

Tesis de Posgrado

Dinámica estacional de insectos acuáticos en ambientes efímeros urbanos : con énfasis en los culícidos

Fischer, Sylvia

2003

Tesis presentada para obtener el grado de Doctor en Ciencias Biológicas de la Universidad de Buenos Aires

Este documento forma parte de la colección de tesis doctorales y de maestría de la Biblioteca Central Dr. Luis Federico Leloir, disponible en digital.bl.fcen.uba.ar. Su utilización debe ser acompañada por la cita bibliográfica con reconocimiento de la fuente.

This document is part of the doctoral theses collection of the Central Library Dr. Luis Federico Leloir, available in digital.bl.fcen.uba.ar. It should be used accompanied by the corresponding citation acknowledging the source.

Cita tipo APA:

Fischer, Sylvia. (2003). Dinámica estacional de insectos acuáticos en ambientes efímeros urbanos : con énfasis en los culícidos. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires. http://digital.bl.fcen.uba.ar/Download/Tesis/Tesis_3621_Fischer.pdf

Cita tipo Chicago:

Fischer, Sylvia. "Dinámica estacional de insectos acuáticos en ambientes efímeros urbanos : con énfasis en los culícidos". Tesis de Doctor. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires. 2003.

http://digital.bl.fcen.uba.ar/Download/Tesis/Tesis_3621_Fischer.pdf

EXACTAS UBA

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales



UBA

Universidad de Buenos Aires

UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES
FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES

**Dinámica estacional de insectos acuáticos en ambientes
efímeros urbanos
(con énfasis en los culicidos)**

Tesis para optar al grado de Doctor en Ciencias Biológicas

Sylvia Fischer

Director de tesis: Dr. Nicolás Schweigmann
Consejero de Estudios: Dr. Axel O. Bachmann

Departamento de Ecología, Genética y Evolución

2003

3621

Agradecimientos

A Nicolás por alentarme siempre, por haber sido y seguir siendo amigo y maestro, y ante todo por compartir la pasión por lo que hacemos.

A Ricardo Vicari por abrirme la primera puerta.

A Nora Madanes por estar, criticar y alentar siempre.

A Cristina Marinone por enseñarme como era una pupa (y mil cosas más).

A todos los que estuvieron en el núcleo fundador y que empezaron a investigar conmigo el universo de los charcos.

A todos los que me ayudaron con la red y con la lupa. Muy especialmente a Mariela Nieves por su paciencia infinita y su amor al Parque Saavedra.

A Vero Loetti porque me ayudó a ver otro punto de vista y siempre se hizo un tiempo para escuchar y discutir.

A Gaby Freire, Nora Burroni y Sandra Gomez por el afecto y el ánimo para seguir.

Al Dr. Bachmann, Mariano Michat y Patricia Torres por ayudarme con los bichos difíciles.

A la Dra. Ana Haedo, Alejandra Christen y Daniel Vazquez Vargas por responder mis infinitas preguntas.

A mis amigos que de una u otra manera me incentivaron y motivaron para seguir cuando todo parecía difícil.

A mis viejos y mis hermanas por estar siempre.

A Puerto Pibes, y muy especialmente a Marta porque me bancaron siempre y me permitieron dedicarle toda mi energía a esta tesis.

Al Gobierno de la Ciudad por financiar parte de este proyecto.

Contenidos

1.	Introducción General	1
	Objetivos generales	6
2.	Descripción del área de estudio y metodología general	7
	Area de estudio	7
	Reseña histórica	11
	Metodología General	11
	<i>Trabajo de campo (junio 1998 – mayo 1999)</i>	11
	<i>Trabajo de laboratorio</i>	13
	<i>Metodología de análisis</i>	14
3.	Caracterización de los ambientes acuáticos temporarios: Relación con las variables meteorológicas y micro ambientales (junio 1998 – mayo 1999)	15
	Introducción	15
	Objetivos específicos	16
	Metodología	16
	Análisis de los datos	16
	<i>Variación del anegamiento y de las variables meteorológicas</i>	16
	<i>Asociación de las variables meteorológicas con el anegamiento</i>	17
	<i>Caracterización de los cuerpos de agua</i>	17
	<i>Relación del hidroperíodo y la duración con las variables ambientales</i>	18
	Resultados	19
	<i>Variación del anegamiento y de las variables meteorológicas</i>	19
	<i>Asociación de las variables meteorológicas con el anegamiento</i>	22

	<i>Caracterización de los cuerpos de agua</i>	23
	<i>Relación del hidroperíodo y la duración con las variables ambientales</i>	26
	Discusión	29
4.	La comunidad de Insectos: Relación con las variables meteorológicas y micro ambientales (junio 1998 – mayo 1999)	32
	Introducción	32
	Objetivos específicos	33
	Metodología	33
	Análisis de los datos	33
	<i>Composición faunística</i>	33
	<i>Variaciones temporales en la comunidad</i>	34
	<i>Relación de la comunidad con variables micro ambientales</i>	35
	Resultados	36
	<i>Composición faunística</i>	36
	<i>Variaciones temporales en la comunidad</i>	39
	<i>Relación de la comunidad con variables micro ambientales</i>	45
	Discusión	51
5	Los culícidos: Relación con las variables físicas y los predadores	54
	Introducción	54
	Objetivos específicos	55
	Metodología	56
	Análisis de los datos	56
	<i>Asociación de los culícidos y predadores con variables ambientales</i>	56
	<i>Asociación de los culícidos con insectos predadores</i>	57

Resultados	57
Asociación de los culicidos y predadores con variables ambientales	58
Asociación de los culicidos con insectos predadores	61
Discusión	63
6. <i>Ochlerotatus albifasciatus</i>: Dinámica estacional y relación con variables ambientales (junio 1998 – mayo 1999)	66
Introducción	66
Objetivos específicos	67
Metodología	67
Análisis de los datos	67
<i>Relación con las variables meteorológicas</i>	67
<i>Éxito de las cohortes</i>	68
<i>Relación con las variables ambientales</i>	69
Resultados	70
<i>Relación con las variables meteorológicas</i>	70
<i>Éxito de las cohortes</i>	71
<i>Relación con las variables ambientales</i>	72
Discusión	76
7. Validación con información del año 2001	79
Introducción	79
Metodología	80
Análisis de los datos	80
Resultados	82
Discusión	92

8. Discusión general	94
Bibliografía	98
Anexo	107
Índice de Figuras y Tablas	109

Resumen

Los cuerpos de agua temporarios se caracterizan por su ciclo de inundación y sequía recurrente, que impone a los organismos limitaciones para su desarrollo. Algunos insectos han desarrollado adaptaciones que les permiten sobrevivir y reproducirse en este tipo de hábitats, entre las cuales se destacan la dispersión activa (migración) y la presencia de estadios de resistencia (tolerancia fisiológica). En general los organismos que habitan este tipo de hábitats poseen un desarrollo rápido que se completa antes de la desecación del ambiente. Entre los insectos se destacan los mosquitos (Diptera: Culicidae) por su abundancia, aunque también se registran diversas especies de Heteroptera, Coleoptera y Odonata.

En los espacios verdes de la ciudad de Buenos Aires se registra gran cantidad de charcos temporarios. El objetivo de este trabajo fue estudiar las variables asociadas con la presencia y abundancia de distintas especies, principalmente culícidos. Se realizó un estudio intensivo de 89 cuerpos de agua temporarios en un parque de la ciudad (Parque Saavedra). Se analizó la relación de la permanencia del agua con variables meteorológicas y morfométricas de los cuerpos de agua. La composición de la fauna de insectos (principalmente culícidos) fue analizada cuali y cuantitativamente en función de diferentes variables (precipitaciones, temperatura, dimensiones de los charcos, hidroperíodo, insolación y cobertura vegetal). Los resultados fueron corroborados mediante información correspondiente a un segundo período de estudio.

Las variables asociadas positivamente con la permanencia del agua en los charcos fueron las precipitaciones y las dimensiones, mientras que la temperatura y la vegetación mostraron una relación inversa. Durante el período de estudio se registraron 43 taxa de insectos, entre los cuales los culícidos fueron los más abundantes, seguidos de coleópteros y heterópteros. Algunas de las especies registradas son consideradas como pioneras típicas de hábitats temporarios (*Neoplea maculosa*, *Notonecta sellata*, *Buenoa fuscipennis*, *Sigara platensis* y *Ochlerotatus albifasciatus*). La composición de insectos mostró similitudes con la de ambientes acuáticos afines de la región. Las mayores riquezas fueron halladas en la temporada de verano, asociadas con un alto grado de anegamiento y permanencia del agua. La mayor parte de los insectos registrados se dispersa activamente, y también son hallados en hábitats permanentes de la zona. La especie más abundante fue *Ochlerotatus albifasciatus*, que resiste la sequía mediante huevos de resistencia.

Los cuerpos de agua del parque Saavedra pertenecen al extremo efímero del gradiente de duraciones favorables para los insectos estudiados. La abundancia relativamente baja de ejemplares inmaduros de heterópteros y odonatos indica que no serían los sitios de cría óptimos para estos organismos debido a su escasa duración. El grado de anegamiento fue la variable más relacionada con la presencia de las distintas especies de culícidos. Este trabajo aporta un marco general sobre la dinámica de cuerpos de agua temporarios y su comunidad de insectos en una área urbanizada. Esta información permite una mejor evaluación de posibles estrategias de manejo, principalmente apuntadas a las poblaciones de mosquitos, teniendo en cuenta la localización urbana de los hábitats.

Palabras clave: ambientes acuáticos efímeros, insectos acuáticos, dinámica estacional, mosquitos, Culicidae, *Culex*, *Ochlerotatus albifasciatus*

Abstract

Temporary pools are bodies of water that experience recurrent flooding and drying cycles and impose severe constraints to faunal development. Aquatic insects have developed different adaptive strategies to survive and reproduce in this kind of habitats, among which active dispersal (migration) and the occurrence of resting stages (physiological tolerance) are the most important ones. Organisms inhabiting temporary waters are characterised by their rapid development before the pool dries up. Although mosquitoes (Diptera: Culicidae) are among the most abundant taxa in this kind of habitats, several Heteroptera, Coleoptera and Odonata are also frequent.

The presence of high numbers of temporary rain pools is characteristic of Buenos Aires city parks. The present work is aimed at describing and analysing the variables associated with the presence and abundance of different insect species, mainly culicids. A total of 89 temporary water bodies were intensively studied in a park of Buenos Aires city (Saavedra Park). Relationships between water permanence and meteorological and morphometric variables in each pool were analysed. Aquatic insect faunal composition (presence and abundance) were analysed as a function of different variables (rainfall, temperature, pool dimensions, hydroperiod, insolation degree and vegetation cover). Results were validated with data from a second study period.

Water permanence was positively related to rainfall and pool dimensions, while temperature and vegetation cover showed an inverse relationship. Among the 43 taxa recorded during the study period, culicids were the most abundant, followed by coleopterans and heteropterans. Some of the species are considered typically pioneers in temporary pools (e.g. *Neoplea maculosa*, *Notonecta sellata*, *Buenoa fuscipennis*, *Sigara platensis*, and *Ochlerotatus albifasciatus*). Insect faunal composition showed similarities to other temporary waters in Buenos Aires. The highest richness was observed during the summer, in association to high water levels and water permanence. Most of the recorded species disperse actively, and are also observed in permanent habitats of Buenos Aires. The mosquito *Ochlerotatus albifasciatus*, the most abundant species, withstands drying by means of resistant eggs.

The temporary pools at Saavedra park represent an extreme of the gradient of suitable conditions for the studied insects, owing to their ephemeral nature. The relatively low abundances of immatures of heteropterans and odonates suggest that most of the studied rain pools may be unsuitable breeding sites for these predatory taxa because of their short permanence. Water level is the variable most significantly

associated to the presence of different species of Culicidae. This work provides a general framework about dynamics of temporary rain pools and their insect community in a urban area. This information allows a better evaluation of management strategies of this kind of habitats, mainly to control mosquito populations.

Key words: ephemeral rain pools, aquatic insects, seasonal dynamics, Culicidae, *Culex*, *Ochlerotatus albifasciatus*

1. Introducción General

Los cuerpos de agua temporarios abarcan un grupo heterogéneo de ambientes acuáticos y representan una proporción importante de las aguas continentales del planeta (Williams 1997).

Hay diversas definiciones de cuerpos de agua temporarios, muchas veces específicas para alguna región geográfica, origen o dinámica estacional en particular (Schwartz y Jenkins 2000). Se han incluido en esta categoría hábitats de origen natural o artificial, cuya agua proviene de deshielos, lluvia, desborde de ríos o lagos o del aporte de aguas subsuperficiales. Entre los ejemplos más comunes se cuentan estanques, charcos en planicies de inundación, humedales de mareas, cuerpos de agua en turberas, charcos de lluvia, huellas de cascos de animales, y fitotelmata. El factor común de estos hábitats tan diferentes es el ciclo de inundación y sequía recurrente al que se encuentran sometidos (Williams 1997).

En este trabajo se define como cuerpos de agua temporarios a los ambientes acuáticos que experimentan una fase de sequía recurrente de duración variable (Williams 1997). En otras palabras, el agua como hábitat para los organismos acuáticos pasa desde un estado de "disponibilidad" a otro de "no disponibilidad" por un tiempo suficientemente largo como para afectar sustancialmente la biota (Schwartz y Jenkins 2000). Esta definición excluye a los ambientes permanentes que se secan sólo en ocasiones extraordinarias.

Se pueden identificar dos tipos de aguas temporarias diferenciados por su patrón hidrológico: los *intermitentes* y los *episódicos*. Se definen como *intermitentes* a los cuerpos de agua que contienen agua en temporadas reconocibles y predecibles (Williams 1997). Se incluyen en esta categoría los denominados "snowmelt" o "vernal pools" (se llenan en primavera y su etapa acuática es de 3-4 meses) y los "autumnal pools" (se llenan en primavera y retienen agua durante 8-9 meses) (Wiggins et al. 1980). En cambio se definen como *episódicos* los ambientes acuáticos que se llenan y se secan en momentos que no son predecibles estacionalmente (Williams 1997). La mayoría de los estudios hasta la fecha fueron realizados en ambientes acuáticos del primer grupo.

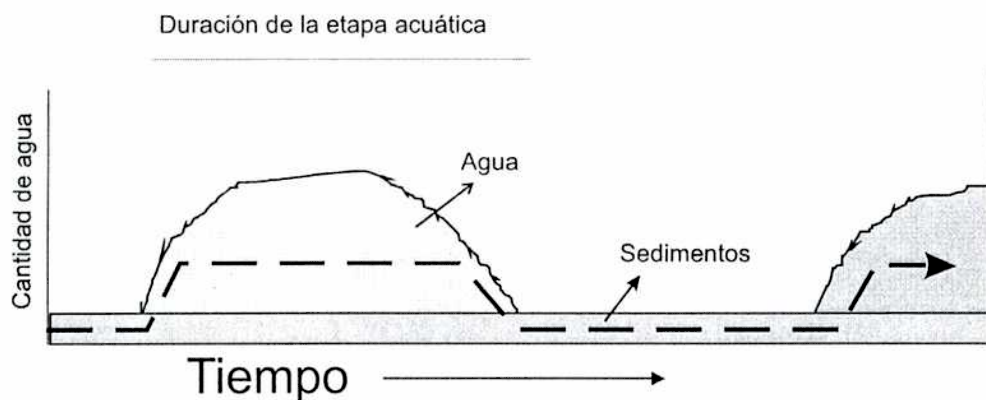
Los hábitats temporarios están sujetos a fluctuaciones drásticas en las condiciones físicas y químicas, generalmente debido a su tamaño pequeño y a las variaciones en la cantidad de agua que contienen (Williams y Feltmate 1992). El

principal disturbio es la desecación total del hábitat, pero la disminución de la cantidad de agua tiene como consecuencia fluctuaciones en otras variables como la temperatura, el pH, la concentración de oxígeno disuelto y la concentración de iones (Williams 1997). Algunas veces se alcanzan valores cercanos al límite de tolerancia fisiológica de los insectos, obligándolos a refugiarse o dispersarse hacia otros hábitats (Williams y Feltmate 1992).

Muchos ambientes acuáticos transitorios albergan una variada fauna de invertebrados, adaptados especialmente a las condiciones que este tipo de hábitats imponen (Williams 1997). Estos organismos aprovechan la riqueza de recursos que ofrecen estos ambientes, en relativa ausencia de predadores (Wellborn et al. 1996). Entre los mecanismos observados se destacan el desarrollo de la tolerancia fisiológica y la migración. La tolerancia fisiológica generalmente involucra algún tipo de diapausa. En algunos casos la falta de agua implica un retardo en el crecimiento del organismo, que se restituye cuando el mismo es rehidratado. En otros casos los organismos poseen estadios de resistencia (huevos o quistes), que solamente eclosionan cuando se cumplen ciertas condiciones ambientales. La migración generalmente requiere una alta capacidad de vuelo, combinada con mecanismos eficientes para la detección y evaluación de los nuevos hábitats (Williams 1996).

Los organismos que habitan en cuerpos de agua temporarios fueron clasificados en cuatro grupos, de acuerdo con su estrategia para evitar la desecación (Wiggins et al. 1980). En el primer grupo se incluyen los organismos residentes durante todo el año, incapaces de dispersión activa, y que evitan la desecación mediante estadios de resistencia o refugiándose entre los sedimentos (Figura 1.1). Se incluyen oligoquetos, cladóceros, copépodos y ostrácodos. Los insectos no han sido citados dentro de este grupo.

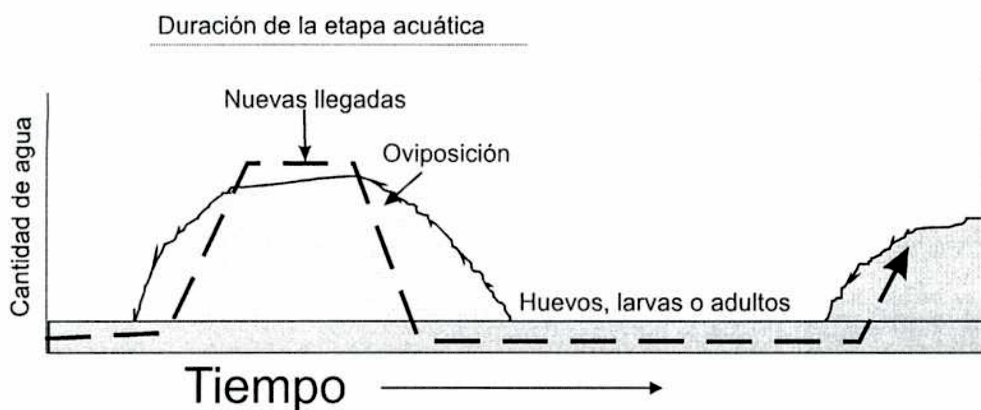
Figura 1.1
Esquema del ciclo del grupo I (adaptado de Wiggins et al. 1980)



En el segundo grupo se encuentran organismos que pasan la temporada de sequía generalmente como embriones o larvas, y en algunos casos como adultos. La oviposición depende de la presencia de agua y los adultos pueden dispersarse mediante el vuelo (Figura 1.2). En este grupo se mencionan algunos coleópteros, efemerópteros, tricópteros, quironómidos, ceratopogónidos y ácaros.

Figura 1.2

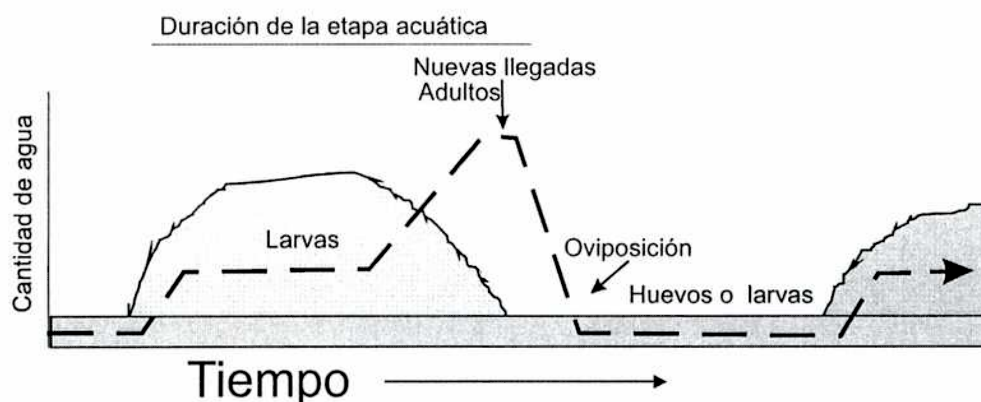
Esquema del ciclo del grupo II (adaptado de Wiggins et al. 1980)



Los organismos del tercer grupo se diferencian de los anteriores en que la oviposición es independiente del agua. Generalmente se trata de especies colonizadoras, que en muchos casos pasan la sequía como embriones, y en otros como larvas (Figura 1.3). Se incluyen en este grupo los culícidos denominados "de inundación" (géneros *Psorophora* y *Ochlerotatus*), algunos odonatos, tricópteros y quironómidos.

Figura 1.3

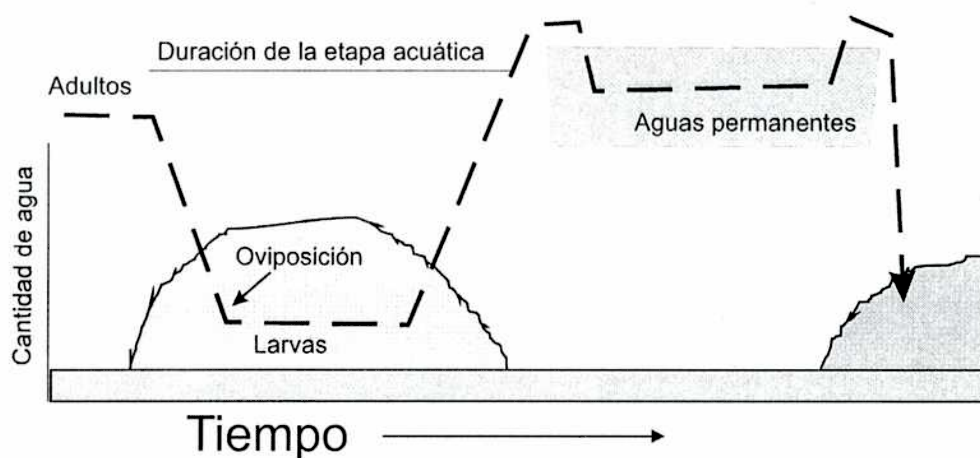
Esquema del ciclo del grupo III (adaptado de Wiggins et al. 1980)



En el cuarto grupo se encuadran los insectos que colonizan ambientes temporarios mediante el vuelo desde cuerpos de agua permanentes (Figura 1.4). Estos organismos llegan a los ambientes acuáticos después de su formación, y los adultos de las generaciones siguientes (o la misma) los abandonan cuando comienza la desecación. A diferencia de los tres grupos anteriores, estos taxa no poseen mecanismos para tolerar la sequía, sino que la evitan mediante la migración. Se incluyen en este grupo la mayoría de los coleópteros, heterópteros, odonatos y algunos dípteros.

Figura 1.4

Esquema del ciclo del grupo IV (adaptado de Wiggins et al. 1980)



En ambientes acuáticos de origen pluvial, el balance hídrico depende de las condiciones meteorológicas y de las características propias del cuerpo de agua. El aporte de agua estará determinado en forma directa por la magnitud de las precipitaciones, mientras que la pérdida de agua estaría influida por la evaporación, la evapotranspiración y el drenaje. Variables como la presencia y grado de desarrollo de la vegetación, el grado de insolación, la temperatura y las dimensiones están estrechamente relacionadas con la pérdida de agua (Brooks y Hayashi, 2002).

La duración de la etapa acuática de los charcos temporarios representa un factor limitante para los organismos acuáticos, incluso para aquellos adaptados a este tipo de ambientes. La presencia de las distintas especies está condicionada por su capacidad para completar el desarrollo antes de la desecación total del ambiente (Nilsson y Svensson, 1994). Por lo tanto, organismos con ciclos de vida más cortos podrían colonizar y reproducirse en mayor cantidad de hábitats, mientras que los de ciclos de vida más largos (la mayor parte de los predadores) estarían restringidos a

ambientes de mayor duración (Wellborn et al. 1996). A medida que se incrementa la permanencia del agua en estos ambientes, también aumenta el número de especies capaces de colonizarlos y la magnitud de las interacciones biológicas. Por lo tanto, la duración constituiría el factor clave que determina la importancia relativa de los factores ambientales o físicos y de las interacciones biológicas en la estructuración de la comunidad (Schneider y Frost 1996).

En distintas regiones del planeta se han registrado similitudes considerables en la composición faunística de los ambientes acuáticos temporarios. Los microcrustáceos (cladóceros, ostrácodos y copépodos) y los insectos (odonatos, efemerópteros, dípteros, coleópteros y heterópteros) constituyen los artrópodos más frecuentemente mencionados (Williams 1997). A una escala local, distintos hábitats muestran diferencias en su riqueza y composición taxonómica (Nilsson y Svensson 1995, Schneider y Frost 1996, Spencer et al. 1999, Ward y Blaustein 1994, Bazzanti et al. 1997). Estas diferencias fueron atribuidas a variables como la permanencia del agua (Williams 1996), las dimensiones de los ambientes (Nilsson y Svensson 1995, Spencer et al. 1999), la cobertura de plantas terrestres y el grado de insolación (Ward y Blaustein 1994). La presencia de predadores también puede ser importante en la estructuración de las comunidades (Blaustein 1998), aunque la predación en este tipo de hábitats parece tener menor importancia que en hábitats permanentes (Wellborn et al. 1996).

Los charcos temporarios constituyen un buen modelo para estudiar la ecología de sus comunidades, ya que en general estos hábitats son abundantes a una escala local (Nilsson y Svensson 1995). Además se trata de comunidades relativamente simples (Blaustein y Margalit 1996), y la similitud de las condiciones climáticas a las que se encuentran sometidos permite realizar comparaciones válidas entre distintos cuerpos de agua. Por otra parte, también resultan modelos adecuados para el estudio de problemas aplicados, como la regulación de las poblaciones de mosquitos o la conservación de la biodiversidad, especialmente de anfibios.

Debido al escaso desarrollo de la investigación en cuerpos de agua temporarios, siguen siendo necesarias descripciones básicas de distintos aspectos de estos ambientes, para contrastar con las generalizaciones realizadas hasta la fecha (Williams 1997, Schwartz y Jenkins 2000) y evaluar cuáles son las variables que se relacionan con la composición de insectos en los mismos.

En la ciudad hay aproximadamente 8.8 km² de espacios verdes. Se realizaron monitoreos de fauna acuática en distintos espacios verdes, en los que se registró una

gran cantidad de charcos temporarios. Estos cuerpos de agua relativamente pequeños se forman a partir de las lluvias. En ellos fue hallada una variada fauna de insectos y algunos microcrustáceos. Entre los organismos colectados en mayor abundancia se destacaron los culícidos *Ochlerotatus albifasciatus* y varias especies del género *Culex*, que ya habían sido citados en hábitats temporarios de la zona. Los criaderos particulares de estas especies han sido caracterizados (Almirón y Brewer 1996, Fontanarrosa et al. 2000, Campos et al. 1993), pero no se han realizado estudios a la escala del conjunto de ambientes presentes en un área parquizada.

Los criterios por los cuales fue seleccionado el parque Saavedra para realizar un estudio longitudinal sobre la dinámica de los charcos efímeros y la fauna de insectos acuáticos que se desarrollan en ellos fueron:

- la gran cantidad de charcos de diversas duraciones y tamaños en una superficie relativamente pequeña (menos de diez hectáreas)
- una variada fauna de insectos acuáticos, especialmente mosquitos

Los charcos del parque Saavedra se caracterizan por ser hábitats de tipo episódico, en los cuales la duración de la etapa acuática depende de la frecuencia e intensidad de las lluvias. Son ambientes heterogéneos en sus dimensiones, hidropériodo, cobertura vegetal e insolación. La gran cantidad de hábitats acuáticos presente en el parque constituye una oportunidad para estudiar la composición taxonómica de insectos en distintas temporadas y condiciones ambientales, aportando un marco general sobre la dinámica de cuerpos de agua temporarios y su comunidad en un área urbanizada. Esta información permitirá una mejor evaluación de las posibles estrategias de manejo, principalmente dirigidas a las poblaciones de mosquitos, teniendo en cuenta la localización urbana de los hábitats.

Objetivos generales

- Estudiar las relaciones de las variables meteorológicas con la presencia estacional de agua y caracterizar morfológica e hidrológicamente los ambientes acuáticos temporarios en la ciudad de Buenos Aires.
- Determinar la relación de los factores macro y microambientales con la riqueza y composición faunística de insectos en estos cuerpos de agua efímeros.
- Estudiar la relación de la presencia de las especies más abundantes de culícidos con variables estacionales, microambientales y biológicas.

2. Descripción del área de estudio y metodología general

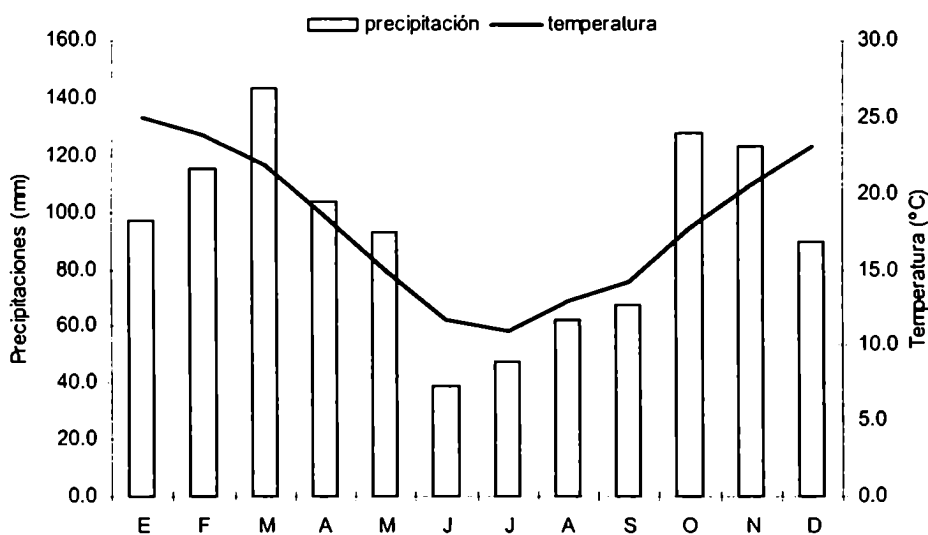
Area de estudio

La Ciudad de Buenos Aires (34°36'S-58°26'O) abarca 202 km² y está habitada por aproximadamente 3 millones de personas. La zona periférica denominada "Gran Buenos Aires" incluye aproximadamente 3880 km² con una población de 11 millones de habitantes (Figuerola y Mazzeo 1998).

El clima es templado y húmedo, característico de planicies en latitudes medias. La temperatura media anual del período 1981-1990 fue de 17.7 °C, con valores extremos de -1.6 °C y 38.8 °C. Las temperaturas máximas y mínimas de verano e invierno son moderadas, con una media máxima de 29,9°C en enero y una media mínima de 7,4°C en julio. Las precipitaciones acumuladas anuales medias fueron de aproximadamente 1100 mm. La Figura 2.1 muestra la marcha mensual de precipitación acumulada y de temperatura media para el período 1981-1990.

Figura 2.1

Precipitaciones acumuladas y temperaturas medias mensuales en Buenos Aires, 1981-1990



El parque Saavedra está ubicado en el norte de la Ciudad de Buenos Aires (Figura 2.2.A), sobre el entubamiento del arroyo Medrano y abarca una superficie de forma oval de 94300 m². Está emplazado entre las calles Vilela, Cap. Gral. Ramón Freire, Pinto, Av. García del Río y Roque Pérez, del barrio de Saavedra, en el Consejo Vecinal 12, Distrito Escolar 10.

El parque se encuentra inserto en una matriz urbanizada que lo separa de otros espacios verdes similares, en los cuales se registran cuerpos de agua temporarios y en algunos casos permanentes. Los parques más cercanos son Pioneros de la Antártida y General Paz (2000 y 2700 m) y parque Paseo de las Américas (2700 m). Entre los espacios verdes que tienen cuerpos de agua permanentes, los más cercanos son el campo de Golf de la ciudad de Buenos Aires (3600 m), parque Norte (3500 m), el parque 3 de Febrero (4000 m), la Facultad de Agronomía y la Facultad de Ciencias Veterinarias de la Universidad de Buenos Aires (5000 m), la Reserva Ecológica Costanera Sur (11000 m) y el parque Roca (13000 m).

El parque Saavedra se encuentra rodeado de una zona urbanizada (Figura 2.3), y se trata de un espacio verde parquizado y arbolado (Figura 2.4). El mantenimiento del parque está a cargo del Gobierno de la ciudad de Buenos Aires y no cuenta con un sistema de riego artificial. El parque es visitado por gran cantidad de personas y perros, y es usado como espacio recreativo en forma intensiva.

Figura 2.2

Localización del parque Saavedra y otros espacios verdes en la ciudad de Buenos Aires.

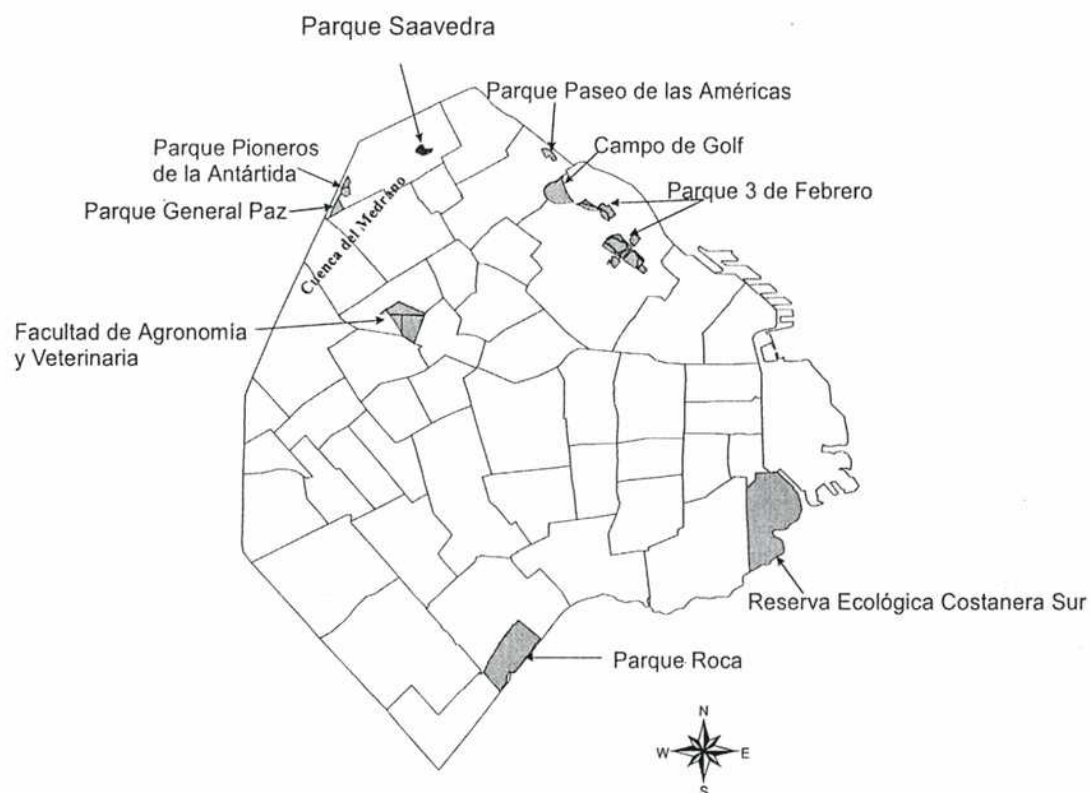


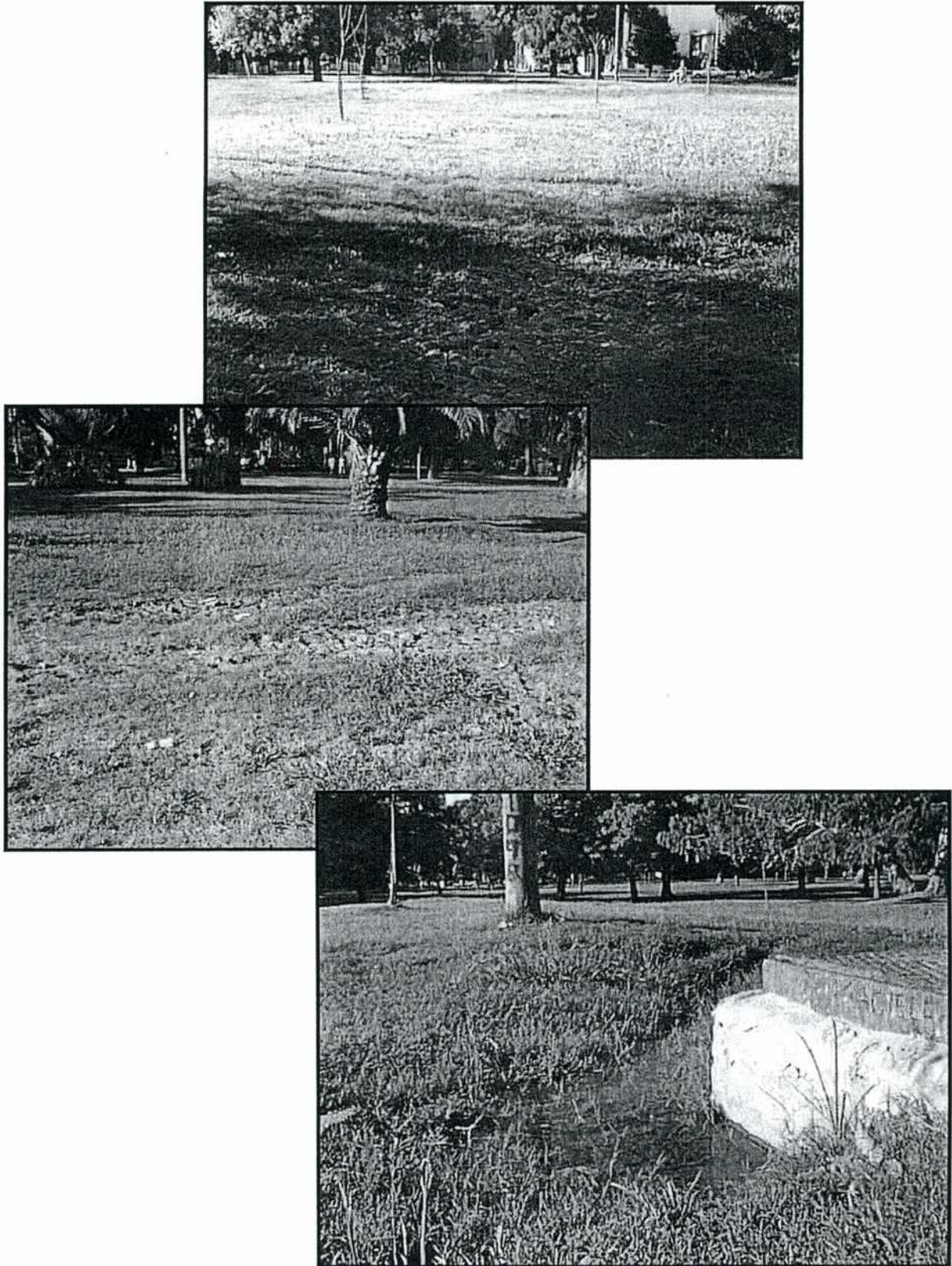
Figura 2.3

Fotografía aérea de parque Saavedra y manzanas periféricas



Figura 2.4

Vistas generales del parque Saavedra (Buenos Aires)



Reseña histórica

La presencia de gran cantidad de charcos en el parque Saavedra (como en otros parques de la ciudad) posiblemente se relaciona con el origen del mismo, ya que se localiza en una zona históricamente anegable.

En 1872 Don Florencio E. Núñez (Intendente del pueblo de Belgrano), compró 55 hectáreas de lo que hoy es Saavedra, y más tarde adquirió una chacra denominada "La Pampa" en la misma zona. Era una región de bañados, en la que serpenteaba el arroyo Medrano. La vegetación era típica de zonas próximas al río y se destacaban el sauce, el tala, el espinillo y el ceibo. A principios de 1873 se comenzaron a urbanizar las tierras adquiridas, se trazaron y abovedaron las calles, se construyeron los puentes y alcantarillas, y en ese mismo año se fundó el pueblo que se llamaría "Saavedra" en homenaje al Presidente de la Primera Junta de Gobierno Patrio.

