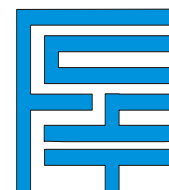


UNIVERSIDAD MAYOR DE SAN SIMÓN
FACULTAD DE CIENCIAS Y TECNOLOGÍA
CARRERA DE BIOLOGÍA



**Ensamblaje de mariposas diurnas en cinco tipos de bosque
(Kewiña, Pino, Eucalipto, Pino-Kewiña, Eucalipto-Kewiña)
del Parque Nacional Tunari, Cochabamba - Bolivia**

Tesis, Presentada Para Optar al Diploma Académico de Licenciatura
en Biología.

Presentado por: CARLOS FERNANDO PINTO NAVIA

Tutor: Dr. Luis Fernando Aguirre Urioste

COCHABAMBA – BOLIVIA

Junio, 2006

*A mi madre, mi padre,
mi hermano y mi abuela
por estar a mi lado
durante toda mi vida*

AGRADECIMIENTOS

A Dios por llevarme de la mano mientras recorría este camino tan nuevo.

A mi madre por mirar mis pasos, cuidarme mientras andaba y levantarme cuando caía.

A mi padre por todo el sacrificio que ha realizado por ver mis sueños cumplidos.

A mi hermano por ponerle música a mi vida y mostrarme lo maravilloso de las cosas simples y cotidianas.

A mi abuela por convertirse en mi madre y brindarme todo su amor incondicional.

Al Dr. Luis Aguirre por darme la oportunidad de realizar esta tesis y guiarme con su experiencia y comprensión.

A José Balderrama, Rodrigo Aguayo y Fernando Alfaro por su amistad y consejo durante la redacción de mi trabajo.

A todo el equipo de trabajo del proyecto “Tunari” por las lecciones compartidas.

A Verónica Roncal por darme cada día buenos motivos para seguir adelante.

A Andira por el Rock y la Hermandad cotidiana cultivada.

A Lilian Lopez, Freddy Navarro y Olga Ruiz, por haber aportado su ayuda en distintos momentos a lo largo de mi trabajo.

FICHA RESUMEN

La introducción de especies exóticas trae consigo generalmente consecuencias negativas para las comunidades animales y asociaciones vegetales presentes en los ecosistemas donde sucede dicho evento, los bosques de Kewiñas en el Parque Nacional Tunari han sufrido una reducción considerable de superficie por la introducción de especies forestales foráneas como el Pino y el Eucalipto, generando consiguientemente una amenaza para la fauna nativa de los bosques de la zona. Información sobre el efecto de la introducción de dichas especies sobre el ensamblaje de mariposas en los bosques andinos es casi inexistente.

Debido a esto, se realizó la presente investigación en tres localidades del Parque Nacional Tunari, dentro de cinco tipos de bosque (Kewiña, Pino, Eucalipto, Pino-Kewiña y Eucalipto-Kewiña), donde se observó el efecto de la introducción de Pinos y Eucaliptos sobre la abundancia y riqueza de mariposas.

Los cinco tipos de bosque presentaron similares valores en función a sus índices de diversidad, con una tendencia clara de los bosques exóticos puros a contener una abundancia muy baja y una riqueza medianamente menor que los bosques mixtos o el bosque nativo, es importante denotar la presencia de una especie dominante en cuatro de los cinco tipos de bosque (*Nymphalidae: Junonia vestina livia*) y la presencia de varias especies raras que están catalogadas como características de la zona. Esto nos indica que un grado de intervención media puede favorecer el incremento de abundancia de algunas especies generalistas e ir en detrimento de las especies nativas de la zona.

Las mariposas de los cinco tipos de bosque se caracterizaron por ser generalmente de tamaño pequeño y pequeño-mediano, prefiriendo las horas de mayor incidencia de luz solar para su actividad y también por ser observadas solo en condiciones de ausencia de viento, el cual limita significativamente su capturabilidad.

ÍNDICE DE CONTENIDO

AGRADECIMIENTOS	ii
FICHA RESUMEN	iii
ÍNDICE DE CONTENIDO	iv
ÍNDICE DE FIGURAS	vi
ÍNDICE DE TABLAS	vii
1. INTRODUCCIÓN	1
2. OBJETIVOS:	3
2.1 General.....	3
2.2 Específicos	3
3. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA	4
3.1 Bosques andinos bolivianos.....	4
3.2 Bosques de Kewiña.....	4
3.2.1. Distribución	6
3.2.2. Importancia	8
3.3 Conservación de los bosques de Kewiña.....	10
3.3.1. Posibles consecuencias de la pérdida de los bosques de Kewiña	12
3.4 Amenazas sobre bosques de Kewiña	13
3.4.1 Fragmentación de bosques de Kewiña.....	13
3.4.2 Amenazas actuales sobre bosques de Kewiña	14
3.5 Introducción de especies exóticas (<i>Eucaliptus glóbulus</i> y <i>Pinus radiata</i>) en bosques de Kewiña	18
3.6 Comunidades, ensamblajes y diversidad	21
3.7 Mariposas.....	22
3.7.1 Mariposas en ambientes andinos	24
3.7.2 Efecto de los Andes sobre la biodiversidad de mariposas	26
3.7.3 Mariposas en bosques exóticos.....	28
4. MATERIALES Y MÉTODOS	30
4.1 Área de estudio	30
4.1.1 Ubicación geográfica	30
4.1.2 Clima y vegetación	31

4.1.3	Fisiografía, ecoregiones y geomorfología	32
4.1.4	Fauna.....	32
4.2	Métodos	33
4.2.1	Diseño experimental y muestreo.....	34
4.2.2	Variables abióticas.....	39
4.2.3	Diversidad.....	40
4.2.4	Abundancia relativa	40
4.2.5	Índice de similitud proporcional (SP).....	41
4.2.6	Índice de Simpson.....	41
4.2.7	Índice de Hill (N2).....	42
4.2.8	Índice de Shannon-Winner (H')	42
4.2.9	Índice de equitatividad de Pielou (J')	43
4.2.10	Curvas de acumulación.....	43
4.2.11	Diagramas Rango/Abundancia	44
4.2.12	Análisis de componentes principales-Datos morfométricos.....	44
4.2.13	Análisis de varianza (ANVA).....	46
5.	RESULTADOS	47
5.1	Muestreo de campo	47
5.1.1	Efectividad del muestreo	47
5.2	Riqueza y abundancia.....	51
5.2.1	Riqueza y abundancia de especies por familia en los hábitats estudiados.....	54
5.3	Diversidad de especies por tipo de hábitat.....	55
5.4	Diagramas rango- abundancia	57
5.5	Relación de la abundancia de mariposas con factores abióticos	58
5.6	Patrones morfométricos por tipo de hábitat.....	63
6.	DISCUSIÓN	66
7.	CONCLUSIONES	82
8.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	84
ANEXOS		

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Mariposas y bosques presentes en el Parque Nacional Tunari	25
Figura 2. Imagen satelital de las sub-cuencas Pajcha, Pintumayu, Thola Pujru en el Parque Nacional Tunari	30
Figura 3. Vista de una porción de bosque (Parque Nacional Tunari)	31
Figura 4. Trampa Van Someren Rydon	35
Figura 5. Transectas de trampas Van someten Rydon en bosques del Parque Nacional Tunari	36
Figura 6. Red entomológica	37
Figura 7. Cajas entomológicas y extensores de mariposas	38
Figura 8. Mariposa con medidas morfométricas utilizadas	45
Figura 9. Acumulación de especies en Bosque de Kewiñas.....	48
Figura 10. Acumulación de especies en Bosque de Pinos.....	48
Figura 11. Acumulación de especies en Bosque de Eucaliptos.....	49
Figura 12. Acumulación de especies en Bosque de Pino-Kewiña.....	50
Figura 13. Acumulación de especies en Bosque de Eucalipto-Kewiña.....	50
Figura 14. Abundancia y riqueza de mariposas por tipo de bosque.....	51
Figura 15. Riqueza y abundancia de especies por familia	52
Figura 16. Riqueza y abundancia por familia por tipo de bosque	54
Figura 17. Diagrama rango/abundancia por tipo de bosque	57
Figura 18. Nubosidad vs. Abundancia de mariposas.....	59
Figura 19. Categorías horarias vs. Abundancia de mariposas.....	59
Figura 20. Viento vs. Abundancia de mariposas.....	60
Figura 21. A) Interacción entre categorías horarias vs. viento y la abundancia de las mariposas.....	61
Figura 21. B) Interacción entre categorías horarias vs. nubosidad y la abundancia de las mariposas.....	61
Figura 21. C) Interacción entre nubosidad vs. viento y la abundancia de las mariposas	61

Figura 22. Preferencia horaria por especies	62
Figura 23. Preferencia horaria por familias	63
Figura 24. Análisis de componentes principales en función al tamaño de las especies, presentes en el Parque Nacional Tunari	64
Figura 25. Análisis de componentes principales en función al tamaño de las especies por tipo de bosque en el Parque Nacional Tunari	65

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Presencia-Ausencia de especies por tipo de bosque	53
Tabla 2. Riqueza, abundancia, abundancia relativa, equitatividad e índices del ensamblaje de mariposas	56
Tabla 3. Similitud proporcional (SP) de los cinco tipos de bosque	56
Tabla 4. Abreviaturas de las distintas especies de mariposas	58
Tabla 5. Análisis de varianza para la abundancia de mariposas según la hora, presencia de viento y nubes	60
Tabla 6. Agrupación de mariposas según datos morfométricos por especie y hábitat	63

1. INTRODUCCIÓN

Los bosques andinos tienen origen en las primeras estribaciones de los Andes y se extienden a altitudes considerables, la gran variedad topográfica produce un sin número de comunidades con alta diversidad y endemismo por lo cual se encuentra entre los ecosistemas más amenazados del mundo, debido a su rápida desaparición (Gentry, 1992).

Según Fjeldså (2004) la diversidad de animales y plantas silvestres tiene una distribución desigual, la riqueza de especies más extraordinaria se encuentra en los bosques amazónicos, mientras que en los bosques andinos muchas especies tienen una distribución muy pequeña, por lo que requieren la implementación de acciones para prevenir la pérdida de la biodiversidad.

La introducción de especies exóticas (Pinos y Eucaliptos) en tierras andinas lleva como consecuencia la disminución en superficie de los bosques nativos, que al desaparecer, provocará que una variada fauna de aves y mamíferos desaparezca también. Esto es sólo “la punta del iceberg”, comparado con la desaparición a gran escala de tipos de insectos, hierbas, y otros grupos no tan espectaculares (Fjeldså, 2004). Además a este problema se suma el manejo de especies exóticas y la recuperación de áreas para el cultivo de especies nativas, que -en muchos casos- puede perjudicar la fauna local de mariposas al modificar de forma drástica un paisaje al cual ya están adaptadas (Shapiro, 2002)

Los factores dominantes más importantes de la diversidad beta de mariposas en bosques andinos son la altitud, la temperatura ambiente y la diversidad vegetal (Brehm, *et al.* 2003). La variedad y número de mariposas están muy relacionados con la variedad forestal de una región o un sitio en particular, de ahí que cuando se han deforestado grandes extensiones de flora nativa para convertirlas en cultivos o construcciones, la respuesta ha sido la desaparición total de la diversidad de mariposas o la excesiva proliferación de una especie en particular, la de mejor adaptación, que termina convirtiéndose en plaga (Maes, 1999).

La reducción de especies de mariposas en hábitats perturbados puede ser explicado en función a una abundancia significativa de especies vegetales exóticas en un área determinada, además, a través de la reducción de hábitats naturales, los cambios antropogénicos en el paisaje ha resultado en una reducción y situación de peligro para algunas especies especialistas (Swengel, 1996; Kocher y Williams, 2000).

Brehm *et al.* (2003) aseguran que la fisonomía de los Andes permite que ocurran eventos de especiación por lo cual existe una riqueza específica de especies de altura. También se puede añadir el hecho de que mientras más se asciende en altitud la riqueza de especies disminuye (Brehm *et al.*, 2003). Medidas de diversidad local de mariposas, son generalmente usadas para investigar impactos de perturbación del hábitat pero no brindan información sobre la composición de la fauna en sí o del grado de conservación de la misma (Thomas, 1991).

En el presente estudio serán evaluadas las posibles consecuencias de la introducción de especies exóticas (Pinos y Eucaliptos) sobre el ensamblaje de mariposas diurnas presentes en los bosques del Parque Nacional Tunari, partiendo del supuesto de que: Debido a que los bosques naturales con especies nativas ofrecen condiciones adecuadas para el desarrollo de los lepidópteros nativos, esperamos que como consecuencia de la introducción de especies exóticas como pino y eucalipto se evidencien cambios en la riqueza y abundancia de estos.

2. OBJETIVOS:

2.1 General

EVALUAR LA INFLUENCIA DE LA INTRODUCCIÓN DE DOS ESPECIES EXÓTICAS DE PLANTAS (Pino, Eucalipto) SOBRE EL ENSAMBLAJE DE MARIPOSAS DIURNAS EN CINCO TIPOS DE BOSQUE (Kewiña, Pino, Eucalipto, Pino-Kewiña y Eucalipto-Kewiña) DEL PARQUE NACIONAL TUNARI

2.2 Específicos

- ❑ Comparar la riqueza y abundancia (diversidad) de mariposas diurnas en los cinco tipos de bosque (Kewiña, Pino, Eucalipto, Pino-Kewiña y Eucalipto-Kewiña) del Parque Nacional Tunari.
- ❑ Determinar si existe relación entre algunos de los factores abióticos (viento, nubosidad, hora, hábitat) con la distribución espacial del ensamblaje de mariposas dentro de los cinco tipos de bosque estudiados (Kewiña, Pino, Eucalipto, Pino-Kewiña y Eucalipto-Kewiña) en el Parque Nacional Tunari.
- ❑ Determinar si existen diferencias de tamaño, por especie, en cada tipo de bosque (Kewiña, Pino, Eucalipto, Pino-Kewiña y Eucalipto-Kewiña) del Parque Nacional Tunari.

3. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

3.1 Bosques andinos bolivianos

Aproximadamente un tercio de Bolivia corresponde a los Andes que comprende cordilleras y altas plataformas, la mayor parte de ellas con pastizales, semidesiertos y con empinadas laderas lluviosas (Yungas). Estas zonas se encuentran generalmente sobre los 3500 msnm. El hielo permanente esta usualmente restringido a las montañas sobre los 5000 msnm. Durante las glaciaciones el altiplano boliviano/peruano permaneció como un refugio libre de hielo causando un completo aislamiento de los hábitats boscosos de algunas cuencas andinas. Estas restricciones tuvieron una fuerte influencia sobre la distribución de animales y plantas y también en la diferenciación de nuevas especies locales (Fjeldså y Kessler, 2004).

Los Andes representan una zona de climas extremos, en promedio la temperatura descende 0.66° C por cada 100 metros de ascenso, pero la topografía produce también otros cambios climáticos que localmente, y en diferentes horas del día ocasionan marcadas diferencias en pocos cientos de metros de distancia (Fjeldså y Kessler, 2004).

3.2 Bosques de Kewiña

Las tierras altas de Bolivia y otras partes de los Andes son dominadas por estepas monótonas de pastos (puna) y matorrales bajos (Tholares). Sin embargo, en ciertas regiones encima de la línea usual de árboles, en laderas, cañones inaccesibles, o en terrenos escarpados y rocosos sobre los 4000 msnm. de altitud, existen manchones pequeños y dispersos de bosques de Kewiña (Kewiñales, *Polylepis*) (Fjeldså y Kessler, 2004).

Los bosques de Kewiña, junto con las coníferas de los Himalayas, forman bosques en las zonas más altas del mundo de manera natural. La Kewiña crece sin problemas a más de 4500 msnm. Encontrándose en Bolivia desde los 2100 msnm. (*Polylepis hieronymi*) hasta los 5200 msnm. (*Polylepis tarapacana*) (Simpson, 1993; Kessler, 1995b; Fjeldså y Kessler 1996). Estos árboles han desarrollado una serie de adaptaciones que les permiten sobrevivir

con éxito en lugares donde cualquier otro árbol perecería (Hensen, 1992; Kessler, 1995b; Fjeldså y Kessler, 1996; Wust, 2000). Resisten bajas temperaturas presentando tolerancia al sobreenfriamiento y al congelamiento gracias a sus dimensiones celulares pequeñas, espacios intercelulares reducidos o ausentes, contenidos de humedad baja, ausencia de nucleadores internos de hielo, barreras contra nucleadores, su corteza o ritidoma que forma numerosas capas, la pubescencia de las hojas y su lento crecimiento (Fjeldså y Krabbe, 1990; Fjeldså y Kessler, 1996; Rada, *et al.* 2000; Wust, 2000).

Según Fernández (1970), Pretell *et al.* (1985) y Fjeldså y Kessler (1996) los árboles de Kewiña crecen en forma natural en suelos no exigentes, desde los superficiales con afloramientos de roca, en laderas pedregosas protegidas, en fondo de valles y quebradas con suelos profundos, en suelos de muy bajo contenido orgánico (suelo pobre) y en suelos residuales a partir de areniscas, de topografía quebrada. Estos mismos autores aseguran que los árboles de Kewiña, debido a su rusticidad, pueden llegar a crecer hasta en grietas de roca; pero que prefieren las laderas de pendiente moderada a fuerte, y no en tierras planas. Otro factor ecológico de gran importancia, es el tenor de humedad contenido en el suelo, necesita una regular cantidad de humedad para poder desarrollarse bien, pero rehuye los lugares donde la concentración de aguas es tal que llegan a circular superficialmente (Fernandez, 1970; Pretell *et al.*, 1985; Fjeldså y Kessler, 1996).

Las especies del género *Polylepis* son arbustos y árboles usualmente de forma retorcida, pero en ciertas áreas algunos árboles tienen 15-20 m. de alto y troncos de distintos grosores. El follaje es siempre verde con pequeñas y densas hojas y a menudo grandes cantidades de ramitas muertas colgando en el lado inferior del dosel. La corteza es gruesa y rugosa, densamente laminada como una protección contra las bajas temperaturas. Las capas individuales de la corteza (hasta 150) son fáciles de separar y pelar (Fjeldså y Kessler, 2004).

El número de especies de *Polylepis* descrita por diferentes autores varía entre 15 y 33 (Bitter, 1911; Simpson, 1979; Kessler, 1995 a,b). Según Simpson (1879 y 1986) y Kessler (1995a) la circunscripción de taxones en este género es dificultosa debido a:

- ❑ la extensiva variabilidad morfológica entre poblaciones,
- ❑ la limitada variabilidad entre muchas de las especies reconocidas y
- ❑ la extensiva hibridación aparente

Datos de varios autores sugieren que la hibridación probablemente tiene lugar en todas las especies de este género, especialmente entre las que están próximas geográficamente unas a otras, incluso puede ocurrir este fenómeno entre *Polylepis* y su género hermano *Acaena* (Kessler y Schmidt, 2005; Kerr, 2003).

Kessler y Schmidt, (2005), realizaron una revisión del género *Polylepis* indicando la existencia de 26 especies, describiendo una nueva especie y elevando cinco taxas del rango de subespecie, variedad o sinónima a especie, entre ellas *Polylepis subtusalbida*, la cual es un árbol que llega hasta los 8 m. de alto, caracterizado por un estrato de pelos blancos de apariencia lanosa en los frutos, fuera de las flores y en los soportes de las mismas.

Híbridos de *Polylepis subtusalbida* con *P. tomentella* spp. *Tomentella* y *P. tomentella* spp. *incanoides* han sido reconocidos, lo cual dificulta mucho su identificación. *P. subtusalbida* se encuentra en floración a lo largo de todo el año, pero algunas poblaciones pueden tener individuos sin flores en cualquier época del año (Fjeldsá y Kessler, 1996; Loayza, 2002; Kessler y Schmidt, 2005).

3.2.1. Distribución

El área de distribución de los bosques de Kewiña está confinado al trópico de los Andes de Sudamérica. Para Hueck (1978), Simpson (1979), Yallico (1992), Hensen (1993) y Kessler (1995a) (1995b), el género *Polylepis* (Rosácea) está presente desde Venezuela hasta Argentina, coincidiendo en que se encuentran distribuidas en 6 países, se reconoce actualmente 1 especie para Venezuela, 3 en Colombia (1 endémica), 7 en Ecuador (2 endémicas), 14 en Perú (3 endémicas), 13 en Bolivia (4 endémicas), 2 en Chile y 4 en Argentina (1 endémica) (Kessler y Schmidt, 2005). La mayoría de las especies están distribuidas en las montañas de Ecuador y Perú (Balslev y Luteyn, 1992).

Existen 13 especies en los Andes de Bolivia (3 200 - 5 200 m de altitud); en la Cordillera Oriental forman verdaderos bosques asociados con otras especies de árboles; en tanto que en la Cordillera Occidental forman rodales de una sola especie (Kessler, 1995a; Kessler y Schmidt, 2005). Simpson (1979) afirma que algunos de los árboles o arbustos de Kewiña crecen a altitudes arriba de los 5200 msnm. o más, de este modo forman los bosques de angiospermas más altos del mundo.

En la región fitogeográfica andina de Bolivia el género *Polylepis* se encuentra distribuido en las subregiones yungueña y puneña, por encima de los 3 000 - 3 200 msnm. y hasta los 3 900 - 4 100 msnm. (Navarro, 1997). Estos bosques de Kewiña se desarrollan sobre laderas con pendiente moderada a fuerte, en suelos pedregosos, algunas veces profundos y fértiles debido a la materia orgánica aportada por estos mismos árboles. Los bosques de Kewiña poseen una alta capacidad para almacenar agua en los suelos donde se desarrollan, por lo que generan un ambiente propicio para el desarrollo de una flora y fauna rica en especies (Fjeldså y Kessler, 1996).

Cochabamba tiene una superficie departamental de 55 631 Km². y la superficie cubierta por bosques, relictos boscosos (Kewiñas) y arbustos leñosos, es de 26 664 Km². (47.9 %) los bosques puros están situados en tierras altas y siempre verdes, en Cochabamba 1 280 Km². (Montes de Oca, 1997) Se estima que el área potencial de bosques de Kewiñas en Bolivia es de 55 000 Km²., hoy en día sólo alrededor del 10 % de esta área permanece con bosque, mayormente con vegetación arbustiva y muy abierta en la Cordillera Occidental (Fjeldså y Kessler, 1996).

En Cochabamba se encuentran 6 de las 10 especies que existen en Bolivia: *Polylepis subtusalbida*, *P. besseri* Subs. *Besseri*, *P. sericeae*, *P. pepeii*, *P. racemosa* Subs. *lanata*, *P. tomentella*, *P. neglecta* (Kessler 1995, Fjeldså y Kessler, 1996; Navarro, 1997), *Polylepis subtusalbida* se encuentra distribuida entre los 3 000 y 4 100 msnm. en los departamentos de Cochabamba y Chuquisaca (Kessler y Schmidt, 2005).

Se estima que, en el caso particular de *Polylepis*, ya se habría producido la desaparición de más del 90% de los bosques originales (Kessler, 2000). Particularmente en el caso de *P. subtusalbida*, en Cochabamba sólo existiría el 2% de los 1000 km² de superficie estimados como potenciales para el establecimiento de esta especie (Fjeldså y Kessler, 1996; Kessler y Schmidt, 2005).

3.2.2. Importancia

Alemán (1997) menciona que los bosques nativos son los que albergan una mayor diversidad florística; entre éstos, los bosques de Kewiña (*Polylepis spp.*), tienen gran importancia, debido a que proporcionan varios microhábitats que albergan gran diversidad de fauna, de los cuales las aves son el grupo más estudiado. Por este motivo, estos bosques, se constituyen en un centro de endemismo muy importante de fauna y flora (Fjeldså y Kessler, 1996; Yensen y Tarifa, 2000; Balderrama y Ramírez, 2001).

Las especies del género *Polylepis* tienen mucha importancia para las zonas más altas de los Andes porque tienen una labor protectora de cuencas hidrográficas, de fajas cortafuegos y para el control de la erosión, especialmente en áreas con notorias diferencias de época de lluvia y seca (Chilote, *et al.*, 1985; Fjeldså y Kessler, 1996).

En los bosques de Kewiña el microclima, la productividad y la diversidad contrastan, enormemente a las condiciones del hábitat que los rodea (generalmente pastizales); así tienen, en general, una alta diversidad (Fjeldså & Kessler, 1996).

Los bosques de Kewiñas cumplen un importante rol ecológico. En primer lugar estos bosques contribuyen al incremento en la capacidad de retención de agua en el suelo, participan activamente contra los procesos de erosión al regular la escorrentía del agua, cumplen funciones de almacenamiento de nutrientes, son refugio y fuente de alimento para muchas especies de animales y brindan las condiciones para el desarrollo de un estrato inferior, constituido por numerosas plantas. Por otro lado los bosques de *Polylepis*

constituyen una fuente de madera para construcciones de casas o como leña para las labores domésticas de los campesinos (Fjeldså y Kessler, 1996).

La importancia ecológica de estos bosques se origina en sus características botánicas, que han hecho de estos hábitats sitios exclusivos de muchas especies (Fjeldså, 1995b; Yensen y Tarifa, 2000). Las aves presentes en bosques de Kewiñas llegan a 130 especies estando 6 de estas restringidas a este tipo de hábitat (en peligro de extinción) y 2 se hallan categorizadas como vulnerables (Fjeldså y Kessler, 1996, Stotz *et al.* 1996), respecto a los mamíferos según Yensen y Tarifa (1993), Yensen *et al.* (1994), y Yensen y Tarifa (2000), se han documentado cerca de 30 especies de mamíferos en los bosques de Kewiñas incluyendo micromamíferos, carnívoros, artiodáctilos y murciélagos.

Aunque la mayoría de los manchones de Kewiñas a grandes altitudes tienen un dosel abierto, los bosques mejor preservados tienen a menudo partes densas y sombreadas. Los *Polylepis* parecen estar “químicamente” protegidos contra herbívoros ya que tienen pocos insectos fitófagos. Sin embargo es buen hábitat de refugio para artrópodos adultos. (O. Karsholt, com. pers. y Fjeldså y Kessler, 2004).

Los bosques de Kewiñas se constituyen en centros de endemismo muy alto, especialmente para aves, se ha observado que por cada aumento de 100 m. de altura existe un cambio del 10 al 15 por ciento en la composición de la comunidad de aves que se desarrollan en ambientes de altura (Fjeldså y Kessler, 1996).

Respecto a los numerosos beneficios otorgados por los bosques de Kewiña, Hamilton (1987), Smiet (1987), Linke (1988), May (1988), Schulte (1991), Goldstein *et al.* (1994), Hunziker (1997), Hynes *et al.* (1997), Fjeldså y Kessler (2004) y Kessler y Driesch (datos no publicados) citan algunos de ellos, entre los cuales podemos destacar:

- a) *el incremento de la precipitación*, que ocurre en función al incremento de humedad en el aire gracias a la captura y evaporación de la misma por parte de las plantas,

- b) *captura de agua*, deteniendo la escorrentía al retener, liberar y filtrar el agua en el suelo,
- c) *regulación de la escorrentía del agua*, mediante almacenamiento y detención de la precipitación y escorrentía, reduciendo picos de flujo,
- d) *control de la erosión*, soportando un sotobosque que protege al suelo contra la erosión y cubriendo lugares de alto riesgo,
- e) *retención de sedimentos y nutrientes*, los cuales son lavados en zonas más altas y forman un suelo orgánico capaz de incrementar la habilidad de almacenar y liberar libremente agua y nutrientes,
- f) *productos no maderables*, tales como plantas medicinales y comestibles nativas de estos bosques y de gran valor en el sentido económico,
- g) *microclima más cálido*, reduciendo la radiación nocturna proveniente del suelo quedando libre de heladas,
- h) *salud*, brindando agua filtrada saludable

3.3 Conservación de los bosques de Kewiña

La diversidad de animales y plantas silvestres tiene una distribución desigual. La riqueza de especies más extraordinaria se encuentra en los bosques amazónicos que tienen, por ejemplo el doble de especies de animales y plantas que el bosque africano. A pesar de esta extraordinaria biodiversidad, las acciones para prevenir esta pérdida de biodiversidad pueden ser más necesarias en los Andes. Esto se debe principalmente a que muchas especies tienen un rango de distribución restringido (Fjeldså y Kessler, 2004).

Lo que en el pasado dictó la selección de áreas para la conservación fueron a menudo paisajes escénicos que podrían atraer al turismo y carencia de conflictos con otros intereses (“Conservación preventiva”). Desafortunadamente, muchas áreas protegidas de gran belleza escénica son de poco valor para la prevención de la pérdida de la biodiversidad (Fjeldså y Kessler, 2004).

En las tierras altoandinas muchos proyectos de conservación fueron establecidos para proteger a la vicuña, o a la planta gigante *Puya raimondii*. Las especies espectaculares son usadas como “Especies bandera” para conseguir fondos y para causar preocupación sobre las amenazas a la naturaleza. Aunque muchos de tales proyectos fueron exitosos, representan el “tratamiento de síntomas”. Esto se debe a que no fueron dirigidos a los problemas fundamentales de degradación del medio ambiente y no se enfocaron en aquellas áreas que son importantes para la evolución (Fjeldså y Kessler, 2004).

Los bosques naturales andinos son importantes sistemas sustentadores de la vida, de los cuales dependen numerosas comunidades humanas, pese a ello, estos ecosistemas han recibido escaso apoyo en la región para su conservación y manejo adecuado (PCBNA; DDA-SUIZA; UICN, 1993).

En nuestro país existe un conocimiento relativamente escaso sobre bosques nativos andinos, principalmente sobre su cuantificación y caracterización, como son los bosques de Kewiña, que son considerados como bosques relictuales por su limitada extensión actual, además juegan un rol muy importante en los frágiles ecosistemas altoandinos (PROBONA, 1996).

En un análisis continental de las aves de bosques de Sudamérica, Fjeldså y Rahbek (1997) demostraron que cada especie de ave que se encuentre presente en al menos tres áreas bien protegidas esta considerada como “Bien protegida”; entonces las prioridades más altas deberían ser enfocadas ahora a áreas con muchas especies endémicas, en los Andes y el Bosque del Atlántico Brasileiro (Fjeldså y Kessler, 2004).

En Bolivia las normas para el acceso y uso de bosques de Kewiña son flexibles y están en el marco de las costumbres y servidumbres, que tienen un origen histórico anterior a la Reforma Agraria de 1952; siendo el sindicato la expresión organizativa que garantiza el uso colectivo de los bosques (Espinoza, 2001), además de la inexistencia de áreas protegidas, que incluyan significativamente a los bosques de Kewiña, ya que incluso el Parque

Nacional Tunari de Cochabamba ha sido incomprensiblemente sustituido en parte por plantaciones de especies no nativas como pinos y eucaliptos (Navarro, 1997).

Actualmente los bosques naturales nativos andinos tienden a desaparecer por la deforestación. Esto está sucediendo, principalmente, por la falta de una orientación adecuada para la gente del lugar sobre lo que es la conservación del medio ambiente y el manejo sostenible de los recursos forestales, la concientización en estos temas es una prioridad para prevenir la destrucción de los bosques ya que estos prestan una diversidad de servicios a los pobladores del lugar (Guizada, 1996).

Mariscal y Rist (1999) hacen hincapié en que los bosques de Kewiñas bien conservados son fundamentales para las comunidades andinas, para asegurar el suplemento de agua y proteger los suelos de la zona contra deslizamientos y erosión.

3.3.1. Posibles consecuencias de la pérdida de los bosques de Kewiña

Podemos asumir que los bosques que una vez cubrieron grandes extensiones de la región altoandina tuvieron un efecto positivo en el clima haciéndolo más húmedo y moderando los extremos de temperaturas (Fjeldså y Kessler, 2004).

