

**CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD EN FRAGMENTOS DE
HUMEDALES: RELACIÓN ENTRE CARACTERÍSTICAS DEL HÁBITAT Y LA
ESTRUCTURA DEL ENSAMBLE DE INSECTOS**

**POR
ROMINA PAMELA VILLAGRÁN MELLA**



**Tesis presentada a la
ESCUELA DE GRADUADOS
DE LA UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN**

**Para optar al grado de
MAGÍSTER EN CIENCIAS MENCIÓN ZOOLOGÍA**

**CONCEPCIÓN – CHILE
2005**

Más que llegar a conocer ambiciono llegar a ser...

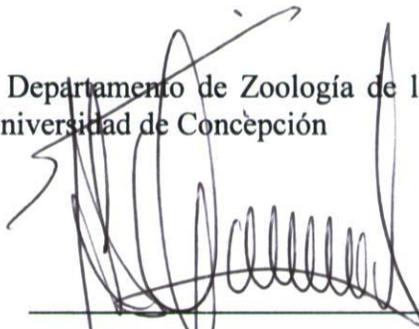


Dedicada a los seres auténticos del mundo

UNIVERSIDAD DE CONCEPCION
ESCUELA DE GRADUADOS

Esta tesis ha sido realizada en el Departamento de Zoología de la Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas de la Universidad de Concepción

Profesor Guía



Dr. Luis E. Parra
Universidad de Concepción

Ha sido aprobada por la siguiente Comisión Evaluadora:

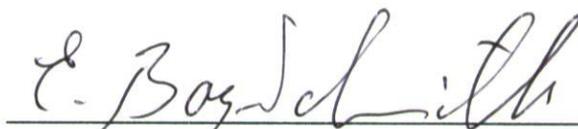


Dr. Claudio Ramírez
Evaluador Externo
Universidad de Talca



Dra. Viviane Jerez
Evaluador Interno
Universidad de Concepción

Director de Programa



Dr. Enrique Bay-Schmith
Universidad de Concepción

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a todos los que me acompañaron en este hermoso camino. Al Dr. Luis Parra por abrirme las puertas de su laboratorio y confiar en mis ideas. Al Dr. Juan Carlos Ortiz y a la Dra. Viviane Jerez por su comprensión y constante apoyo en el Magíster. Al Dr. Pedro Victoriano por sus sugerencias al comenzar este trabajo. Al Dr. Jaime Rau por sus aportes a la formulación del proyecto. A Mauricio Aguayo por aportar críticas constructivas al informe. A mis compañeros de laboratorio y oficina del Departamento de Zoología de la Universidad de Concepción y del Departamento de Ecología de la Pontificia Universidad Católica por su compañía. A Matilde y Minerva por su constante apoyo. Sobre todo a Dionila, mi madre, a Roberto, mi padre, y a mis hermanos Alexander y Rossana por su esfuerzo, cariño y apoyo. A Aníbal por su soporte en terreno y especialmente por entregarme alegría y amor incondicional. A mis alumnas, compañeros y amigos por los buenos momentos. A Nicolás, Julieta, Musita, Sebastián y Arturo, por su inocencia. A la danza y la música como grandes inspiradoras en mi vida, a Dios (a) por estar siempre presente y a la naturaleza por su indudable belleza. Finalmente, a la Dirección de Investigación de la Universidad de Concepción por financiar esta tesis y a la Dirección de Becas CONICYT y UDEC por hacer posible mi formación de postgrado.

INDICE

RESUMEN.....	7
ABSTRACT.....	8
1. INTRODUCCIÓN.....	9
1.1. <i>Conservación de la biodiversidad en hábitats perturbados por actividades antrópicas</i>	9
1.2. <i>Estructura comunitaria de insectos y su relación con características del hábitat</i>	10
1.3. <i>Los humedales palustres como sitios de estudio</i>	12
1.4. <i>Propuesta de estudio</i>	13
<i>Hipótesis</i>	13
<i>Objetivo general</i>	14
<i>Objetivos específicos</i>	14
2. MATERIALES Y MÉTODOS.....	15
2.1. <i>Área de estudio</i>	15
2.2. <i>Características del hábitat</i>	15
2.3. <i>Ensamble de insectos</i>	16
2.4. <i>Análisis de datos</i>	17
3. RESULTADOS.....	19
3.1. <i>Características del hábitat</i>	19
3.2. <i>Ensamble de insectos</i>	20
3.3. <i>Relación entre características del hábitat y estructura del ensamble de insectos</i>	21
4. DISCUSIÓN.....	23

4.1. <i>Naturalidad de la matriz</i>	23
4.2. <i>Estructura del hábitat</i>	24
4.3. <i>Profundidad del humedal</i>	25
4.4. <i>Heterogeneidad vegetal</i>	26
4.5. <i>Características fisicoquímicas del agua</i>	27
5. CONCLUSIONES.....	30
6. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS.....	33
7. TABLAS.....	49
8. FIGURAS.....	53
9. CARTA RECEPCION MANUSCRITO ISI.....	72

RESUMEN

Se evaluó la importancia relativa y tipo de relación existente entre el área, forma, naturalidad de la matriz, heterogeneidad vegetacional, profundidad y parámetros fisicoquímicos del agua con la riqueza, abundancia y diversidad del ensamble de insectos, y con abundancia de las especies, en siete fragmentos de humedales de la intercomuna Concepción- Talcahuano- San Pedro (Región del Bío- Bío, Chile) que poseen un variado grado de intervención antrópica. Regresiones lineales simples mostraron que la riqueza y diversidad de especies no se relacionó significativamente con ninguna de las características del hábitat. La abundancia del ensamble de insectos, tuvo una relación significativa y positiva con la concentración de oxígeno disuelto y la naturalidad de la matriz. El análisis de regresión paso a paso seleccionó la concentración de oxígeno disuelto como la variable que mejor explica la varianza observada en este parámetro comunitario. Las variaciones en el número de individuos de las distintas especies fueron explicadas por diferentes variables del hábitat.

ABSTRACT

The relative importance and relationship between the following environmental variables: deepness, area, shape, matrix naturalness, vegetation heterogeneity and physic-chemical water parameters on species diversity, richness and abundance of insects were evaluated. The study was carried out in seven highly disturbed wetland fragments belonging to the Intercomuna Concepción- Talcahuano- San Pedro (Bio Bio, Region Chile). Simple regression analysis showed that species richness and diversity relationship not significantly related to any of the environmental variables. Insects abundance was positively related with oxygen content and matrix naturalness. Stepwise regression analysis selected oxygen content as the most important variable regarding insects' abundance. At species level, abundance variations were explained by different environmental parameters.

1. INTRODUCCION

1.1. *Conservación de la biodiversidad en hábitats afectados por actividades antrópicas.*

Los factores que influyen en la diversidad de especies en ecosistemas continentales incluyen su historia geológica y evolutiva, la estabilidad y el régimen climático, la heterogeneidad y la productividad del hábitat, factores biogeográficos como el área y el aislamiento, el régimen de disturbios, las interacciones bióticas, entre otros (Pianka, 1966; MacArthur & Wilson, 1967; Ricklefs, 1987; Hunter, 2002). A pesar de que estos factores operan a través de variadas escalas espaciales y temporales, todos pueden ser fuertemente influenciados por actividades humanas, provocando cambios significativos en la distribución de las especies y la composición de las comunidades (Saunders *et al.*, 1994; Farhig, 1997; Poiani *et al.*, 2000). Así como se espera que el calentamiento global afecte el funcionamiento y estructura de los ecosistemas (Root, 1993), a una escala local prácticas agrícolas, de deforestación, edificación, drenaje y construcción de carreteras están causando la pérdida, fragmentación y contaminación de numerosos hábitats (Krummel *et al.*, 1987; Quinn & Harrison, 1988; Lord & Norton, 1990).

La disminución en el área de las “islas” de hábitats remanentes (MacCarthur & Wilson, 1963; Maguire, 1983; Bach, 1988; Andrew, 1990; Didham *et al.*, 1998; Kruess y Tschardtke, 2000), el efecto borde (Yanher, 1988; Saunders *et al.*, 1994; Bustamente & Grez, 1995; Didham *et al.*, 1998; Fagan *et al.*, 1999; Rau *et al.*, 2000), los cambios en la naturalidad de la matriz (Saunders *et al.*, 1994; Turner, 1996; Grez, 1997; Bolger *et al.*, 2000), la pérdida de heterogeneidad (Steffan- Dewenter & Tschardtke, 2000; Brose, 2003)

y calidad del hábitat (Hutchinson, 1959; Voelz & Mearns, 2000; Hunter, 2002), están disminuyendo la biodiversidad de las comunidades naturales (Kareiva, 1987; Paine, 1988; Fahrig & Paloheimo, 1988; Lord & Norton, 1990; Connor *et al.*, 2000; Haila, 2002), aumentando el riesgo de extinción de especies a nivel local y regional (Poiani *et al.*, 2000).

Dentro de los principales objetivos de la conservación biológica, se encuentran el mantenimiento de la totalidad de esta biodiversidad, la determinación de los factores que influyen en su preservación en hábitats poco explorados, y los efectos de la alteración del hábitat sobre la estructura de sus comunidades (Voelz & Mearns, 2000; Summerville *et al.*, 2004).

1.2. *Estructura de las comunidades de insectos y su relación con características del hábitat.*

Los insectos poseen una gran diversidad de especies y grupos funcionales, siendo un grupo clave en procesos ecológicos que mantienen la biodiversidad y el funcionamiento de los ecosistemas, tales como la polinización, depredación, herbivoría, parasitismo y reciclaje de nutrientes (Didham *et al.*, 1996; Tschirke & Krüss, 1999; Steffan-Dewenter & Tschirke, 2002). Lo anterior, sumado a sus requerimientos ecológicos específicos y ciclos de vida cortos, hacen de los insectos excelentes indicadores de cambios ambientales (Brown, 1997; Kitahara & Sei, 2001) y de los efectos de la alteración del hábitat sobre la estructura de las comunidades (Summerville *et al.*, 2004; Maes & Dyck, 2005).

Los factores que influyen en la diversidad de insectos, considerando los efectos de la fragmentación, pérdida y contaminación del hábitat, han sido estudiados en ecosistemas terrestres y acuáticos (Didham *et al.*, 1998; Gibb & Hochuli, 2002; Barbosa & Marquet, 2002). En ecosistemas terrestres se ha sugerido a la estructura del hábitat como uno de los

factores determinantes de la diversidad de insectos (*e.g.* Kruess y Tschardtke, 2000). En estos estudios una relación positiva ha sido encontrada entre el área del hábitat y la riqueza de especies (Kruess y Tschardtke, 2000; Steffan- Dewenter & Tschardtke, 2000; Bolger *et al.*, 2000), y entre el área (Maguire, 1983; Bach, 1988; Andrew, 1990; Didham *et al.*, 1998; Kruess & Tschardtke, 2000) y regularidad en la forma del fragmento (Muriel & Grez, 2002) con la abundancia de ciertas poblaciones y ensamblajes de insectos. En ecosistemas acuáticos, estas variables han sido escasamente consideradas y al parecer otras características del hábitat tales como la naturalidad de la matriz (Anderson & Vondracek, 1999; Wettstein & Schmid, 1999), heterogeneidad vegetal (MacGaha, 1952; Soska, 1975; Kouki, 1991a; Kouki, 1991b; Lodge, 1991; Newman, 1991; Voelz & McArthur, 2000), profundidad (Golladay *et al.*, 1997; Boix *et al.*, 2001; Brooks, 2002; Lundkvist *et al.*, 2001), y calidad del agua (Tortorelli & Hernández, 1995; Conzonno, 1995; Spieles & Mitsch, 2000; Voelz & McArthur, 2000), serían factores más importantes en la estructuración de sus comunidades. Una mayor riqueza y abundancia de una o más especies han sido encontradas en hábitats donde los valores de estos factores se incrementan (Wettstein & Schmid, 1999; Brooks, 2000; Nelson *et al.*, 2000; Brose, 2003). Sin embargo, pocos estudios han considerado el conjunto de estas variables; por lo que, la importancia relativa de ellas en la estructuración de las comunidades de insectos, ha sido escasamente evaluada (Wettstein & Schmid, 1999; Spieles & Mitsch, 2000; Lundkvist *et al.*, 2001).

Por otra parte, la influencia de los cambios en las condiciones del hábitat ha sido estimada en grupos particulares de insectos (*e.g.* Coleoptera, Diptera) y niveles taxonómicos (*e.g.* Especies, Ordenes), sin considerar la combinación de taxa o grupos con diferentes características ecológicas (Gibson *et al.*, 1992; Wettstein & Schmid 1999). No obstante lo anterior, se ha demostrado que las diferentes especies responden a cambios en

distintas características del hábitat y por ende no son igualmente afectadas por las variaciones en estas condiciones (*e. g.* Bolger *et al.*, 2000; Kruess & Tschardtke, 2000; Kelt, 2001; Gibb & Hochuli, 2002; Muriel & Grez, 2002). Aquellas de más altos niveles tróficos (*e. g.* Didham *et al.*, 1998; Holt *et al.*, 1999), especializadas en hábitat o requerimientos alimenticios (*e. g.* Jonsen & Fahrig, 1997; Steffan- Dewenter & Tschardtke, 2000) y con habilidades de dispersión limitadas (Fahrig & Grez, 1996; Thomas, 2000), serían más susceptibles ante posibles cambios.

1.3. *Los humedales palustres como sitios de estudio.*

Los humedales palustres son definidos como sistemas intermedios entre hábitats terrestres y acuáticos, capaces de mantener una gran biodiversidad en comparación con otros ecosistemas continentales (Convención Ramsar, 1996). En Chile, este tipo de humedal constituye uno de los más afectados por la contaminación, pérdida y fragmentación del hábitat (Convención Ramsar, 1996; Muñoz & Moller, 1997; Comité Nacional de Humedales, 2002).

En la intercomuna Concepción- Talcahuano- San Pedro, ubicada en la zona costera de la Región del Bío- Bío (VIII Región, Chile), más del 23% (1.734 ha) del área ocupada por humedales palustres se ha perdido en las últimas tres décadas producto de la construcción de carreteras, instalación de industrias y edificación de viviendas, dando como resultado fragmentos de humedales con un variado grado de intervención antrópica (Pauchard *et al.*; 2005). Lo anterior, sumado al escaso conocimiento respecto a su diversidad (Ibarra *et al.*, 1995; Jiménez, 2000; González, 2002; Villagrán- Mella, 1999, 2000, 2001, 2002), demanda de los biólogos de la conservación el desarrollo de estrategias destinadas a prevenir los efectos negativos que la acción del hombre provoca sobre estos

ecosistemas (Dugan, 1992; Convención Ramsar, 1996). Sin embargo, los efectos de la intervención antrópica sobre las características del hábitat y en consecuencia sobre su diversidad, no han sido evaluados. Investigaciones en lagunas cercanas a los fragmentos de humedal, indican que tales actividades están provocado la pérdida de cobertura vegetal y de heterogeneidad estructural afectando la riqueza, abundancia y diversidad de aves (González, 2002) y, que los fuertes procesos de eutrofización artificial, han inducido cambios en la calidad del hábitat para algunas especies (Parra *et al.*, 1978; Parra, 1989; Parra *et al.*, 1989).

1.4. *Propuesta de estudio.*

Considerando los antecedentes antes expuestos se plantearon las siguientes hipótesis de trabajo:

Hipótesis 1: Los humedales con distinto grado de intervención antrópica presentan diferencias significativas en las características del hábitat y en la estructura del ensamble de insectos.

Hipótesis 2: La abundancia, riqueza y diversidad de insectos asociados a humedales palustres presentan una fuerte relación con características del hábitat tales como el área y forma del fragmento, la naturalidad de la matriz, la heterogeneidad vegetacional, la profundidad y la calidad del agua.

Hipótesis 3: La riqueza, abundancia y diversidad de insectos aumenta con el incremento de el área, la regularidad en la forma del fragmento, la naturalidad de la matriz, la heterogeneidad vegetacional, la profundidad y la calidad del agua de los humedales.

Hipótesis 4: Las variaciones en las abundancias poblacionales de las diferentes especies entre humedales son explicadas por distintas características del hábitat.

Objetivo general: Identificar las características del hábitat que determinan la estructura del ensamble de insectos en fragmentos de humedales palustres y el tipo de relación que existe entre estas características y la riqueza, abundancia y diversidad del ensamble de insectos y las abundancias poblacionales de las diferentes especies.