Además, se diseñó un parque público que fue llamado "Paseo del Lago" en el lugar donde hoy se encuentra ubicado el parque Saavedra. El "Paseo del Lago", con una superficie de 125749 metros cuadrados, fue diseñado aprovechando la bifurcación en dos brazos del arroyo Medrano y la formación de un remanso en una parte de su tramo, entre las actuales calles Melián y Pinto. El parque estaba circundado por una zanja inundada y por las aguas del arroyo. Se accedía al mismo a través de un puente levadizo, adornado con glorietas, bustos, estatuas y dos parejas de leones construidos en hierro. Por el arroyo navegaban botes y góndolas desde el parque hasta la actual avenida Cabildo por lo que hoy es la calle García del Río. El "Paseo del Lago" fue el primer parque público de la República Argentina.

El arroyo Medrano fue entubado en 1938. Nace en Villa Maipú, partido de San Martín, y corre por debajo del parque Presidente Sarmiento y de la avenida Ruiz Huidobro hasta Melián. Luego, pasa por el parque Saavedra, continúa por García del Río y Comodoro Rivadavia hasta desembocar en el Río de la Plata después de cruzar la avenida Cantilo.

Metodología general

Trabajo de campo (junio 1998 - mayo 1999)

Entre junio de 1998 y mayo de 1999 el área de estudio fue visitada con una frecuencia semanal. En cada visita se registraron todos los sitios inundables, los cuales fueron identificados con un código que se mantuvo a lo largo de todo el estudio.

En cada oportunidad fueron evaluados los siguientes parámetros: profundidad máxima (cm), largo y ancho máximo (m), y el porcentaje cubierto por agua (% de cobertura). Las distancias fueron medidas en pasos, y luego transformadas en metros. En cada fecha se realizó un dibujo esquemático de cada ambiente acuático, y el porcentaje de cobertura fue calculado como la proporción de superficie efectivamente cubierta por agua de una figura cuadrangular determinada por su longitud y ancho máximos. La superficie cubierta por agua en cada charco fue calculada como la multiplicación de las dimensiones máximas del charco y su porcentaje de cobertura.

Por otra parte se estimó en forma cualitativa el grado de insolación, asignando un valor de 0 a los ambientes localizados totalmente a la sombra (toda la superficie a la sombra durante todo el día), 1 a aquellos expuestos totalmente al sol (toda la superficie al sol durante todo el día), y 0.5 a los charcos expuestos parcialmente al sol representando alguna situación intermedia entre 0 y 1 (parte de la superficie expuesta al sol o toda la superficie solamente una parte del día). También se evaluó cualitativamente la presencia de vegetación, asignando un valor de 0 a los charcos carentes de vegetación (vegetación en menos de un tercio de la superficie cubierta por agua), 0.5 a los escasamente vegetados (entre un tercio y dos tercios de la superficie anegada con vegetación) y 1 a los que se encontraban completamente vegetados (más de dos tercios de la superficie con vegetación).

En todos los casos se tomaron muestras del poblamiento animal. Estas fueron colectadas con una red de mano (malla de 250-300 μm , área de la boca de 156 cm^2) arrastrando la red cerca del fondo a lo largo del eje mayor del cuerpo de agua. La distancia recorrida por la red en cada charco fue determinada de acuerdo a la superficie estimada, con una escala previamente ajustada (Tabla 2.1), por lo que la muestra fue aproximadamente proporcional al tamaño de cada cuerpo de agua. Para los ambientes de poca profundidad se utilizó como unidad de captura un cucharón de 80 ml. El volumen de agua extraído en estos casos fue proporcional a la superficie del cuerpo de agua (entre 5 y 60 cucharones). Las muestras fueron fijadas en el campo con formol 5% y almacenadas posteriormente en alcohol etílico.

Desde agosto de 1998 se tomaron muestras cuantitativas de mosquitos con un cucharón de 80 ml. El número de volúmenes extraídos fue dependiente de la superficie del cuerpo de agua, de acuerdo a la escala que se muestra en la Tabla 2.1.

Tabla 2.1

Distancias recorridas por la red en función de la superficie del charco

Superficie	Número de metros recorridos por la red	Número de volúmenes extraídos con cucharón
< 1 m ²	0.5	5
1 - 5 m ²	1	10
5 - 10 m ²	2	20
10 - 20 m ²	4	40
20 - 50 m ²	6	60
50 - 100 m ²	8	80
100 - 200 m ²	10	100
200 - 500 m ²	13	130
> 500 m ²	15	150

A partir de diciembre de 1998 y hasta el final del se realizaron dos visitas semanales adicionales al parque, en las cuales se registró para cada sitio la presencia/ausencia de agua. Estas visitas intermedias permitieron evaluar la permanencia del agua entre muestreos en los meses más cálidos.

Trabajo de laboratorio

Los culícidos, coleópteros y heterópteros adultos e inmaduros fueron identificados hasta nivel específico o genérico utilizando las claves taxonómicas adecuadas y la literatura especializada en la fauna local (Almirón y Harbach 1996, Angrisano y Trémouilles 1995, Bachmann y Mazzucconi 1995, Bachmann y Angrisano 1998, Darsie 1985, Merrit y Cummins 1984, Trémouilles et al. 1995). Según la clave sistemática de Darsie (1985), se identificaron larvas de *Culex eduardoi*, cuyas características coinciden con las descritas para *Culex dolosus* (Almirón 1993) y que en este trabajo son considerados sinónimos (Almirón y Brewer 1995). Se registró el estado inmaduro de todos los culícidos presentes en las muestras.

Los coleópteros y heterópteros inmaduros que no están descritos en la literatura fueron identificados hasta nivel de género y asignados a una especie en los casos en que se colectaron adultos pertenecientes a una única especie del género. Los odonatos, efemerópteros y dípteros no culícidos fueron identificados hasta suborden y familia respectivamente. Para estos taxa se tomó el criterio de identificar morfoespecies (grupos diferenciables morfológicamente) y nombrarlos con la mayor resolución taxonómica posible. Debido a la baja proporción de estos grupos en la

muestra se consideró que un mayor nivel de resolución taxonómica no modificaría en forma significativa los resultados del trabajo.

En todo el trabajo se utilizó la nomenclatura de dos letras propuesta por Reinert (1975) para abreviar los géneros de los culícidos, mientras que para los insectos restantes se utilizó una sola letra.

En los análisis de los capítulos siguientes se utilizó la información meteorológica diaria proporcionada por el Servicio Meteorológico Nacional (estación Villa Ortúzar).

Metodología de análisis

Se confeccionó una matriz con todos los registros de cada cuerpo de agua en cada fecha. Las variables incluidas para cada registro fueron: la fecha en que fue relevado, el código del cuerpo de agua, cada una de las variables ambientales evaluadas y la abundancia de cada morfoespecie (distinguiendo estadios inmaduros de adultos) colectada en la muestra correspondiente. Para cada uno de los registros y para cada fecha y sitio de muestreo agrupados fue calculada la riqueza taxonómica.

Las relaciones entre las distintas variables fueron exploradas mediante gráficos, análisis de correlaciones (Zar 1996), ANOVA de Kruskal Wallis (Zar 1996), análisis de regresión múltiple y logística (Chatterjee et al. 2000), Análisis en componentes principales (Pla 1986, Johnson y Wichern 1992, Hair et al. 1999), Análisis de agrupamiento y Análisis discriminante (Johnson y Wichern 1992, Hair et al. 1999). En algunos casos todos los registros fueron agrupados por fecha o por charco, en función del objetivo específico del análisis.

3. Caracterización de los ambientes acuáticos temporarios: Relación con las variables meteorológicas y microambientales (junio 1998 – mayo 1999)

Introducción

En ambientes acuáticos temporarios, la duración de la etapa acuática es fundamental para el éxito reproductivo de la fauna que los habita (Wellborn et al 1996, Schneider y Frost 1996, Williams 1997, Spencer et al. 1999). El estudio de la relación de esta variable con otras de fácil medición como el tamaño y profundidad permite una identificación eficiente de los ambientes acuáticos más favorables para el desarrollo de ciertas especies (Brooks y Hayashi 2002).

En zonas donde la lluvia es la fuente principal de agua para los charcos temporarios, el balance hídrico depende por un lado del régimen de precipitaciones y otras condiciones meteorológicas, y por el otro de las características propias del cuerpo de agua (dimensiones, tipo de sustrato, etc), que determinarán la velocidad de pérdida de agua. La cantidad de agua presente en un momento dado tiene una relación directa con la cantidad de lluvia caída, e inversa con el tiempo transcurrido desde la última precipitación (Ludueña Almeida 1994).

La pérdida de agua de un ambiente individual tendría relación directa con la evaporación, la evapotranspiración y el drenaje, teniendo en cuenta que en general no se registra un flujo continuo de entrada y salida de agua. La magnitud de la evaporación se relacionaría directamente con la relación superficie/volumen y con el grado de insolación del cuerpo de agua. La evapotranspiración tiene una relación directa con la cantidad de vegetación dentro y alrededor del cuerpo de agua. La velocidad de drenaje tendría una relación con el tipo de sustrato de los ambientes acuáticos (Brooks y Hayashi 2002).

Las dimensiones, la presencia de vegetación y el grado de insolación podrían tener efectos significativos sobre la pérdida de agua en los ambientes acuáticos temporarios. Los pocos trabajos sistemáticos que relacionan estas variables con la duración de la etapa acuática fueron hechos en el hemisferio norte en ambientes acuáticos con anegamiento estacional (Brooks y Hayashi 2002).

En el presente capítulo se exponen y analizan los resultados obtenidos durante un año en la totalidad de los ambientes acuáticos presentes en el parque Saavedra.

Objetivos específicos

- Caracterizar el régimen de anegamiento de los ambientes acuáticos, y las variables meteorológicas relevantes en el parque Saavedra.
- Estudiar la relación de las variables morfométricas y ambientales (superficie, profundidad, volumen, insolación y vegetación) con el hidropériodo y la duración de los charcos temporarios en el parque Saavedra.

Metodología

Se utilizó la información de las variaciones semanales en la presencia de los ambientes acuáticos y de las variables meteorológicas. Para cada microambiente se analizaron las variables morfométricas y físicas. Se confeccionó un plano esquemático del parque, en el cual fueron localizados todos los puntos en los cuales se formaron charcos durante el período de estudio (Anexo I).

Análisis de los datos

Variación del anegamiento y de las variables meteorológicas

Para cada fecha de visita al parque se calculó el promedio de las temperaturas de los siete días previos, y la lluvia acumulada en el mismo período. Los registros meteorológicos diarios fueron suministrados por el Servicio Meteorológico Nacional. En forma semanal se calculó el número de microambientes y la superficie total cubierta por agua en el parque. Los intervalos de variación de las variables climáticas y de anegamiento fueron descriptos en forma estacional y comparados mediante test de Kruskal-Wallis (Zar 1996). Los valores de precipitaciones acumuladas mensuales fueron comparadas con los promedios mensuales del período 1981-1990. Se utilizó dicho período debido a que fueron los diez años completos más cercanos al período de estudio, por lo cual fueron considerados representativos.

Con el objetivo de identificar las variables que expresan la mayor variabilidad entre fechas, se realizó un análisis en componentes principales (ACP) (Pla 1986, Hair et al. 1999, Johnson y Wichern 1992) en el cual se incluyeron: superficie total cubierta por agua, número de cuerpos de agua, temperatura semanal y lluvia semanal en todas las fechas. A los datos de superficie se les aplicó una transformación logarítmica = $\log(S+1)$. Para evaluar el grado de predictibilidad estacional de las variables ambientales,

se realizó un análisis discriminante (Hair et al. 1999, Johnson y Wichern 1992) utilizando como variable categórica la estación y como variables predictoras las mismas variables utilizadas en el ACP.

Asociación de las variables meteorológicas con el anegamiento

La relación entre el anegamiento y las variables climáticas fue explorada mediante regresiones múltiples (Chatterjee et al. 2000). Las variables dependientes utilizadas fueron el número de cuerpos de agua en cada fecha y la superficie total cubierta por agua (transformada a log. (S+1)). Como variables predictoras o independientes fueron utilizadas la temperatura media y la lluvia acumulada durante la semana previa a cada relevamiento, y una variable definida como índice hídrico.

El índice hídrico fue calculado a partir de una modificación del "Contenido Hídrico" elaborado por Ludueña Almeida (1994), que se calcula como: $Ch_i = P/(d \cdot T_m)$, donde "P" es la precipitación (en mm) inmediatamente anterior al muestreo "i"; "d" es el tiempo (en días) transcurrido entre la última lluvia y el muestreo "i", y "T_m" es la temperatura media del periodo "d". La utilidad de esta variable para la predicción del grado de anegamiento y de la producción de culícidos a partir de las principales variables meteorológicas fue demostrada en la provincia de Córdoba (Ludueña Almeida 1994). En cambio en Buenos Aires no ha sido evaluado el ajuste del Ch con la cantidad de agua en los espacios verdes de la ciudad. La modificación realizada consistió incluir en el cálculo del índice hídrico los efectos de todas las lluvias previas al día de relevamiento, teniendo en cuenta que el agua presente en los charcos puede provenir de una o varias lluvias previas.

Caracterización de los cuerpos de agua

Para cada uno de los ambientes acuáticos se determinaron la superficie máxima, profundidad máxima, volumen máximo, cobertura de vegetación y grado de insolación. Para el cálculo del volumen máximo se utilizó la ecuación de Brooks y Hayashi (2002): $V_{max} = (S_{max} \cdot P_{max}) / 3$, donde V_{max} es el volumen máximo (en metros cúbicos), S_{max} es la superficie máxima (en metros cuadrados) y P_{max} es la profundidad máxima (en metros).

Los ambientes acuáticos fueron caracterizados en función de cada una de las variables en forma univariada. Las relaciones entre las distintas variables morfométricas (superficie, profundidad y volumen) fueron exploradas mediante correlaciones de Spearman (Zar 1996). Las diferencias en las variables morfométricas entre distintas categorías de vegetación e insolación fueron evaluadas mediante test de Kruskal-Wallis.

Relación del hidroperíodo y la duración con las variables ambientales

Para cada sitio anegable fue calculado el hidroperíodo como la proporción de fechas en que un sitio contuvo agua respecto del total de fechas en que se visitó el parque. Se analizó la relación entre el hidroperíodo y las variables morfométricas mediante correlaciones de Spearman, y las diferencias en esta variable entre categorías de vegetación e insolación fueron evaluadas mediante Test de Kruskal-Wallis.

Para cada sitio fueron considerados todos los casos de llenado independientes, considerando un caso desde la formación del cuerpo de agua hasta su secado total. La permanencia del agua (en días y en semanas) fue estimada para cada caso independiente. Las distribuciones de frecuencias de la permanencia del agua fueron comparadas estacionalmente.

Las relaciones entre la permanencia del agua en cada caso independiente y la superficie, profundidad, lluvia acumulada durante la primera semana y temperatura media fueron exploradas mediante correlaciones de Spearman para el período completo y estacionalmente. Las diferencias en los intervalos de duración de la etapa acuática entre distintas categorías de insolación y cobertura vegetal fueron analizadas mediante test de Kruskal-Wallis. El aporte relativo de las distintas variables (superficie, profundidad, insolación, vegetación, lluvia acumulada de la primera semana y temperatura media) fue analizado mediante regresiones múltiples, utilizando como variable dependiente la duración en días de los casos (transformada a $\log(d+1)$).

La duración máxima y mediana (en días) fueron calculadas para cada sitio anegable y las relaciones de estas variables con el hidroperíodo fueron exploradas mediante regresiones lineales. La duración en días fue transformada a $\log(d+1)$ y el hidroperíodo fue transformado a raíz cuadrada (h) para cumplir con el supuesto de linealidad entre las variables.

Con el objetivo de distinguir entre ambientes acuáticos que permanecieron durante más de una semana y cuerpos de agua que se secaron en ausencia de lluvias intermedias, se utilizó un análisis discriminante (Hair et al. 1999, Johnson y Wichern 1992). En el análisis fueron incluidos todos los registros de cada par de fechas consecutivas entre las cuales no se registraron lluvias. Las variables incluidas fueron: superficie, profundidad, vegetación e insolación del charco y temperatura media del período considerado.

Resultados

Variación del anegamiento y de las variables meteorológicas

Entre junio de 1998 y mayo de 1999 se registraron 1116 mm de lluvia acumulada, repartidos en 92 días en los cuales llovió entre 0.1 y 102 mm diarios. La magnitud de las precipitaciones fue máxima en verano, mínima durante el invierno, e intermedia en primavera y otoño (Tabla 3.1). La lluvia acumulada semanalmente no mostró diferencias significativas entre estaciones ($p = 0.13$).

Tabla 3.1

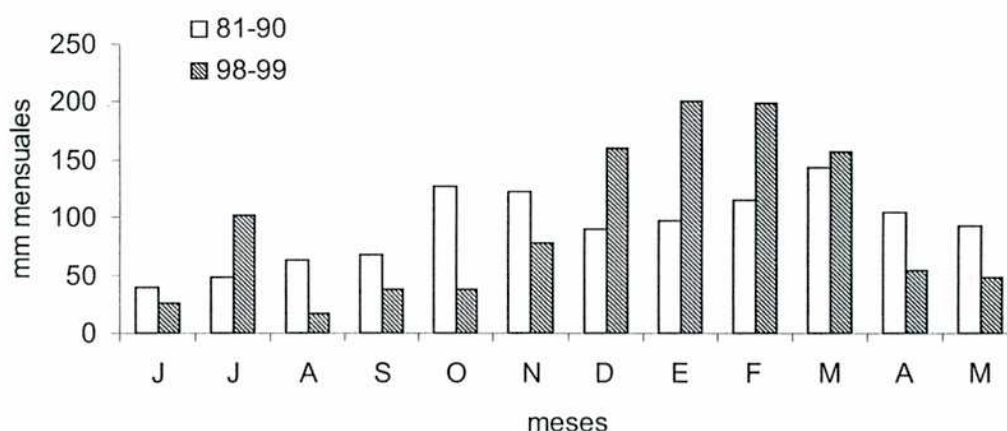
Precipitaciones estacionales acumuladas y medianas en Buenos Aires, junio 1998 - mayo 1999

	Precipitaciones	
	acumuladas (mm)	mediana semanal (mm)
invierno	142.8	4.0
primavera	266.7	6.1
verano	437.6	15.0
otoño	204.8	11.9

Las precipitaciones acumuladas durante el período junio 1998 – mayo 1999 fueron similares en cantidad con los registros históricos, pero mostraron diferencias en su distribución mensual. Comparado con el período histórico 1981-1990, durante el año de estudio se registraron precipitaciones superiores en el mes de julio, y entre los meses de diciembre y marzo. La primavera (agosto a noviembre) y el otoño (abril, mayo y junio) fueron más secos que los promedios históricos (Figura 3.1).

Figura 3.1

Precipitaciones mensuales del período junio 1998 - mayo 1999 respecto de las medias del período 1981-1990, Buenos Aires, Argentina

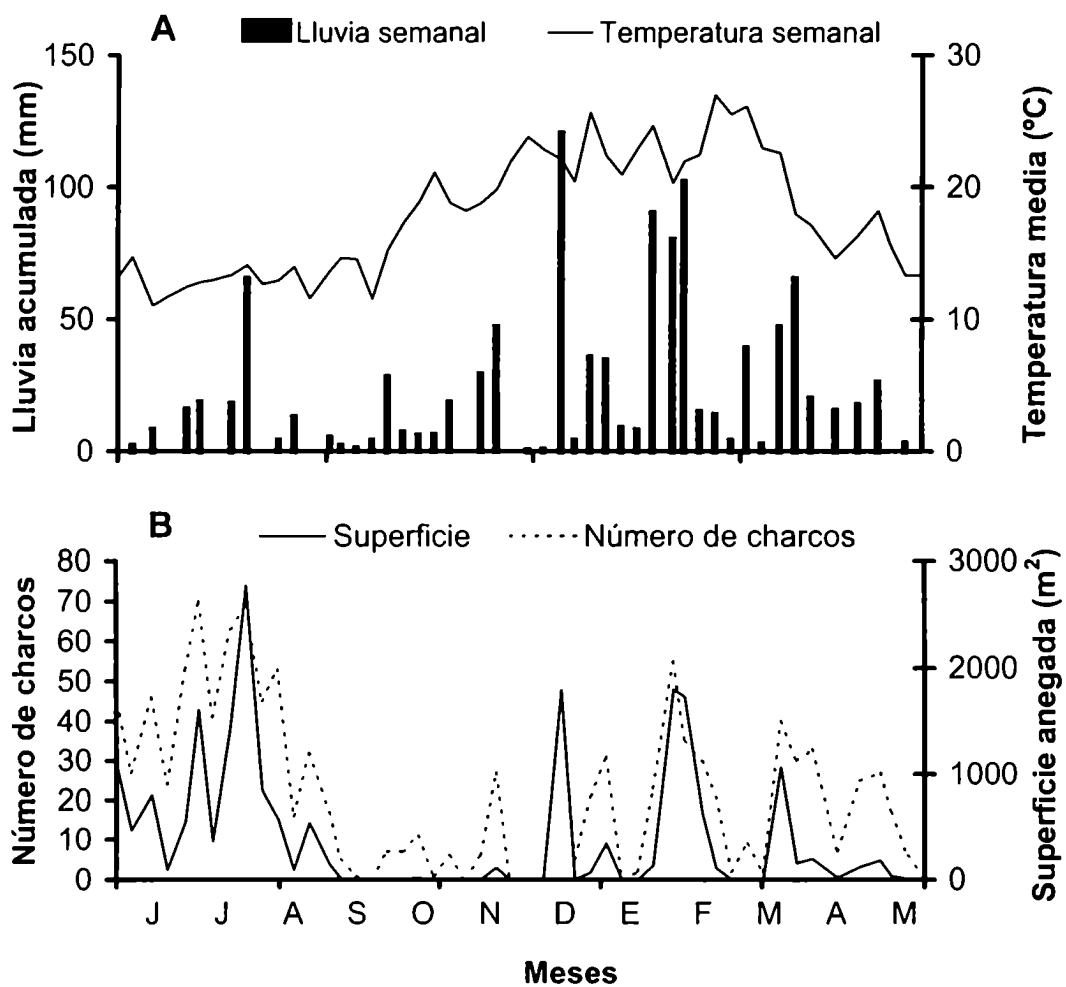


La temperatura media anual fue de 17.9°C, con máximas de 34°C en diciembre, y mínimas de 2.3°C en septiembre. Los valores de temperatura media registrados durante el invierno variaron entre 11.5°C y 14.6°C, en primavera entre 11.5°C y 23.8°C, en el verano entre 20.3°C y 27°C, y en otoño entre 11°C y 22.6°C (Figura 3.2.A).

El parque Saavedra presenta un relieve irregular con gran cantidad de depresiones de diferentes dimensiones. Durante el periodo de estudio se identificaron en total 89 sitios anegables. Se registró un máximo de setenta charcos en forma simultánea, y el valor máximo de superficie anegada fue de 2775 m² (en invierno). En algunas oportunidades no se registraron cuerpos de agua en el parque Saavedra (Figura 3.2.B).

Figura 3.2

Variaciones de (A) las variables meteorológicas y (B) el grado de anegamiento entre junio 1998 y mayo 1999 en el parque Saavedra, Buenos Aires, Argentina



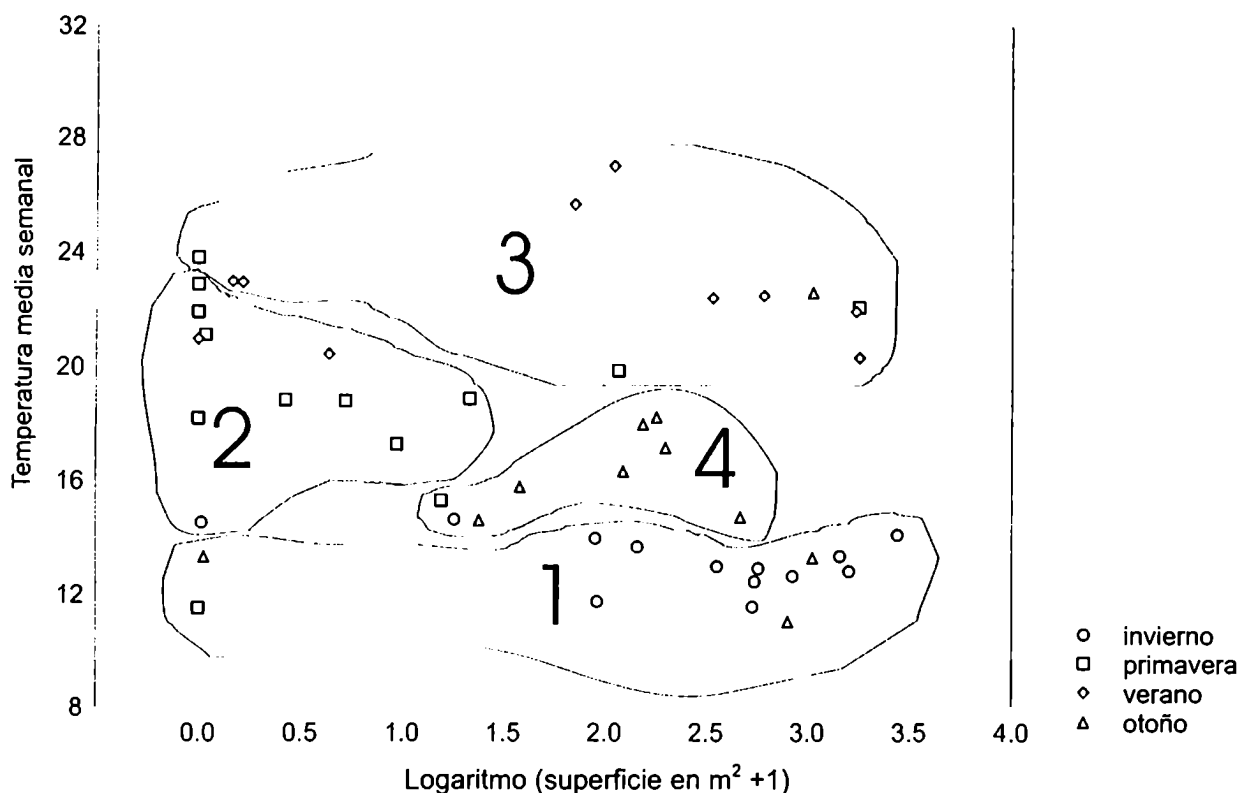
El máximo anegamiento se registró durante el invierno, con medianas semanales de 41 charcos y 534.7 m² anegados. Durante esta temporada se observó la presencia de agua en todas las visitas al parque. La primavera fue la temporada con menor anegamiento, con una mediana semanal de 6 ambientes acuáticos y 1.7 m² con agua. Durante este período el parque estuvo totalmente seco en varias oportunidades. En el verano se registró una mediana de 14 charcos y 70.3 m² con agua. Si bien la cantidad máxima de agua alcanzó valores similares a los observados durante el invierno, también se registraron fechas sin agua en el parque. Durante el otoño la mediana semanal fue de 27 charcos y de 166.7 m² cubiertos por agua. El test de Kruskal-Wallis detectó diferencias entre estaciones en la superficie anegada y el número de ambientes acuáticos. Las diferencias significativas se registraron entre la superficie cubierta por agua en primavera respecto del otoño e invierno ($p < 0.05$). El verano no mostró diferencias con las otras temporadas. El número de ambientes acuáticos solamente mostró diferencias entre invierno y primavera ($p < 0.05$).

La variabilidad entre fechas estuvo explicada en 88% por las dos primeras componentes principales. La primera componente mostró correlación significativa con la superficie ($r^2 = 0.96$), la profundidad máxima ($r^2 = 0.87$), el número de cuerpos de agua ($r^2 = 0.86$), todas indicadoras del anegamiento. La segunda componente mostró correlación significativa con la temperatura semanal ($r^2 = 0.81$), y con la lluvia acumulada durante la semana previa ($r^2 = 0.52$).

El análisis discriminante mostró que las dos primeras componentes del ACP solamente permitieron asignar correctamente 68% de las fechas a su estación correspondiente, mientras que las variables logaritmo de la superficie y temperatura permitieron la clasificación correcta de 73% de las fechas. Por lo tanto la superficie y la temperatura describen mejor las diferencias estacionales en las condiciones entre las fechas (Figura 3.3).

Figura 3.3

Clasificación estacional de las fechas sobre la base de la superficie anegada y la temperatura (parque Saavedra, Buenos Aires, Argentina, junio 1998 – mayo 1999)



Los símbolos representan las estaciones, y los conjuntos representan las clasificaciones según el análisis discriminante: 1 = invierno, 2 = primavera, 3 = verano y 4 = otoño.

Asociación de las variables meteorológicas con el anegamiento

El índice hídrico (I_h) y la temperatura explicaron 63% de la variación en la superficie cubierta por agua y 56% de la variación en el número de ambientes acuáticos. El índice hídrico mostró una relación positiva y la temperatura una relación negativa con la cantidad de agua presente en cada fecha. La lluvia de la semana previa no fue una variable significativa para predecir el grado de anegamiento.

Debido a que el mejor ajuste fue para la predicción de la superficie total anegada, solamente se presenta la ecuación obtenida para estimar esta variable:

$$\text{Logaritmo (superficie anegada +1)} = 2.69 + 1.78 * I_h - 0.11 * \text{Temperatura} \quad (\text{Ecuación 3.1})$$

Caracterización de los cuerpos de agua

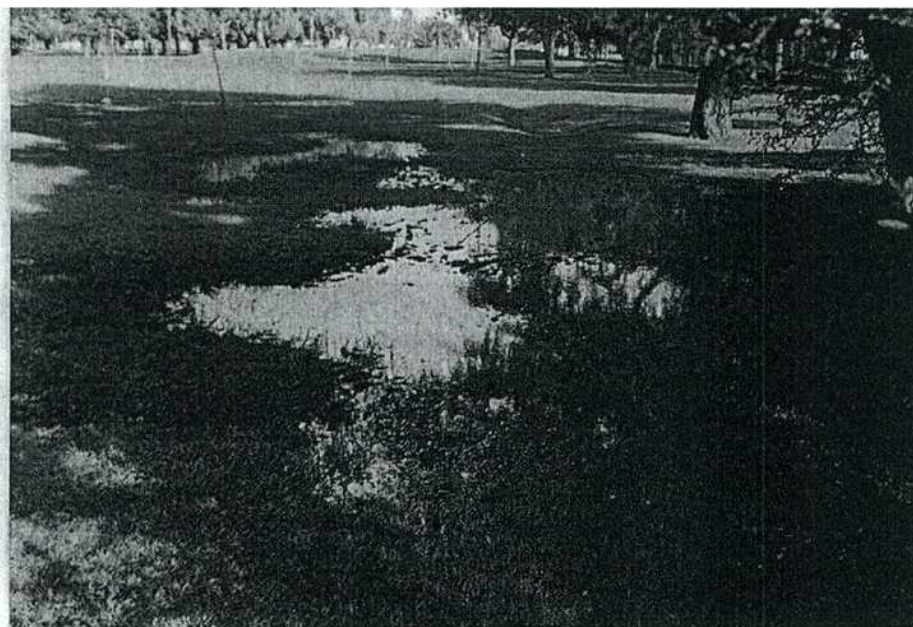
Los charcos que se forman luego de las lluvias tienen una duración variada (entre una semana y varios meses). La gran cantidad de árboles provoca una insolación diferencial de los distintos charcos, que además se diferencian por la cantidad de vegetación (principalmente gramíneas), que cubre el fondo del cuerpo de agua (Figura 3.4).

Figura 3.4

Vistas de distintos ambientes acuáticos estudiados en el parque Saavedra (Buenos Aires)



Figura 3.4 (cont.)



El intervalo de superficies máximas fue de entre 0.28 m^2 y 594 m^2 (Figura 3.5.A). Las mayores frecuencias se observaron para las categorías entre 1 m^2 y 100 m^2 . 84% de los cuerpos de agua no superaron los 50 m^2 , y solamente 9% alcanzaron valores superiores a los 100 m^2 .

El intervalo de profundidades máximas observadas abarcó desde 1 cm hasta 24 cm (Figura 3.5.B). En la mayoría de los ambientes acuáticos se registraron profundidades máximas inferiores a los 10 cm (71%) y solamente 7% de los ambientes acuáticos superaron los 15 cm.

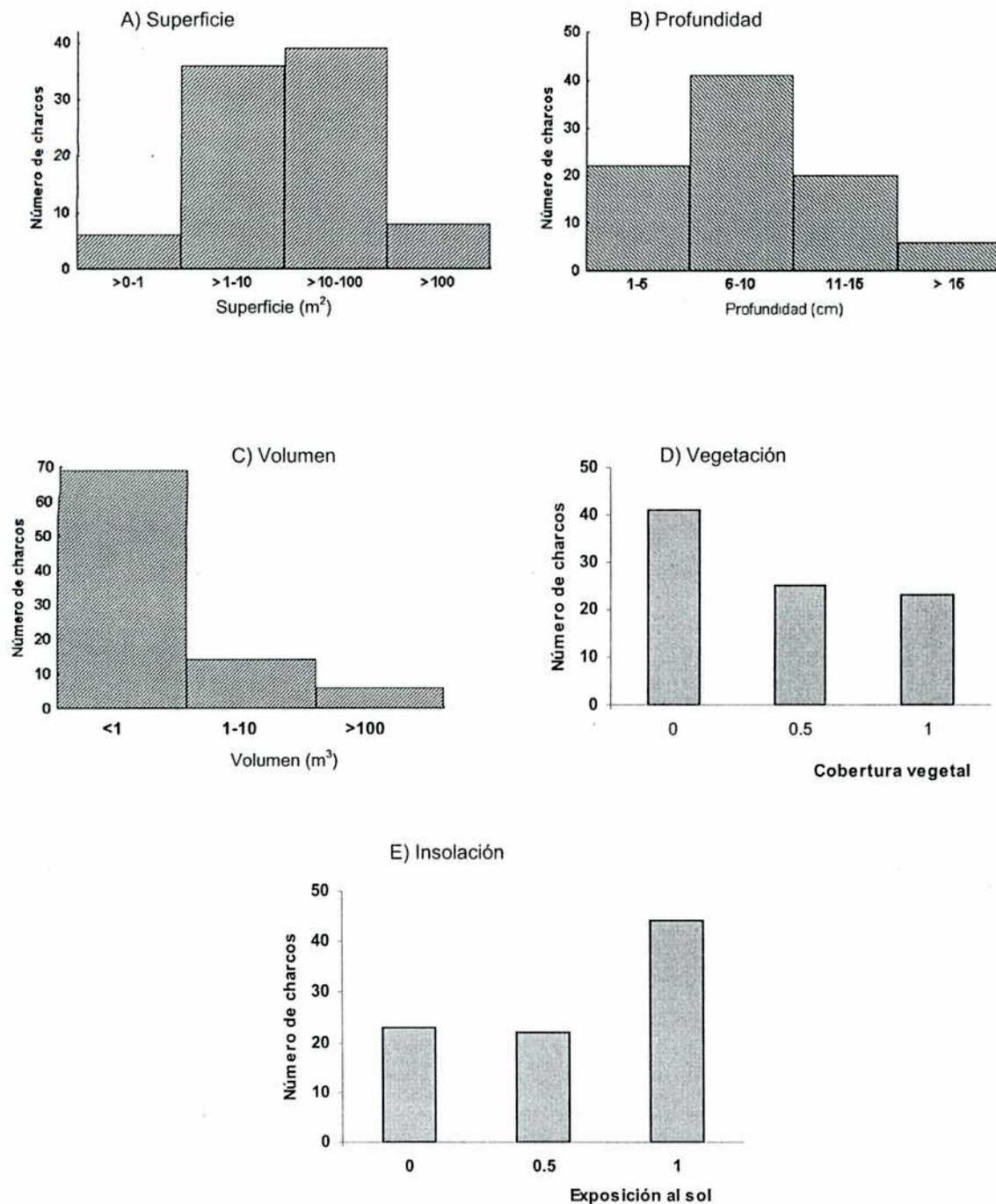
Los volúmenes estimados de agua variaron entre 0.001 y 40 m^3 (Figura 3.5.C). La mayor frecuencia fue observada para cuerpos de agua con un volumen inferior a 1 m^3 (82%), y solamente 7% de los ambientes acuáticos superaron los 10 m^3 .

Las tres categorías de cobertura vegetal estuvieron representadas (Figura 3.5.D). En 45% de los ambientes acuáticos no se registró vegetación, mientras que las categorías de vegetación intermedia y completa estuvieron representadas en aproximadamente 28% y 26% respectivamente del total de los ambientes estudiados.

Los cuerpos de agua expuestos totalmente al sol comprendieron aproximadamente la mitad del total estudiado, mientras que las dos categorías restantes abarcaron aproximadamente 25% cada una. En la Figura 3.5.E se muestra la distribución de frecuencias para cada una de las categorías de insolación.

Figura 3.5

Distribución de frecuencias de cuerpos de agua para distintas categorías de (A) superficie, (B) profundidad, (C) volumen, (D) vegetación y (E) insolación (parque Saavedra, Buenos Aires, Argentina, junio 1998 – mayo 1999)



La superficie máxima de cada charco mostró una correlación positiva con la profundidad ($r_s = 0.62$, $p < 0.001$). En general los ambientes acuáticos de mayor tamaño también fueron los más profundos. El volumen tuvo mayor correlación con la

superficie máxima ($r_s = 0.96$, $p < 0.001$) que con la profundidad máxima ($r_s = 0.78$, $p < 0.001$).

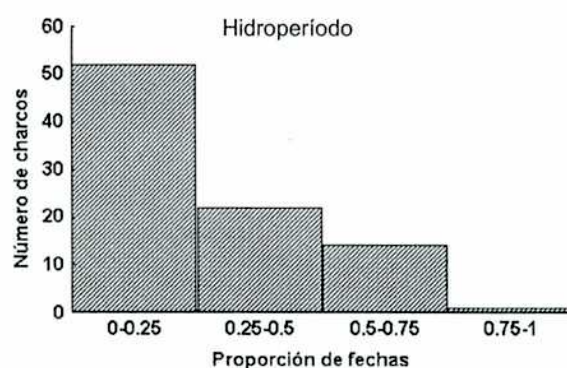
Los ambientes acuáticos con mayor cobertura vegetal fueron los que mostraron mayores valores de profundidad y volumen. El test de Kruskal-Wallis detectó diferencias significativas en los rangos de profundidad ($p < 0.05$) y volumen ($p < 0.05$) entre las categorías de vegetación ausente y cobertura vegetal completa. Si bien para la superficie se registró la misma tendencia, esta no fue significativa. Entre los ambientes acuáticos expuestos a distintos niveles de insolación diaria, no fueron detectadas diferencias significativas en los intervalos de profundidad, superficie y volumen.

Relación del hidropériodo y la duración con las variables ambientales

Cada cuerpo de agua fue registrado entre una y 39 veces durante las 51 visitas al área de estudio. Los hidropéridos comprendieron valores entre 0.02 y 0.76 (Figura 3.6). 59 % de los ambientes acuáticos fueron registrados en menos de 25 % de los relevamientos, y un sólo charco fue observado en más de 75 % de las ocasiones. El hidropériodo mostró correlación positiva y significativa con la profundidad máxima ($r_s = 0.82$, $p < 0.001$), la superficie máxima ($r_s = 0.68$, $p < 0.001$) y el volumen máximo ($r_s = 0.78$, $p < 0.001$). Los ambientes acuáticos con distintos grados de insolación y cobertura vegetal no mostraron diferencias en los rangos de hidropériodo.