Algunas de las posibles consecuencias de la pérdida de los bosques de Kewiñas son:

- ❑ Los manantiales y fuentes de agua podrían secarse.
- ❑ La capa superior del suelo se desgastaría en pendientes escarpadas.
- ❑ Se incrementarían los derrumbes e inundaciones destruyendo tierras agrícolas y caminos.
- ❑ Los arroyos se contaminarían por la erosión del suelo.
- ❑ El abastecimiento de leña se perdería.
- ❑ Otros productos forestales, tales como las medicinas naturales y los tubérculos silvestres se volverían raros e incluso podrían desaparecer.
- ❑ Animales de cacería (venados, vizcachas, aves) se volverían raros.

3.4 Amenazas sobre bosques de Kewiña

3.4.1 Fragmentación de bosques de Kewiña

Estudios ecológicos sugieren fuertemente que los bosques de Kewiñas cubrieron una vez gran porción de las tierras altas en Latinoamérica. Sin embargo, miles de años de actividad humana han llevado a una completa denudación de la mayor parte de estas tierras (Fjeldså y Kessler, 2004).

La fragmentación de los bosques de Kewiñas comenzó probablemente con el manejo de las pasturas después de la domesticación de los camélidos que se inició hace 7500 años (Wing, 1986). Después de la “Conquista”, la fragmentación de estos bosques se incrementó debido al aumento de las quemadas provocadas para la renovación de pastos para el ganado ovino y vacuno y la habilitación de campos agrícolas, además de la producción comercial de carbón, extracción de madera, obtención de leña y más recientemente por la reforestación con especies exóticas de *Eucaliptus* y *Pinus*, entre otras causas (Fjeldså, 1993; Kessler y Driesch, 1993; Kessler, 1995b; Laegaard, 1992 in: Yensen y Tarifa, 2000).

Otro factor que ocasiona la fragmentación de estos bosques es que la madera de la Kewiña es y ha sido utilizada como fuente de energía por el hombre andino desde tiempos muy remotos. Esta situación ha ocasionado una disminución significativa de la abundancia de la especie en las sierras y está considerada en peligro de extinción, siendo estos bosques probablemente los ecosistemas más amenazados en los Andes Sudamericanos (Hjarsen, 1997, 1998; Fjeldså y Krabbe, 1990; Fjeldså y Kessler, 1996; Wust, 2000).

En la actualidad los bosques de Kewiñas se encuentran fragmentados o en manchas como el resultado del proceso de degradación y alteración a los que han sido sometidos. Por ello la biodiversidad de animales y plantas que habitan en estos bosques, se encuentra seriamente comprometida debido a los efectos negativos antes mencionados (Fjeldså y Kessler, 1996).

De acuerdo con Kessler (1995a), los bosques remanentes representan menos del 10% del área potencial de bosques en los altos Andes. Este porcentaje decrece aun más si se toma en

cuenta la disgregación de bosque de Kewiña en las zonas áridas de la zona de puna. La principal razón para esta inmensa destrucción de bosques ha sido la quema para la creación de tierras arables (Hensen, 2002). Particularmente, en el caso de *P. besseri* ssp. *besseri*, en Cochabamba sólo existiría el 2% de los 1000 Km² de superficie estimados como potenciales para el establecimiento de esta especie (Fjeldså y Kessler, 1996).

Muchas de las áreas de distribución potencial de los bosques de Kewiña se encuentran reducidas a pequeñas manchas forestales diseminadas, que en realidad son restos de la primitiva vegetación. Se encuentran principalmente en los lugares de acceso más difícil, como quebradas abruptas, a una altura aproximada de 3 000 – 4 100 m. Debido al sobrepastoreo y a la acción humana muchos de estos bosques relictos están sufriendo un gran impacto y destrucción. Otro factor es la quema que anualmente, también destruye grandes zonas de cubierta boscosa (Fernández, 1997).

Fjeldså (1993) indica que los páramos y punas andinas pueden haber estado densamente poblados de bosques, principalmente de Kewiñas, pero el impacto humano ha causado una distribución muy esparcida del hábitat. Debido a la fragmentación del hábitat muchas aves especializadas del bosque, ahora muestran distribuciones rudimentales. La diferenciación de las especies en la zona de *Polylepis* se dio en Perú y Bolivia durante periodos climáticos fríos y áridos, al igual que los refugios de bosques dominados por Kewiñas fueron aislados de la zona cis-andina y de la zona chaqueña en Bolivia.

Existen varias propuestas para explicar la distribución de los parches de los bosques de Kewiñas, algunas de ellas se relacionan con requerimientos ecológicos por parte de estos árboles. En oposición a estas hipótesis, Fjeldså y Kessler (1996), citan que su distribución actual es mayormente consecuencia de miles de años de uso intensivo de la tierra.

3.4.2 Amenazas actuales sobre bosques de Kewiña

Los bosques, hoy en día representan manchas pequeñas y relictos diseminados, que se encuentran en los lugares de más difícil acceso como los relictos de bosques de Kewiña, sotos, etc. (Schlaifer y Deumeure, 1992).

Las amenazas actuales sobre los bosques de Kewiñas se pueden clasificar en función a las siguientes actividades antropogénicas:

a) Tala y fuego.- La quema es el factor destructivo más importante en la degradación de las tierras altas de los Andes. La quema frecuente e incontrolada de las pendientes de la puna es desventajosa principalmente por favorecer pastos que son menos valiosos como forraje que la vegetación natural y pueden contener valores proteicos menores al 6.5 por ciento (Zech y Feuerer, 1982).

La madera de Kewiña es muy utilizada como leña y es a menudo considerada la mejor madera para quemar carbón en las zonas altas. Estos bosques parecen estar amenazados principalmente por la tala para leña y carbón, sin embargo, estudios realizados en la zona altoandina, demuestran que la principal amenaza es el uso regular del fuego para estimular el rebrote de pasto para las ovejas o para propósitos no claros (Fjeldså y Kessler, 2004).

Las quemas frecuentes llevan al desaparecimiento de bosques de Kewiñas (Kessler y Driesch 1994; Bode, 1998). Mientras que los árboles maduros a menudo sobreviven a la quema porque están protegidos por su gruesa corteza, las plántulas mueren fácilmente con el fuego, impidiendo la regeneración de árboles adicionales (Fjeldså y Kessler, 2004).

El excesivo corte de árboles de Kewiña (usualmente en combinación con otros factores) ha destruido los últimos bosques. Este es el caso del sudoeste de Bolivia, en parte del área de Cochabamba, donde grandes regiones de bosque fueron recientemente cortadas para la producción de taninos (I. Hensen com. per. In: Fjeldså y Kessler, 2004).

b) Agricultura y ganadería

b.1) Agricultura.- La población rural está fuertemente concentrada en los valles altoandinos, cerca de la transición de las tierras altas estériles. Aunque la agricultura intensiva moderna está generalmente asociada con planicies de tierras bajas, la zona más intensamente cultivada en Bolivia está entre los 3 500 y 4 000 m. de altitud, con las altas

planicies intensivamente pastoreadas principalmente por ovejas. Pequeños claros en los bosque de Kewiñas, especialmente en los tipos más húmedos, proveen suelos excelentes para la agricultura a pequeña escala (Fjeldså y Kessler, 2004).

b.2) Sobrepastoreo.- La mayoría de las tierras altas son utilizadas para el pastoreo extensivo, pero pastizales de alta productividad con manejo intensivo son raros. Muchas áreas de pastizales están crónicamente sobre pastoreadas (Augstburger, 1990) lo cual previene la regeneración de la Kewiña y a menudo lleva a una severa degradación de las áreas (Fjeldså y Kessler, 2004).

En distritos con muchas cabras, las Kewiñas se regeneran solamente bajo el abrigo de los matorrales espinosos, dentro de punzantes macollas de pastos o entre rocas abrigadas. El efecto total del pastoreo no es tan fuerte como el de la quema, sin embargo debido a que la mayor parte de la quema se hace para estimular el rebrote de los pastos para la ganadería, ambos factores frecuentemente están combinados y juntos tienen efectos catastróficos para la estructura poblacional de los bosques de Kewiñas (Fjeldså y Kessler, 2004).

b.3) Preferencia por el ganado vacuno y ovino.- Desde la llegada de los españoles las vacas, ovejas, y en menor grado los cerdos, caballos, asnos y (en los valles) cabras han reemplazado en su mayoría a los camélidos nativos como importantes animales de pastoreo. Hoy la cría de camélidos está restringida principalmente a las regiones más altas y secas donde las ovejas y el ganado no pueden sobrevivir (Fjeldså y Kessler, 2004).

Los camélidos tienen pezuñas suaves y planas, prefieren los pastos naturales de pastizales no quemados (*Calamagrostis*, *Festuca*), muestran una asimilación más alta de alimentos (10 al 50 por ciento) que las ovejas y las vacas, las cuales tienen pezuñas duras y afiladas que dañan la cobertura vegetal del suelo, exponiéndolo a la erosión. Los mercados nacionales actualmente están establecidos para productos vacunos y ovinos, y al mismo tiempo están más favorecidos para su crianza por las agencias donadoras (Fjeldså y Kessler, 2004).

b.4) Técnicas agrícolas inapropiadas.- Muchas de las técnicas agrícolas introducidas por los españoles (o como parte del “desarrollo moderno”) y el reemplazo de las técnicas precolombinas han sido la causa directa de la fuerte degradación del suelo (Fjeldså y Kessler, 2004).

Los métodos introducidos por los españoles incluyen: plantaciones sobre pendientes escarpadas, sin terrazas y a menudo con hileras dirigidas hacia abajo de la colina; arado de tierra, con arados tipo europeo que penetran en el suelo profundamente, reemplazo de cultivos tradicionales de cereales por trigo y cebada (Beck y ElleMBERG, 1977).

c) Proyectos de reforestación inadecuados.- En Bolivia, 200 000 hectáreas de bosque natural son destruidas anualmente, pero solamente un poco más de 1 000 hectáreas son reforestadas en el mismo tiempo. Dada la gran deficiencia de leña en las tierras altas de los Andes esta figura es ciertamente demasiado baja (Camino Velozo, 1987).

La mayor parte de la reforestación en bosques de Kewiñas se ha realizado generalmente con *Eucaliptus*, el cual está tan bien establecido hoy en día, que la mayoría de los bolivianos cree que es nativo de nuestro país. El *Eucaliptus* es valioso para solucionar rápidamente la escasez de madera en los valles andinos (Reduciendo así la presión sobre áreas de bosques nativos) pero sus efectos ecológicos negativos hacen difícil su uso para combatir la erosión o en sistemas de agroforestería (Poore y Fries, 1987, Lisanework y Michelsen 1993 y 1994, Michelsen *et al.* 1993).

La introducción de especies exóticas como el pino y el eucalipto como parte de proyectos de reforestación, ocasionan un recambio importante en la biodiversidad; los factores en el caso del pino podrían ser la acumulación de acículas y la alta biomasa de raíces finas y los alcoholes de las hojas de eucalipto que matan a las bacterias del suelo, además de la poca biomasa que aportan (Cavelier y Santos, 1999).

3.5 Introducción de especies exóticas (*Eucaliptus glóbulus* y *Pinus radiata*) en bosques de Kewiña

Las plantaciones de *Eucaliptus* son usualmente favorecidas por su alta productividad, de cualquier forma su alto consumo de agua y los efectos en detrimento de la química del suelo hacen que se cuestione la idea de seguir usando Eucaliptos en la reforestación de bosques andinos. (Fjeldså y Hjarsen, 1999). En Bolivia el 90% de los árboles plantados son *Eucaliptus glóbulus* y un 10% son *Pinus radiata* y *Cupressus lusitanica* (Agencia de Desarrollo Internacional, 1986).

En Cochabamba existen comunidades locales donde la humedad está contenida en áreas que contienen Kewiñas y la pérdida de esta vegetación (y el sembrado de eucaliptos y pinos) se traduce en sequía (Mariscal y Rist, 1999).

Dentro del Parque Nacional Tunari también se tienen especies introducidas como *Pinus radiata* y *Eucaliptus glóbulus* que conforman rodales dentro del mismo (Peredo, 2004), encarando diversos problemas ecológicos que están sujetos principalmente a la introducción de estas especies exóticas, al mal uso del suelo y a los asentamientos urbanos, esto debido al crecimiento de la población hacia las faldas del Tunari. De esta manera los problemas que se derivan de ellos hacen que su sostenibilidad sea cada vez más difícil debido a la presión constante de la población sobre sus recursos naturales (Hjarsen, 1997).

El pino y el eucalipto se volvieron especies “populares”, en deterioro de las especies nativas como la Kewiña, el Aliso, los Algarrobos, Molles y otros. Aunque estas especies introducidas han beneficiado económicamente a las comunidades rurales por la venta de sus troncas (Smith, 1994); dentro del Parque Tunari, esta acción se considera ilegal debido a que es un Área Protegida y está penalizada por Ley (Opinión, 2000; Artículo 24 del D.S. 24781 citado por Marconi, 2001); como consecuencia no existen planes de manejo de estos recursos forestales y se sigue intensificando la forestación con estas especies a pesar de sus desventajas biológicas.

En principio, el objetivo principal de la reforestación de las cuencas del Parque Nacional Tunari con especies exóticas (pinos y eucaliptos), que tienen propiedades de crecimiento acelerado (Crespo, 1989), fue una medida rápida de protección contra las inundaciones que ocasionaban muchos daños a la población cochabambina, pero este plan se realizó sin una debida planificación, con insuficientes bases técnicas y científicas; y que actualmente está derivando en problemas de mayor índole como la amenaza a la biodiversidad y la disponibilidad de agua (Aleján, 1997; Cavelier y Santos, 1999; Hjarsen, 1997).

Proyectos actuales de reforestación rara vez consideran las especies nativas: de una lista de 94 especies de árboles considerados como apropiados para la reforestación en los Andes de Bolivia solamente dos son especies nativas, en comparación a 17 especies de *Pinus* y 20 de *Eucaliptus* (Von Borries, 1991).

a) Ventajas de los cultivos de *Eucaliptus* (Vaneberg 1987):

- Las plantaciones de *Eucaliptus* son favorecidas porque son altamente productivas, produciendo cerca de 10 m³/ha x año de madera comparado con 2 a 3 m³/ha x año de madera de Kewiñas.
- Los troncos son largos y rectos, por lo que son buen material para la construcción. Además esto facilita el uso industrial de grandes plantaciones de *Eucaliptus*.
- Crece incluso en laderas muy degradadas y erosionadas.
- La hojarasca puede ser reunida y usada como combustible.
- Tiene un alto poder de rebrote después de ser cortado.

b) Las plantaciones de *Eucaliptus* son desventajosas porque:

- El *Eucaliptus* tiene un consumo muy alto de agua (500 l. por día para un árbol grande). Esto lleva a la eliminación de especies del sotobosque (pastos y arbustos) que son importantes como forraje para animales y para prevenir la erosión. Los árboles plantados adyacentes a campos o canales de irrigación consumen mucha del agua necesaria para la agricultura.

- Las hojas tienen numerosos componentes tóxicos (especialmente fenoles) que son exudados de la hojarasca y evitan la germinación y el crecimiento de otras plantas. Experimentos utilizando extractos acuosos de hojas de *Eucalyptus* mostraron una reducción en la germinación y del crecimiento radicular de varias especies de cultivos (Lisanewick y Michelsen 1993). Por esta razón bosques de *Eucalyptus* tienen poco sotobosque, usualmente sólo algunos pastos de amplia distribución y a veces virtualmente no existe sotobosque, por lo cual las plantaciones de *Eucalyptus* no sirven para prevenir la erosión del suelo.
- Debido a los componentes tóxicos, el *Eucalyptus* no favorece la formación de suelo orgánico. Cuando es plantado adyacente a campos de cultivo, el *Eucalyptus* reduce la capacidad agrícola. En un campo cerca de Cochabamba, la producción de avena declinó de más de 10t/ha a 20 m. de distancia de una plantación de *Eucalyptus* a solamente 2.5 t/ha a 3.5 m de distancia (J. Bellot Montalvo com. per.), por el contrario existió un incremento del 60 % en la productividad cuando los campos estaban adyacentes a los árboles de Kewiñas.
- Los niveles de nutrientes en el suelo se vuelven extremadamente bajos, de acuerdo a estudios recientes en Etiopía, la caída de las hojas de *Eucalyptus* y *Cupressus* es baja comparada con otros árboles y da una baja liberación de nutrientes cuando se descompone. Esto causa una reducción notable de los niveles de nutrientes en los suelos de *Eucalyptus* comparado con plantaciones con otros árboles. En general los fosfatos se convierten en un factor limitante para la descomposición y el crecimiento (Lisanewick y Michelsen 1994; Michelsen *et al.* 1993). Más aún los valores del pH decrecen y pueden llevar a niveles tóxicos de aluminio en el suelo (Crespo 1989).
- Las plantas jóvenes de *Eucalyptus* fácilmente tienen un sobrecrecimiento por malezas, por lo cual una plantación requiere cuidados intensivos durante los primeros años.
- Las hojas y las ramas jóvenes no son comestibles para animales de pastoreo, al contrario de las de Kewiñas que son frecuentemente usadas como forraje en la época seca (Hensen, 1991).
- La recolección de hojarasca como combustible facilita la erosión.

- La formación de grandes gotas de agua en las hojas de los árboles de *Eucaliptus* puede incrementar la energía de impacto y los efectos de erosión de la lluvia.
- La plantación de extensos monocultivos facilita la dispersión de plagas. Por ejemplo, en 1984 60% de los árboles de *Eucaliptus globulus* en el área de Cochabamba fueron afectados por el escarabajo *Phoracantha semipunctata* (Agencia de Desarrollo Internacional 1986).
- Plantaciones de *Eucaliptus* y *Pinus* no mantienen el mismo nivel de biodiversidad que bosques de Kewiñas y bosques mixtos de especies nativas. Un estudio de aves en Cochabamba (Hjarsen, 1999), encontró que la estructura de la comunidad, riqueza de especies, densidad de individuos y abundancia de especies de rangos de distribución restringidos varían significativamente entre plantaciones de árboles exóticos en relación a hábitats de bosques naturales.
- El *Eucaliptus* no es una solución universal a la demanda de madera.
- El *Eucaliptus* no prospera en las regiones frías encima de los 3 900 m también en ciertas regiones es sensible a largas sequías (Petrell *et al.* 1985).
- Sembrar el *Eucaliptus* puede tener efectos sociales negativos, la leña que es considerada como un bien común cuando viene de árboles nativos, es considerada como un bien comercial si viene del *Eucaliptus*.

3.6 Comunidades, ensamblajes y diversidad

La comunidad es un conjunto de poblaciones interactuantes de todos los niveles tróficos presentes en un área y tiempo dados, esto incluye los ensamblajes animales y las asociaciones vegetales en su acepción más amplia (incluyendo los cinco reinos) (Jaksic, 2001).

Un ensamblaje de especies es simplemente un conjunto de animales que pueden o no interactuar directa o indirectamente y que coinciden en el espacio y el tiempo. La ecología de comunidades no se interesa mayormente por ensamblajes no interactuantes y su mayor énfasis está en aquellos en los cuales se percibe algún grado de estructura comunitaria (Jaksic, 1981; Jaksic, 2001).

La ecología de comunidades estudia los fenómenos que ocurren entre un grupo de poblaciones de distintas especies que habitan sincrónicamente en un mismo lugar. Este nivel de análisis permite entonces conocer como interactúan diferentes especies y como estas interacciones producen modificaciones en sus ecologías individuales y poblacionales. Es a este nivel de análisis donde cobran sentido las preguntas de por qué hay algunas especies más abundantes que otras, más ampliamente distribuidas que otras, y por qué hay más especies en algunos lugares que en otros (Jaksic, 2001).

La biodiversidad o diversidad biológica se define como “la variabilidad entre los organismos vivientes de todas las fuentes, incluyendo, entre otros, los organismos terrestres, marinos y de otros ecosistemas acuáticos, así como los complejos ecológicos de los que forman parte; esto incluye diversidad dentro de las especies, entre especies y de ecosistemas” (UNEP, 1992). La diversidad alfa es la riqueza de especies de una comunidad particular a la que consideramos homogénea, la diversidad beta es el grado de cambio o reemplazo en la composición de especies entre diferentes comunidades en un paisaje, y la diversidad gamma es la riqueza de especies del conjunto de comunidades que integran un paisaje, resultante tanto de las diversidades alfa como de las diversidades beta (Whittaker, 1972).

3.7 Mariposas

Las mariposas pueden representar el grupo más familiar y mejor conocido de todos los insectos. Dentro del estudio de la biología, las mariposas han sido fundamentales en el desarrollo de la biogeografía, comportamiento, coevolución, conservación, desarrollo, ecología, genética, evolución, calentamiento global, mimetismo, ecología de poblaciones, selección sexual, especiación, asociaciones simbióticas y sistemática. En resumen, las mariposas han sido importantes para la manera en que percibimos la biodiversidad (De Vries, 2001)

Las mariposas se constituyen en una de las poblaciones animales más diversas y atractivas existentes sobre la superficie de la tierra; éstas son superadas sólo por los coleópteros, sus

coloridas alas, interesantes comportamientos y un ciclo vital con variaciones fisiológicas, morfológicas y de comportamiento entre los diferentes estadios, han hecho que muchos investigadores pongan gran interés en su estudio, es por esto que se puede decir que es el grupo de insectos mejor conocido. El número total de especies de mariposas reportadas en el mundo sobrepasa las 165 000, de las cuales sólo cerca de 11 000 son mariposas diurnas, las restantes especies pertenecen a las mariposas nocturnas (Forno y Boudoin, 1991; Maes, 1999; Mc Gavin, 2002).

Kremen *et al.* (1993) y Fagua *et al.* (1999) coinciden al definir a las mariposas como muy sensibles a los cambios de temperatura, humedad y radiación solar que se producen por disturbios en su hábitat, por lo cual el inventario de sus comunidades con medidas de la diversidad, riqueza y de sus aspectos corológicos, constituye una herramienta válida para evaluar el estado de conservación y/o alteración del medio natural. Según Brown (1992) y Kremen *et al.* (1993, 1994) las mariposas, debido a su abundancia, diversidad, fácil manejo en campo, estabilidad espacio-temporal, y en general porque su taxonomía está bien documentada se utilizan como indicadores ecológicos apropiados.

Tres grupos de variables medioambientales afectan la riqueza de especies de mariposas:
1: Climatológicos y topográficos, existiendo una correlación negativa hacia la temperatura
2: Estructura de la vegetación
3: Perturbación humana, en función al aislamiento de bosques por fragmentación o transformación (Stefanescu *et al.*, 2004). En general, se considera que existen cuatro procesos que ponen en peligro las poblaciones de lepidópteros: destrucción del hábitat, explotación comercial, contaminación e introducción de especies exóticas, aunque no se conoce muy bien el impacto de los últimos dos aspectos sobre las poblaciones de mariposas (Romeu, 2000).

La luz es importante en la determinación de la estratificación vertical de mariposas en bosques tropicales desde el suelo hasta el nivel del dosel (Spitzer *et al.* 1997). En Canadá Kerr (2001), demostró que en una amplia escala geográfica, los patrones de riqueza de especies de mariposas están fuertemente relacionados con los factores climáticos presentes. Virtanen y Neuvonen (1999) han indicado el rol central que desempeñan los factores

climáticos en la determinación del límite norte de la especies de mariposas en la Europa boreal.

Brown (1992, 1997) y Murphy (1990) citan la utilidad del uso de mariposas como bioindicadores en comparación con otros taxones, encontrando que las mariposas presentan mayor fidelidad ecológica en ecosistemas neárticos, siendo más aptas para el reconocimiento de hábitats y comunidades vegetales que los otros grupos, por lo cual muestran gran utilidad para identificar tendencias y poder reflejar indirectamente cambios en la vegetación y fragmentación del hábitat.

A pesar de que el orden Lepidóptera es uno de los más estudiados a nivel nacional, el estado de conocimiento sobre el mismo en Bolivia es escaso. Pocos son los trabajos realizados que tratan más de una especie (p. Ej. Zirchka 1947-1950). Foster (1958), estudió ampliamente la familia Satyridae describiendo algunas especies nuevas para Bolivia. Otros estudios relacionados al estudio y descripción de la biodiversidad de lepidópteros en Bolivia que deben ser nombrados son los de Forno (1996), Ledezma (1998) Stirn (2000), Kitching *et al.* (2001), Gutiérrez (2001), Gareca (en prep.), Aguirre (2004), Apaza (2005), Quinteros (2005) y Paz Soldán (2005).

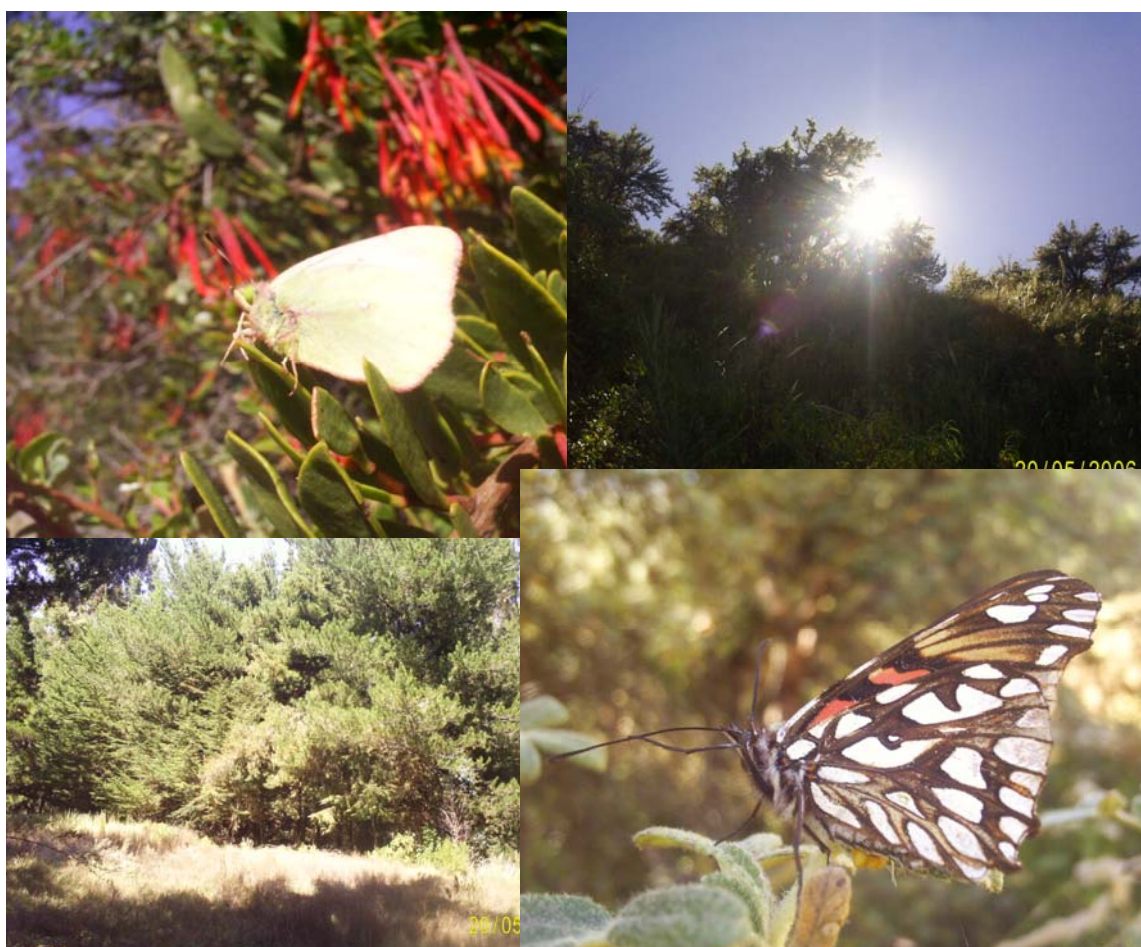
Estudios generales en insectos a nivel del neotrópico indican para Bolivia el conocimiento de 3 000 especies de mariposas diurnas (Lepidoptera: Rhopalocera) (Mittermeier *et al.* 1999; Ibish y Mérida, 2003).

3.7.1 Mariposas en ambientes andinos

La Región Andina es una de las regiones más ricas del mundo en cuanto a diversidad se refiere (Consortio GTZ *et al.*, 2001), sin embargo, buena parte de la lepidopterfauna que alberga, es poco conocida, debido a su inaccesibilidad y condiciones ambientales extremas (Ibisch y Mérida, 2003).

En muchas partes del mundo, las mariposas grandes y coloridas (Lepidóptera: Rhopalocera) han sido cartografiadas casi con la misma precisión y nivel de detalle como

las aves. Desafortunadamente, existen muy pocas mariposas grandes en la zona fría altoandina. La mayoría de los lepidópteros altoandinos son pequeñas mariposas nocturnas de colores pardos, para las cuales el conocimiento es muy fragmentario (Fjeldså y Kessler, 2004; Shapiro 1991, 1996), especialmente en lo que se refiere a su distribución, ecología y comportamiento, pocos estudios se han realizado en este sentido destacándose los de Adams (1973), en la Sierra Nevada de Santa Marta (Colombia), Pérez (1982), en el Parque Nacional Huascarán (Perú) y Shapiro (1978a, 1978b y 1979), en varias regiones de los Andes a lo largo de la cordillera (Forno, 1988) (Fig. 1).



Pinto, 2006

Figura 1. Mariposas y bosques presentes en el Parque Nacional Tunari. *Colias euxhante hermina*: Pieridae (Superior izquierdo), *Dione glicera*: Heliconidae (Inferior derecho)

Aspectos como la distribución de mariposas han llamado la atención de autores en lugares como los Andes y montañas de otros continentes (Mani, 1962; Emmel, 1964; Adams, 1973). La ecología de la termorregulación ha sido estudiada con bastante profundidad en América del Norte (Clench, 1966; Kingsolver, 1985a), y de alguna manera en el Himalaya (Mani, 1962); sin embargo, como menciona Kingsolver (1985a) la carencia de información sobre este aspecto en los Andes es casi total (Forno, 1988).

3.7.2 Efecto de los Andes sobre la biodiversidad de mariposas

La riqueza de la biota andina se debe a la beta-diversidad presente, el cambio espacial en la composición de especies puede ocurrir sobre cortas distancias, la diversidad alfa de una localidad andina puede ser más baja en comparación con una localidad amazónica, la diversidad de paisajes en los Andes puede sobrepasar la diversidad de los mismos presentes en la Amazonía, muchas de las especies presentes en los Andes se mueven a lo largo de gradientes altitudinales (Gentry, 1982).

Los bosques altoandinos son menos ricos en comparación con bosques de la amazonía, pero el número total de especies en los Andes es, sin embargo, notable. Esto se debe a que muchas especies son muy locales (endémicas) o están separadas en diferentes zonas altitudinales. Dichas especies muestran distribuciones altamente agregadas en regiones con gran contraste topográfico (Long, 1994, Fjeldså, 1995).

La declinación de la diversidad general de artrópodos es más consistente mientras exista mayor altitud, indicando que la diversidad de muchos taxa decrece a bajas temperaturas (Wettstein, 1999). Los resultados obtenidos por Aguirre (2004), y lo dicho por Descimon (1986), confirman una clara diferencia entre la diversidad de bosques montanos altos y bosques montanos bajos, concluyendo que la diversidad se incrementa en bajas altitudes. En zonas montañosas del neotrópico, la fauna de insectos puede presentar una delgada sustitución altitudinal y una reducción grande en la riqueza siempre y cuando domine una colonización vertical (Aguirre, 2004).

Shapiro (1992a) indica que la riqueza de mariposas de tierras bajas neotropicales es proverbial, sin embargo la fauna de mariposas en los altos Andes está relativamente empobrecida en comparación con los bosques templados de alta montaña y con la fauna de tierras bajas adyacentes, dicho empobrecimiento en la fauna de los Andes puede deberse a la presencia de muy pocos linajes (Probablemente menos de 20), además sugiere que muchas de las especies existentes en la fauna de lepidópteros en los Andes son resultado de una migración paulatina de especies desde las altas montañas de Norte América.

Descimon (1986) nombra la existencia de una “instauración” en la fauna de lepidópteros Rhopaloceros en los Andes, debido a la observación de la existencia de varios nichos “vacíos”, en particular muchas plantas alimenticias se ven ausentes de mariposas.