El estudio consideró los siguientes *objetivos específicos*:

1. Caracterizar los fragmentos de humedales, en términos de tamaño, forma, porcentaje de naturalidad de la matriz, heterogeneidad vegetal, profundidad, pH, temperatura, conductividad, fosfatos, nitratos, DQO, turbidez y oxígeno disuelto.
2. Describir la composición taxonómica, abundancia, riqueza y diversidad del ensamble de insectos asociado a la columna de agua en los humedales palustres.
3. Determinar si existen diferencias significativas en las características del hábitat y en la riqueza, abundancia y diversidad de insectos entre humedales.
4. Determinar el tipo de relación existente entre la riqueza, abundancia y diversidad del ensamble de insectos y la abundancia de las diferentes especies, con las distintas características del hábitat.
5. Determinar las características del hábitat que se relacionan con mayor fuerza con las variaciones de estos atributos poblacionales y comunitarios.

2. MATERIALES Y METODOS

2.1. Área de estudio.

El estudio fue llevado a cabo en las comunas de Concepción, Talcahuano y San Pedro (36°46'S; 73°02'O), localizadas en la zona costera de la Región del Bío- Bío (VIII Región, Chile). El clima es de tipo templado- cálido, con medias anuales de 12,4° C de temperatura, 1.235 mm de precipitaciones y 81% de humedad relativa (Riffo & Villarroel, 2000). Fueron estudiados siete humedales palustres relacionados a antiguos cauces de inundación del río Bío- Bío (Quintana, 1993; Abad, 1999): Laguna Verde, Laguna Price, General Bonilla, Los Batros, Lorenzo Arenas, René Shneider y Los Boldos (Fig. 1). Afectados por la pérdida y fragmentación del hábitat y la contaminación de sus aguas durante décadas (Parra, 1989; Pauchard *et al.*, 2005), actualmente constituyen fragmentos diversos en composición, morfometría y estructura (Pauchard *et al.*, 2005). Laguna Verde, representa el único humedal que no ha sido afectado por actividades antrópicas, dado que se encuentra alejado de la zona urbanizada y ubicado al interior del Parque Botánico Hualpén (Fig.1), el cual puede ser visitado sólo con fines de investigación (Villagrán- Mella, 1999). Las especies vegetales dominantes en este tipo de humedal son *Juncus procerus*, *Scirpus californicus*, *Cyperus eragrostis*, *Juncus imbricatus* y *Typha domingensis* (Riffo & Villarroel, 2000).

2.2. Características del hábitat.

El área, forma y naturalidad de la matriz fueron estimadas a partir de fotografías aéreas escala 1:10.000 tomadas el año 2003. Estas fueron georeferenciadas, foto- interpretadas y analizadas por medio del programa ArcView 3.3. Para la forma del fragmento, se calcularon los índices de Diversidad de Patton ($R = p/2(\pi A)^{1/2}$) y de Compactación de Unwin ($K = 1/R$) (Rau & Gantz, 2001), donde p y A corresponden al perímetro y al área del

fragmento respectivamente. R , varía entre 1 e infinito, es invariante de escala y puede clasificarse en los siguientes rangos de clase: fragmentos redondos ($R < 1,25$), ovaless-redondos ($R = 1,25- 1,50$), ovaless- oblongos ($R = 1,51- 1,75$), rectangulares- oblongos ($R = 1,76- 2,00$) e irregulares ($R > 2,00$). K toma el valor de 0 para fragmentos con mayor exposición periférica a la matriz y 1 para fragmentos compactos menos expuestos. En el análisis de naturalidad de la matriz, se consideró un buffer de 1 km de radio alrededor del borde de cada fragmento y se calculó el porcentaje de “área natural” según composición de la matriz. Se consideraron “áreas naturales” a las praderas inundables, lagunas y parches de vegetación nativa y, como “áreas no naturales” a carreteras, edificios y plantaciones forestales. Para obtener el grado de heterogeneidad vegetal, se calculó el índice de Diversidad de Shannon- Wiener usando el porcentaje de cobertura de las especies de plantas, en parcelas de 1m^2 , instaladas en los puntos de muestreo de insectos. Además para cada punto, fue medida la profundidad del agua por medio de limnímetros. La concentración de oxígeno disuelto, temperatura, pH y conductividad fueron medidos in terreno por medio de sensores apropiados. La turbidez se estimó a través de la profundidad de alcance de la luz según visión disco Secchi, expresada en cm, y multiplicada por la constante empírica de ajuste ($C = 1,7$) (Margalef, 1983). Los valores de DQO, Nitrato y Fosfato fueron obtenidos en laboratorio para lo cual se tomaron muestras de agua en recipientes de 1 L mantenidos a baja temperatura.

2.3. *Ensamble de insectos.*

Los insectos fueron capturados en puntos de muestreo distribuidos al azar dentro de parches de vegetación homogénea a partir de 3 metros desde el borde de cada fragmento. La captura se realizó entre la vegetación emergente por medio de redes entomológicas acuáticas para

sustratos anegados (BioQuip products). El estudio se realizó entre los meses de octubre y diciembre del año 2003, obteniéndose un total de 30 muestras por humedal. Trasladas al laboratorio en frascos plásticos, los ejemplares de insectos adultos e inmaduros fueron separados por morfoespecie y determinados hasta la categoría taxonómica más baja posible. Se cuantificó el número de individuos por especie y la riqueza y abundancia del ensamble de insectos para cada muestra por humedal. La diversidad específica fue estimada a partir del índice de Simpson, calculado en el programa Biodiversity Profesional 2.0.

2.4. Análisis de información.

Para analizar la riqueza específica se trazaron curvas de acumulación de especies y curvas de rarefacción basadas en el número de muestras. Las curvas de rarefacción fueron computadas en el programa EstimateS 7.5, considerando 50 iteraciones y usando el método de Coleman (Gotelli & Colwell, 2001).

Se realizó estadística descriptiva básica (promedio, desviación estándar y transformación de datos (distribución normal y homogeneidad de varianzas)) para los parámetros poblacionales y comunitarios y para las variables del hábitat. Se estimaron diferencias significativas entre humedales en estos parámetros y variables por medio de análisis de varianza (one- way ANOVA). Para ello se utilizó el programa STATISTICA 6.0.

A través de regresiones lineales simples se estimó relaciones significativas y tipo de relación de cada variable predictora (área, perímetro, p/A, R, K, % naturalidad de la matriz, heterogeneidad vegetal, profundidad, conductividad, pH, temperatura, oxígeno disuelto, DQO, nitratos, fosfatos, alcance de la luz) con cada variable respuesta (riqueza, abundancia y diversidad del ensamble de insectos, número de individuos por especie). Las

variables predictoras que presentaran valores de probabilidad menores a 0.05 fueron consideradas para un análisis multivariado. Se construyó una matriz de correlación de Pearson para cuantificar la autocorrelación entre estas variables.

El análisis de regresión paso a paso (“stepwise”), utilizando el método hacia delante (“backward”), seleccionó las variables predictoras que se relacionan con mayor fuerza con las variaciones de los parámetros poblacionales y comunitarios (variables respuesta). Dado que el método permite evidenciar los procesos en que se van eliminando variables según éstas contribuyan significativamente ($p < 0.05$) a mejorar el modelo de regresión final, se entregan los modelos intermedios que pueden otorgar información acerca de la importancia relativa de las variables predictoras. Los análisis de regresión se llevaron a cabo en el programa SPSS 10.0. Las gráficas fueron elaboradas en el programa SigmaPlot 8.0.

3. RESULTADOS

3.1. *Características del hábitat.*

Las características estructurales del hábitat mostraron notorias diferencias entre humedales. Las áreas fluctuaron entre 1,29 y 70,62 hectáreas y la forma de los fragmentos entre regulares ($R = 1,18$) a irregulares ($R > 2,00$) con variable exposición a la matriz (K entre 0 y 0,84); ésta última, con valores de naturalidad entre 0,4 y 100%. La heterogeneidad vegetal fluctuó entre 0,287 y 1,325 (Tabla 1).

El promedio de los valores de profundidad y de todos los parámetros fisicoquímicos del agua presentaron diferencias significativas entre humedales (Fig. 2-4). La profundidad varió entre 11,8 y 53,9 cm y los parámetros físicos del agua presentaron valores entre 264 y 665 $\mu\text{S}/\text{cm}$ de conductividad, 16,4 y 24,3 $^{\circ}\text{C}$ de temperatura, y 1,9 y 12,2 cmC de profundidad de alcance de la luz. Los parámetros químicos fluctuaron entre 4,7 y 7,4 de pH, 65 y 3451 mgO_2/L de DQO, 0,012 y 0,106 mg/L de fosfato, 0,09 y 0,620 mg/L de nitrato y 1,605 y 6,272 mg/L de oxígeno disuelto (Tabla 1).

Laguna Verde constituyó uno de los humedales de menor área, pero con una alta heterogeneidad vegetal y naturalidad de la matriz y con los valores más altos de oxígeno disuelto y transparencia de sus aguas. Laguna Price constituyó uno de los humedales de mayor área y regularidad en su forma, pero con los valores más bajos de oxígeno disuelto y naturalidad de la matriz. El humedal de mayor área, heterogeneidad vegetal, concentraciones de nitrato, profundidad y transparencia de sus aguas correspondió a Los Batros. René Shneider y Los Boldos presentaron las áreas más pequeñas, con menores concentraciones de oxígeno disuelto y los valores más altos de temperatura y conductividad.

3.2. *Ensamble de insectos.*

Un total de 5849 individuos distribuidos en 25 morfoespecies, 22 familias y 6 órdenes fueron colectados en el total de muestras (Tabla 2). Las especies de dípteros, trichopteros y odonatos se encontraron en estados inmaduros (larvas y pupas), mientras hemípteros, colémbolos y coleópteros en estado adulto. La excepción correspondió una especie de Hydrophilidae capturada en estado larval. La distribución de los taxa en diferentes órdenes, mostró una mayor dominancia de especies del Orden Coleoptera (9 spp) y el valor más alto de abundancia en el Orden Díptera (3605 individuos). En un nivel taxonómico más bajo, una especie de Chironomidae no determinada correspondió al taxón con mayor número de individuos (2743 ejemplares) (Tabla 2).

Las curvas de acumulación de especies y de rarefacción de Coleman muestran que el esfuerzo de muestreo ($N = 30$) fue suficiente para representar el número de especies presentes en los fragmentos de humedal al alcanzar la asíntota en todos los casos (Fig. 5-11). La riqueza total por humedal fluctuó entre 14 y 18 especies, la abundancia del ensamble de insectos entre 208 y 1940 individuos y la diversidad específica entre 0,13 y 0,432 (Tabla 2). Considerando el promedio de las 30 muestras, éstos parámetros comunitarios y el número de individuos de gran parte de las especies, presentaron diferencias significativas entre humedales (Fig. 12-17). La riqueza de especies, la abundancia de insectos y el número de individuos de *Gymnochthebius* sp., *Hydroporini* sp., *Hydrochus* sp., Chironomidae sp. y *Verger* sp. fueron significativamente mayores en el humedal Laguna Verde. Las abundancias de *Helochares* sp., *Culex* sp. y una especie de díptero en estado pupal, fueron significativamente mayores en el humedal René Shneider. Lorenzo Arenas presentó abundancias significativamente mayores de *Isotoma* sp. y Cicadellidae sp. *Aeshna* sp., *Hydrometra* sp., *Microvellia* sp. y *Ectemnostega* sp.

presentaron abundancias significativamente mayores en General Bonilla. El número de individuos de *Belostoma* sp. y *Helochares* sp. fue significativamente mayor en el humedal Los Batros y Los Boldos, respectivamente.

3.3. Relación entre características del hábitat y estructura comunitaria de insectos.

Regresiones lineales simples mostraron que la riqueza y diversidad de especies no se relacionó significativamente con ninguna de las características del hábitat ($p > 0,05$). Relaciones significativas fueron encontradas entre la abundancia del ensamble de insectos y el número de individuos de algunas especies, con parte de las características del hábitat (Tabla 3). La abundancia del ensamble de insectos presentó una relación significativa y positiva con la concentración de oxígeno disuelto y la naturalidad de la matriz (Fig.18). El mismo tipo de relación fue encontrado entre la abundancia de *Belostoma* sp. y el área del humedal y la heterogeneidad vegetal (Fig.19). La abundancia de *Ectemnostega* sp. presentó una relación significativa pero negativa con la conductividad (Fig.20). Por su parte, la abundancia de *Hydroporini* sp. mostró una relación significativa y positiva con la naturalidad de la matriz, la heterogeneidad vegetal, el oxígeno disuelto y la profundidad de alcance de la luz (Fig.21). Así mismo, las abundancias de *Hydrochus* sp., *Gymnochtebius* sp., Chironomidae sp. y *Verger* sp. (Fig.22-25) mostraron relacionarse significativa y positivamente con la naturalidad de la matriz y la concentración de oxígeno disuelto.

El análisis de correlación entre variables del hábitat indicó una relación significativa entre el área del humedal y la heterogeneidad vegetal ($R^2 = 0.76$), y entre el área humedal y la concentración de nitrato ($R^2 = 0.91$). Además, la naturalidad de la matriz y la concentración de oxígeno disuelto ($R^2 = 0.82$) presentaron esta misma relación. La

concentración de oxígeno disuelto se relacionó significativamente con el alcance de la luz ($R^2 = 0.75$). La profundidad mostró una relación significativa e inversa con la temperatura del agua ($R^2 = 0.88$).

Los resultados de los análisis de regresión paso a paso se entregan en la Tabla 4. Para la abundancia del ensamble de insectos y el número de individuos de *Gymnochthebius* sp. y Chironomidae sp. la concentración de oxígeno disuelto fue seleccionada como la variable que explica mayormente su varianza. La heterogeneidad vegetal, junto a esta última variable, fueron las más importantes para la abundancia de Hidroporini sp. En el caso de *Hydrochus* sp. y *Verger* sp. la naturalidad de la matriz constituyó la variable determinante de su abundancia. Por su parte, la heterogeneidad vegetal fue seleccionada como la variable que explica la mayor varianza en la abundancia de *Belostoma* sp.

4. DISCUSIÓN.

4.1. *Naturalidad de la Matriz.*

Se ha demostrado que la presencia de una matriz natural alrededor del hábitat, mantiene la diversidad de insectos al interior de los fragmentos (Duelli, 1990; Holland & Fahrig, 2000, 2001; Ricketts *et al.* 2001); mientras que, en hábitats donde la matriz constituye un sistema intervenido, la densidad de insectos disminuye (Baguete *et al.*, 2000; Grez, 1997), afectando importantes interacciones ecológicas en las cuales participan (Saunders *et al.* 1994; Didham *et al.*, 1998; Fagan *et al.*, 1999; Bolger *et al.*, 2000). En muchos casos, los ecotonos han sido considerados beneficiosos al incrementar la riqueza y diversidad de especies por sobreposición de diferentes unidades ambientales (Saunders *et al.*, 1994); pero, un reemplazo drástico de la matriz, genera efectos negativos sobre aquellas especies dependientes de los medios alterados o en retroceso (Murcia, 1995).

La disminución encontrada en la abundancia del ensamble de insectos y de algunas especies (Hidroporini sp., *Hydrochus* sp., *Gymnochthebius* sp., Chironomiidae sp. y *Verger* sp.), en relación a la menor naturalidad de la matriz de los humedales, es consistente con lo encontrado en investigaciones previas (*e.g.* Lundkvist *et al.*, 2001). Lundkvist y colaboradores (2001) encontraron que para el ensamble de dytiscidos, la naturalidad del área circundante al humedal, es uno de los factores más importantes en la determinación de las abundancias de sus poblaciones. Actividades antrópicas cercanas a los humedales pueden afectar las abundancias de estas poblaciones por una excesiva carga de sedimentos, lo cual provoca que los bancos de huevos sean sepultados y que el número de emergentes sea reducido (Gleason *et al.*, 2002). Por esta razón, los insectos acuáticos han sido

utilizados como indicadores del tipo de uso del suelo en la matriz circundante a fragmentos de humedales (Anderson & Vondracek, 1999).