Figura 3.6

Distribución de frecuencias de cuerpos de agua para distintas categorías de hidropériodo (parque Saavedra, Buenos Aires, Argentina, junio 1998 – mayo 1999)

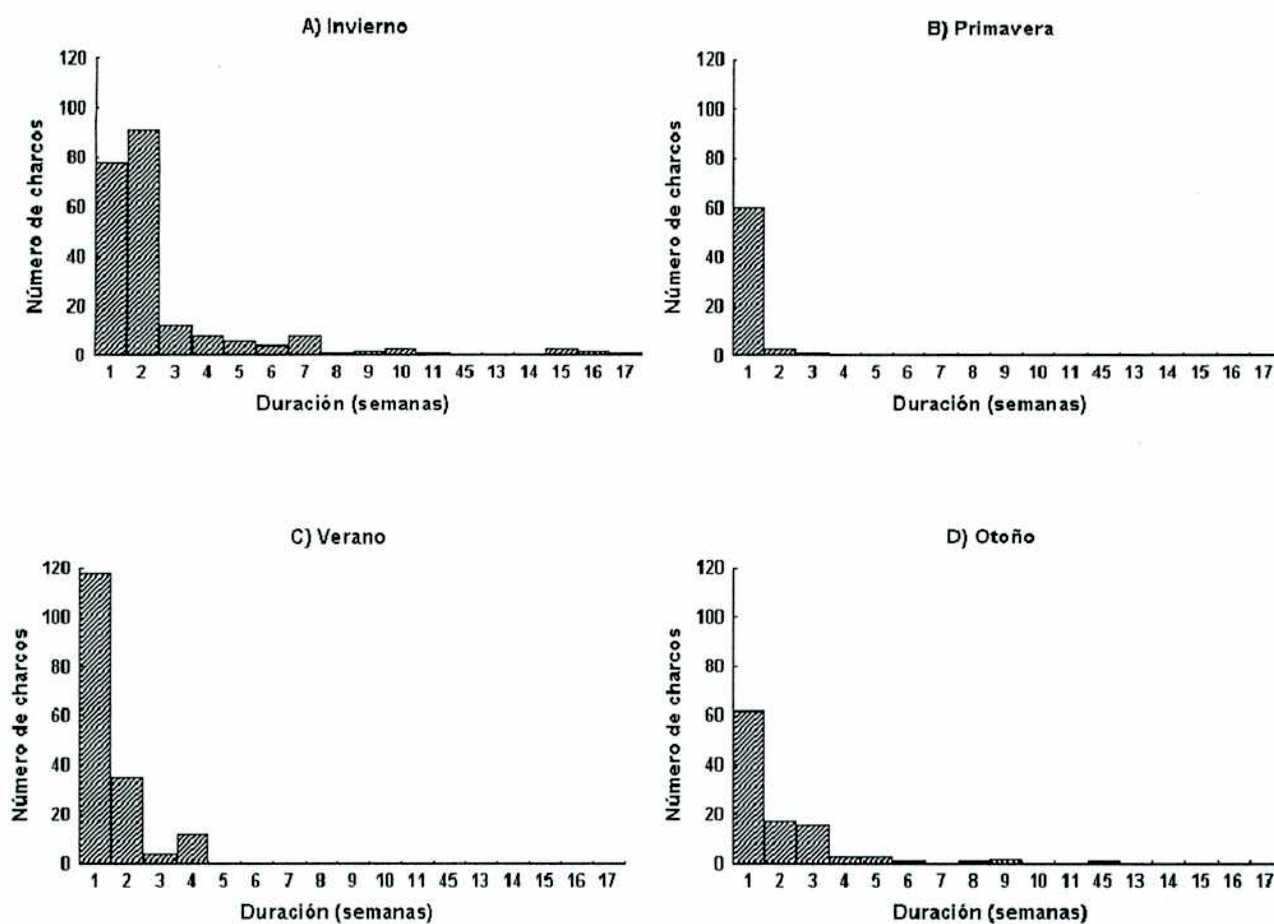


En los 89 sitios anegables estudiados se identificaron 559 casos independientes con duración variable, dependiendo de la estación. La permanencia máxima del agua fue de 17 semanas en invierno, 3 semanas en primavera, 4 semanas en verano y 12 semanas en otoño. En todas las estaciones se observó mayor cantidad

de cuerpos de agua de escasa duración, mientras que la frecuencia de ambientes de mayor permanencia fue muy baja. (Figura 3.7.A,B,C,D)

Figura 3.7

Distribución de frecuencias de la duración de los cuerpos de agua en (A) invierno, (B) primavera, (C) verano, (D) otoño (parque Saavedra, Buenos Aires, Argentina, junio 1998 – mayo 1999)



Para el período completo la permanencia del agua mostró una correlación positiva con las dimensiones (superficie y profundidad) y con la lluvia acumulada en la semana siguiente al llenado del charco, y estas correlaciones se mantuvieron para las estaciones individuales con excepción de la primavera (Tabla 3.2). Para todo el período y para el verano la temperatura mostró una relación negativa y en invierno y primavera positiva con la duración de la etapa acuática. La lluvia acumulada durante la primera semana fue la única variable que mostró una correlación significativa y positiva con la permanencia del agua durante todos los períodos analizados.

Tabla 3.2

Correlación de la permanencia del agua con las variables meteorológicas y ambientales (correlaciones por rangos de Spearman) en el parque Saavedra, Buenos Aires, Argentina, junio 1998 – mayo 1999

	Anual	Invierno	Primavera	Verano	Otoño
n	559	220	64	169	106
Superficie máxima	0.49 ***	0.63 ***	ns	0.52 ***	0.48 ***
Profundidad máxima	0.44 ***	0.63 ***	ns	0.49 ***	0.56 ***
Lluvia 1º semana	0.31 ***	0.68 ***	0.57 ***	0.15 *	0.34 ***
Temperatura media	-0.15 ***	0.43 ***	0.51 ***	-0.16 *	ns
* p<0.05, ** p<0.005, *** p<0.001					

Las distintas categorías de cobertura vegetal no mostraron diferencias significativas en los valores de permanencia del agua para el periodo completo ni para las temporadas consideradas individualmente ($p>0.05$, Test de Kruskal-Wallis). Entre las categorías de insolación se observaron diferencias significativas en la duración solamente durante la temporada de invierno. La categoría de insolación intermedia mostró valores de permanencia más altos que la categoría de hábitats sombreados ($p<0.05$).

Como resultado del análisis de regresión múltiple se obtuvo un modelo para todo el año en el cual las dimensiones (profundidad y superficie) y la cantidad de lluvia caída en la primera semana estuvieron asociados positivamente con la duración de los charcos, mientras que la temperatura media y la presencia de vegetación mostraron una asociación negativa (Tabla 3.3). Para las temporadas individuales el mejor ajuste se observó en invierno ($r^2=0.68$), mientras que para las restantes temporadas las variables analizadas explicaron un porcentaje bajo de la variabilidad en la duración ($r^2=0.25$, 0.31 y 0.34 en primavera, verano y otoño respectivamente). Durante las distintas estaciones la permanencia del agua mostró una asociación positiva con las dimensiones. La presencia de vegetación estuvo asociada en forma negativa con la duración de los charcos en invierno, mientras que el grado de insolación mostró un efecto negativo solamente en otoño. La cantidad de lluvia caída durante la primera semana fue significativa en todas las temporadas excepto en otoño, y la temperatura mostró una asociación positiva con la duración de los charcos durante el invierno.

Tabla 3.3

Modelos de regresión múltiple para la duración (logaritmo (D + 1)) en función de distintas variables en los ambientes acuáticos temporarios de parque Saavedra, Buenos Aires, Argentina, junio 1998 – mayo 1999.

	Anual	Invierno	Primavera	Verano	Otoño
n	559	220	64	169	106
constante	1.051 ***	-0.6077 **	0.5888	0.5601 ***	0.7686 ***
Superficie (logaritmo)	0.1686 ***	0.1767 ***	0.0391 *	0.0994 **	
Profundidad	0.0323 ***	0.0474 ***		0.0202 ***	0.0518 ***
Vegetación	-0.0651 *	-0.1109 *			
Insolación					-0.1715 **
Lluvia	0.0015 ***	0.0032 ***	0.0053 ***	0.0006 *	
Temperatura	-0.0266 ***	0.0969 ***			
r ²	0.42	0.68	0.25	0.31	0.34
r ² ajustado	0.42	0.67	0.23	0.3	0.33
valor de p	p<0,001	p<0,001	p<0,001	p<0,001	p<0,001
* p<0.05, ** p<0.005, *** p<0.001					

La duración mediana no mostró una relación significativa con el hidroperíodo. En cambio la duración máxima de los charcos mostró un buen ajuste con el hidroperíodo y la ecuación resultante fue:

$$\text{Hidroperíodo}^{1/2} = -0.1992 + 0.4945 * \log (\text{duración en días} + 1) \quad (r^2 \text{ } 0.81) \quad (\text{Ecuación 3.2})$$

La función discriminante clasificó correctamente 78% de los charcos, 72% de los que se secaron en menos de una semana, y 83% de los charcos que permanecieron con agua. Las variables incluidas en la función discriminante obtenida fueron la profundidad máxima y la cobertura vegetal. La profundidad mostró una relación positiva y la cobertura vegetal una relación negativa con la permanencia del agua durante más de una semana.

Funciones discriminantes

$$\text{Seco} = -1.7197 + 0.3281 * \text{profundidad} + 1.5688 * \text{pasto} \quad (\text{ecuación 3.3.a})$$

$$\text{Con agua} = -3.8841 + 0.7916 * \text{profundidad} + 0.3749 * \text{pasto} \quad (\text{ecuación 3.3.b})$$

Discusión

Durante el período junio de 1998 – mayo de 1999 la dinámica de las precipitaciones y los valores extremos de temperatura fueron diferentes de los

registros históricos para Buenos Aires. El período de estudio se caracterizó por una temporada de verano más húmeda, y un período primaveral excepcionalmente seco. Esta sequía se evidenció tanto en las diferencias con las precipitaciones históricas como en los valores de superficie anegada registrados durante dicho período.

Los resultados indican que la temperatura también se relaciona estrechamente con la cantidad y permanencia de los ambientes acuáticos efímeros en el parque Saavedra. La relación negativa entre la temperatura y la permanencia del agua para el período completo y las grandes fluctuaciones de la superficie cubierta por agua registradas entre semanas durante la temporada más cálida sustentan esta afirmación. Además en primavera, cuando las precipitaciones casi duplicaron los valores registrados en invierno, el anegamiento mostró valores mínimos contrastando con los máximos invernales.

En el parque Saavedra se observó un amplio intervalo de tamaños de charcos, aunque predominaron los de menor superficie, profundidad y volumen. Esta diversidad permitirá estudiar la relación entre la presencia de los insectos acuáticos y las dimensiones de los microambientes, y explorar los límites de habitabilidad que imponen las dimensiones pequeñas de los charcos y la permanencia efímera del agua.

En términos generales los hábitats con mayor superficie se caracterizaron también por una mayor profundidad y volumen de agua. Si bien el volumen es consecuencia de la superficie y de la profundidad, se observó una relación más estrecha con la superficie, posiblemente debido al pequeño intervalo de profundidades registrado.

Si bien las dimensiones de los ambientes acuáticos se relacionaron positivamente con la permanencia del agua, las variables meteorológicas también fueron significativas. La ocurrencia de acontecimientos de lluvia durante la semana siguiente a la formación de los cuerpos de agua incrementa su duración, mientras que las temperaturas más altas se asociaron inversamente con la permanencia del agua.

La correlación positiva de la duración de los hábitats con la temperatura en invierno podría relacionarse con el pequeño intervalo térmico observado durante dicha temporada, que no sería suficiente para influir sobre las variaciones en la duración. Durante la primavera la relación directa podría deberse a que las mayores lluvias ocurrieron durante el mes más cálido de la temporada.

En general se esperaría un incremento en la duración de hábitats localizados a la sombra, consecuencia de las temperaturas y tasas de evaporación más bajas. La mayor permanencia de los ambientes acuáticos con insolación intermedia respecto de

los sombreados no responde con lo esperado. Sin embargo, estas observaciones solamente fueron significativas para la temporada de bajas temperaturas, en la que la insolación no sería tan importante en la desecación de los ambientes acuáticos.

En ausencia de precipitaciones, la profundidad fue la variable que mejor predijo la permanencia de los charcos de una semana a la siguiente. La asociación negativa entre la permanencia del agua y grados crecientes de cobertura vegetal sugiere que la evapotranspiración podría ser un importante factor de pérdida de agua. Futuros estudios deberán evaluar en qué medida la ausencia de vegetación está asociada con diferencias en el sustrato, y las consecuentes diferencias en la velocidad de drenaje del agua. Ni el grado de insolación ni la temperatura fueron variables significativas para predecir la permanencia de un cuerpo de agua desde una semana hasta la siguiente. Esto podría deberse a que en este análisis se consideró un intervalo térmico de entre 11 °C y 18 °C, que no representa a las temporadas en las que la temperatura tendría mayor efecto. Los resultados obtenidos solamente serían aplicables en el rango térmico considerado. La función discriminante permite predecir que en un período de una semana (en ausencia de lluvias y para temperaturas similares a las estudiadas) se secarán los charcos sin vegetación y profundidades menores que 5 cm, charcos con escasa vegetación y profundidades menores que 6 cm y charcos con abundante vegetación y profundidades menores que 8 cm.

Debido a que la mayor parte de los charcos se secarían en un tiempo menor o igual a dos semanas, las lluvias intermedias serían las que favorecerían la disponibilidad de hábitats adecuados para el desarrollo de las distintas especies de insectos que habitan estos charcos temporarios en parque Saavedra.

4. La comunidad de Insectos: Relación con las variables meteorológicas y microambientales (junio 1998 – mayo 1999)

Introducción

En Buenos Aires se han realizado relativamente pocos trabajos sobre la comunidad de insectos acuáticos de charcos temporarios. La mayor parte de los trabajos realizados en charcos temporarios se focalizaron en la composición taxonómica de culicidos (del Ponte y Blacksley 1946, Manso Soto y Martínez 1948 y 1949) o en la dinámica poblacional de una o varias especies de este grupo (Fontanarrosa et al. 2000, Maciá et al. 1995, Campos y Sy 2003). Dos trabajos realizados en la provincia de Buenos Aires analizan la composición y variaciones temporales de la comunidad de heterópteros (Von Ellenrieder y Pérez Goodwyn 2000) y coleópteros acuáticos (Von Ellenrieder y Fernández 2000) en ambientes temporarios.

Como antecedente para el presente trabajo pueden mencionarse los resultados preliminares de dos estudios realizados sobre la comunidad de insectos acuáticos en charcos temporarios. En la ciudad de Buenos Aires Fontanarrosa et al. (2002) han identificado como especies pioneras de charcos temporarios a los adultos de *Sigara platensis*, *Liodessus* sp. y larvas de *Ochlerotatus albifasciatus* en todas las estaciones, y adultos de *Tropisternus* en verano. Entre los taxa asociados a la temporada de verano se mencionan *Buenoa fuscipennis*, *Notonecta sellata*, *Belostoma elegans*, *Berosus* sp., *Neoplea maculosa*, *Enochrus circumcinctus* y *Psorophora* sp. En la temporada de verano-otoño fueron registrados efemerópteros, odonatos, múscidos y culicidos. En la provincia de Buenos Aires, en los alrededores de La Plata, los insectos más abundantes y diversos fueron los estadios inmaduros de Culicidae (*Ochlerotatus*, *Psorophora* y *Culex*), Hydrophilidae (*Tropisternus* y *Enochrus*) y Dytiscidae (*Liodessus*, *Desmopachria* y *Rhantus*), mientras que los efemerópteros, odonatos y heterópteros fueron raros. Además se ha señalado que los primeros insectos que colonizaron los charcos luego del anegamiento fueron los culicidos Aedini, y los ditíscidos *Liodessus* y *Desmopachria*. Posteriormente se registraron los géneros *Tropisternus* y *Enochrus*, y finalmente los mosquitos del género *Culex* (Campos et al. 2002). En el trabajo de Fischer et al. (2000) se publicó una parte de los resultados presentados en este capítulo.

Objetivos específicos

- Describir la composición taxonómica y funcional de la comunidad de insectos presente en los ambientes acuáticos efímeros de origen pluvial del parque Saavedra.
- Estudiar las variaciones temporales de la comunidad de estos hábitats.
- Analizar la distribución de la riqueza y composición faunística de insectos y su asociación con algunas variables microambientales de los charcos.

Metodología

Se utilizó la información de la presencia semanal de los charcos, sus variables físicas, las variables meteorológicas y las muestras de fauna correspondientes al período junio de 1998 - mayo de 1999.

Análisis de los datos

Composición faunística

Los ejemplares de los distintos taxa identificados fueron contados y los datos fueron agrupados en forma mensual, discriminando entre adultos e inmaduros. Cada taxón fue asignado a uno de los cuatro grupos según la clasificación de Wiggins et al. (1980) y a un grupo funcional sobre la base de información bibliográfica (Merritt y Cummins 1984, Schneider 1997).

Para evaluar la importancia relativa de los distintos taxa se calculó el número de fechas en que fueron registrados, y el número total de ejemplares colectados (agrupando todos los estadios). En los casos en que los estadios inmaduros no pudieron ser asignados a una única especie se agruparon los inmaduros y adultos a nivel genérico. Los taxa asociados con la interfase agua-aire (*Microvelia* sp., *Hydrometra argentina* y *Lipogomphus lacuniferus*) no fueron incluidos en este análisis ni en los siguientes. Se identificaron los organismos más abundantes (más de 100 ejemplares colectados) y frecuentes (presentes en más del 25% de las fechas con agua).

Variaciones temporales en la comunidad

En forma mensual se calcularon la riqueza total y la riqueza de adultos e inmaduros por separado. También se calcularon las abundancias relativas de los distintos órdenes, y las variaciones temporales fueron analizadas gráficamente.

Para evaluar la relación entre la riqueza taxonómica y distintas variables ambientales se correlacionó la riqueza taxonómica obtenida en cada fecha con la superficie total anegada, el número de charcos, la profundidad máxima, la superficie anegada durante la semana previa, la lluvia acumulada y la temperatura media semanal. En los casos en que los datos no cumplieron con los requerimientos para un análisis paramétrico, fueron transformados o se utilizaron correlaciones de Spearman (Zar 1996). Se analizaron solamente las fechas en las que hubo agua en el parque, para todo el período de estudio y para las cuatro estaciones del año por separado.

Con el objetivo de estudiar la importancia relativa de las distintas variables y su relación con la riqueza se realizó un análisis de regresión múltiple para todo el año de estudio y para las distintas temporadas climáticas, utilizando la riqueza como variable dependiente. Las variables predictoras incluidas fueron la superficie total anegada de la fecha, la superficie total anegada en la semana previa, la temperatura y la precipitación acumulada. El número de charcos y la profundidad máxima fueron excluidos del análisis debido a su alta correlación con la superficie total evitando la colinealidad entre las variables (Chatterjee et al. 2000). Los valores de superficie fueron transformados a $\log(S+1)$, y los valores de precipitaciones a $\log(P+1)$.

Para evaluar las diferencias faunísticas entre fechas, se realizó un análisis de componentes principales con las abundancias de los distintos taxa en cada fecha de muestreo (Pla 1986, Hair et al. 1999, Johnson y Wichern 1992). Solamente fueron consideradas en el análisis las fechas en las que hubo agua, y los taxa para los cuales fueron registrados al menos diez ejemplares (distinguiendo estadios adultos y larvales). Se realizaron correlaciones de los dos primeros ejes con la superficie anegada de la fecha y de la semana previa, con la precipitación y la temperatura de la semana y con la riqueza taxonómica.

Sobre la base de los resultados del análisis factorial, las fechas fueron agrupadas mediante un análisis de agrupamiento por el método de k medias (Johnson y Wichern 1992). La interpretación del significado climático de estos grupos se realizó determinando los intervalos de temperatura y anegamiento que abarcó cada uno de ellos, y mediante el análisis gráfico de las secuencias temporales.

Para cada taxón se calculó la proporción de individuos colectados en cada uno de los grupos de fechas obtenidos. Estas proporciones fueron comparadas gráficamente.

Relación de la comunidad con variables micro ambientales

Para analizar el patrón de distribución de la riqueza en los charcos se utilizó la riqueza acumulada en cada uno a lo largo de todo el año. Se evaluó el patrón de distribución de frecuencias de los valores de riqueza mediante la relación varianza/media. Este índice de dispersión fue comparado con el esperado por azar en una distribución de Poisson (Elliott 1977).

Se realizaron correlaciones de la riqueza con el hidroperíodo, la superficie máxima, la profundidad máxima y el factor de anegamiento (primer eje factorial de estas tres variables, capítulo 3). Por otra parte, la riqueza fue comparada para distintas categorías de insolación y vegetación del sustrato mediante ANOVA de Kruskal-Wallis y se realizaron comparaciones a posteriori cuando fueron detectadas diferencias significativas (Zar 1996).

Mediante un análisis de regresión logística se exploró la relación de las distintas variables con la presencia de insectos en los charcos. La variable dependiente se codificó como 1 (presencia) y 0 (ausencia). Como variables independientes fueron incluidas en el modelo la superficie, profundidad máxima, el hidroperíodo, la cobertura vegetal y el grado de insolación. Las variables categóricas fueron transformadas en variables *dummy* (Chatterjee et al. 2000) y la superficie fue transformada a $\log(S+1)$.

Para evaluar la importancia relativa de las distintas variables en la predicción de la riqueza taxonómica, se realizó un análisis de regresión múltiple, utilizando como variable dependiente la riqueza. Fueron excluidos de este análisis los charcos en los que no se registraron insectos. Las variables independientes incluidas fueron la cobertura vegetal y el grado de insolación (como variables *dummy*). Para evitar problemas debidos a la colinealidad de las variables profundidad máxima, superficie e hidroperíodo, se incluyó el primer factor obtenido en un análisis de componentes principales a partir de estas tres variables (Capítulo 3). En los casos en que fuera necesario, las variables se transformaron para cumplir con los requerimientos de linealidad.

Se realizó un análisis de componentes principales (Pla 1986, Hair et al. 1999, Johnson y Wichern 1992) para reducir las dimensiones del número de taxa a un número menor de componentes. Para este análisis se consideraron solamente las abundancias de los taxa para los cuales se colectaron al menos diez ejemplares,

distinguiendo adultos de inmaduros. Para explorar el significado de los dos primeros ejes, se correlacionaron y graficaron los valores obtenidos para cada charco con la riqueza taxonómica y el grado de anegamiento.

Sobre la base de la ubicación de cada charco sobre los primeros ejes factoriales, se realizó un análisis de agrupamiento mediante el método de k medias para diferenciar los cuerpos de agua en grandes grupos. Para cada uno de estos grupos se calculó la proporción de la abundancia total de cada taxón.

Resultados

Composición faunística

Durante el año de estudio se capturaron e identificaron aproximadamente 8500 ejemplares correspondientes a 43 taxa de cinco órdenes de insectos (Tabla 4.1). Los órdenes con mayor riqueza fueron: Coleoptera: 16 (13 géneros de 3 familias), Diptera: 15 (8 familias) y Heteroptera: 9 (9 géneros de 8 familias). Se colectaron también crustáceos (cladóceros, copépodos ciclopoideos y ostrácodos), nematodos, oligoquetos, ácaros y colémbolos, que no fueron incluidos en los análisis. En la Tabla 4.1 también se detalla la adaptación a la sequía y el grupo funcional para cada uno de los taxa.

Tabla 4.1

Variaciones mensuales en la abundancia relativa de los distintos grupos de insectos colectados en el parque Saavedra (Buenos Aires, Argentina), junio 1998 – mayo 1999

Taxa	J	J	A	S	O	N	D	E	F	M	A	M	Grupo de Wiggins et al. (1980)	Categoría trófica
Coleoptera														
Dytiscidae														
<i>Liodessus</i> sp.		14	20	7		33	22	68	157	20	66	15	4	p
<i>Liodessus</i> sp. (L)			2						140	1	51	5	4	p
<i>Desmopachria</i> (<i>Nectoserrula</i>) sp.			1					8	8	3			4	p
<i>Thermonectus succinclus</i> (Aubé, 1838)								2		1	1		4	p
<i>Thermonectus succinclus</i> (Aubé, 1838) (L)							2		7		1		4	p
<i>Laccophilus</i> sp.							2	1					4	p
<i>Rhantus signatus</i> (Fab., 1775)							1		2		2		4	p
<i>Rhantus signatus</i> (Fab., 1775) (L)									61		14		4	p
<i>Laccornellus trisitis</i> (Brullé, 1837)												2	4	p
Hydrophilidae														
<i>Tropisternus setiger</i> (Germar, 1824)							12	11	21			3	4	d, h
<i>Tropisternus lateralis imbatulus</i> (Brullé, 1837)							5	20		8	2		4	d, h
<i>Tropisternus ignoratus</i> Knisch, 1921								3					4	d, h
<i>Tropisternus dilatatus</i> Bruch, 1915								1					4	d, h
<i>Tropisternus</i> spp. (L)							4	2	158				4	p
<i>Paracymus</i> sp.							1	2	2	1			4	
<i>Enochrus circumcinctus</i> (Bruch, 1915)								2	6				4	h
<i>Enochrus</i> sp. (L)									3				4	p
<i>Berosus</i> sp.							1	3					4	d, h
<i>Deraillus paranensis</i> Oliva, 1989									2				4	

Tabla 4.1 (cont.)

Taxa	J	J	A	S	O	N	D	E	F	M	A	M	Grupo de Wiggins et al. (1980)	Categoría trófica
Coleoptera														
Noteridae														
<i>Suphis</i> sp.													4	p*
<i>Suphisellus</i> sp.													4	p*
Heteroptera														
Corixidae														
<i>Sigara platensis</i> Bachmann, 1962	7	38	37	1			2	15	13	10	3	4	4	d, h
<i>Sigara platensis</i> Bachmann, 1962 (L)	3		4	25					35		4		4	d, h
Notonectidae														
<i>Notonecta sellata</i> Fieber, 1851	3	7	1					4		2	4		4	p
<i>Notonecta sellata</i> Fieber, 1851 (L)									10				4	p
<i>Buenoa fuscipennis</i> (Berg, 1879)			1				2	3		1	1		4	p
Belostomatidae														
<i>Belostoma elegans</i> (Mayr, 1871)			1					1	1		1		4	p
<i>Belostoma elegans</i> (Mayr, 1871) (L)									62				4	p
Pleidae														
<i>Neoplea maculosa</i> (Berg, 1879)								4	13				4	p
<i>Neoplea maculosa</i> (Berg, 1879) (L)													4	p
Nepidae														
<i>Ranatra sjostedti</i> Montandon, 1911													4	p
Veliidae														
<i>Microvelia</i> sp.													4	p
<i>Microvelia</i> sp. (L)													4	p
Hydrometridae														
<i>Hydrometra argentina</i> Berg, 1879													4	p
Hebridae														
<i>Lipogomphus lacuniferus</i> Berg, 1879													4	p
<i>Lipogomphus lacuniferus</i> Berg, 1879 (L)													4	p
Diptera														
Culicidae														
<i>Ochlerotatus albifasciatus</i> (Macquart, 1836) (L, pu)	955	449	620	137	2	2	49	76	146	967	79	262	3	d
<i>Ochlerotatus crinitus</i> (Theobald, 1903) (L)	1	2											3	d
<i>Culex</i> sp. (L1, L2, pu)	28	82	32					2	501	8	207	109	4	d
<i>Culex dolosus</i> (Lynch Arribalzaga, 1891) (L)	39	56	163	8					83		45	28	4	d
<i>Culex pipiens</i> Linnaeus, 1758 (L)	4	3							1175	2	8	0	4	d
<i>Culex maxi</i> Dyer, 1928 (L)	4								9		45	13	4	d
<i>Culex latoi</i> Casal & Garcia, 1971 (L)									3		1		4	d
<i>Anopheles</i> sp. (L)	2										5		4	d
<i>Psorophora varipes</i> (Coquillett, 1904) (L)										7	2		3	d
<i>Chironomidae</i> (L, pu)	9	19	58	80	1				165	4	31	10		
<i>Psychodidae</i> (L, pu)			1	1										
<i>Tipulidae</i> (L)				1										
<i>Muscidae</i> (L)									2		9	4		
<i>Ephydriidae</i> (L)									7		4	2		
<i>Ceratopogonidae</i> (L)									3		1	2		
<i>Stratiomyidae</i> (L)										5	6			
Ephemeroptera														
<i>Baetidae</i> (L)									113		13	5	4	d
Odonata														
<i>Anisoptera</i> (L)									9		1		4	p
<i>Zygoptera</i> (L)									17				4	p

Adaptaciones para sobrevivir a la sequía según Wiggins et al. (1980)

Categoría trófica (p: predadores, h: herbívoros, d: detritívoros, *: observaciones personales)

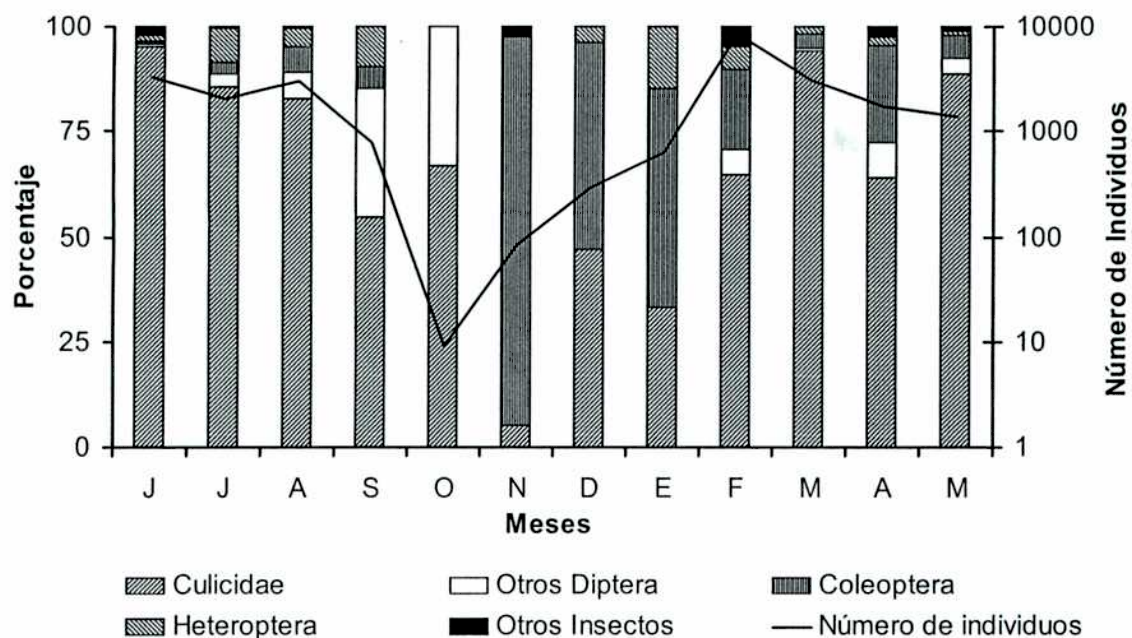
L: larva L1: estadio larval 1, L2: estadio larval 2, y pu: pupa.

Los dípteros constituyeron el orden de insectos más abundante a lo largo de todo el año con excepción del período noviembre-enero, en el que hubo una mayor proporción de coleópteros, coincidiendo con fechas de bajas abundancias totales (Figura 4.1). Del total de organismos colectados, el mayor número de individuos estuvo representado por la familia Culicidae (75%) y en segundo lugar por la familia Chironomidae (4%). Entre los culicidos más abundantes se contaron *Ochlerotatus*

albifasciatus, *Culex dolosus*, *Cx. pipiens* y *Cx. maxi*. Ocasionalmente fueron registrados *Ochlerotatus crinifer*, *Culex tatoi*, *Psorophora varipes* y *Anopheles* sp.

Figura 4.1

Composición porcentual y abundancia mensuales de insectos en ambientes acuáticos temporarios del parque Saavedra, Buenos Aires, junio 1998 - mayo 1999



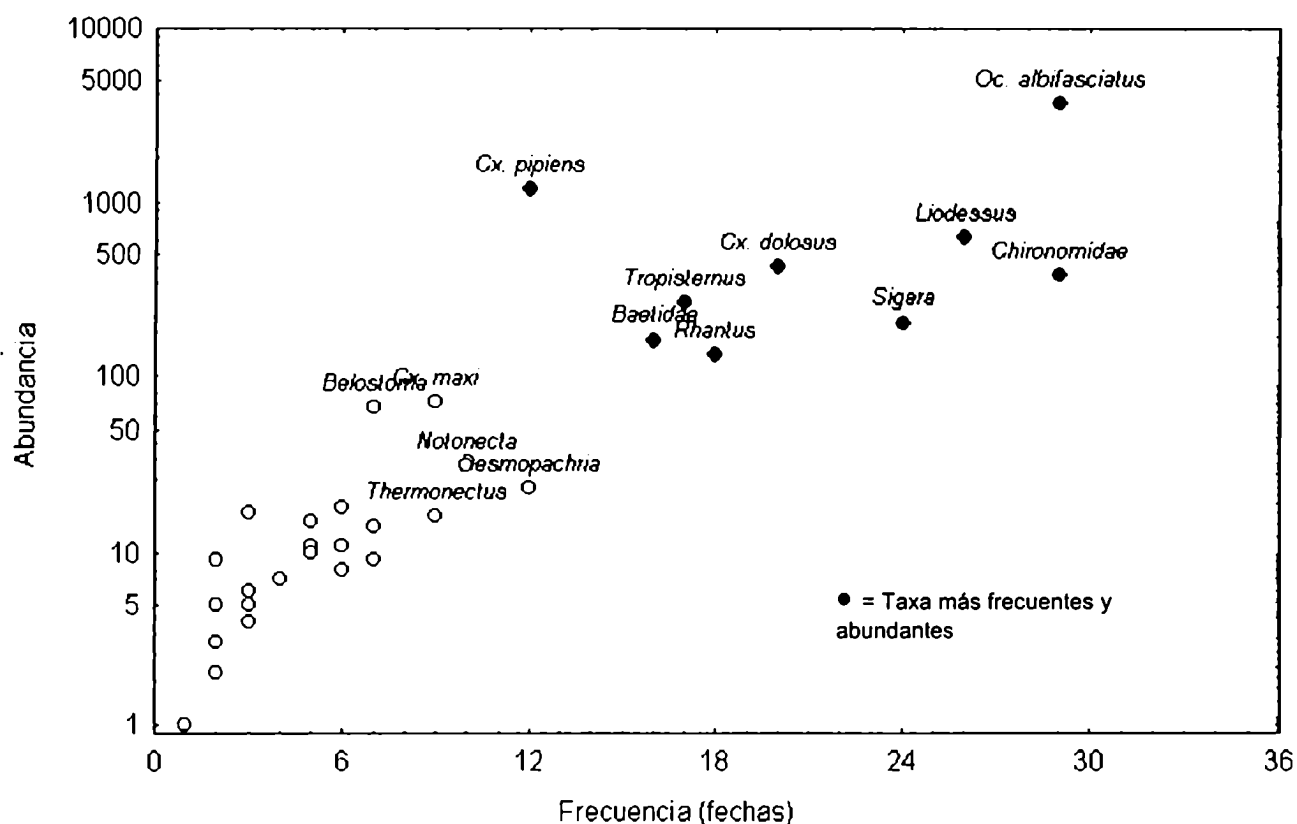
De todas las especies o géneros de coleópteros presentes en el parque Saavedra se registraron ejemplares adultos, mientras que solamente algunos taxa fueron observados en algún estadio inmaduro. Los adultos de *Lacornellus tristis*, *Tropisternus dilatatus*, *Suphis* sp. y *Suphisellus* sp. solamente fueron colectados en una oportunidad. Entre los estados inmaduros hallados, los más abundantes fueron de *Liodessus* spp., *Rhantus signatus* y *Tropisternus* spp.

Entre los heterópteros, la mayor cantidad de ninfas colectadas correspondió a *Sigara platensis* y *Belostoma elegans*. Ocasionalmente fueron colectados estadios inmaduros de *Notonecta sellata*, *Neoplea maculosa*, *Microvelia* sp. y *Lipogomphus lacuniferus*.

Se identificaron nueve taxa registrados con mayor frecuencia (más de 10 fechas) y abundancia (más de 100 ejemplares). Entre ellos, tres correspondieron a Culicidae (*Ochlerotatus albifasciatus*, *Culex dolosus* y *Cx. pipiens*) y tres a Coleoptera predadores (*Liodessus* spp., *Rhantus signatus* y *Tropisternus* spp.). Por otra parte, larvas de las familias Chironomidae y Baetidae, y adultos e inmaduros de *S. platensis* completaron el listado de los taxa más frecuentes (Figura 4.2).

Figura 4.2

Abundancia de los distintos taxa en función del número de fechas en que fueron registrados en el parque Saavedra (Buenos Aires, Argentina), junio 1998 – mayo 1999

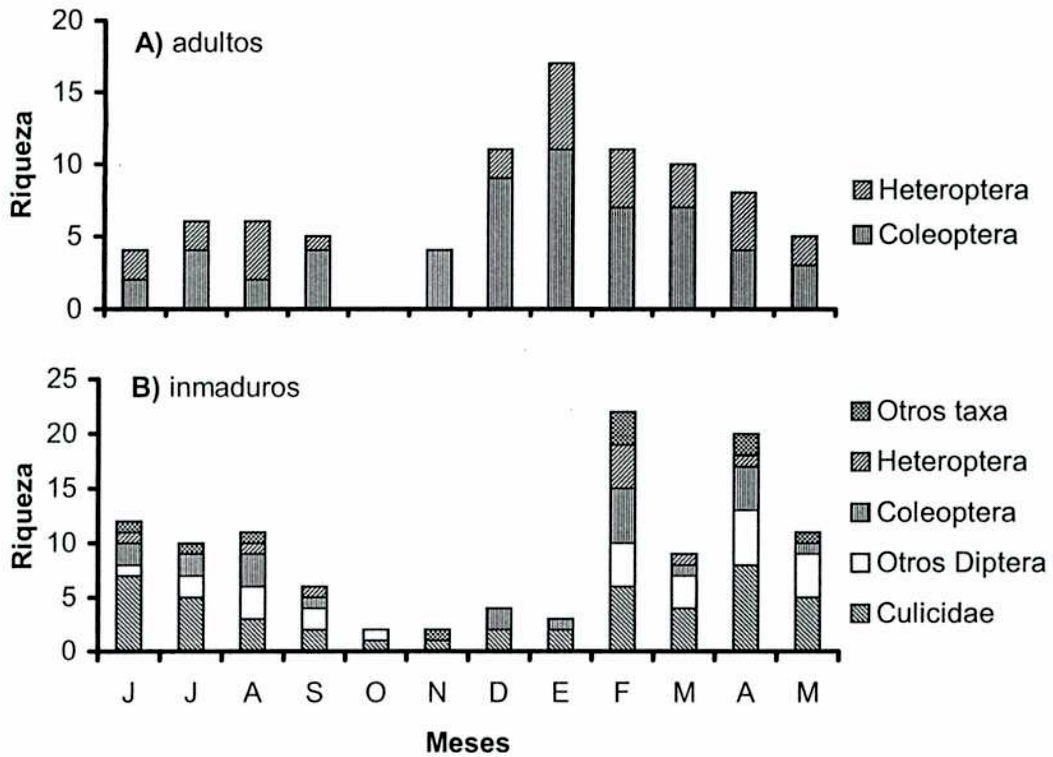


Variaciones temporales en la comunidad

La riqueza taxonómica mensual fue máxima en febrero (25), y mínima durante el período de sequía registrado en octubre (2). Las mayores riquezas de adultos (Coleoptera y Heteroptera) se registraron durante los meses de temperatura más alta, entre diciembre y abril, con un máximo de 17 taxa en enero (Figura 4.3.A). Las formas inmaduras mostraron una mayor riqueza en febrero y abril. Durante el mes de febrero predominaron los dípteros, coleópteros, heterópteros y efemerópteros. En abril el orden mejor representado fue el de los dípteros (Figura 4.3.B).

Figura 4.3

Riqueza mensual de insectos en ambientes acuáticos temporarios, parque Saavedra, ciudad de Buenos Aires, junio 1998 - mayo 1999



Para el período en su conjunto, la riqueza total estuvo correlacionada en forma altamente significativa con la superficie anegada, la profundidad máxima, el número de charcos y la superficie anegada de la semana previa, y en forma significativa con la cantidad de lluvia. La relación de la riqueza con las variables analizadas mostró diferencias estacionales. Durante el invierno la profundidad máxima fue la única variable significativamente correlacionada con la riqueza. En la primavera, la superficie, la profundidad máxima y el número de charcos estuvieron correlacionadas significativamente con la riqueza, mientras que durante el verano la cantidad de lluvia caída y la superficie anegada de la semana previa también mostraron correlación positiva con la riqueza. En otoño la lluvia semanal acumulada y la temperatura mostraron una correlación positiva significativa con el número de taxa presentes (Tabla 4.2).

