironomidae, para esta familia en particular, suponiendo que sus larvas fueran acuáticas, podría explicarse por el hecho de que en el bosque continuo existen áreas con fondos de quebradas y cursos de agua cercanos

(observación personal). Esto sugiere, que no sólo la fragmentación del bosque sino que además las condiciones del hábitat en los remanentes podrían determinar la presencia de estos dípteros. Sin embargo para confirmar este supuesto se necesitarían mayores estudios taxonómicos que permitan identificar que tipo de larvas son las que están presentes en el bosque continuo, fragmentos y matriz de pino, es decir si requieren hábitats acuáticos o no.

En el bosque Maulino algunas especies de coleópteros como *Ceroglossus chilensis* (Coleoptera: Carabidae) son más abundantes en los fragmentos que en el bosque continuo. Sin embargo, a diferencia de los dípteros ellos prácticamente están ausentes de la matriz, lo que parece reflejar un fenómeno de empaquetamiento (Moreno, 2001). Por lo anterior, es posible que la mayor abundancia de dípteros en los fragmentos se deba a que los fragmentos tienen una mayor relación perímetro/área (una mayor proporción de su área en el borde, en estrecho contacto con la matriz), lo que permitiría una continua inmigración de insectos generalistas desde la matriz, fenómeno que ha sido frecuentemente citado en la literatura de fragmentación (e.g., Aizen y Feinsinger, 1994). Este mecanismo propuesto se sustenta en el hecho de que la composición de dípteros fue más similar entre fragmentos y matriz que entre éstos y el bosque continuo, como discutiré más adelante. La validación de este argumento, requiere de una identificación taxonómica más precisa. En este bosque no existen registros de cuales especies de dípteros son especialistas o generalistas de hábitats (ni siquiera se conocen las especies), así cómo tampoco cuales son nativas o exóticas. Algunos de los dípteros que pudieron ser identificados hasta morfoespecies, en su mayoría pertenecientes a la familia Mycetophilidae, probablemente son especies generalistas de hábitat, ya que fueron colectados en los tres lugares de estudio. Por lo tanto, es muy posible que el incremento de la abundancia y riqueza en los fragmentos de bosque esté explicado por este mecanismo. La mayor abundancia y riqueza de insectos en los fragmentos generalmente se explica por la invasión de especies generalistas de hábitat desde la matriz hacia los fragmentos (Didham, 1997), sin embargo para que la abundancia o riqueza de especies en los fragmentos esté favorecida, dicha invasión no debe resultar en la exclusión competitiva de las especies presentes en el ensamble original. La invasión de especies, generalmente resulta en un empobrecimiento de la fauna nativa debido a efectos negativos derivados de nuevas interacciones de competencia o depredación (Aizen y Feinsinger, 1994). Por ejemplo en el bosque Maulino, la mayoría de las especies de

coleópteros epigeos encontrados en los fragmentos son generalistas de hábitat, ocupando tanto el bosque continuo, como los fragmentos y la matriz de pino (salvo carábidos). En ese estudio se encontraron 90 especies nativas y sólo dos especies introducidas (Moreno, 2001). En el caso de Diptera a diferencia de otros órdenes, no existen entomólogos especialistas para muchas familias, sólo en algunas de ellas, lo que imposibilita la determinación de esta fauna a un nivel más preciso. Por otro lado los métodos de captura de dípteros colectan grandes cantidades de individuos, lo que si bien incrementa la robustez del análisis estadístico, limita un análisis taxonómicamente acabado (Kitching *et al.*, 2004).

El incremento de la abundancia y riqueza de especies en los fragmentos y la matriz de pino, no podría explicarse por una menor presión de depredación en estos hábitats, ya que en este bosque las aves y micromamíferos insectívoros son también más abundantes en los fragmentos de bosque (Saavedra y Simonetti, 2001; Vergara, 2002). Por ello, como se planteó anteriormente, probablemente la respuesta de los dípteros a la fragmentación esté dada por las características que cada hábitat en particular ofrece a las distintas familias, donde éstas encuentran la mayor cantidad de recursos según sus necesidades.