En la presente investigación la naturalidad de la matriz fue el factor determinante de la abundancia de *Hydrochus* sp. y *Verger* sp. y, si bien no se pueden establecer las causas de la disminución de sus poblaciones, la relación significativa entre la naturalidad de la matriz y la concentración de oxígeno disuelto podrían estar indicando que conexiones de alcantarillado clandestinas, sistemas de drenajes deteriorados, evacuación de aguas lluvias, vaciamiento de basura u otras actividades relacionadas a la urbanización estarían provocando la eutrofización artificial de estos ecosistemas. De hecho, las diferencias en el porcentaje de naturalidad de la matriz entre humedales, estuvieron dadas principalmente por áreas ocupadas por viviendas y carreteras.

4.2 Morfometría del hábitat.

La morfometría del hábitat ha sido considerada una de las variables más importantes en la determinación de la estructura comunitaria de insectos (Bolger *et al.*, 2000; Steffan-Dewenter & Tscharntke, 2002). El tamaño y forma de los parches de hábitat, han demostrado tener un efecto importante sobre la variabilidad observada en el número de especies e individuos, y una relación positiva con ellos (Saunders *et al.*, 1994; Steffan-Dewenter & Tscharntke, 2000). Por otra parte, el tamaño del fragmento tiene relación con la cantidad de borde con respecto a su área; con lo cual, fragmentos de menor tamaño poseen una relación perímetro- superficie mayor que un fragmento más grande, y por ende, una mayor permeabilidad del hábitat respecto a la matriz que los rodea (*e. g.* Goodchild, 1987; Tellería, 1991, 1992). El efecto borde (*e. g.* Yanher, 1988; Aguayo, 2001), depende no sólo del tamaño de los fragmentos, sino también de su forma (*e. g.* Rau & Grantz, 2001);

por lo que, fragmentos largos e irregulares muestran un efecto borde mayor, debido a que, independientemente del tamaño, poseen una relación perímetro- área más grande (e. g. Bustamente & Grez, 1995). Estos últimos, sostendrían menos especies y/o individuos que aquellos de formas más simples y regulares (Muriel & Grez, 2002).

A pesar de que estas relaciones han sido observadas en ecosistemas terrestres para la riqueza total de insectos (e. g. Steffan- Dewenter & Tscharnntke, 2000), o grupos particulares de ellos (e. g. Kruess y Tscharnntke, 2000), y para la abundancia poblacional y del ensamble total (Maguire, 1983; Bach, 1988; Didham *et al.*, 1998; Kruess & Tscharnntke, 2000; Muriel & Grez, 2002); en ecosistemas acuáticos el área y la forma del hábitat parecen tener una importancia relativa mucho menor (Lundkvist *et al.*, 2001; Wettstein & Schmid, 1999). En el presente estudio sólo la abundancia de *Belostoma* sp. mostró una relación positiva con el área del humedal; sin embargo, esta variable no fue seleccionada como un factor determinante. Puede ser que exista una disponibilidad de hábitat y recursos tal que el tamaño y la forma del fragmento no sean tan determinantes en la abundancia y riqueza de especies como lo es la calidad del hábitat. Sin embargo, es importante considerara que en humedales de menor área la estructura del hábitat podría tener una mayor importancia para el ensamble de insectos asociado a la columna de agua (Lord & Norton, 1990; Poiani *et al.*, 2000).

4.3. Profundidad del humedal.

Se ha demostrado que cambios en la profundidad del humedal, afectan la composición y estructura de las comunidades de invertebrados acuáticos (Boix *et al.*, 2001; Brooks, 2002; Golladay *et al.*, 1997), tendiendo a aumentar la abundancia, riqueza y diversidad de insectos a mayor profundidad (Brooks, 2000). Sin embargo, se debe considerar que en

períodos secos, un gran número de taxa únicos contribuyen sustancialmente a la riqueza taxonómica (Leslie *et al.*, 1997; Snodgrass *et al.*, 2000). En el presente estudio ninguna de estas relaciones fue encontrada, a pesar de que la profundidad mostró una variabilidad muy alta entre humedales. Es probable que esto se deba a que los organismos están adaptados a cambios en el nivel del agua, los cuales ocurren normalmente en este tipo de sistemas ecológicos (Brooks, 2000).

4.4. *Heterogeneidad vegetal.*

Numerosos estudios han encontrado una relación positiva entre la heterogeneidad vegetal y la riqueza y diversidad de insectos asociados a humedales (MacGaha 1952, Murdoch *et al.* 1972, Soska 1975, Southwood *et al.* 1979, Kouki 1991 a, b, Lodge 1991, Newman 1991, Knops *et al.* 1999); para lo cual, se encuentran a lo menos dos explicaciones (Brose 2003). La primera, relacionada a la “Hipótesis de diversidad taxonómica” sugiere que, si la diversidad de bajos niveles tróficos controla la diversidad de altos niveles tróficos (Hunter & Price 1992, Siemann 1998), cada especie de planta adicional podría tener un consumidor especializado (Murdoch *et al.* 1972), y a su vez éste, un depredador especializado (Hunter & Price 1972). Una segunda hipótesis, de “Heterogeneidad estructural”, sugiere que como la estructura física del ambiente influye en la distribución e interacciones de las especies (Lawton 1983), la heterogeneidad estructural de la vegetación puede aumentar la diversidad de niveles tróficos más altos (Murdoch *et al.* 1972, Price *et al.* 1980, Lawton 1983, Heck & Crowder 1991, Dennis *et al.* 1998, Cronin *et al.* 1998, King & Brazner 1999). Sin embargo, la riqueza y diversidad de insectos en el presente estudio no se relacionó significativamente con la heterogeneidad vegetal. Estas diferencias pueden deberse a que los estudios antes analizados consideran especies con rasgos de

historia de vida estrechamente asociados a la vegetación de humedal y no a especies asociadas a la columna de agua en parte o la totalidad de su ciclo de vida (Knops *et al.* 1999). Además, la mayoría de los estudios discuten acerca de la especialización en el recurso planta por parte de las especies y no el uso generalizado de éste (Hunter & Price 1992, Hoyer & Canfield 1994; Siemann 1998). Solo unos pocos trabajos han demostrado que al aumentar la heterogeneidad vegetal la abundancia de especies generalistas crece por una mayor disponibilidad de recursos (Hoyer & Canfield 1994, Cronin *et al.* 1998, Paszkowski & Tonn 2000). Nuestros resultados muestran que la abundancia de *Belostoma* sp. e Hidroporini sp se relacionó positivamente con la heterogeneidad vegetal, y que ésta constituyó un factor determinante del número de individuos en sus poblaciones; sin embargo, se desconoce si esto se debe a que correspondan a taxa generalistas. Además, constituyen especies carnívoros y no existen datos previos que detallen las interacciones con sus presas y hospederos en este tipo de hábitats. De este modo, es difícil dimensionar la significancia biológica de las relaciones aquí encontradas.

4.5. *Parámetros fisicoquímicos del agua.*

La relación entre parámetros fisicoquímicos del agua y la estructura el ensamble de insectos ha sido ampliamente estudiada en sistemas fluviales con el objetivo de identificar indicadores biológicos del efecto de las intervenciones humanas (*e.g.* Battle & Golladay, 2001; Beavan *et al.*, 2001; Figueroa *et al.*, 2003). A pesar de las diferencias en composición de los ensambles de insectos entre estos sistemas acuáticos y los humedales palustres (Villagrán- Mella, 2002; Figueroa *et al.*, 2003), semejantes factores fisicoquímicos han sido considerados de mayor importancia para determinar la estructura comunitaria.

La concentración de oxígeno disuelto presentó una relación positiva con la abundancia del ensamble de insectos y la abundancia de Hidroporini sp., *Hydrochus* sp., *Gymnochthebius* sp., Chironomidae sp. y *Verger* sp. Para todos estos parámetros poblacionales y comunitarios, el oxígeno disuelto fue la variable explicativa más importante; lo cual concuerda con estudios previos, donde el mejor predictor ambiental de la estructura comunitaria de insectos asociados a sistemas acuáticos (e.g. Chironomidae) corresponde a la carga de oxígeno disuelto (Spieles & Mitsch, 2000; Linz *et al.*, 1999; Nelson *et al.*, 2000). Esto se debe a que el oxígeno disuelto está positivamente relacionado con la calidad del agua y la capacidad autodepurativa del ambiente (Conzonno, 1995; Figueroa *et al.*, 2003).

El pH es un factor que puede resultar muy selectivo para la vida de los organismos acuáticos, ya que la mayor parte de ellos soportan una variación entre 6,0 y 8,0 (Branco, 1984). Nuestros resultados indican que éste no resultó un factor determinante para ninguno de los parámetros comunitarios y poblacionales evaluados en este estudio. Esto puede deberse a que; a pesar de que esta variable mostró diferencias significativas entre humedales, presentó valores cercanos a los rangos de tolerancia de las especies.

La turbidez del agua, relacionada con la presencia de material en suspensión, puede causar problemas ecológicos al afectar la profundidad de penetración de la luz (Margalef, 1983), sin embargo, solo la abundancia de Hidroporini sp. mostró una relación positiva con la profundidad de alcance de la luz y no se consideró una variable explicativa importante.

Valores elevados de conductividad, permiten detectar contaminantes que afectan la calidad del agua provocando fuertes trastornos en la estructura comunitaria de insectos al sobrepasar la capacidad de tolerancia de ciertas especies (Lobretto & Tell, 1995; Figueroa

et al., 2003). Sin embargo, la abundancia de *Ectemnostega* sp. fue la única que se relacionó negativa y significativamente con esta variable.

La demanda química de oxígeno, como medida del equivalente de oxígeno del contenido de materia orgánica de una muestra que es susceptible de oxidación, puede ser relacionado positivamente con el contenido de materia orgánica de la misma muestra (Tortorelli & Hernández, 1995). Estudios sobre invertebrados acuáticos, han revelado que ésta variable es un buen predictor ambiental de la estructura comunitaria (Spieles & Mitsch, 2000). Sin embargo, junto a las concentraciones de fosfato, nitrato y temperatura no fue un factor determinante para ninguno de los parámetros comunitarios y poblacionales evaluados. Es probable que los valores encontrados en estas variables estén dentro de las concentraciones a las cuales las especies están adaptadas (Tortorelli & Hernández, 1995).

5. CONCLUSIONES.

5.1. Los humedales con distinto grado de intervención antrópica presentan diferencias significativas en las características del hábitat y en la estructura del ensamble de insectos. El área y forma de los fragmentos de humedal, la naturalidad de la matriz, la heterogeneidad vegetacional, la profundidad y todos los parámetros fisicoquímicos del agua presentaron diferencias significativas entre humedales. Estas mismas diferencias se dieron en la riqueza de especies, la abundancia del ensamble de insectos y el número de individuos de *Isotoma* sp., *Aeshna* sp., *Belostoma* sp., *Hydrometra* sp., *Microvellia* sp., *Ectemnostega* sp., Cicadellidae sp., Hydroporini sp., *Hydrochus* sp., Hydrophilidae sp., *Helochares* sp., *Gymnochthebius* sp., Chironomidae sp., *Culex* sp., una especie de díptero no identificada (pupa) y *Verger* sp. En relación al grado de intervención antrópica Laguna Verde constituye el único humedal que no ha sido afectado por la pérdida, contaminación y fragmentación del hábitat y de manera natural posee un área de extensión pequeña. Este humedal presentó valores significativamente mayores de naturalidad de la matriz, heterogeneidad vegetacional, concentración de oxígeno disuelto y transparencia de sus aguas y una mayor riqueza de especies, abundancia de insectos y número de individuos de *Gymnochthebius* sp., Hydroporini sp., *Hydrochus* sp., Chironomidae sp. y *Verger* sp que los humedales Laguna Price, Los Batros, General Bonilla, Lorenzo Arenas, René Shneider y los Boldos. Estos últimos, presentan un variado grado de contaminación, pérdida y fragmentación del hábitat, resultando en fragmentos con diversas características de estructura, heterogeneidad y calidad del hábitat, y en consecuencia en la riqueza y abundancia de insectos.

5.2. No todas las características del hábitat consideradas en este estudio (área y forma del humedal, naturalidad de la matriz, heterogeneidad vegetacional, profundidad, conductividad, pH, oxígeno disuelto, DQO, nitrato, fosfato, turbidez, y temperatura del agua) mostraron una relación significativa con la abundancia, riqueza y/o diversidad de insectos asociados a fragmentos humedales palustres. La abundancia del ensamble de insectos y el número de individuos de algunas especies, se relacionaron significativamente con la naturalidad de la matriz, la heterogeneidad vegetacional, el oxígeno disuelto, la conductividad y/o la turbidez del agua. Sólo la naturalidad de la matriz, la concentración de oxígeno disuelto y la heterogeneidad vegetacional fueron seleccionadas como variables determinantes de la estructura del ensamble de insectos.

5.3. La abundancia del ensamble de insectos y el número de individuos de algunas especies aumenta con el incremento del área del humedal, la naturalidad de la matriz y/o la heterogeneidad vegetacional, y disminuye con el incremento de la conductividad y/o turbidez del agua. La riqueza y diversidad de especies, no presentaron relaciones significativas con ninguna de las variables consideradas en este estudio.

5.4. Las variaciones en las abundancias poblacionales de las diferentes especies entre humedales son explicadas por distintas características del hábitat. La varianza de la abundancia de *Belostoma* sp. fue explicada por la heterogeneidad vegetacional. Para *Hydroporini* sp. esta última variable junto a la concentración de oxígeno disuelto fueron los factores determinantes de su abundancia. Para las abundancias de *Hydrochus* sp. y *Verger* sp. la naturalidad de la matriz fue el factor más importante. La mayor varianza en las abundancias de *Gymnochthebius* sp. y Chironomidae sp. fue explicada por la

concentración de oxígeno disuelto. Las diferencias significativas encontradas en la abundancia de los otros taxa no son explicadas por ninguna de las características del hábitat consideradas en este estudio.

5.5. La información obtenida en esta investigación, podría prestar una enorme utilidad en futuros planes de manejo, al entregar información sobre las características del hábitat que deben ser considerados al momento de decidir que conservar. Lo anterior, puede ayudar a prevenir los efectos negativos que actividades humanas están teniendo sobre la diversidad de especies en los ecosistemas de humedal más alterados del mundo y donde una gran cantidad de especies y sus hábitats se pierden en el corto plazo (Convención Ramsar, 1996).

6. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS.

Anderson D. & Vondracek B. 1999. Insects as indicators of land use in three ecoregions of the prairie pothole region. *Wetlands* 19:3.

Andrew D. A. 1990. Population dynamics of an insect herbivores in simple and diverse habitats. *Ecology*, 71: 1006- 1017.

Aguayo M. 2001. Uso de los Sistemas de Información Geográfica como herramienta de análisis de fragmentación del bosque nativo. El caso de la región del Bio-Bio. *Bosque Nativo*, 30: 8-13.

Bach C. E. 1988. Effect of plant density and diversity on the population dynamics of specialist herbivore, the striped cucumberbeetle, *Acalymma vittata* (Fab.). *Ecology*, 61: 1515- 1530.

Baguete M., S. Peit & F. Quéva. 2000. Population spatial structure and migration of tree butterfly species within the same habitat network: consequences for conservation. *Journal of Applied Ecology*, 37: 100- 108.

Barbosa O & P. A. Marquet. 2002. Effects of forest fragmentation on the beetle assemblage at the relict forest of Fray Jorge, Chile. *Oecologia*, 132: 296- 306.

Beavan L., Sadler J. & C. Pinder. 2001. The invertebrate fauna of a physically modified urban river. *Hydrobiologia* 445: 97- 108.

Boix D., Sala J. & Moreno-Amich. 2001. The faunal composition of spolla pond (Ne Iberian Peninsula): the neglected biodiversity of temporary waters. *Wetlands* 21: 4.

Bolger D. T., A. V. Suarez, K. R. Crooks, S. A. Morrison & T. J. Case. 2000. Arthropods in urban habitat fragments in southern California: area, age and edge effects. *Ecological Applications*, 10 (4): 1230- 1248.

Branco S. 1984. *Limnología sanitaria, estudio de la polución de aguas continentales*. Monografía N° 28 de la Serie de Biología, Departamento asuntos científicos, OEA, Washington. 115 pp.

Brooks R. 2000. Annual and seasonal variation and the effects on hydroperiod on benthic macroinvertebrates of seasonal forest (vernal) ponds in central Massachusetts, USA. *Wetlands* 20:4.