Tabla 4.2

Correlación entre la riqueza de insectos en ambientes temporarios y variables climáticas y de anegamiento en el parque Saavedra, ciudad de Buenos Aires, junio 1998 - mayo 1999

	Anual	invierno	primavera	verano	otoño
n	45	13	8	12	12
número de charcos	0.60 ***	ns	0.90 **	0.93 ***	ns
superficie	0.7 ***	ns	0.85 *	0.94 ***	ns
superficie anterior	0.52 ***	ns	ns	0.59 *	ns
profundidad máxima	0.68 ***	0.68 *	0.90 **	0.90 ***	ns
temperatura	ns	ns	ns	ns	0.73 **
lluvia	0.31 *	ns	ns	0.68 *	0.65 *

ns = correlación no significativa

* = correlación significativa (* p<0.05, ** p<0.005, *** p<0.001)

La superficie anegada, la superficie anegada de la semana previa, la lluvia acumulada y la temperatura media semanal fueron las variables que en conjunto tuvieron la mejor predicción de la riqueza en el análisis de regresión múltiple. Estas variables explicaron 72% (r^2) de la variación en la riqueza ($p<0.001$) y la ecuación resultante para la estimación de la riqueza es:

$$\text{Riqueza (por fecha)} = -13.11 + 2.83 \log. (S + 1) + 2.75 \log (S_{\text{anterior}} + 1) + 0.54 \text{ temperatura} + 0.06 \text{ lluvia semanal} \quad (\text{Ecuación 4.1})$$

La variabilidad entre fechas estuvo representada por cuatro ejes factoriales (componentes principales) que resumen 71 % de la variación observada en la composición taxonómica. Los tres primeros ejes explicaron 62% de esa variabilidad.

Se encontró una alta correlación con los estadios inmaduros de *Tropisternus*, *Liodessus*, *Rhantus*, Baetidae, Anisoptera, Zygoptera, *Belostoma*, *Culex pipiens* y Ephydridae con el primer eje factorial. Las fechas que aportaron la mayor variabilidad sobre este eje correspondieron al mes de febrero y al mes de abril. La superficie anegada ($r_s=0.64$, $p<0.001$, $n=45$) y la superficie anegada de la semana previa ($r_s=0.64$, $p<0.001$, $n=45$) se correlacionaron significativamente con este eje.

La abundancia de los adultos de *Tropisternus lateralis* y los adultos de otros taxa mostraron una correlación significativa con el segundo eje. Las fechas que mostraron los valores más altos sobre este eje abarcaron desde diciembre hasta principios de abril. La lluvia semanal ($r_s=0.54$, $p<0.001$, $n=45$), y la superficie anegada ($r_s=0.48$, $p<0.005$, $n=45$) mostraron una correlación significativa con este eje.

La abundancia *Ochlerotatus albifasciatus* mostró una correlación negativa significativa con la tercera componente. Las fechas con valores negativos más altos correspondieron a la temporada otoño-invierno, y las fechas con valores positivos más

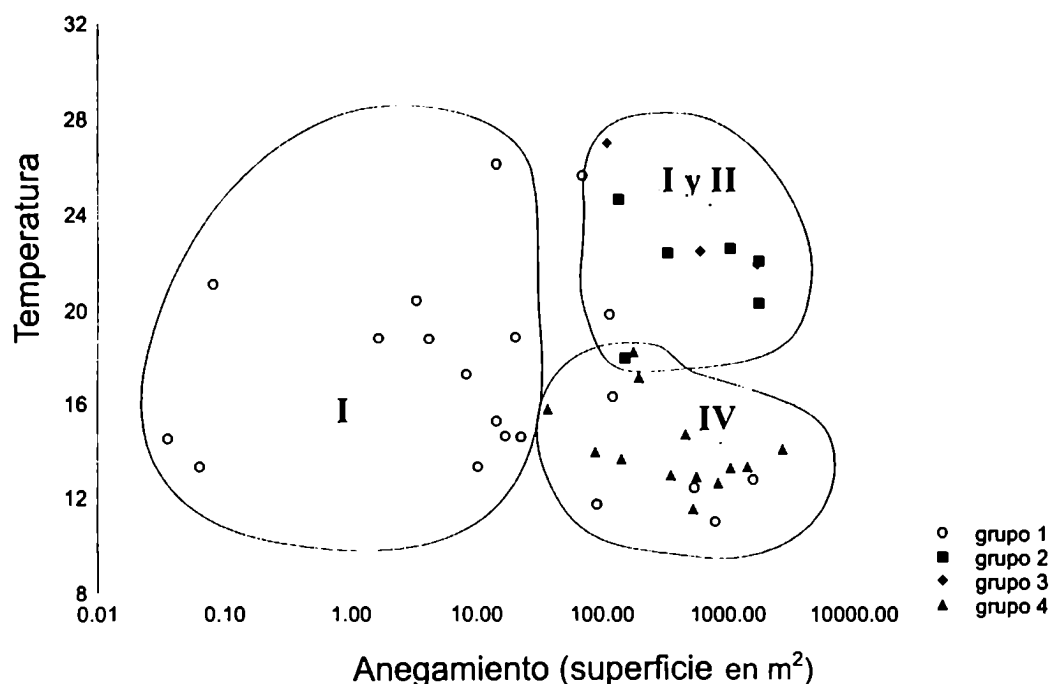
altos principalmente al verano. la temperatura ($r_s=0.56$, $p<0.001$, $n=45$) correlacionó en forma significativa y positiva con este eje, mientras que la superficie anegada de la semana ($r_s=-0.44$, $p<0.005$, $n=45$) y de la semana previa ($r_s=-0.46$, $p<0.005$, $n=45$) mostraron correlaciones negativas.

El cuarto eje del análisis de componentes principales no pudo ser interpretado, debido a la ausencia de correlaciones significativas con las variables ambientales analizadas. Sin embargo, los taxa que mostraron mayor correlación con este eje fueron *Culex maxi* y Muscidae, y las fechas con valores más altos pertenecieron al otoño.

Los grupos obtenidos mediante el análisis de agrupamiento por el método de k medias de las fechas a partir de los tres o los cuatro primeros ejes factoriales fueron los mismos. Se obtuvieron cuatro agrupamientos de fechas. Las variables temperatura y anegamiento (superficie anegada) permitieron interpretar las diferencias climáticas entre estas fechas (Figura 4.4).

Figura 4.4

Anegamiento en función de la temperatura para las fechas de muestreo en el parque Saavedra, ciudad de Buenos Aires, junio 1998 - mayo 1999



Los símbolos representan los grupos obtenidos a partir del análisis de K medias. Los números representan características climáticas: I = fechas de bajo anegamiento, II y III = fechas de alto anegamiento a altas temperaturas, IV = fechas de alto anegamiento a bajas temperaturas

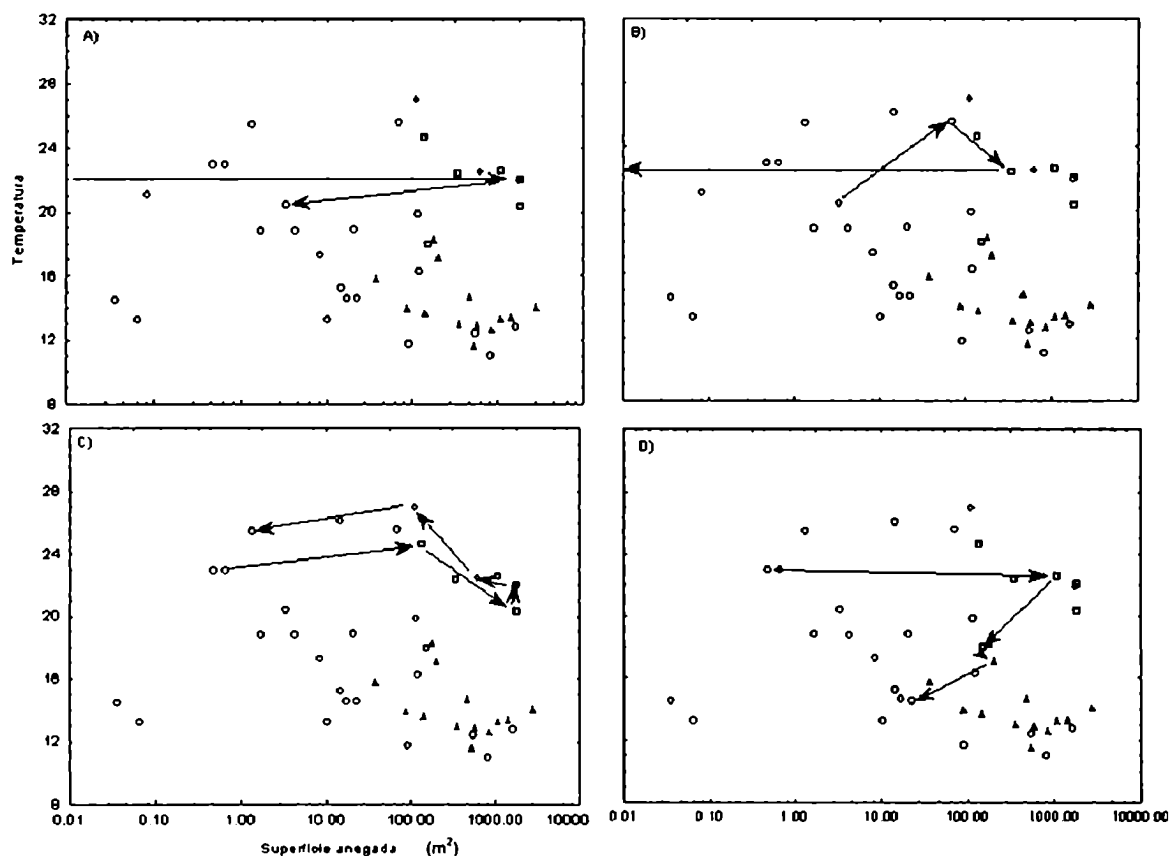
El primer grupo abarcó principalmente las fechas de bajo anegamiento para todo el intervalo de temperaturas estudiado. Los grupos 2 y 3 correspondieron a fechas con alto grado de anegamiento (más de 100 m²) y temperaturas altas (con excepción

de una fecha de 17°C, las restantes superaron los 20°C). El cuarto grupo de fechas correspondió a anegamientos medios y altos, con temperaturas inferiores a 19°C. Los grupos 2 y 3 no pudieron diferenciarse sobre la base del anegamiento y la temperatura.

El seguimiento de la evolución temporal del anegamiento del parque en función de la temperatura (Figura 4.5) mostró que durante los anegamientos de corta duración no se observaron fechas pertenecientes al grupo 3 (Figuras 4.5.A y 4.5.B). En los anegamientos de mayor duración, durante el verano, las fechas del grupo 2 fueron seguidas por las del grupo 3 (Figura 4.5.C), y en otoño por las del grupo 4 (Figura 4.5.D).

Figura 4.5

Evolución temporal del anegamiento en el parque Saavedra para cuatro eventos que incluyen las fechas con alto grado de anegamiento y altas temperaturas, ciudad de Buenos Aires, junio 1998 - mayo 1999



A) Anegamiento de corta duración (fines de la primavera y principios del verano), B) Anegamiento de corta duración (verano), C) Anegamiento de larga duración (verano), D) Anegamiento de larga duración (principios del otoño). Los símbolos representan los grupos obtenidos a partir del análisis de K medias (O = grupo 1, ■ = grupo 2, ◆ = grupo 3, ▲ = grupo 4). Las flechas unen fechas consecutivas.

Los adultos de *Notonecta*, *Tropisternus lateralis*, *T. setiger*, *Liodessus*, *Desmopachria*, *Neoplea*, y los estados inmaduros de *Stratiomyidae* estuvieron

presentes en una mayor proporción en las fechas de altas temperaturas y anegamiento reciente (grupo 2, Figura 4.6.B). Todos los taxa presentes en mayor proporción en las fechas de verano y con una mayor permanencia del agua (grupo 3) estuvieron representados por estados inmaduros: Chironomidae, Ephyridae, *Rhantus*, *Thermonectus*, *Liodesus*, *Tropisternus*, *Sigara*, *Notonecta*, *Belostoma*, *Culex pipiens*, Baetidae, Anisoptera y Zygoptera (Figura 4.6.C). La mayor proporción de inmaduros de Muscidae, *Culex dolosus*, *Cx. maxi*, *Ochlerotatus albifasciatus*, Chironomidae, *Rhantus* y adultos de *Sigara* fue registrada en fechas con alto anegamiento y bajas temperaturas (grupo 4, Figura 4.6.D). Solamente los inmaduros de Stratiomyidae estuvieron presentes en una proporción superior a 0.4 en las fechas de bajo anegamiento (Figura 4.6.A).

Figura 4.6

Proporción de cada taxón colectado en el parque Saavedra (ciudad de Buenos Aires, junio 1998 - mayo 1999) en cada uno de los cuatro grupos de fechas obtenidos a partir del análisis de K medias. Larvas = l (fondo negro), adultos = a (fondo gris). La suma para cada taxón es 1.

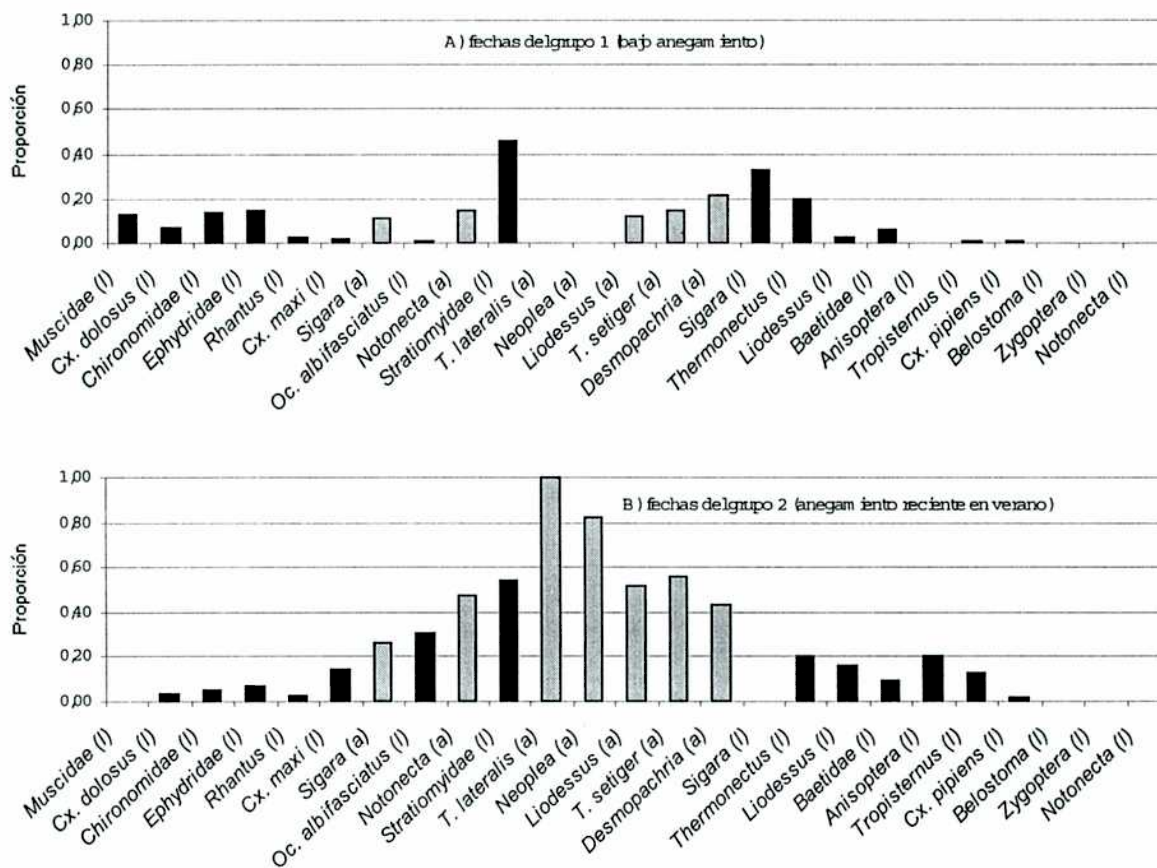
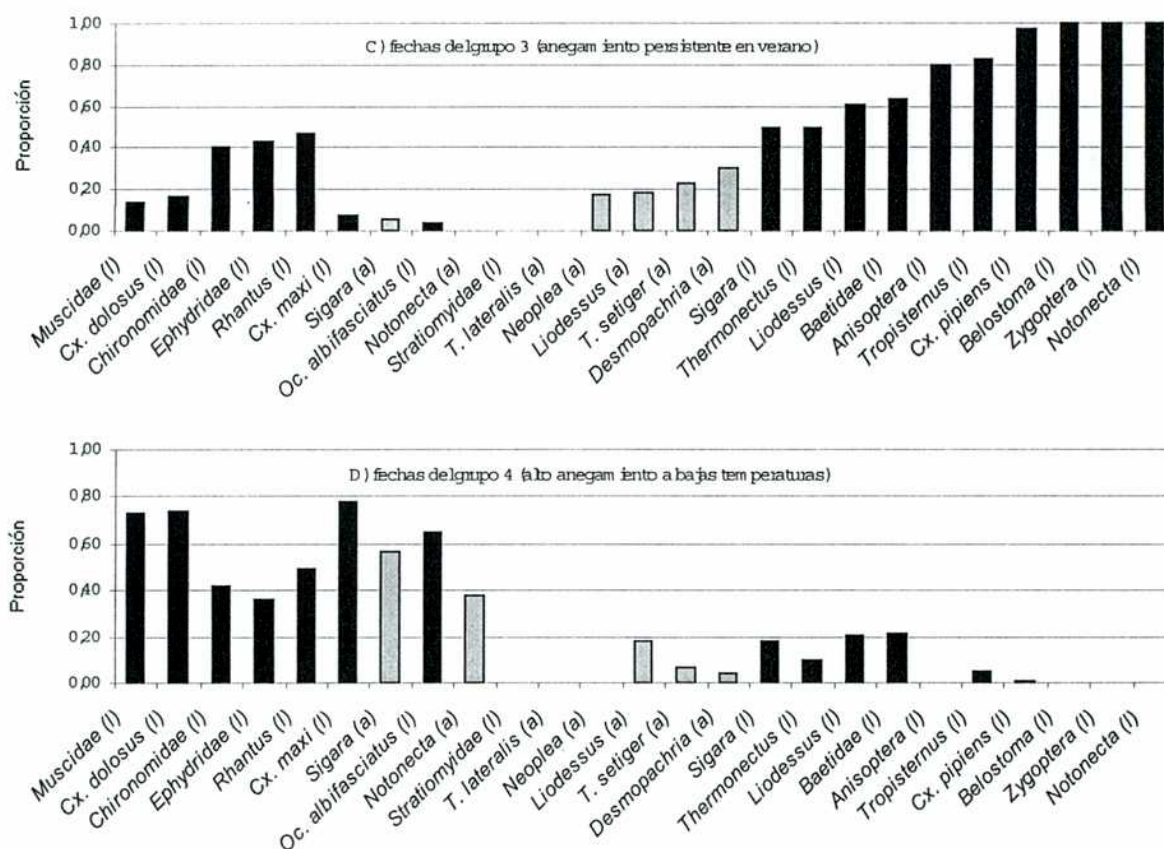


Figura 4.6 (cont.)



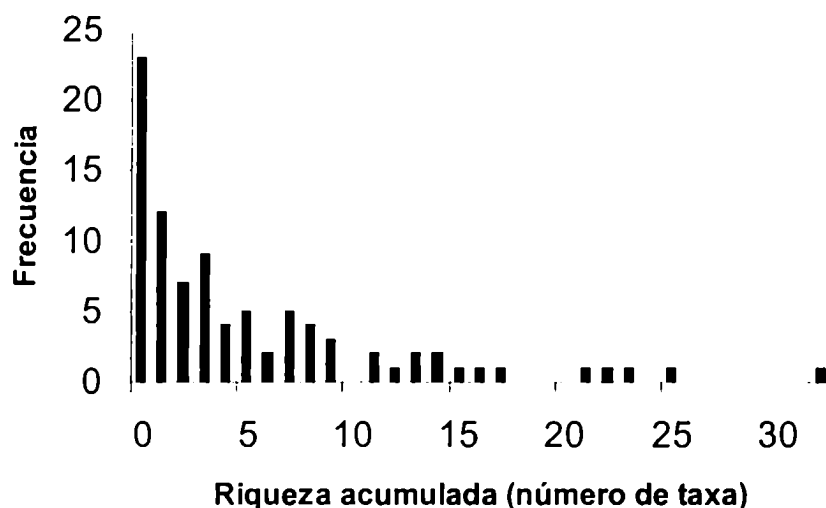
Relación de la comunidad con variables microambientales

Los valores de riqueza anual acumulada en los distintos ambientes acuáticos fueron muy variados. En algunos charcos nunca fueron registrados insectos, mientras que en otros se hallaron hasta 32 taxa. En 83% de los ambientes acuáticos (74 de 89) la riqueza acumulada no superó 25% del total de 40 taxa registrados en el área de estudio (en 23 de los charcos nunca se registraron insectos). En 11% de los ambientes acuáticos (10 de 89) la riqueza acumulada estuvo entre 25 y 50%, y 4% de los charcos (4 de 89) mostró valores de entre 50% y 75% de la riqueza total. Solamente un ambiente acuático tuvo valores de riqueza acumulada superiores a 75% del total observado en el parque. La distribución de la riqueza taxonómica en los cuerpos de agua mostró un patrón agrupado (Figura 4.7), con una relación varianza/media significativamente mayor que 1 ($v/m=8.26$, $p<0.001$).

Todos los taxa presentes en los charcos más pobres también fueron registrados en los más ricos, con excepción de *Laccornellus tristis*, que fue detectado en forma ocasional exclusivamente en dos charcos de baja riqueza.

Figura 4.7

Distribución de frecuencias de charcos para valores de riqueza crecientes en el parque Saavedra, ciudad de Buenos Aires, junio 1998 - mayo 1999



La riqueza anual de cada charco mostró una correlación positiva con la superficie máxima (r_s 0.57, $p < 0.001$), la profundidad máxima (r_s 0.78, $p < 0.001$), el hidroperíodo (r_s 0.74, $p < 0.001$) y el factor de anegamiento ($r_s = 0.78$, $p < 0.001$, $n = 89$). Las categorías de cobertura vegetal intermedia y completa mostraron riquezas taxonómicas significativamente superiores a la categoría de vegetación ausente ($p < 0.05$). No se detectaron diferencias significativas en la riqueza entre las tres categorías de insolación.

La profundidad máxima fue la única variable significativa para predecir la presencia de insectos en los charcos. El modelo de regresión logística predijo correctamente 88% de los casos. La relación de probabilidad (*odd ratio*) para la profundidad fue de 1.95 (IC 95% = 1.44-2.63).

El grado de anegamiento y la presencia de una cobertura vegetal completa explicaron 67% de la variabilidad de la riqueza en los charcos con, de acuerdo a un modelo de regresión múltiple:

$$\text{Riqueza} = (1.92 + 0.50 * \text{pasto} (1) + 0.96 * \text{anegamiento})^2 \quad (\text{Ecuación 4.2})$$

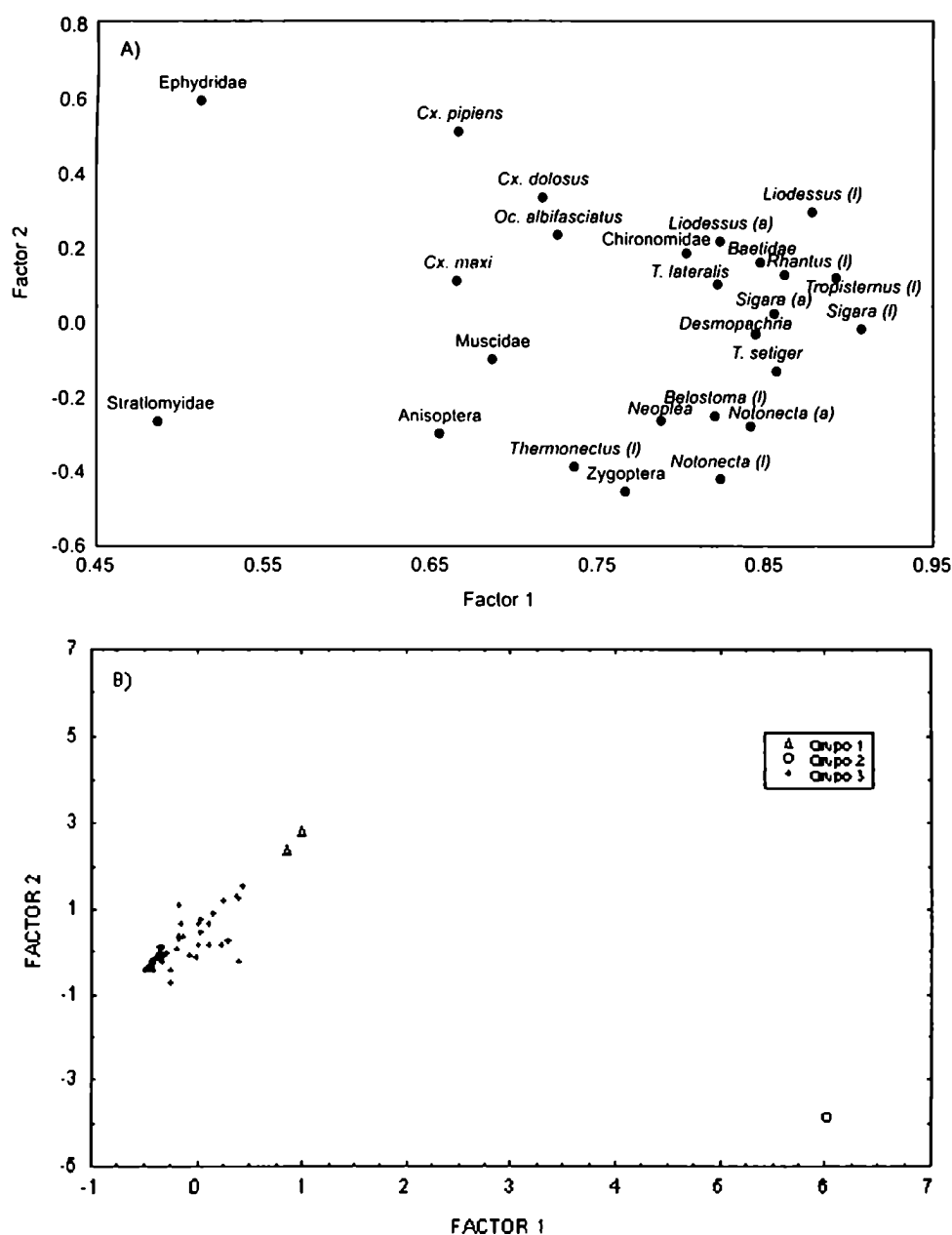
Las diferencias entre los ambientes acuáticos en la composición de especies fue explicada en 69% por dos ejes factoriales (componentes principales).

Todos los taxa tuvieron una correlación positiva con el primer eje, y con excepción de *Culex pipiens*, *Cx. maxi*, Ephydriidae, Muscidae, Stratiomyidae y

Anisoptera todas las correlaciones fueron significativas. Las especies con una mayor correlación positiva con el segundo eje fueron *Cx. pipiens*, *Cx. dolosus* y Ephydriidae, mientras que Zygoptera, *Notonecta* (larvas) y *Thermonectus* (larvas) mostraron correlaciones negativas. Ninguna de estas correlaciones fue significativa (Figura 4.8.A). La ubicación de los charcos en los ejes factoriales fue agrupada, con algunos charcos mostrando valores extremos sobre uno o ambos (Figura 4.8.B).

Figura 4.8

A) Correlaciones de los organismos con los dos componentes principales obtenidos a partir de la composición taxonómica en los ambientes acuáticos (parque Saavedra, Buenos Aires, junio 1998-mayo1999). B) Ubicación de los cuerpos de agua en los ejes factoriales de la composición taxonómica (los números corresponden a los grupos obtenidos a partir del análisis de agrupamiento mediante el método de k medias).



El primer eje factorial mostró una correlación significativa con la riqueza taxonómica ($r_s = 0.98$, $p < 0.001$) y con el anegamiento ($r_s = 0.81$, $p < 0.001$) (Figuras 4.9.A y 4.9.B). Por otra parte, entre los charcos con altos valores de riqueza y anegamiento se observaron valores tanto positivos como negativos sobre el segundo eje factorial (Figuras 4.9.C y 4.9.D). Esto indica diferencias en la composición taxonómica de los charcos con alta riqueza.

Figura 4.9

Relación de los dos primeros ejes factoriales de la composición taxonómica para cada charco en el parque Saavedra (Buenos Aires, Argentina, junio 1998 – mayo 1999)

A) Riqueza taxonómica en función del primer eje, B) Grado de anegamiento en función del primer eje, C) Riqueza taxonómica en función del segundo eje, D) Grado de anegamiento en función del segundo eje

Los puntos llenos representan charcos con valores extremos sobre uno o ambos factores.

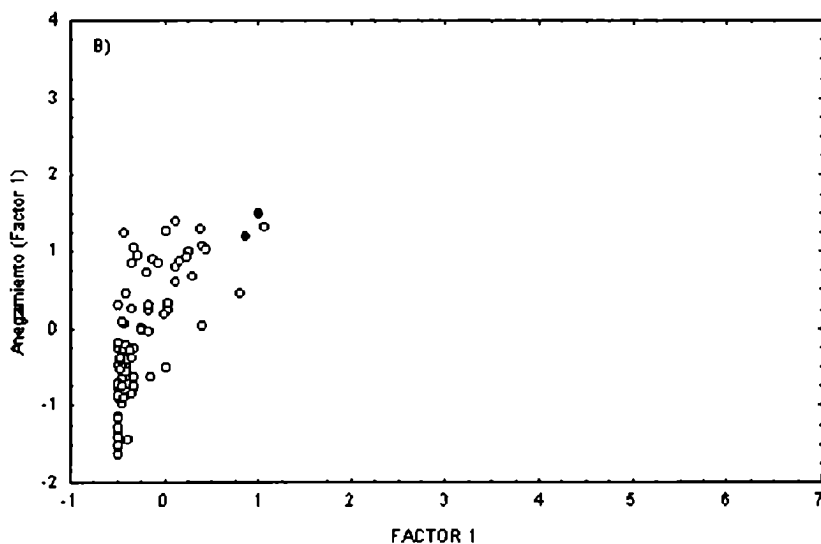
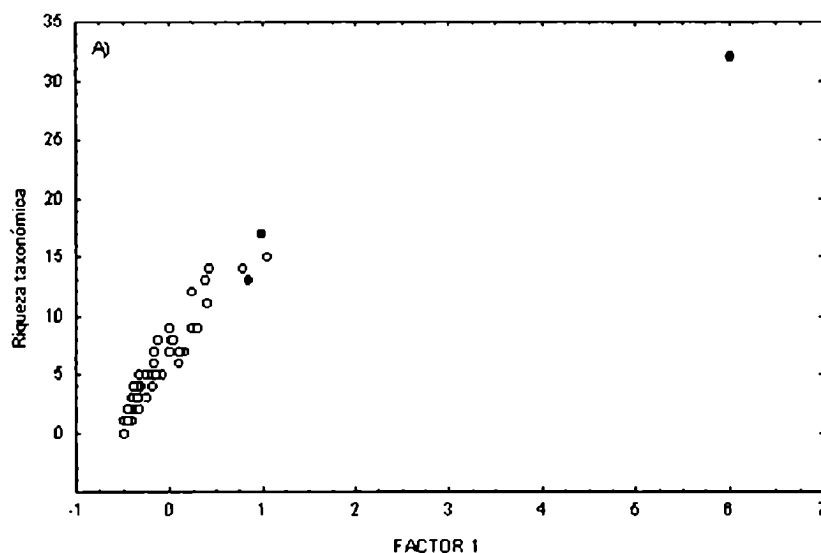
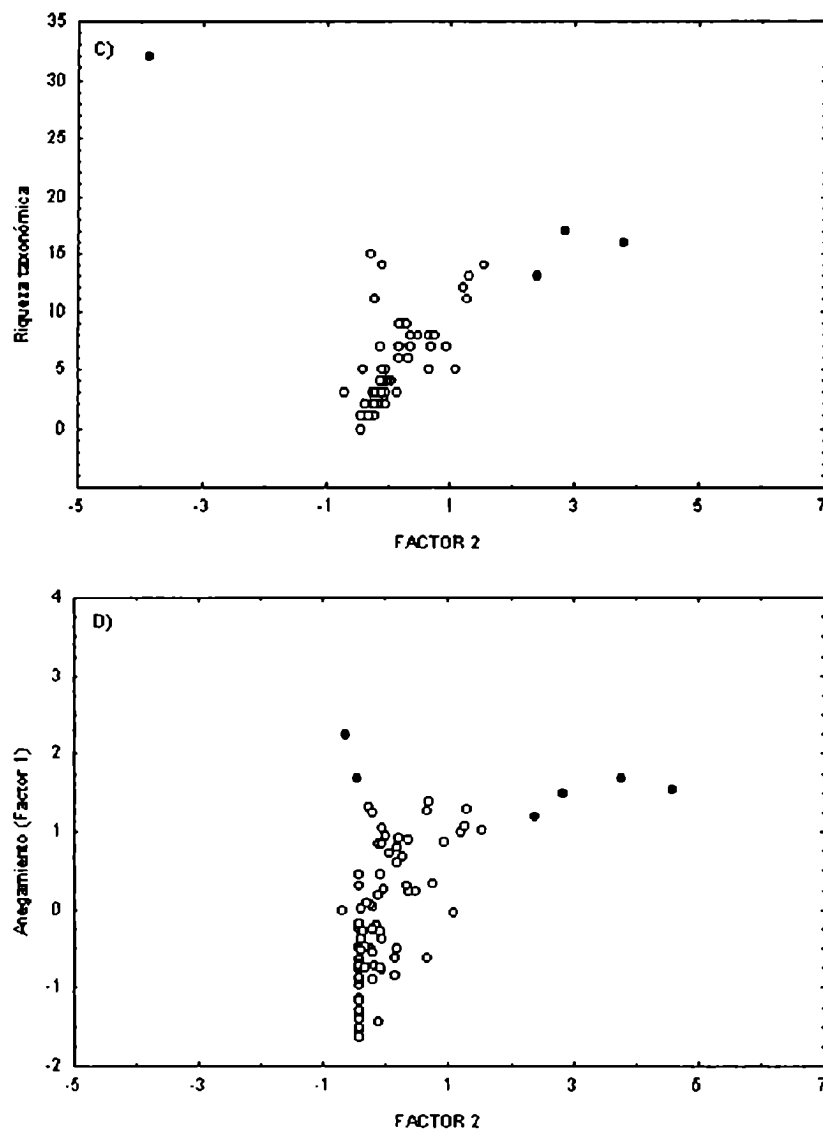


Figura 4.9 (cont.)



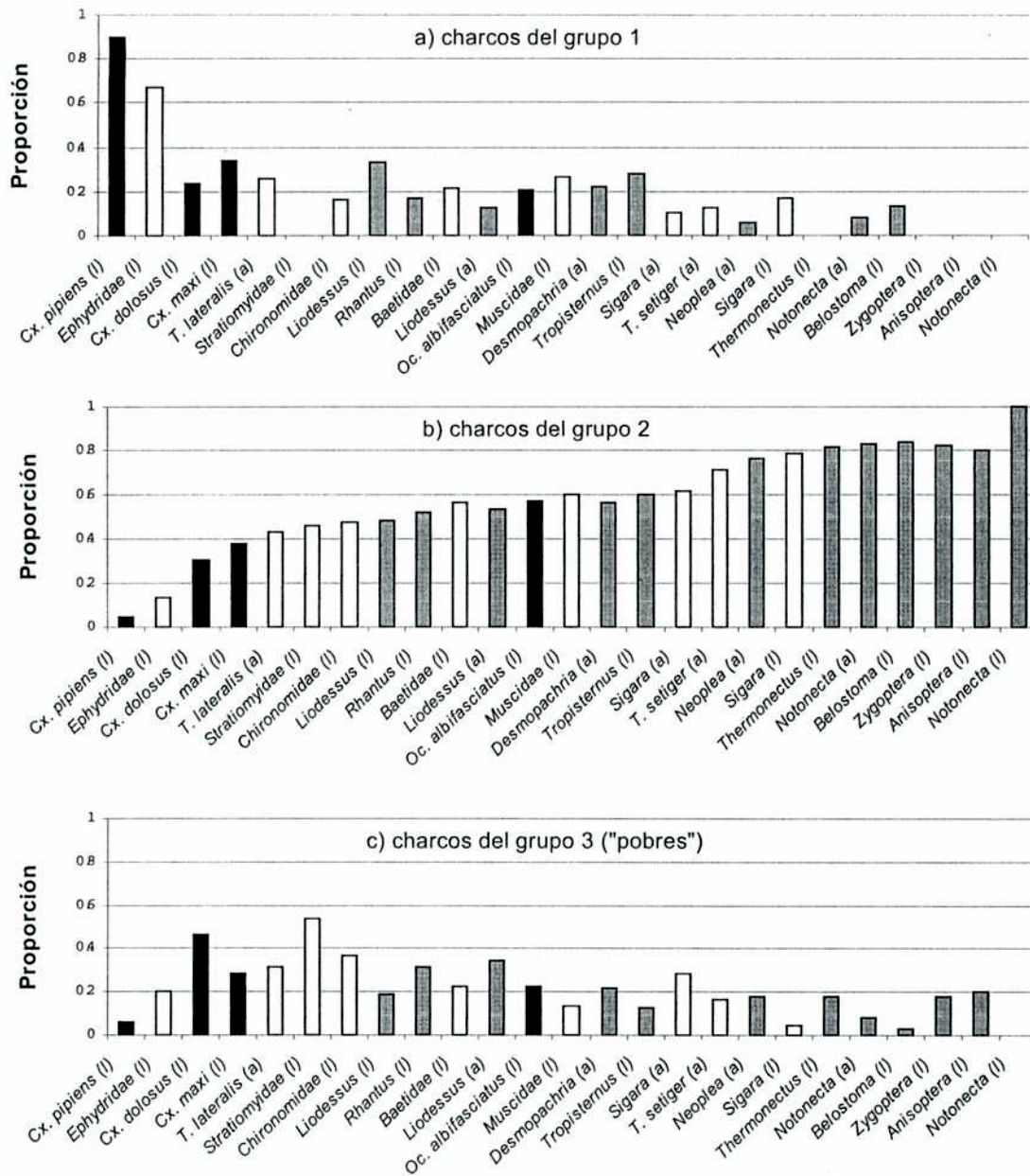
A partir de los dos primeros componentes principales de la composición taxonómica se obtuvieron tres grupos de charcos mediante el método de *k* medias. El primer grupo comprendió cuatro charcos con valores altos sobre el eje 1 (alta riqueza y anegamiento) y valores altos y positivos sobre el eje 2. El segundo grupo abarcó cuatro charcos con valores altos sobre el eje 1 y valores negativos sobre el eje 2. En el tercer grupo estuvieron incluidos los 81 cuerpos de agua restantes, con valores bajos sobre ambos ejes (charcos "pobres" y de escaso anegamiento).

Proporciones superiores a 0.6 y 0.8 del total de ejemplares de Ephyridae y *Culex pipiens* respectivamente fueron registrados en los ambientes acuáticos del primer grupo (Figura 4.10.A). Todos los taxa excepto *Cx. pipiens*, *Cx. dolosus*, *Cx.*

maxi y Ephydriidae fueron colectados en una proporción superior a 0.4 en los charcos del grupo 2 (Figura 4.10.B). Por otra parte, solamente *Cx. dolosus* y Stratiomyidae fueron colectados en una proporción superior al 0.4 en cuerpos de agua "pobres" (Figura 4.10.C).

Figura 4.10

Proporción de cada taxón colectado en parque Saavedra (ciudad de Buenos Aires, junio 1998 - mayo 1999) en los tres grupos de ambientes acuáticos obtenidos a partir del análisis de agrupamiento mediante el método de K medias. La suma para cada taxón es 1. Fondo negro = culicidos, fondo gris = predadores, fondo blanco = otros insectos.



Discusión

A nivel de familia u orden, los insectos acuáticos característicos de la comunidad del parque Saavedra coinciden con los observados en hábitats temporarios de otras partes del mundo (Schneider y Frost 1996, Wiggins et al. 1980, Williams 1996, Bazzanti et al. 1996), y a nivel específico con los de Buenos Aires (Fontanarrosa et al. 2002, Von Ellenrieder y Perez Goodwyn 2000, Von Ellenrieder y Fernández 2000).

Algunos de los taxa representados en este trabajo son considerados pioneros típicos de aguas temporarias. Es el caso de *Neoplea maculosa*, *Notonecta sellata*, *Buena fuscipennis*, *Sigara platensis* (Bachmann 1981, Bachmann y Lopez Ruf 1994, Mazzuconi 1996) y *Ochlerotatus albifasciatus* (Ludueña Almeida et al. 2002).