La composición de dípteros también estuvo afectada por la fragmentación. Este índice considera las abundancias relativas de las familias. La similitud de familias fue mayor entre los fragmentos y matriz de pino que entre éstos y el bosque continuo. Además de las cinco principales familias nombradas anteriormente, capturadas en los tres hábitats, otras menos abundantes fueron colectadas. Así, en el bosque continuo se capturaron dípteros pertenecientes a las familias Anisopodidae, Psychodidae, Empididae, Bibionidae y Simuliidae (376, 47, 12, 11, 8 y 6 individuos respectivamente colectados en todo el estudio en ese hábitat), en cambio en los fragmentos fueron Cecidomyiidae, Trichoceridae, Psychodidae, Empididae, Anisopodidae, Athericidae, Ceratopogonidae y Simuliidae (314, 224, 150, 76, 42, 25, 19 y 13), y en la matriz de pino se capturaron individuos de las familias Psychodidae, Cecidomyiidae, Trichoceridae, Empididae, Anisopodidae y Simuliidae (311, 245, 102, 39, 10 y 5). Las familias Ceratopogonidae y Athericidae sólo estuvieron presentes en los fragmentos (29 y 25 individuos) así como Bibionidae en el bosque continuo (8 individuos). Cabe destacar que en este estudio sólo interesaba capturar bajo igualdad de condiciones de muestreo la fauna de dípteros ahí presentes y si eran afectados por la fragmentación. Dada la ubicación particular de las trampas (i.e., todas

dispuestas sobre maqui) muy probablemente la colecta no representa la totalidad de dípteros que habitan este bosque.

El hecho de que la fragmentación del bosque Maulino incremente la abundancia y diversidad de este grupo de insectos, así como la de los coleópteros epigeos (Moreno, 2001; Grez, 2005), la abundancia de algunos grupos de aves (Vergara y Simonetti, 2004) y la de micromamíferos (Saavedra y Simonetti, 2005), y que por ello los fragmentos sean considerados como un elemento concentrador de biodiversidad (Saavedra y Simonetti, 2001), no debe interpretarse como que el bosque debe ser fragmentando o que el bosque continuo sea prescindible. El bosque continuo posee también una fauna propia y es refugio para muchas especies sensibles al área como muchos vertebrados. Por ello, los fragmentos por sí solos son necesarios pero insuficientes para la conservación de la fauna regional (Grez, 2005). En la medida que la modificación antropogénica del paisaje aumente, la protección y conservación de los fragmentos de bosque nativo y de los fragmentos remanentes ubicados fuera de las áreas silvestres protegidas, son una de las estrategias a seguir para mantener la biodiversidad, en particular en esta zona con un alto grado de endemismo.

## CONCLUSIONES

- Se encontraron 22 familias de dípteros en los fragmentos de bosque nativo de distinto tamaño y matriz de pino, siendo 5 las familias más representativas (Mycetophilidae, Sciaridae, Chironomidae, Tipulidae y Phoridae) en especial Mycetophilidae por el gran número de individuos colectados.
- La abundancia y riqueza de dípteros fue mayor en los fragmentos más pequeños de bosque Maulino y matriz de pino que en el bosque continuo.
- La similitud de familias fue mayor entre los fragmentos más pequeños y la matriz de pino que entre éstos y el bosque continuo.
- Tanto los fragmentos como la matriz de pino están siendo concentradores de biodiversidad de la fauna de dípteros, pero es necesario identificar más precisamente esta biodiversidad y poder conocer si las familias descritas son nativas o introducidas.
- Se desconocen los mecanismos exactos de los patrones de abundancia y riqueza de dípteros por lo que se sugiere continuar con estudios más detallados a nivel taxonómico y ecológico.

## BIBLIOGRAFÍA

- **AIZEN, M.; FEINSINGER, P.** 1994. Habitat fragmentation, native insect pollinators and feral honey bees in Argentine “Chaco Serrano”. *Ecological Applications* 4: 378-392.
- **ANDRADE, G.; RUBIO, H.** 1994. Sustainable use of the tropical rain forest: evidence from the avifauna in a shifting-cultivation habitat mosaic in the Colombian Amazon. *Conservation Biology* 8: 545-554.
- **ARTIGAS, J.N.** 1994. *Entomología Económica: insectos de interés agrícola, forestal, médico y veterinario*. Vol. 1. Ediciones Universidad de Concepción, Concepción, Chile.
- **BARBOSA, O.; MARQUET, P.A.** 2002. Effects of forest fragmentation on the beetle assemblage at the relict forest of Fray Jorge, Chile. *Oecología* 132: 296-306.
- **BORROR, D.; TRIPLEHORN, CH.; JOHNSON, N.** 1989. *An introduction to the study of insects*. 6<sup>o</sup> ed. Saunders College Publishing. Philadelphia, U.S.A.
- **BROWN, B.V.** 2001a. Flies, Gnats and Mosquitoes. **In:** Levin S.A. *et al.* (Eds.). *Encyclopedia of Biodiversity*, Vol. 2. Academic Press. pp. 815-826.
- **BROWN, B.V.** 2001b. Insect overview. **In:** Levin S.A. *et al.* (Eds.). *Encyclopedia of Biodiversity*, Vol. 3. Academic Press. pp. 479-484.
- **BUSTAMANTE, R.O.; GREZ, A.A.** 1995. Consecuencias ecológicas de la fragmentación de los bosques nativos. *Revista Ambiente y Desarrollo* 11: 58-63.
- **BUSTAMANTE, R.O.; SIMONETTI, J.A.; GREZ, A.A.; SAN MARTIN, S.** 2005. La fragmentación del bosque Maulino y dinámica regeneracional: diagnóstico actual y perspectivas futuras. **In:** Smith-Ramírez, C.; Armesto, J.J.; Valdovinos, C.