Brooks R. 2002. Depth- area- volume and hydroperiod relationships of ephemeral (vernal) forest pools in southern New England. *Wetlands* 22: 2.

Brose, U. 2003. Bottom- up control of carabid beetle communities in early successional wetlands: mediated by vegetation structure or plant diversity?. *Oecologia* En prensa.

Brown, K. 1997. Diversity, disturbance, and sustainable use of Neotropical forest: insects as indicators for conservation monitoring. *Journal of Insect Conservation*, 1: 25-42.

Bustamante R. & A. Grez. 1995. Consecuencias ecológicas de la fragmentación de los bosques nativos. *Ambiente y Desarrollo*, 11(2): 58- 63.

Collins N. & J. Thomas. 1989. *The Conservation of insects and their habitats*. Academic Press London. 450 pp.

Comité Nacional de humedales. 2002. *Los humedales: Una oportunidad para Chile*. Santiago. 42 pp.

Connor E. F., Courty A. C. & J. M. Yoder. 2000. Individuals- area relationships: the relationship between animal population density and area. *Ecology*, 81: 734- 748.

Convención Ramsar. 1996. *Manual de la Convención Ramsar: Una guía sobre humedales de importancia internacional*. ED. Oficina de la Convención Ramsar. 325 pp.

Conzonno V. 1995. Métodos para análisis químicos. En: Lobretto y Tell. "Ecosistemas de aguas continentales". Tomo I. Ed. Sur. Argentina. Pp 231- 249.

Cronin G., Wissing K. & Lodge D. 1998. Comparative feeding selectivity of herbivorous insects on water lilies: aquatic semi- terrestrial insects and submersed vs. floating leaves. *Freshwater Biology* 39: 243- 257.

Delis P., H. Mushinsky & E. McCoy. 1996. Decline of some west- central Florida anuran populations in response to habitat degradation. *Biodiversity and Conservation* 5: 1579-1595.

Dennis P., Young, M.R., Gordon J. 1998. Distribution and abundance of small insects and arachnids in relation to structural heterogeneity of grazed, indigenous grasslands. *Ecol. Entomol.* 23: 253- 264.

Didham R. K., J. H. Lawton, P. M. Hammond & P. Eggleton. 1998. Trophic structure stability and extinction dynamics of beetles (Coleoptera) in tropical forest fragments. *Phil. Trans. R. Soc. Land. B.*, 353: 437- 451.

Dugan P. 1992. Conservación de humedales. Un análisis de temas de actualidad y acciones necesarias. UICN. Suiza. 100 pp.

Fagan W. F., R. Stephan- Cantrell & C. Cosner. 1999. How habitat edges change species interactions. *American Naturalist*, 153: 165- 182.

Fahrig L. & J. Paloheimo. 1988. Determinants of local population size in patchy habitats. *Theoretical Population Biology*, 34: 194- 213.

Fahrig L. 1997. Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. *J. Wild. Manage.*, 61 (3): 603- 610.

Figuerola R., Valdovinos C., Araya E. & O. Parra. 2003. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad del agua de ríos del sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 76: 275- 285.

Gibb H. & d. F. Hochuli. 2002. Habitat fragmentation in an urban environment: large and small fragments support different arthropod assemblages. *Biological Conservation*, 106: 91- 100.

Gibson C., Brown V., Losito L. & McGavin G. 1992. The response of invertebrate assemblies to grazing. *Ecography*, 15: 166- 176.

Gleason R., Eullis N., Hubbard D. & Duffy W. 2002. Effects of sediment load on emergence of aquatic invertebrates and plants from wetland soil egg and seed banks. *Wetlands* 22: 4.

Golladay S., Taylor B. & Palik J. 1997. Invertebrate communities of forested limesink wetlands in southwest Georgia, USA: Habitat use and influence of extended inundation. *Wetlands* 17: 3.

González A. 2002. Relación entre características del hábitat y estructura comunitaria de aves acuáticas en sistemas lacustres urbanos. Tesis de Magíster en Ciencias con Mención en Zoología. Universidad de Concepción.

Goodchild M. 1987. A spatial analytical perspective an Geographical Information Systems. *Int. J. Geographical Information Systems*, 1: 327- 334.

Gotelli N. & Colwell R. 2001. Quantiying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4: 379-391.

Grez A. 1992. Riqueza de especies de insectos herbívoros y tamaño del parche de vegetación huésped: una contratación experimental. *Revista Chilena de Historia Natural*, 65: 115- 120.

Grez A. & R. H. González. 1995. Resource concentration hypotesis: effect of host plant size on density of herbivorous insects. *Oecologia*, 103: 471- 474.

Grez A. 1997. Effect of habitat subdivision on the population dynamics of herbivorous and predatory insects in central Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 70: 481- 490.

Haila Y. 2002. A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to lanscape ecology. *Ecological Application*, 12 (2): 321- 334.

Heck K. & Crowder L. 1991. Habitat structure and predator- prey interactions in vegetated aquatic systems. In: Bell S. McCoy E. & Mushinsky H. Habitat structure: the physical arrangement of objects in space. Chapman and Hall, London, PP 281- 299.

Holland J. D. & I. Fahrig. 2000. Effect of woody borders on insect density and diversity in crop fields: a landscape- scale analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 78: 115- 122.

Holland J. D. & L. Farhig. 2001. Landscape woody border increases insect diversity in alfalfa fields. *Hedgerows of the World, LALE (UK)*: 167- 176.

Hoyer M. & D. Canfield. 1994. Bird abundance and species richness on Florida lakes: Influence of trophic status, lake morphology, and aquatic macrophytes. *Hydrobiología* 279: 107- 119.

Hunter M. & Price P. 1992. Playing chutes and ladres: heterogeneity and the relative roles of bottom-up and top-down forces in natural communities. *Ecology* 73: 724- 732.

Hunter M. 2002. Landscape structure, habitat fragmentation, and the ecology of insects. *Agricultural and Forest Entomology* 4: 159- 166.

Hutchinson GE. 1959. Homage to Santa Rosalia or why are there so many kinds of animals?. *American Naturalist* 93: 145- 159.

Ibarra H., P. Victoriano, V. Quintana, J. Ortíz & A. Orellana. 1995. Propuesta para declarar Santuario de la Naturaleza a Laguna Price. Informe para el Consejo de Monumentos Nacionales del Ministro de Educación. Municipalidad de Talcahuano. 26 pp.

Jiménez, M. 1999. Evaluación del estado de conservación de las aves de humedal de la Región del Biobío. Unidad de Recursos Renovables, CONAMA Región del Biobío. 37 pp.

Jonsen I. D. & L. Fahrig. 1997. Response of generalist and specialist insect herbivores to landscape spatial structure. *Landscape Ecology*, 12: 185- 197.

Kareiva, P. E. 1987. Habitat fragmentation and the stability of predator- prey interactions. *Nature*, 326: 388- 390.

King R. & Brazner J. 1999. Coastal wetland insect communities along a trophic gradient in green bay, Lake Michigan. *Wetlands* 19:2.

Kitahara M. & K. Sei . 2001. A comparison of the diversity and structure of butterfly communities in semi-natural and human-modified grassland habitat at the foot of Mt. Fuji, central Japan. *Biodiversity and Conservation*, 10: 331-351.

Knops J., Tilman D., Haddad N., Naeem Sh., Mitchell CH., Harstad J., Ritchie E., Knutson M., J. Sauer , Olsen D., Mossman M., Hemesaath & Lanoo M. 1999. Effects of Landscape Composition and wetland fragmentation on frog and toad abundance and species richness in Iowa and Wisconsin, U.S.A. *Conservation Biology* 13 (6): 1437- 1446.

Kouki J. 1991a. Small-scale distributional dynamics of the yellowwater. Lily and its herbivore *Galerucella nymphaeae* (Coleoptera: Chrysomelidae). *Oecologia* 88: 48- 54.

Kouki J., 1991b. Tracking spatially variable resources: An experimental study on the oviposition of the water lily beetle. *Oikos* 61: 243- 249.

Kruess A. & T. Tschardt. 1994. Habitat fragmentation, species loss & biological control. *Science*, 264: 1581- 1584.

Kruess A. & T. Tschardt. 2000. Species richness and parasitism in a fragmented landscape: experiments and field studies with insects on *Vicia sepium*. *Oecologia*, 122: 129- 137.

Krummel J. R., R. H. Garner, G. Sugihara & R. V. O' Neill. 1987. Landscape pattern in a disturbed environment. *Oikos*, 48: 321- 324.

Lawton J. 1983. Plant architecture and the diversity of phytophagous insects. *Annu. Re. Entomol.* 28: 23- 39.

Leslie A., Crisman Th., Prenger J. & Ewel K. 1997. Benthic macroinvertebrates of small Florida pondcypress swamps and the influence of dry periods. *Wetlands* 17: 4.

Lobretto E. & Tell G. 1995. Ecosistemas de aguas continentales. Tomo III. Ediciones Sur. Argentina. 1401 pp.

Lodge D. 1991. Herbivory of freshwater macrophytes. *Aquatic Botany* 41: 195-224.

Lord J. & D. A. Norton. 1990. Scale and the spatial concept of fragmentation. *Conservation Biology*, 28: 287- 324.

Lundkvist E., Landin J. & Milberg P. 2001. Diving beetle (Dytiscidae) assemblages along environmental gradients in an agricultural landscape in southeastern Sweden. *Wetlands* 21: 1.

Maes D., Vanreusel W., Talloen W., Van Dick H. 2005. Functional conservation units for the endangered Alcon Blue Butterfly *Maculinea alcon* in Belgium (Lepidoptera: Lycaenidae). *Biological Conservation* 120: 229- 241.

Maguire L. A. 1983. Influence of collard patch size on population densities of lepidopteran pests (Lepidoptera: Pieridae, Plutellidae). *Environment Entomology*, 8: 412- 417.

Margalef, 1983. *Limnología*. Omega, Barcelona. 1010 pp.

Marsh D. M. & P. B. Pearman. 1997. Effects of habitat fragmentation on the abundance of two species of Leptodactyleid frogs in an Andean Montane Forest. *Conservation Biology*, 11 (6): 1323- 1328.

MacArthur R.H. & E.O Wilson. 1967. The theory of island biogeography. Princeton University Press. Princeton.

McGaha Y. 1952. The limnological relations of insects to certain flowering plants. Transactions of the American Microscopical Society 71: 355- 381.

Moreno C. 2000. Métodos para medir la biodiversidad. CYTED, UNESCO y CEA. España, 83 pp.

Muñoz A. & P. Moller, 1997. Conservación de Humedales. Taller para la Conservación de Humedales en Chile. UICN. 95 pp.

Murdoch W., Evans F., Peterson CH. 1972. Diversity and Pattern in plants and insects. Ecology 53: 819- 829.

Murcia C. 1995. Edge effects in fragmented forests implications for conservation. Trends Evol. Ecol., 10: 58- 62.

Muriel S. B. & A. Grez. 2002. Effect of plant patch shape on the distribution and abundance of three lepidopteran species associated with *Brassica oleracea*. Agricultural and Forest Entomology, 4: 1- 7.

Newman R. 1991. Herbivory and detritivory on freshwater macrophytes by invertebrates: a review. Journal of the North American Benthological Society 10: 89- 114.

Nelson M., Roline A., Thullen J., Sartoris J., Boutwell J. 2000. Invertebrate assemblages and trace element bioaccumulation associated with constructed wetlands. *Wetlands* 20:2.

Paine R. T. 1988. Habitat suitability and local population persistence of the sea palm *Postelsia palmaeformis*. *Ecology*, 69: 1787- 1794.

Parra O., Ugarte E., Dellarossa V. 1978. Estudios limnológicos comparativos de las Lagunas Chica de San Pedro, La Posada y Lo Méndez: consideraciones acerca de su contaminación. Universidad de Concepción. 52 pp.

Parra O., Dellarossa V., Conejeros M., Campos H., Steffens W. 1989. Estado de eutrofización de las lagunas Grande de San Pedro y las Tres Pascualas. Universidad de Concepción.

Parra O. 1989. La eutrofización de la Laguna Grande de San Pedro, Concepción, Chile: un caso de estudio. *Ambiente y Desarrollo* 1. 117- 136.

Paszkowski C. & W. Tonn, 2000. Community concordance between the fish and aquatic birds of lakes in northern Alberta, Canada: the relative importance of environmental and biotic factors. *Freshwater Biology* 43: 421- 437.

Pianka E.R. 1966. Latitudinal gradients in species diversity: a review concepts. *American Naturalist* 100: 30-46.

Poiani K., Richter B., Anderson M. & H. Richter. 2000. Biodiversity conservation at multiple scales: functional sites, landscape, and networks. *BioScience* 50 (2):133-146.

Pouchard A., Aguayo M., Peña & Urrutia. 2005. Urbanization as a driven force of biodiversity in developing countries. *Biological Conservation*, en prensa.

Price W., Bouton C., Gross P., McPherson B., Thompson J. & Wiens A. 1980. Interaction in the three trophic levels: influence of plants on interactions between herbivores and natural enemies. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 11. 41-65.

Quinn J. T. & S. P. Harrison. 1988. Effects of habitat fragmentation and isolation on species richness: evidence from biogeographic patterns. *Oecología.*, 75: 132- 140.

Rau J. & A. Gantz. 2001. Fragmentación del bosque nativo del sur de Chile: efectos del área y de la forma sobre la diversidad de aves. *Bol. Soc. Biol. Concepción*, 72: 109- 119.

Ricketts T. H., G. Daily, P. R. Ehrlich & J. R. Fay. 2001. Countryside Biogeography of months in a fragmented landscape: biodiversity in native and agricultural habitats. *Conservation Biology*, 15 (2): 378- 388.

Ricketts R.E. 1987. Community diversity: relative roles of local and regional processes. *Science* 235: 167-171.

Riffo R. & C. Villarroel. 1999. Caracterización de la flora y fauna del Humedal Los Batros, comuna de San Pedro de la Paz. *Gayana*: 64: 23- 37.

Root T.L. 1993. Effects of global climate change on North American birds and their communities. *Biotic Interactions* 9-23.

Saunders D. A., R. J. Hobbs & C. R. Margules. 1994. Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. *Conservation Biology*, 5 (1): 18- 32.

Siemann E. 1998. Experimental test of effects of plant productivity and diversity on grassland arthropod diversity. *Ecology* 79. 2057- 2070.

Soska G. 1975. Ecological relations between invertebrates and submerged macrophytes in lake littoral. *Ekologia Polska* 23: 393- 415.

Spieles D. & Mitsch W. 2000. Macroinvertebrate community structure in high and low nutrient constructed wetlands. *Wetlands* 20. 4.

Southwood T., Brown V. & Reader P. 1979. The relationships of plants and insect diversities in succession. *Biol. Journal Linnean Soc.* 12: 327- 348.

Steffan- Dewenter I. & T. Tschardtke. 2000. Butterfly community structure in fragmented habitats. *Ecology Letters*, 3: 449- 456.

Summerville K., Ritter L., Thomas C. 2004. Forest moth taxa indicators of lepidopteran richness and habitat disturbance: a preliminary assessment. *Biological Conservation* 116: 9-18.

Tellería J. L. 1991. Consecuencias ecológicas de la fragmentación del paisaje. *Revista Medio Ambiente de la Universidad Complutense de Madrid*. 7 pp.

Tellería J. L. 1992. Efectos de la fragmentación de los bosques mediterráneos sobre la conservación de la biodiversidad. Publicaciones de la Facultad de Biología de la Universidad Complutense. 5 pp.

Tortorelli M., D. Hernández. 1995. Calidad del agua en un ambiente acuático sometido a efluentes contaminantes. En: Lobretto y Tell. "Ecosistemas de aguas continentales", Tomo I. Ed. Sur. Argentina. Pp 227- 230.

Turner I. M. 1996. Species loss in fragmented of tropical rain forest: a review of the evidence. *Journal of Applied Ecology*, 33: 200- 209.

Villagrán- Mella R. 1999. Ficha Ramsar Humedal Laguna Verde. *Práctica Profesional CONAMA Región del Biobío*. Concepción, Chile. 57 pp.

Villagrán- Mella R. 2000. Abundancia y distribución espacial de la entomofauna asociada al parénquima de *Juncus procerus* en humedales palustres de la intercomuna Concepción-

Talcahuano- San Pedro. Tesis para optar al Título Profesional de Biólogo con mención en Biodiversidad y Conservación Biológica. Universidad de Concepción. 100 pp.