Sin embargo, la mayor parte de los insectos acuáticos presentes en el parque Saavedra fueron citados también de hábitats permanentes (Bachmann y Lopez Ruf 1994, Bachmann 1981, Burroni et al. 2001, Sanchez et al. 2000, Torres et al. 2002). Con excepción de *Psorophora varipes*, *Laccornellus tristis*, *Suphis* sp, *Tropisternus dilatatus* y *Sigara platensis*, todos los taxa fueron hallados también en lagunas de la ciudad de Buenos Aires. Todas estas especies (excepto *S. platensis*) fueron muy poco frecuentes y abundantes en el parque Saavedra, y podrían considerarse como visitantes accidentales. *Culex maxi*, *Cx. pipiens* y *Cx. dolosus* fueron hallados tanto en hábitats permanentes como en recipientes artificiales (Almirón y Brewer 1996).

El concepto de especies centrales es de utilidad para la identificación de las especies que potencialmente tienen mayor interacción. De acuerdo con Nilsson (1986) se define a los taxa centrales como aquellos que se reproducen en mayor abundancia. Las especies registradas ocasionalmente, o de las que no se observaron estadios inmaduros, pueden ser consideradas raras. En parque Saavedra se consideraron taxa centrales a *Oc. albifasciatus*, *S. platensis*, *Liodessus*, *Tropisternus* (al menos una de las dos especies mejor representadas), *Rhantus*, Chironomidae, Baetidae, *Cx. pipiens* y *Cx. dolosus*.

La predominancia de los dípteros, en particular los culícidos y quironómidos, indica un alto grado de adaptación de estos grupos a los ambientes efímeros. El rápido desarrollo de sus estadios preimaginales les permite completar la etapa acuática del ciclo de vida antes de la desecación del cuerpo de agua (Fernando y Galbraith, 1973).

El número relativamente bajo de heterópteros, coleópteros y odonatos inmaduros indica que los charcos temporarios del parque Saavedra no serían los principales sitios de cría para estos taxa. Esto podría estar relacionado con la escasa

duración de los cuerpos de agua, lo que probablemente impediría que las larvas alcancen a completar su desarrollo antes de la desecación.

Respecto de las variaciones estacionales en la riqueza, los resultados sugieren que los incrementos en verano responden a un efecto conjunto de estacionalidad favorable y disponibilidad de hábitats. La temporada favorable estaría representada por fechas con temperaturas altas, mientras que la disponibilidad de hábitats respondería a la combinación de altos valores de anegamiento durante la semana previa a cada muestreo y lluvias recientes. Valores altos en estas dos variables son indicadores de un alto grado de permanencia del agua, permitiendo que una mayor cantidad de especies pueda colonizar los charcos.

Los resultados del análisis de las variaciones entre fechas de la composición faunística muestran que las mayores diferencias estarían asociadas a distintas situaciones de anegamiento en el parque. En fechas de anegamiento reciente y temperaturas altas los taxa más característicos fueron principalmente los coleópteros y heterópteros adultos, que colonizaron los charcos inmediatamente después de su formación. En cambio las fechas con mayor permanencia del agua estuvieron caracterizadas por los estadios inmaduros de dípteros, coleópteros, heterópteros, efemerópteros y odonatos. Algunos culícidos (*Culex dolosus*, *Cx. maxi* y *Ochlerotatus albifasciatus*) no mostraron patrones estacionales definidos, aunque estuvieron asociados principalmente a fechas de bajas temperaturas y alta permanencia del agua. Bazzanti et al. (1996) distinguieron distintas etapas en la colonización de un cuerpo de agua temporario por los organismos. En la clasificación propuesta incluyeron una etapa de llenado, una intermedia y una de secado. En este trabajo las fechas de anegamiento reciente (grupo 2) podrían considerarse análogas a la etapa de llenado, y las fechas de mayor permanencia (tanto a altas como a bajas temperaturas) pueden relacionarse con las etapas intermedias y de secado en conjunto, teniendo en cuenta la duración comparativamente menor de los charcos en el parque Saavedra.

En relación con las diferencias biológicas entre microhábitats, el patrón agrupado de la riqueza indica que no todos los cuerpos de agua en el parque Saavedra son igualmente utilizados por los insectos acuáticos. El modelo general de mayor riqueza en ambientes con mayor duración y dimensiones coincide con la evidencia acumulada para distintos tipos de charcos temporarios en el hemisferio norte (Schneider y Frost 1996, Nilsson y Svensson 1995, Spencer et al. 1999, Ward y Blaustein 1994, Brooks 2000, Bazzanti et al. 1997). No es posible determinar cual de estas variables tiene mayor influencia sobre la riqueza, debido a que están

relacionadas entre sí. Los charcos de mayor tamaño son generalmente los de mayor duración (Capítulo 3, Brooks y Hayashi 2002).

La presencia de una mayor cantidad de especies en los hábitats de dimensiones crecientes puede deberse a que serían más atractivos para los individuos en dispersión. Cuerpos de agua más extensos pueden albergar poblaciones más grandes, tienen menores tasas de extinción, generalmente contienen mayor cantidad de microambientes y son más estables en sus condiciones físicoquímicas. Además los ambientes acuáticos de mayor tamaño serían detectados más fácilmente por los insectos en dispersión. Los charcos que se secan muy rápidamente solamente albergarían especies con ciclos de vida más cortos, y están disponibles para los colonizadores durante un tiempo más corto.

La asociación de la riqueza con la cobertura vegetal tiene varias explicaciones posibles. Por un lado, la mayor parte de los heterópteros y coleópteros utilizan las plantas como sustrato para oviponer (Bachmann y Angrisano 1998). Por otro, la presencia de vegetación posiblemente amortigua las fluctuaciones térmicas, particularmente en los horarios en los que la temperatura del agua es máxima.

Entre los ambientes acuáticos de mayor riqueza y anegamiento, la mayor variabilidad estuvo dada por las proporciones relativas de algunos culícidos (principalmente *Cx. pipiens*) y los insectos predadores. La mayoría de estos culícidos fueron registradas en charcos en los que los predadores fueron menos abundantes. Estas observaciones podrían responder a diferencias en la elección de los hábitats por parte de estos dos grupos. Por otro lado, los resultados observados podrían ser una consecuencia del efecto directo de la predación sobre los culícidos en los charcos con mayor abundancia de predadores, de acuerdo a lo sugerido por otros autores (Blaustein et al. 1995, Schneider y Frost 1996). El estudio de los mecanismos involucrados debería ser abordado en futuros trabajos de investigación.

5. Los culícidos: Relación con las variables físicas y los predadores (junio 1998 – mayo 1999)

Introducción

Muchas de las especies que colonizan los ambientes acuáticos temporarios se benefician con los abundantes recursos y la reducida presión de predación que caracterizan estos hábitats (Williams 1997). En charcos extremadamente efímeros, las condiciones físicas ejercen una influencia dominante sobre la composición específica (Wellborn et al. 1996), y a medida que se incrementa el tiempo transcurrido entre disturbios, representados por la sequía, se incrementaría la importancia de las interacciones biológicas (Schneider y Frost 1996).

Los charcos efímeros conforman una categoría particular de hábitats entre los criaderos de culícidos. Estos ambientes son considerados como criaderos marginales para los mosquitos, ya que generalmente el agua no permanece el tiempo suficiente para que los mosquitos puedan completar su desarrollo. Las grandes fluctuaciones en las condiciones ambientales como por ejemplo la temperatura constituyen una limitación para el desarrollo de los culícidos, pero por otro lado presentan la ventaja de una escasa presencia de predadores (Laird 1988)

Varios autores han observado relaciones entre la duración, el tamaño, la temperatura, la vegetación del sustrato y el grado de insolación de los charcos temporarios con la presencia de distintas especies de culícidos (Nilsson y Swensson 1995, Schneider y Frost 1996, Ward y Blaustein 1994, Blaustein et al. 1999). La presencia de predadores también puede ser importante en la estructuración de las comunidades (Blaustein 1998), aunque la predación en este tipo de hábitats parece tener menor importancia que en hábitats permanentes (Wellborn et al. 1996).

Entre los insectos más frecuentes en los charcos del parque Saavedra, cuatro correspondieron a mosquitos inmaduros: *Ochlerotatus albifasciatus*, *Culex dolosus*, *Cx. maxi* y *Cx. pipiens*. Los criaderos de *Oc. albifasciatus* han sido caracterizados como cuerpos de agua temporarios y poco profundos, de tamaño variable, con o sin vegetación (Forattini 1965, Almirón y Brewer 1996). Su presencia ha sido registrada durante todo el año en las provincias de Buenos Aires (Fontanarrosa et al. 2000) y de Córdoba (Almirón et al. 2000). *Cx. dolosus*, *Cx. pipiens* y *Cx. maxi* se crían tanto en hábitats naturales como en artificiales (Almirón y Brewer 1996, Campos et al. 1993), y las tres han sido citadas en áreas urbanas de la provincia de Buenos Aires (Campos et

al. 1993). *Cx. dolosus* se cría en aguas permanentes o temporarias, con o sin vegetación (Almirón y Brewer 1996). En áreas urbanas esta especie estuvo asociada principalmente a aguas limpias, sin contaminación (Campos et al. 1993). Los estados inmaduros fueron colectados durante todo el año tanto en Buenos Aires (Maciá et al. 1997) como en Córdoba (Almirón y Brewer 1995). *Cx. pipiens* utiliza una gran variedad de criaderos, frecuentemente recipientes artificiales y cuerpos de agua estancada de tamaño pequeño o mediano. La presencia de los estadios inmaduros ha sido relacionada con ambientes sombríos (Forattini 1965) y con agua contaminada, con alto contenido de materia orgánica (Horsfall 1955, Campos et al. 1993). Tanto en Córdoba como en Buenos Aires esta especie fue colectada durante todo el año (Almirón y Brewer 1995, Campos et al. 1993). *Cx. maxi* se cría en aguas temporarias y permanentes, generalmente naturales y vegetadas, tanto expuestas al sol como sombreadas (Almirón y Harbach 1996). Los estadios inmaduros de esta especie fueron registrados entre noviembre y mayo en la provincia de Buenos Aires (Campos et al. 1993).

Los tres grupos de predadores registrados con mayor frecuencia y abundancia pertenecieron al orden Coleoptera. *Liodessus* sp. y *Rhantus signatus* pertenecen a la familia Dytiscidae, y tanto los adultos como las larvas son predadores. El tamaño de los ejemplares de *Liodessus* sp. es relativamente pequeño (2-2.3 mm), y predan sobre microcrustáceos y culícidos (Schneider 1997). Este taxón fue incluido en el análisis debido a su abundancia en el área de estudio, teniendo en cuenta que probablemente las presas preferidas sean las de tamaño más pequeño, abarcando los primeros estados de mosquitos. *Tropisternus* pertenece a la familia Hydrophilidae, y solamente sus larvas son predadoras sobre estadios inmaduros de mosquitos (Balseiro y Fernández 1992), mientras que los adultos son herbívoros/detrítívoros (White et al. 1984). Estos tres grupos de predadores estuvieron representados entre los once taxa registrados en mayor frecuencia y abundancia durante el año de estudio y forman parte de los organismos que caracterizan la comunidad (Capítulo 4).

Objetivos específicos

- Estudiar la relación entre las variables microambientales, meteorológicas y estacionales con la presencia de las especies de mosquitos en los ambientes acuáticos efímeros de parque Saavedra.
- Estudiar la relación entre la presencia y abundancia de los insectos predadores y la de las especies de mosquitos más abundantes.

Metodología

Se utilizó la información semanal de la presencia y variables físicas de los ambientes acuáticos y de las variables meteorológicas. Para el análisis se consideraron los registros de tercer o cuarto estadio larval de los culicidos *Oc. albifasciatus*, *Cx. dolosus*, *Cx. pipiens* y *Cx. maxi*, los registros de larvas y adultos de *Liodessus* y *Rhantus*, y los registros de larvas de *Tropisternus*.

Análisis de los datos

Se calculó el número anual y estacional acumulado de charcos infestados para cada una de las cuatro especies de mosquito (*Oc. albifasciatus*, *Cx. dolosus*, *Cx. maxi* y *Cx. pipiens*) y los tres grupos de predadores (*Liodessus*, *Rhantus* y *Tropisternus*). Las proporciones estacionales de los ambientes acuáticos temporarios con formas inmaduras de culicidos fueron comparadas mediante un test para proporciones independientes (Fleiss 1981).

Asociación de los culicidos y predadores con variables ambientales

Los registros semanales de todos los charcos fueron divididos en varias categorías para cada variable analizada, de acuerdo con los siguientes gradientes: superficie: 0-1 m², 1-10 m², 10-100 m², >100 m²; profundidad: 1-5 cm, 6-10 cm, 11-15, >15 cm; hidropériodo: 1-10, 11-20, 21-30, >30 fechas; cobertura vegetal: ausente, parcial, total; y grado de insolación: sombra, parcial y totalmente expuesto al sol. Para cada una de las categorías se calculó la proporción de ambientes acuáticos poblados por cada especie de mosquito y de predador. Estas proporciones fueron comparadas entre categorías para cada una de las variables mediante test para proporciones independientes (Fleiss 1981).

Se realizó un análisis de regresión logística por pasos para evaluar la relación y la importancia relativa de las variables ambientales con la presencia de las cuatro especies de mosquito (Chatterjee et al. 2000). Como variable dependiente se utilizó la presencia o ausencia de la especie, y como variables predictoras o independientes se incluyeron las siguientes variables: superficie, profundidad máxima, hidropériodo, cobertura vegetal, insolación y estación. Con el objetivo de facilitar la interpretación de los resultados, las variables fueron transformadas de la siguiente manera: los datos de superficie fueron transformados a log (S+1), los datos de profundidad a raíz cuadrada,

y para el hidroperíodo se utilizaron las mismas categorías que para el test de proporciones. La cobertura vegetal, el grado de insolación y la estación fueron transformadas a variables *dummy*.

Asociación de los culícidos con insectos predadores

Se calculó el porcentaje anual de charcos en los cuales cada especie de mosquito coexistió con predadores. Se realizó un análisis de regresión logística en el cual se incluyó la presencia de los tres grupos de predadores y las variables ambientales como predictores de la presencia de larvas de mosquitos (Chatterjee et al. 2000). La relación entre la abundancia de cada especie de mosquito y cada uno de los taxa predadores fueron analizadas mediante correlaciones de Spearman. En el análisis solamente se incluyeron aquellos charcos en los cuales estuvo presente la especie de mosquito considerada.

Resultados

Se registró un total de 3283 larvas de mosquito de tercer y cuarto estadio, 49% correspondió a *Oc. albifasciatus*, 36% a *Cx. pipiens*, 13% a *Cx. dolosus* y 2% a *Cx. maxi*. De los 918 predadores pertenecientes a los tres grupos analizados, 67% correspondió a *Liodessus*, 19% a *Tropisternus* y 14% a *Rhantus*.

Oc. albifasciatus fue la especie registrada con mayor frecuencia (14.9% de las 1084 muestras semanales), seguido por *Cx. dolosus* (8.5%), *Cx. pipiens* (4.1%) y finalmente *Cx. maxi* (2.3%). Por otra parte, 16.7% de las muestras tuvieron ejemplares de *Liodessus*, 5.3% de *Rhantus* y 4.1% de *Tropisternus*.

Cx. dolosus y *Rhantus* fueron registrados durante todo el año, y la proporción de charcos poblados por ambas especies no mostró diferencias significativas entre estaciones. *Cx. pipiens* y *Tropisternus* fueron registrados en mayor proporción de charcos durante el verano ($p < 0.05$). *Oc. albifasciatus* estuvo presente durante todo el año, aunque las proporciones de charcos con formas inmaduras de esta especie durante el otoño y el invierno fueron significativamente más altas que durante la primavera y el verano ($p < 0.001$). Las larvas de *Cx. maxi* fueron registradas principalmente en otoño ($p < 0.001$), mientras que la proporción de charcos con *Liodessus* fue máxima en verano, mínima en invierno, e intermedia en primavera y otoño ($p < 0.05$).

Asociación de los culicidos y predadores con variables ambientales

La proporción de ambientes infestados para los siete taxa analizados se incrementó para categorías crecientes de profundidad (Figura 5.1.A, B), superficie (excepto *Cx. maxi*) (Figura 5.2.A, B) e hidroperíodo (excepto *Oc. albifasciatus*, *Cx. dolosus* y *Cx. pipiens*) (Figura 5.3.A, B). Los ambientes totalmente vegetados mostraron mayor proporción de presencia de todos los grupos que aquellos sin vegetación (Figura 5.4.A, B). La presencia de todos los taxa (excepto *Cx. maxi*) fue registrada en los hábitats con insolación intermedia en mayor proporción que en aquellos totalmente sombreados (Figura 5.5.A, B). En la Tabla 5.1 se muestran los resultados de los test de proporciones.

Figura 5.1

Proporción de hábitats en los que fueron registrados A) culicidos y B) predadores para distintas categorías de profundidad (parque Saavedra, Buenos Aires, junio 1998-mayo 1999).

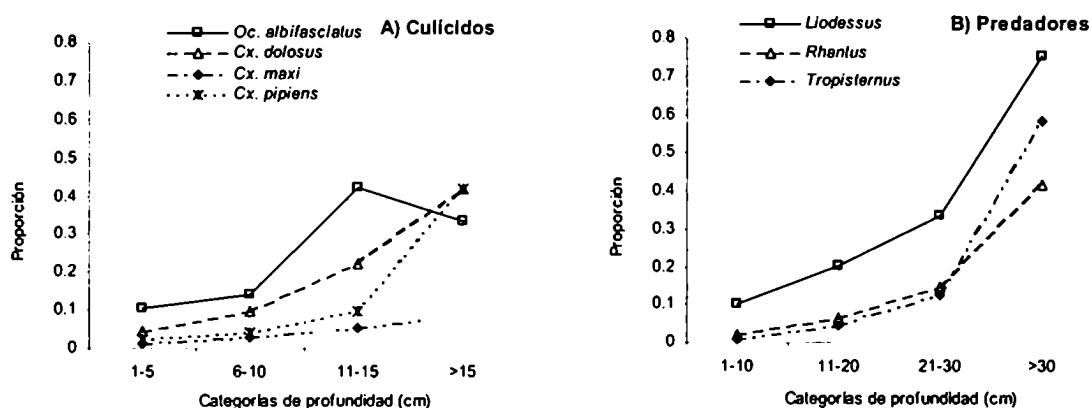


Figura 5.2

Proporción de hábitats en los que fueron registrados A) culicidos y B) predadores para distintas categorías de superficie (parque Saavedra, Buenos Aires, junio 1998-mayo 1999).

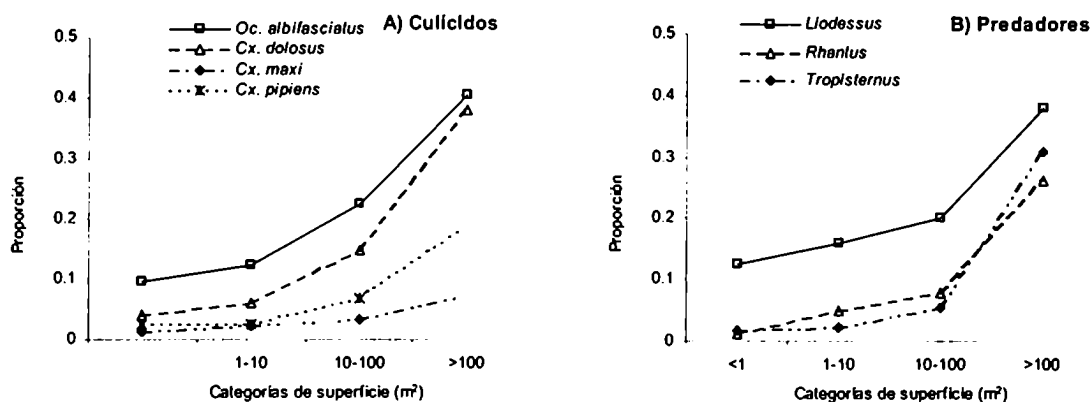


Figura 5.3

Proporción de hábitats en los que fueron registrados A) culicidos y B) predadores para distintas categorías de duración (parque Saavedra, Buenos Aires, junio 1998-mayo 1999).

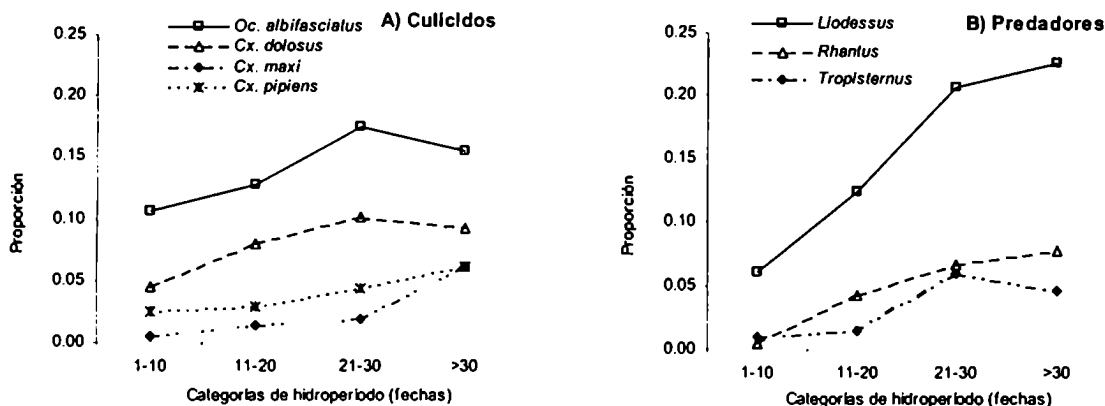


Figura 5.4

Proporción de hábitats en los que fueron registrados A) culicidos y B) predadores para distintas categorías de cobertura vegetal (parque Saavedra, Buenos Aires, junio 1998-mayo 1999).

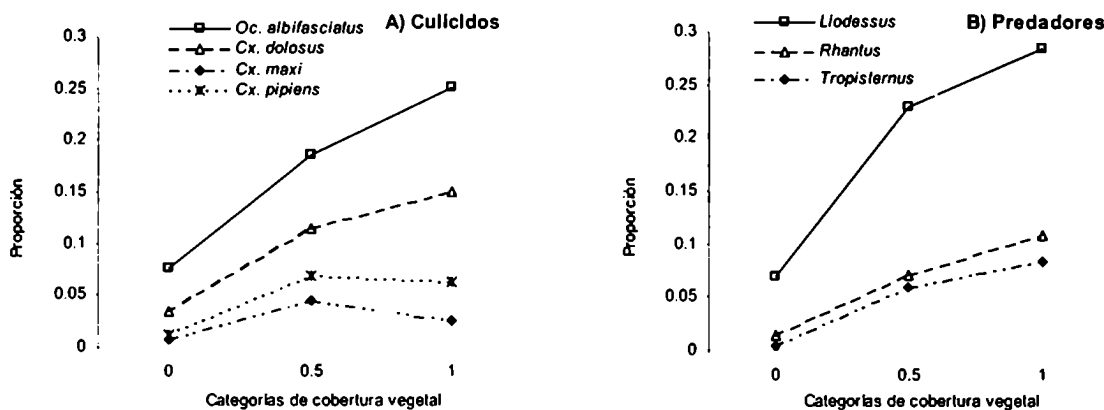


Figura 5.5

Proporción de hábitats en los que fueron registrados A) culicidos y B) predadores para distintas categorías de insolación (parque Saavedra, Buenos Aires, junio 1998-mayo 1999).

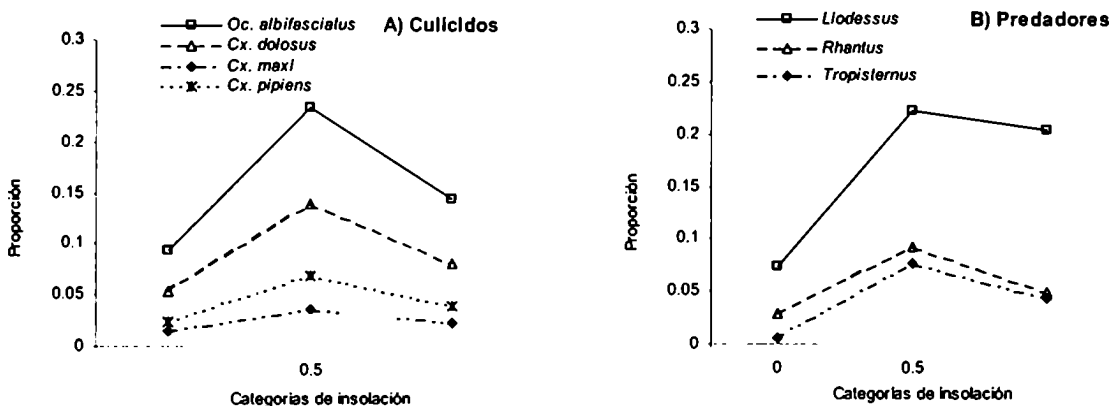


Tabla 5.1

Relación de las proporciones de ambientes acuáticos en los que fueron registradas las especies de mosquitos y predadores para diferentes categorías de duración, superficie, profundidad, grado de insolación y cobertura vegetal en parque Saavedra, Buenos Aires (junio 1998-mayo 1999).

	<i>Ochlerotatus albifasciatus</i>	<i>Culex dolosus</i>	<i>Culex maxi</i>	<i>Culex pipiens</i>	<i>Liodessus</i>	<i>Rhantus</i>	<i>Tropisternus</i>
Duración (1)1-10, (2)11-20, (3)21-30, (4)>30 fechas			1<2<3<4 p<0.001 **		1<2<3<4 p<0.001 **	1<2<3<4 p<0.005 **	1<2<3=4 p<0.001 **
Superficie (1)0-1 m ² , (2)1-10 m ² , (3)10-100 m ² , (4)>100 m ²	1<2<3<4 p<0.001 ***	1<2<3<4 p<0.001 ***		1<2<3<4 p<0.001 ***	1<2<3<4 p<0.001 ***	1<2<3<4 p<0.001 ***	1<2<3<4 p<0.001 ***
Profundidad (1)1-5 cm, (2)6-10 cm, (3)11-15, (4)>15 cm	1<2<3=4 p<0.001 **	1<2<3<4 p<0.001 ***	1<2<3<4 p<0.01 ***	1<2<3<4 p<0.001 **	1<2<3<4 p<0.01 ***	1<2<3<4 p<0.001 **	1<2<3<4 p<0.001 **
Grado de insolación (1)sombra, (2)media sombra, (3)sol	1=3<2 p<0.01	1=3<2 p<0.01		1=3<2 p<0.05	1<2=3 p<0.01	1=3<2 p<0.01	1<2=3 p<0.05
Cobertura vegetal (1)ausente, (2)escasa, (3)totalmente cubierto	1=2<3 p<0.001 *	1=2<3 p<0.001 *	1=2<3 p<0.001 *	1=2<3 p<0.001 *	1=2<3 p<0.001 *	1=2<3 p<0.001 *	1=2<3 p<0.001 *

* test para varias proporciones independientes

** test para varias proporciones independientes cualitativamente ordenadas

*** test para varias proporciones independientes linealmente crecientes

Los modelos finales de regresión logística mostraron resultados similares a aquellos de los análisis univariados. Todas las especies de mosquito estuvieron asociadas positivamente con la superficie y negativamente con la ausencia de vegetación (Tabla 5.2). *Oc. albifasciatus* mostró una asociación positiva con las estaciones de otoño e invierno, mientras que la presencia de *Cx. maxi* y *Cx. pipiens* estuvo asociada positivamente con las temporadas de otoño y verano respectivamente. Los modelos de regresión logística no evidenciaron la asociación de *Cx. dolosus* con alguna estación.

Tabla 5.2

Modelos de regresión logística para la presencia de las cuatro especies de mosquito en relación a variables ambientales y estacionales en charcos temporarios en el parque Saavedra, Buenos Aires, junio 1998-mayo 1999.

		<i>Ochlerotatus albifasciatus</i>	<i>Culex dolosus</i>	<i>Culex maxi</i>	<i>Culex pipiens</i>
Superficie	odds ratio	1.8	3.1	3.7	2.5
	ci (95%)	(1.2-2.7)	(2.2-4.3)	(1.9-7.0)	(1.6-3.9)
Profundidad	odds ratio	1.5			
	ci (95%)	(1.04-2.1)			
Ausencia de vegetación	odds ratio	0.4	0.3	0.3	0.2
	ci (95%)	(0.2-0.6)	(0.2-0.5)	(0.1-0.8)	(0.1-0.5)

Tabla 5.2 (cont.)

		<i>Ochlerotatus albifasciatus</i>	<i>Culex dolosus</i>	<i>Culex maxi</i>	<i>Culex pipiens</i>
Otoño	odds ratio	3.6		14.4	
	ci (95%)	(1.9-6.8)		(5.7-36.6)	
	odds ratio				13.0
	ci (95%)				(6.2-27.2)
Invierno	odds ratio	4.8			
	ci (95%)	(2.8-8.1)			

CI: intervalo de confianza

Asociación de los culicidos con insectos predadores

Las cuatro especies de mosquito analizadas coexistieron con insectos predadores. El porcentaje de charcos compartidos con predadores fue máximo para *Cx. pipiens* (75%) y mínimo para *Oc. albifasciatus* (39%), mientras que para *Cx. dolosus* y *Cx. maxi* los porcentajes fueron intermedios (59% y 68% respectivamente). Durante el invierno, la proporción de ambientes compartidos con predadores generalmente no superó la mitad de los ambientes colonizados por los mosquitos, mientras que durante el verano prácticamente en todos los charcos donde se detectaron mosquitos también fueron registrados insectos predadores. Todas las especies de mosquito coexistieron principalmente con *Liodessus*. Además, *Oc. albifasciatus* y *Cx. dolosus* fueron colectados frecuentemente junto con *Rhantus*, mientras que *Cx. maxi* y *Cx. pipiens* compartieron el hábitat principalmente con larvas de *Tropisternus*.

Los modelos de regresión logística mostraron la existencia de una relación positiva para cada una de las cuatro especies de mosquito con al menos un grupo de predadores (Tabla 5.3).

Tabla 5.3

Modelos de regresión logística para la presencia de cada una de las cuatro especies de culicidos en relación a la presencia de predadores y variables ambientales y estacionales en charcos temporarios en parque Saavedra, Buenos Aires, junio 1998-mayo 1999.

		<i>Ochlerotatus albifasciatus</i>	<i>Culex dolosus</i>	<i>Culex maxi</i>	<i>Culex pipiens</i>
Superficie	odds ratio	2.1	2.1	2.7	
	ci (95%)	(1.6-2.9)	(1.4-3.0)	(1.4-5.4)	
Ausencia de vegetación	odds ratio	0.4	0.5		0.35
	ci (95%)	(0.3-0.6)	(0.3-0.8)		(0.1-0.9)

Tabla 5.3 (cont.)

		<i>Ochlerotatus albifasciatus</i>	<i>Culex dolosus</i>	<i>Culex maxi</i>	<i>Culex pipiens</i>
Otoño	odds ratio ci (95%)	4.2 (2.2-8.1)		21.9 (7.3-65.4)	
Verano	odds ratio ci (95%)				7.5 (3.3-168)
Invierno	odds ratio ci (95%)	7.6 (4.1-14.2)	2.6 (1.4-4.9)		
<i>Liodessus</i>	odds ratio ci (95%)	2.9 (1.7-5.0)	2.0 (1.03-4.1)		
<i>Rhantus</i>	odds ratio ci (95%)	2.1 (1.1-4.0)	6.5 (3.2-13.0)		3.3 (1.2-8.8)
<i>Tropisternus</i>	odds ratio ci (95%)		5.0 (2.0-12.6)	17.5 (4.9-61.8)	9.9 (4.1-23.9)

CI: intervalo de confianza

La presencia de *Oc. albifasciatus* y *Cx. dolosus* estuvo asociada positivamente con *Liodessus* y *Rhantus*; la segunda especie de mosquito también lo estuvo con *Tropisternus*. Por otra parte, *Tropisternus* fue predictor de la presencia de *Cx. maxi* y *Cx. pipiens*, y *Rhantus* fue un predictor significativo para la presencia de *Cx. pipiens*.

Las correlaciones de Spearman entre la abundancia de mosquitos y de predadores mostró relaciones positivas de *Cx. pipiens* con *Tropisternus* y *Liodessus*; mientras que las abundancias de *Cx. dolosus* estuvieron correlacionadas significativamente con las de *Rhantus*. Ni *Oc. albifasciatus* ni *Cx. maxi* mostraron correlaciones significativas con la abundancia de insectos predadores (Tabla 5.4). En ningún caso se registraron correlaciones negativas entre la abundancia de mosquitos y predadores.

Tabla 5.4

Correlaciones de Spearman entre abundancias de mosquitos y abundancias de predadores en charcos con mosquitos en el parque Saavedra, Buenos Aires, junio 1998-mayo 1999.

	<i>Ochlerotatus albifasciatus</i>	<i>Culex dolosus</i>	<i>Culex maxi</i>	<i>Culex pipiens</i>
<i>Liodessus</i>	ns	ns	ns	0,49 ***
<i>Rhantus</i>	ns	0,25 *	ns	ns
<i>Tropisternus</i>	ns	ns	ns	0,45 **
n	161	92	25	44

ns = no significativo, * p<0,05, ** p<0,005, ***p<0,001

Discusión

La presencia de mosquitos y predadores se incrementó en cuerpos de agua de dimensiones, hidroperíodo y cobertura vegetal crecientes. Estos resultados coinciden con los obtenidos para la fauna de culícidos y predadores en ambientes acuáticos temporarios de deshielo realizados por Nilsson y Svensson (1995). Los charcos de mayores dimensiones serían más favorables debido a que en este tipo de hábitats las fluctuaciones en las condiciones fisicoquímicas generalmente serían menores que en los ambientes más pequeños (Williams 1996). Además, los charcos de mayor tamaño generalmente persisten durante más tiempo (Schneider y Frost 1996), permitiendo que las distintas especies completen su desarrollo (Nilsson y Svensson 1995, Wellborn et al. 1996). La relación entre la vegetación y la presencia de ciertas especies de mosquito ya había sido citada para anofelinos (Rejmancova et al. 1992, Rodríguez et al. 1993) y en el caso de este trabajo, la presencia de vegetación podría servir de refugio para los culícidos. En el caso de los predadores la vegetación podría ser utilizada como sustrato para la puesta de huevos o como punto de apoyo para el acecho.

La presencia mayoritaria de ambos grupos de insectos en los charcos con insolación intermedia podría relacionarse con una tendencia a seleccionar ambientes acuáticos con temperaturas más altas, donde los tiempos de desarrollo son menores (Nilsson y Svensson 1995), pero evitando los charcos totalmente expuestos al sol que alcanzan temperaturas máximas de hasta 40° C en verano, cercanas al límite superior de tolerancia térmica para insectos acuáticos (Williams y Feltmate 1992).

Las cuatro especies de mosquito mostraron diferencias en la estacionalidad, que podrían explicar las diferencias observadas en el número de cuerpos de agua compartidos con predadores en el parque Saavedra. Si bien los predadores estuvieron presentes durante el invierno, el número de hábitats colonizados por estos taxa fue bajo comparado con el verano. En consecuencia la presión de predación también sería menor para aquellas especies de mosquitos capaces de desarrollarse en la temporada fría.

Los culícidos más frecuentes en verano (*Cx. pipiens*) mostraron mayor grado de exposición a los predadores, los estados inmaduros de *Oc. albifasciatus*, asociados a la temporada fría, tuvieron la menor exposición, y *Cx. dolosus* y *Cx. maxi* presentaron valores intermedios. Entre los predadores, *Rhantus* tendría mayor importancia durante el invierno, mientras que *Tropisternus* sería más importante durante el verano. *Liodessus* fue el predador más frecuente y el que mostró mayor

grado de coexistencia con cada una de las cuatro especies de mosquitos. Teniendo en cuenta su reducido tamaño en comparación con el resto de los predadores, sería importante evaluar su rol como predador sobre los primeros estados larvales de los culícidos. Es importante considerar que posiblemente no tenga un efecto significativo sobre las larvas de mosquitos consideradas en este trabajo.

No es posible concluir que la menor frecuencia de registro de *Oc. albifasciatus* durante la temporada cálida sea consecuencia de que evita a los predadores, ya que por una parte la presencia de este mosquito mostró una asociación positiva con *Liodessus*, y por otra no se registraron relaciones significativas entre la abundancia de este mosquito y de los predadores. Una explicación alternativa podría ser que las altas temperaturas registradas durante el verano en Buenos Aires no sean favorables para el desarrollo de esta especie, como fue sugerido por Maciá et al. (1995) para ambientes acuáticos de la provincia de Buenos Aires.

La presencia durante todo el año de *Cx. dolosus* en el parque Saavedra coincide con las observaciones realizadas para esta especie en las provincias de Córdoba y Buenos Aires (Almirón y Brewer 1995, Maciá et al. 1997). El desarrollo y la actividad de oviposición de esta especie no estaría limitada por las temperaturas invernales en Buenos Aires, lo que le permitiría desarrollarse en hábitats relativamente libres de predadores al menos durante una parte del año.

Estudios previos han mencionado la presencia de estados inmaduros de *Cx. pipiens* durante todo el año en Córdoba y Buenos Aires (Almirón y Brewer 1994, Campos et al. 1993). Esto indica que dicha especie no estaría limitada por las temperaturas invernales de Buenos Aires. *Cx. pipiens* ha sido asociada principalmente con criaderos artificiales o con cierto grado de contaminación orgánica (Horsfall 1955, Almirón y Brewer 1996), y su presencia restringida al verano en el parque Saavedra sugiere que los charcos efímeros de origen pluvial no serían los criaderos más adecuados para la especie.

Entre las cuatro especies de culícidos estudiadas, *Cx. maxi* fue la especie más restringida estacionalmente, en coincidencia con otros estudios en los cuales su presencia en Buenos Aires fue citada entre noviembre y mayo (Campos et al. 1993) con picos de abundancia en el mes de abril (Maciá et al. 1997). Su presencia predominantemente otoñal le permitiría el desarrollo en una temporada relativamente libre de predadores. Por otra parte, la asociación de *Cx. maxi* con charcos vegetados coincide con las observaciones de Almirón y Harbach (1996).

La asociación positiva de todas las especies de culícidos con insectos predadores indican que seleccionan los mismos charcos, la abundancia de predadores no sería suficiente para eliminar las poblaciones larvales. En contraposición con los resultados de este trabajo, Blaustein (1998) registró una disminución de la riqueza de especies y de la abundancia de dípteros (incluyendo culícidos) en presencia de *Notonecta* en charcos naturales y experimentales. El tiempo estimado para que los predadores alcancen abundancias significativas es de 3-4 semanas (Walton et al. 1990) para temperaturas similares a las de verano en Buenos Aires. Durante la temporada cálida, menos de 10% de los cuerpos de agua formados en el parque Saavedra superó las 3 semanas de duración, y ninguno superó las 4 semanas, lo cual podría explicar las correlaciones positivas en algunos casos y la ausencia de correlación, en otros, entre las abundancias de mosquitos y de predadores.

6. *Ochlerotatus albifasciatus*: Dinámica estacional y relación con variables ambientales (junio 1998 – mayo 1999)

Introducción

Ochlerotatus albifasciatus (Macquart, 1838), según la nueva clasificación propuesta por Reinert (2000), conocido anteriormente como *Aedes (Ochlerotatus) albifasciatus*, es un mosquito neotropical cuya distribución se extiende desde el sur de Brasil y Bolivia hasta Tierra del Fuego (Bachmann y Bejarano 1960, Prosen et al. 1960, Forattini 1965). Debido a sus ataques insistentes al hombre y a mamíferos domésticos (Forattini 1965), esta especie está considerada entre las más molestas de la región (Prosen et al. 1960). *Oc. albifasciatus* tiene importancia sanitaria, ya que se han capturado ejemplares naturalmente infectados con el virus de encefalitis equina del oeste durante los brotes de encefalitis de 1982-1983 (Mitchell et al. 1987), y en condiciones de laboratorio ha demostrado ser un vector eficaz de este virus (Avilés et al. 1990).