- (Eds.). Biodiversidad y ecología de los bosques de la cordillera de la Costa de Chile. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. pp. 555- 564.
- **BUSTAMANTE-SÁNCHEZ, M.A., GREZ A.A.; SIMONETI, J.A.** 2004. Dung decomposition and associated beetles in a fragmented temperate forest. *Revista Chilena de Historia Natural* 77: 107-120.
  - **COLLESS, D.H; Mc ALPINE, D.K.** 1996. Diptera. **In:** CSIRO. The insects of Australia. Melbourne University Press, Carlton, Victoria, Australia. pp. 717-786.
  - **DELETTRE, Y.R.** 2004. Short-range spatial patterning of terrestrial Chironomidae (Insecta: Diptera) and farmland heterogeneity. [en línea] <<http://ecobio.univrennes1.fr/Fiches%20perso/YDelettre/Pedobiologia2004.htm> > [consulta: 09- 04-2006]
  - **DIAZ, I.; PAPIC, C.; ARMESTO, J.J.** 1999. An assessment of post-dispersal seed depredation in temperate rain forest fragments in Chiloé Island, Chile. *Oikos* 87: 228-238.
  - **DIDHAM, R.K.** 1997. An overview of invertebrate responses to forest fragmentation. **In:** Watt, A.D.; Stork, N.E.; Hunter, M.D. (Eds.). *Forests and insects*. Chapman and Hall. London, U.K. pp. 303-320.
  - **DIDHAM, R.K.; HAMMOND, J.H.; LAWTON, P.; STORK, N.E.** 1998. Beetle species responses to tropical forest fragmentation. *Ecological Monographs* 68: 295-323.
  - **DONOSO, D.S.; GREZ, A.A.; SIMONETTI, J.A.** 2004. Effect of forest fragmentation on the granivory of differently-sized seeds. *Biological Conservation* 115: 63-70.
  - **ECHEVERRIA, C.; COOMES, D.; SALAS, J.; REY-BENAYAS, J.M.; LARA, A.; NEWTON, A.** 2006. Rapid deforestation and fragmentation of Chilean Temperate Forests. *Biological Conservation* 130: 481-494.
  - **ESTADES, C.F.; ESCOBAR, M.A.** 2005. Los ecosistemas de las plantaciones de pino de la cordillera de la costa. **In:** Smith-Ramírez, C.; Armesto, J.J.; Valdovinos, C. (eds). *Biodiversidad y ecología de los bosques de la cordillera de la Costa de Chile*. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. pp. 600-616.

- **FAHRIG, L.; GREZ, A.A.** 1996. Population spatial structure, human-caused landscape changes in species survival. *Revista Chilena de Historia Natural* 69: 5-13.
  
- **FUENTES, E.; ETCHEGARAY, J.; ALJARO, M.; MONTENEGRO, G.** 1981. Shrub defoliation by matorral insects. **In:** Di Castri F., Goodall D., Specht R. (eds). *Mediterranean-type shrublands*. Elsevier Scientific Publishing, Amsterdam, Holanda. pp. 345-359.
  
- **GIBBS, J.P.; STANTON, E. J.** 2001. Habitat fragmentation and arthropod community change: carrion beetles, phoretic mites and flies. *Ecological Applications* 11: 79-85.
  
- **GONZÁLEZ, C.R.** 1995. Diptera pp. **In:** Simonetti, J. (Eds.). *Diversidad Biológica de Chile*. Artegrama Ltda. Santiago, Chile. pp. 256-263.
  