Villagrán- Mella R. 2001. Acarofauna asociada al parénquima de *Juncus procerus* en dos humedales costeros de la VIII Región. Universidad de Concepción. 47 pp. Presentado al XXIII Congreso de Entomología de Chile.

Villagrán- Mella R. 2002. Composición y estructura del ensamble de insectos y ácaros asociados a humedales palustres emergentes con diferentes características del hábitat. Seminario Experimental presentado en el Magister en Ciencias mención Zoología, Universidad de Concepción. pp.

Voelz N.J. & McArthur V. 2000. An exploration of factors influencing lotic insect species richness. *Biodiversity and Conservation* 9: 1543- 1570.

Wettstein W. & B. Schmid. 1999. Conservation of arthropod diversity in montane wetlands: effect of altitude, habitat quality and habitat fragmentation on butterflies and grass hoppers. *Journal of Applied Ecology* 36: 365- 373.

Yahner R. H. 1988. Changes in wildlife communities near edges. *Conservation Biology*, 2: 333- 339.

Tabla 1. Características del hábitat de fragmentos de humedales palustres de la intercomuna Concepción- Talcahuano- San Pedro.

Variable ambiental	Humedal Laguna Verde	Humedal Laguna Price	Humedal Los Batros	Humedal General Bonilla	Humedal Los Boldos	Humedal René Shneider	Humedal Lzo. Arenas- Tucapel
Área (ha)	3,17	46,55	70,62	11,33	1,29	3,46	29,8
Perímetro (m)	1126,65	2874,81	9840,61	2723,63	620,79	1409,47	3670,73
P/A	0,035562156	0,006175296	0,013933995	0,024033345	0,048188029	0,040754349	0,012318977
$R=p/2(pA)^{1/2}$ (Patton)	1,786050493	1,188881729	3,304106307	2,282897141	1,543288501	2,138553295	1,897442921
K= 1/R (Unwin)	0,559894585	0,841126561	0,3026537	0,438039884	0,647966987	0,467605835	0,527025076
% Naturalidad Matriz	100	6	58,47355024	11,61370503	0,405728565	30	12,4666059
H' Vegetacional	0,827	0,756	1,325	0,435	0,521	0,287	0,476
Profundidad (cm)	36,578+-13,391	40,053+-15,926	35,213+-7,859	24,982+-7,113	17,412+-4,916	11,809+-3,591	53,961+-37,704
Conductividad (uS/cm)	408,527+-72,036	312,521+-41,194	274,914+-10,683	388,687+-11,162	600,090+-43,819	665,551+-7,597	553,240+-41,698
PH	4,775+-0,373	6,506+-0,134	5,108+-0,168	5,718+-0,270	6,670+-0,191	7,417+-0,102	5,316+-0,496
O2 (mg/L)	6,272+-2,206	1,660+-0,176	3,185+-0,461	3,368+-0,719	1,740+-0,072	1,605+-0,078	1,968+-0,819
DQO (mg O2/L)	478,666+-22,127	3451,666+-131,507	1754+-97,590	147+-5,028	2987+-149,017	65+-3,605	1817,666+-732,416
Nitrato (mg/L)	0,135+-0,021	0,320+-0,028	0,52+-0,041	0,095+-0,007	0,11+-0,07	0,255+-0,077	0,3+-0,034
Fosfato (mg/L)	0,012+-0,0005	0,0325+-0,0063	0,0445+-0,0012	0,0125+-0,0007	0,0165+-0,0063	0,106+-0,08	0,0121+-0,0039
Alcance de la luz (cmC)	11,221+-3,833	4,195+-0,687	12,25+-1,904	7,604+-2,190	4,636+-1,259	1,912+-0,481	7,06+-5,771
Temperatura (°C)	19,378+-1,682	16,978+-0,664	19,671+-0,554	19,429+-0,484	20,127+-1,784	24,093+-1,090	16,476+-1,049

Tabla 2. Composición taxonómica, riqueza y diversidad específica, abundancia del ensamble de las diferentes especies de insectos asociados a la columna de agua en fragmentos de humedales palustres de la intercomuna Concepción- Talcahuano- San Pedro.

Orden	Familia	Taxa	Laguna Verde	Laguna Price	Los Batros	General Bonilla	Los Boldos	René Shneider	Lorenzo Arenas	Total
Collembola	Sminthuridae	<i>Sminthurides</i> sp.	0	0	0	0	0	1	0	1
	Isotomidae	<i>Isotoma</i> sp.	0	0	0	0	0	0	15	15
			0	0	0	0	0	1	15	16
Odonata	Aeshnidae	<i>Aeshna</i> sp.	18	13	6	151	2	2	23	215
	Coenagrionidae	sp. 1	0	0	0	11	0	0	0	11
			18	13	6	162	2	2	23	226
Hemiptera	Belostomatidae	<i>Belostoma</i> sp.	18	26	49	11	16	20	12	152
	Hydrometridae	<i>Hydrometra</i> sp.	0	1	0	7	0	0	0	8
	Vellidae	<i>Microvellia</i> sp.	68	33	33	156	0	23	13	326
	Corixidae	<i>Ectemnostega</i> sp.	0	28	45	51	0	0	1	125
	Cicadellidae	sp. 1	0	0	0	0	1	2	6	9
			86	88	127	225	17	45	32	620
Coleoptera	Dytiscidae	sp. 1	3	19	26	10	18	0	2	78
	Dytiscidae	Hydroporini sp.	36	11	34	14	8	4	3	110
	Hydrochidae	<i>Hydrochus</i> sp.	169	14	6	1	2	50	0	242
	Hydrophilidae	sp. 1	66	37	17	35	55	35	2	247
	Hydrophilidae	<i>Helochaeres</i> sp.	11	12	4	4	101	66	6	204
	Hydrophilidae	<i>Hydrophilus</i> sp.	5	0	3	5	0	10	0	23
	Hydraenidae	<i>Gymnochthebius</i> sp.	129	0	6	2	0	2	0	139
	Sciirtidae	<i>Cyphon</i> sp.	115	73	1	0	130	3	0	322
Carabidae	<i>Mimodromius</i> sp.	0	0	0	1	1	3	1	6	
			534	166	97	72	315	173	14	1371
Diptera	Chironomidae	sp.	1248	115	439	580	167	111	83	2743
	Culicidae	<i>Culex</i> sp.	36	3	63	22	0	99	27	250
	Sin identificar	sp. 1	0	0	0	5	34	307	14	360
	Ephydriidae	sp. 1	0	13	31	0	11	1	0	56
	Dolicopodidae	sp. 1	10	35	27	4	105	14	0	195
	Stratyomidae	sp. 1	0	1	0	0	0	0	0	1
			1294	167	560	611	317	532	124	3605
Trichoptera	Limnephilidae	<i>Verger</i> sp.	8	0	3	0	0	0	0	11
		Abundancia insectos	1940	434	793	1070	651	753	208	5849
		Riqueza específica	15	16	17	18	14	18	14	25
		Diversidad Simpsons	0,432	0,13	0,327	0,339	0,166	0,221	0,204	

Tabla 3. Modelos de regresión lineal simple para los distintos parámetros comunitarios y poblacionales y variables del hábitat.

Parámetro poblacional	Variable del hábitat	Modelo	R²	p
Abundancia <i>Belostoma</i> sp.	Area	$Y=0.409+1.327E-02X$	0.658723	0.026654
Abundancia <i>Belostoma</i> sp.	Heterogeneidad vegetacional	$Y=4.836E-03+1.088X$	0.752918	0.011371
Abundancia <i>Ectemnostega</i> sp.	Conductividad	$Y=2.380+-3.90E-03X$	0.578064	0.047253
Abundancia <i>Hydroporini</i> sp.	Naturalidad de la Matriz	$Y=0.185+1.084E-02X$	0.730672	0.014249
Abundancia <i>Hydroporini</i> sp.	Heterogeneidad vegetacional	$Y=-0.186+1.074X$	0.663354	0.025700
Abundancia <i>Hydroporini</i> sp.	Oxígeno disuelto	$Y=-0.110+0.224X$	0.681780	0.022126
Abundancia <i>Hydroporini</i> sp.	Alcance de la luz	$Y=-0.217+0.106X$	0.763571	0.010136
Abundancia <i>Hydrochus</i> sp.	Naturalidad de la Matriz	$Y=-0.356+4.8822E-02X$	0.711356	0.017095
Abundancia <i>Hydrochus</i> sp.	Oxígeno disuelto	$Y=1.638+0.986X$	0.651671	0.028151
Abundancia <i>Gymnochthebius</i> sp.	Naturalidad de la Matriz	$Y=-0.540+3.842E-02X$	0.743796	0.012501
Abundancia <i>Gymnochthebius</i> sp.	Oxígeno disuelto	$Y=-1.797+0.869X$	0.833462	0.004097
Abundancia Chironomiidae sp.	Naturalidad de la Matriz	$Y=2.828+0.327X$	0.700651	0.018819
Abundancia Chironomiidae sp.	Oxígeno disuelto	$Y=-10.387+8.291X$	0.984634	0.000010
Abundancia <i>Verger</i> sp.	Naturalidad de la Matriz	$Y=-3.21E-02+2.699E-03X$	0.917610	0.000682
Abundancia <i>Verger</i> sp.	Oxígeno disuelto	$Y=-0.16+5.59E-02$	0.861590	0.002550
Parámetro comunitario	Variable del hábitat	Modelo	R²	p
Número de individuos ensamble insectos	Naturalidad de la Matriz	$Y=14.758+0.418X$	0.656389	0.027143
Número de individuos ensamble insectos	Oxígeno disuelto	$Y=-1.020+10.207X$	0.854569	0.002894

Tabla 4. Modelos de regresión múltiple paso a paso (stepwise) para los distintos parámetros comunitarios y poblacionales y variables del hábitat. NATMAT: naturalidad de la matriz, OXIG: oxígeno disuelto, HETVEG: heterogeneidad vegetal, PROFALLUZ: profundidad de alcance de la luz.

Variable respuesta	Modelo	R ²	p
Abundancia de insectos	Y=-0.678+1.615E-02NATMAT+9.9072OXIG	0.856	0.021
	Y=-1.026+10.207OXIG	0.856	0.003
Abundancia <i>Belostoma</i> sp.	Y=-7.29E-02+0.679HETVEG	0.885	0.013
	Y=-0.428+-1.75E-02PROFALLUZ+8.281E-04NATMAT+0.856HETVEG+0.171OXIG	0.978	0.043
Abundancia Hidroporini sp.	Y=-0.456+-2.07E-02PROFALLUZ0.895HETVEG+0.188OXIG	0.977	0.006
	Y=-0.447+0.770HETVEG+0.163OXIG	0.971	0.001
	Y=-0.356+4.822E-02NAT	0.711	0.017
Abundancia <i>Hydrochus</i> sp.	Y=-0.356+4.822E-02NAT	0.711	0.017
Abundancia <i>Gymnochthebius</i> sp.	Y=-1.529+-1.264E-02NAT+0.635OXIG	0.853	0.022
	Y=-1.797+0.869OXIG	0.833	0.004
Abundancia Chironomiidae sp.	Y=-11.205+-3.86E-02NAT+9.07OXIG	0.987	0.00001
	Y=-10.387+8.291OXIG	0.985	0.00001
Abundancia <i>Verger</i> sp.	Y=-6.89E-02+1.74-03NAT+2.373E-02OXIG	0.956	0.002
	Y=-3.21E-02+2.699E-03NAT	0.918	0.001

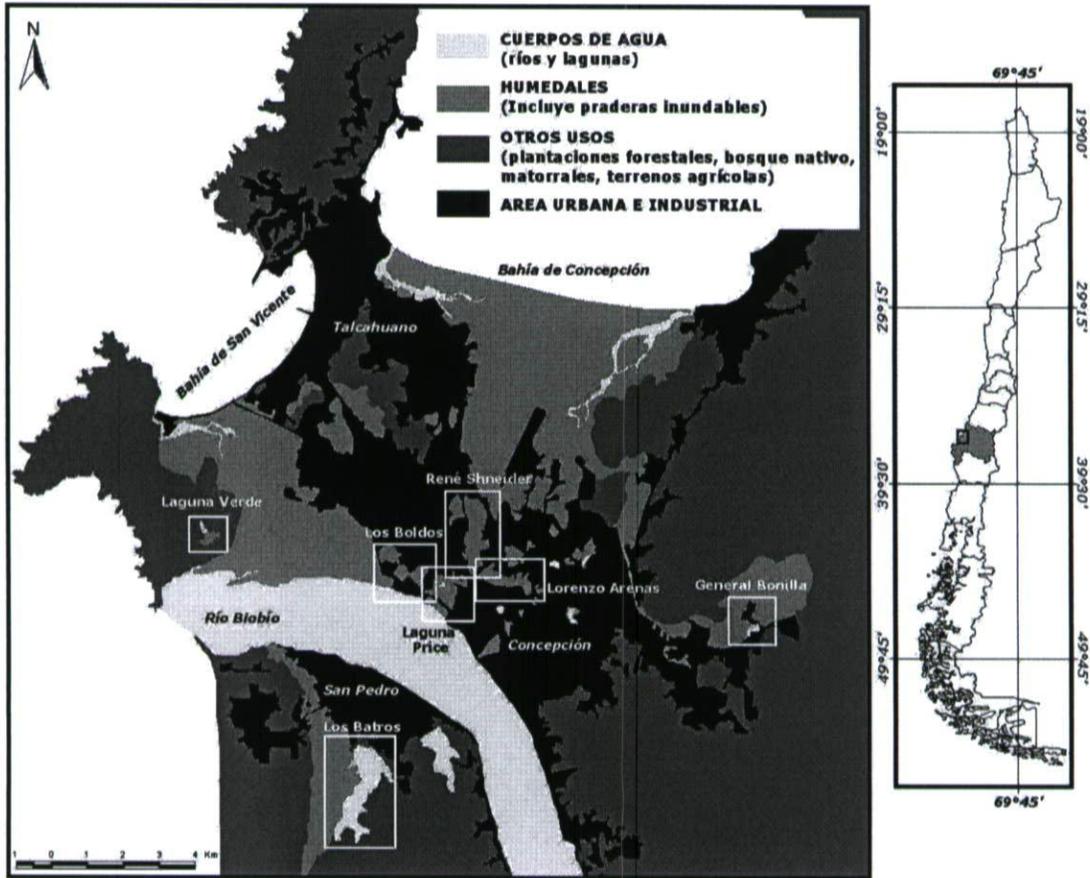


Fig. 1. Ubicación de los fragmentos de humedales en la Intercomuna Concepción-Talcahuano- San Pedro (Región del Bío- Bío, Chile).

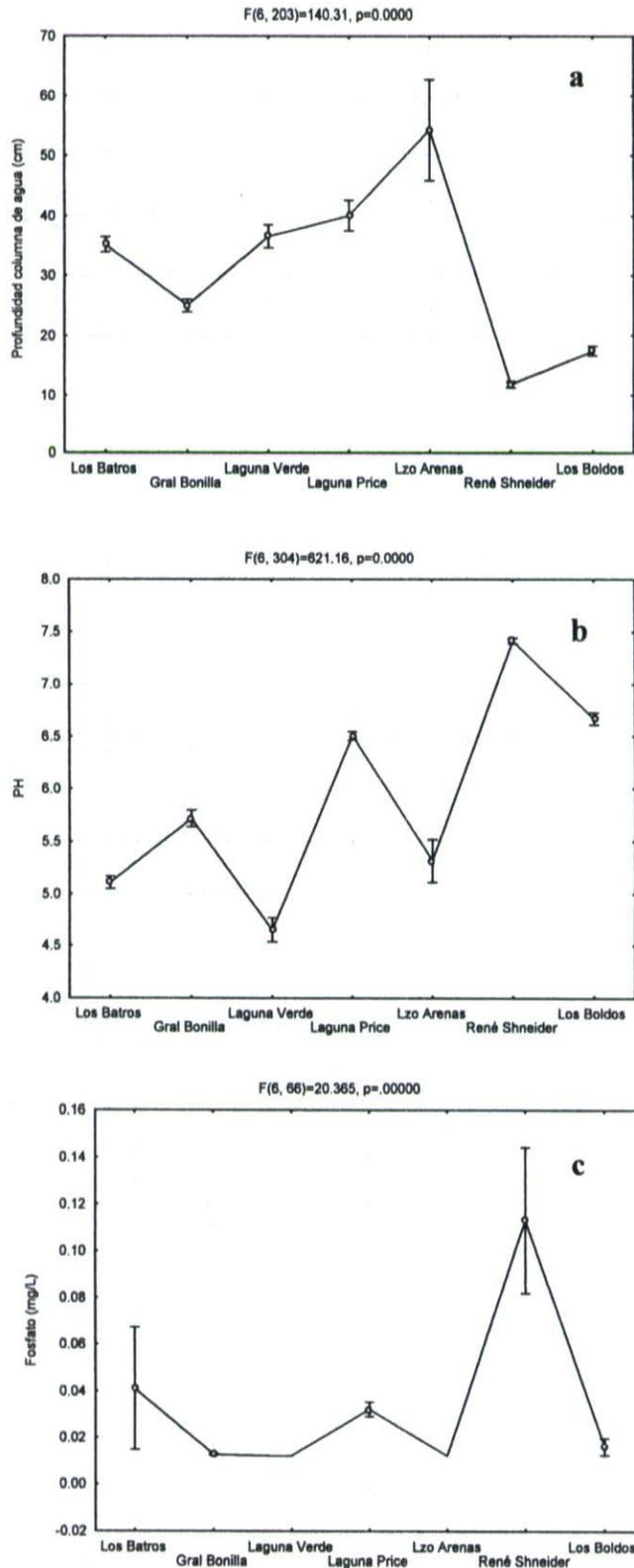


Fig. 2. Resultados del ANDEVA para diferencias significativas ($p < 0.05$) de las características del hábitat entre humedales. **a.** Profundidad del humedal. **b.** pH. **c.** Fosfato.