Fernández y Price (1991) indican que los patrones geográficos más extendidos de distribución y diversidad de animales son algunas veces representados a través de gradientes altitudinales. Los insectos de zonas tropicales y zonas templadas siguen el mismo patrón, es decir, su diversidad incrementa con el decremento de la altura. Por otro lado los resultados de Aguirre (2004) indican la existencia de una clara diferencia de los ensamblajes de mariposas presentes en los pisos bioclimáticos orotropical y supratropical con pisos inferiores como el mesotropical y el termotropical en Bolivia, reduciéndose el número de especies mientras se asciende en altura.

Por su situación, la cordillera de los Andes y su gran elevación sobre el mar (más de 3 000 msnm.) tiene condiciones climáticas extremas, que condicionan una serie de adaptaciones morfológicas y de comportamiento en los insectos. Las adaptaciones morfológicas más importantes son: melanización del cuerpo y alas, y micropterigia o reducción de las alas. En el comportamiento se han desarrollado adaptaciones sobre todo de termorregulación, por lo cual las mariposas han desarrollado la capacidad de obtener un máximo de calor, mediante posturas más eficientes de las alas y cuerpo (Forno y Boudoin, 1991).

En la zona Altoandina, se ve como característica más importante el alto porcentaje de especies de Pieridae y la baja proporción de especies de Lycaenidae y Papilionidae los

cuales son rasgos característicos de la composición de comunidades de mariposas en zonas de alta montaña en los Andes (Forno, 1988).

La familia Satiridae y Pieridae son características de las montañas o bosques nublados. En el caso de la primera familia se distinguen por su coloración más oscura, que les sirve para adaptarse a veranos cortos e inviernos fríos (el color oscuro retiene mejor la radiación solar), algunas especies tienen el cuerpo cubierto de largas escamas o pelos para protegerse de las inclemencias climáticas, los piéridos poseen un comportamiento de termorregulación, acompañado de una coloración melánica, que facilita la obtención de calor del entorno, aspecto fundamental de la termorregulación en zonas con temperaturas tan extremas, también una mayor cobertura de pelos, tanto torácicos como en la base de las alas y la existencia de estrategias de asoleamiento (Forno, 1988; Lamas, 2002).

Paz Soldán (2005) sugiere que la baja diversidad en ensamblajes de mariposas de bosques de altura (Sacha Loma) se puede deber a la severidad de los factores climáticos, tales como vientos, lluvias y bajas temperaturas.

3.7.3 Mariposas en bosques exóticos

Lo más común en una especie exótica es que interactúe directamente con una o más especies nativas de la comunidad. Uno de los principios en ecología es el de la "exclusión competitiva", el cual establece que dos especies que tienen los mismos requerimientos no pueden coexistir, así, de no mediar algún tipo de cambio conductual (partición de nicho, segregación espacial o temporal, etc.), el resultado de una invasión exitosa es que una o más especies competidoras pueden resultar extintas (Estades, 1998).

El impacto de las especies exóticas es variable, pobremente entendido y dificultoso de predecir, algunas especies exóticas han mostrado tener severos impactos negativos sobre la biota nativa, causando la declinación de la abundancia, contracción de los rangos geográficos y extinción de especies nativas, causando cambios en la estructura de la comunidad y el funcionamiento del ecosistema (Elton, 1958).

Shapiro (1996) y Gervais y Shapiro (1999) señalan la importancia del endemismo edáfico (referido a la especificidad de ciertas especies de mariposas por sus hábitats nativos) en la fauna de mariposas presente en Sierra Nevada, basado en la poca información existente sobre el mismo, señalando que las mariposas edáficamente restringidas son probablemente el grupo más amenazado de la fauna ya que el desarrollo y la conversión del hábitat tiende a situar a este tipo de especies en un estatus de riesgo.

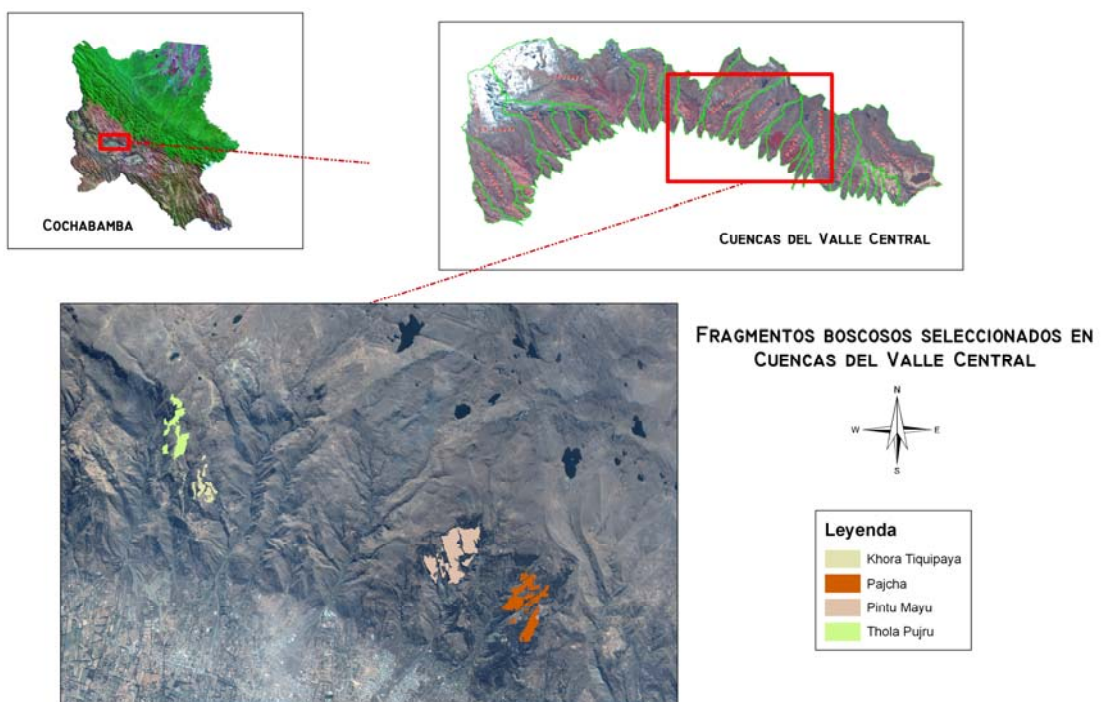
El manejo de especies exóticas y la recuperación de áreas para el cultivo de especies nativas puede en muchos casos perjudicar la fauna local de mariposas al modificar de forma drástica un paisaje al cual ya están adaptadas (Shapiro, 2002).

4. MATERIALES Y MÉTODOS

4.1 Área de estudio

4.1.1 Ubicación geográfica

El Parque Nacional Tunari (PNT) tiene una superficie de aproximadamente 300 000 has (3.091,21 Km²) y está ubicado en el Oeste del Departamento de Cochabamba, se encuentra entre los 17° 00' – 17° 30' de Latitud Sur y los 66° 00' – 66° 42' de Longitud Oeste; abarca las Provincias Ayopaya, Cercado, Quillacollo, Chapare y Tapacarí. Los municipios involucrados son: Morochata, Cochabamba, Quillacollo, Sipe Sipe, Tiquipaya, Vinto, Colcapirhua, Sacaba, Colomi, Villa Tunari y Tapacarí (Jefatura del P.N.T. – Consultora del P.N.T., 2003; SERNAP, 2001) (Fig. 2).



PROMIC, 2006

Figura 2. Imagen satelital de las sub-cuencas Pajcha, Pintumayu, Thola Pujru en el Parque Nacional Tunari

Sus límites se extienden al norte desde la ceja de monte de la región de Tablasmonte, al sur desde la avenida Circunvalación (Av. Circunvalación II – cota 2750), que delimita el radio urbano de la ciudad de Cochabamba al este la quebrada de Arocagua y al oeste la quebrada de La Taquiña, el rango altitudinal va desde los 2600 hasta los 4500 metros sobre el nivel del mar (Quinteros, 2003).

4.1.2 Clima y vegetación

Navarro (1997), Navarro y Maldonado (2002), mencionan que la base de la clasificación ecológica y florística de los bosques del Parque Nacional Tunari, se sitúa en la: Región: Andina; Subregión: Puneña; Provincia de la Puna Peruana; Sector Biogeográfico: Puneño-Peruano Meridional; Distrito Biogeográfico del Tunari; Piso bioclimático: Supratropical; Bioclima: Pluviestacional; Ombroclima: Subhúmedo a húmedo inferior; Bosques Puneños zonales subhúmedos del Tunari; Serie de *Berberis commutata* - *Polylepis subtusalbida* (Fig. 3).



Zárate, 2006

Figura 3. Vista de una porción de bosque (Parque Nacional Tunari)

4.1.3 Fisiografía, ecoregiones y geomorfología

El territorio del Parque Nacional Tunari, presenta un paisaje fisiográfico de relieve ondulado y abrupto con pendientes muy accidentadas; la parte alta o montaña tiene una pendiente de 10 a 36%, la parte media o ladera tiene pendientes superiores al 45% (Vásquez, 1999). Las pendientes originan torrenteras en su cono de deyección que son de naturaleza coaluvial, formando un paisaje fisiográfico muy accidentado e irregular (Estrada, 1987, in: Vásquez, 1999). De acuerdo al mapa global de ecoregiones del WWF (Olson *et al.*, 2001), existen tres ecoregiones en el Parque Nacional Tunari: (1) la Puna Andina Central, que corresponde a la Puna Peruana de Navarro y Maldonado (2002), (2) los Bosques Montanos Secos de Bolivia, que corresponden a las zonas de valles secos, y (3) los Yungas Bolivianos. Tomando en cuenta los ombroclimas de estas diferentes zonas (Navarro y Maldonado, 2002), se distinguen las zonas de valles, entre valles secos en el Sur (principalmente el valle de Cochabamba) con clima pluviestacional a xérico, y los valles subhúmedos de Ayopaya, con clima netamente pluviestacional. Una tercera categoría de valles es representada por los Yungas hiperhúmedos del Chapare (Boillat, 2004; Navarro y Maldonado, 2002). El área de la cuenca puede dividirse en 3 unidades geomorfológicas básicas para la evaluación de la tierra, región montañosa, región de laderas y región de valles (Escalier, 1992).

El Parque Nacional Tunari se ubica en la faja de la cordillera Oriental, y está constituida por rocas de edad ordovícica (areniscas, cuarcitas y lutitas) y también por diferentes tipos de depósitos en forma afloramientos rocosos que han sido modeladas por procesos de meteorización (Suárez, 2000; Vega, 2000; PROMIC, 2000).

4.1.4 Fauna

A pesar de tener escasos estudios de la fauna en el PNT, la misma se encuentra bien representada por las aves con cerca de 183 especies registradas (Balderrama, 2006; SERNAP, 2001). Los bosques nativos de altura presentan especies de aves endémicas como *Oreotrochilus adela*, *Aglaectis pamela*, *Asthenes heterura* y *Poospiza garlepi*, esta

última es endémica para el departamento de Cochabamba y del PNT en particular y está en peligro de extinción (Fjeldså y Krabbe, 1990; SERNAP, 2001; Balderrama, 2006).

Estudios recientes sobre la fauna de micromamíferos dentro del Parque registran 8 especies, entre ellos Múridos y Marsupiales (CBG, datos sin publicar; Moya, 2003). Entre la fauna de mamíferos grandes de la Cuenca Taquiña, se encontró presente *Galictis cuja* (hurón andino), *Felis jacobita* (gato andino), *Lagidium viscacia* (Vizcacha), *Pseudolapex culpaeus* (zorro andino) y *Conepatus chinga* (zorrino) (Arias, 1995). Así mismo el SERNAP (2001), señala al Jucumari u oso andino (*Tremarctos ornatus*) dentro de los límites norte del parque.

En cuanto a la fauna de invertebrados, los estudios son mucho más escasos, aunque se tienen datos preliminares de insectos y otros artrópodos en bosques de *Polylepis* dentro el Parque, identificándose a los órdenes Hymenóptera y Díptera con mayor número de familias presentes (Hamel *et al.*, 2000). Dentro del Orden Lepidóptera, una evaluación realizada por Quinteros, (2005), en zonas aledañas al Parque Nacional Tunari se registró 7 familias con un total de 23 especies, estas familias corresponden a Pieridae, Lycaenidae, Nymphalidae, Hesperidae, Heliconidae, Sphingidae y Papilionidae.

4.2 Métodos

El presente trabajo se realizó en tres sub-cuencas del Parque Nacional Tunari: La Pajcha, Pintumayu y Thola Pujru. Tanto la localidad La Pajcha como Pintumayu pertenecen a la provincia Cercado y Thola Pujru pertenece a la provincia Tiquipaya del departamento de Cochabamba.

Dentro de las primeras dos localidades se encuentran presentes los cinco tipos de bosque estudiados: (Kewiña, Pino, Eucalipto, Pino-Kewiña y Eucalipto- Kewiña), a diferencia de las anteriores, Thola Pujru sólo contiene tres tipos de bosque: (Kewiña, Pino y Eucalipto).

4.2.1 Diseño experimental y muestreo

Para el desarrollo de la presente investigación se utilizó un diseño de bloques, donde el factor de diseño fue el tipo de hábitat, considerando cinco niveles de factor de diseño: Bosque Kewiña, Bosque Pino, Bosque Eucalipto, Bosque Pino-Kewiña y Bosque Eucalipto-Kewiña. Las variables de respuesta fueron: riqueza y abundancia de especies de mariposas por tipo de hábitat. Las unidades de evaluación estuvieron compuestas por toda la superficie de cada fragmento de tipo de bosque (Asumiendo que todos sean del mismo tamaño). Se realizó un total de 3 repeticiones por cada tipo de hábitat.

La recolección de datos se realizó entre mayo del 2004 y febrero del 2005, durante este periodo fueron efectuados 6 viajes, cada viaje tuvo 9 días de muestreo, con un total de 27 días de muestreo efectivo por tipo de bosque, se efectuaron dos viajes hacia la sub-cuenca “La Pajcha”, dos viajes a la sub-cuenca “Pintumayu”, un viaje donde se realizó muestreos en ambas sub-cuencas (Debido a la ausencia de bosques mixtos en Thola Pujru) y un último viaje a la sub-cuenca Thola Pujru, cada viaje tuvo una duración de 10 días.

Para caracterizar el ensamblaje de mariposas diurnas dentro de los cinco tipos de bosque en el Parque Nacional Tunari se efectuó un muestreo exhaustivo dentro de los fragmentos preseleccionados de cada tipo de hábitat siguiendo dos métodos: **a)** Trampeo en transectas con trampas *Van Someren Rydon* (Fig. 4) que son muy utilizadas en la medición de diversidad de lepidópteros entre hábitats (Hill *et al*, 2001), y **b)** Capturas por unidad de esfuerzo con *redes entomológicas manuales* (Fig. 5), lo cual, según Smart (1989) permite un muestreo extensivo de la comunidad de lepidópteros, tanto en superficie como en gama de hábitats.

El diseño de las trampas *Van Someren Rydon* consiste en un cono de malla que tienen en cada extremo un plato a modo de base-techo y un espacio entre la malla y el plato, también en la parte inferior, para la entrada de los insectos (Aguirre *et al.*, 2004) (Fig. 4). El método empleado para la colecta fue la línea del transecto (Fontenia 1987), se colocaron 2 transectas lineales georeferenciadas, separadas por 50 m entre sí en cada tipo de bosque

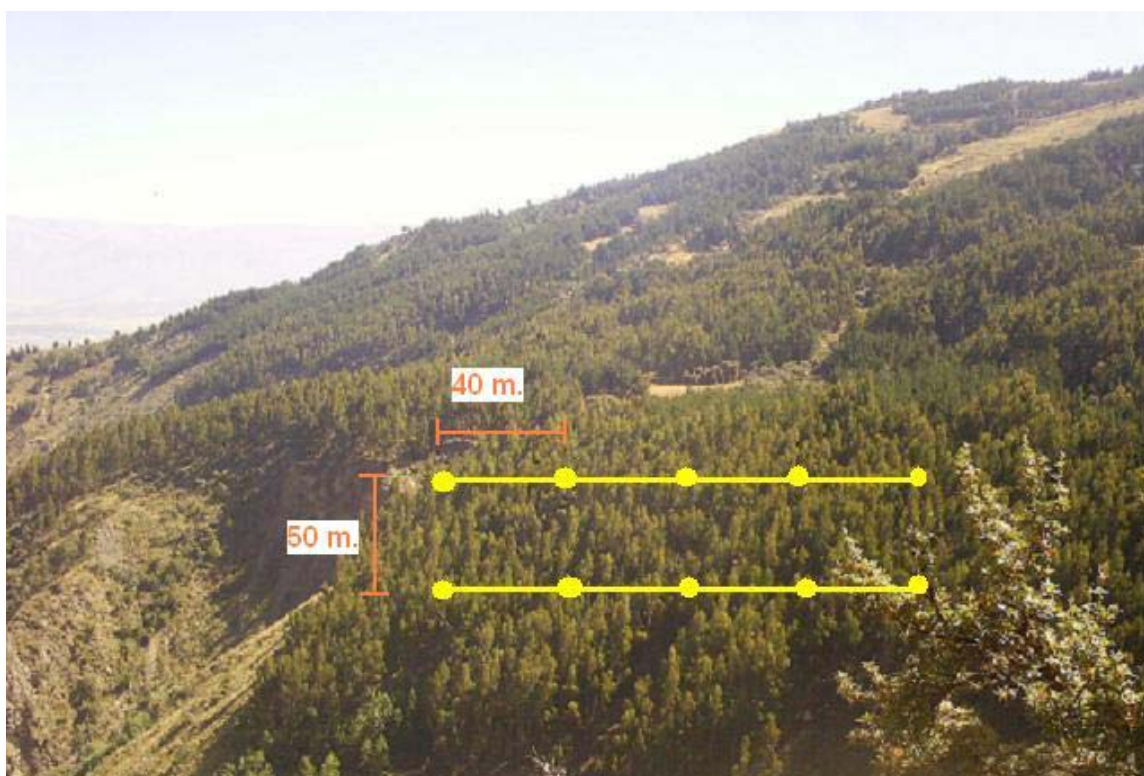
(Kewiña, Pino, Eucalipto, Pino-Kewiña y Eucalipto-Kewiña), cada uno de los transectos con 5 trampas *Van Someren Rydon*, guardando una equidistancia de 40 metros entre trampa y trampa, cada una ubicada a una altura de 1.5 m. desde el suelo a la base de la trampa (Fig. 5). Ensebadas con una mezcla homogénea previamente preparada (basada en fruta fermentada mezclada con vino, vísceras de pollo y levadura), también se usaron variaciones del cebo estándar, basadas en frutas con cerveza, orina y vísceras de pescado (Andrade 1998). Se evitó colocar trampas de dosel en áreas abiertas de bosque, donde sólo se realizó el muestreo con redes entomológicas (Aguirre *et al.*, 2004).



Pinto, 2006

Figura 4. Trampa Van Someren Rydon

Las trampas de dosel fueron revisadas dos veces al día, una vez por la mañana (11:30) y otra vez por la tarde (16:00), el recebado de las trampas fue realizado cada 72 horas. Las trampas de dosel debieron ser ubicadas en el interior de los fragmentos evitando instalarlas en lugares muy visibles, ya que su gran tamaño y colorido es muy llamativo para las personas, que optan por llevárselas y ocuparlas con diferentes fines.



Pinto, 2006

Figura 5. Transectas de trampas Van someten Rydon en bosques del Parque Nacional Tunari

Las redes entomológicas son livianas y consisten en un asa de madera de 1.5 m. fijada mediante una abrazadera de aluminio a un aro metálico de 47 cm. de diámetro, a la cual va unida una banda de muselina fina de 2 cm. de ancho que cubre todo el aro. Esta tela está cosida en una bolsa de red de forma cónica de 1.3 m. de largo (Estas medidas pueden variar en función a la preferencia personal) (Aguirre *et al.* 2004) (Fig. 6). Las capturas con red entomológica, se realizaron al azar dentro de cada tipo de bosque, abarcando toda la superficie de los fragmentos, con un esfuerzo de captura de 3 o 2 personas/8 horas/ día, el esfuerzo total de captura para cada tipo de bosque fue calculado como el resultado de la multiplicación de horas muestreadas por día por el número de días de muestreo.



www.uc.cl/sw_educ/agronomia/insectos

Figura 6. Red entomológica

Adicionalmente se realizaron observaciones de actividad de las mariposas, tales como: especies vegetales visitadas, frecuencia de visitas, observación de orugas, crisálidas y plantas hospederas de individuos juveniles, según metodología sugerida por Forno (1988).

Se tomó en cuenta como parte del bosque a los claros en el interior de cada fragmento, se homogeneizó el trabajo utilizando el mismo número de personas y a las mismas personas en cada viaje rotando turnos de muestreo en cada tipo de bosque pasados 3 días. Los datos de captura por unidad de esfuerzo fueron registrados en su respectiva planilla de campo.

Cada espécimen capturado fue removido en forma manual de la red, procediéndose posteriormente a inmovilizarlas a través de la fractura de las alas; colocado posteriormente en un sobre entomológico (evitando el contacto con las alas) de papel cebolla previamente rotulado con datos tales como: Fecha, hora, presencia-ausencia de viento y nubes, tipo de hábitat, colector y localidad. Los sobres entomológicos fueron almacenados en cajas planas para su conservación, según métodos indicados por Helmunt (2000) (Fig. 7).



www.lalepidoteca.com/castellano/cazamariposas

www.entomologia.fcien.edu.uy

Figura 7. Cajas entomológicas y extensores de mariposas

En base a métodos propuestos por Aguirre (2004), ya en el laboratorio, los ejemplares conservados en sobres, fueron extraídos de los mismos y colocados en cámaras húmedas que consisten en un recipiente llenado hasta la mitad con agua, donde se depositan las mariposas sobre rejillas, permaneciendo en los mismos entre 24 y 48 horas; una vez humedecidos los individuos se procedió a realizar el extendido de las alas en extensores, utilizando alfileres entomológicos (n° 1, 2 y 3) y pinzas de punta redonda flexibles (Para evitar cualquier tipo de daño a las alas, antenas o patas), los individuos permanecieron en proceso de secado en el extensor por un lapso no menor a 4 días, luego de los cuales fueron

etiquetados con todos sus datos y almacenados en cajas entomológicas dentro de la colección científica del Centro de Biodiversidad y Genética-UMSS.

Identificación

Los individuos ya preparados en laboratorio fueron identificados utilizando claves entomológicas de lepidópteros adultos D´Abrera (1981), Smart (1986), Ledezma (1998), dicho trabajo fue realizado en el Centro de Biodiversidad y Genética (Cochabamba), en el Museo de Historia Natural Alcides D´orbigni (Cochabamba) y en el Museo de Historia Natural Noel Kempff Mercado de Santa Cruz con la colaboración de los especialistas: Julieta Ledezma y Alejandra Valdivia, llegando hasta el nivel de especie en la mayoría de los casos. Dichas claves consideran generalmente el diseño y forma de las alas, los patrones de venación en las mismas, tipos de antena, tamaños de individuos, y algunos caracteres específicos para cada familia o género.

Las especies que no lograron ser identificadas fueron fotografiadas (1 fotografía cara dorsal y 1 ventral) para luego enviar las mismas a expertos entomólogos en el exterior con el apoyo del Museo de Historia Natural Noel Kempff Mercado, como Gerardo Lamas (Perú).

4.2.2 Variables abióticas

Para la toma de datos de las variables abióticas se procedió a una categorización simple de los mismos en función a la presencia (1) o ausencia (0) de la variable (en el caso de viento y nubes), la hora fue anotada al momento del almacenaje de cada individuo en su sobre respectivo y agrupadas en la base de datos en 3 intervalos horarios: Categoría 1 = 9:00 - 11:30 a.m., Categoría 2 = 11:30 a.m.- 14:30 p.m., Categoría 3 = 14:30 - 17:00 p.m.

4.2.3 Diversidad

El total de los datos acumulados a lo largo de los viajes, fue sistematizado en una base de datos creada en el software Excel, siendo tomados en cuenta tanto los datos de campo (Viento, nubes, hora, tipo de bosque), taxonomía y parámetros morfométricos de cada individuo.

Para monitorear el efecto de los cambios en el ambiente es necesario contar con información de la diversidad biológica en comunidades naturales y modificadas (diversidad alfa) y también de la tasa de cambio en la biodiversidad entre distintas comunidades (diversidad beta), para conocer su contribución al nivel regional (diversidad gamma) y poder diseñar estrategias de conservación y llevar a cabo acciones concretas a escala local (Moreno, 2001).

Para determinar las diversidades **alfa**, **beta** y **gamma** dentro del presente trabajo se utilizaron:

- a) La riqueza específica, elaborando listas taxonómicas de las especies presentes, agrupadas en familias por cada tipo de bosque,
- b) La abundancia absoluta, que está en función al número de individuos por especie.

4.2.4 Abundancia relativa

La abundancia relativa (estructura del ensamblaje) está descrita como la distribución proporcional del valor de importancia de cada especie (Moreno, 2001), expresada en este caso como la proporción de individuos capturados por hora de muestreo efectivo, calculada para cada tipo de bosque estudiado.

$$Ab/rel = N/E$$

N = Número de individuos (por tipo de bosque)

E = Esfuerzo = n° días x n° horas muestreadas por día

4.2.5 Índice de similitud proporcional (SP)

Existen muchas técnicas numéricas para cuantificar la similitud o la diferencia en la composición de especies entre muestras. Sin embargo para comparar sólo dos muestras, muchos ecólogos usan una medida extraordinariamente simple y directa: la similitud proporcional o SP. Para calcular la SP se examinan los valores crudos de p_i para las especies en cada una de las dos muestras, 1 y 2. Se anota el menor de los valores de p_i para cada especie i presente en las muestras y se realiza al final una sumatoria de todos ellos (Feisinger, 2003).

$$SP = \min (p_{i1}, p_{i2}) \quad p_i = n_i / N_t$$

n_i = número de individuos de la especie i en la muestra

N_t = número total de individuos en la muestra

Los valores de SP varían entre:

0 = ninguna especie en común, y

1.0 = ambas muestras son idénticas en composición y proporciones de especies.

4.2.6 Índice de Simpson (D)

Este índice fue calculado sólo con el fin de lograr calcular la serie de números de Hill (N_2), la cual se ajusta aceptablemente al diseño del presente trabajo; ya que permite ordenar el presente índice sin sobrevalorar la riqueza de especies, ponderando la importancia de cada una de la especies presentes, incluso las menos abundantes o poco comunes. Al tratarse de un índice de dominancia, manifiesta la probabilidad de que dos individuos tomados al azar de una muestra sean de la misma especie. Está fuertemente influido por la importancia de las especies más dominantes (Magurran, 1988; Peet, 1974).

$$D = \sum p_i^2$$

donde: p_i = abundancia proporcional de la especie i , es decir, el número de individuos de la especie i dividido entre el número total de individuos de la muestra.

4.2.7 Índice de Hill (N2)

Es una serie de números que permiten calcular el número efectivo de especies en una muestra; es decir, una medida del número de especies cuando cada especie es ponderada por su abundancia relativa (Hill, 1973; Magurran, 1988).

$N_2 = \text{número de especies muy abundantes} = 1/D$

$D = \text{Índice de Simpson}$

4.2.8 Índice de Shannon-Winner (H')

Índice no paramétrico basado en conceptos de equidad, expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra. Mide el grado promedio de incertidumbre en predecir a que especie pertenecerá un individuo escogido al azar de una colección (Magurran, 1988; Peet, 1974; Baev y Penev, 1995), considera que los individuos se encuentran al azar en una población y asume que todas las especies están representadas en la muestra (Magurran, 1988).

$$H' = \sum p_i \ln p_i$$

donde:

$p_i = \text{proporción de individuos de la } i\text{-ésima especie en el total}$

Para obtener pruebas estadísticamente significativas, se compararon los resultados obtenidos con la fórmula de Shannon-Winner con una prueba t-student.

4.2.9 Índice de equitatividad de Pielou (J')

El presente índice fue calculado para cada tipo de bosque y mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada. Su valor va de 0 a 0.1, de forma que 0.1 corresponde a situaciones donde todas las especies son igualmente abundantes (Moreno, 2001).

$$J' = \frac{H'}{H'_{max}}$$

donde: $H'_{max} = \ln(S)$

S = Riqueza de especies

4.2.10 Curvas de acumulación

Se utilizó el programa ESTIMATES 7.0, para obtener las curvas de acumulación de especies, que se constituyen en una herramienta potencialmente útil en el análisis de la riqueza específica de muestras de diferente tamaño (Moreno, 2001). Este es un método sencillo y robusto para la valoración de la calidad de los inventarios biológicos (Colwell, 2000). Permite predecir la riqueza de especies para cada hábitat en estudio, aplicando estimadores no-paramétricos (datos de presencia-ausencia) a partir del número de especies observadas y sus abundancias (Coca, 2002; Tobar *et al.*, 2002).

El estimador utilizado en este caso fue el Jackknife de primer orden, que se basa en el número de especies que ocurren solamente en una muestra, y también reduce el sesgo de los valores estimados, reduciendo de tal forma la subestimación del verdadero número de especies en una comunidad en base al número representado en una muestra (Palmer, 1990; Krebs, 1989).

4.2.11 Diagramas Rango/Abundancia

Se realizaron diagramas rango/abundancia con los que se puede comparar, entre muestras, todos los aspectos biológicamente importantes de la diversidad de especies, tales como la riqueza, la abundancia relativa y la equitatividad de las comunidades representadas, logrando de esta manera satisfacer la necesidad de información relevante para muchos problemas de conservación y de ecología básica (Feinsinger, 2003).

4.2.12 Análisis de componentes principales-Datos morfométricos

Asumiendo que el número correcto de especies compartidas ha sido enumerado o estimado, se recomienda el uso de un análisis de componentes principales, el cual es uno de los más utilizados actualmente, para realizar comparaciones entre comunidades en términos del nivel de diversidad beta (Magurran, 2004).

Para la agrupación de especies de mariposas de acuerdo a sus características morfométricas se realizó un análisis de componentes principales.

Se caracterizó cada especie en función a sus patrones morfométricos, utilizando un vernier de exactitud ± 0.1 mm tomando medidas tales como: largo tórax, ancho tórax, largo abdomen, ancho abdomen, largo ala (base al ápice), ancho ala (tornus a la costa), largo total y envergadura alar, en función a las anteriores medidas se calcularon cuatro variables: volúmenes del tórax y abdomen, forma del tórax y del ala (Hill, Hamer, Tangah y Dadwood, 2001) (Fig. 8).