La presencia de estados inmaduros de *Oc. albifasciatus* está asociada con las fluctuaciones en el grado de anegamiento de los criaderos y con la magnitud de las precipitaciones (Gleiser y Gorla 1997, Fontanarrosa et al. 2000). Las hembras colocan sus huevos, resistentes a la desecación, en el suelo húmedo circundante a los cuerpos de agua temporarios. Una vez completado el desarrollo embrionario, los huevos pueden entrar en diapausa o eclosionar en forma sincrónica cuando el suelo es cubierto por agua durante un tiempo mínimo de tres horas (Gleiser et al. 2000). El tiempo de desarrollo muestra un amplio intervalo, desde un mínimo de seis días en verano (a temperatura media del aire de 24°C), hasta 32 días en invierno (a 13°C) (Fontanarrosa et al. 2000). La mortalidad de los estadios inmaduros ha sido evaluada tanto en condiciones de laboratorio (Ludueña Almeida y Gorla 1995) y seminaturales (Fava et al. 2001), como en campo en estudios preliminares (Campos y Sy 2003).

En la provincia de Córdoba las larvas y pupas han sido detectadas durante el período de otoño-invierno (Almirón y Brewer 1994), mientras que en la provincia de Buenos Aires fueron registrados entre la primavera y el otoño (Maciá et al. 1995). En los charcos temporarios de la ciudad de Buenos Aires, los estados inmaduros de esta especie estuvieron presentes durante todo el año (Fontanarrosa et al. 2000), y además fueron los insectos más abundantes (Fischer et al. 2000, Capítulo 4 de esta tesis).

Los criaderos de *Oc. albifasciatus* han sido caracterizados como cuerpos de agua temporarios de escasa profundidad (Prosen et al. 1960), de tamaño variable, naturales o

artificiales, con o sin vegetación (Almirón y Brewer 1996), localizados generalmente en planicies de inundación (Forattini 1965). Varios autores han mencionado las características microambientales asociadas con la presencia de esta especie (Maciá et al. 1995, Ludueña Almeida y Gorla 1995, Fontanarrosa et al. 2000), pero no se habían realizado estudios en profundidad a escala de todos los criaderos presentes en un área parqueada. Parte de los resultados de este capítulo fueron publicados en Fischer et al. (2002).

Objetivos específicos

- Describir las variaciones estacionales de la abundancia de estados inmaduros de *Oc. albifasciatus* en función de variables climáticas y de la disponibilidad de hábitats.
- Evaluar la asociación de las características microambientales de dichos hábitats con la presencia de *Oc. albifasciatus* en el parque Saavedra.

Metodología

Se utilizó la información de la presencia semanal de los charcos, las variables físicas de los charcos, las variables meteorológicas y las muestras de *Oc. albifasciatus* correspondientes al período junio de 1998 - mayo de 1999.

Análisis de los datos

Relación con las variables meteorológicas

A partir de los registros semanales se identificaron las fechas de inicio de cada una de las cohortes registradas durante el año de estudio. Se calculó la proporción de charcos positivos para *Oc. albifasciatus* al comienzo de cada cohorte. Las proporciones acumuladas de ambientes acuáticos infestados (donde se detectó la presencia de larvas) fueron comparadas entre las estaciones del año mediante un test de proporciones para varias muestras independientes (Fleiss 1981).

Se estimó la abundancia relativa de larvas en cada cuerpo de agua multiplicando la superficie del cuerpo de agua por el número promedio de larvas/cucharón. Los valores de abundancia relativa de todos los charcos fueron sumados para obtener una estimación de la abundancia relativa de cada cohorte. La relación entre la abundancia de

las cohortes y el número de charcos infestados por un lado y el número de hábitats en los cuales las larvas alcanzaron el cuarto estadio (criaderos exitosos) por el otro, fue analizada mediante correlaciones por rangos de Spearman. Se incluyó en este análisis la información correspondiente a todas las cohortes registradas a partir de agosto de 1998.

Se estudió la relación entre la cantidad de lluvia caída y la detección de una cohorte, con el fin de estimar el umbral de lluvia necesario para iniciar el desarrollo de *Oc. albifasciatus*. Los episodios de lluvia fueron agrupados en tres categorías: menores de 10 mm, entre 10 y 20 mm y mayores de 20 mm. Para cada categoría se calculó la proporción de sucesos a partir de los cuales se originaron cohortes. Estas proporciones fueron comparadas mediante test para varias proporciones independientes ordenadas cuantitativamente (Fleiss 1981).

El número de ambientes acuáticos con estados inmaduros de cada cohorte fue correlacionado con las temperaturas máximas y mínimas correspondientes al día estimado de eclosión y con el número total de charcos presentes para la primera fecha de detección de cada cohorte.

Éxito de las cohortes

Se calculó el número total de ambientes acuáticos formados durante el año de estudio (considerando los ambientes acuáticos presentes en primeras fechas de detección de cada cohorte), y el número de charcos infestados con *Oc. albifasciatus*. En cada cuerpo de agua se evaluó el éxito de las cohortes mediante el registro de larvas de cuarto estadio. Si bien el registro de pupas hubiese sido el mejor indicador del éxito de las cohortes, esta información no estuvo disponible para todas las cohortes. La proporción de criaderos exitosos fue calculada como: número de charcos exitosos / número total de ambientes acuáticos registrados en la primera fecha de registro de cada cohorte. Para el acumulado estacional fueron calculadas las proporciones y comparadas entre estaciones mediante un test de proporciones para varias proporciones independientes (Fleiss 1981).

Con el objetivo de evaluar el éxito de dos cohortes presentes bajo condiciones climáticas diferentes, se estimó la abundancia relativa de larvas al comienzo del desarrollo y en el cuarto estadio larval de dos cohortes registradas en verano e invierno respectivamente. Las estimaciones de abundancias relativas se realizaron como la sumatoria de la superficie anegada multiplicada por el número de larvas / cucharón en cada charco. Las proporciones de criaderos exitosos (respecto de los infestados) fueron

comparadas entre estas dos cohortes mediante un test para proporciones independientes (Fleiss, 1981).

Relación con las variables ambientales

Se estimó el número de cohortes que se desarrolló en cada uno de los cuerpos de agua y en todo el parque. Se analizó la distribución del número de cohortes por charco para evaluar la aptitud de los distintos ambientes como criaderos. Se utilizó la relación varianza media para evaluar el patrón de distribución de estas frecuencias, y se utilizó el test de Chi cuadrado para evaluar si este patrón es diferente del que se espera por azar (Elliot 1977).

Se evaluó la relación entre la presencia y éxito de esta especie con la superficie, profundidad, duración, vegetación y grado de insolación. Se establecieron categorías para cada una de las siguientes variables: superficie (0-1 m², 1-10 m², 10-100 m² y más de 100 m²), profundidad (1-5 cm, 6-10 cm, 11-15 cm y más de 15 cm), hidroperíodo (presencia de agua en menos de 25% de las fechas, entre 25% y 50% de las fechas, entre 50% y 75% de las fechas y más de 75% de las fechas), insolación (sombra, media sombra, sol) y vegetación (sin pasto, escasamente cubierto por pasto y totalmente cubierto por pasto). Todas las variables fueron exploradas en forma univariada.

La relación entre la presencia de *Oc. albifasciatus* y las variables ambientales fue analizada mediante un análisis de regresión logística (Chatterjee et al. 2000). Se partió de un modelo completo y se eliminaron variables en forma secuencial hasta un nivel de probabilidad de 0.05. Las variables categóricas o cualitativas fueron transformadas a variables *dummy*, y la superficie fue transformada logarítmicamente. Solamente fueron incluidas las primeras fechas de detección de las distintas cohortes y se realizaron análisis para todo el año y para las distintas temporadas climáticas por separado. En el modelo para todo el año se incluyeron también la temperatura media de la semana previa a cada fecha (variable continua) y las estaciones climáticas (variables *dummy*).

La importancia relativa de las variables predictoras del éxito (una vez colonizado un charco) fueron analizados mediante análisis de regresión logística incluyendo las mismas variables del modelo anterior. Solamente fueron analizados los hábitats con larvas, y se tomó como criterio de éxito la detección de larvas de cuarto estadio en los ambientes acuáticos.

Las relaciones entre la abundancia y densidad larval para cada charco y la superficie, profundidad e hidroperíodo fueron analizadas mediante correlaciones de Spearman por rangos (Zar 1996), y para la insolación y la cobertura vegetal mediante

anova de Kruskall Wallis (Zar 1996), para dos cohortes representativas de invierno y verano respectivamente.

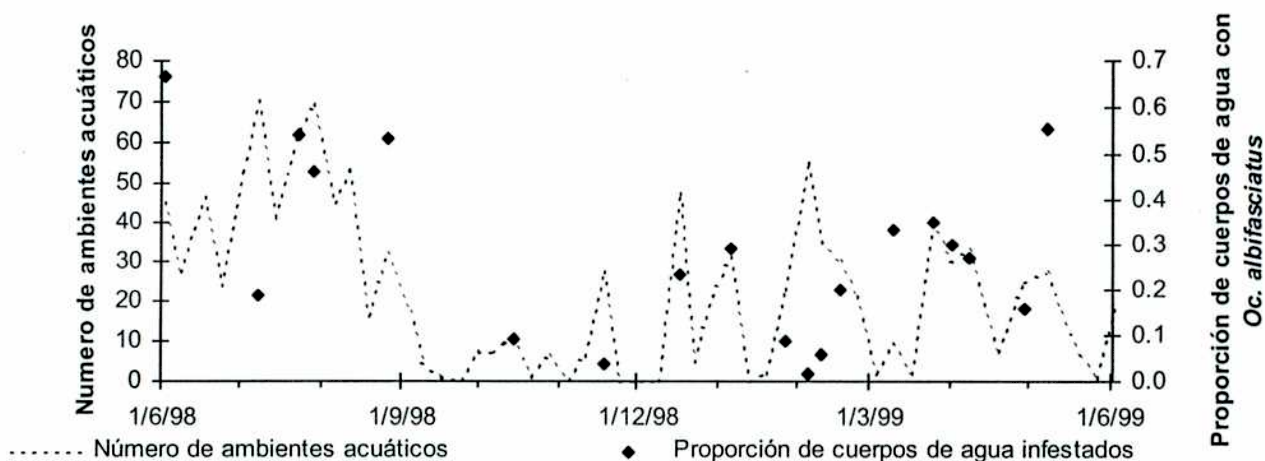
Resultados

Relación con las variables meteorológicas

Durante el año de estudio se registraron en total 19 cohortes de *Oc. albifasciatus* (Figura 6.1). La proporción de ambientes acuáticos infestados alcanzó valores más altos durante el otoño y el invierno (0.41 y 0.42 respectivamente) que en primavera y verano (0.16 y 0.14 respectivamente). Las proporciones acumuladas de hábitats con estadios inmaduros no mostraron diferencias significativas entre primavera y verano, ni entre otoño e invierno. Durante la temporada de primavera-verano la proporción de cuerpos de agua infestados fue significativamente menor que durante la temporada de otoño-invierno ($p < 0.001$).

Figura 6.1

Número de ambientes acuáticos registrados en cada fecha de muestreo y proporción de infestación para todas las cohortes de *Ochlerotatus albifasciatus* en el parque Saavedra, ciudad de Buenos Aires (junio 1998 - mayo 1999).

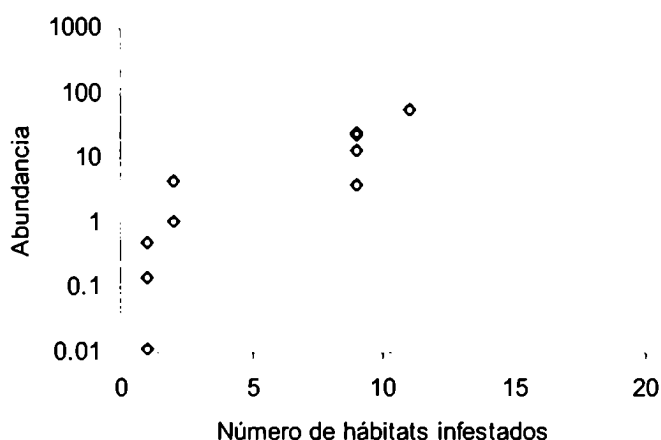


La abundancia relativa para todo el parque de larvas mostró una correlación positiva significativa con el número ambientes acuáticos con estadios inmaduros ($r_s = 0.85$, $p < 0.001$, $n=14$) (Figura 6.2), y con el número de charcos donde las larvas alcanzaron el cuarto estadio ($r_s = 0.78$, $p < 0.001$, $n=14$).

Se registraron 55 episodios de lluvia superiores a un milímetro durante el año de estudio en el parque Saavedra. De los 29 casos con valores inferiores a los 10 mm, solamente uno (6 mm) dio origen a una cohorte de *Oc. albifasciatus*. Los episodios de lluvia entre 10 y 20 mm dieron origen a cohortes de mosquitos en 45% de los casos (5/11), mientras que 72% (13/18) de las lluvias superiores a 20 mm iniciaron el desarrollo de esta especie. Los resultados indican que la proporción de episodios de lluvia a partir de los cuales se inicia el desarrollo de esta especie se incrementa significativamente para niveles crecientes de precipitación ($p < 0.001$).

Figura 6.2

Abundancia relativa de estados inmaduros de *Ochlerotatus albifasciatus* en función del número de hábitats infestados en el parque Saavedra, ciudad de Buenos Aires (junio 1998 - mayo 1999).



Se detectó la eclosión de larvas a temperaturas mínimas de 5.2°C en agosto, y a temperaturas máximas de 29.7°C en marzo. El número total de ambientes infestados mostró correlación negativa significativa con las temperaturas mínimas ($r_s = -0.48$, $p < 0.05$, $n=19$), medias ($r_s = -0.48$, $p < 0.05$, $n=19$) y máximas ($r_s = -0.47$, $p < 0.05$, $n=19$) del aire.

Éxito de las cohortes

Sobre un total de 676 ambientes acuáticos formados, 214 (32%) fueron positivos y en 116 (17%) la especie alcanzó el cuarto estadio. La proporción de ambientes acuáticos en los que *Oc. albifasciatus* alcanzó el cuarto estadio larval fue máxima en invierno (0.26), intermedia en primavera y otoño (0.13 y 0.19 respectivamente), y mínima durante el verano (0.04). Estas proporciones registradas en invierno fueron

significativamente superiores a las observadas en primavera y otoño ($p < 0.05$), y éstas a su vez superaron en forma significativa los valores del verano ($p < 0.05$).

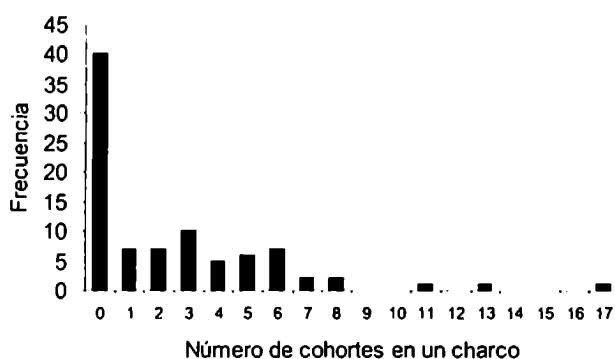
La abundancia de mosquitos inmaduros en agosto fue de aproximadamente una quinta parte de la que se registró en marzo. Sin embargo, 13% de la cohorte invernal alcanzó el cuarto estadio larval, mientras que en marzo lo hizo solamente 4%. La desecación total del charco fue responsable de 21% de la mortalidad de larvas en agosto, y de 36% de la mortalidad en marzo. La mortalidad restante se podría atribuir en parte a una disminución drástica en el volumen de agua y fue similar en agosto y marzo (65% y 60% respectivamente). La proporción de criaderos exitosos fue de 0.18 para la cohorte de invierno y de 0.29 para la de marzo, y estas diferencias no fueron estadísticamente significativas.

Relación con las variables ambientales

En 49 de los 89 charcos estudiados fue detectado *Oc. albifasciatus* al menos en una oportunidad. En 7 ambientes acuáticos las cohortes no pudieron completar su desarrollo, y en los 42 restantes se registraron entre 1 y 13 cohortes exitosas. El máximo número de cohortes registradas en un mismo cuerpo de agua fue de 17 (Figura 6.3).

Figura 6.3

Distribución de frecuencias del número de cohortes de *Ochlerotatus albifasciatus* registradas en cada charco en el parque Saavedra, ciudad de Buenos Aires (junio 1998 - mayo 1999).



65 % de los charcos en los que nunca se detectaron estados inmaduros de *Oc. albifasciatus* fueron muy efímeros y registrados en menos de 5 oportunidades durante el período de estudio. La distribución de frecuencias del número de camadas registradas en cada charco a lo largo del período de estudio fue de tipo agrupado (relación varianza/media: 4.24, $p < 0.001$), indicando que no todos los hábitats serían igualmente aptos como criaderos de esta especie.

Los estados inmaduros de *Oc. albifasciatus* fueron registrados en todas las categorías de las variables ambientales evaluadas. Se registraron incrementos en la proporción de charcos infestados y exitosos para categorías crecientes de superficie, profundidad, duración y cobertura vegetal. Los cuerpos de agua expuestos a un grado de insolación intermedio contenían formas inmaduras en mayor proporción que aquellos que tuvieron niveles bajos o altos de insolación. Este patrón se mantuvo en cada una de las distintas estaciones climáticas (Figura 6.4).

La presencia de estados inmaduros de *Oc. albifasciatus* estuvo asociada positivamente con profundidad, superficie e hidroperíodo crecientes, con la cobertura vegetal completa y con las temporadas de otoño e invierno (Tabla 6.1). La temperatura no fue significativa en el análisis de todo el período en conjunto, que incluyó todas las estaciones.

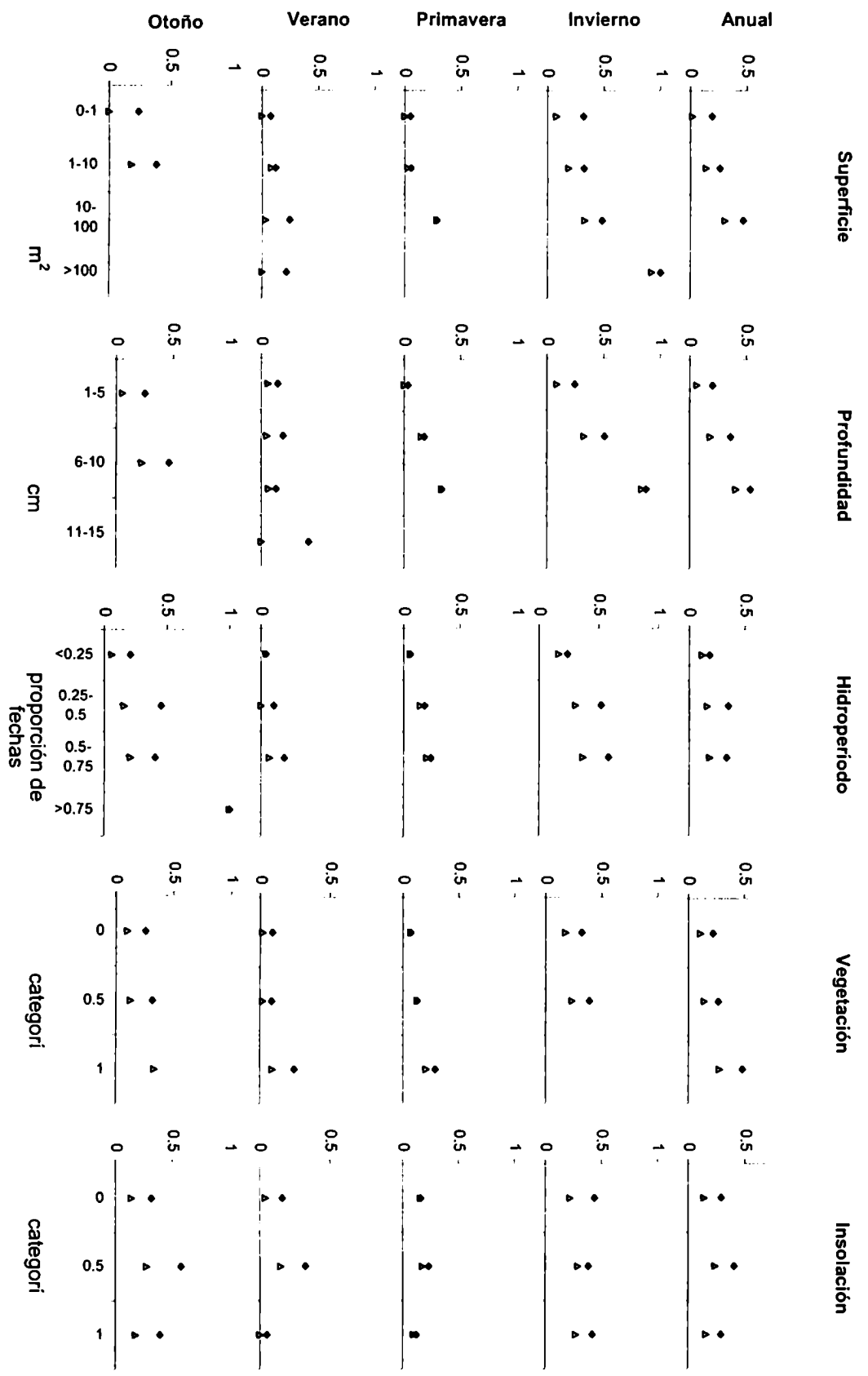
Tabla 6.1

Modelos de regresión logística para la presencia de *Ochlerotatus albifasciatus* en relación con variables ambientales y estacionales en charcos temporarios en el parque Saavedra, ciudad de Buenos Aires (junio 1998 - mayo 1999).

		Anual (N=676)	Invierno (N=232)	Primavera (N=83)	Verano (N=162)	Otoño (N=199)
Superficie	odds ratio ci (95%)	2.08 (1.37-3.15)		7.17 (2.43-21.20)		2.61 (1.06-6.42)
Hidroperíodo	odds ratio ci (95%)	3.99 (1.31-12.15)				
Profundidad	odds ratio ci (95%)	1.1 (1.02-1.18)	1.28 (1.17-1.40)			1.27 (1.09-1.47)
Cobertura vegetal completa	odds ratio ci (95%)	3 (2.02-4.45)	1.94 (1.03-3.67)		5.29 (1.96-14.25)	4.64 (2.25-9.57)
Insolación completa	odds ratio ci (95%)				0.13 (0.04-0.41)	
Temperatura	odds ratio ci (95%)					0.82 (0.72-0.92)
Otoño	odds ratio ci (95%)	6.82 (4.02-11.55)				
Invierno	odds ratio ci (95%)	7.03 (4.02-11.56)				

ci: intervalo de confianza

Figura 6.4
 Proporción de cuerpos de agua infestados y en los que *Ochlerotatus albifasciatus* completó su desarrollo para distintas categorías de superficie, profundidad, hidroperiodo, cobertura vegetal y grado de insolación en el parque Saavedra, ciudad de Buenos Aires (junio 1998 - mayo 1999).



Se registraron diferencias en la relación de las variables con la presencia de esta especie entre distintas temporadas. Las dimensiones de los charcos fueron significativas para predecir la presencia de *Oc. albifasciatus* durante la primavera (superficie), el invierno (profundidad) y el otoño (ambas variables), pero no durante el verano. La cobertura vegetal completa estuvo asociada positivamente con la presencia de este culícido durante todas las estaciones excepto durante la primavera, y la insolación completa mostró relación negativa con el registro de este mosquito en los cuerpos de agua. La única estación en la cual la temperatura resultó significativa fue el otoño, mostrando una asociación negativa con la probabilidad de registro de *Oc. albifasciatus*.

El desarrollo exitoso de las cohortes estuvo asociado positivamente con la profundidad del cuerpo de agua en todo el período y en las temporadas de invierno y otoño (Tabla 6.2). La temperatura mostró asociación positiva con el desarrollo exitoso de *Oc. albifasciatus* durante el invierno. Durante la primavera y el verano la finalización del desarrollo de esta especie no estuvo asociada en forma significativa con ninguna de las variables analizadas.

Tabla 6.2

Modelos de regresión logística para el desarrollo exitoso de *Ochlerotatus albifasciatus* en relación a variables ambientales y estacionales en charcos temporarios en parque Saavedra, ciudad de Buenos Aires (junio 1998 - mayo 1999).

		<i>Anual</i> (N=214)	<i>Invierno</i> (N=97)	<i>Otoño</i> (N=81)
Profundidad	odds ratio	1.31	1.39	1.33
	ci (95%)	(1.19-1.44)	(1.17-1.65)	(1.14-1.56)
Temperatura	odds ratio		2.35	
	ci (95%)		(1.26-4.39)	
Invierno	odds ratio	2.25		
	ci (95%)	(1.22-4.17)		

ci: intervalo de confianza

La abundancia relativa de larvas estuvo correlacionada positivamente con la superficie y la profundidad de los charcos durante invierno y verano (Tabla 6.3), y no mostró relación significativa para las variables restantes. La densidad de *Oc. albifasciatus* no mostró relación con ninguna de las variables analizadas.

Tabla 6.3

Correlaciones entre la abundancia de *Ochlerotatus albifasciatus* y variables ambientales de los cuerpos de agua temporarios de parque Saavedra, ciudad de Buenos Aires para dos cohortes de agosto 1998 y marzo 1999 respectivamente

Variable	R (Spearman)	p
Cohorte invernal (N=17)		
Superficie	0.81	p<0,001
Profundidad	0.83	p<0,001
Cohorte de verano (N=14)		
Superficie	0.89	p<0,001
Profundidad	0.62	p<0,05

Discusión

La presencia anual de los estados inmaduros de *Oc. albifasciatus* indica que las condiciones climáticas de la ciudad de Buenos Aires no parecen limitar el desarrollo de esta especie. Las diferencias en la disponibilidad de hábitats podrían ser parcialmente responsables de las diferencias estacionales en la proporción de ambientes acuáticos infestados.

Se observó una relación positiva del número de charcos positivos con el orden de magnitud de la abundancia, y se obtuvieron correlaciones significativas entre número de ambientes poblados por *Oc. albifasciatus* y la abundancia de esta especie por un lado, y el éxito de las cohortes por otro. Debido a la facilidad de la evaluación, se podría considerar al número de cuerpos de agua infestados como indicador de la abundancia y éxito de las cohortes de *Oc. albifasciatus* en el parque Saavedra.

La alta cantidad y proporción de ambientes acuáticos con estados inmaduros de esta especie durante la temporada de invierno corresponde a la máxima disponibilidad de ambientes y a temperaturas mínimas. Por otra parte las abundancias mínimas observadas durante la primavera de 1998 coincidieron con una sequía excepcional en la cual la precipitación fue aproximadamente la mitad del promedio histórico (Figura 2.1 y 3.1). Estas condiciones climáticas serían críticas para el desarrollo de *Oc. albifasciatus*, debido a la rápida desecación de los hábitats (Fontanarrosa et al. 2000).

Durante el período de sequía que se extendió desde principios de la primavera hasta principios del verano no se registró ninguna cohorte que completara su desarrollo en parque Saavedra. Por lo tanto, probablemente las larvas observadas durante el verano correspondieron a oviposturas de finales del invierno. La

disminución de la viabilidad de los embriones con el tiempo señalada para *Oc. albifasciatus* en Córdoba (Ludueña Almeida y Gorla 1995) podría explicar parcialmente las bajas abundancias de estados inmaduros de *Oc. albifasciatus*.

En general las lluvias inferiores a 10 mm no iniciaron el desarrollo de nuevas cohortes. Estos resultados se asemejan con los umbrales de lluvia de 16-17 mm. estimados para el mismo período de otoño-invierno por Fontanarrosa et al. (2000) para dos ambientes acuáticos de mayor tamaño localizados en la ciudad universitaria de la Ciudad de Buenos Aires. Para las temporadas de primavera y verano los valores mínimos de lluvia necesarios para iniciar cohortes en el parque Saavedra fueron inferiores a los valores estimados por estos autores (25-30 mm.).

Las temperaturas extremas registradas durante la temporada invernal en Buenos Aires durante el período de estudio, no parecen limitar la eclosión de las larvas ni el desarrollo preimaginal. Estos resultados son similares a los observados para las poblaciones de *Oc. albifasciatus* en Córdoba, donde las bajas temperaturas y el fotoperíodo invernal no impidieron el desarrollo de las larvas ni la actividad gonadotrófica (Fava et al. 2001). Estas observaciones no resultan sorprendentes, teniendo en cuenta que la distribución de la especie se extiende hasta Tierra del Fuego (Bachmann y Bejarano 1960, Marinone 2001, Burroni et al. 2003).

La relación negativa entre la presencia de mosquitos y la insolación durante la temporada de verano sugiere que las altas temperaturas de esta estación en la ciudad de Buenos Aires (30° C de máxima promedio) no serían favorables para la eclosión de esta especie. Estas observaciones coinciden con lo informado por Maciá et al. (1995) para la provincia de Buenos Aires.

El carácter oportunista de *Oc. albifasciatus* es confirmada por la detección de larvas en todas las categorías de tamaño, duración, insolación y cobertura vegetal de los charcos estudiados. Por otro lado, la mortalidad masiva de estados inmaduros (principalmente debida a la desaparición de los criaderos antes de que se complete el desarrollo preimaginal), coincide con las observaciones de Campos et al. (2001) para la temporada de primavera-verano en la provincia de Buenos Aires. Estos autores observaron una alta mortalidad de los inmaduros de esta especie y la atribuyeron a la desecación de los ambientes acuáticos, al parasitismo por un nematode, y a la acción de los predadores.

La distribución de frecuencias del número de cohortes registradas en cada cuerpo de agua (Figura 6.3) indica que no todos son igualmente utilizados por *Oc. albifasciatus* como criaderos, y la presencia de esta especie estaría asociada a

algunas variables ambientales. La asociación de presencia de *Oc. albifasciatus* con dimensiones crecientes del cuerpo de agua podría deberse a un efecto del azar. La probabilidad de que un huevo quede cubierto por agua es mayor para anegamientos crecientes. La falta de correlación entre la densidad de estadios inmaduros y las dimensiones del hábitat sustentan esta hipótesis.

A diferencia de otras observaciones en la provincia y en la ciudad de Buenos Aires, donde *Oc. albifasciatus* estuvo asociada a hábitats con alta insolación (Maciá et al. 1995, Fontanarrosa et al. 2000), en este trabajo, realizado sobre un número mayor de charcos, se observó mayor asociación de larvas a insolaciones intermedias o bajas, principalmente en verano.

La relación positiva entre la presencia de esta especie y una cobertura vegetal completa del sustrato en el cuerpo de agua se puede explicar por el efecto de sombreado dentro de ellos (que podría hacer descender en alguna medida la temperatura del agua).

Futuros trabajos deberían evaluar en qué medida la colonización de este tipo de hábitats (en extremo efímeros), es sustentada a partir del banco de huevos presente en el suelo, o de la dispersión de adultos desde áreas adyacentes, y evaluar además las dinámicas poblacionales de esta especie en una escala geográfica más amplia. También debería estudiarse con mayor profundidad la supervivencia de los estados inmaduros, y evaluar la importancia de distintas causas de mortalidad posibles en este tipo de hábitats.

7. Validación con información del año 2001

Introducción

Los capítulos anteriores consideraron un período de estudio de un año, durante el cual se produjeron numerosos ciclos de anegamiento y secado de los ambientes acuáticos. Esta repetición del ciclo permitió estudiar la dinámica de los ambientes acuáticos y de la fauna que contienen en distintas condiciones. Por otro lado, el gran número de charcos estudiados permitió abarcar un amplio intervalo de condiciones ambientales, representando en gran medida la diversidad de los ambientes acuáticos efímeros en Buenos Aires. El estudio de numerosos ciclos en gran cantidad de ambientes acuáticos permite un cierto grado de generalización, pero no tiene en cuenta posibles diferencias interanuales en la dinámica de los cuerpos de agua y la fauna que contienen. En este capítulo se propone poner a prueba algunos de los resultados obtenidos en los capítulos previos mediante la comparación con información proveniente de otro período de estudio (año 2001), a fin de incrementar el grado de generalización de los resultados obtenidos.

Entre mediados de 1999 y mediados de 2000, se realizaron algunas obras de parqueado en el parque Saavedra, durante las cuales una parte de los charcos fueron rellenados, lo cual constituye un factor de variabilidad adicional entre ambos períodos de estudio.

Se compararon entre ambos períodos:

- el régimen climático y su relación con la presencia y permanencia del agua.
- la caracterización de los microambientes y el grado de anegamiento, teniendo en cuenta las tareas de rellenado realizadas.
- la composición faunística de la comunidad de los insectos acuáticos y la relación de la riqueza con las variables meteorológicas y el anegamiento.
- las fluctuaciones estacionales en la abundancia de *Ochlerotatus albifasciatus* (especie más abundante en los charcos del parque Saavedra) y su asociación con las variables ambientales.

Metodología

Se utilizó la información proveniente de relevamientos realizados durante el año 2001 en forma semanal o bisemanal.

Análisis de los datos

El año 2001 fue comparado con el período 1998-1999 respecto de:

- a) precipitaciones:
 - i) acumuladas anual y mensuales
 - ii) acumuladas semanales (test de Kruskal-Wallis)
- b) temperaturas:
 - i) medias mensuales
 - ii) medias diarias (test de Kruskal-Wallis)
- c) anegamiento
 - i) número de ambientes acuáticos
 - ii) superficie máxima
 - iii) diferencias estacionales (test de comparación de medianas)

Fueron consideradas las pérdidas proporcionales en el número hábitats y de superficie anegable debido a tareas de rellenado.

La distribución de frecuencias para las distintas categorías de superficie, profundidad máxima, insolación, vegetación e hidroperíodo en el año 2001, fue comparada con las del período anterior mediante el test de Kolmogorov-Smirnov (Zar 1996).

Se evaluó el ajuste de la ecuación 3.1 (Capítulo 3) desarrollada sobre la base de los registros del período junio 1998 – mayo 1999 para estimar los anegamientos en el año 2001. Los parámetros necesarios para la estimación (índice hídrico y temperatura media semanal) fueron calculados para todas las fechas. El ajuste entre los valores esperados y observados fue analizado mediante un modelo de regresión lineal.

Todas las comparaciones relativas a la fauna fueron realizadas para las temporadas de verano, otoño e invierno. Fueron excluidos los registros de ambas primaveras debido a las diferencias significativas en el anegamiento registradas entre ambos períodos de estudio. Entre ambas temporadas de estudio fueron comparados los meses enero – agosto en relación con:

- a) Número total de organismos y proporción de los distintos órdenes.

- b) Composición faunística, identificando los taxa presentes en uno o ambos periodos.
- c) Proporción de la riqueza total en cada periodo (la proporción de ganancias y pérdidas en 2001 fueron calculadas sobre el total de taxa registrados).
- d) Abundancias de adultos e inmaduros de cada taxón (correlaciones de Spearman). Se identificaron las mayores variaciones en los órdenes de magnitud.
- e) Riqueza mensual acumulada de adultos e inmaduros (correlaciones de Spearman).
- f) Relación de la riqueza con el anegamiento de cada fecha para dos intervalos térmicos (mayor y menor que 17°C sobre la base de los resultados obtenidos en el capítulo 4).

Las relaciones de la riqueza con la lluvia semanal, la superficie anegada, la profundidad máxima, el número de ambientes acuáticos y la temperatura media semanal fueron exploradas mediante correlaciones de Spearman para el periodo enero – agosto de 2001.

Para los análisis referentes a *Ochlerotatus albifasciatus* fueron consideradas solamente las fechas del año 2001 en las que se registró la especie, y las primeras fechas de detección de cada cohorte para 1998-1999. Las proporciones de ambientes acuáticos con estados inmaduros fueron comparadas entre ambos periodos completos y entre temporadas de verano, otoño e invierno mediante un test de proporciones para dos muestras independientes (Fleiss 1981).

Para cada microambiente se calculó la proporción del total de cohortes de *Oc. albifasciatus*. Se calcularon las frecuencias de ambientes acuáticos pertenecientes a cinco categorías basadas en la proporción de cohortes registradas en cada charco sobre el total de cohortes del periodo. Los patrones de distribución fueron comparados mediante test de Kolmogorov-Smirnov (Zar 1996). Se estimó la cantidad de charcos rellenados para cada una de tres categorías de infestación durante el periodo 1998-1999.

La proporción de ambientes acuáticos con estados inmaduros de *Oc. albifasciatus* para distintas categorías de superficie, profundidad, hidroperiodo, insolación y cobertura vegetal fueron calculadas para ambos periodos y las similitudes en las tendencias fueron examinadas gráficamente.

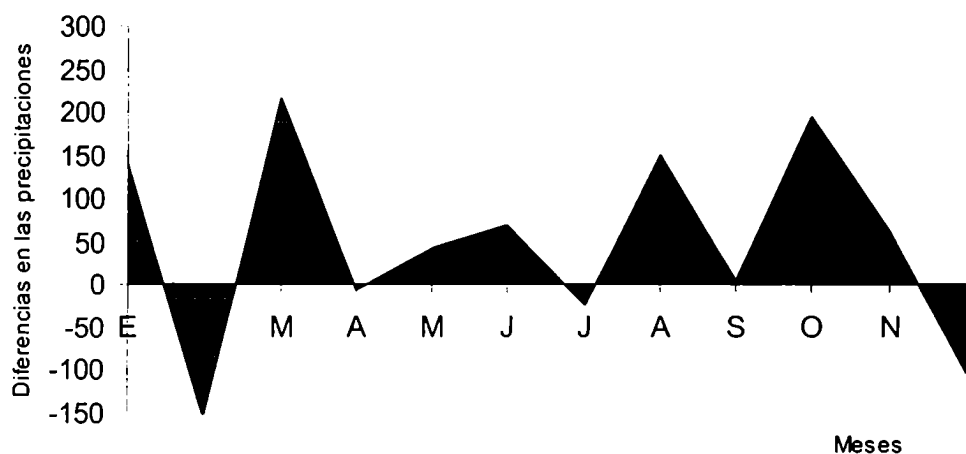
La información correspondiente al período 2001 fue aplicada a los modelos de regresión logística para la presencia de *Oc. albifasciatus* en las distintas temporadas (Tabla 6.1) para evaluar la capacidad de predicción con datos independientes. El criterio de asignación del punto de corte de la probabilidad de que un charco fuera positivo fue la relación casos positivos/casos negativos para el primer año.

Resultados

El total de precipitaciones registradas en el año 2001 superó los 1700 mm, 50% más que las observaciones del período junio 1998 – mayo 1999 (1016 mm). En general las lluvias mensuales fueron superiores durante el año 2001 respecto del período previo, con excepción de abril, julio y septiembre en que fueron aproximadamente similares, y febrero y diciembre, donde se registraron valores inferiores (Figura 7.1). Las precipitaciones semanales acumuladas no mostraron diferencias significativas en ninguna de las estaciones.

Figura 7.1

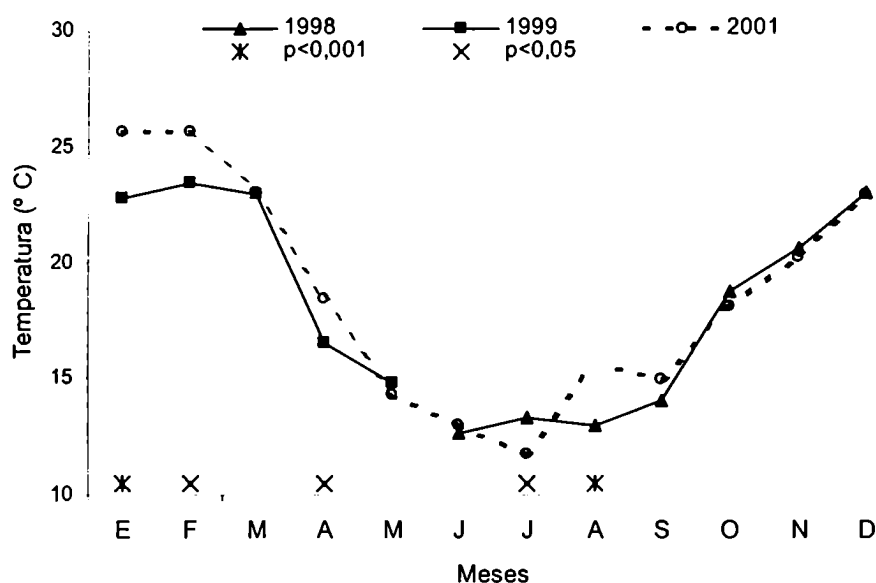
Diferencias en las precipitaciones mensuales del año 2001 respecto de las registradas para los mismos meses del período junio 1998-mayo 1999 en la ciudad de Buenos Aires



Las temperaturas medias mensuales mostraron valores similares durante los meses con valores intermedios, y las mayores diferencias fueron observadas durante los meses más cálidos y los más fríos (Figura 7.2). En enero, febrero, abril y agosto de 2001 las temperaturas medias diarias fueron significativamente superiores, y durante el mes de julio fueron más bajas ($p < 0.05$) que en 1998-1999.