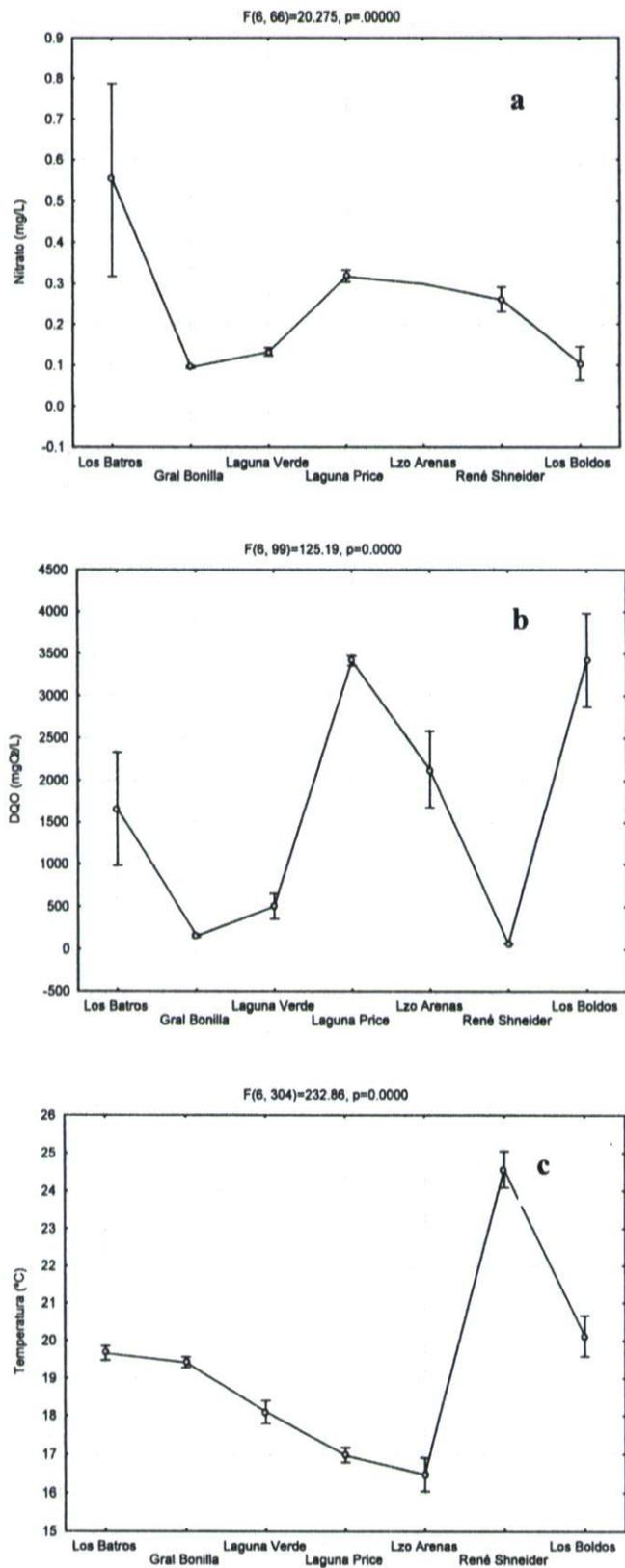


Fig. 3. Resultados del ANDEVA para diferencias significativas ($p < 0.05$) de las características del hábitat entre humedales. **a.** Nitrato . **b.** DQO. **c.** T°.

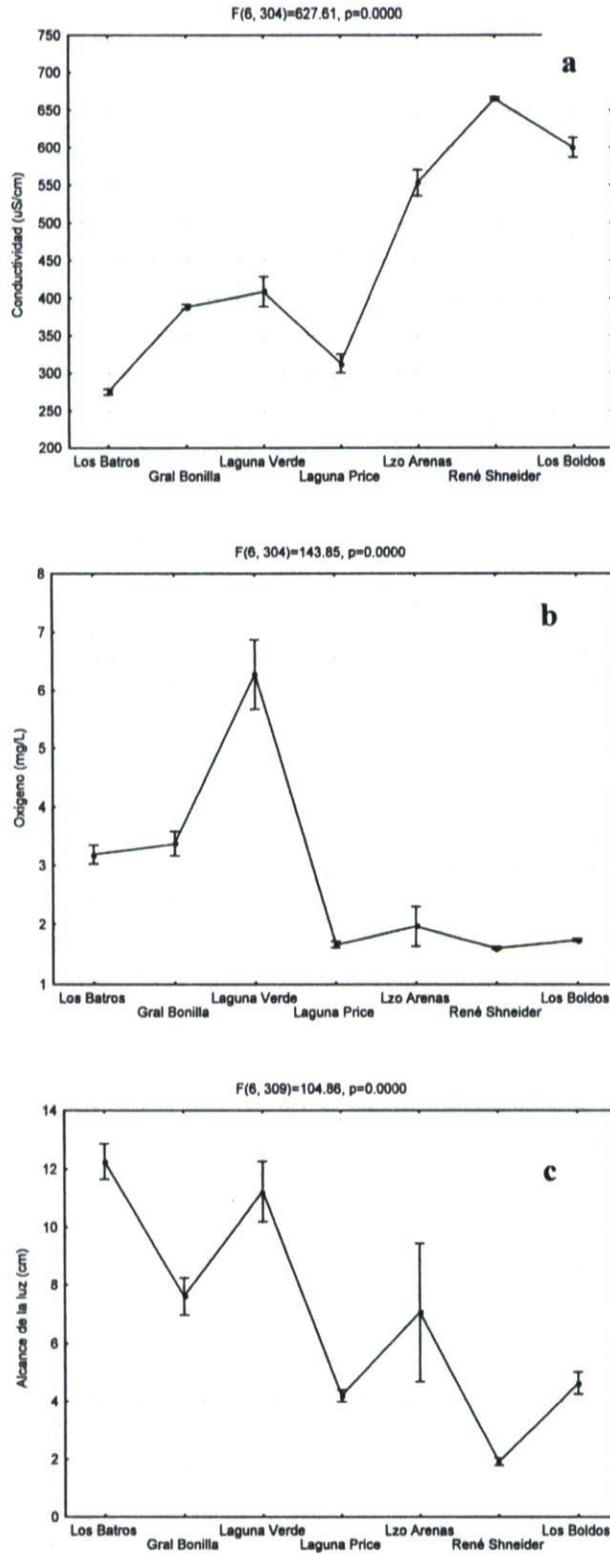


Fig. 4. Resultados del ANDEVA para diferencias significativas ($p < 0.05$) de las características del hábitat entre humedales. **a.** Conductividad. **b.** Oxígeno. **c.** Profundidad de alcance de la luz.

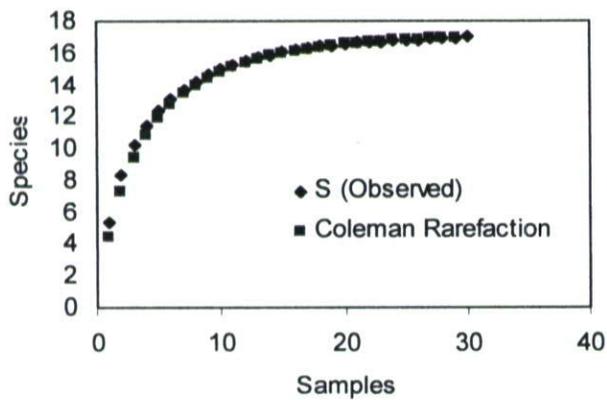


Fig. 5. Curva de acumulación de especies y de rarefacción de Coleman basada en el número de muestras para el ensamble de insectos en el humedal Los Batros. S (Observed) es la media del número esperado de especies después de 50 aleatorizaciones.

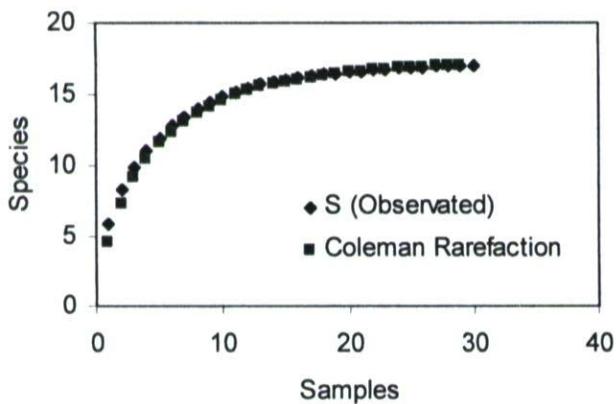


Fig. 6. Curva de acumulación de especies y de rarefacción de Coleman basada en el número de muestras para el ensamble de insectos en el humedal General Bonilla. S (Observed) es la media del número esperado de especies después de 50 aleatorizaciones.

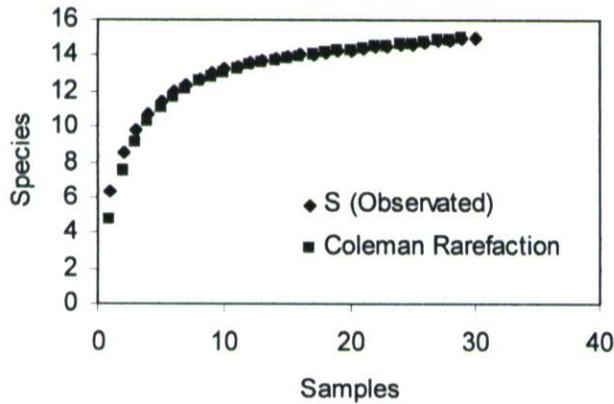


Fig. 7. Curva de acumulación de especies y de rarefacción de Coleman basada en el número de muestras para el ensamble de insectos en el humedal Laguna Verde. S (Observed) es la media del número esperado de especies después de 50 aleatorizaciones.

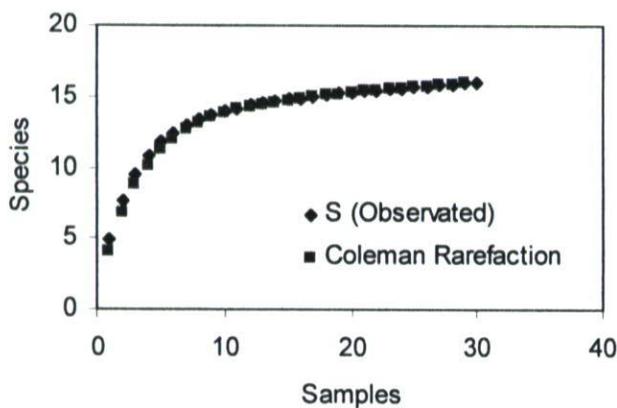


Fig. 8. Curva de acumulación de especies y de rarefacción de Coleman basada en el número de muestras para el ensamble de insectos en el humedal Laguna Price. S (Observed) es la media del número esperado de especies después de 50 aleatorizaciones.

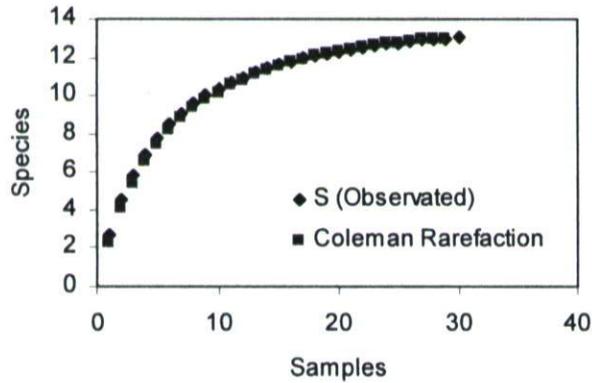


Fig. 9. Curva de acumulación de especies y de rarefacción de Coleman basada en el número de muestras para el ensamble de insectos en el humedal Lorenzo Arenas. S (Observed) es la media del número esperado de especies después de 50 aleatorizaciones.

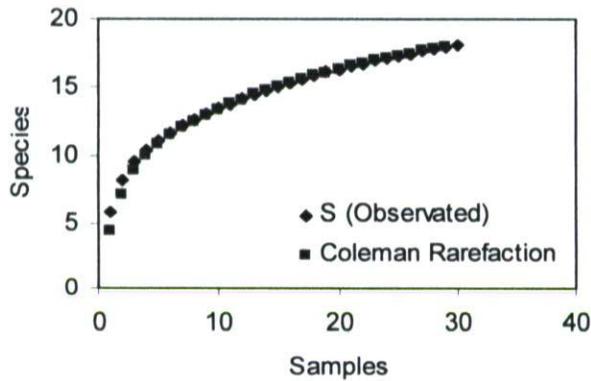


Fig. 10. Curva de acumulación de especies y de rarefacción de Coleman basada en el número de muestras para el ensamble de insectos en el humedal René Shneider. S (Observed) es la media del número esperado de especies después de 50 aleatorizaciones.

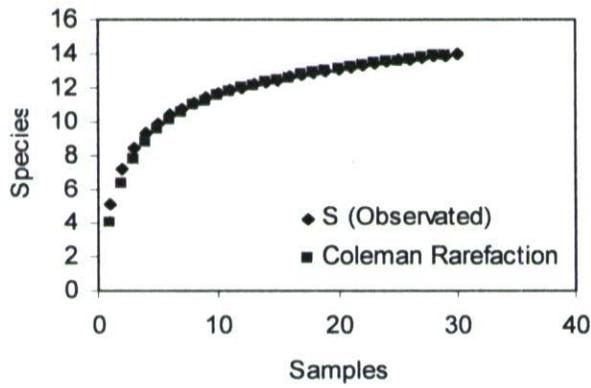


Fig. 11. Curva de acumulación de especies y de rarefacción de Coleman basada en el número de muestras para el ensamble de insectos en el humedal Los Boldos. S (Observed) es la media del número esperado de especies después de 50 aleatorizaciones.