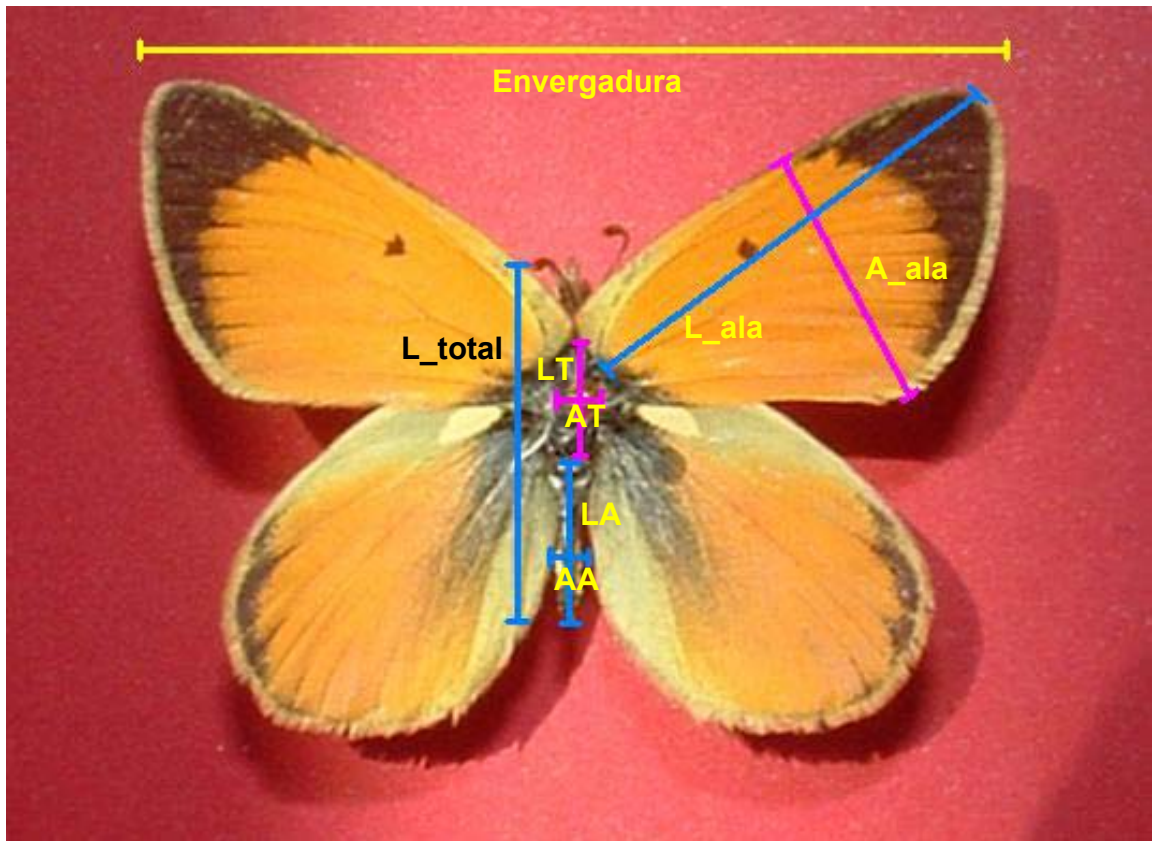


Figura 8. Mariposa con medidas morfométricas utilizadas. LT= largo torax, AT= Ancho torax, LA= Largo abdomen, AA= Ancho abdomen, L total= Largo total, L ala= Largo ala, A ala= Ancho ala, Envergadura= Envergadura alar

$$\text{Volumen del tórax (VT)} = \text{Largo tórax (LT)} \times \text{Ancho}^2 \text{ tórax (AT)}$$

$$\text{Volumen del abdomen (VA)} = \text{Largo abdomen (LA)} \times \text{Ancho}^2 \text{ abdomen (AA)}$$

$$\text{Forma del abdomen (FA)} = \text{Ancho abdomen (AA)} \times \text{Largo abdomen (LA)}$$

$$\text{Forma del tórax (FT)} = \text{Ancho tórax (AT)} \times \text{Largo tórax (LT)}$$

$$\text{Forma del ala (F Ala)} = \text{Ancho ala (A_ala)} \times \text{Largo ala (L_ala)}$$

4.2.13 Análisis de varianza (ANVA)

Al poseer una investigación con suficientes muestras replicadas, técnicas estadísticas estándar tales como una prueba t de student o un ANVA pueden ser usadas para comparar ensamblajes (Sokal y Rohlf, 1995).

Las abundancias fueron analizadas mediante un análisis de varianza (ANVA) bajo la teoría de los modelos lineales generalizados mediante el programa estadístico SAS versión 8.2 de acuerdo al siguiente modelo estadístico:

$$\text{Log}[E(y_{ijk})] = \eta + \alpha_i + \beta_j + \lambda_k + \delta_{ij} + \varphi_{ik} + \theta_{jk} + v_{ijk}$$

i = Categoría de horas (1, 2, 3)

j = Categoría de Viento (0, 1)

k = Categoría nubes (0, 1)

y_{ijk} Número de individuos observados en i -ésima categoría de hora j -ésima categoría de viento y k -ésima categoría de nubosidad

η Media general

α_i efecto fijo de la i -ésima categoría de hora

β_j efecto fijo de la j -ésima categoría de viento

λ_k efecto fijo de la k -ésima categoría de nube

δ_{ij} efecto fijo de la interacción entre la i -ésima categoría de hora y j -ésima categoría de viento

φ_{ik} efecto fijo de la interacción entre la i -ésima categoría de hora y k -ésima categoría de nube

θ_{jk} efecto fijo de la interacción entre la j -ésima categoría de viento y k -ésima categoría de nube

v_{ijk} efecto fijo de la interacción entre la i -ésima categoría de hora, j -ésima categoría de viento y k -ésima categoría de nube

5. RESULTADOS

5.1 Muestreo de campo

El muestreo en los cinco tipos de bosque del Parque nacional Tunari fue generalmente exitoso a excepción de algunos días esporádicos afectados por heladas en los primeros tres viajes y por lluvias durante los últimos tres viajes.

De los métodos utilizados para la captura de mariposas diurnas, sólo fue efectiva la captura por unidad de esfuerzo con redes entomológicas, las trampas Van Someren Rydon fueron totalmente inefectivas a pesar de la variación en los tipos de cebos utilizados, e incluso la variación en estratos verticales, llegando a colectarse tan sólo un individuo a lo largo de todo el estudio.

5.1.1 Efectividad del muestreo

La curva de acumulación de especies en el bosque de Kewiña tuvo un crecimiento exponencial hasta el quinceavo día de muestreo con 16 especies, desde donde tendió a estabilizarse, añadiéndose sólo 2 especies más hasta el día 27 de muestreo, llegando a un total de 18 especies, el estimador Jackknife de primer orden predijo 20 especies para el ensamblaje de mariposas diurnas en el bosque de Kewiñas por lo que faltaría registrar aún 2 especies, porcentualmente se logró registrar el 90.31 % de las especies presentes, lo que nos sugiere que el ensamblaje estuvo bien representado con el esfuerzo realizado en el muestreo de campo (Fig. 9).

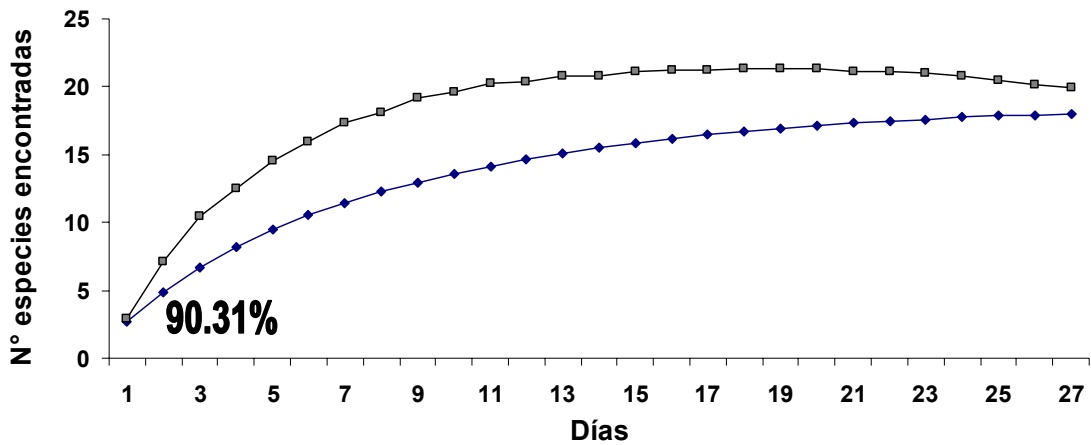


Figura 9. Acumulación de especies en Bosque de Kewiñas. ◆ curva observada; ■ curva randomizada con Jackknife 1.

La acumulación de especies en el bosque de Pinos tuvo un crecimiento exponencial hasta el catorceavo día de muestreo con 14 especies, desde donde tendió a estabilizarse, añadiéndose sólo 3 especies más hasta el día 27 de muestreo, llegando a un total de 17 especies, el estimador Jackknife de primer orden predijo 20 especies para el ensamblaje de mariposas diurnas en el bosque de Pinos por lo que faltaría registrar aun 3 especies, porcentualmente se logró registrar el 81.53 % de las especies presentes, lo que nos sugiere que el ensamblaje estuvo aceptablemente representado con el esfuerzo realizado en el muestreo de campo (Fig. 10).

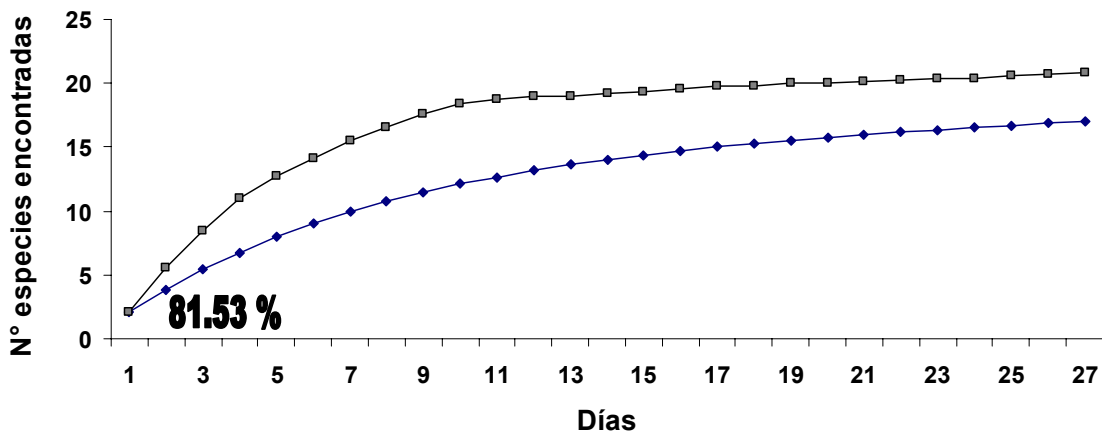


Figura 10. Acumulación de especies en Bosque de Pinos. ◆ curva observada; ■ curva randomizada con Jackknife 1.

En el caso del bosque de Eucaliptos, la curva de acumulación de especies tuvo un crecimiento exponencial hasta el día 25 de muestreo con 13 especies, desde donde tendió ligeramente a estabilizarse, añadiéndose sólo 1 especie más hasta el día 27 de muestreo, llegando a un total de 14 especies, el estimador Jackknife de primer orden predijo 19 especies para el ensamblaje de mariposas diurnas en el bosque de Eucaliptos por lo que faltaría registrar aun 5 especies, porcentualmente se logró registrar el 70.77 % de las especies presentes, lo que nos sugiere que el ensamblaje estuvo medianamente representado con el esfuerzo realizado en el muestreo de campo (Fig. 11).

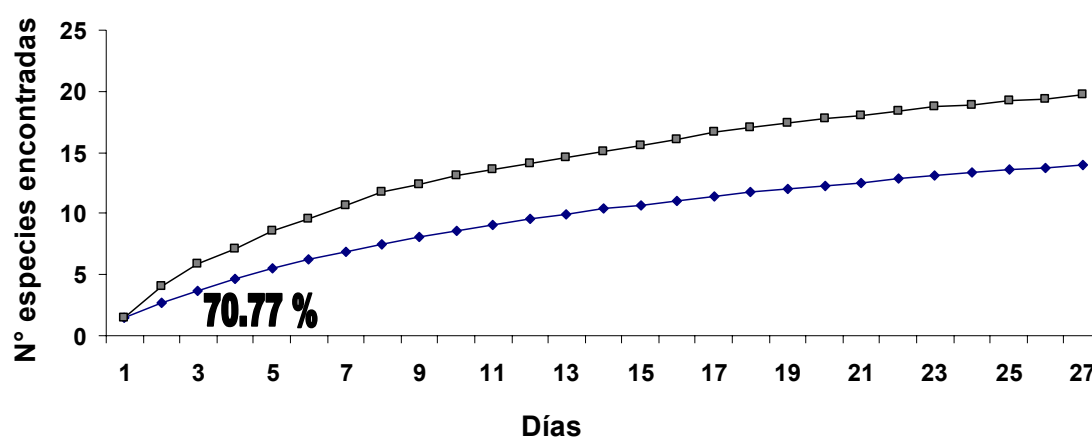


Figura 11. Acumulación de especies en Bosque de Eucaliptos. ♦ curva observada; ■ curva randomizada con Jackknife 1.

En los bosques mixtos de Pino-Kewiña, la curva de acumulación de especies tuvo un crecimiento exponencial hasta el dieciseisavo día de muestreo con 16 especies, desde donde tendió a estabilizarse, añadiéndose sólo 3 especies más hasta el día 27 de muestreo, llegando a un total de 19 especies, el estimador Jackknife de primer orden predijo 21 especies para el ensamblaje de mariposas diurnas en el bosque de Pino- Kewiña por lo que faltaría registrar aún 2 especies, porcentualmente se logró registrar el 86.79 % de las especies presentes, lo que nos sugiere que el ensamblaje estuvo bien representado con el esfuerzo realizado en el muestreo de campo (Fig. 12).

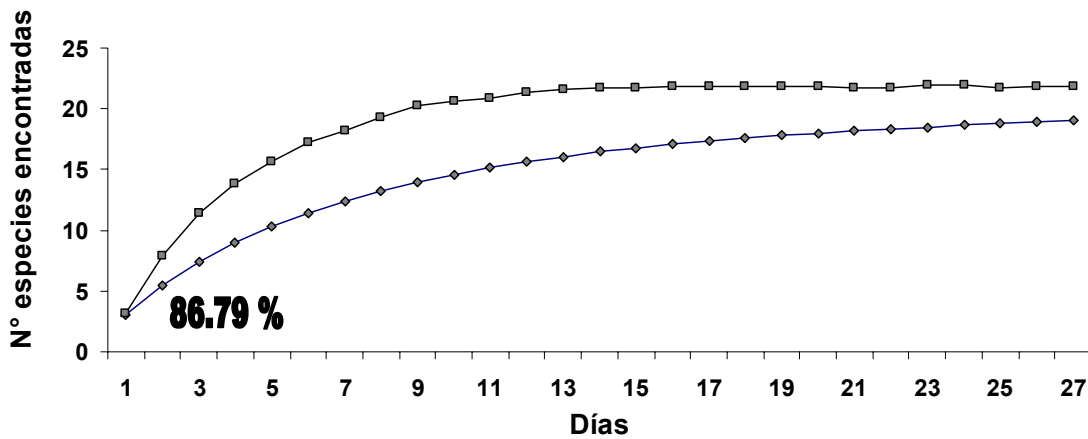


Figura 12. Acumulación de especies en Bosque de Pino-Kewiña. ♦ curva observada; ■ curva randomizada con Jackknife 1.

Los resultados de la curva de acumulación de especies en el bosque de Eucalipto-Kewiña, muestran un crecimiento exponencial hasta el dieciseisavo día de muestreo con 15 especies, desde donde tendió a estabilizarse, añadiéndose sólo 2 especies más hasta el día 27 de muestreo, llegando a un total de 17 especies, el estimador Jackknife de primer orden predijo 20 especies para el ensamblaje de mariposas diurnas en el bosque de Pino- Kewiña por lo que faltaría registrar aún 2 especies, porcentualmente se logró registrar el 81.53 % de las especies presentes, lo que nos sugiere que el ensamblaje estuvo aceptablemente representado con el esfuerzo realizado en el muestreo de campo (Fig. 13).

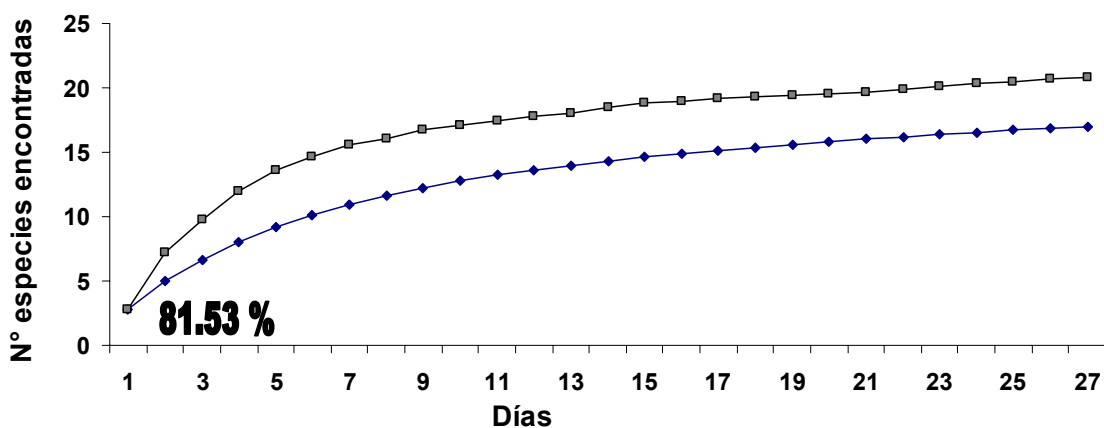


Figura 13. Acumulación de especies en Bosque de Eucalipto-Kewiña. ♦ curva observada; ■ curva randomizada con Jackknife 1.

5.2 Riqueza y abundancia

El esfuerzo realizado fue de 216 horas /red/ persona en cada tipo de bosque, llegando a colectarse un total de 565 individuos pertenecientes a 24 especies, distribuidas en 20 géneros y 7 familias. No existió una alta variación en la distribución de especies, géneros y familias en función al tipo de bosque, donde el bosque de Kewiña (*Polylepis besseri*) estuvo representado por 18 especies y 136 individuos, el bosque de Pino (*Pinus radiata*) presentó un total de 17 especies y 88 individuos, el bosque de Eucalipto (*Eucaliptus globulus*) 14 especies y 52 individuos, el bosque mixto de Pino- Kewiña con 19 especies y 144 individuos y el bosque mixto de Eucalipto-Kewiña 17 especies y 145 individuos. Es importante denotar la tendencia en bosques mixtos (Pino-Kewiña y Eucalipto-Kewiña), a contener una riqueza y abundancia mayor que los otros hábitats (Fig. 14).

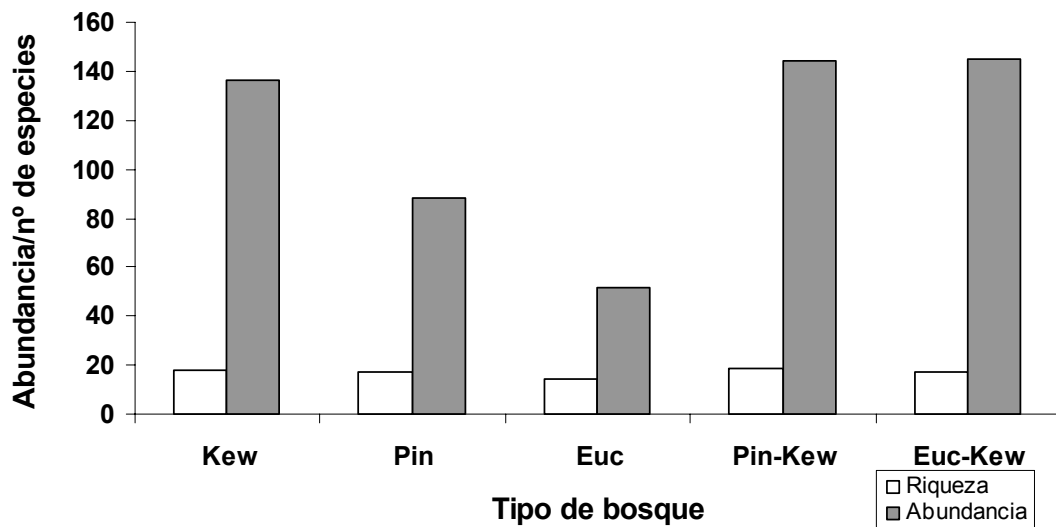


Figura 14. Abundancia y riqueza de mariposas por tipo de bosque.

Kew = Bosque de Kewiñas; Pin = Bosque de Pinos; Euc = Bosque de Eucaliptos;

Pin-Kew = Bosque de Pino-Kewiña; Euc-Kew = Bosque de Eucalipto-Kewiña.

La familia Pieridae estuvo representada por 7 especies y 127 individuos capturados, la familia Nymphalidae por 6 especies y 214 individuos capturados, la familia Hesperidae por 4 especies y 44 individuos capturados, la familia Lycaenidae con 4 especies y 96 individuos capturados, la familia Heliconiidae con 1 especie y 53 individuos capturados, la familia Satiridae con 1 especie y 15 individuos capturados, y la familia Papilionidae con 1 especie y 16 individuos capturados. Algunas familias a pesar de encontrarse representadas sólo por una especie, tuvieron abundancias relativamente altas (Fig.15).

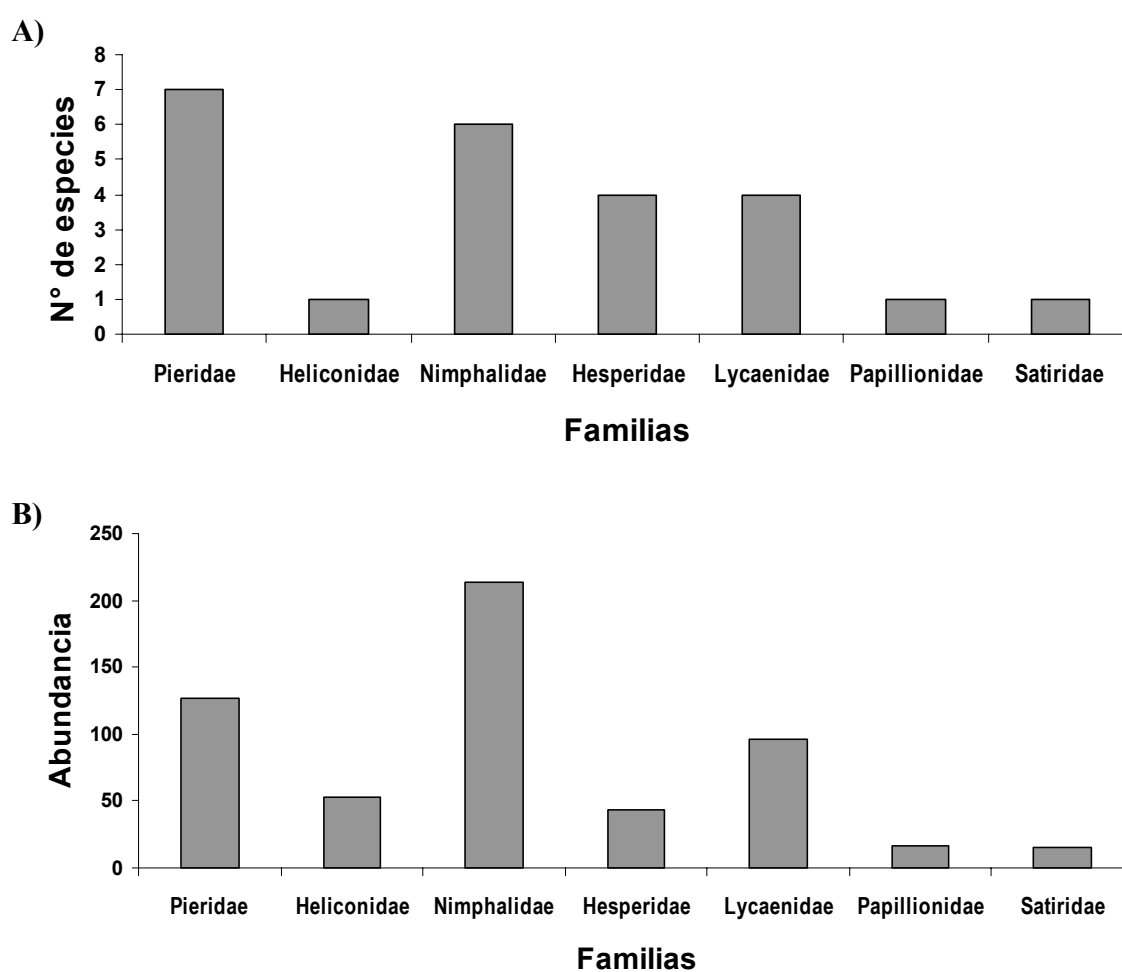


Figura 15. A) Riqueza de especies por familia y B) Abundancia de especies por familia

De las 24 especies identificadas, 10 de ellas fueron encontradas en los cinco tipos de bosque, 4 especies estuvieron presentes sólo en 4 tipos de bosque, 4 especies fueron encontradas en 3 tipos de bosque, 1 sola especie fue encontrada sólo en dos tipos de bosque y 5 especies fueron encontradas sólo en un tipo de bosque (Tabla 1).

Tabla 1. Presencia-Ausencia de especies por tipo de bosque. Pin-Kew= Bosque Pino-Kewiña; Euc-Kew= Bosque Eucalipto-Kewiña. Si=presencia; No=ausencia

ESPECIE	FAMILIA	KEWIÑA	PINO	EUCALIPTO	PIN-KEW	EUC-KEW
<i>Colias euxanthe hermina</i>		si	si	no	no	si
<i>Phulia nymphula nymphula</i>		no	si	no	no	n
<i>Tatochila mercedis macrodice</i>		si	si	si	si	si
<i>Tatochila orthodice orthodice</i>	Pieridae	si	si	si	si	si
<i>Tatochila stigmadice</i>		si	si	si	si	si
<i>Teriocolias zelia zelia</i>		no	no	si	si	si
<i>Zerene cesonia cesonides</i>		si	si	si	si	si
<i>Dione glycera</i>	Heliconidae	si	si	si	si	si
<i>Doxocopa cyane cyane</i>		no	n	no	no	si
<i>Junonia vestina livia</i>		si	si	si	si	si
<i>Vanessa altissima</i>		si	si	no	si	si
<i>Vanessa braziliensis</i>	Nymphalidae	si	si	si	si	si
<i>Yramea inca inca</i>		si	no	no	no	no
<i>Vanessa carye</i>		si	si	no	si	si
<i>Hylephila isonira mima</i>		si	si	si	si	si
<i>Pyrgus bochoris bochoris</i>		no	no	no	si	si
<i>Thespieus fassli</i>	Hesperidae	no	no	no	si	no
<i>Urbanus sp.</i>		no	no	si	no	no
<i>Madeleinea moza</i>		si	si	si	si	si
<i>Paralycaeides vapa</i>		si	si	si	si	no
<i>Penaincisalia (3)</i>	Lycaenidae	si	no	si	si	no
<i>Rhamma lapazensis</i>		si	si	si	si	si
<i>Pterourus scamander joergenseni</i>	Papilionidae	si	si	no	si	si
<i>Punargentus angusta angusta</i>	Satiridae	si	si	no	si	no

Dentro de los bosques, se pudo observar la presencia de especies de mariposas que característicamente habitan en zonas abiertas y viceversa suponiendo la existencia de un intercambio entre la matriz y los distintos tipos de hábitat. Igualmente se observaron especies que tenían un rango de movimiento ascendente y descendente muy amplio durante los muestreos, suponiendo de tal forma la existencia de especies generalistas para distintos pisos altitudinales. La familia Pieridae presentó dos especies características de la puna: *Pulía nymphula nymphula* y *Teriocolias zelia zelia*, con abundancia muy reducida; por su parte, Lycaenidae presentó una especie característica de puna: *Penaincisalia sp.* con baja abundancia; Hesperidae presentó dos especies puneñas: *Thespieus fassli* y *Pirgus bochoris*

bochoris y una especie de tierras bajas: *Urbanus sp.* con pequeña abundancia y la familia Nimphalidae presentó una especie puneña: *Yramea inca inca* y una especie de tierras bajas: *Doxocopa cyane cyane* ambas especies con una alta rareza demográfica. La especies más abundantes fueron *Junonia vestina livia* (Nimphalidae), dominante en cuatro de los cinco tipos de bosque; *Madeleinea moza* (Lycaenidae), *Dione glycera* (Heliconidae) y *Vanessa braziliensis* (Nimphalidae), también abundantes en la mayoría de los bosques (Tabla 1).

5.2.1 Riqueza y abundancia de especies por familia en los hábitats estudiados

En el bosque de Kewiña las familias más representativas fueron: Pieridae con 5 especies y 20 individuos colectados, Nimphalidae con 5 especies y 43 individuos colectados y Lycaenidae con 4 especies y 36 individuos colectados. En este bosque fue capturada al menos una especie de cada familia descrita en el presente estudio (Fig. 16).

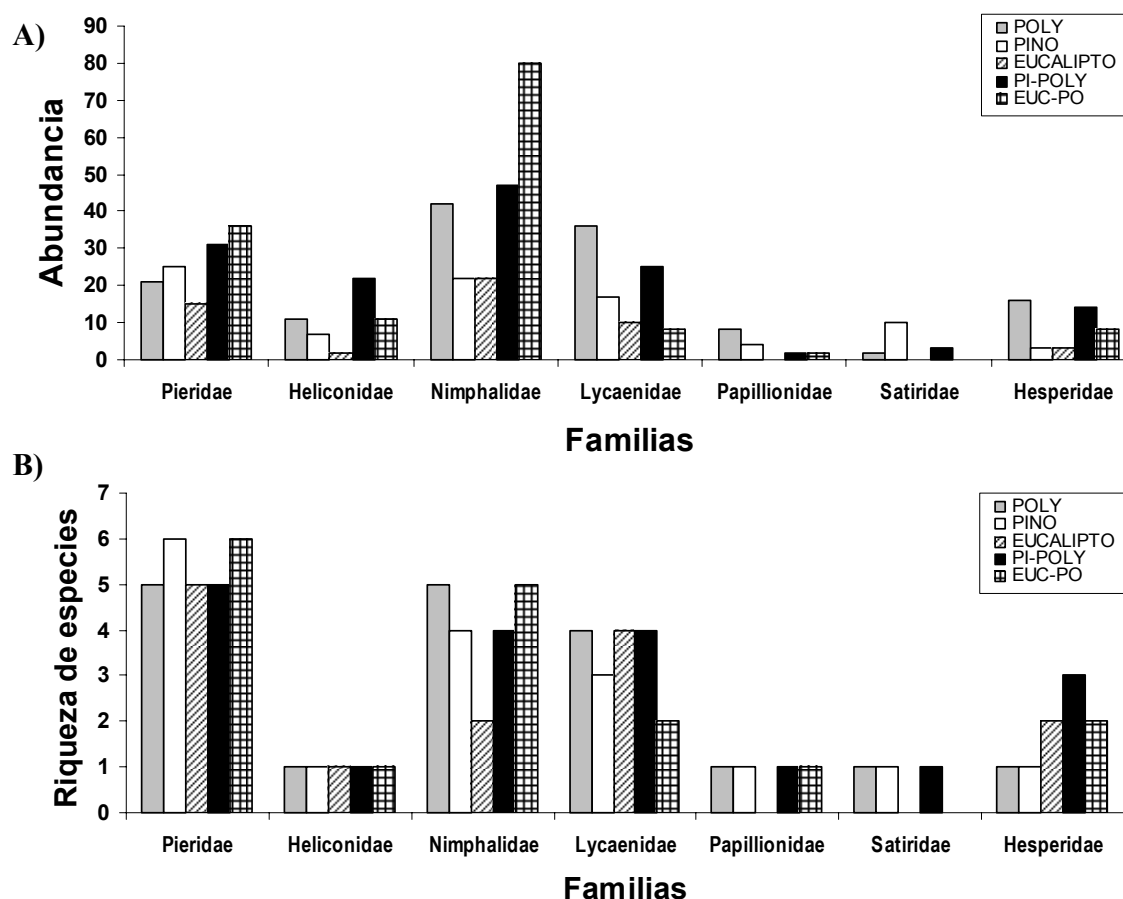


Figura 16. A) Abundancia por familia por tipo de bosque B) Riqueza por familia por tipo de bosque

Las familias más representativas en el bosque de Pino fueron: Pieridae con 6 especies y 25 individuos colectados, Nymphalidae con 4 especies y 22 individuos colectados y Lycaenidae con 3 especies y 17 individuos colectados. En este bosque fue capturada al menos una especie de cada familia descrita en el presente estudio (Fig. 16).

La riqueza y abundancia de especies por familia en el bosque de Eucalipto estuvo distribuida de la siguiente manera: la familia Pieridae con 5 especies y 15 individuos colectados; Nymphalidae, con 2 especies y 22 individuos colectados y; Lycaenidae; con 4 especies y 10 individuos colectados. En este bosque no se colectaron especies de las familias Papilionidae y Satiridae (Fig. 16).