Figura 7.2

Temperaturas medias mensuales del año 2001 y de los mismos meses del período junio 1998-mayo 1999 en la ciudad de Buenos Aires

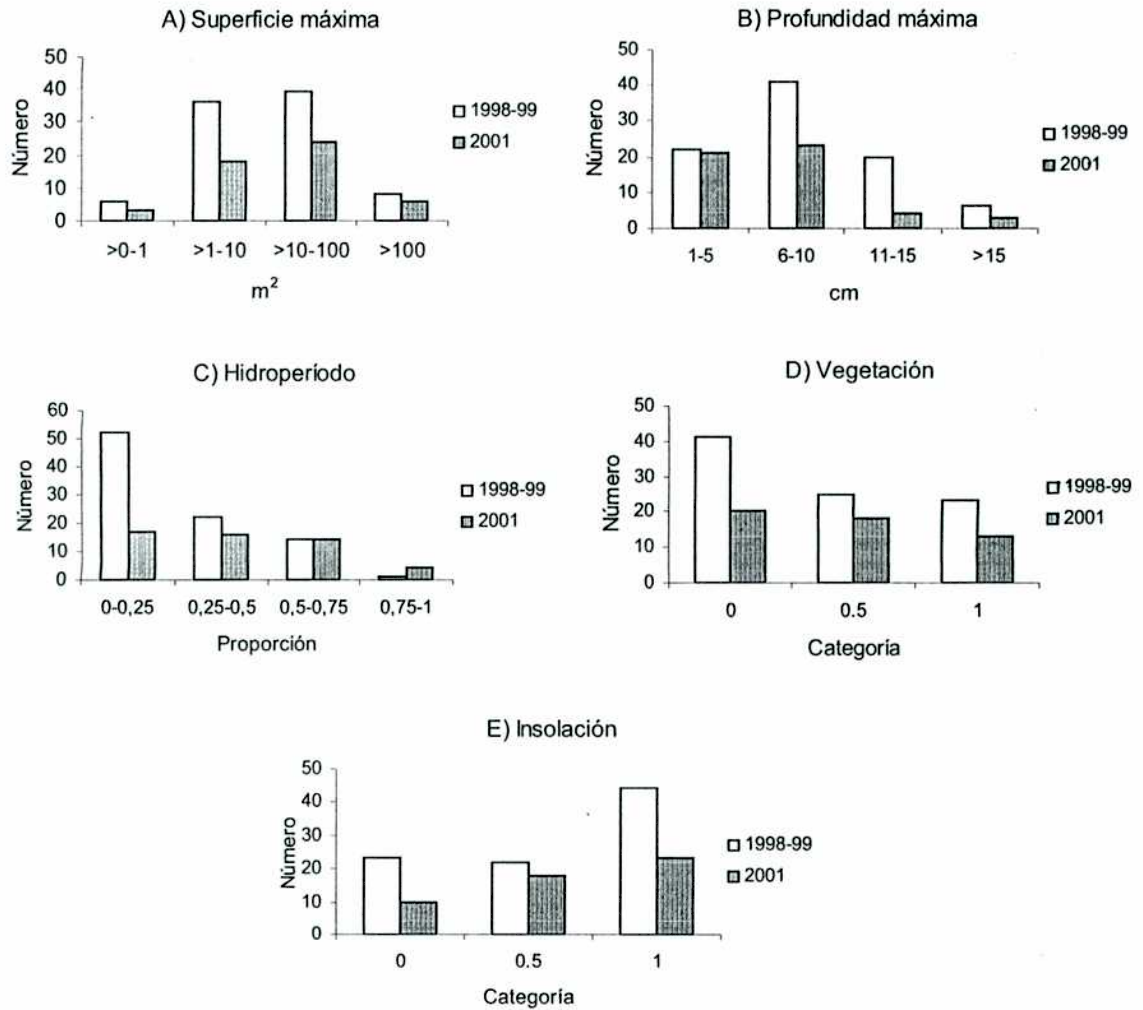


En el período 2001 se registró un total de 51 ambientes acuáticos, de los cuales 6 no habían sido observados previamente. Del total de 89 cuerpos de agua presentes en el período 1998-1999, 44 fueron rellenados durante las tareas de parquización (49%), que representaron 32% de los 3056 m² anegables iniciales. Durante el año 2001 la suma de las superficies máximas de todos los cuerpos de agua fue de 2335 m², lo cual representa valores mayores que la superficie anegable del período anterior menos las pérdidas por rellenado (3056 m² - 990 m² = 2066 m²). La distribución de frecuencias de charcos para distintas categorías de superficie, profundidad, vegetación e insolación no difirió significativamente entre ambos períodos (Figura 7.3.a,b,d,e). En cambio el hidroperíodo mostró diferencias significativas entre años (p<0.05), con una tendencia en el año 2001 a una menor cantidad de ambientes acuáticos ocasionales (Figura 7.3.c).

La superficie estimada a partir de la ecuación 3.1 permitió predecir un 36% de la variabilidad en la superficie cubierta por agua (p<0.001). Si bien la regresión mostró una pendiente positiva, esta fue significativamente menor que 1 (p<0.01).

Figura 7.3

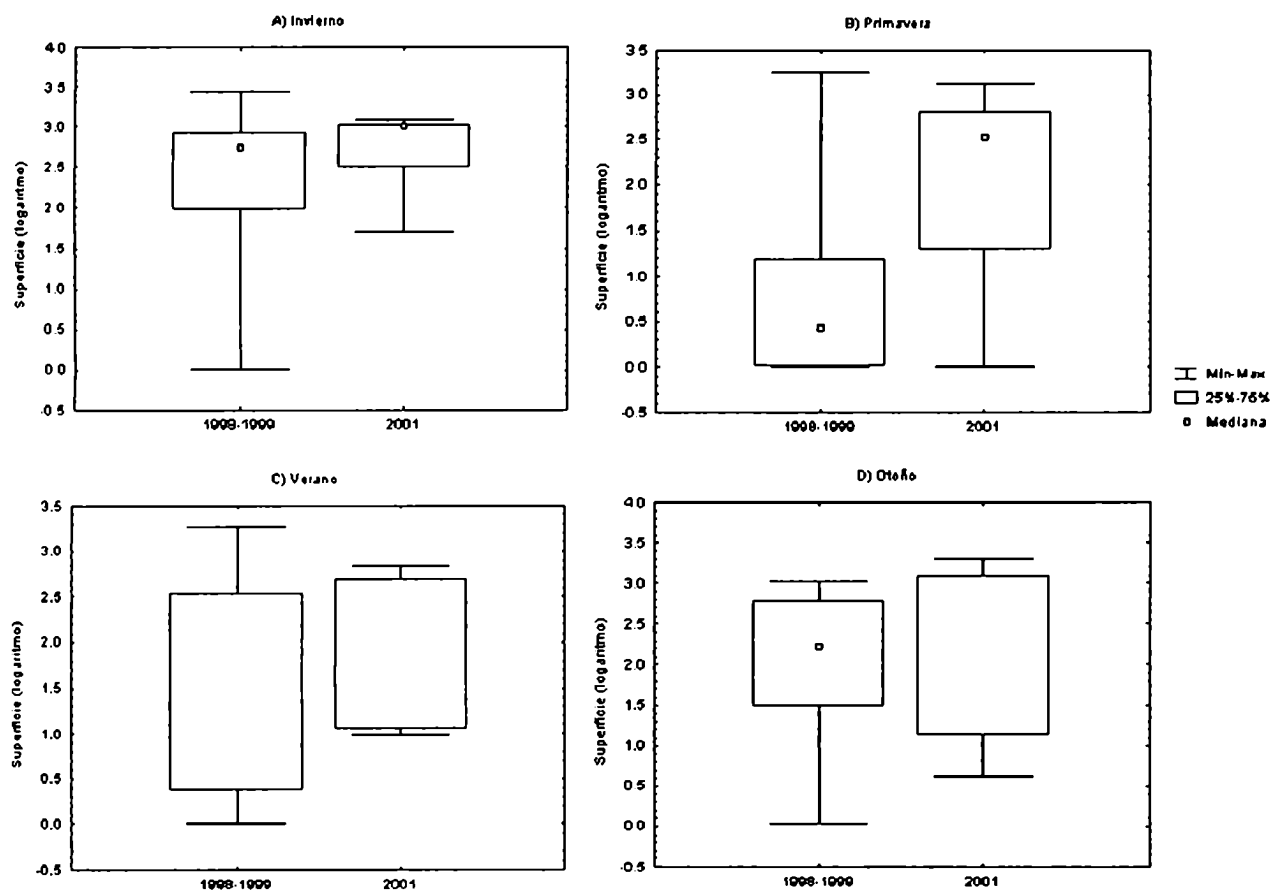
Proporción de ambientes acuáticos para distintas categorías de A) Superficie máxima, B) Profundidad máxima, C) Hidroperíodo, D) Vegetación y E) Insolación para los períodos junio 1998-mayo 1999 y enero-diciembre 2001 en el parque Saavedra, Buenos Aires



Las diferencias en el anegamiento medio de las temporadas de invierno, verano y otoño no fueron significativas entre ambos períodos considerados (Figura 7.4.a,c,d). Durante la primavera de 2001 el anegamiento medio fue significativamente superior a los valores observados en 1998-1999 ($p < 0.05$) (Figura 7.4.b).

Figura 7.4

Comparación de la superficie anegada entre los períodos junio 1998-mayo 1999 y enero-diciembre 2001 en el parque Saavedra, Buenos Aires para A) invierno, B) primavera, C) verano y D) otoño



Durante el período enero – agosto 2001 se colectaron 6043 y en 1998 - 1999 el número de insectos colectados fue de 8054. Si bien los culicidos también fueron los organismos mejor representados en 2001, su abundancia relativa disminuyó (de 77% en 1998-1999 a 58% en 2001) y se incrementaron las abundancias relativas de coleópteros, heterópteros y efemerópteros (Figura 7.5.a,b).

Para ambos períodos en conjunto se registró un total de 49 taxa, de los cuales 17 sólo fueron detectados en uno de los períodos (Tabla 7.1).

Las proporciones de taxa nuevos (ganancias) y de taxa que no fueron registrados en 2001 (pérdidas) fueron relativamente bajas (0.20 y 0.14 respectivamente), y se observaron escasas diferencias en la riqueza total entre ambos años (Tabla 7.1). Con excepción de Tabanidae y Stratiomyidae inmaduros y de

Suphisellus adultos, los restantes taxa registrados en un solo período fueron colectados en abundancia muy baja (menos de diez ejemplares) (Tabla 7.2).

Figura 7.5

Proporción de ejemplares de cada orden durante los dos períodos de muestreo en el parque Saavedra, ciudad de Buenos Aires A) 1998-1999, B) 2001

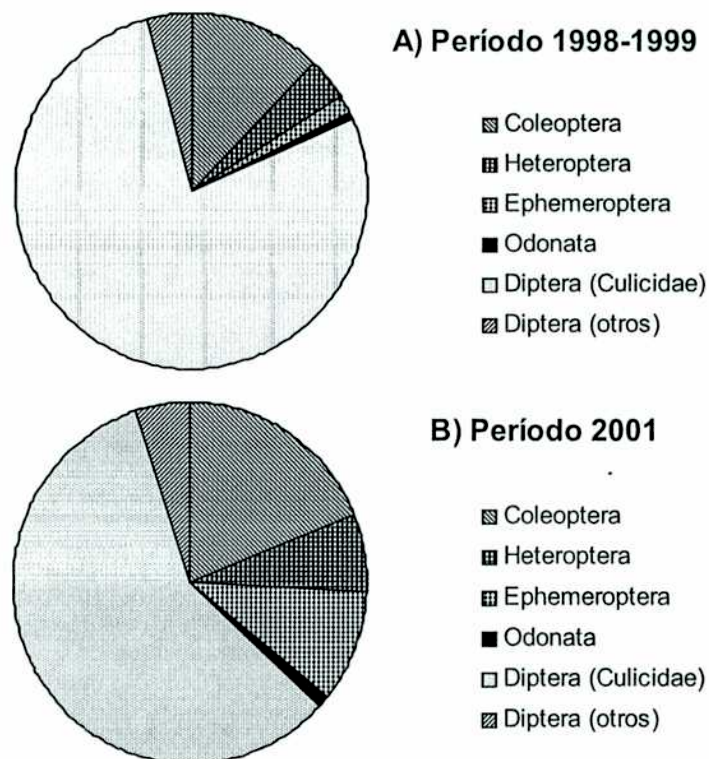


Tabla 7.1

Variaciones en la composición taxonómica entre los dos períodos de estudio

	Número	% del total
Taxa total registrados	49	
1998-99 Número de taxa	39	80%
2001 Número de taxa	42	86%
Nuevos en 2001	10	20%
Pérdidas desde 1998-99	7	14%
Taxa comunes	32	65%

La abundancia de cada uno de los taxa presentes durante el período 2001 mostró correlación con la que se había registrado en 1998-1999 ($r_s=0.67$, $p<0.001$, $n=62$). Los órdenes de magnitud de las abundancias de los distintos taxa en general se mantuvieron, y aquellos con gran cantidad de ejemplares inmaduros en 1998-99 en general coincidieron con los de 2001 (Tabla 7.2).

Tabla 7.2

Abundancia de los distintos taxa colectados en el parque Saavedra (Buenos Aires) en dos períodos de estudio, distinguiendo estadios inmaduros de adultos (se señalan aquellos taxa más frecuentes y abundantes, y aquellos registrados en un solo período)

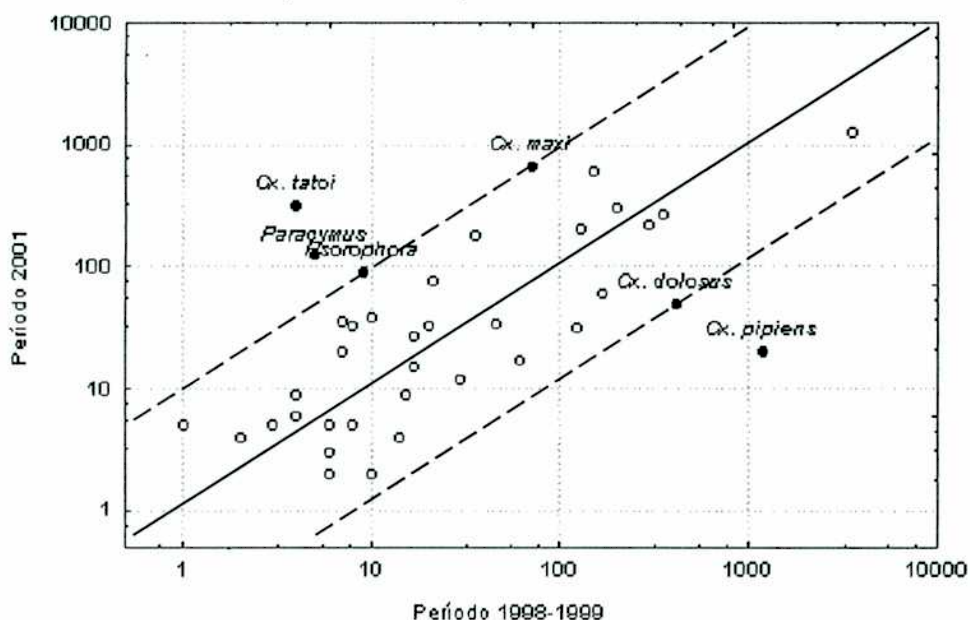
Taxón	Número total colectado				Taxa más frecuentes	Solo un período
	adulto (1998-1999)	larva (1998-1999)	adulto (2001)	larva (2001)		
<i>Liodessus</i> sp.	360	199	268	305	.	
<i>Rhantus signatus</i>	6	122	2	32	.	
<i>Lencetes</i> sp.				9		
<i>Laccophilus</i> sp.	1		5			
<i>Desmopachria</i> (N.) sp.	20		33	1		
<i>Laccornellus tristis</i>	2					
<i>Thermonectus succinctus</i>	6	8	3	5		
<i>Tropisternus setiger</i>	36		181			
<i>Tropisternus lateralis limbatus</i>	30		12			
<i>Tropisternus ignoratus</i>	3		5			
<i>Tropisternus longispina</i>			2			
<i>Tropisternus dilatatus</i>	1					
<i>Tropisternus</i> sp.		170		61		
<i>Derallus paranensis</i>	2		4			
<i>Paracymus</i> sp.	5		123	3		
<i>Enochrus circumcinctus</i>	8		33			
<i>Enochrus variegatus</i>			4			
<i>Enochrus</i> sp.		3		5		
<i>Berosus</i> sp.	4		6	1		
<i>Suphisellus</i> sp.			33			
<i>Suphis</i> sp.	1		5			
<i>Hydrocanthus</i> sp.			1			
<i>Halipus</i> sp.			3			
<i>Neogyrinus ovatus</i>			1			
<i>Sigara platensis</i>	127	46	201	34		
<i>Belostoma elegans</i>	4	62	9	17		
<i>Buena fuscipennis</i>	7		35	6		
<i>Notonecta sellata</i>	21	10	77	2		
<i>Neoplea maculosa</i>	17	1	27			
<i>Ranatra sjostedti</i>		5				
<i>Ochlerotatus albifasciatus</i>		3554		1275		
<i>Ochlerotatus crinifer</i>		3				
<i>Ochlerotatus scapularis</i>				2		
<i>Culex maxi</i>		71		660		
<i>Culex tatoi</i>		4		321		
<i>Culex pipiens</i>		1192		20		
<i>Culex dolosus</i>		414		49		
<i>Culex</i> sp.		969		1083		
<i>Culex (Melanoconion)</i> sp.				2		
<i>Psorophora</i> sp.		9		91		
<i>Anopheles</i> sp.		7		20		
Chironomidae		296		224		
Ceratopogonidae		6		5		
Psychodidae		2				
Tipulidae		1				
Muscidae		15		9		
Ephydriidae		14		4		
Tabanidae				55		
Stratiomyidae		11				
Baetidae		150		618		
Anisoptera		10		39		
Zygoptera		17		15		

Entre los organismos que presentaron mayores diferencias en las abundancias relativas registradas durante ambos períodos se destacan *Cx. pipiens* y *Cx. tatoi* (dos órdenes de magnitud), y *Cx. dolosus*, *Cx. maxi*, *Psorophora* y *Paracymus* sp. (un

orden de magnitud). Cinco de estos seis taxa pertenecen a la familia Culicidae (Figura 7.6).

Figura 7.6

Abundancia relativa de los distintos taxa colectados en el parque Saavedra (Buenos Aires) en el año 2001 en función de la abundancia en el período 1998-1999. Los círculos llenos identifican las especies con mayores diferencias interanuales



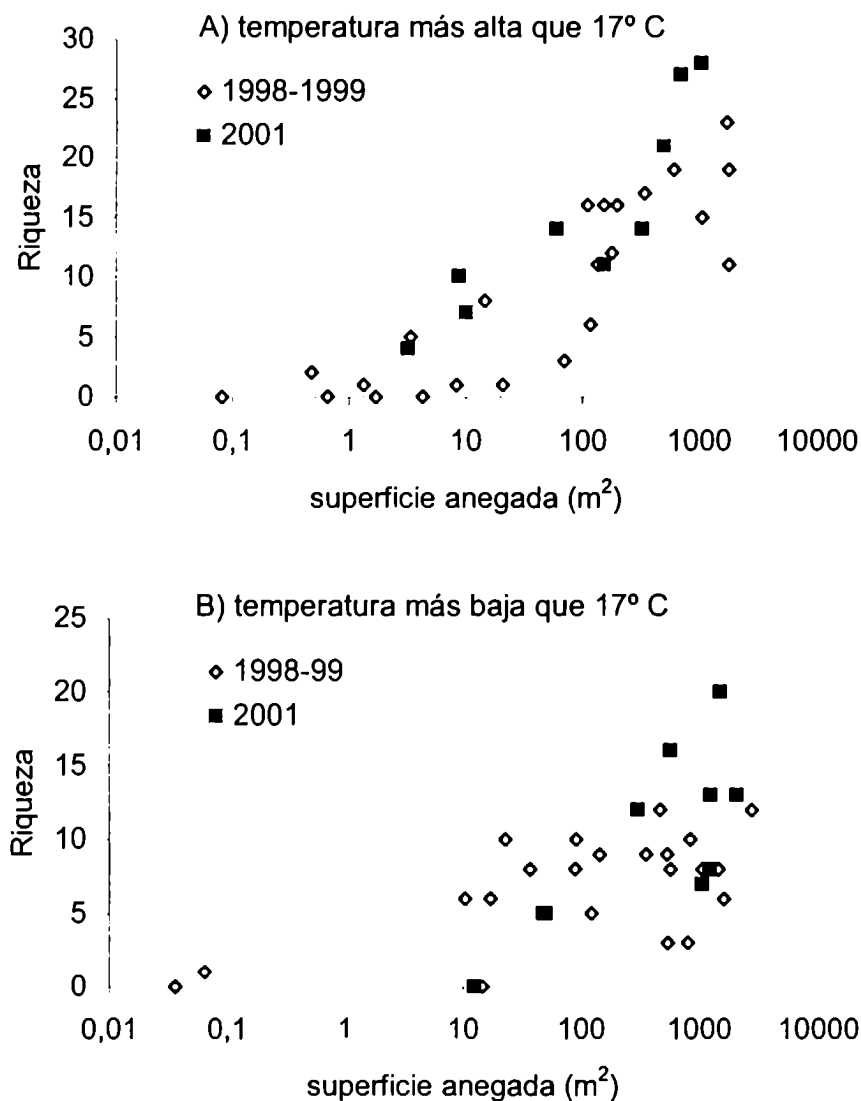
Los valores de riqueza mensual de inmaduros y adultos en el año 2001 no mostraron correlación con los observados para los mismos meses de 1998-1999. La riqueza taxonómica total mostró incrementos similares durante ambos períodos para los dos intervalos térmicos evaluados (Figura 7.7). Durante la temporada 2001 en general fueron observados valores de riqueza mayores, y también un incremento en la proporción de fechas con alto grado de anegamiento.

La riqueza taxonómica se correlacionó en forma positiva y significativa con la precipitación semanal ($r_s=0.65$, $p<0.005$), con la superficie anegada ($r_s=0.58$, $p<0.01$), la profundidad máxima ($r_s=0.51$, $p<0.05$) y el número de charcos ($r_s=0.52$, $p<0.01$). A diferencia del período anterior se observó una correlación significativa con la temperatura ($r_s=0.46$, $p<0.05$).

En el período enero-agosto 2001 fueron identificadas nueve cohortes de *Ochlerotatus albifasciatus*, y la proporción de ambientes acuáticos con larvas fue significativamente menor que en el período 1998-1999 ($p<0.001$), durante el cual en los mismos meses fueron registradas 16 cohortes. La proporción de ambientes con estados inmaduros fue similar para ambos veranos analizados, pero significativamente inferior en otoño ($p<0.005$) e invierno ($p<0.001$) de 2001 (Tabla 7.3).

Figura 7.7

Riqueza taxonómica en función de la superficie anegada durante ambos períodos de estudio para dos intervalos térmicos A) temperatura mayor que 17° C y B) temperatura menor que 17° C



Durante el año 2001 la proporción de ambientes acuáticos con *Oc. albifasciatus* fue máxima en otoño, mínima en verano e intermedia en invierno, pero estas diferencias no fueron estadísticamente significativas. Estos resultados difieren de aquellos correspondientes a 1998-1999, en que las temporadas de otoño e invierno mostraron valores similares y significativamente superiores a los del verano.

Tabla 7.3

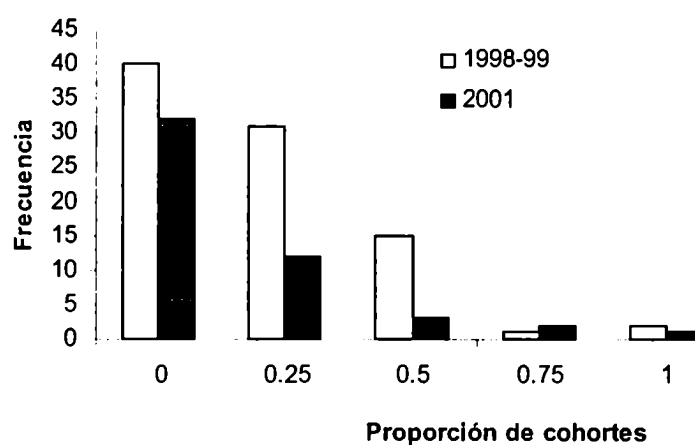
Proporciones de ambientes acuáticos con estados inmaduros de *Ochlerotatus albifasciatus* durante ambos periodos de estudio, discriminando estaciones

Temporada	1998-1999	2001	Diferencias entre periodos
Total	0.34	0.20	p<0.001
Verano	0.14	0.14	ns
Otoño	0.41	0.25	p<0.005
Invierno	0.42	0.16	p<0.001

La distribución de frecuencias de registro de cohortes de *Oc. albifasciatus* en los ambientes acuáticos mostró patrones similares durante ambos periodos, con la máxima frecuencia de hábitats sin mosquitos, y frecuencias decrecientes de cuerpos de agua con mayor proporción de cohortes (Figura 7.8). Las distribuciones de frecuencias no mostraron diferencias significativas entre ambos periodos.

Figura 7.8

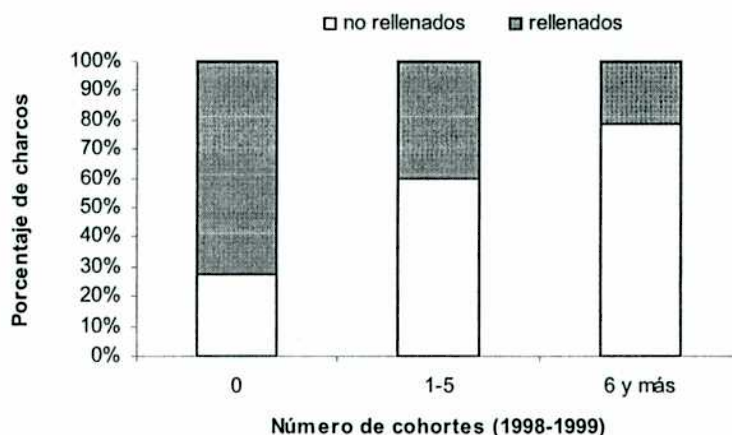
Distribución de frecuencias del registro de cohortes de *Ochlerotatus albifasciatus* en distintos ambientes acuáticos durante dos periodos de estudio, parque Saavedra, Buenos Aires (las proporciones se calcularon sobre el total de cohortes de cada periodo)



El rellenado de charcos abarcó en mayor proporción a aquellos cuerpos de agua en los cuales nunca fueron observados inmaduros de *Oc. albifasciatus*, mientras que la proporción más baja correspondió a hábitats en los cuales se registraron más de cinco cohortes durante 1998-1999 (Figura 7.9).

Figura 7.9

Proporción de charcos rellenados para distintas categorías de frecuencias de registro de cohortes de *Ochlerotatus albifasciatus* durante el período junio 1998-mayo 1999 en el parque Saavedra, Buenos Aires

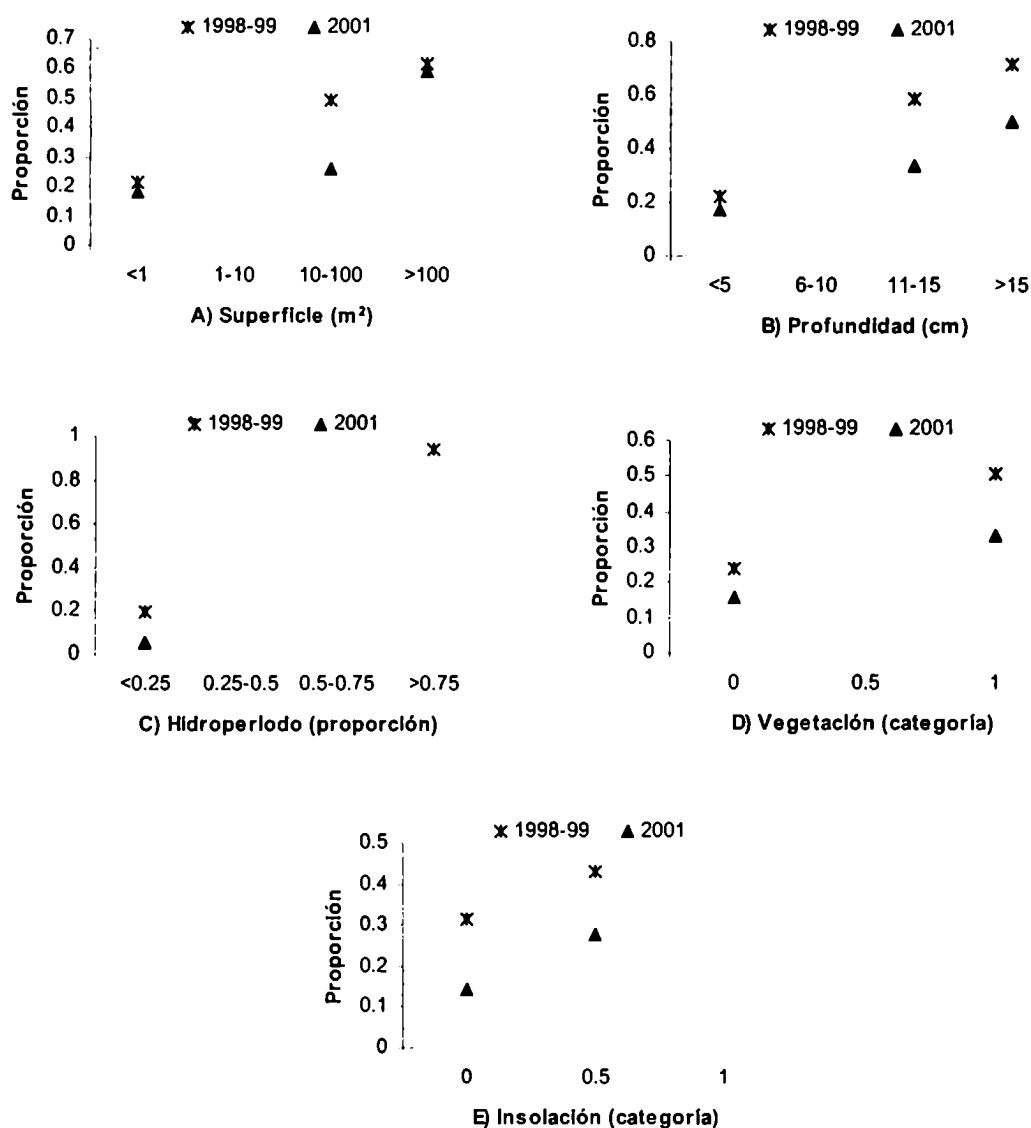


En general para todas las categorías de superficie, profundidad, hidroperíodo, vegetación e insolación, las proporciones de charcos con estados inmaduros fueron inferiores en el año 2001 respecto del período 1998-1999 (Figura 7.10). La proporción de ambientes con *Oc. albifasciatus* tendieron a incrementarse para categorías crecientes de superficie (Figura 7.10.A), profundidad (Figura 7.10.B), hidroperíodo (Figura 7.10.C) y vegetación (Figura 7.10.D), y fueron mayores en la categoría intermedia de insolación (Figura 7.10.E) durante ambos períodos de estudio.

La ecuación de regresión logística aplicada al período enero-agosto permitió clasificar correctamente 73% de los ambientes acuáticos respecto de la presencia o ausencia de *Oc. albifasciatus*. Para la temporada de verano el modelo no permitió discriminar entre los cuerpos de agua en los cuales *Oc. albifasciatus* fue registrada y aquellos en los que no fue registrada (todos los charcos fueron clasificados como positivos). Para la temporada de otoño el porcentaje de microambientes clasificados correctamente fue de 54%, y para el invierno de 89%.

Figura 7.10

Comparación de la proporción de ambientes acuáticos con estados inmaduros de *Ochlerotatus albifasciatus* para distintas categorías de A) Superficie, B) Profundidad, C) Hidroperíodo, D) Vegetación y E) Insolación durante ambos periodos de estudio en el parque Saavedra, Buenos Aires



Discusión

Los patrones observados en términos generales coincidieron entre ambos periodos de estudio. Las mayores diferencias correspondieron a las precipitaciones (superiores en 2001), y el número de charcos (reducido debido al rellenado). A pesar de estas diferencias, la distribución de frecuencias de las variables ambientales

estudiadas no mostró diferencias, indicando que las tareas de relleno abarcaron de manera similar hábitats de las distintas categorías de superficie, profundidad, insolación y vegetación. El incremento en los hidroperíodos, y el grado superior de anegamiento observado en la primavera del 2001 estarían asociados a las precipitaciones más abundantes.

Si bien el índice hídrico y la temperatura tienen una relación con el grado de anegamiento en una fecha dada, la ecuación no mostró un buen ajuste. Esto podría explicarse parcialmente por la diferencia en la superficie total anegable debida al rellenado. Sin embargo, es posible que las variables incluidas en el modelo no sean suficientes, y futuros trabajos deberían evaluar modelos alternativos que permitan una mejor predicción del anegamiento.

La coincidencia en la composición taxonómica y en las abundancias relativas de la mayoría de los taxa, permite describir el conjunto de especies locales características de este tipo de ambientes. La variación de la riqueza en función del anegamiento y la temperatura durante ambos períodos sustenta la hipótesis de que estas variables constituyen factores clave para la estructura de la comunidad.

Entre los organismos que exhibieron las mayores diferencias interanuales en la abundancia se destacaron los culícidos, principalmente del género *Culex*. Otro mosquito, *Oc. albifasciatus*, también mostró diferencias interanuales en la proporción de ambientes ocupados. Estos resultados indican que la dinámica poblacional de estas especies en charcos temporarios, depende de otras variables como la dinámica poblacional a una escala geográfica mayor, además del anegamiento y la temperatura. La disminución en la proporción de ambientes con estados inmaduros de *Oc. albifasciatus* en el año 2001 no puede ser adjudicada al rellenado, dado que la mayor parte de los cuerpos de agua afectados por estos trabajos no fueron criaderos en el período anterior.

El estudio de las variables que influyen sobre la dinámica interanual de las poblaciones de culícidos y su abundancia en los cuerpos de agua temporarios deberán ser abordados en futuras investigaciones.

8. Discusión general

Los ambientes acuáticos de parque Saavedra en general fueron efímeros. La permanencia del agua dependió directamente de las dimensiones de cada charco y de la ocurrencia de precipitaciones intermedias que favorecieran su relleno. En muchos casos solamente los ambientes acuáticos de mayores dimensiones contuvieron agua hasta la lluvia siguiente, permitiendo una continuidad de la etapa acuática. Los valores altos de temperatura y la presencia de vegetación influirían negativamente sobre la duración de la etapa acuática. El desarrollo de un modelo que relacione cuantitativamente el grado de anegamiento con las variables meteorológicas sería de gran utilidad a la hora de evaluar la presencia y abundancia de las poblaciones de culicidos, y de planificar estrategias de control. Asimismo debería estudiarse si las tasas de percolación son homogéneas entre charcos, y cuantificar el efecto de la vegetación sobre las tasas de evaporación y evapotranspiración.

La duración de la etapa acuática es fundamental para el éxito reproductivo de las especies que habitan en cuerpos de agua temporarios o efímeros (Wellborn et al. 1996, Schneider y Frost 1996, Williams 1997, Spencer et al. 1999). Las categorías más frecuentes (permanencia máxima del agua de dos semanas en invierno y una semana el resto del año) corresponden a cuerpos de agua cuya duración no permitiría a algunos insectos acuáticos completar su desarrollo. Si bien algunos organismos pueden sobrevivir la sequía como larvas enterradas en el suelo húmedo, esto no parece ser un suceso habitual en los charcos de parque Saavedra, a diferencia de lo observado en otros charcos de la región para *Belostoma elegans* (Von Ellenrieder y Perez Goodwyn 2000). Durante los 559 casos independientes de anegamiento y secado completo estudiados, en ninguna oportunidad se registraron estados que no correspondieran con lo esperado en función de los tiempos de colonización y desarrollo. Se consideraron los tiempos de desarrollo observados para *Ochlerotatus albifasciatus* (Fontanarrosa et al. 2000, Campos y Sy 2003), *Rhantus signatus* (Michat et al. 2001) y *Tropisternus lateralis* (Fischer et al. 2001).

A nivel de género o familia la comunidad de insectos acuáticos es similar a la observada en otras partes del mundo (América del Norte y Europa). Entre los géneros en común y más frecuentes se encuentran *Ochlerotatus*, *Culex*, *Tropisternus*, *Liodessus*, *Rhantus*, *Laccophilus*, *Desmopachria*, *Enochrus*, *Sigara*, *Ranatra*, *Notonecta*, *Belostoma*

(Schneider y Frost 1996, Bazzanti et al. 1996). Si bien las especies registradas en el hemisferio norte son otras, se podrían considerar como equivalentes ecológicos de las que se encuentran en esta región.

Los ambientes acuáticos temporarios del parque Saavedra presentan una composición específica de insectos similar a la de otros hábitats estudiados de la ciudad y de la provincia de Buenos Aires (Campos et al. 2002, Fontanarrosa et al 2002), lo cual indica una cierta homogeneidad a nivel regional. La menor riqueza taxonómica en el parque Saavedra respecto de otros ambientes estudiados podría deberse por un lado a las limitaciones que impone la matriz urbanizada para la dispersión, y por otro al carácter más efímero de los charcos del parque Saavedra. Observaciones preliminares evidenciaron una mayor riqueza de culícidos en parques localizados en zonas periféricas como parque Roca y el predio de la Ciudad Universitaria (observaciones no publicadas), pero deberían ser confirmadas por estudios más profundos que abarquen la entomofauna acuática en conjunto. Futuros estudios deberían caracterizar las fluctuaciones de las variables físicas y químicas de estos ambientes, y estudiar su relación con la composición de la comunidad de insectos.

La mayor parte de los insectos que colonizaron los charcos de parque Saavedra pertenecen al grupo IV de Wiggins et al. (1980), caracterizados por una dispersión activa desde hábitats permanentes y/o temporarios. La especie más conspicua entre los insectos hallados (*Oc. albifasciatus*) se incluye en el grupo III, caracterizado por la presencia de estadios de resistencia en alguna etapa del ciclo de vida, en este caso los embriones. La ausencia de *S. platensis* en los hábitats permanentes estudiados hasta el momento en Buenos Aires, y el número relativamente escaso de ejemplares inmaduros de esta especie en el parque Saavedra, plantea la pregunta de cuáles serían los principales hábitats de cría. Cook y Kennedy (2000) mencionan una categoría que se desprende del grupo IV de Wiggins et al. (1980), cuyos organismos mantienen sus poblaciones mediante la dispersión entre cuerpos de agua temporarios. Son necesarios estudios más detallados de distintos hábitats temporarios y permanentes (posiblemente pequeños) para evaluar si *S. platensis* puede ser incluida en esta categoría.

Entre las especies (o taxa) centrales se incluirían las que se hallaron en mayor abundancia como estados inmaduros durante más de un período de estudio (*Liodessus* sp., *Rhantus signatus*, *Tropisternus setiger*, *Oc. albifasciatus*, *Cx. maxi*, *Cx. pipiens* y *Cx. dolosus*). La predominancia de los culícidos durante los dos períodos analizados sugiere

un alto grado de adaptación a los ambientes efímeros, mientras que el número relativamente inferior de coleópteros, heterópteros y principalmente odonatos inmaduros indica que los charcos temporarios en el parque Saavedra no serían los sitios de cría óptimos para estos organismos.