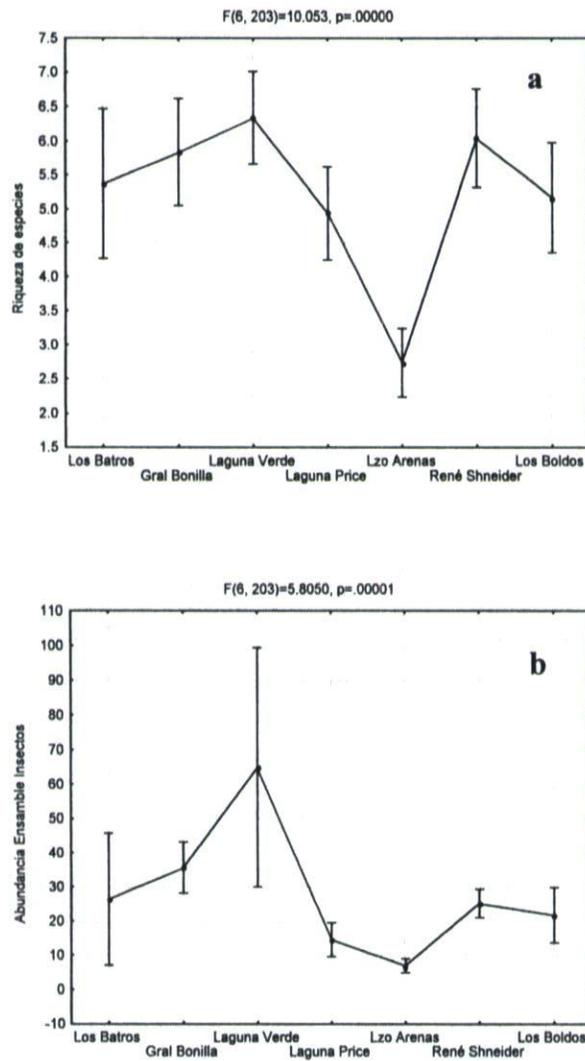


Fig. 12. Resultados del ANDEVA para diferencias significativas ($p < 0.05$) de parámetros comunitarios entre humedales. **a.** Riqueza de especies. **b.** Abundancia del ensamble de insectos.

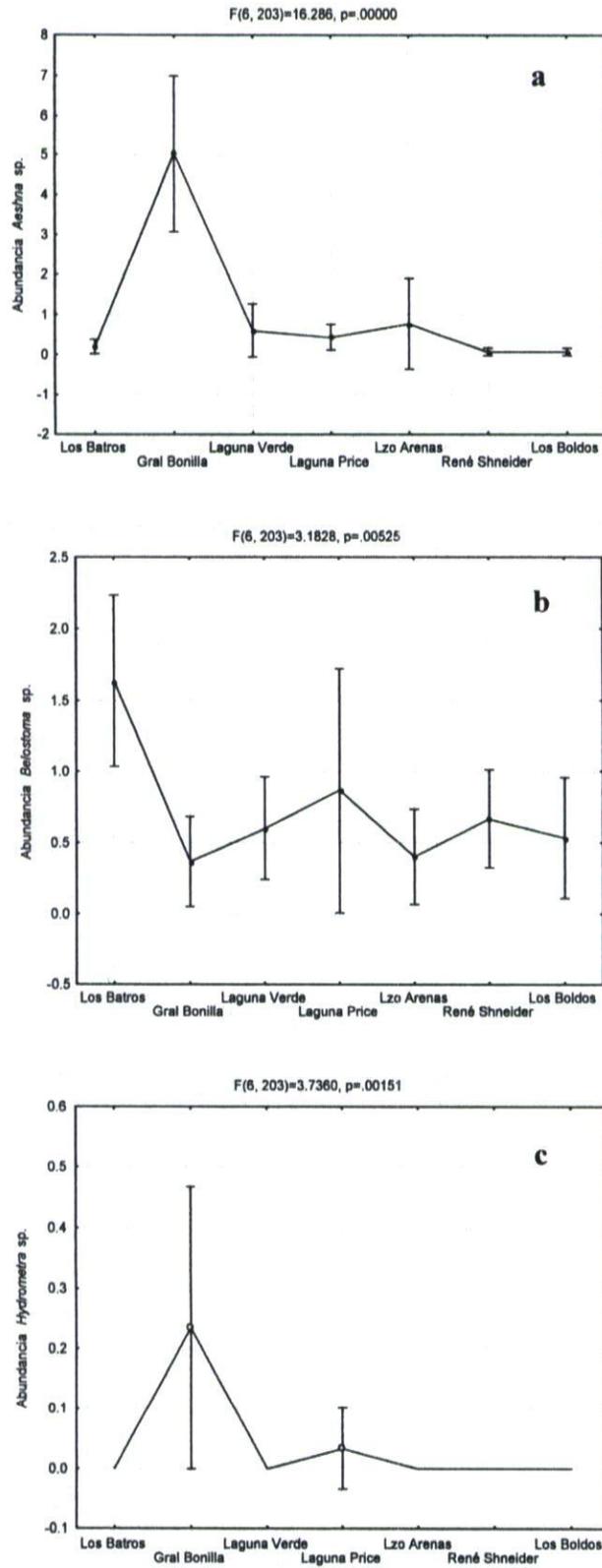


Fig. 13. Resultados del ANDEVA para diferencias significativas ($p < 0.05$) de la abundancia de especies entre humedales. **a.** *Aeshna* sp. **b.** *Belostoma* sp. **c.** *Hydrometra* sp.

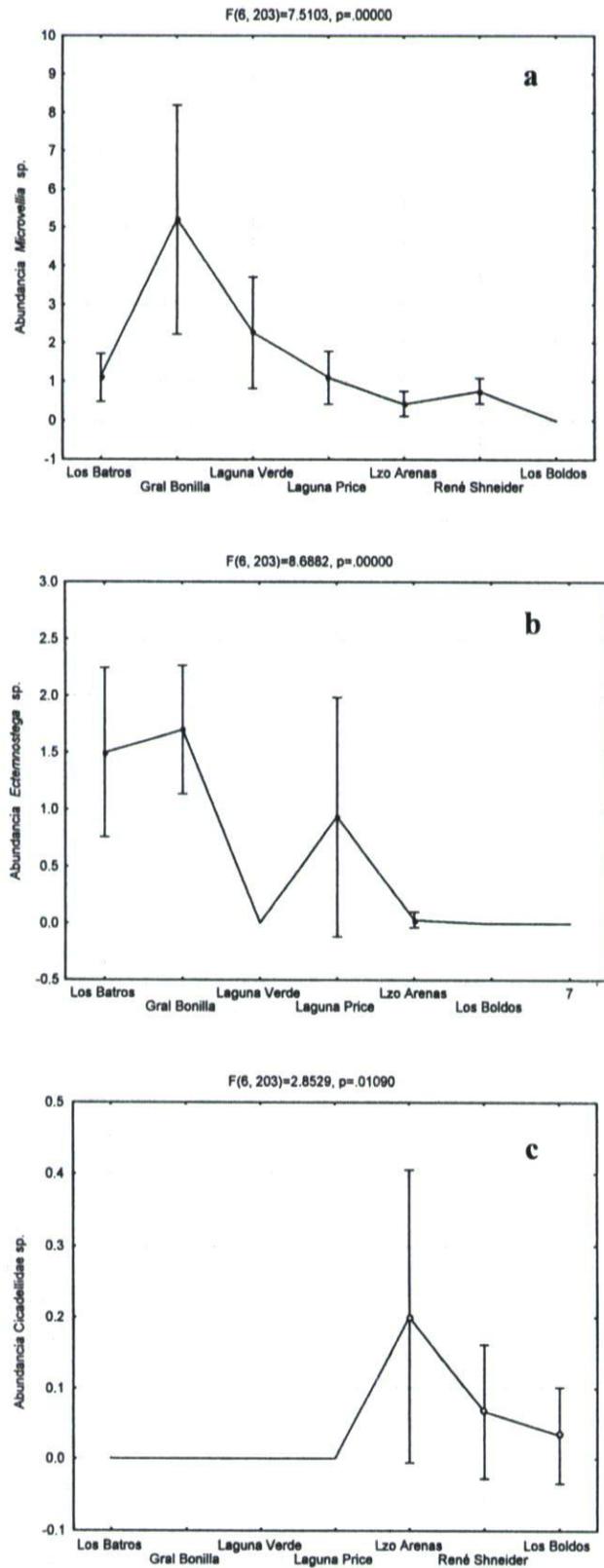


Fig. 14. Resultados del ANDEVA para diferencias significativas ($p < 0.05$) de la abundancia de especies entre humedales. **a.** *Microvellia* sp. **b.** *Ectemnostega* sp. **c.** Cicadellidae sp.

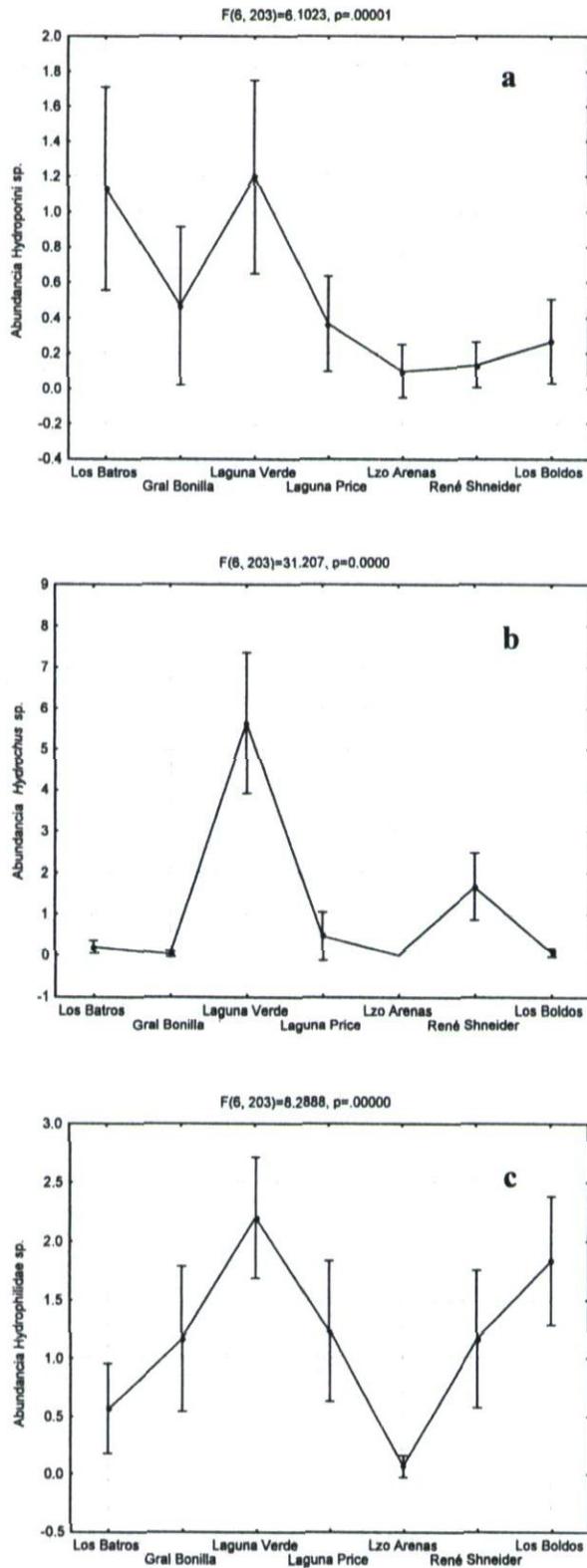


Fig. 15. Resultados del ANDEVA para diferencias significativas ($p < 0.05$) de la abundancia de especies entre humedales. **a.** *Hydroporini* sp. **b.** *Hydrochus* sp. **c.** *Hydrophilidae* sp.

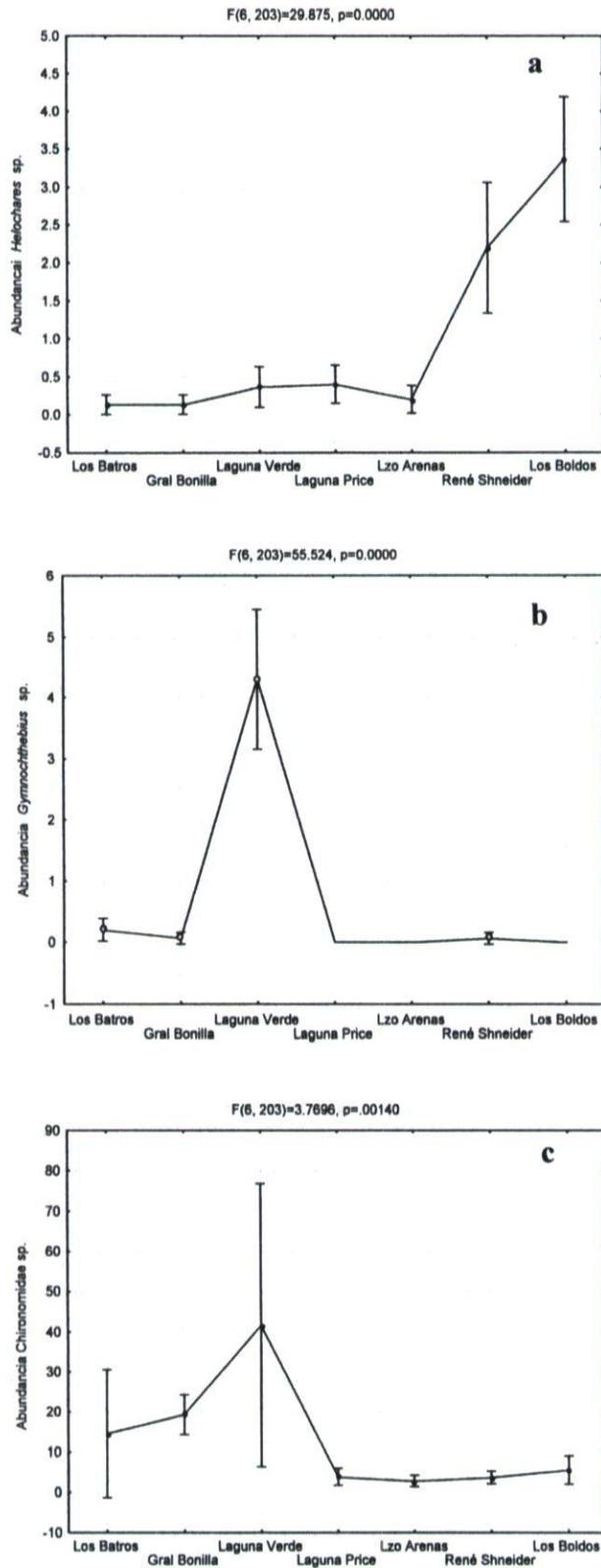


Fig. 16. Resultados del ANDEVA para diferencias significativas ($p<0.05$) de la abundancia de especies entre humedales. **a.** *Helochares* sp. **b.** *Gymnochthebius* sp. **c.** Chironomidae sp.

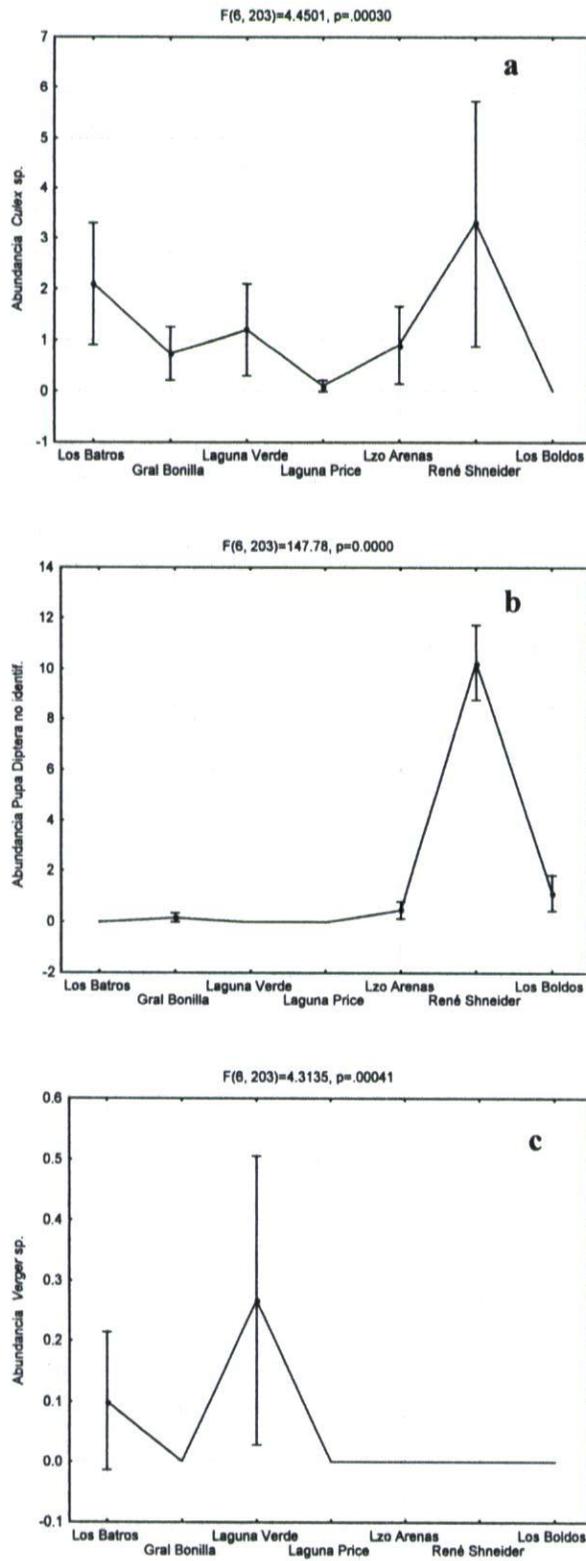


Fig. 17. Resultados del ANDEVA para diferencias significativas ($p < 0.05$) de la abundancia de especies entre humedales. **a.** *Culex* sp. **b.** Diptera sp. **c.** *Verger* sp.