En el bosque de Pino-Kewiña las familias más representativas fueron: Pieridae con 5 especies y 31 individuos colectados, Nymphalidae con 4 especies y 47 individuos colectados y Lycaenidae con 4 especies y 25 individuos colectados. En este bosque fue capturada al menos una especie de cada familia descrita en el presente estudio (Fig. 16).

En el bosque de Eucalipto-Kewiña, la riqueza y abundancia de especies por familia tuvo los siguientes resultados: la familia Pieridae representada con 6 especies y 36 individuos colectados; Nymphalidae, con 5 especies y 80 individuos colectados; Lycaenidae, con 2 especies y 8 individuos colectados y; Hesperidae, con 2 especies y 8 individuos colectados. En este bosque la familia Satiridae no tuvo ninguna especie representante (Fig. 16).

5.3 Diversidad de especies por tipo de hábitat

La abundancia relativa de individuos fue mayor en el bosque de Pino-Kewiña con 0.67 ind/hora de muestreo, seguida del bosque de Eucalipto-Kewiña con 0.67 ind/hora de muestreo, en tercer lugar se encuentra el bosque de Kewiña con 0.63 ind/hora de muestreo, en cuarto lugar el bosque de Pino con 0.41 ind/hora de muestreo y finalmente el bosque de Eucalipto con 0.24 ind/hora de muestreo (Tabla 2).

Tabla 2. Riqueza, abundancia, abundancia relativa, equitatividad e índices del ensamblaje de mariposas.

	Parque Nacional Tunari				
	Kewiña	Pino	Eucalipto	Pino-Kewiña	Eucalipto-Kewiña
Riqueza	18	17	14	19	17
Abundancia	136	88	52	144	145
Abun/ relativa	0.63	0.41	0.24	0.67	0.67
Equitatividad	0.85	0.91	0.83	0.86	0.76
Diversidad					
Shannon (H')	2.47	2.59	2.18	2.53	2.16
Hill (N2)	8.82	11.77	5.98	9.38	5.25
Simpson	0.11	0.08	0.17	0.11	0.19

La diversidad de especies según el índice de Shannon (H') fue similar entre los cinco tipos de bosque estudiados, estando ubicados en el siguiente orden descendente: Pino (H'=2.59), Pino-Kewiña (H'=2.53), Kewiña (H'=2.46), Eucalipto (H'=2.18) y Eucalipto-Kewiña (H'=2.16), todos los tipos de bosque mostraron una buena diversidad de especies con valores mayores a 0.5, no existen diferencias significativas según el test t de student entre los valores obtenidos para este índice en los cinco tipos de bosque (Tabla 2).

Los índices de Simpson (D) y Hill (N2) mostraron un patrón muy similar al de Shannon (H') en función al orden descendente de sus valores en función al tipo de bosque (Pino, Pino- Kewiña, Kewiña, Eucalipto, Eucalipto-Kewiña) (Tabla 2).

Los cinco tipos de bosque estudiados presentaron una similitud proporcional relativamente alta entre sí en composición y proporciones de especies, con valores mayores al 50 % en su mayoría, siendo los más similares el bosque de Eucalipto y Eucalipto-Kewiña (74.68 %) y los bosques menos similares fueron Pino y Kewiña-Eucalipto (47.96 %) (Tabla 3).

Tabla 3. Similitud proporcional (SP) de los cinco tipos de bosque.

	Parque Nacional Tunari				
	Kewiña	Pino	Eucalipto	Kewiña-Pino	Kewiña-Eucalipto
Kewiña	X	0.61	0.59	0.72	0.59
Pino		X	0.40	0.51	0.48
Eucalipto			X	0.67	0.75
Kewiña-Pino				X	0.65
Kewiña-Eucalipto					X

El índice de Equitatividad (E) reflejó un alta equitatividad en la abundancia de individuos por especie para cada tipo de bosque, siendo el más equitativo el bosque de Pinos y el menos equitativo el bosque de Eucalipto- Kewiña (Tabla 2).

5.4 Diagramas rango- abundancia

Respecto a las curvas Rango-Abundancia, la frecuencia de las especies en los cinco tipos de bosque es similar (Fig. 17), encontrándose diferencias específicamente en *Junonia vestina livia* que es dominante en 4 de los 5 hábitats (Kewiña, Eucalipto, Pino-Kewiña y Eucalipto-Kewiña), el ensamble con mayor número de especies se encuentra en uno de los bosques mixtos (Pino-Kewiña) y contrariamente el hábitat con menor diferencia en la frecuencia de individuos por especie es el bosque de Pinos. En la Tabla 4 se encuentran las abreviaturas para cada especie representada en la Figura 17.

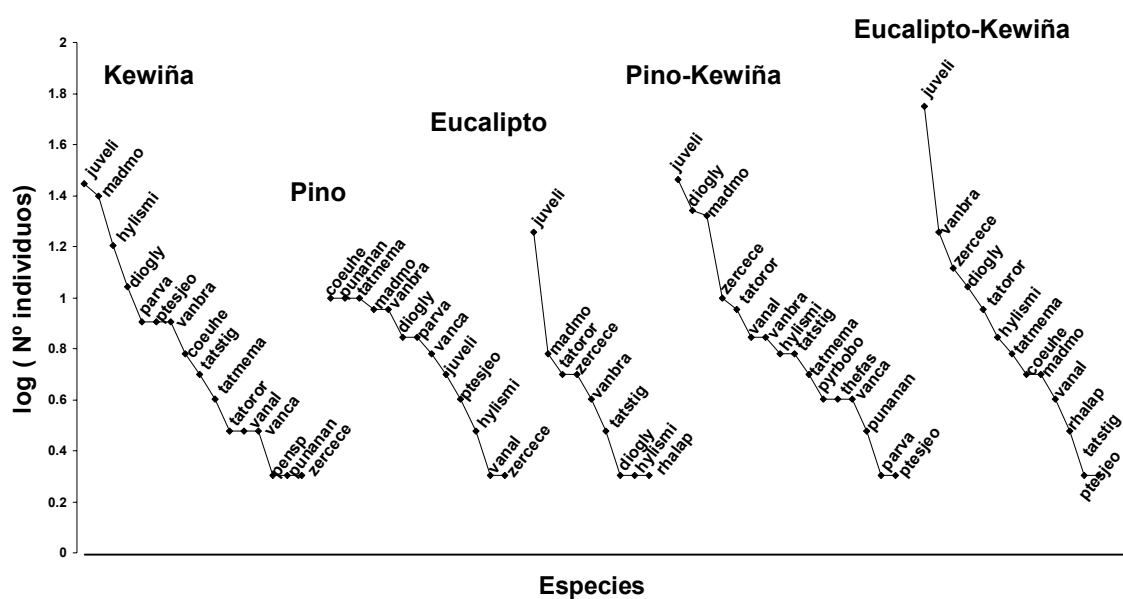


Figura 17. Diagrama rango/abundancia por tipo de bosque

Tabla 4. Abreviaturas de las distintas especies de mariposas

Especie	Abreviatura	Familia
<i>Dione glycera</i>	diogly	Heliconidae
<i>Hylephila isonira mimia</i>	hylismi	
<i>Pyrgus bochoris bochoris</i>	pyrbobo	Hesperiidae
<i>Thespis fassli</i>	thefas	
<i>Urbanus sp.</i>	urbosp	
<i>Madeleinea moza</i>	madmo	
<i>Paralycaeus vava</i>	parva	Lycaenidae
<i>Penaincisalia (3)</i>	pensp	
<i>Rhamma lapazensis</i>	rhalap	
<i>Doxocopa cyane cyane</i>	doxcyc	
<i>Junonia vestina livia</i>	juveli	
<i>Vanessa altissima</i>	vanal	Nymphalidae
<i>Vanessa braziliensis</i>	vanbra	
<i>Vanessa carye</i>	vanca	
<i>Yramea inca inca</i>	yrajin	
<i>Pterourus scamander joergenseni</i>	ptesjeo	Papilionidae
<i>Colias euxanthe hermina</i>	coeuhe	
<i>Phulia nymphula nymphula</i>	phunyny	
<i>Tatochila mercedis macrodice</i>	tatmema	
<i>Tatochila orthodice orthodice</i>	tatoror	Pieridae
<i>Tatochila stigmadice</i>	tatstig	
<i>Teriocolias zelia zelia</i>	terzeze	
<i>Zerene cesonia cesonides</i>	zercece	
<i>Punargentus angusta angusta</i>	punanana	Satiridae

5.5 Relación de la abundancia de mariposas con factores abióticos

A través de los resultados del ANVA aplicado a los factores (hora, viento y nubes), registrados para cada individuo al momento de su captura (Tabla 5), se pudo constatar que no existen diferencias significativas de abundancia de mariposas en función a la interacción de estas variables y los tipos de bosque ($\text{Chi}^2 = 5.39$; $\text{gl} = 4$; $\text{Pr} = 0.2493$), también se pudo observar que no existen diferencias significativas entre las abundancias de mariposas en presencia o ausencia de nubes ($\text{Chi}^2 = 3.87$; $\text{gl} = 1$; $\text{Pr} = 0.0492$) (Fig. 18).

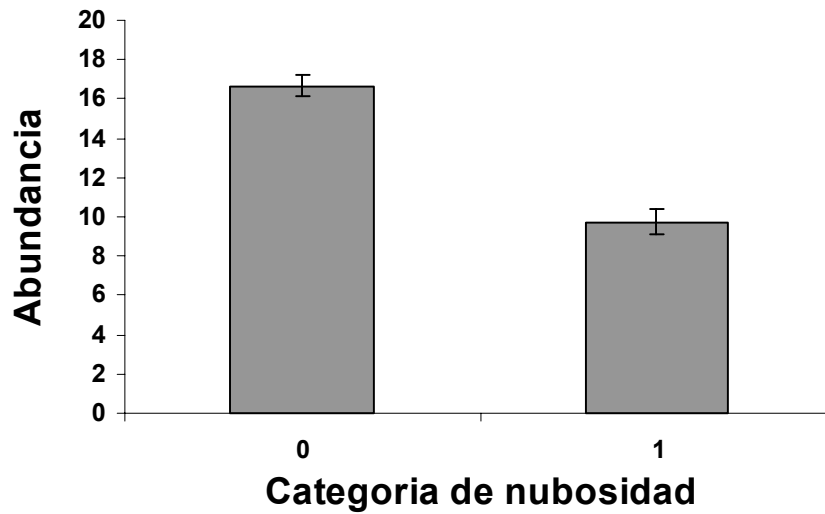


Figura 18. Nubosidad vs. Abundancia de mariposas. 0 = Sin nubes; 1 = Nuboso.

En función a la abundancia de mariposas respecto a las categorías horarias se pudo constatar que no existen diferencias entre las categorías 1-2, ($\text{Chi}^2=0.55$; $\text{gl}= 1$; $\text{Pr}=0.3261$); por otro lado, sí existen diferencias significativas entre 1-3 ($\text{Chi}^2= 18.41$; $\text{gl}= 1$; $\text{Pr}<0.0001$) y entre 2-3 ($\text{Chi}^2= 24.57$; $\text{gl}= 1$; $\text{Pr}<0.0001$) respectivamente, disminuyendo abruptamente la abundancia de individuos en la categoría 3 (Fig. 19)

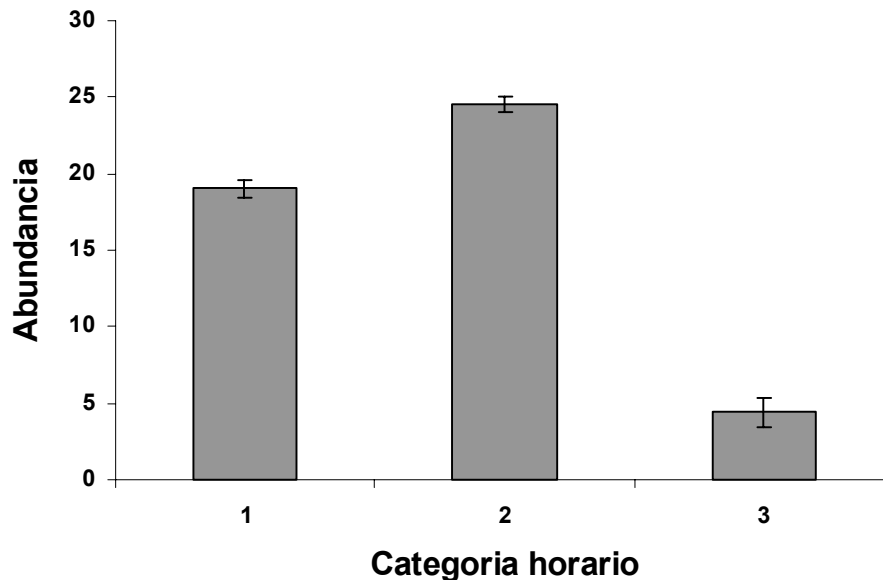


Figura 19. Categorías horarias vs. Abundancia de mariposas.

1 = 09:00 a.m. - 11:30 a.m.; 2 = 11:30 a.m. - 14:30 p.m.; 3 = 14:30 p.m. - 17:00 p.m.

En función a la variable viento se pudo observar diferencias significativas en las abundancias de individuos en presencia o ausencia de viento ($\text{Chi}^2= 121.26$; $\text{gl}=1$; $\text{Pr}<.0001$) (Fig. 20).

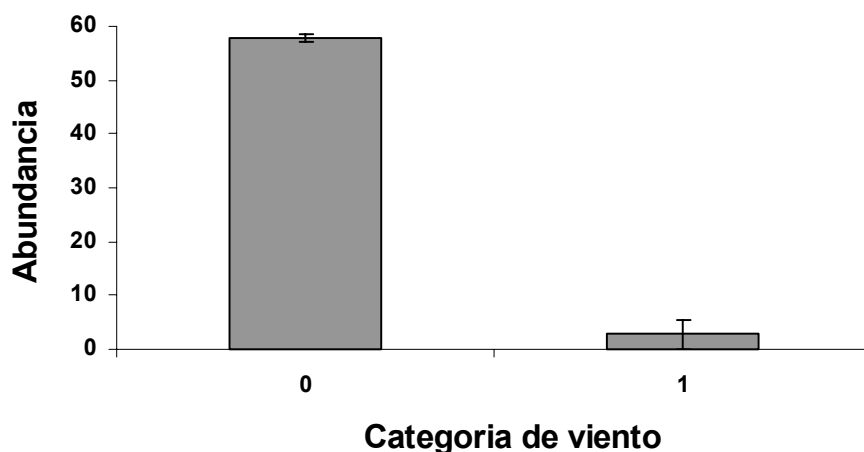


Figura 20. Viento vs. Abundancia de mariposas. 0 = Sin viento; 1 = Ventoso.

Tabla 5. Análisis de varianza para la abundancia de mariposas según la hora, presencia de viento y nubes

Categoría	DF	chi	r > ChiSq
Hora	2	22.45	<.0001
Viento	1	121.26	<.0001
Nubes	1	3.87	0.049
Hora*Viento	2	2.66	0.265
Viento*Nubes	1	1.1	0.294
Hora*Nubes	2	0.62	0.733
Hora*Viento*Nubes	3	3.21	0.361

Respecto a las interacciones entre variables abióticas (Tabla 5), se pudo constatar que: El patrón de abundancia observado en las distintas categorías horarias es el mismo con presencia o ausencia de viento ($\text{Chi}^2= 129$; $\text{gl}= 2$; $\text{Pr}= 0.256$), también se observó que el efecto sobre la abundancia de mariposas para las categorías horarias es el mismo en presencia o ausencia de nubes ($\text{Chi}^2=0.62$; $\text{gl}=2$; $\text{Pr}=0.732$), el efecto sobre la abundancia de mariposas de las categorías de nubes fue el mismo en presencia o ausencia de viento ($\text{Chi}^2=1.1$; $\text{gl}=1$; $\text{Pr}=0.2943$) (Fig.21).

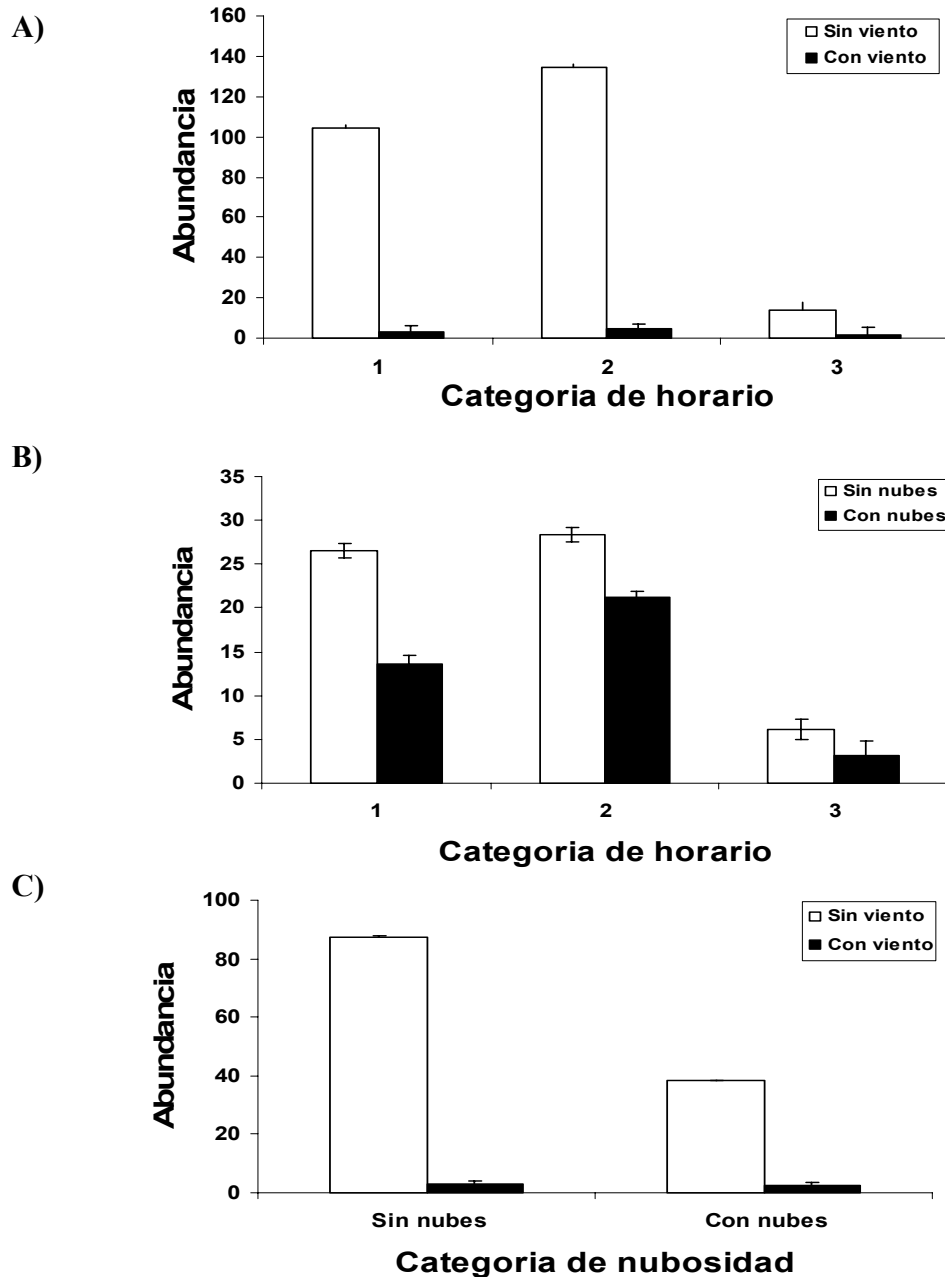


Figura 21. A) Interacción entre categorías horarias vs. viento y la abundancia de las mariposas (Categorías horarias: 1 = 09:00 - 11:30 a.m.; 2 = 11:30 a.m. - 14:30 p.m.; 3 = 14:30 - 17:00 p.m.), B) Interacción entre categorías horarias vs. nubosidad y la abundancia de las mariposas (Categorías horarias: 1 = 9:00 - 11:30 a.m.; 2 = 11:30 a.m. - 14:30 p.m.; 3 = 14:30 - 17:00 p.m.), C) Interacción entre nubosidad vs. viento y la abundancia de las mariposas

Finalmente se caracterizó en un histograma a cada especie (Fig. 22) y familia (Fig. 23) en función a sus horarios de actividad, constatando un patrón de preferencia de todas las especies por las categorías horarias 1 y 2 (09:00-11:30 y 11:30-14:30).

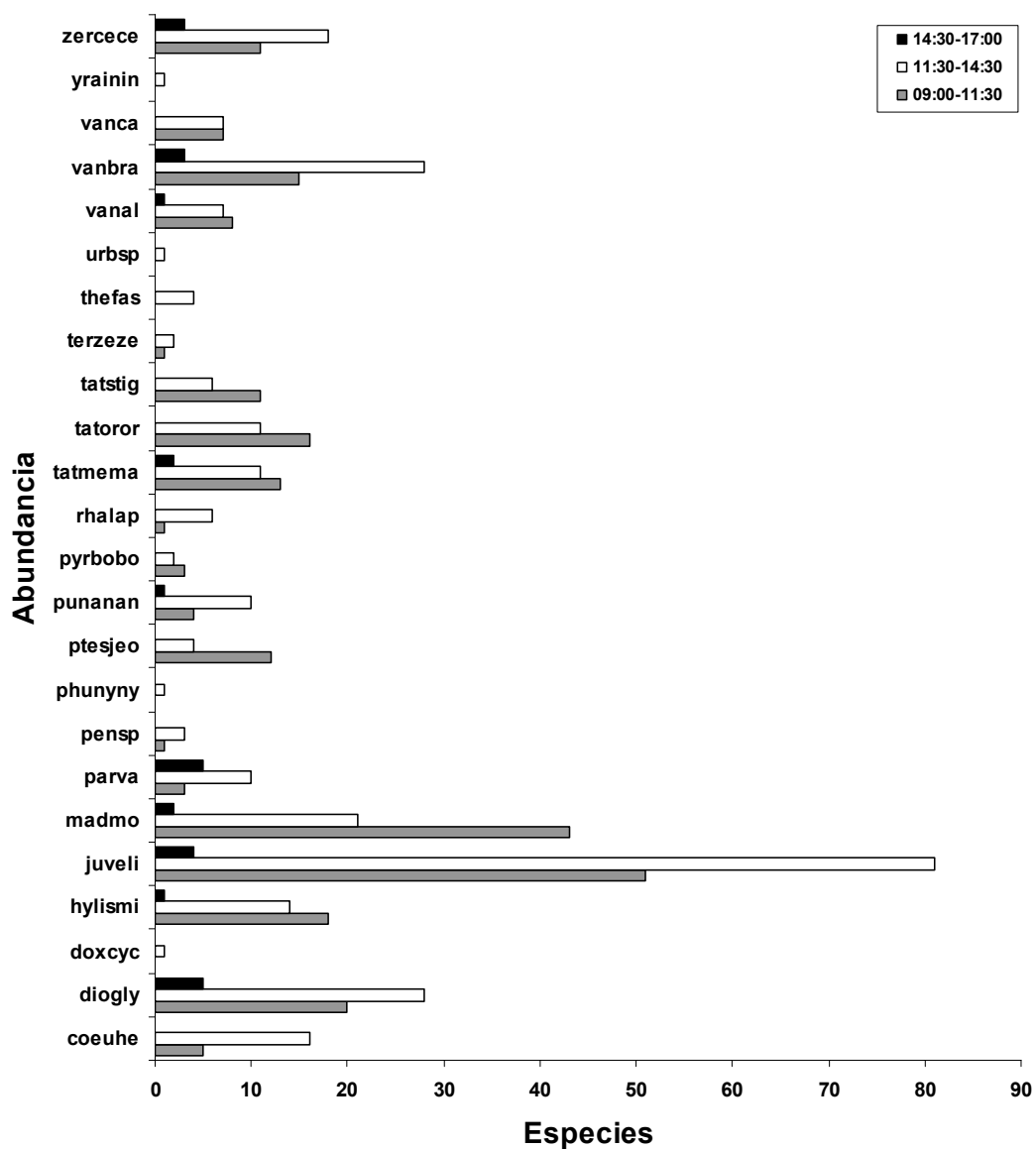


Figura 22. Preferencia horaria por especies

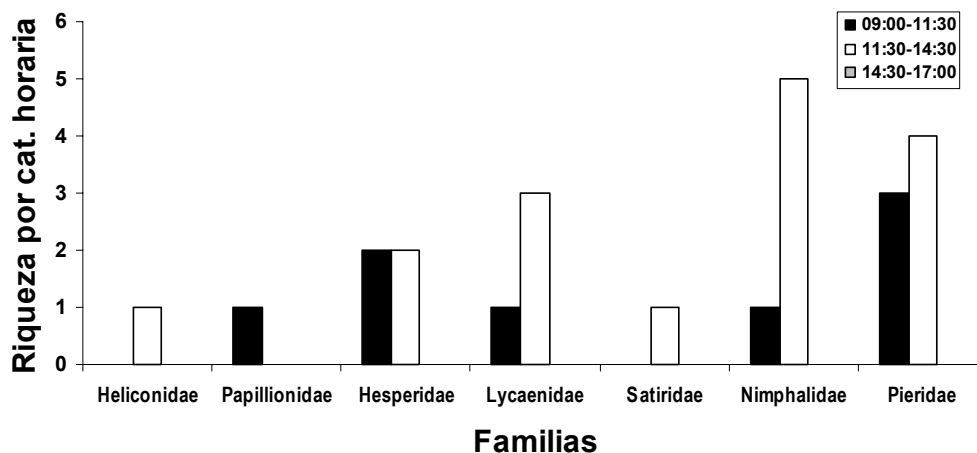


Figura 23. Preferencia horaria por familias

5.6 Patrones morfométricos por tipo de hábitat

El análisis de componentes principales agrupó las especies en tres grupos diferentes en función a los datos morfométricos, donde con dos componentes principales se llega a explicar el 93.95% de la variación (Tabla 6).

Tabla 6. Agrupación de mariposas según datos morfométricos por especie y hábitat.

LT= largo tórax; AT= ancho tórax; VT= volumen tórax; FT= forma tórax; LA=largo abdomen; AA= ancho abdomen; VA= volumen abdomen; FA= forma abdomen; L_ala= largo ala; A_ala= ancho ala; F_ala= forma ala; L_total= largo total; Enver= envergadura alar.

Variables	Especies		Hábitat	
	Prin1	Prin2	Prin1	Prin2
LT	0,257983	0,389656	0,140327	0,429832
AT	0,277249	0,328820	0,255549	-,273085
VT	0,255888	0,448610	0,278193	-,282483
FT	0,266633	0,435307	0,349606	-,061199
LA	0,277748	-,309371	0,235373	0,352952
AA	0,283956	0,094889	0,259133	-,288155
VA	0,264509	-,204192	0,168810	-,409401
FA	0,282614	-,186213	0,275363	-,277660
L_ala	0,285111	-,221039	0,340580	0,141899
A_ala	0,284105	-,112581	0,266055	0,309451
F_ala	0,289492	-,202290	0,337634	-,012327
L_total	0,289340	-,151071	0,289692	0,266520
Enver	0,287870	-,207226	0,322205	0,133169
Acumulativo	0,8568	0,9395	0,5966	0,9335
Proporción	0,8568	0,0826	0,5966	0,3369
Eigenvalue	111,389,605	10,742,437	775,601,256	437,967,758

El primer grupo está compuesto por una sola especie: *Doxocopa cyane cyane*, el segundo grupo también está compuesto por una sola especie: *Pterurus scamander jorgenseni* y el tercer grupo esta compuesto por las 22 especies restantes. En el grupo uno se tiene los valores de las variables del tórax (Largo tórax, ancho tórax, volumen del tórax y forma del tórax) más altos. El grupo 2 contiene las variables abdominales y alares más altas. Finalmente, el grupo 3 presenta especies con valores morfométricos más bajos (Fig. 24).

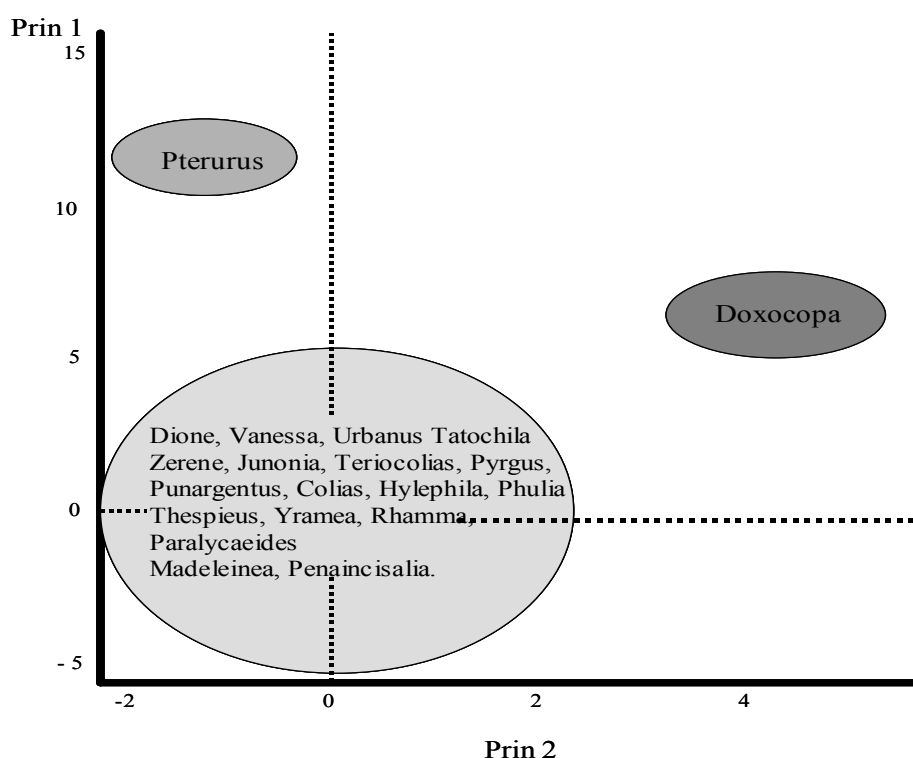


Figura 24. Análisis de componentes principales en función al tamaño de las especies, presentes en el Parque Nacional Tunari.

El análisis de componentes principales aplicado a los datos morfométricos en interacción con los tipos de bosque logró explicar un 93.35 % de la variación con dos componentes principales, discriminó los hábitats en 3 grupos, el primer grupo compuesto por los bosques de Pino, Kewiña y Pino-Kewiña, donde se pudo observar un mayor volumen de tórax y abdomen y mayor forma de abdomen, el grupo 2 compuesto por el bosque de Eucalipto-Kewiña mostró un mayor tamaño en forma de tórax, ala y envergadura, finalmente el grupo

3 conformado por el bosque de Eucalipto mostró claramente los valores más bajos para todas los índices morfométricos (Fig. 25; Tabla 6).