El factor clave para la fauna de insectos que colonizan estos hábitats parece ser el grado de anegamiento, tanto en una escala espacial (entre charcos) como temporal (entre fechas). La comparación de la comunidad entre cuerpos de agua indica que en el parque Saavedra no todos los charcos son igualmente adecuados para los insectos acuáticos. El modelo general de mayor riqueza en ambientes de mayor duración y dimensiones coincide con evidencias acumuladas para distintos tipos de hábitats temporarios estudiados en el hemisferio norte (Schneider y Frost 1996, Nilsson y Svensson 1995, Spencer et al. 1999, Ward y Blaustein 1994, Brooks 2000, Bazzanti et al. 1997). Esta relación positiva entre la riqueza de especies y el tamaño del hábitat coincide con lo que predice la teoría de biogeografía e islas. Sin embargo la aplicación de este marco teórico a ambientes similares a los estudiados en parque Saavedra ha sido cuestionada, principalmente debido a que no se cumple el supuesto de que el número de especies permanezca constante en cada isla cuando se alcanza el equilibrio (Ward y Blaustein 1994)

El número de hábitats en los que se registra una especie se puede considerar como indicador de la abundancia, lo que implica ventajas a la hora de realizar evaluaciones rápidas. Los resultados obtenidos a partir del análisis sobre la base de la abundancia (capítulo 4) y a la presencia (capítulo 5) se complementan en algunos aspectos. Los resultados de los capítulos 4 y 5 coincidieron en identificar una diferenciación temporal para algunas de las especies de mosquitos respecto de los insectos predadores. En el caso de *Oc. albifasciatus*, *Cx. dolosus* y *Cx. maxi* la mayor abundancia, y la mayor cantidad de ambientes colonizados coincidió con temporadas con presencia relativamente escasa de predadores. En cambio para *Cx. pipiens* se observó una coincidencia temporal con los insectos predadores.

Por otro lado, a partir de la información de la presencia de mosquitos y predadores (Capítulo 5), se concluye que ambos grupos están asociados a las mismas variables, y además fueron hallados en los mismos ambientes acuáticos. El análisis a partir de la abundancia (Capítulo 4) mostró que *Cx. pipiens* y los predadores fueron registrados principalmente en cuerpos de agua con riqueza alta. Sin embargo la mayor parte de las

larvas de este mosquito fueron colectadas en ambientes acuáticos en los que los predadores no tuvieron altas abundancias. Estos resultados sugieren que los mosquitos seleccionaron aquellos ambientes en los cuales las abundancias de predadores eran menores, o que las relaciones de abundancia observadas responden al efecto que los predadores ejercen sobre los mosquitos.

La abundancia y riqueza de insectos predadores se incrementó durante la temporada de verano en los ambientes acuáticos del parque Saavedra (Capítulos 4 y 5). Sin embargo, el registro de altas abundancias de otros culícidos durante dicha temporada sugiere que las bajas abundancias de *Oc. albifasciatus* registradas durante dicha estación no se asocian a la acción de los predadores. Esta suposición es reforzada por la rápida colonización de los charcos observada para esta especie durante el verano, coincidiendo con algunos predadores adultos, pero antes de que las larvas predadoras fueran abundantes (Capítulo 4).

Los resultados complementarios de los capítulos 4 y 5 enfatizan la importancia de confirmar conclusiones obtenidas a partir de datos de presencia/ausencia con información que contemple relaciones de abundancia entre especies, especialmente cuando se aborda el estudio de las interacciones interespecíficas.

Respecto de los umbrales de precipitación necesarios para el inicio de una cohorte de *Oc. albifasciatus*, 10 a 30 mm fueron suficientes para la eclosión de las larvas, dependiendo de la temporada. Sin embargo, la duración mínima para el éxito de las cohortes dependerá principalmente del aporte de precipitaciones intermedias. Permanece abierta la pregunta de si la población de *Oc. albifasciatus* se mantiene a partir del stock de huevos local o a partir de sucesivas recolonizaciones desde zonas periféricas.

La mayoría de los resultados observados durante el primer periodo de estudio fueron coincidentes con los obtenidos en un segundo periodo independiente. Los culícidos constituyeron el grupo de insectos más abundante en el parque Saavedra durante dos periodos de estudio independientes. Por otro lado los culícidos fueron los organismos que mostraron las mayores diferencias en abundancia entre años. Estas diferencias no serían consecuencia de las tareas de rellenado, ya que el relleno en general afectó principalmente a los hábitats en los cuales no se habían registrado insectos en el primer periodo. Queda pendiente el estudio de los factores que influyen sobre la dinámica interanual de las poblaciones de culícidos y su abundancia en los cuerpos de agua temporarios.

Bibliografía

- Almirón, W. 1993. Bionomía y taxonomía de los principales mosquitos (Diptera: Culicidae) recolectados en Córdoba, con particular énfasis en el género *Culex* L. 1758. Tesis doctoral. Universidad Nacional de Córdoba, 221 pp.
- Almirón, W. R. y Brewer, M. E. 1994. Immature stages of mosquitoes (Diptera: Culicidae) collected during the Autumn-Winter period in Cordoba Province, Argentina. Mem. Inst. Oswaldo Cruz 89: 625-628
- Almirón, W. y Brewer, M. 1995. Distribución estacional de Culicidae (Diptera) en áreas periféricas de Córdoba (Argentina). Ecología Austral 5: 81-86
- Almirón, W. y Brewer, M. E. 1996. Classification of immature stage habitats of Culicidae (Diptera) collected in Córdoba, Argentina. Mem. Inst. Oswaldo Cruz 91: 1-9
- Almirón, W. y Harbach, R. E. 1996. Taxonomy and biology of *Culex (Culex) maxi* Dyar (Diptera: Culicidae) in South America. Mem. Inst. Oswaldo Cruz 91: 579-588
- Almirón, W. R., Ludueña Almeida, F. F. y Brewer, M. 2000 Relative abundance and gonotrophic status of *Aedes albifasciatus* (Diptera: Culicidae) during the autumn-winter period in Córdoba Province, Argentina. J. Med. Entomol. 37, 16-20
- Angrisano, E. B. y Trémouilles, E. R. 1995. Insecta Diptera. En Lopretto, E.C. y G. Tell (eds.), Ecosistemas de aguas continentales. Metodologías para su estudio. 3, Ediciones Sur, La Plata: 1243-1265
- Avilés, G., Sabattini, M. S. y Mitchell, C. J. 1990. Peroral susceptibility of *Aedes albifasciatus* and *Culex pipiens* complex mosquitoes (Diptera: Culicidae) from Argentina to Western Equine Encephalitis virus. Rev. Saúde públ. 24: 265-269
- Bachmann, A. O. 1981. Insecta Hemiptera Corixidae. En Ringuelet, R. A. (dir). Fauna de agua dulce de la República Argentina, 35 (2): 270 pp.

- Bachmann, A. O. y Angrisano, E. B. 1998. Diversidad y bionomía de insectos acuáticos. Curso de postgrado, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires. MS, 289 pp.
- Bachmann, A. O. y Bejarano, J. F. R. 1960. Dispersión de mosquitos en la Patagonia (Dipt. Culicidae). *Neotropica* 6: 70-71
- Bachmann, A. O. y López Ruf, M. L. 1994. Los Pleoidea de la Argentina (Insecta: Hemiptera). En Castellanos, Z. A. de (dir.). Fauna de agua dulce de la República Argentina, 35 (3) 32 pp.
- Bachmann, A. O. y Mazzucconi, S. A.. 1995. Insecta Heteroptera (Hemiptera s. str.). In Lopretto, E. C. y G. Tell (dir.), Ecosistemas de aguas continentales. Metodologías para su estudio. 3, Ediciones Sur, La Plata, 1291-1325
- Balseiro, E. G. y Fernández, L. A. 1992. La relación depredador presa entre larvas de *Tropisternus setiger* (Coleoptera: Hydrophilidae), y *Culex pipiens* (Diptera: Culicidae): efectos del tamaño del predador y de la presa. *Rev. Soc. Entomol. Argent.* 51 (1-4): 79.85
- Bazzanti, M.; Baldoni, S. y Seminara, M. 1996. Invertebrate macrofauna of a temporary pond in Central Italy: composition, community parameters and temporal succession. *Arch. Hydrobiol.* 137: 77-94
- Bazzanti, M.; Seminara, M. y Baldoni, S. 1997. Chironomids (Diptera: Chironomidae) from three temporary ponds of different wet phase duration in central Italy. *J. Freshw. Ecol.* 12: 89-99.
- Blaustein, L. 1998. Influence of the predatory backswimmer, *Notonecta maculata*, on invertebrate community structure. *Ecol. Entom.* 23: 246-252
- Blaustein, L., Garb, J. E., Shebitz, D. y Nevo, E. 1999. Microclimate, developmental plasticity and community structure in artificial temporary pools. *Hydrobiologia* 392: 187-196
- Blaustein, L., Kotler, B.P. y Ward, D. 1995. Direct and indirect effects of a predatory backswimmer (*Notonecta maculata*) on community structure of desert temporary pools. *Ecol. Entom.* 20: 311-318

- Blaustein, L. y Margalit, J. 1996. Priority effects in temporary pools: nature and outcome of mosquito larva - toad tadpole interactions depend on order entrance. *J. Animal Ecology* 65: 77-84
- Brooks, R. T. 2000. Annual and seasonal variation and the effects of hydroperiod on benthic macroinvertebrates of seasonal forest ("vernal") ponds in Central Massachussets, USA. *Wetlands* 20: 707-715
- Brooks, R. T. y Hayashi, M. 2002. Depth-Area-Volume and Hydroperiod relationships of Ephemeral (vernal) Forest Pools in Southern New England. *Wetlands* 22: 247-255
- Burroni, N., Marinone, M. C., Loetti, M. V., Freire, M. G. y Schweigmann, N. 2003. *Ochlerotatus albifasciatus* (Diptera: Culicidae) en Tierra del Fuego, Argentina. Actas de las II Jornadas Patagónicas de Mallines y Humedales, Río Gallegos, Argentina
- Burroni, N., Michat, M., Albarracin, M. A., Marinone, M. C., Fontanarrosa, M. S., Fischer, S., Torres, P., y Sanchez, V. 2001. Evaluación de criaderos de mosquitos en cuerpos de agua naturales (permanentes y temporarios) del "Golf Club Lagos de Palermo" de la Ciudad de Buenos Aires: Informe técnico. Proyecto de evaluación y control de poblaciones de mosquitos de la Ciudad de Buenos Aires. Presentado a las autoridades del Gobierno de la Ciudad de Buenos Aires (Dirección General del Area de Programas Especiales de Prevención).
- Campos, R. E., Fernandez, L. y Sy, V. E. 2002. Diversidad de los Insectos asociados a los estados inmaduros de *Ochlerotatus albifasciatus* en la provincia de Buenos Aires. Actas del V Congreso Argentino de Entomología. Buenos Aires, Argentina 140-143
- Campos, R. E., Maciá, A. y García, J. J. 1993. Fluctuaciones estacionales de culícidos (Diptera) y sus enemigos naturales en zonas urbanas de los alrededores de La Plata, provincia de Buenos Aires. *Neotropica* 39: 55-66
- Campos R. E., Sy, V. E. y Fernández, L. 2001. Tabla de vida de *Ochlerotatus albifasciatus* (Diptera: Culicidae) y ocurrencia de Coleópteros depredadores en los sitios de cría. Actas de las II Jornadas Regionales sobre Mosquitos. Vaquerías, Córdoba 94-96

- Campos, R. E. y Sy, V. E. 2003. Mortality in immatures of the floodwater mosquito *Ochlerotatus albifasciatus* (Diptera: Culicidae) and effects of parasitism by *Strelkovimermis spiculatus* (Nematoda: Mermithidae) in Buenos Aires province, Argentina. Mem. Inst. Oswaldo Cruz 98: 199-208
- Chatterjee, S., Hadi, A. S. y Price, B. 2000. Regression Analysis by example. Third Edition. John Wiley & Sons, New York, 359 pp.
- Cook, R. E. y Kennedy, J. H. 2000. Biology and Energetics of *Tropisternus lateralis limbatus* (Coleoptera: Hydrophilidae) in a Playa on the Southern High Plains of Texas. Ann. Entomol. Soc. Am. 93: 244-250
- Darsie, R. F. Jr., 1985. Mosquitoes of Argentina. Part I. Keys for identification of adult females and fourth stage larvae in English and Spanish (Diptera, Culicidae). Mosq. Syst. 17: 153-253.
- Del Ponte, E. y Blaksley, J. C. 1946. Importancia sanitaria de los Culicidae de la ciudad de Buenos Aires. Prensa Méd. Argent. 34: 821-824.
- Elliott, J. M. 1977. Some methods for the statistical analysis of samples of benthic invertebrates. (2nd ed.). Sci. Publ. Freshw. Biol. Assoc. U.K., 25: 1-156
- Fava, F. D., Ludueña Almeida, F. F., Almirón, W. R. y Brewer, M. 2001. Winter Biology of *Aedes albifasciatus* (Diptera: Culicidae) from Córdoba, Argentina. J. Med. Entomol. 38: 253-259
- Fernando, C. H. y Galbraith, D. 1973. Seasonality and dynamics of aquatic insects colonizing small habitats. Verh. Int. Ver. Limnol. 18: 1564-1575
- Figuerola, P. I. y N. A. Mazzeo. 1998. Urban-rural temperature differences in Buenos Aires. Int. J. Climatol. 18: 1709-1723
- Fischer, S., Marinone, M. C., Fontanarrosa, M. S., Nieves, M. y Schweigmann, N. 2000. Urban rain pools: seasonal dynamics and entomofauna in a park of Buenos Aires. Hydrobiologia. 441: 45-53
- Fischer, S., Albarracín, M. A., Michat, M., Burróni, N. Marinone, M. C., Fontanarrosa, M. S., Torres, P., Perez Loinaze, V. y Schweigmann, N. 2001. Tiempo de desarrollo, supervivencia y predación de *Tropisternus lateralis limbatus*

- (Coleoptera: Hydrophilidae) en condiciones de laboratorio. Actas de la XX Reunión Argentina de Ecología. S. C. de Bariloche, Argentina: 107
- Fischer, S., Marinone, M. C. y Schweigmann, N. 2002. *Ochlerotatus albifasciatus* in rain pools of Buenos Aires: Seasonal dynamics and relation to environmental variables. Mem. Inst. Oswaldo Cruz 97: 767-273
- Fleiss, J. L. 1981. Statistical methods for rates and proportions. John Wiley & Sons, New York, 312 pp.
- Fontanarrosa, M. S., Marinone, M. C., Fischer, S., Orellano, P. W. y Schweigmann, N. 2000. Effects of flooding and temperature on *Aedes albifasciatus* development time and larval density in two rain pools at Buenos Aires University City. Mem. Inst. Oswaldo Cruz 95: 787-793
- Fontanarrosa, M. S., Torres, P. L., Michat, M. C. y Albarracín, M. A. 2002. La entomofauna de charcos temporarios y lagunas de la ciudad de Buenos Aires. Actas de las II Jornadas sobre Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos. La Plata: 66
- Forattini, O. P. 1965. Entomología Médica. 2. Culicini: *Culex*, *Aedes* e *Psorophora*. Edit. Univ. São Paulo, 506 pp.
- Gleiser, R. M. y Gorla, D. E. 1997. Abundancia de *Aedes (Ochlerotatus) albifasciatus* (Diptera: Culicidae) en el sur de la laguna Mar Chiquita. Ecología Austral 7: 20-27
- Gleiser, R. M., Gorla, D. E. y Schelotto, G. 2000. Population Dynamics of *Aedes albifasciatus* (Diptera: Culicidae) South of Mar Chiquita Lake, Central Argentina. J. Med. Entomol. 37: 21-26
- Hair, J. F. Jr., Anderson, R. E., Tatham, R. L. y Black, W. C. 1999. Análisis multivariante. Quinta Edición. Prentice Hall, Madrid, 832 pp.
- Horsfall, W. R. 1955. Mosquitoes. Their bionomics and relation to disease. The Ronald Press Company, New York, 723 pp.
- Johnson, R. y Wichern, D. 1992. Applied multivariate statistical analysis. Third Edition. Prentice Hall. N.Jersey, USA

- Laird, M. 1988. The natural history of larval mosquito habitats. Academic Press, London, 555 pp.
- Ludueña Almeida, F. F. 1994. Ecología poblacional de *Aedes (Ochlerotatus) albifasciatus* Macquart, 1838 (Diptera: Culicidae) en el arco sur de Mar Chiquita (Córdoba). Tesis Doctoral, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. 133 pp.
- Ludueña Almeida, F. F., Fava, F. D., Almirón, W. R. y Visintín, A. 2002. Biología de *Ochlerotatus albifasciatus* (Diptera: Culicidae). Actualizaciones en Artrópoda Argentina 107-113
- Ludueña Almeida, F. F. y Gorla, D. E. 1995. The biology of *Aedes (Ochlerotatus) albifasciatus* Macquart, 1838 (Diptera: Culicidae) in Central Argentina. Mem. Inst. Oswaldo Cruz 90: 463-468.
- Maciá, A., García, J. J. y Campos, R. E. 1995. Bionomía de *Aedes albifasciatus* y *Ae. crinifer* (Diptera: Culicidae) y sus enemigos naturales en Punta Lara, Buenos Aires. Neotrópica 41: 43-50
- Maciá, A., García, J. J. y Campos, R. 1997. Variación estacional de tres especies de *Culex* (Diptera: Culicidae) y sus parásitos y patógenos en Punta Lara, Provincia de Buenos Aires, Argentina. Rev. Biol. Trop. 44(3)/45(1): 267-275
- Manso Soto, A. E. y Martínez, A. 1948. Estudios sobre mosquitos de la Ciudad de Buenos Aires. Misión Est. Patol. Reg. Argent. 19: 39-49
- Manso Soto, A. E. y Martínez, A. 1949. Estudios sobre mosquitos de la Ciudad de Buenos Aires. Misión Est. Patol. Reg. Argent. 20: 53-61
- Marinone, M. C. 2001. Nuevas localidades y observaciones sobre la presencia de *Ochlerotatus albifasciatus* (Diptera: Culicidae) en la Patagonia austral. Actas de las II Jornadas Regionales sobre Mosquitos. Vaquerías, Córdoba 107-109
- Mazzuconi, S. A. 1996. Revisión de las Notonectinae de la Argentina (Insecta, Heteroptera, Notonectidae). Tesis Doctoral, Universidad de Buenos Aires, Argentina. 296 pp.
- Merrit, R. W. y Cummins, K. W. 1984. An introduction to the aquatic insects of North America (2nd ed.). Kendall/Hunt, Dubuque, Iowa, 722 pp.

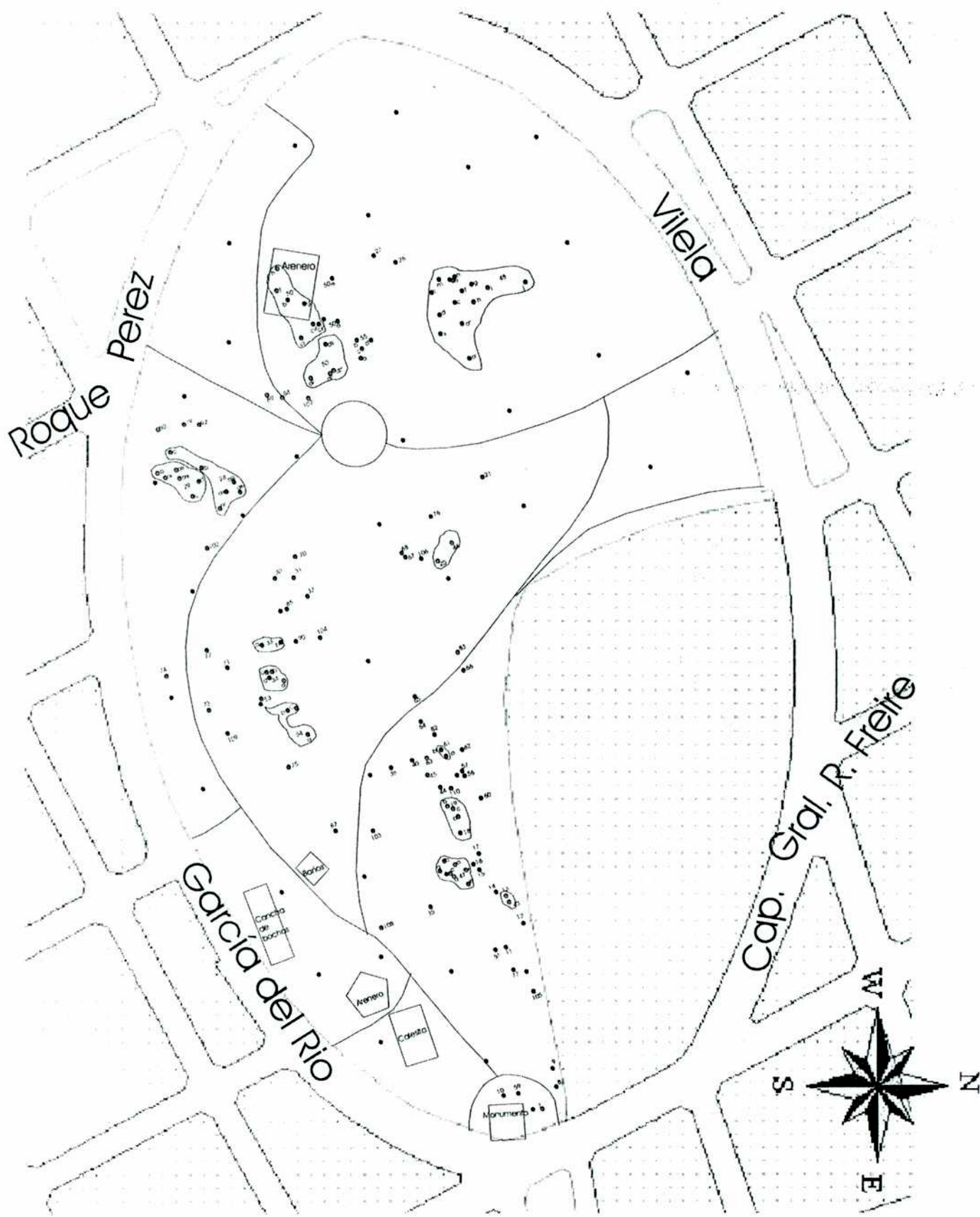
- Michat, M., Fischer, S., Burrioni, N., Torres, P., Fontanarrosa, M. S., Marinone, M. C., Albarracín, M. A., Perez Loinaze, V., Sanchez, V. y Schweigmann, N. 2001. Predación sobre larvas de *Culex apicinus* y tiempos de desarrollo de *Rhantus signatus signatus* (Coleoptera: Dytiscidae) en condiciones de laboratorio. Actas de la XX Reunión Argentina de Ecología. S. C. de Bariloche, Argentina: 163
- Mitchell, C. J., Monath, T. P., Sabattini, M. S., Daffner, J. F., Cropp, C. B. Calisher, C. H., Darsie, Jr. R. F. y Jakob, W. L. 1987. Arbovirus isolations from mosquitoes collected during and after the 1982-1983 epizootic of Western Equine Encephalitis in Argentina. Am. J. Trop. Med. Hyg. 36: 107-113
- Nilsson A. N. 1986. Community structure in the Dytiscidae (Coleoptera) of a northern Swedish seasonal pond. Ann. Zool. Fenn. 23: 39-47
- Nilsson A. N. y Svensson, B. W. 1994. Dytiscid predators and culicid prey in two boreal snowmelt pools differing in temperature and duration. Ann. Zool. Fenn. 31: 365-376
- Nilsson, A. N. y Svensson, B. W. 1995. Assemblages of dytiscid predators and culicid prey in relation to environmental factors in natural and clear-cut boreal swamp forest pools. Hydrobiologia 308: 183-196
- Pla, L. E. 1986. Análisis Multivariado: Método de Componentes Principales. Secretaría General de la OEA, Washington, D. C. 90 pp.
- Prosen, A. F., Martinez, A. y Carcavallo, R. U. 1960. La familia Culicidae (Diptera) en la ribera fluvial de provincia de Buenos Aires. Anales Inst. Med. regional 5: 101-113
- Reinert, J. F. 1975. Mosquito generic and subgeneric abbreviations (Diptera: Culicidae). Mosq. Syst. 7: 105-110
- Reinert, J.F. 2000. New classification for the composite genus *Aedes* (Diptera: Culicidae: Aedini), elevation of subgenus *Ochlerotatus* to generic rank, reclassification of the other subgenera, and notes on certain subgenera and species. J. Am. Mosq. Control Assoc. 16: 175-188
- Rejmankova, E., Savage, H. M., Rodriguez, M. H., Roberts, D. R. y Rejmánek, M. 1992. Aquatic vegetation as a basis for clasification of *Anopheles albimanus* Wiedeman (Diptera: Culicidae) larval habitats. Environ. Entomol. 21: 598-603

- Rodriguez, A. D., Rodriguez, M. H., Meza, R. A., Hernandez, J. E., Rejmankova, E., Savage, H. M., Pope, K. E. y Legters, L. 1993. Dynamics of population densities and vegetation associations of *Anopheles albimanus* larvae in a Coastal area of Southern Chiapas, Mexico. *J. N. Am. Mosq. Control Assoc.* 9: 46-57
- Sanchez, V., Torres, P., Marinone, M. C., Fontanarrosa, S., Fischer, S., Michat, M., Burróni, N., Albarracín, M. A. y Schweigmann, N. 2000. Los cuerpos de agua de la Reserva Ecológica Costanera Sur de la Ciudad de Buenos Aires y su dinámica como criaderos naturales de mosquitos (período enero de 1999 – mayo de 2000): Informe técnico de avance. Proyecto de evaluación y control de poblaciones de mosquitos de la Ciudad de Buenos Aires. Presentado a las autoridades del Gobierno de la Ciudad de Buenos Aires (Dirección General del Area de Programas Especiales de Prevención)
- Schwartz S. S. y Jenkins, D. G. 2000. Temporary aquatic habitats: constraints and opportunities. *Aquat. Ecol.* 34: 3-8
- Schneider, D. W. y Frost, T. M. 1996. Habitat duration and community structure in temporary ponds. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 15: 61-86
- Schneider, D. W. 1997. Predation and food web structure along a habitat duration gradient. *Oecologia* 110: 565-575
- Spencer, M., Blaustein, L., Schwartz S. y Cohen, J. E. 1999. Species richness and the proportion of predatory animal species in temporary freshwater pools: relationships with habitat size and permanence. *Ecol. Letters* 2: 157-166
- Torres, P. L. M., Michat, M. C. y Souza, M. G. 2002. Los insectos acuáticos de la Reserva Ecológica Costanera Sur. *Actas del V Congreso Argentino de Entomología*. Buenos Aires, Argentina: 377
- Trémouilles, E. R., Oliva, A. y Bachmann, A. O. 1995. Insecta Coleoptera. In Lopretto, E.C. y Tell, G. (dir.), *Ecosistemas de aguas continentales. Metodologías para su estudio*. 3, Ediciones Sur, La Plata: 1133-1197
- Von Ellenrieder, N. y Fernandez, L. A. 2000. Aquatic coleoptera in the Subtropical-Pampasic ecotone (Argentina, Buenos Aires): species composition and temporal changes. *Coleopterists Bulletin* 54: 23-35

- Von Ellenrieder, N. y Perez Goodwyn, P. J. 2000. Species composition and temporal variation of aquatic Heteroptera (Insecta) in the Subtropical-Pampasic ecotone in Argentina. *Revista Brasileira de Entomología* 44: 43-50
- Walton, W.W., Tietze, N. S. y Mulla, M. S. 1990. Ecology of *Culex tarsalis* (Diptera: Culicidae): Factors influencing larval abundance in mesocosms in Southern California. *J. Med. Entomol.* 27: 57-67
- Ward, D. y Blaustein, L. 1994. The overriding influence of flash floods on species-area curves in ephemeral Negev Desert pools: a consideration of the value of island biogeography theory. *J. Biogeogr.* 21: 595-603
- Wellborn, G. A., Skelly, D. K. y Werner, E. E. 1996. Mechanisms creating community structure across a freshwater habitat gradient. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 27: 337-363
- Wiggins, G. B., Mackay, R. J. y Smith, I. M. 1980. Evolutionary and ecological strategies of animals in annual temporary pools. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 58: 97-206
- Williams, D. D., 1996. Environmental constraints in temporary fresh waters and their consequences for the insect fauna. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 15: 634-650
- Williams, D. D., 1997. Temporary ponds and their invertebrate communities. *Aquatic Conservation: Marine freshw. Ecosystems* 7: 105-117
- Williams, D. D. y Feltmate, B. W. 1992. *Aquatic Insects*. Cab International, Wallingford 358 pp.
- Zar, J. H., 1996. *Biostatistical Analysis*. Prentice-Hall, New Jersey 718 pp.

Anexo

Localización esquemática y codificación de los cuerpos de agua temporarios en parque Saavedra, Buenos Aires, junio 1998-mayo 1999



Índice de Figuras y Tablas

Figura 1.1	Esquema del ciclo del grupo I (adaptado de Wiggins et al. 1980)	2
Figura 1.2	Esquema del ciclo del grupo II (adaptado de Wiggins et al. 1980)	3
Figura 1.3	Esquema del ciclo del grupo III (adaptado de Wiggins et al. 1980)	3
Figura 1.4	Esquema del ciclo del grupo IV (adaptado de Wiggins et al. 1980)	4
Figura 2.1	Precipitaciones acumuladas y temperaturas medias mensuales en Buenos Aires, 1981-1990	7
Figura 2.2	Localización del Parque Saavedra y otros espacios verdes en la Ciudad de Buenos	9
Figura 2.3	Fotografía aérea de parque Saavedra y manzanas periféricas	9
Figura 2.4	Vistas generales del parque Saavedra (Buenos Aires)	10
Tabla 2.1	Distancias recorridas por la red en función de la superficie del charco	13
Tabla 3.1	Precipitaciones estacionales acumuladas y medianas en Buenos Aires, junio 1998 - mayo 1999	19
Figura 3.1	Precipitaciones mensuales del período junio 1998 - mayo 1999 respecto de las medias del período 1981-1990, Buenos Aires, Argentina	19
Figura 3.2	Variaciones de (A) las variables meteorológicas y (B) el grado de anegamiento entre junio 1998 y mayo 1999 en el parque Saavedra, Buenos Aires, Argentina	20
Figura 3.3	Clasificación estacional de las fechas en base a la superficie anegada y la temperatura (parque Saavedra, Buenos Aires, Argentina, junio 1998 – mayo 1999)	22
Figura 3.4	Vistas de distintos ambientes acuáticos estudiados en el parque Saavedra (Buenos Aires)	23/24
Figura 3.5	Distribución de frecuencias de cuerpos de agua para distintas categorías de (A) superficie, (B) profundidad, (C) volumen, (D) vegetación y (E) insolación (parque Saavedra, Buenos Aires, Argentina, junio 1998 – mayo 1999)	25
Figura 3.6	Distribución de frecuencias de cuerpos de agua para distintas categorías de hidroperíodo (parque Saavedra, Buenos Aires, Argentina, junio 1998 – mayo 1999)	26
Figura 3.7	Distribución de frecuencias de la duración de los cuerpos de agua en (A) invierno, (B) primavera, (C) verano, (D) otoño (parque Saavedra, Buenos Aires, Argentina, junio 1998 – mayo 1999)	27
Tabla 3.2	Correlación de la permanencia del agua con las variables meteorológicas y ambientales (correlaciones por rangos de Spearman) en el parque Saavedra, Buenos Aires, Argentina, junio 1998 – mayo 1999	28

Tabla 3.3	Modelos de regresión múltiple para la duración (logaritmo (D + 1)) en función de distintas variables en los ambientes acuáticos temporarios de parque Saavedra, Buenos Aires, Argentina, junio 1998 – mayo 1999	29
Tabla 4.1	Variaciones mensuales en la abundancia relativa de los distintos grupos de insectos colectados en el parque Saavedra (Buenos Aires, Argentina), junio 1998 – mayo 1999	36/37
Figura 4.1	Composición porcentual y abundancia mensuales de insectos en ambientes acuáticos temporarios del parque Saavedra, Buenos Aires, junio 1998 - mayo 1999	38
Figura 4.2	Abundancia de los distintos taxa en función del número de fechas en que fueron registrados en el parque Saavedra (Buenos Aires, Argentina), junio 1998 – mayo 1999	39
Figura 4.3	Riqueza mensual de insectos en ambientes acuáticos temporarios, parque Saavedra, ciudad de Buenos Aires, junio 1998 - mayo 1999	40
Tabla 4.2	Correlación entre la riqueza de insectos en ambientes temporarios y variables climáticas y de anegamiento en el parque Saavedra, ciudad de Buenos Aires, junio 1998 - mayo 1999	41
Figura 4.4	Anegamiento en función de la temperatura para las fechas de muestreo en el parque Saavedra, ciudad de Buenos Aires, junio 1998 - mayo 1999	42
Figura 4.5	Evolución temporal del anegamiento en el parque Saavedra para cuatro eventos que incluyen las fechas con alto grado de anegamiento y altas temperaturas, ciudad de Buenos Aires, junio 1998 - mayo 1999	43
Figura 4.6	Proporción de cada taxón colectado en el parque Saavedra (ciudad de Buenos Aires, junio 1998 - mayo 1999) en cada uno de los cuatro grupos de fechas obtenidos a partir del análisis de K medias (l = larva, a = adulto)	44/45
Figura 4.7	Distribución de frecuencias de charcos para valores de riqueza crecientes en el parque Saavedra, ciudad de Buenos Aires, junio 1998 - mayo 1999	46
Figura 4.8	A) Correlaciones de los organismos con los dos componentes principales obtenidos a partir de la composición taxonómica en los ambientes acuáticos (parque Saavedra, Buenos Aires, junio 1998- mayo 1999). B) Ubicación de los cuerpos de agua en los ejes factoriales de la composición taxonómica. Los números representan los códigos de los charcos	47
Figura 4.9	Relación de los dos primeros ejes factoriales de la composición taxonómica para cada charco en el parque Saavedra (Buenos Aires, Argentina, junio 1998 – mayo 1999) A) Riqueza taxonómica en función del primer eje, B) Grado de anegamiento en función del primer eje, C) Riqueza taxonómica en función del segundo eje, D) Grado de anegamiento en función del segundo eje	48/49
Figura 4.10	Proporción de cada taxón colectado en parque Saavedra (ciudad de Buenos Aires, junio 1998 - mayo 1999) en los tres grupos de ambientes acuáticos obtenidos a partir del análisis de K medias	50

Figura 5.1	Proporción de hábitats en los que fueron registrados A) culícidos y B) predadores para distintas categorías de profundidad (parque Saavedra, Buenos Aires, junio 1998-mayo 1999)	58
Figura 5.2	Proporción de hábitats en los que fueron registrados A) culícidos y B) predadores para distintas categorías de superficie (parque Saavedra, Buenos Aires, junio 1998-mayo 1999)	58
Figura 5.3	Proporción de hábitats en los que fueron registrados A) culícidos y B) predadores para distintas categorías de duración (parque Saavedra, Buenos Aires, junio 1998-mayo 1999)	59
Figura 5.4	Proporción de hábitats en los que fueron registrados A) culícidos y B) predadores para distintas categorías de cobertura vegetal (parque Saavedra, Buenos Aires, junio 1998-mayo 1999)	59
Figura 5.5	Proporción de hábitats en los que fueron registrados A) culícidos y B) predadores para distintas categorías de insolación (parque Saavedra, Buenos Aires, junio 1998-mayo 1999)	59
Tabla 5.1	Relación de las proporciones de ambientes acuáticos en los que fueron registradas las especies de mosquitos y predadores para diferentes categorías de duración, superficie, profundidad, grado de insolación y cobertura vegetal en parque Saavedra, Buenos Aires (junio 1998-mayo 1999)	60
Tabla 5.2	Modelos de regresión logística para la presencia de las cuatro especies de mosquito en relación a variables ambientales y estacionales en charcos temporarios en el parque Saavedra, Buenos Aires, junio 1998-mayo 1999	60-61
Tabla 5.3	Modelos de regresión logística para la presencia de cada una de las cuatro especies de culícidos en relación a la presencia de predadores y variables ambientales y estacionales en charcos temporarios en parque Saavedra, Buenos Aires, junio 1998-mayo 1999	61/62
Tabla 5.4	Correlaciones de Spearman entre abundancias de mosquitos y abundancias de predadores en charcos positivos para mosquitos en el parque Saavedra, Buenos Aires, junio 1998-mayo 1999	62
Figura 6.1	Número de ambientes acuáticos registrados en cada fecha de muestreo y proporción de infestación para todas las cohortes de <i>Ochlerotatus albifasciatus</i> en el parque Saavedra, Ciudad de Buenos Aires (junio 1998 - mayo 1999)	70
Figura 6.2	Abundancia relativa de estadios inmaduros de <i>Ochlerotatus albifasciatus</i> en función del número de hábitats infestados en el parque Saavedra, ciudad de Buenos Aires (junio 1998 - mayo 1999)	71
Figura 6.3	Distribución de frecuencias del número de cohortes de <i>Ochlerotatus albifasciatus</i> registradas en cada charco en el parque Saavedra, ciudad de Buenos Aires (junio 1998 - mayo 1999)	72
Tabla 6.1	Modelos de regresión logística para la presencia de <i>Ochlerotatus albifasciatus</i> en relación a variables ambientales y estacionales en charcos temporarios en el parque Saavedra, ciudad de Buenos Aires (junio 1998 - mayo 1999)	73

Figura 6.4	Proporción de cuerpos de agua infestados y en los que <i>Ochlerotatus albifasciatus</i> completó su desarrollo para distintas categorías de superficie, profundidad, hidroperiodo, cobertura vegetal y grado de insolación en parque Saavedra, ciudad de Buenos Aires (junio 1998 - mayo 1999)	74
Tabla 6.2	Modelos de regresión logística para el desarrollo exitoso de <i>Ochlerotatus albifasciatus</i> en relación a variables ambientales y estacionales en charcos temporarios en parque Saavedra, ciudad de Buenos Aires (junio 1998 - mayo 1999)	75
Tabla 6.3	Correlaciones entre la abundancia de <i>Ochlerotatus albifasciatus</i> y variables ambientales de los cuerpos de agua temporarios de parque Saavedra, ciudad de Buenos Aires para dos cohortes de agosto 1998 y marzo 1999 respectivamente	76
Figura 7.1	Diferencias en las precipitaciones mensuales del año 2001 respecto de las registradas para los mismos meses del período junio 1998-mayo 1999 en la ciudad de Buenos Aires	82
Figura 7.2	Temperaturas medias mensuales del año 2001 y de los mismos meses del período junio 1998-mayo 1999 en la ciudad de Buenos Aires	83
Figura 7.3	Proporción de ambientes acuáticos para distintas categorías de A) Superficie máxima, B) Profundidad máxima, C) Hidroperiodo, D) Vegetación y E) Insolación para los períodos junio 1998-mayo 1999 y enero-diciembre 2001 en el parque Saavedra, Buenos Aires	84
Figura 7.4	Comparación de la superficie anegada entre los períodos junio 1998-mayo 1999 y enero-diciembre 2001 en el parque Saavedra, Buenos Aires para A) invierno, B) primavera, C) verano y D) otoño	85
Figura 7.5	Proporción de ejemplares de cada orden durante los dos períodos de muestreo en el parque Saavedra, ciudad de Buenos Aires A) 1998-1999, B) 2001	86
Tabla 7.1	Variaciones en la composición taxonómica entre los dos períodos de estudio	86
Tabla 7.2	Abundancia de los distintos taxa colectados en el parque Saavedra (Buenos Aires) en dos períodos de estudio, diferenciando estadios inmaduros de adultos (se señalan aquellos taxa más frecuentes y abundantes, y aquellos registrados en un solo período)	87
Figura 7.6	Abundancia relativa de los distintos taxa colectados en el parque Saavedra (Buenos Aires) en el año 2001 en función de la abundancia en el período 1998-1999. Los círculos llenos identifican las especies con mayores variaciones interanuales	88
Figura 7.7	Riqueza taxonómica en función de la superficie anegada durante ambos períodos de estudio para dos rangos térmicos A) temperatura mayor que 17° C y B) temperatura menor que 17° C	89
Tabla 7.3	Proporciones de ambientes acuáticos infestados por <i>Ochlerotatus albifasciatus</i> durante ambos períodos de estudio, diferenciando estacionalmente	90
Figura 7.8	Distribución de frecuencias del registro de cohortes de	90

Ochlerotatus albifasciatus en distintos ambientes acuáticos durante dos periodos de estudio, parque Saavedra, Buenos Aires (las proporciones se calcularon sobre el total de cohortes de cada periodo)

Figura 7.9	Proporción de charcos rellenados para distintas categorías de frecuencias de registro de cohortes de <i>Ochlerotatus albifasciatus</i> durante el período junio 1998-mayo 1999 en el parque Saavedra, Buenos Aires	91
Figura 7.10	Comparación de la proporción de ambientes acuáticos infestados por <i>Ochlerotatus albifasciatus</i> para distintas categorías de A) Superficie, B) Profundidad, C) Hidroperíodo, D) Vegetación y E) Insolación durante ambos periodos de estudio en el Parque Saavedra, Buenos Aires	92
Anexo 1	Localización esquemática y codificación de los cuerpos de agua temporarios en parque Saavedra, Buenos Aires, junio 1998-mayo 1999	108