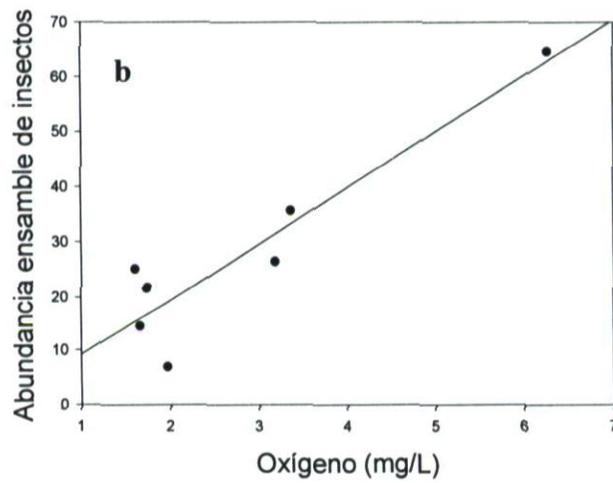
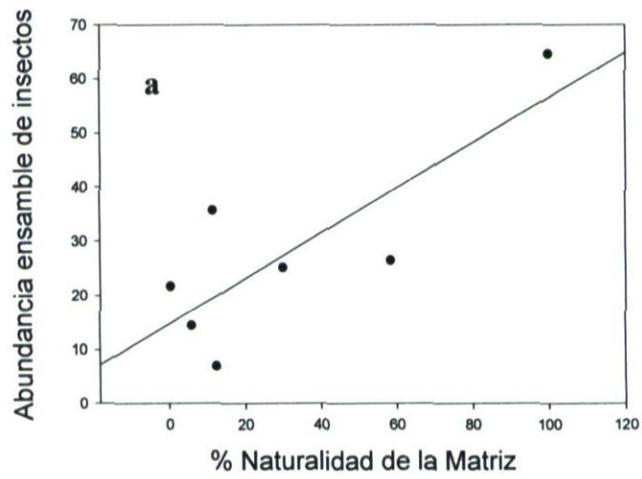


Fig. 18. Relación entre la abundancia del ensamble de insectos y características del hábitat.
a. Naturalidad de la matriz, **b.** Oxígeno disuelto.

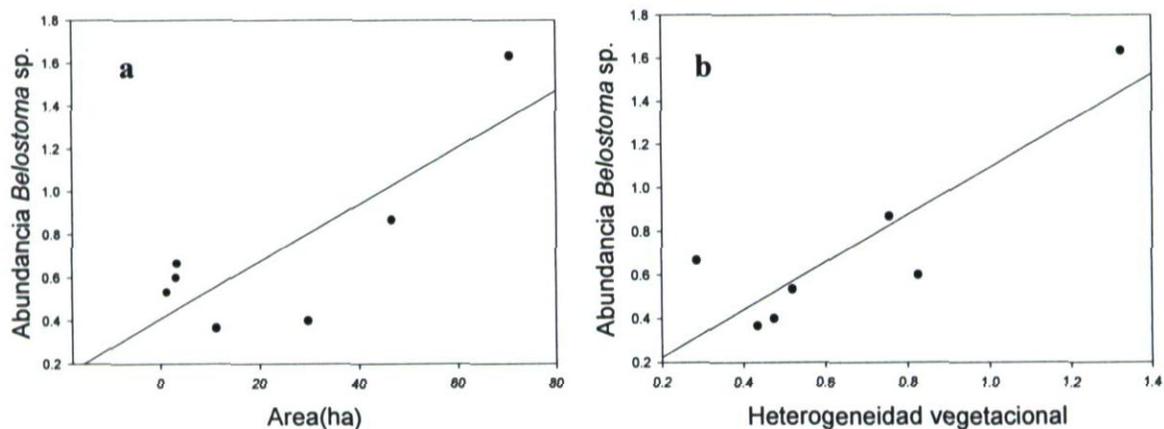


Fig. 19. Relación entre abundancia de *Belostoma* sp. con variables del hábitat. **a.** Área del humedal, **b.** Heterogeneidad vegetal.

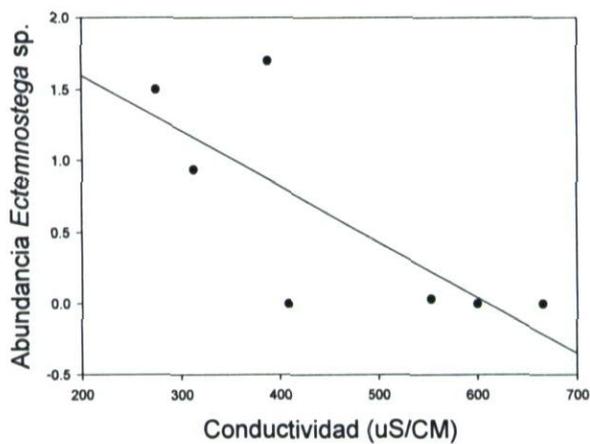


Fig. 20. Relación entre abundancia de *Ectemnostega* sp. con la conductividad del agua.

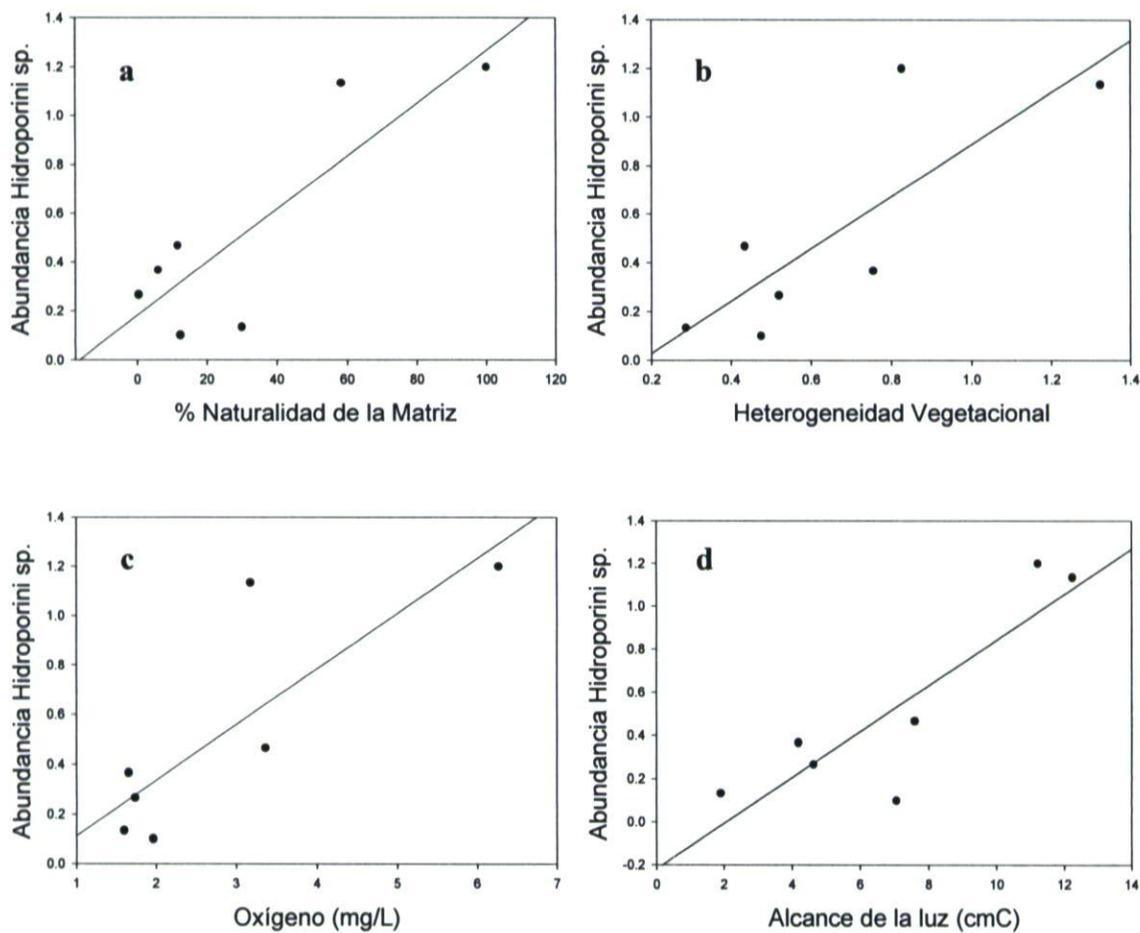


Fig. 21. Relación entre la abundancia de *Hidroporini* sp. y características del hábitat. **a.** Naturalidad de la matriz, **b.** Heterogeneidad vegetal, **c.** Oxígeno disuelto **d.** Profundidad de alcance de la luz.

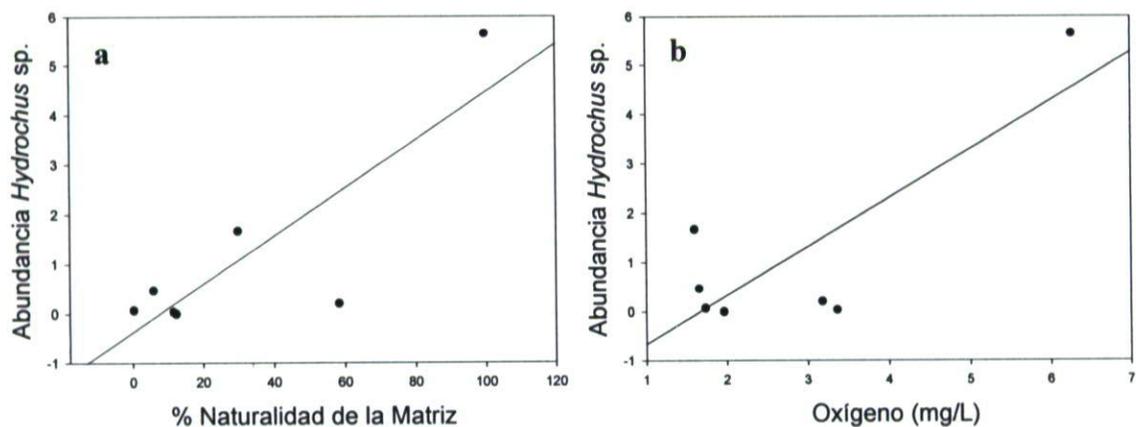


Fig. 22. Relación entre la abundancia de *Hydrochus* sp. y características del hábitat. **a.** Naturalidad de la matriz, **b.** Oxígeno disuelto.

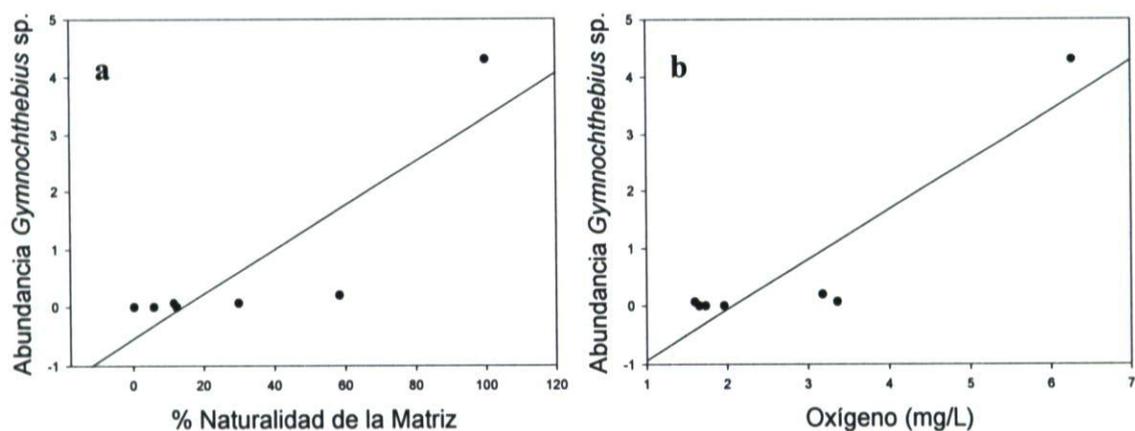


Fig. 23. Relación entre la abundancia de *Gymnochthebius* sp. y características del hábitat. **a.** Naturalidad de la matriz, **b.** Oxígeno disuelto.

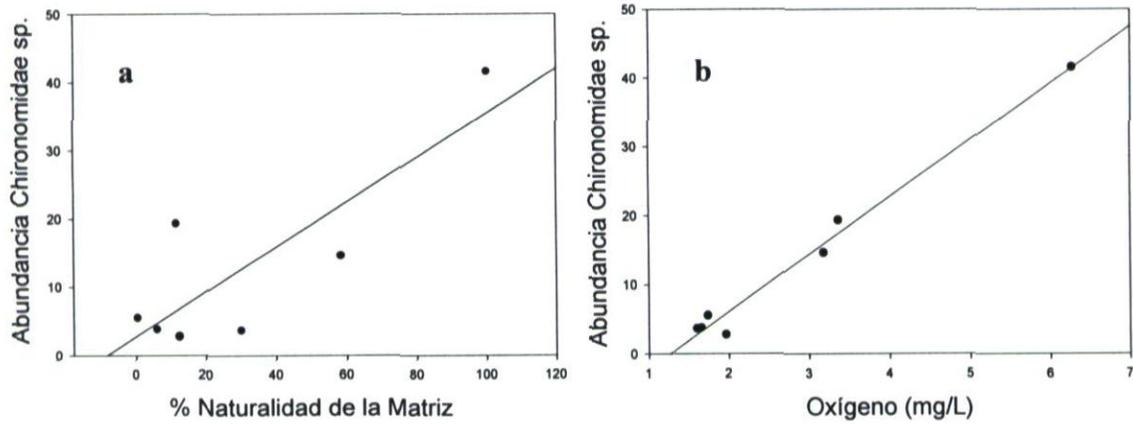


Fig. 24. Relación entre la abundancia de Chironomidae sp. y características del hábitat. **a.** Naturalidad de la matriz, **b.** Oxígeno disuelto.

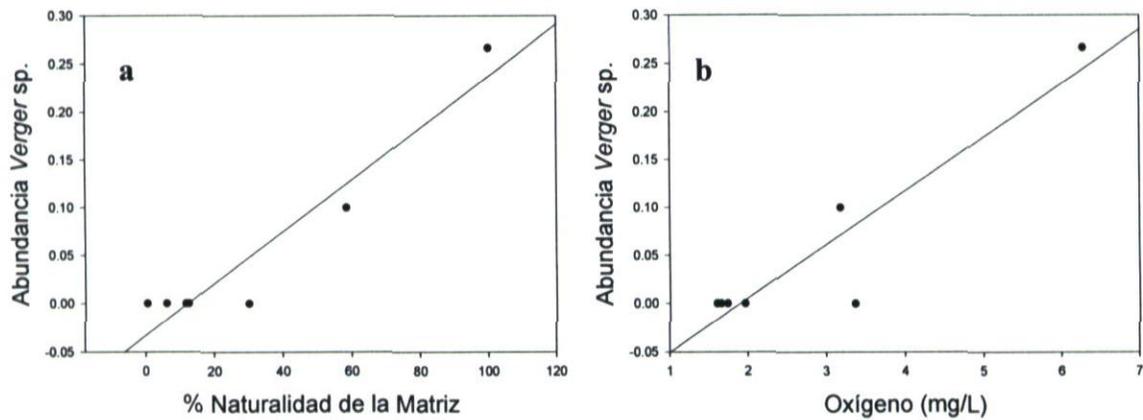


Fig. 25. Relación entre la abundancia de *Verger* sp. y características del hábitat. **a.** Naturalidad de la matriz, **b.** Oxígeno disuelto.