- **GONZÁLEZ, C.R.; COSCARON, S.** 2005. Diversidad de dípteros de la Cordillera de la Costa de Chile. **In:** Smith-Ramírez, C.; Armesto, J.J.; Valdovinos, C. (Eds.). *Biodiversidad y ecología de los bosques de la cordillera de la Costa de Chile*. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. pp. 352-368.
  
- **GONZÁLEZ, C.R.; FLORES, P.** 2004. Comparative study of mouth parts of three species of horse flies of the tribe *Pangoniini* of Chilean distribution (Diptera: Tabanidae). *Zootaxa* 579: 1-15.
  
- **GREZ, A.A.** 2005. El valor de los fragmentos pequeños de bosque Maulino en la conservación de la fauna de coleópteros epigeos. **In:** Smith-Ramírez, C.; Armesto, J.; Valdovinos, C. (Eds.). *Biodiversidad y Ecología de los bosques de la cordillera de la Costa de Chile*. Editorial Universitaria. pp. 565-572.
  
- **GREZ, A.A.; BUSTAMANTE, R.O.; SIMONETTI, J.A.; FAHRIG, L.** 1998. Landscape ecology, deforestation and forest fragmentation: the case of the ruil forest in Chile. **In:** Salinas-Chavez, E.; Middleton, J. (Eds.). *Landscape ecology as a tool for sustainable development in Latin America*, <<http://www.brocku.ca/epi/lebk/lebk.html>> [consulta: 03-04-2006]
  
- **HANSKI, I.A.; GILPIN, M.E.** 1997. *Metapopulation biology: ecology, genetics, and evolution*. Academic Press, San Diego, California, U.S.A.
  
- **INFOSTAT.** <[www.infostat.com.ar](http://www.infostat.com.ar)> [consulta: 26-05-2006]

- **JAÑA, R.; GREZ, A.A.** 2004. Insectos herbívoros en el bosque Maulino: un ecosistema fragmentado. *Revista Chilena de Entomología* 30: 27-43.
- **KATTAN, G.H.; MURCIA, C.** 2003. A review and synthesis of conceptual Frameworks for the Study of Forest Fragmentation. **In:** Bradshaw, G.A.; Marquet, P.A. (Eds.). *How Landscapes change. Ecological studies*, v.162. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg. Alemania. pp. 183-200.
- **KITCHING, R.L.; BICKEL, D.; CREAGH, A.C.; HURLEY, K.; SYMONDS, C.** 2004. The biodiversity of Diptera in Old World rain forest surveys: a comparative faunistic analysis. *Journal Biogeography* 31: 1185-1200.
- **KLEIN, B.C.** 1989. Effects of forest fragmentation on dung and carrion beetle communities in Central Amazonia. *Ecology* 70: 1715- 1725.
- **KRUESS, A.; TSCHARNTKE, T.** 2000. Species richness and parasitism in a fragmented landscape: experiments and field studies with insects on *Vicia sepium*. *Oecología* 122: 129-137.
- **LARSON, B.M.H.; KEVAN, P.G.; INOUE, D.W.** 2001. Flies and flowers: Taxonomic diversity of anthophiles and pollinators. *The Canadian Entomologist* 133: 439-465.
- **LAURANCE, W.; BIERREGAARD, R.** 1997. *Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities.* University of Chicago Press. Chicago. U.S.A. 632 p.
- **LAWTON, J.** 1995. Population dynamic principles. **In:** Lawton, J.; May, R. (Eds.). *Extinction rates.* Oxford University Press. Oxford, U.K. pp. 147-163.
- **LEVINS, R.** 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the Entomological Society of America* 15: 237-240.
- **MAC ARTHUR, R.H.; WILSON, E.O.** 1967. *The theory of island biogeography.* Princeton University Press, Princeton, New Jersey, U.S.A. 203 p.