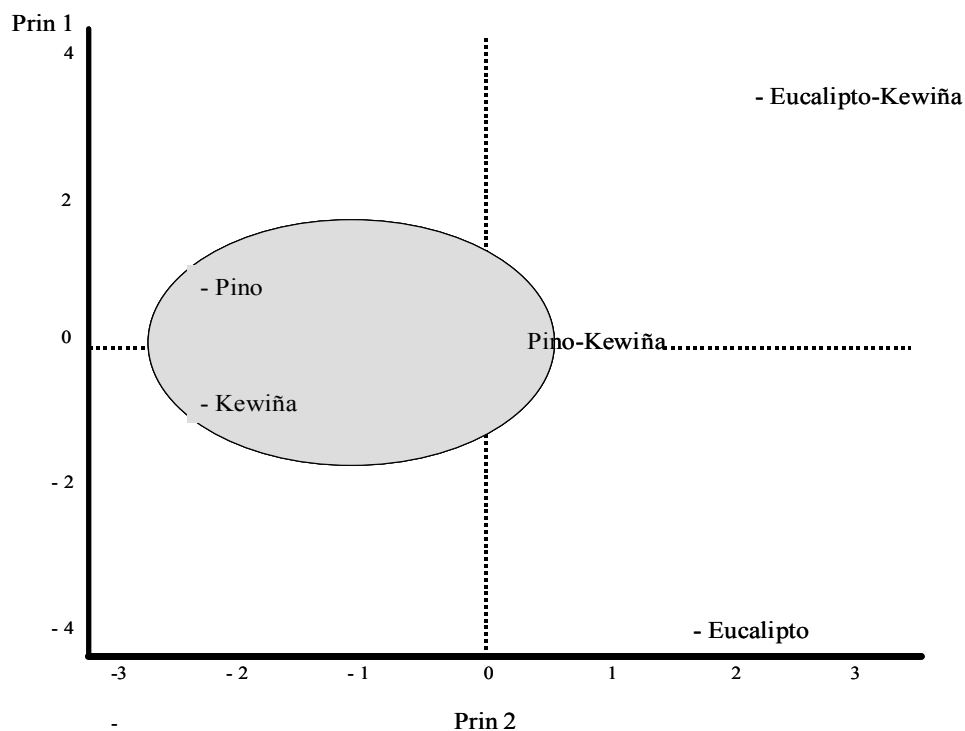


Figura 25. Análisis de componentes principales en función al tamaño de las especies por tipo de bosque en el Parque Nacional Tunari.

6. DISCUSIÓN

Las trampas Van Someren Rydon son empleadas para evaluaciones de diversidad en estratos verticales, entre hábitats e incluso entre regiones, además está claramente descrito que dichas trampas difieren en su efecto de atracción hacia diferentes especies de mariposas (Hill *et al.* 2001), el cebo para las mismas, generalmente está hecho en base a frutas podridas y es de uso muy frecuente para atrapar individuos de ciertas familias de lepidópteros que se alimentan de jugos podridos y no como en el caso de Piéridos y Helicónidos, ya que los mismos basan su alimentación sólo en el néctar de las flores (Lamas, 1989), por otro lado Aguirre (2004) dice que este cebo es muy efectivo para Nymphalidae y Satiridae en tierras bajas pero no en zonas más altas. Nuestros resultados respaldan lo dicho por los autores mencionados, ya que este método no tuvo eficacia en la captura de individuos, y no se evidenció una mejora en la eficiencia de las trampas a pesar de los cambios en la disposición vertical y horizontal de las mismas o en las variaciones de cebo utilizadas (la mayoría en base a elementos orgánicos putrefactos), lo cual también fue comprobado en las investigaciones realizadas por Paz Soldán (2005) y Quinteros (2005) que no obtuvieron resultados en el muestreo de comunidades de lepidópteros diurnos en las localidades de Sacha Loma y San Miguel con trampas Van Someren Rydon. Además, se debe tomar en cuenta que las familias más representativas en el presente trabajo tanto en riqueza y abundancia fueron Pieridae y Nymphalidae cuyas características, antes mencionadas, indican que no son atraídas a este tipo de trampa en este tipo de zonas.

Para mejorar la eficacia de estas trampas en estos ecosistemas se podría intentar variar el cebo con aromas de flores secas o de hembras en etapa de reproducción y así obtener mejores resultados (Lamas, 1989).

El método más eficiente para la captura de mariposas diurnas en el Parque Nacional Tunari, fue la captura por unidad de esfuerzo con redes entomológicas, que es un método común y efectivo que permite abarcar una amplia superficie y gama de hábitats (Smart, 1989; Aguirre, 2004), siendo apropiado para capturar individuos de familias como Pieridae y Heliconidae, sin embargo el esfuerzo de captura tiende a cierta variabilidad, debido a la zona y el colector (com. pers. MAN, 2003).

Clench (1979) planteó que es muy difícil registrar todas las especies de mariposas que habitan un área, y que sólo con un tiempo prolongado de estudio (varios años) se puede lograr un acercamiento a la realidad. En este estudio el esfuerzo de muestreo realizado fue aceptable logrando capturar la mayoría de las especies presentes en el área de acuerdo a la comparación de las curvas de acumulación de especies con el estimador Jackknife de primer orden.

La investigación de la biodiversidad en regiones tropicales ha estado largamente enfocada en selvas lluviosas de tierras bajas, mientras que los bosques montanos han sido negligentemente dejados de lado, esto es particularmente cierto en lo que se refiere a estudios en artrópodos (Brehm, *et al.* 2003). En la redacción del presente trabajo se evidenció la baja cantidad de investigaciones específicas en este tipo de ecosistemas en Bolivia, siendo los más representativos los de Forno (1988), Forno y Boudoin (1991), Aguirre (2004), Quinteros (2005) y Paz Soldán (2005).

La fauna de las cordilleras, está compuesta principalmente por especies restringidas a los Andes. Los patrones de agrupamiento sugieren dos patrones principales de diferenciación de la fauna andina: un patrón vertical (tierras bajas versus tierras altas) y otro horizontal (entre cordilleras y entre vertientes) (Kattan, 2004). La mayoría de las especies encontradas en el Parque Nacional Tunari, están catalogadas como características de la zona andina por diversos autores (Forno, 1988; Forno y Boudoin, 1991; Quinteros, 2005), observándose también la presencia de especies pertenecientes a diversos pisos altitudinales (Forno, 1988; Forno y Boudoin, 1991; Aguirre, 2004).

Hill *et al.* (2001), para su investigación realizada en el río “El Roble”, nombran la existencia de especies de áreas abiertas que ingresan en los bosques hasta 100 metros desplazando a las especies típicas del bosque. Durante la colecta del presente trabajo fueron observadas algunas especies que ingresaban al bosque desde zonas abiertas del mismo o pastizales de la matriz; entre estas especies se encontraron especialmente piéridos y lycénidos.

En cuanto a la diversidad, Grime (1973) asegura que ésta es mayor cuando las perturbaciones a nivel de hábitat ocurren en una frecuencia intermedia o con una intensidad intermedia. Esta particularidad se pudo observar durante la realización del presente trabajo, ya que se pudo percatar que existe una tendencia de que los bosques mixtos poseen una riqueza y abundancia superior a la de los bosques puros.

Algunos estudios autoecológicos en mariposas, han demostrado que, incluso especies muy localizadas y fuertemente amenazadas, experimentan grandes variaciones de población (Piera, 1999). Esto ha sido observado en el presente estudio en función a la rareza demográfica de varias especies que tienen una abundancia relativa muy baja en la zona estudiada, a pesar de estar clasificadas como características y que, normalmente, son abundantes en ecosistemas similares (Forno, 1988, Forno y Boudoin, 1991).

Brehm *et al.* (2003) nombran en su estudio realizado en los bosques montanos andinos del Ecuador, la existencia de diferencias claras en los ensamblajes de polillas en función a gradientes altitudinales, lo cual se reflejaba en la composición de familias específicas. Estamos de acuerdo con lo expresado en líneas anteriores debido a que las familias más representativas en el presente trabajo tanto en riqueza y abundancia fueron Pieridae y Nymphalidae. A su vez, estos resultados concuerdan con los obtenidos por Forno (1988), quien menciona que las familias con mayor proporción de especies en bosques altoandinos de La Paz son: Nymphalidae, Lycaenidae y Pieridae; además, asevera que en el caso de las zonas altas, la composición puede deberse a las capacidades adaptativas que muestran los Piéridos a grandes alturas. Kattan(2004) en su estudio realizado sobre la diversificación de especies en la zona Andina de Colombia nombra en sus resultados la característica de la familia Nymphalidae de tener un amplio rango altitudinal de distribución en esta zona como también una dominancia numérica en función a su superior abundancia en comparación con otras familias.

Forno (1988) menciona la presencia de un alto porcentaje de especies de Lycaenidae y Hesperidae en la Puna y Prepuna del valle de La Paz, la cual, presumiblemente, es incentivada por las condiciones climáticas semiáridas de la zona, en el trabajo realizado en

el Parque Tunari se pudo evidenciar una proporción relativamente elevada en riqueza y abundancia de ambas familias; pero, no se puede lanzar una afirmación concreta en este sentido ya que no se realizaron muestreos en pajonales ni zonas abiertas de bosque que fueran muy amplias, donde generalmente se encuentra la mayor diversidad de las familias mencionadas.

Descimon (1986) menciona también la segregación altitudinal de algunas familias de mariposas en zonas altas de la puna que se encuentran abundantemente en tierras bajas, en el presente trabajo las familias Papilionidae, Heliconidae y Satiridae estuvieron representadas cada una por sólo una especie aunque sus abundancias fueron variadas.

Forno (1988) no tuvo ningún representante de la familia Papilionidae en su estudio realizado en los valles de La Paz, y concluyó que la ausencia de la familia Papilionidae y un elevado número de especies de la familia Pieridae son rasgos característicos de la composición de comunidades de mariposas en zonas de alta montaña en los Andes, en función a clusters donde agrupó trabajos pasados. Shapiro (1992a) menciona que las especies de piéridos presentes en bosques de alta montaña tienen una alimentación muy similar a la de la familia Papilionidae, lo cual puede ser uno de los principales motivos para su exclusión a través de una competencia por recursos. Por otro lado, se puede mencionar también que familias características de estas zonas pueden mostrar una abundancia muy baja debido a factores tales como presión sobre su hábitat nativo, por ejemplo, varias especies de la familia Satiridae son características de las montañas o bosques nublados y se distinguen por su coloración más oscura, que les sirve para adaptarse a veranos cortos e inviernos fríos (Lamas, 2002), sin embargo en el presente trabajo sólo fue colectada una especie de satíridos (*Punargentus angusta angusta*) y capturados 15 individuos.

Quinteros (2005), durante su investigación en bosques de *Polylepis* de San Miguel, encontró que la familia Pieridae representaba el 34.8% de las especies; Lycaenidae, el 30.4% y Nymphalidae, el 13.0%, a través de tales resultados sugirió que la familia más afectada por la altura era Nymphalidae, en la presente investigación se observó que

Nymphalidae es la familia con mayor abundancia y la segunda en función a riqueza de especies, donde *Junonia vestina livia* (Nymphalidae) se constituye como la especie dominante en cuatro de los cinco tipos de bosque, lo cual se puede deber al generalismo para distintos pisos altitudinales de varias de las especies pertenecientes a esta familia (Forno, 1988) y el grado de perturbación de los hábitats de la localidad estudiada.

Aguirre (2004) confirma todo lo mencionado anteriormente en función a la riqueza y abundancia de especies por familia en bosques presentes en los pisos supratropical y orotropical (Puna- Prepuna), la familia Pieridae es la más rica y abundante en especies, Nymphalidae se encuentra como la segunda familia más rica y abundante en ambos pisos y Heliconidae al igual que Satiridae tienen una riqueza muy baja, pero demuestran una abundancia considerable.

Comparando el presente trabajo con las investigaciones realizadas en hábitats y localidades similares, se puede observar una gran similitud en el ensamblaje caracterizado por Quinteros (2005), que trabajó en tres fragmentos de *Polylepis subtusalbida* en la localidad de San Miguel, dicha autora colectó un total de 23 especies, con aproximadamente un 70 % de las especies compartidas con el presente trabajo, lo que muestra la existencia de afinidad faunística entre ambas zonas; sin embargo, al comparar los resultados obtenidos en el trabajo de Paz Soldán (2005) realizado en dos fragmentos de *Polylepis subtusalbida* en la localidad de Sacha Loma, se observó que sólo encontró 12 especies y sólo se comparte una especie con la presente investigación, por lo cual suponemos que dicha variación puede deberse a las diferencias en esfuerzo realizadas en el trabajo del autor antes mencionado.

Desde el punto de vista de la competencia por recursos alimenticios, principalmente de adultos, las poblaciones más abundantes de las especies “foráneas” podrían explicar parcialmente la declinación de las especies exclusivas (Fagua *et al.* 1999).

Jaksic (2001), menciona que muchos organismos muestran gradientes latitudinales en riqueza de especies, un número considerable de las especies de mariposas identificadas en la presente investigación estuvieron presentes en los cinco tipos de bosque estudiados y

según observaciones realizadas directamente en el área de muestreo se pudo suponer la presencia de especies pertenecientes a distintos pisos altitudinales, ya que se observaba un movimiento ascendente y descendente de varias especies a lo largo de la Puna, por lo cual apoyamos lo dicho por Forno (1988) y Forno y Boudoin (1991) que describen a las siguientes especies que se encuentran en el presente estudio en el Parque Nacional Tunari como características para diferentes pisos altitudinales tales como: *Zerene cesonia cesonides* (Pieridae), *Dione glycera* (Heliconidae), características de la prepuna; *Pyrgus bochoris bochoris* (Hesperidae), *Hillephyla isonira mima* (Hesperidae), como características de la transición Puna-Prepuna; *Thespieus fassli* (Hesperidae), como especie característica de la Puna; *Punargentus angusta angusta* (Satiridae), *Yramea inca inca* (Nymphalidae) y *Phulia nymphula* (Pieridae), como características de la transición Puna-Altoandino y el género *Phulia* (Pieridae) como característico del Altoandino; *Colias euxhante* (Pieridae), *Vanessa braziliensis* (Nymphalidae), *Vanessa carye* (Nymphalidae), *Teriocolias zelia zelia* (Pieridae), *Junonia vestina livia* (Nymphalidae) y *Tatochila mercedis macrodice* (Pieridae) como generalistas para distintos pisos altitudinales.

En la investigación realizada por Quinteros (2005), la especie *Tatochila mercedis macrodice* estuvo representada por un individuo, por tanto no la considera típica de la Puna, *Colias euxhante* sólo a nivel de especie fue considerada propia de la región ya que se encontró la *Colias euxhante subsp hermina*; respecto a las especies del género *Vanessa* indicó que probablemente se distribuyen más en la Prepuna debido a que se registraron pocos ejemplares, sugiriendo la influencia de la perturbación del hábitat, la época seca, la presencia de la planta nutricia para el adulto o la larva, e incluso la acción de predadores en una de las fases de su ciclo vital. En el caso del estudio realizado en el Parque Nacional Tunari fue encontrado un número de individuos considerablemente alto de cada especie y género mencionados anteriormente, observando una situación de dominancia media por parte de estas especies en todos los bosques muestreados suponiendo en todo caso una situación de generalismo por parte de estas especies para distintos pisos altitudinales tal como lo propuso Forno (1988) y Forno y Boudoin (1991) o incluso un multivoltinismo ligado a géneros como *Vanessa*, *Colias* y *Tatochila*.

Aguirre (2004) caracteriza a *Colias hermina* como la más abundante de esta zona y a *Phulia nymphula nymphula* como la menos abundante, caracterizando a *Colias*, *Tatochila* y *Phulia* como géneros característicos de altura, concordando en cierta medida con los resultados obtenidos en el presente estudio, ya que *Colias hermina* fue la especie más abundante sólo en un tipo de bosque y *Phulia nymphula nymphula* está considerada como una especie característica de la zona. Otro dato que debe nombrarse es el hecho de que esta autora también designa al género *Vanessa* (Nymphalidae) como generalista y al género *Yramea* como “exclusiva de altura”.

A lo largo del presente estudio fueron colectados 16 individuos de *Pterurus scamander jorgenseni*, esta especie es la única representante de la familia Papilionidae, Quinteros (2005) sugiere que la presencia de esta especie puede ser puramente incidental y deberse al arrastre del viento, discordamos con tal suposición ya que el número elevado de individuos colectados y la época específica donde fue observado (Septiembre-Diciembre) nos indica que puede tratarse de una especie migratoria o en su caso univoltina y característica de la zona.

Jaksic (2001) menciona que pocas especies tienen amplia distribución y amplia abundancia o restringida distribución y baja abundancia, la mayoría de las especies tiene abundancia mediana en un mediano número de comunidades, alta abundancia en unas pocas y baja abundancia en muchas. En el presente estudio se evidenció la presencia de géneros abundantes y denominados generalistas para varios pisos altitudinales, tal es el caso de *Tatochila*, *Vanessa* y *Junonia*.

Los factores dominantes más importantes de la diversidad beta de mariposas en bosques andinos son la altitud, la temperatura ambiente y la diversidad vegetal (Brehm, *et al.* 2003)

Según la teoría “nonasimptótica”, las especies vegetales nativas tienen una mayor riqueza de especies de insectos que las especies exóticas; en contraste, la teoría “asimptótica” alega que las poblaciones de insectos se equilibran rápidamente en especies que hayan sido introducidas (Strong, 1974; Strong, *et al.* 1977).

La teoría “asimptótica” está basada en la premisa de que cuando un hospedero introducido es expuesto a poblaciones de insectos endémicos, el mismo representa un nuevo recurso que aún no está ocupado y carece de competidores, los insectos pueden utilizar este nuevo recurso a través de una rápida colonización, ocurre lo mismo con las comunidades de insectos generalistas vecinos, si la comunidad de artrópodos endémica presente no puede colonizar completamente entonces los remanentes de recursos son colonizados por estas especies. (Strong, 1974; Strong, *et al.* 1977).

La variedad y número de mariposas están muy relacionados con la variedad forestal de una región o un sitio en particular, de ahí que cuando se han deforestado grandes extensiones de flora nativa para convertirlas en cultivos o construcciones, la respuesta ha sido la desaparición total de la diversidad de mariposas o la excesiva proliferación de una especie en particular, la de mejor adaptación, que termina convirtiéndose en plaga (Maes, 1999). Las plantaciones de Pinos y Eucaliptos no mantienen el mismo nivel de biodiversidad que bosques de *Polylepis* y bosques mixtos de especies nativas (Fjeldså, 2004), por ejemplo un estudio realizado en Cochabamba sobre diversidad de aves encontró que la estructura de la comunidad, riqueza de especies, densidad de individuos y abundancia de especies de rangos de distribución restringidos, varían significativamente entre plantaciones de árboles exóticos en relación a hábitats de bosques naturales (Hjarsen, 1999).

La ausencia de diferencias significativas en términos de biodiversidad entre los cinco tipos de bosque estudiados y la presencia de una especie generalista dominante en cuatro de los cinco bosques (Nymphalidae: *Junonia vestina livia*) puede indicar la existencia de un efecto por parte de la introducción de especies exóticas forestales en el Parque Nacional Tunari, que se inclina hacia una tendencia de las especies características de la zona por adaptarse a nuevos nichos ofertados y también el éxito por parte de especies generalistas al ocupar los mismos. Por otro lado, también existen evidencias, (Drooz y Bustillo, 1972), que apoyan la teoría de que las especies vegetales exóticas introducidas tienden a ser extensamente colonizadas por insectos provenientes de bosques de especies nativas, por lo cual estos bosques exóticos están sujetos a una explosión en abundancia de insectos, este fenómeno también fue observado durante el presente trabajo, ya que los bosques que tienen mayor

diversidad son los bosques de Pino y Pino-Kewiña; además, según Arévalo y Palacios (2004), *Pinus radiata* puede actuar como una especie protectora, proveyendo condiciones medioambientales favorables para el establecimiento de las especies nativas y por consiguiente de su fauna.

Estudios realizados conjuntamente con la presente investigación, en las mismas localidades, épocas y tipos de bosque indican que existieron diferencias significativas en el ensamblaje de aves tanto en riqueza, abundancia, diversidad, gremios alimenticios y composición de bandadas mixtas, entre los distintos tipos de bosques, (Orozco, (en prensa); Torres (en prensa) y Rocha (en prensa)). En cambio, Maradiegue (en prensa) indica que no existieron diferencias significativas en la comunidad de micromamíferos muestreada en los cinco tipos de bosque del Parque Nacional Tunari.

Degomez y Wagner (2001) mencionan, en los resultados de su trabajo realizado sobre diversidad de artrópodos presentes en bosques de especies nativas y exóticas, que fue encontrada igualmente una gran diversidad de artrópodos en ambos tipos de bosque, pero en el bosque nativo la diversidad es mayor que en el exótico, los bosques nativos y exóticos comparten pocas especies, al contrario de lo mencionado por este autor, nosotros evidenciamos que la diversidad es intermedia en bosques nativos y la existencia de valores considerables en función a la equitatividad y la similitud proporcional de especies entre los cinco tipos de bosque.

La reducción de especies de mariposas en hábitats perturbados puede ser explicado en función a una abundancia significativa de especies vegetales exóticas en un área determinada; además, a través de la reducción de hábitats naturales, los cambios antropogénicos en el paisaje han resultado en una reducción y situación de peligro para algunas especies especialistas (Swengel, 1996; Kocher y Williams, 2000), no se tiene un registro de la diversidad de lepidópteros anterior al inicio de cultivos de especies forestales exóticas en el Parque Nacional Tunari; pero, sí se puede evidenciar una tendencia del ensamblaje de las mismas hacia una reducción en abundancia de especies características de la zona y un incremento en especies generalistas, aunque también se debe tomar en cuenta

lo mencionado por Brown *et al.* (2001) en función a que la riqueza de especies de muchos ensamblajes puede permanecer intacta o sin cambios significativos a través de una línea de grandes cambios en la composición de especies vegetales.

La diversidad y la estructura de los bosques está significativamente correlacionada con la riqueza de especies en bosques andinos (Brehm *et al.* 2003). Las especies exóticas son conocidas por crear una variedad de impactos en las mariposas, tales como: la declinación de la abundancia, contracción de los rangos geográficos y extinción de especies nativas, los cuales han sido pobremente estudiados; por ejemplo, el efecto del reemplazo de especies nativas por especies exóticas, en estas condiciones pueden ocurrir cuatro tipos de respuestas categóricas respecto a los cambios en riqueza de especies dentro de los ensamblajes de los grupos taxonómicos presentes a nivel faunístico: **a)** cada grupo taxonómico comparado entre hábitats relativamente no muestra cambios o sea existe un número equivalente de especies, **b)** existe el decrecimiento de un grupo que es compensado por el incremento de otro grupo, **c)** uno o más grupos pueden decrecer sin ninguna compensación en incremento por parte de otros grupos, y **d)** uno o más grupos pueden verse incrementados sin ninguna compensación en decrecimiento de otros grupos (Elton, 1958; Sax, 2005). Se pudo observar que el ensamblaje de mariposas estudiado respondió a la introducción de especies exóticas probablemente a través del incremento del grupo de especies generalistas y la disminución de los especialistas. Por otro lado, Shapiro (2002) realiza una caracterización de la adaptación de todas las especies de mariposas presentes en Davis (California) a las especies vegetales exóticas implantadas en dicha localidad, las cuales han sido monitoreadas por más de treinta años, llegando a concluir que 29 de las 32 especies presentes se han adaptado sin problemas a las nuevas condiciones de hábitats a las que fueron sometidas, alimentándose de recursos ofrecidos por dichas especies, dejando incluso de lado a sus plantas hospederas nativas y adaptando su nicho a las especies introducidas, lo cual nos puede indicar que, aunque algunos generalistas han logrado un relativo éxito en el Parque Nacional Tunari, las especies características también se han adaptado a los bosques exóticos talvez con menor éxito pero han logrado ocupar los nuevos nichos ofertados en la zona.

Resulta complicado medir los límites espaciotemporales de un ensamblaje, ya que un determinado ensamble de animales puede ocupar sólo partes de una asociación vegetal o varias asociaciones vegetales (Jaksic, 2001), aunque las mariposas muestran una alta especificidad en su preferencia de hábitat en tierras bajas, se logró observar en la zona Andina que la mayoría de las especies de mariposas identificadas no tuvieron preferencia por un hábitat en particular, por lo cual se puede suponer que el uso de recursos por parte de las mismas está adaptado a una variada dieta.

Fagua (1999), propone que la presencia de fuertes diferencias entre las frecuencias de observación de una comunidad de mariposas, o altas frecuencias para un bajo número de especies, son, en sí, un indicativo de fuerte intervención del hábitat; a la vez que el caso opuesto, es decir una comunidad con bajas frecuencias y alto número de especies, puede ser tomada como indicativo de bajos niveles de intervención, indicando que distintas unidades de vegetación pueden soportar diferentes comunidades de mariposas con elementos, en su mayoría, exclusivos; por lo cual se proponen como bioindicadores. Por otro lado, Kremen (1992), sugiere que los ensamblajes de mariposas son pobres indicadores de la diversidad de plantas, en general. En un punto intermedio sugerimos que las mariposas en estado de imago no resultan efectivas como bioindicadoras en bosques andinos ya que no se conocen datos sobre sus rangos de vuelo ni tampoco se tienen suficiente información sobre sus dietas, sin embargo la utilización de este orden en estadios más tempranos de su ciclo de vida puede lanzar resultados diferentes ya que las orugas y las crisálidas suelen ser muy específicas en función a las especies vegetales hospederas que utilizan y sus rangos de movimiento son más restringidos.

MacArthur (1972) describe la Hipótesis de la heterogeneidad ambiental, la cual es meramente una hipótesis de equilibrio, propone que ambientes estructuralmente más complejos permiten la existencia de un mayor número de especies, también Jaksic (2001), menciona que los hábitats heterogéneos sustentan más especies que hábitats homogéneos. La abundancia y riqueza de individuos fue similar en la mayoría de los tipos de bosque en el Parque nacional Tunari o en su caso las diferencias no fueron significativas, la mayor capturabilidad en bosques mixtos y la alta diversidad encontrada en bosques de Pino-

Kewiña nos sugiere que el estado de perturbación media de los bosques nativos puede contener un ensamble de mariposas diurnas más diverso, lo cual está apoyado por Horn (1975), que indica que estados de alta diversidad pueden ocurrir cuando existen situaciones de disturbancia media, cuando especies clímax y pioneras coexisten en el mismo tipo de hábitat. Quinteros (2005), indica la existencia de poca variación en la diversidad de mariposas en los fragmentos de *Polylepis subtusalbida* con distintos grados de intervención muestreados en San Miguel, indicando la posibilidad de que la perturbación haya favorecido a una mayor diversidad de mariposas, comparándolo con el trabajo de Paz Soldán (2005) realizado en dos fragmentos de *Polylepis subtusalbida* en la localidad de Sacha Loma donde encontró una diversidad mucho menor, concluyendo que la modificación del hábitat favorece cada vez más a especies oportunistas y generalistas y reduce el espacio de las especies típicas que pueden llegar a convertirse en especies raras e incluso desaparecer.

Fagua (1999), indica la existencia de un incremento en riqueza de especies en ambientes secundarios o en ambientes primarios fuertemente intervenidos que; sin embargo, coincide con la reducción de especies exclusivas; además, indica un comportamiento intermedio del bosque secundario, que fue el más diverso, observándose una distribución más o menos equilibrada entre especies con baja y alta abundancia.

En muchas partes del mundo, las mariposas grandes y coloridas (Lepidóptera, Rhopalocera), han sido cartografiadas casi con la misma precisión y nivel de detalle como las aves. Desafortunadamente existen muy pocas mariposas grandes en la zona fría altoandina (Shapiro, 1991). La mayoría de los lepidópteros altoandinos son pequeñas mariposas nocturnas de colores pardos, para las cuales el conocimiento es muy fragmentario. Existe una variedad de patrones respecto al tamaño del cuerpo y la altitud, sobretodo se puede decir que las mariposas son más grandes en promedio desde el nivel del mar hasta los 1 600 - 2 000 msnm. y van reduciendo el tamaño a medida que se incrementa la altitud, denotándose también una dependencia entre el tamaño de las especies y el clima (Hawkins y DeVries, 1996; Garcia-Barros, 2000). Se pudo observar una dominancia en los bosques del Parque Nacional Tunari por parte de especies de tamaño reducido, con muy

pocas especies de tamaño mediano o grande, lo cual está apoyado por Forno (1988), Forno y Boudoin (1991) y Mani (1962) quienes mencionan que existen adaptaciones morfológicas muy importantes en las mariposas diurnas condicionadas por la situación de este tipo de bosques en la Cordillera de los Andes, su gran elevación sobre el mar y las condiciones climáticas extremas, crean adaptaciones que se traducen en melanización del cuerpo y alas y una clara micropterigia o reducción de las alas. A su vez, la altitud también genera una influencia en el tamaño de las mariposas, tomando como ejemplo a los piéridos que se caracterizan por ser más pequeños a grandes altitudes, aunque se debe denotar que cada familia puede mostrar un patrón diferente (Hawkins y De Vries, 1996), el tamaño promedio de los piéridos, que se constituyó como la familia más diversa, es característicamente pequeño y mediano-pequeño en todos los tipos de bosques del Parque Nacional Tunari.

Hawkins y DeVries (1996), mencionan que los patrones de tamaño del cuerpo en relación a la altitud son generalmente débiles y específicos para ciertos grupos; por ejemplo, a grandes altitudes, la familia Papilionidae muestra gran tamaño, los piéridos son marginalmente más pequeños, los ninfálidos son medianos a altitudes medias; en cambio, riodinidos no muestran relación entre el tamaño del cuerpo y la altitud. Estamos de acuerdo con lo mencionado por los anteriores autores, ya que los resultados obtenidos agrupan a la única especie de Papilionidae en un grupo, una especie de ninfálido (característica de tierras bajas probablemente arrastrada por el viento) en otro grupo y finalmente las restantes 22 especies en otro grupo caracterizadas por su tamaño reducido. Además, se debe recalcar que la agrupación de los patrones morfométricos en función al tipo de bosque indicó que los bosques de Kewiña, Pino y Pino-Kewiña estaban contenidos en un grupo, el bosque de Eucalipto en otro grupo y finalmente el bosque de Eucalipto-Kewiña en otro grupo, lo cual nos indica, de cierta manera, que el ensamblaje del bosque nativo de esta zona se ha adaptado de manera más exitosa a los bosques de Pino, lo cual no ocurre con la misma magnitud en bosques de Eucalipto.

Según Fjeldså (2004), los troncos de Eucaliptos son largos y rectos, al tener numerosos exudados tóxicos impiden el crecimiento de otras plantas de sotobosque, por el contrario los bosques de *Polylepis* tiene partes densas y sombreadas como también un dosel abierto,

permitiendo el desarrollo de un sotobosque diverso, apoyado también por Peredo (2004) cuyo trabajo se realizó en las mismas localidades, tipos de bosque y épocas que el presente trabajo, indica que la alta densidad de Pinos y Eucaliptos acompañada de sus efectos alelopáticos no dejan desarrollar la vegetación en suelos de estos bosques; además, menciona que la cobertura del suelo es mucho mayor en bosques de Kewiña, conteniendo una mayor variedad florística, que bosques que contienen especies exóticas, por tales afirmaciones podemos suponer una clara diferencia a nivel microclimático y en la oferta de recursos en comparación con bosques nativos, lo cual puede explicar en cierto porcentaje el patrón de reducción de especies y abundancia, en bosques de Eucaliptos, además de la dominancia por parte de especies de tamaño reducido, lo que las relacionaría con ensamblajes de pastizales y lugares abiertos donde la mayoría de las especies son pequeñas.

El set más importante de variables medioambientales que determinan la riqueza de especies de mariposas en bosques de altura son aquellas que pertenecen a variables climáticas, tales como lluvia y temperatura, en el caso de la última variable mencionada existe una correlación negativa hacia la disminución de la temperatura, por lo tanto es asumida como el determinante más importante en el intercambio de especies entre hábitats en polillas de bosques andinos lluviosos del Ecuador (Stefanescu *et al.*, 2004; Brehm *et al.*, 2003), en el presente estudio se asoció la presencia de viento con una disminución de temperatura en el ambiente, lo cual afectaba directamente la capturabilidad de mariposas en cualquier categoría horaria o cualquier porcentaje de nubosidad, disminuyendo el número de individuos de mariposas.

Cambios en la cobertura del dosel del bosque, la penetración de la luz, y factores microclimáticos pueden impactar directamente la distribución de las mariposas tanto en individuos adultos como en larvas (Blau, 1980). Luoto *et al.* (2005), en su estudio sobre factores determinantes de la biogeografía de mariposas boreales concluyeron que tres cuartas partes de la distribución de especies en Finlandia estaba gobernada por factores climáticos, lo cual indica que muchas especies de mariposas pueden responder rápidamente a cambios microclimáticos. Hill (2001), Kerr (2001) y Blau,(1980), concluyen que los ensamblajes de mariposas son sensibles a ciertos cambios, un incremento en la apertura del

dosel, la penetración de la luz, y variaciones en factores microclimáticos pueden impactar directamente la distribución de las mariposas tanto en individuos adultos como en larvas del bosque resultando en una disminución de especies. Estamos de acuerdo con lo dicho por estos autores ya que la presencia de viento traducida en una disminución de temperatura y la menor apertura de dosel fue observada en mayor grado en bosques de Eucaliptos, los cuales contuvieron el menor número de especies y abundancia de individuos.

Existe una desventaja evolutiva en función a la adaptación de las mariposas a picos extremos de temperatura que durante el día puede oscilar entre los 15- 20 ° C y en la noche puede llegar a temperaturas de congelamiento en bosques Andinos (Shapiro, 1992). Tomando en cuenta que las mariposas del Parque Nacional Tunari responden al mismo patrón mencionado se puede entender el motivo por el cual las mismas tengan horarios de actividad alrededor de las horas donde la incidencia de luz solar y temperatura son mayores.

Mientras que la precipitación sigue un patrón estacional distintivo, en la zona Andina, la temperatura media sólo varía en 1-3 ° C (pero hasta los 10° C en el sur de Bolivia) en el transcurso del año. Así a grandes altitudes, la temperatura cambia mucho más en el curso del día que entre los meses: se puede hablar de las condiciones de día veraniego y noche invernal. En los extensos altiplanos de Perú y Bolivia, la época seca tiene un medio día con resplandor solar cálido pero una fuerte helada nocturna, la amplitud día/ noche alcanza 40-50° C en las partes más secas (Fjeldsá, 2004). Los fenómenos antes mencionados pueden explicar el comportamiento de las mariposas en función a sus horarios de actividad ya que las mismas prefieren las horas de mayor irradiación solar alrededor del medio día siendo muy escasas a tempranas horas de la mañana o en horas de la tarde, incluso modificando conductas de varias especies característicamente nocturnas.

Quinteros (2005) y Paz Soldán (2005), concluyen que la mayoría de las especies registradas durante la realización de sus trabajos tuvieron una mayor actividad alrededor del medio día, en presencia de viento leve y con baja nubosidad presente, excepto las pertenecientes a la familia Lycaenidae que estuvieron activas la mayor parte del día, prefiriendo claros de

bosque (pajonales). Concordamos con lo dicho por ambas autoras ya que en la presente investigación se observó un patrón muy similar de comportamiento de las especies en función a las variables abióticas.

Quinteros (2005), separó en dos grupos a las mariposas en función a las variables abióticas, el primero compuesto por especies comunes donde sólo estaban presentes representantes de la familia Lycaenidae, que mostraron tolerancia a la presencia de viento fuerte y nubosidad, y un segundo grupo compuesto por especies poco frecuentes de la familia Pieridae que sólo fueron encontradas en horarios de mayor calor (12:00-14:00 pm.) con cielos casi descubiertos y vientos leves. En el presente estudio, la mayoría de las especies al interior de los bosques fueron sensibles a la presencia o ausencia de viento y a horarios específicos donde existía una mayor incidencia de radiación solar, la nubosidad no demostró ser importante en la presencia de mariposas probablemente porque generalmente las condiciones del bosque interno no se ven afectadas por esta variable, la inexistencia de un grupo tolerante al viento puede deberse a que no fue muestreada la comunidad presente en pajonales específicamente, a la cual pertenecen en su mayoría especies de lycénidos.

Tobar *et al.* (2002), dicen que las mariposas propias de hábitats abiertos no son afectadas por factores climáticos, prefieren ambientes perturbados y/o transformados y tienen hábitos alimenticios de tipo generalista, por otro lado las mariposas que habitan en estructuras de vegetación compleja (bosques) y de composición florística variada responden a factores climáticos y tienen hábitos alimenticios especialistas.

7. CONCLUSIONES

Las trampas Van Someren Rydon cebadas con componentes orgánicos putrefactos no son eficaces en la captura de mariposas para los cinco tipos de bosque estudiados en el Parque Nacional Tunari, debido posiblemente a la presencia de gremios casi exclusivamente nectarívoros.

La introducción de las especies exóticas *Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus* no tuvo influencia en la diversidad del ensamblaje de mariposas diurnas adultas dentro de los cinco tipos de bosque estudiados en el Parque Nacional Tunari

La abundancia de individuos fue similar en la mayoría de los tipos de bosque o en su caso las diferencias no fueron significativas, la alta diversidad encontrada en bosques de Pino-Kewiña nos sugiere que el estado de perturbación media de los bosques nativos puede contener un ensamble de mariposas diurnas más diverso en función a la presencia de especies nativas y generalistas al mismo tiempo.

La riqueza de mariposas fue similar en estructura en la mayoría de los bosques estudiados, mostrando cierta tendencia a disminuir en bosques de Eucalipto.

La mayoría de las especies de mariposas identificadas en el Parque Nacional Tunari estuvieron presentes en los cinco tipos de bosque estudiados, diferenciándose claramente una especie dominante en 4 de los 5 tipos de bosque: *Junonia vestina livia* (Nymphalidae).

Las familias más abundantes y ricas en especies fueron Nymphalidae y Pieridae en la mayoría de los tipos de bosque, probablemente por sus características de riqueza y generalismo para distintos hábitats y pisos altitudinales.

Las mariposas presentes en los cinco tipos de bosque del Parque Nacional Tunari demuestran una preferencia por horarios de actividad matutinos y alrededor del medio día, disminuyendo notablemente sus abundancias y capturabilidad en horas de la tarde,

concluyendo de esta forma que la mayoría de las especies tienen horarios de actividad donde existe mayor intensidad de luz solar y por consiguiente mayor temperatura.

La presencia o ausencia de nubes no tuvo efecto significativo sobre las abundancias de mariposas, mientras que la presencia de viento disminuyó significativamente la frecuencia de captura de individuos en cualquier horario o intensidad de nubes.

La interacción entre factores abióticos sólo es limitante para las abundancias de mariposas en presencia de viento, consecuentemente, cada factor abiótico conserva su propio patrón de abundancia de mariposas en ausencia de viento.

Existe una dominancia por especies pequeñas en bosques altoandinos del Parque Nacional Tunari, con muy pocas especies de tamaño mediano o grande.

El patrón de tamaño de las especies presentes en los cinco tipos de bosques estudiados tiene una mayor semejanza entre bosques de Kewiña y Pino, siendo diferentes de las especies presentes en bosques de Eucalipto que presentan las especies más pequeñas

Se encontró un número considerable de especies raras (baja abundancia) durante el periodo de estudio, compuestas generalmente por especies características de bosques altoandinos (*Yramea inca inca*, *Thespieus fassli*, *Teriocolias zelia zelia*, *Pirgus bochoris bochoris*, *Phulia nymphula nymphula* y *Penaincisalia sp.*). Cabe denotar la colecta de 2 especies características de tierras más bajas (*Urbanus sp.* y *Doxocopa cyane cyane*) cuya presencia puede deberse al arrastre de corrientes ascendentes de viento.

8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Adams, M. 1973: Ecological zonation and the butterflies of The Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *J. Nat. Hist.* 7: 699-718.

Agencia para el Desarrollo Internacional, 1986: Perfil Ambiental de Bolivia. Wayar y Soux, La Paz.

Aguirre, D. 2004: Estructura de la Comunidad de Cuatro Familias de Mariposas, a lo Largo de un Gradiente Altitudinal (correspondiente a 5 pisos bioclimáticos) en la Cuenca Oeste del Río Ichilo Cochabamba- Bolivia. Tesis de grado para obtener el título de Licenciatura en Biología. Universidad Mayor de San Simón Cochabamba-Bolivia.

Aguirre, L. F., O. Ruiz, J. Balderrama, S. Arrázola, 2004: Protocolo de investigación para el proyecto “Efecto de la introducción de dos especies exóticas (Pinos y Eucaliptos) en el Parque Nacional Tunari”. Universidad Mayor de San Simón. Centro de Biodiversidad y Genética. Cochabamba, Bolivia.

Augtsburger, F., 1990: La ganadería y los equilibrios ecológicos. pp. 25-27 en COTESU, Desarrollo y Medio Ambiente. Cochabamba, 28 pp.

Alemán, F., 1997: Manejo de Ecosistemas Agrosilvopastoriles. Caso: Bosque nativo e implantado en subcuencas de la Cordillera del Tunari. Tesis de maestría. CESU – UMSS. Cochabamba, Bolivia.

Andrade, C. G., 1998: Utilización de las Mariposas Como Bioindicadoras del Tipo de Hábitat y su Biodiversidad en Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* (22) (84): 407- 421.

Apaza, M., 2005: Evaluación del grado de amenaza al hábitat a través de bioindicadores (lepidópteros) en dos comunidades dentro del área de influencia del PN- ANMI Madidi. Trabajo Dirigido para obtener el grado de licenciatura en Agronomía. Universidad Mayor de San Andrés. 125 pp. La Paz, Bolivia.

Arévalo J.R. y J. M. Fernández-Palacios, 2004: A gradient analysis of exotic *Pinus radiata* plantations and potential restoration of natural vegetation in Tenerife, Canary Islands (Spain) *Acta Oecologica*. pp. 1-8.

Arias, S. 1990: Inventariación de la fauna y flora de la Cuenca Taquiña. *En:* Apuntes históricos de la Cervecería Taquiña S.A en ocasión de su Centenario-Ecología y Medio Ambiente. pp: 131-182.

Baev, P. V. y L. D. Penev. 1995: BIODIV: program for calculating biological diversity parameters, similarity, niche overlap, and cluster analysis. Versión 5.1. Pensoft, Sofia-Moscow, 57 pp.

Balderrama, J. y M. Ramírez, 2001. Diversidad y Endemismo de Aves en dos Fragmentos de Bosque de *Polylepis besseri* en el Parque Nacional Tunari. *Rev. Bol. Ecol.* 9:45–60.

Balderrama, J., 2006: Proyecto Parque Nacional Tunari. Datos en prensa. Universidad Mayor de San Simón. Centro de Biodiversidad y Genética. Cochabamba, Bolivia.

Balslev, H. y J. L. Luteyn, 1992: Páramo-Andean ecosystem under human influence. Academic Press London. pp 85-93.

Beck, S. y Ellemberg, H., 1977: Entwicklungsmöglichkeiten im andenhochland in ökologischer sicht. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für wirtschaftliche zusammenarbeit. Lehrstuhl für Geobotanik, Göttingen, 147 pp.

Blau, W. S., 1980: The effect of environmental disturbance on a tropical butterfly population. *Ecology* 61: 1005-112.

Bitter, G., 1911: Revision der gattung *Polylepis*. *Bot. Jahrb. Syst.* 45, 564-656.

Boillat, S. 2004: Medio ambiente y biodiversidad desde una perspectiva transdisciplinaria, pautas para un nuevo enfoque para el Parque Nacional Tunari. pp. 362-373. *En:* F. Delgado y J. C. Mariscal (eds.). Gobernabilidad social de las Áreas Protegidas y Biodiversidad en Bolivia y Latinoamérica. Memorias del Seminario realizado en Cochabamba del 2 al 29 de febrero del 2004. La Paz, Bolivia.

Brehm, G., J Homeier y K. Fiedler, 2003: Beta diversity of geometrid moths (Lepidoptera: Geometridae) in an Andean montane rainforest. *Diversity and Distributions* 9, 351–366.

Brehm, G., Süßenbach, D. And Fiedler, K. 2003: Unique elevation diversity patterns of geometrid moths in an Andean montane rainforest. – *Ecography* 26: 456–466.

Brown, J. H., Ernest, S. K. M, Parody, J. M., 2001: Regulation of diversity: maintenance of species richness in changing environments. *Oecologia* 126: 321-332.

Brown, K. S. 1992: The conservation of neotropical environment insets as indicator. *En* N. M. Collins y J. A. Thopmas (eds). The conservation of insect and their habits. Thomas Academic Press: 449-504.

Brown, K. S.; Jr. 1997: Conservation of neotropical palecenvironments :Insects as indicators. Ln : Collins, N. M and J. A. Thomas(Eds) ;Conservation of Insects and their Habitats. Press, London, pp 257.

Cavelier, J. y C., Santos, 1999: Efectos de plantaciones abandonadas de especies exóticas y nativas sobre la regeneración natural de un bosque montano en Colombia. *Rev. Biol. Trop.* 47 (4).

Camino Velozo, R., 1987: El sector forestal en desarrollo. pp.8-12 en COTESU, COTESU en Bolivia 1987, Cochabamba.

Chilote, J. P. ; V.D. Ocaña; R. Jon-Jap; E. Barahona, 1985: Apuntes sobre algunas especies forestales nativas de la sierra peruana. Ed. Ministerio de Agricultura- Instituto Nacional Forestal y de Fauna- FAO. Lima, Perú. 117 p.

Clench, H. K., 1979: How to make regional lists of butterflies: Some Thoughts. *J. Lepid. Soc.* 33: 216-231.

Clench, H. R., 1966: Behavioral Thermoregulation in Butterflies. *Ecology* 4 (6): 1021-1034.

Coca, C. 2002: Estructura de la Comunidad de Pequeños Roedores a lo Largo de un Gradiente Altitudinal en el Parque Nacional Carrasco (Cochabamba; Bolivia).Tesis de Grado para Optar el Título de Licenciatura en Biología. Universidad Mayor de San Simón, Cochabamba, Bolivia. pp. 8 – 28.

Consorcio GTZ/Fundeco/Instituto de Ecología. 2001: Protección y Recuperación de Especies Amenazadas en Estrategias de Biodiversidad para Países Andinos.

- Crespo, W. C. 1989:** Influencia de la Reforestación Sobre la Vegetación Nativa del "Parque Nacional Tunari". Tesis de Licenciatura, Carrera de Biología, Universidad Mayor de San Simón. 92 pp.
- D'Abbrera, B. 1981:** Butterflies of the Neotropical Region. Part. I. Papilionidae y Pieridae. Landsdownw Editions, East Melbourne.
- Degomez, T. y M. R. Wagner, 2001:** Arthropod diversity of exotic vs. native Robinia species in northern Arizona. *Agricultural and Forest Entomology* (2001) 3, 19-27.
- Descimon, H. 1986:** Origins of Lepidopteran faunas in the high tropical Andes, pp. 500-532. In F. Vuilleumier and M. Monasterio (eds.), *High Altitude Tropical Biogeography*. Oxford, New York.
- De Vries, P. 2001:** Butterflies. *Enciclopedia of Biodiversity Vol. I Academic Press*. pp. 559 – 573.
- Drooz, A.T. y Bustillo, A.E., 1972:** *Glena bisulca*, a serious defoliator of *Cupressus lusitanica* in Columbia. *Journal of Economic Entomology*, 65, 89-93.
- Elton, C. S., 1958:** *The ecology of invasions by animals and plants*. Methuen and Co. LTD.
- Emmel, T. C., 1964:** The ecology and distribution of butterflies in a montane community near Florissant, Colorado. *Amer. Midland Nat.* 72(2): 358-373.
- Escalier, H. M., 1992:** Evaluación del uso forestal y formulación de directrices para la conservación de tierras en el Parque Nacional Tunari. Cochabamba-Bolivia.
- Estades, C.F., 1998:** Especie Non Grata: Efectos Ecológicos de las Especies Exóticas. *Ciencias biológicas*. pp. 1-5.
- Espinoza, D., 2001:** estrategias en el manejo de los recursos naturales , en producción y reproducción agropecuaria (Comunidad Kehuiñapamapa). Trabajo de investigación presentado para la obtención del título de licenciado en economía. UMSS pp:31-36, 74-77
- Fagua, G. A. Amarillo y M. G. Andrade C. 1999:** Mariposas (Lepidóptera) como bioindicadores del grado de intervención en la cuenca del río Pato (Caquetá). *En* M. G. Andrade. G. Fernández y F. Fernández. (eds) *Insectos de Colombia, Estudios Escogidos*.

Colección Jorge alvarez Lleras 13: 285-315. Academia Colombiana De Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Bogotá.

Fagua, G. 1999: Capítulo XI. Variación de las mariposas y hormigas de un gradiente altitudinal de la Cordillera Oriental (Colombia). págs: 317 - 362. en: G. Amat , M. G. Andrade-C. y F. Fernadez (eds). "Insectos de Colombia. Vol. 2". Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Colección Jorge Alvarez Lleraz No. 13-Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia. 433 pp.

Feisinger, P. 2003: El diseño de estudios de campo para la conservación de la biodiversidad. Editorial FAN. Santa Cruz de la Sierra, Bolivia.

Fernández, J. 1970: *Polylepis tomentella* y orogenia reciente (una observación fitogeográfica de la región árida andina). Bol. Soc. de Botánica 13 (1).

Fernández, E. 1997: Estudios Fitosociológicos de los Bosques de Kewiña (*Polylepis spp.*, Rosacea) en la Coordillera de Cochabamba. Revista Boliviana de Ecología y Conservación 2: 49-65.

Fernández, W. y P. Price, 1991: Comparison of tropical and temperate galling species richness: the roles of environmental harshness and plant nutrient status. In: Plant-animal interactions. Price *et al.* (Ed.) Canada. pp: 91-116.

Fjeldså, J. 1993: The avifauna of the *Polylepis* woodland of the Andean highlands: Conservation priorities based on patterns of endemism. Bird Cons. Internat. 3: 37-55.

Fjeldså, J. y M. Kessler. 1996: Conserving the biological diversity of *Polylepis* woodlands of the highland of Peru and Bolivia. Denmark. 250 pp.

Fjeldså, J. , 1995b: Have ornithologists “slept during class”? On the response of the ornithology to the “ Biodiversity crisis” and “Biodiversity convention”. – J. Avian Biol. 26: 89-93.

Fjeldså, J. y Rabehk, C., 1997: Species richness and endemism in South American birds: implications for the design of networks of nature reserves. pp. 466-482 en W. F. Lawrance y R. Bierregaard (eds.). Tropical Forests Remnants. Ecology, Management and Conservation of Fragmented Communities. Univ. Chicago Press; Chicago.

- Fjeldså, J. y Kessler, M. 2004:** Conservación de la biodiversidad de los bosques de *Polylepis* de las tierras altas de Bolivia: Una contribución al manejo sustentable en los Andes. DIVA Technical Report 11. Editorial FAN. Santa Cruz de la Sierra, Bolivia.
- Fjeldså, J. y N. Krabbe. 1990:** Birds of the high Andes. Copenhagen: University of Copenhagen y Svendborg: Apollo Books. 1000 pp.
- Foster, W., 1958:** Beltrage zur Kenntnis der Insektenfaunas Boliviens XIX Lepidoptera III. Satyridae. Veroff. Zool. Staatssammi. (Munich). 8:51-188.
- Fontenia, J. L. 1987:** Aspectos comparativas estructurales de tres comunidades de mariposas (Lepidoptera: Rhopalocera) en Cuba – Poeyana 337: 1-120
- Forno, E. 1988:** Distribución y ecología de las mariposas (Lepidoptera: Rhopalocera) del valle de La Paz, Departamento La Paz Bolivia. Tesis de grado para optar por el título de licenciatura en Biología. Universidad Mayor de San Andrés. 119 pp.3 anexos.
- Forno, E. y M. Baudoin 1991:** Historia natural de un valle en los andes: La Paz. Instituto de Ecología UMSA. La Paz-Bolivia.
- Garcia Barros. E., 2000:** Clima y tamaño en mariposas diurnas (Lepidoptera-Papilionoidea). Boln. Asoc. Esp. Ent. 24(1-2): 47-64.
- Gentry, A.H. 1982:** Neotropical floristic diversity: phytogeographical connections between Central and South America, Pleistocene climatic fluctuations, or an accident of Andean orogeny? Annals of the Missouri Botanical Garden, 69, 557–593.
- Gervais, B. y A. M. Shapiro, 1999:** Distribution of edaphic-endemic butterflies in the Sierra Nevada of California Section of Evolution and Ecology, University of California, Davis, California 95616, USA Global Ecology and Biogeography (1999) 8, 151–162.
- Grime J. P., 1973:** Competitive exclusion in herbaceous vegetation. Nature. 242. 244-247.
- Guizada, V. B. 1996:** Inventario forestal de la microcuenca Tablani con fines de uso sostenible (Provincia Ayopaya, Dpto. de Cochabamba). Tesis ETSFOR. UMSS. Cochabamba, Bolivia.
- Gutiérrez, T., 2002:** Fauna *En* Ibisch. P.L., S. Reichle, K. Columba, R. Vides, H. Justiniano (eds.). Plan de conservación y desarrollo sostenible para el bosque seco

chiquitano, Cerrado y Pantanal Boliviano. Fundación para la Conservación del Bosque Chiquitano. Editorial FAN, Santa Cruz de la Sierra-Bolivia. II: 60-76.

Hamel, C. 2000: Estudio preliminar de las comunidades de insectos en tres bosques de *Polylepis* en Cochabamba–Bolivia. *En: Resúmenes del I Congreso Internacional de Ecología y Conservación de Bosques de Polylepis*. Cochabamba-Bolivia. p. 71.

Hamilton, L. S., 1987: tropical watershed forestry-aiming for greater accuracy. *AMBIO* 16: 37-373.

Hensen, I. 2002: Impacts of Anthropogenic activity on the vegetation of *Polylepis* woodlands in the region of Cochabamba, Bolivia. *ECOTROPICA*. 8:183-203.

Hjarsen, T., 1999: Effects of land-use on high altitude bird fauna of the Bolivian Andes Implications for development of a more sustainable land-use. Proceedings of the conference on Biodiversity and Development, Copenhagen, 21st October, 1998. 133 pp. RUF and Center Aarhus. Aarhus.

Hawkins, B.A., y P. J. Devries, 1996: Altitudinal gradients in the body sizes of Costa Rican Butterflies. *Acta Ecológica*. 17: 185-194

Helmunth, R. 2000: Entomología Agrícola de Bolivia. Editorial Abya – Yata, Quito, Ecuador. pp 41 – 150.

Hensen, I. 1991a: La flora de la comunidad de Chorojo, su uso, taxonomía científica y vernacular. AGRUCO, Cochabamba, 20 pp. y apéndice.

Hensen, I. 1992: La flora de la comunidad de Chorojo, su uso, taxonomía científica y vernacular. AGRUCO, Cochabamba, 25 pp.

Hensen, I. 1993: Estudio fitoecológico en bosques de la Cordillera Oriental de Bolivia. Tesis de doctorado de las carreras de Matemáticas y Ciencias Naturales de la Universidad Georg-August de Gottingen, Alemania.

Hill, M. O. 1973: Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology*, 54: 427-432.

Hill, J.K., K.C. Hamer, J. Tangah y M. Dawood. 2001: Ecology of Tropical Butterflies in Rainforest Gaps *Oecology* 128: 294 – 302.

Hjarsen, T. 1997: Bird fauna and vegetation in natural woodlands and *Eucaliptos* plantations in the high Andes in Bolivia. Proceedings of the IUFPRO Conference on Silviculture and Improvements of *Eucaliptus*. EMBRAPA, Vol. 4. pp 89-94.

Hjarsen, T. 1998: Biological diversity in high altitude woodlands and plantations in the Bolivian Andes: Quito, Ecuador. Pp 9-14.

Hynes, A. L. Brown, A. D. Grau, H. R. Y Grau, A. , 1997: Local Knowledge and the use of plants in rural communities in the montane forests of northwestern Argentina. Mountain Res. Dev. 17: 263-271.

Hueck, K. 1978: Los bosques de Sudamerica. Ecología, composición e importancia económica. Sociedad alemana de cooperación técnica Ltda. (GTZ). República Federal de Alemania. pp 111-117.

Horn, H. S. 1975: Markovian properties of forests sucesion. Harvard publishing University. Cambridge.

Hunziker, H. 1997: Hydrology of montane forests in the Sierra de San Javier, Tucumán, Argentina. Mountain Res. Dev. 17: 299-308.

Ibisch. P. L. y G. Mérida. 2003: Biodiversidad: La Riqueza de Bolivia. Editorial FAN. Santa Cruz de la Sierra, Bolivia. p. 239.

Jaksic, F. M., 1981: Abuse and misuse of the term “guild” in ecological studies. Oikos 37: 397-400.

Jaksic, F. M., 2001: Ecología de comunidades. Ediciones Universidad católica de Chile. Facultad de Ciencias Biológicas. pp. 230.

Jimenez, A. y J. Hortal, 2003: Las Curvas de Acumulación de Especies y la Necesidad de Evaluar la Calidad de los Inventarios Biológicos. Revista Ibérica de Aracnología (8). España. pp. 151-161.

Kattan G. H., P. Franco, V. Rojas y G. Morales, 2004: Biological diversification in a complex region: a spatial analysis of faunistic diversity and biogeography of the Andes of Colombia. Journal of Biogeography (J. Biogeogr.) 31, 1829–1839.

- Kerr, J. T., 2001:** Butterfly species richness patterns in Canada: energy, heterogeneity, and the potential consequences of climate change. *Conservation Ecology*, 5, 10.
- Kessler, M. y P. Driesch 1993:** Causas e Historia de la Destrucción de Bosques Altoandinos en Bolivia. *Ecología en Bolivia* (21). La Paz, Bolivia pp. 1 –18.
- Kessler, M. 1995:** *Polylepis*- Walder Boliviens: Taxa, Okologie, verbreitung und Geschichte. *Dissertationes Botanicae* 246, J. Cramer, Berlin, Stuttgart.
- Kessler, M. 1995a:** The genus *Polylepis* in Bolivia. *Candollea* 50: 131-171.
- Kessler, M., 1995b:** Revalidación de *Polylepis rugulosa*. *Bitter. Gayana Bot.* 52 49-51.
- Kessler, M. y P. Driesch, 1994:** Causas e Historia de la Destrucción de Bosques Altoandinos en Bolivia. *Ecología en Bolivia* (21). La Paz, Bolivia pp. 1 –18.
- Kessler, M. y A. N. Schmidt-Lebuhn, 2005:** Taxonomical and distributional notes on *Polylepis* (Rosaceae). *Organisms Diversity y Evolution*. 5, electr. Suppl. 13: 1-10 .
- Kingsolver, J. G., 1985a:** Butterfly thermoregulation. Organismic and Population consequences. *J. Res. Lep.* 24(1):1-20.
- Kitching, I., J. Ledezma y J. Baixeras, 2001:** Una lista comentada de los Sphingidae de Bolivia (Insecta: Lepidóptera). *Gayana* 65: 79-111.
- Kocher S. D., y E. H. Williams 2000:** The diversity and abundance of North American butterflies vary with habitat disturbance and geography. Department of Biology, Hamilton College Clinton, NY 13323, USA Blackwell Science Ltd 2000, *Journal of Biogeography*, 27, 785–794.
- Krebs, C. J., 1989:** *Ecological Methodology*. Harper Collins Publ. 654 pp.
- Kremen, C., 1992.** Assessing the indicator properties of species assemblages for natural areas monitoring. *Ecological Applications*, 2, 203–217. London.
- Kremen, C., R. Colwell, T. Erwin, D. Murphy, R. Noss y M. Sanjavan. 1993:** Terrestrial arthropods assemblages: their use in conservation planning. *Conservation Biology* 7(4): 796-808.

- Kremen, C., A. Merenlender y D. Murphy, 1994:** Ecological monitoring: a vital need for integrated conservation and development programs in the tropic. *Conservation Biology* 8(2):388-397.
- Lamas, G., 1989:** Un estimado del grado de cobertura geográfica de la colecta de mariposas (Lepidóptera) en el Perú. *Revista Peruana de Entomología* 31:61–67.
- Lamas, G., 2002:** Estado actual del conocimiento de la sistemática de los lepidópteros, con especial referencia a la región Neotropical. Departamento de entomología. Museo de Historia Natural, Universidad Nacional Mayor de San Marcos. Lima-Perú.
- Ledezma, M. J., 1998:** Guía de Campo de Mariposas (Insecta – Lepidoptera) del Parque Nacional y Área Natural de Manejo Integrado Amboró Departamento de Entomología, Museo de Historia Natural “Noel Kempff Mercado”. Ed. Sirena, Santa Cruz – Bolivia. pp. 61.
- Luoto, R.K. Heikkinen, J. Poyri. y K. Sarinnen, 2005:** Determinants of the biogeographical distribution of butterflies in boreal regions. *Journal of biogeography*. Blackwell Publishing.
- Linke, J., 1988:** Bodenkundliche und vegetationskundliche Untersuchungen in einem bolivianischem Gebirgswolkenwald. Diploma Thesis. Forstwiss Fakultät, Univ. Gottingen.
- Lisanework, N. y A. Michelsen, 1993:** Allelopathy in agroforestry systems: The effect of leaf extracts of *Cupressus lusitanica* and three *Eucalyptus spp.* on four Ethiopian crops. *Agroforestry Systems* 21: 63-74.
- Lisanework, N. y A. Michelsen, 1994:** Litterfall and nutrient release by decomposition in three plantations compared to a natural forest in the Ethiopian highland. *Forest Ecology and Management*. 65: 149-164.
- Long, A., 1994:** The importance of tropical montane cloud forests for endemic and threatened birds. pp. 79-106.
- Macarthur, R. H., 1972:** Geographical ecology: patterns in the distribution of species. Harper y Row Publishers. New York. New York. XVIII . 269 pp.

- McGavin, G. C., 2002:** Smithsonian Handbooks: Insects Spiders and Other Terrestrial Arthropods. Second American Edition. American Museum of Natural History. New York, New York. pp:166.
- Maes, J. M., 1999:** Insectos de Nicaragua. Secretaría Técnica BOSAWAS, MARENA, Managua, Nicaragua. 3 volúmenes, 1900 pp.
- Magurran, A. E., 1988:** Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, New Jersey, 179 pp.
- Magurran, A. E., 2004:** Measuring biological diversity .Blackwell Publishing. USA. 248 pp.
- Mani, M. S., 1962:** Introduction to the high altitude entomology insect life above the timber-line in the north-west Himalaya. Methuen y Co. London. 302 pp.
- Marconi, M., 2001:** Conservación de la diversidad biológica. Gestión Ambiental. Diplomado en Ecología y Medio Ambiente. UMSS. Cochabamba.
- Mariscal, C. y S. Rist, 1999:** Tipos de relaciones bosque-comunidad y normas tradicionales de uso y acceso a la vegetación boscosa. Cochabamba. Bolivia.
- May, T., 1988:** Naturraumliche Bedingungen, Landnutzung und landschaftdegradation in der Sierra de la Contraviesa (Provincia Granada, Hochandalusien). Eine Fallstudie aus dem sudwestlichen Mittelmeergebiet. Tesis de doctorado. Univ. Freiburg, Alemania, 417 pp.
- Michelsen, A., N. Lisanework y I. Friis, 1993:** Impacts on soil fertility, shoot and root growth, nutrient utilization and mycorrhizal colonization by tree plantations in the Ethiopian highlands. Forest Ecology and Management. 61: 299-324.
- Mittermeier, R. A., N. Myers, P. Robles Gil y C. G. Mittermeier, 1999:** Hotspots. Cemex, Mexico City, Mexico.
- Moreno, C., 2001;** Métodos para Medir la Biodivesidad. Manuales y Tesis S.E.A. (1). España. pp. 1 – 86
- Murphy, D. D., 1990:** Conservation Biology and Scientific Method. Conservation Biology. 4: 203 – 204.