- **MAGURA, T.; KODOBOCZ, V.; TÓTHMÉRÉSZ, B.** 2001. Effects of habitat fragmentation on carabids in forest patches. *Journal of Biogeography* 28: 129-138.
- **MORENO, P.S.** 2001. Efecto de la fragmentación del bosque Maulino sobre la composición, abundancia y distribución de tamaños corporales de coleópteros epigeos. Memoria de Título Medicina Veterinaria, Facultad de Ciencias Veterinarias y Pecuarias, Universidad de Chile, Santiago, Chile: 71 p.
- **MURCIA, C.** 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 58-62.
- **NOSS, R.S.; CSUTI, B.** 1994. Habitat fragmentation. **In:** Meffe, G.K., Carroll, C.R. (Eds.). *Principles of conservation biology*. Sinauer Associates, Sunderland, Mass. pp. 237-264.
- **ØKLAND, B.; GÖTMARK, F.; NORDEN, B.; FRANC, N.; KURINA, O.; POLEVOI, A.** 2005. Regional diversity of mycetophilids (Diptera: Sciaroidea) in Scandinavian oak-dominated forests. *Biological Conservation* 121: 9-20.
- **OKUYAMA, Y.; KATO, M; MURAKAMI, N.** 2004. Pollination by fungus gnats in four species of the genus *Mitella* (Saxifragaceae). *Botanical Journal of the Linnean Society* 144: 449-460.
- **PRIMACK, R.B.** 1993. *Essentials of conservation biology*. Sinauer, Sunderland, Massachusetts, U.S.A. 554 p.
- **SAAVEDRA, B.; SIMONETTI, J.A.** 2001. New records of *Dromiciops gliroides* (Microbiotheria: Microbiotheriidae) and *Geoxus valdivianus* (Rodentia: Muridae) in Central Chile: their implications for biogeography and conservation. *Mammalia* 65: 96-100.
- **SAAVEDRA, B.; SIMONETTI, J.A.** 2005. Micromamíferos en fragmentos de bosque Maulino y plantaciones de pino aledañas. **In:** Smith-Ramírez, C.; Armesto, J.; Valdovinos, C. (Eds.). *Biodiversidad y Ecología de los bosques de la cordillera de la Costa de Chile*. Editorial Universitaria. pp. 532-536.
- **SAN MARTIN, J.; DONOSO, C.** 1997. Estructura florística e impacto antrópico en el bosque Maulino de Chile. **In:** Armensto, J. C.; Villagrán, C.; Arroyo, M. (Eds.).

Ecología de los bosques nativos de Chile, Editorial Universitaria, Santiago, Chile. pp. 153-168.

- **SANTOS, T.; TELLERIA, J.L.** 1998. Efectos de la fragmentación forestal sobre la fauna de vertebrados: Revisión y antecedentes de su estudio en España. **In:** Santos, T.; Tellería, J.L. (Eds.). Efectos de la fragmentación de los bosques sobre los vertebrados en las mesetas ibéricas. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Madrid, España. pp. 23-31.
- **SAUNDERS, D.A.; HOBBS, R.J.; MARGULES, C.R.** 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5: 18-32.
- **SOLERVICENS, J.** 1995: Consideraciones generales sobre los insectos, el estado del conocimiento y las colecciones. **In:** Simonetti, J.A.; Arroyo, M.T.K.; Spotorno, A.; Lozada, E. (Eds.). *Diversidad Biológica de Chile*. CONICYT, Santiago, Chile. pp. 198-210.
- **STATISTICA 6**, Statsoft, 2001: Statistica Data Analysis Software System, ver.6. Statsoft, Inc.Tulsa, U.S.A. <[www.statsoft.com](http://www.statsoft.com). > [consulta: 08-06-2006]
- **TSCHARNTKE, T.; STEFFAN-DEWENTER, I.; KRUESS, A.; THIES, C.** 2002. Contribution of small habitat fragments to conservation of insects communities of grassland- cropland landscapes. *Ecological Applications* 12: 354-363.
- **VÁSQUEZ, P.A.** 2004. Efecto de la fragmentación del bosque Maulino sobre la herbivoría, sobrevivencia foliar, crecimiento de ramas y fauna de insectos herbívoros asociados a *Aristotelia chilensis* (maqui). Memoria de Título Medicina Veterinaria, Facultad de Ciencias Veterinarias y Pecuarias, Universidad de Chile, Santiago, Chile: 48 p.
- **VÁSQUEZ, P.A.; GREZ, A.A.; BUSTAMANTE, R.O.; SIMONETTI, J.A.** 2006. Herbivory, foliar survival and shoot growth in fragmented populations of *Aristotelia chilensis*. *Acta Oecologica* (aceptado).
- **VERGARA, P.** 2002. Fragmentación y uso del hábitat por rinocriptidos. Tesis de Magíster, Facultad de Ciencias, Universidad de Chile, Santiago, Chile. <<http://www.cybertesis.cl> > [consulta: 06-06-2006]

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