- Navarro, G., 1997:** Contribución a la Clasificación Ecológica y Florística de los Bosques de Bolivia. *Revista Ecológica y Conservación Ambiental* 2: 3 – 37.
- Navarro, G. y M. Maldonado, 2002:** Geografía Ecológica de Bolivia: Vegetación y Ambientes Acuáticos. Editorial: Centro de Ecología. Tercera Edición 2005. Difusión Simón I. Patiño, Santa Cruz, Bolivia.
- Olson, D. M. et al., 2001:** Terrestrial Ecoregions of the World. A New Map of Life on Earth. *BioScience* Vol. 51 No. 11, 933-938.
- Palmer, M. W., 1990:** The estimation of species richness by extrapolation. *Ecology*, 71: 1195-1198.
- Paz Soldan, L., 2005:** Estructura de la comunidad de lepidópteros en dos bosques fragmentados de *Polylepis besseri* en Sacha Loma Cochabamba-Bolivia. Tesis de licenciatura en Biología. Universidad mayor de San Simón. 66 pp. Cochabamba- Bolivia.
- PCBNA; DDA-SUIZA; UICN, 1993:** Bosques nativos andinos y sus comunidades: Estudio de caso en Bolivia. Ed. Adoum. Quito, Ecuador.
- Peredo, B., 2004:** Caracterización de bosques implantados y nativos para el estudio de la fauna en el Parque Nacional Tunari. Pasantía de la Escuela de Ciencias Forestales. UMSS. Cochabamba- Bolivia.
- Piera, F., 1999;** Apuntes Sobre Biodiversidad y Conservación de Insectos: Dilemas, Ficciones y ¿Soluciones?. *Aracnet* 2: 25 –55.
- Peet, R. K., 1974:** The measurement of species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 5: 285-307.
- Poore, M. E. D. y C. Fries, 1987:** Efectos ecológicos de los eucaliptos. Estudio FAO, Montes 59, Roma.
- Pretell, J., D. Ocaña, J. Jap y E. Barahona, 1985:** Apuntes sobre algunas especies forestales nativas de la sierra peruana. FAO-INFOR. Perú. pp 83-93.
- PROBONA, 1996:** Inventario forestal y propuesta de plan de manejo en los bosques de las comunidades de Uyuni y Janchillani. Potosí, Bolivia.

PROMIC, 2000: Evaluación de Impacto Ambiental “Presa Taquiña”. Prefectura-COSUDE.

Quinteros, V. R., 2003: Asentamientos humanos en el Parque Nacional Tunari. Trabajo de verano en Bolivia. Fundación Simón I. Patiño. Ginebra-Suiza.

Quinteros, R., 2005; Riqueza y diversidad de lepidópteros de un fragmento de bosque de *Polylepis* con distintos grados de intervención humana en San Miguel (prov. Quillacollo, Cochabamba). Tesis de Licenciatura en Biología. Universidad Mayor de San Simón. 93 pp. Cochabamba-Bolivia.

Rada, F., C. Garcia, C. Boero, M. Gallardo, M. Hilal, J. A. Gonzalez, F. Prado, M. Liberman-Cruz y A. Azocar, 2000: Resistencia a bajas temperaturas en *Polylepis tarapacana*, árbol que crece a las mayores altitudes en el mundo: evasión o tolerancia al congelamiento. *En I Congreso Internacional de Ecología y Conservación de bosques de Polylepis.* pp 36.

Romeu, E., 2000: Mariposas Mexicanas: Los Insectos más Hermosos. 64 p.

Sax, D. F., B. P. Kinlan y K. F. Smith, 2005: A conceptual framework for comparing species assemblages in native and exotic habitats. *Oikos* 108: 457- 464.

Schlaifer, M. y J. Deumeure, 1992: Experiencias en la promoción y el establecimiento de parcelas agroforestales campesinas. Programa de Repoblamiento Forestal Cordeco-IC-Cotesu. Cochabamba. pp. 43-54 en E. Bognetteau, P. Herlant, M. Schlaifer y G. Stegeman (eds.). Memoria del II seminario-Taller Nacional de Agroforestería Andina. 26-28 de Agosto 1992 (Potosí). FAO/Holanda/CDF, Potosí.

Schulte, A., 1991: Bolivien: Auf dem Weg in den Okozid oder zuruck zur Zukunft?. *Unweltzeitung* 12/ 91: 47-53.

SERNAP (eds.), 2001: Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Bolivia. 2ª Edición. Ministerio de Desarrollo Sostenible y Planificación. Servicio Nacional de Áreas Protegidas.

Shapiro, A. M., 1978: The alpine butterfly fauna of Castle Peak, Nevada County, California. *Great Basin Nat.* 73: 443-482.



- Shapiro, A. M., 1978:** A new weedy host for the Buckeye, *Precis coenia* (Nymphalidae). Journal of the Lepidopterists' Society 32, 224.
- Shapiro, A. M., 1979:** Weather and the lability of breeding populations of the Checkered white butterfly, *Pieris protodice* Boisduval and LeConte. Journal of Research on the Lepidoptera.17: 1-23.
- Shapiro, A. M., 1991:** The zoogeography and systematics of the Argentine Andean and Patagonian Pierid fauna. Journal of Research on the Lepidoptera 28:137–238.
- Shapiro, A. M., 1992a:** Twenty years of fluctuating parapatry and the question of competitive exclusion in the butterflies *Pontia occidentalis* and *P. protodice* (Lepidoptera: Pieridae). Journal of the New York Entomological Society 100:311–19.
- Shapiro, A. M., 1996:** Status of butterflies. Sierra Nevada Ecosystem Project: Final Report to Congress, Vol. II, pp. 743–757. Centers for Water and Wildland Resources, University of California, Davis.
- Shapiro, A. 2002.** The Californian urban butterfly fauna is dependent on alien plants. Diversity and Distributions. pp. 31–40.
- Simpson, B. B., 1979:** A Revision of the Genus *Polylepis* (Rosacea: Sanguisorbeae). Smithsonian Contributions to Botany. Number 43. Washington. 61p. SPARROW, H., T. SISK, P.
- Simpson, B. B., 1986:** Speciation and specialization of *Polylepis* in the Andes. pp. 304-315 en F. Vuilleumier y M. Monasterio (eds.). High Altitude Tropical Biogeography, New York-Oxford Univ. Press.
- Simpson, B. B., 1993:** Una revisión del género *Polylepis* (Rosacea: Sanguisorbeae). Smithsonian Contribution. ETSFOR. UMSS. 82 p.
- Smart, P., 1986:** Encyclopédie des Papillons. Ed ISBN Elsevier Séquoia, Bruxelles pp 276.
- Smart, P., 1989.** The Illustrated Encyclopedia of the Butterfly World. Ed. Salamanca Books. Bélgica. 275 p.



- Smith, A., 1994;** Incentivos en Proyectos Forestales Comunitarios: ¿Ayuda u obstáculo?. Red Forestal de Desarrollo. RDFN. (17c).
- Smiet, F., 1987:** Tropical watershed forestry under attack. *AMBIO* 16: 156-8.
- Sokal, R. R. y F. J. Rohlf, 1981:** Biometry. 2nd ed. San Francisco: W. H. Freeman.
- Sokal, R. R. y F. J. Rohlf, 1995:** Biometry. Freeman. New York. Statgraphics (1995) Plus for Windows, Version 2.1. Manugistics, Inc.
- Spitzer, K., J. JarÓs, J. Havelka, y J. Leps, 1997:** Effect of small-scale disturbance on butterfly communities of an Indochinese montane rainforest. *Biological Conservation*. 80: 9-15.
- Stefanescu, C., S. Herrando y F. Paramo, 2004:** Butterfly species richness in the Northwest Mediterranean Basin: the role of natural and human-induced *Journal of Biogeography* (J. Biogeogr.) (2004) 31, 905–915.
- Stirn, A., 2000:** Informe técnico de la expedición y colecta al Parque Nacional “Noel Kempff Mercado”. National Park Butterfly Species Identification Report (Estudio no publicado en FAN. Bolivia).
- Strong, D. R. Jr, 1974c:** Nonasymptotic species richness models and the insects of British trees. *Proceedings of the National Academy of Science*, 71, 2766-2769.
- Strong, D.R. Jr, E. D. McCoy y J. R. Rey, 1977:** Time and the number of herbivore species: the pests of sugarcane. *Ecology*, 58, 167-175.
- Suárez, R. (ED.), 2000:** Compendio de Geología de Bolivia. Rev. Técnica de YPFB. 18(1-2). Cochabamba-Bolivia.
- Swengel, A. B., 1996:** Effects of fire and hay management on abundance of prairie butterflies. *Biological Conservation*, 76, 73–85.
- Thomas, C.D., 1991:** Habitat use and geographic ranges of butterflies from the wet lowlands of Costa Rica. *Bio. Conserv.* 55: 269-281
- Tobar, D., J. Rangel y G. Andrade, 2002.** Biodiversidad de Mariposas (Lepidoptera: Rophalocera) en la Parte Alta de la Cuenca del Río Roble (Quindío - Colombia). *Caldesia* 24(2): 393-409.



- Vaneberg, P., 1987:** Desarrollo forestal comunal en los Andes. pp. 2-4 en COTESU, COTESU en Bolivia 1987. Cochabamba, 28 p.
- Vazques, H. M., 1999:** Evaluación de la vegetación arbórea y arbustos en las cuencas Pajcha y Pintumayu (PROMIC), Cochabamba- Bolivia.
- Virtanen, T. y Neuvonen, S., 1999:** Climate change and macrolepidopteran biodiversity in Finland. *Chemosphere: Global Change Science*, 1, 439–448.
- Von Borries, O., 1991:** Selección de especies forestales para Zonas Altas de Bolivia. Proyecto “Desarrollo Forestal Participativo en los Andes”, La Paz, 39 pp. Con apéndices.
- Wettstein, W. y B. Schmid, 1999:** Conservation of arthropod diversity in montane wetlands: effect of altitude, habitat quality and habitat fragmentation on butterflies and grasshoppers. *Journal of applied ecology*. N° 36. pp. 363-373.
- Wing, E., 1986;** Domestication of Andean Mammals. Pp. 246-64 en Vuillemier, F. Y Monasterio, M. (eds) *high Altitude tropical Biogeography*, New York-Oxford: Oxford Univ. Press.
- Whittaker, R. H., 1972.** Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21(2/3): 213-251.
- Wust, W. H., 2000:** Flora andina.
www.parquesyreservasnaturales/florayfauna/floraandina.Es010506b.htm.
- Yallico, E., 1992:** Distribución de *Polylepis* en el sur de Puno. Proyecto ARBOLANDINO. Pomata, Perú. 138 p.
- Yensen, E. y T. Tarifa, 2000:** Conservación de los Bosques de *Polylepis* en Bolivia. Resúmenes del Primer Congreso Internacional de Ecología y Conservación de Bosques de *Polylepis* Cochabamba-Bolivia p. 41.
- Zech, W. y T. Feuerer, 1982:** Geokologische Studien im Callaway-Gebiet, Bolivien. *Giebener Beitr. Zur Entwicklungsforschung*, Reihe 1.8:131-144.
- Zischka, R., 1947:** Catálogo de los insectos de Bolivia. Primera contribución: Rhopalocera *Folia Universitaria* 1: 27-36.



Zischka, R., 1950: Catálogo de los Piéridos de Bolivia. Folia Universitaria 5: 7-32.



ANEXOS



<p>Dorsal</p> 	<p>Ventral</p> 
<p><i>Colias euxhante hermina</i></p> <p>Medidas morfológicas promedio (mm.)</p> <p>Largo tórax = 4.19 ± 0.65 Ancho tórax = 2.14 ± 0.42 Largo abdomen = 7.05 ± 1.43 Ancho abdomen = 1.75 ± 0.35</p>	<p>Largo ala = 20.46 ± 2.06 Ancho ala = 11.39 ± 1.30 Largo total del cuerpo = 14.77 ± 1.83 Envergadura alar = 39.25 ± 3.38</p> <p>21 ejemplares registrados</p> <p>Bosques Habitados: Kewiña, Pino, Eucalipto-Kewiña</p>



<p>Dorsal</p> 	<p>Ventral</p> 
<p><i>Dione glycera</i></p> <p>Medidas morfológicas promedio (mm.)</p> <p>Largo tórax = 7.14 ± 0.90 Ancho tórax = 3.03 ± 0.49 Largo abdomen = 11.68 ± 1.11 Ancho abdomen = 2.34 ± 0.30</p>	<p>Largo ala = 30.76 ± 2.03 Ancho ala = 15.59 ± 1.24 Largo total del cuerpo = 20.76 ± 1.59 Envergadura alar = 57.87 ± 4.15</p> <p>53 ejemplares registrados</p> <p>Bosques Habitados: Kewiña, Pino, Eucalipto, Pino-Kewiña, Eucalipto-Kewiña</p>



<p>Dorsal</p> 	<p>Ventral</p> 
<p><i>Doxocopa cyane cyane</i></p> <p>Medidas morfológicas promedio (mm.)</p> <p>Largo tórax = 11.25 Ancho tórax = 5 Largo abdomen = 10.1 Ancho abdomen = 3.55</p>	<p>Largo ala = 30.6 Ancho ala = 19.7 Largo total del cuerpo = 22.65 Envergadura alar = 61</p> <p>1 ejemplar registrado</p> <p>Bosques Habitados: Eucalipto-Kewiña</p>



<p>Dorsal</p> 	<p>Ventral</p> 
<p><i>Hylephila isonira mimas</i></p> <p>Medidas morfológicas promedio (mm.)</p> <p>Largo tórax = 5.53 ± 0.80 Ancho tórax = 2.64 ± 0.45 Largo abdomen = 7.15 ± 0.87 Ancho abdomen = 2.24 ± 0.44</p>	<p>Largo ala = 17.89 ± 2.09 Ancho ala = 7.33 ± 1.40 Largo total del cuerpo = 14.28 ± 1.38 Envergadura alar = 28.40 ± 2.09</p> <p>33 ejemplares registrados</p> <p>Bosques Habitados: Kewiña, Pino, Eucalipto, Pino-Kewiña, Eucalipto-Kewiña</p>



<p>Dorsal</p> 	<p>Ventral</p> 
<p><i>Junonia vestina livia</i></p> <p>Medidas morfológicas promedio (mm.)</p> <p>Largo tórax = 6.14 ± 0.66 Ancho tórax = 2.30 ± 0.41 Largo abdomen = 8.41 ± 4.02 Ancho abdomen = 1.86 ± 0.30</p>	<p>Largo ala = 19.98 ± 1.82 Ancho ala = 11.83 ± 1.02 Largo total del cuerpo = 15.41 ± 2.13 Envergadura alar = 39.33 ± 3.53 136 ejemplares registrados</p> <p>Bosques Habitados: Kewiña, Pino, Eucalipto, Pino-Kewiña, Eucalipto-Kewiña</p>



<p>Dorsal</p> 	<p>Ventral</p> 
<p><i>Madeleinea moza</i></p> <p>Medidas morfológicas promedio (mm.)</p> <p>Largo tórax = 3.53 ± 0.47 Ancho tórax = 1.72 ± 0.30 Largo abdomen = 4.66 ± 1.07 Ancho abdomen = 1.18 ± 0.33</p>	<p>Largo ala = 11.15 ± 2.76 Ancho ala = 6.71 ± 1.81 Largo total del cuerpo = 9.28 ± 2.04 Envergadura alar = 20.26 ± 1.72 66 ejemplares registrados</p> <p>Bosques Habitados: Kewiña, Pino, Eucalipto, Pino-Kewiña, Eucalipto-Kewiña</p>



Dorsal	Ventral
	
<p data-bbox="255 815 462 846"><i>Paralicæides vapa</i></p> <p data-bbox="255 904 692 936">Medidas morfológicas promedio (mm.)</p> <p data-bbox="255 949 526 981">Largo tórax = 3.34 ± 0.43</p> <p data-bbox="255 981 536 1012">Ancho tórax = 1.56 ± 0.29</p> <p data-bbox="255 1012 571 1043">Largo abdomen = 4.39 ± 0.64</p> <p data-bbox="255 1043 577 1075">Ancho abdomen = 1.02 ± 0.19</p>	<p data-bbox="845 815 1101 846">Largo ala = 10.02 ± 0.72</p> <p data-bbox="845 846 1094 878">Ancho ala = 5.93 ± 0.64</p> <p data-bbox="845 891 1219 922">Largo total del cuerpo = 8.59 ± 0.71</p> <p data-bbox="845 936 1181 967">Envergadura alar = 19.66 ± 1.44</p> <p data-bbox="845 981 1110 1012">17 ejemplares registrados</p> <p data-bbox="845 1039 1356 1070">Bosques Habitados: Kewiña, Pino, Pino-Kewiña.</p>



Dorsal	Ventral
	
<p data-bbox="255 1632 437 1664"><i>Penaincisalia sp.</i></p> <p data-bbox="255 1731 692 1762">Medidas morfológicas promedio (mm.)</p> <p data-bbox="255 1776 526 1807">Largo tórax = 3.06 ± 0.33</p> <p data-bbox="255 1807 536 1839">Ancho tórax = 1.34 ± 0.22</p> <p data-bbox="255 1839 571 1870">Largo abdomen = 4.29 ± 0.27</p> <p data-bbox="255 1870 577 1901">Ancho abdomen = 1.01 ± 0.03</p>	<p data-bbox="845 1632 1094 1664">Largo ala = 9.30 ± 0.69</p> <p data-bbox="845 1664 1094 1695">Ancho ala = 5.91 ± 0.46</p> <p data-bbox="845 1709 1219 1740">Largo total del cuerpo = 8.03 ± 1.20</p> <p data-bbox="845 1753 1181 1785">Envergadura alar = 17.69 ± 1.93</p> <p data-bbox="845 1821 1110 1852">4 ejemplares registrados</p> <p data-bbox="845 1879 1404 1910">Bosques Habitados: Kewiña, Eucalipto, Pino-Kewiña.</p>



Dorsal	Ventral
	
<p data-bbox="252 801 547 835"><i>Phulia nymphula nymphula</i></p> <p data-bbox="252 891 692 925">Medidas morfológicas promedio (mm.)</p> <p data-bbox="252 936 453 969">Largo tórax = 3.45</p> <p data-bbox="252 969 453 1003">Ancho tórax = 1.5</p> <p data-bbox="252 1003 485 1037">Largo abdomen = 6.2</p> <p data-bbox="252 1037 485 1070">Ancho abdomen = 1.1</p>	<p data-bbox="834 801 1018 835">Largo ala = 17.8</p> <p data-bbox="834 835 1026 869">Ancho ala = 7.35</p> <p data-bbox="834 880 1161 913">Largo total del cuerpo = 12.55</p> <p data-bbox="834 925 1098 958">Envergadura alar = 33.6</p> <p data-bbox="834 969 1066 1003">1 ejemplar registrado</p> <p data-bbox="834 1025 1106 1059">Bosques Habitados: Pino</p>



Dorsal	Ventral
	
<p data-bbox="252 1664 603 1697"><i>Pterurus scamander joergenseni</i></p> <p data-bbox="252 1753 692 1787">Medidas morfológicas promedio (mm.)</p> <p data-bbox="252 1798 528 1832">Largo tórax = 8.46 ± 0.78</p> <p data-bbox="252 1832 528 1865">Ancho tórax = 4.68 ± 0.41</p> <p data-bbox="252 1865 584 1899">Largo abdomen = 18.67 ± 1.20</p> <p data-bbox="252 1899 576 1933">Ancho abdomen = 4.81 ± 0.59</p>	<p data-bbox="834 1664 1106 1697">Largo ala = 47.73 ± 6.47</p> <p data-bbox="834 1697 1114 1731">Ancho ala = 25.72 ± 2.96</p> <p data-bbox="834 1742 1233 1776">Largo total del cuerpo = 32.28 ± 4.53</p> <p data-bbox="834 1787 1185 1821">Envergadura alar = 96.68 ± 6.28</p> <p data-bbox="834 1832 1114 1865">16 ejemplares registrados</p> <p data-bbox="834 1888 1361 1933">Bosques Habitados: Kewiña, Pino, Pino-Kewiña, Eucalipto-Kewiña</p>



Dorsal	Ventral
	
<p data-bbox="252 792 571 831"><i>Punargentus angusta angusta</i></p> <p data-bbox="252 887 692 925">Medidas morfológicas promedio (mm.)</p> <p data-bbox="252 931 528 969">Largo tórax = 4.29 ± 0.51</p> <p data-bbox="252 965 536 1003">Ancho tórax = 1.99 ± 0.30</p> <p data-bbox="252 999 571 1037">Largo abdomen = 6.86 ± 0.68</p> <p data-bbox="252 1032 576 1070">Ancho abdomen = 1.81 ± 0.41</p>	<p data-bbox="836 792 1102 831">Largo ala = 18.75 ± 1.16</p> <p data-bbox="836 831 1110 869">Ancho ala = 10.36 ± 2.46</p> <p data-bbox="836 875 1235 913">Largo total del cuerpo = 13.58 ± 1.20</p> <p data-bbox="836 920 1182 958">Envergadura alar = 37.49 ± 2.00</p> <p data-bbox="836 965 1110 1003">15 ejemplares registrados</p> <p data-bbox="836 1021 1358 1059">Bosques Habitados: Kewiña, Pino, Pino-Kewiña.</p>



Dorsal	Ventral
	
<p data-bbox="252 1626 528 1664"><i>Pyrgus bochoris bochoris</i></p> <p data-bbox="252 1720 692 1758">Medidas morfológicas promedio (mm.)</p> <p data-bbox="252 1765 528 1803">Largo tórax = 4.91 ± 0.36</p> <p data-bbox="252 1798 536 1836">Ancho tórax = 2.57 ± 0.23</p> <p data-bbox="252 1832 571 1870">Largo abdomen = 7.24 ± 0.96</p> <p data-bbox="252 1865 576 1904">Ancho abdomen = 2.13 ± 0.22</p>	<p data-bbox="836 1626 1102 1664">Largo ala = 14.46 ± 1.29</p> <p data-bbox="836 1659 1110 1697">Ancho ala = 7.37 ± 0.78</p> <p data-bbox="836 1704 1235 1742">Largo total del cuerpo = 12.96 ± 0.88</p> <p data-bbox="836 1749 1182 1787">Envergadura alar = 29.09 ± 2.01</p> <p data-bbox="836 1794 1110 1832">5 ejemplares registrados</p> <p data-bbox="836 1850 1401 1888">Bosques Habitados: Pino-Kewiña, Eucalipto-Kewiña</p>



Dorsal	Ventral
	
<p><i>Rhamma lapazensis</i></p> <p>Medidas morfológicas promedio (mm.)</p> <p>Largo tórax = 3.79 ± 0.50 Ancho tórax = 1.86 ± 0.38 Largo abdomen = 5.01 ± 0.54 Ancho abdomen = 1.45 ± 0.28</p>	<p>Largo ala = 13.20 ± 0.75 Ancho ala = 8.48 ± 2.00</p> <p>Largo total del cuerpo = 10.63 ± 1.07 Envergadura alar = 25.93 ± 1.26</p> <p>8 ejemplares registrados</p> <p>Bosques Habitados: Kewiña, Pino, Eucalipto, Pino-Kewiña, Eucalipto-Kewiña</p>



Dorsal	Ventral
	
<p><i>Tatochila mercedis macrodice</i></p> <p>Medidas morfológicas promedio (mm.)</p> <p>Largo tórax = 5.87 ± 0.75 Ancho tórax = 2.65 ± 0.51 Largo abdomen = 9.47 ± 1.13 Ancho abdomen = 1.90 ± 0.29</p>	<p>Largo ala = 24.85 ± 1.84 Ancho ala = 13.71 ± 1.04</p> <p>Largo total del cuerpo = 17.84 ± 1.30 Envergadura alar = 48.74 ± 3.94</p> <p>26 ejemplares registrados</p> <p>Bosques Habitados: Kewiña, Pino, Eucalipto, Pino-Kewiña, Eucalipto-Kewiña</p>



<p>Dorsal</p> 	<p>Ventral</p> 
<p><i>Tatochila stigmadice</i></p> <p>Medidas morfológicas promedio (mm.)</p> <p>Largo tórax = 5.01 ± 0.46 Ancho tórax = 2.02 ± 0.25 Largo abdomen = 9.13 ± 1.21 Ancho abdomen = 1.71 ± 0.29</p>	<p>Largo ala = 23.24 ± 2.03 Ancho ala = 13.36 ± 1.12 Largo total del cuerpo = 17.46 ± 1.74 Envergadura alar = 45.08 ± 4.21 17 ejemplares registrados</p> <p>Bosques Habitados: Kewiña, Pino, Eucalipto, Pino-Kewiña, Eucalipto-Kewiña</p>



<p>Dorsal</p> 	<p>Ventral</p> 
<p><i>Tatochila orthodice orthodice</i></p> <p>Medidas morfológicas promedio (mm.)</p> <p>Largo tórax = 6.25 ± 0.67 Ancho tórax = 2.35 ± 0.34 Largo abdomen = 10.99 ± 1.18 Ancho abdomen = 1.89 ± 0.30</p>	<p>Largo ala = 26.33 ± 1.73 Ancho ala = 15.18 ± 1.03 Largo total del cuerpo = 20.02 ± 1.59 Envergadura alar = 49.37 ± 3.46 27 ejemplares registrados</p> <p>Bosques Habitados: Kewiña, Pino, Eucalipto, Pino-Kewiña, Eucalipto-Kewiña</p>



Dorsal	Ventral
	
<p data-bbox="258 824 491 855"><i>Teriocolias zelia zelia</i></p> <p data-bbox="258 913 694 945">Medidas morfológicas promedio (mm.)</p> <p data-bbox="258 958 529 990">Largo tórax = 3.62 ± 0.16</p> <p data-bbox="258 990 529 1021">Ancho tórax = 1.92 ± 0.63</p> <p data-bbox="258 1021 571 1052">Largo abdomen = 8.67 ± 0.78</p> <p data-bbox="258 1052 577 1084">Ancho abdomen = 1.65 ± 0.13</p>	<p data-bbox="842 824 1104 855">Largo ala = 19.62 ± 0.63</p> <p data-bbox="842 855 1104 887">Ancho ala = 11.78 ± 0.83</p> <p data-bbox="842 900 1232 931">Largo total del cuerpo = 15.78 ± 1.10</p> <p data-bbox="842 945 1184 976">Envergadura alar = 37.67 ± 2.08</p> <p data-bbox="842 990 1098 1021">3 ejemplares registrados</p> <p data-bbox="842 1048 1316 1106">Bosques Habitados: Eucalipto, Pino-Kewiña, Eucalipto-Kewiña</p>



Dorsal	Ventral
	
<p data-bbox="258 1653 427 1684"><i>Thespieus fassli</i></p> <p data-bbox="258 1742 694 1774">Medidas morfológicas promedio (mm.)</p> <p data-bbox="258 1787 529 1818">Largo tórax = 5.41 ± 0.65</p> <p data-bbox="258 1818 529 1850">Ancho tórax = 2.65 ± 0.27</p> <p data-bbox="258 1850 571 1881">Largo abdomen = 6.76 ± 1.09</p> <p data-bbox="258 1881 577 1912">Ancho abdomen = 2.21 ± 0.42</p>	<p data-bbox="842 1653 1104 1684">Largo ala = 13.84 ± 0.83</p> <p data-bbox="842 1684 1104 1715">Ancho ala = 7.63 ± 0.37</p> <p data-bbox="842 1729 1232 1760">Largo total del cuerpo = 14.14 ± 1.43</p> <p data-bbox="842 1774 1184 1805">Envergadura alar = 28.41 ± 2.03</p> <p data-bbox="842 1818 1098 1850">4 ejemplares registrados</p> <p data-bbox="842 1877 1200 1908">Bosques Habitados: Pino-Kewiña</p>



Dorsal	Ventral
	
<p data-bbox="261 824 384 857"><i>Urbanus sp.</i></p> <p data-bbox="261 913 691 947">Medidas morfológicas promedio (mm.)</p> <p data-bbox="261 958 456 992">Largo tórax = 7.80</p> <p data-bbox="261 992 464 1025">Ancho tórax = 2.60</p> <p data-bbox="261 1025 496 1059">Largo abdomen = 9.55</p> <p data-bbox="261 1059 504 1093">Ancho abdomen = 2.95</p>	<p data-bbox="852 824 1043 857">Largo ala = 23.05</p> <p data-bbox="852 857 1043 891">Ancho ala = 13.15</p> <p data-bbox="852 902 1161 936">Largo total del cuerpo = 20.20</p> <p data-bbox="852 947 1114 981">Envergadura alar = 43.50</p> <p data-bbox="852 992 1098 1025">1 ejemplares registrados</p> <p data-bbox="852 1048 1161 1081">Bosques Habitados: Eucalipto</p>

Dorsal	Ventral
	
<p data-bbox="261 1653 437 1686"><i>Vanesa altissima</i></p> <p data-bbox="261 1742 691 1776">Medidas morfológicas promedio (mm.)</p> <p data-bbox="261 1787 528 1821">Largo tórax = 6.73 ± 0.54</p> <p data-bbox="261 1821 536 1854">Ancho tórax = 2.51 ± 0.31</p> <p data-bbox="261 1854 568 1888">Largo abdomen = 7.75 ± 0.98</p> <p data-bbox="261 1888 576 1921">Ancho abdomen = 1.91 ± 0.30</p>	<p data-bbox="852 1653 1107 1686">Largo ala = 22.89 ± 1.34</p> <p data-bbox="852 1686 1107 1720">Ancho ala = 14.85 ± 1.35</p> <p data-bbox="852 1731 1235 1765">Largo total del cuerpo = 17.26 ± 1.59</p> <p data-bbox="852 1776 1182 1809">Envergadura alar = 45.57 ± 2.90</p> <p data-bbox="852 1821 1114 1854">16 ejemplares registrados</p> <p data-bbox="852 1877 1358 1933">Bosques Habitados: Kewiña, Pino, Pino-Kewiña, Eucalipto-Kewiña</p>

<p>Dorsal</p> 	<p>Ventral</p> 
<p><i>Vanesa carye</i></p> <p>Medidas morfológicas promedio (mm.)</p> <p>Largo tórax = 6.93 ± 0.90 Ancho tórax = 2.93 ± 0.50 Largo abdomen = 8.43 ± 0.96 Ancho abdomen = 2.46 ± 0.68</p>	<p>Largo ala = 24.02 ± 2.19 Ancho ala = 14.38 ± 1.51 Largo total del cuerpo = 17.58 ± 1.88 Envergadura alar = 47.94 ± 4.17 14 ejemplares registrados</p> <p>Bosques Habitados: Kewiña, Pino, Pino-Kewiña, Eucalipto-Kewiña</p>

<p>Dorsal</p> 	<p>Ventral</p> 
<p><i>Vanesa braziliensis</i></p> <p>Medidas morfológicas promedio (mm.)</p> <p>Largo tórax = 6.99 ± 0.63 Ancho tórax = 2.77 ± 0.37 Largo abdomen = 8.76 ± 0.83 Ancho abdomen = 2.15 ± 0.36</p>	<p>Largo ala = 25.36 ± 1.89 Ancho ala = 15.31 ± 1.23 Largo total del cuerpo = 17.71 ± 1.54 Envergadura alar = 49.47 ± 3.91 46 ejemplares registrados</p> <p>Bosques Habitados: Kewiña, Pino, Eucalipto, Pino-Kewiña, Eucalipto-Kewiña</p>

<p>Dorsal</p> 	<p>Ventral</p> 
<p><i>Yramea inca inca</i></p> <p>Medidas morfológicas promedio (mm.)</p> <p>Largo tórax = 3.20 Ancho tórax = 1.90 Largo abdomen = 6.00 Ancho abdomen = 1.40</p>	<p>Largo ala = 13.95 Ancho ala = 7.05 Largo total del cuerpo = 10.50 Envergadura alar = 27.40 1 ejemplar registrado Bosques Habitados: Kewiña.</p>

<p>Dorsal</p> 	<p>Ventral</p> 
<p><i>Zerene cesonia cesonides</i></p> <p>Medidas morfológicas promedio (mm.)</p> <p>Largo tórax = 5.75 ± 1.09 Ancho tórax = 2.40 ± 0.42 Largo abdomen = 10.66 ± 0.93 Ancho abdomen = 2.00 ± 0.24</p>	<p>Largo ala = 25.86 ± 1.97 Ancho ala = 15.08 ± 0.82 Largo total del cuerpo = 19.30 ± 1.27 Envergadura alar = 49.73 ± 3.95 32 ejemplares registrados Bosques Habitados: Kewiña, Pino, Eucalipto, Pino-Kewiña, Eucalipto-Kewiña</p>