

1045



Universidad Nacional de La Plata  
Facultad de Ciencias Naturales y Museo

CEPAVE  
CONICET  
LA PLATA  
U N L P

## “Biología y ecología de acridios (Orthoptera: Acridoidea) del Sur de la región Pampeana”



Trabajo de Tesis para optar al título de Doctor en Ciencias Naturales

Autor: Lic. Yanina Mariottini

Director: Dr. Carlos Lange

Co-Director: Dra. María Laura de Wysiecki

*Quiero dedicar esta tesis con todo mi amor a  
mi hijo Agustín, a Ezequiel y a mis padres  
Irma y Gino.*

# Índice

	<b><u>Agradecimientos</u></b>	i
	<b><u>Resumen</u></b>	iii
	<b><u>Abstract</u></b>	vii
1	<b><u>Introducción</u></b>	1
2	<b><u>Antecedentes</u></b>	5
2.1	Características del ciclo de vida de los acridios	6
2.2	El rol de los acridios en los ecosistemas de pastizal	9
2.3	La diversidad y su estimación	10
2.4	Relación de los acridios con el clima	12
2.5	Relación de los acridios con la vegetación	13
2.6	Estructura poblacional	15
2.7	Fluctuaciones poblacionales	17
2.8	Enemigos naturales	18
3	<b><u>Descripción del área de estudio</u></b>	20
4	<b><u>Estudios de campo</u></b>	23
4.1	<b>Metodología</b>	23
4.1.1	Selección de los sitios de muestreo	23
4.1.2	Caracterización de las comunidades vegetales muestreadas	24
4.1.3	Muestreo de la vegetación	27
4.1.4	Muestreo de los acridios	28
4.1.5	Análisis de los datos	31
4.1.5.1	Índices de diversidad y coeficientes de similitud	31
4.1.5.2	Relación entre las comunidades de acridios y la vegetación	34
4.1.5.3	Densidad de acridios	35
4.1.5.4	Abundancia de las subfamilias y de las especies de acridios	36
4.1.5.5	Distribución de las especies	36
4.1.5.6	Estructura y dinámica poblacional de las especies más abundantes	37
4.2	<b>Resultados</b>	39
4.2.1	Diversidad de acridios	39
4.2.2	Relación entre las comunidades de acridios con la vegetación	44
4.2.3	Análisis de la densidad de acridios	51
4.2.3.1	A lo largo de los años	51

4.2.3.2	En las diferentes comunidades vegetales	52
4.2.4	Abundancia de las subfamilias y especies de acridios en cada comunidad vegetal	57
4.2.4.1	Abundancia relativa de las subfamilias	57
4.2.4.2	Pastizales halófilos	58
4.2.4.3	Pastizales disturbados	65
4.2.4.4	Pastizales nativos	72
4.2.4.5	Pasturas implantadas	79
4.2.5	Distribución de las especies de acridios	85
4.2.6	Estructura y dinámica poblacional de las especies de acridios más abundantes	95
4.2.6.1	<i>Dichroplus elongatus</i>	95
4.2.6.2	<i>Dichroplus maculipennis</i>	102
4.2.6.3	<i>Borellia bruneri</i>	107
4.2.6.4	<i>Covasacris pallidinota</i>	113
4.3	<b>Discusión</b>	119
4.3.1	Diversidad	119
4.3.2	Relación entre los acridios y la vegetación	122
4.3.3	Densidad y abundancia relativa de acridios	126
4.3.4	Distribución de las especies	132
4.3.5	Estructura y dinámica poblacional de las especies más abundantes	135
5	<b><u>Estudios de Laboratorio</u></b>	141
5.1	<b>Metodología</b>	141
5.1.1	Estudios del ciclo de vida: desarrollo postembrionario y aspectos reproductivos	141
5.1.2	Estudios de dieta	145
5.1.2.1	Estimación del consumo	145
5.1.2.2	Estudios de los hábitos alimentarios	148
5.2	<b>Resultados</b>	149
5.2.1	<i>Dichroplus elongatus</i>	149
5.2.1.1	Desarrollo postembrionario	149
5.2.1.2	Determinación del consumo	149
5.2.2	<i>Dichroplus maculipennis</i>	152
5.2.2.1	Desarrollo postembrionario	152

5.2.2.2	Aspectos reproductivos	154
5.2.2.3	Determinación del consumo	155
5.2.3	<i>Baeacris pseudopunctulatus</i>	158
5.2.3.1	Desarrollo postembrionario	158
5.2.3.2	Aspectos reproductivos	159
5.2.4	<i>Borellia bruneri</i>	159
5.2.4.1	Hábitos alimentarios	159
5.2.5	<i>Covasacris pallidinota</i>	159
5.2.5.1	Hábitos alimentarios	159
5.3	<b>Discusión</b>	160
5.3.1	Ciclo de vida	160
5.3.2	Consumo	161
5.3.3	Hábitos alimentarios	164
6	<b><u>Conclusiones y perspectivas</u></b>	167
7	<b><u>Bibliografía</u></b>	171
8	<b><u>Listado de tablas, gráficos y figuras</u></b>	188
8.1	<b>Índice de tablas.</b>	188
8.2	<b>Índice de gráficos</b>	190
8.3	<b>Índice de figuras</b>	192

# *Agradecimientos*

*Al redactar los siguientes párrafos se mezclan una gran cantidad de sentimientos... De un enorme agradecimiento, de felicidad, de nostalgia cuando pienso en los comienzos, de saber que el paso del tiempo implica crecer. De sentir, que más allá de la dedicación y el esfuerzo realizado, tengo la enorme satisfacción de ver el trabajo cumplido.*

Quiero agradecer, **especialmente**, a mis directores, el **Dr. Carlos Lange** y la **Dra. María Laura de Wysiecki**, por haber confiado en mí para este proyecto, por brindarme las herramientas necesarias, por su dedicación, respeto y generosidad, por sus palabras de aliento. Por ser además de excelentes profesionales mejores personas. **GRACIAS!!**.

A **Ezequiel** por elegir transitar la vida a mi lado, por estar siempre, **por ser incondicional**, por que soñamos juntos desde un principio. Infinitas gracias!

A **mi hijo Agustín**, por darme todos los días la alegría y la fuerza para seguir adelante siempre.

A **Claudio** y **Ana Vieytes** por brindarme con mucho cariño y generosidad todo lo que estaba a su alcance para llevar adelante este trabajo, por que sin su apoyo hubiese sido más difícil. **GRACIAS!!**.

A **mis padres y hermanas** por su apoyo incondicional, en todo lo que emprendí en mi vida, por que mi felicidad es también la de ellos.

A mi gran tía y gran amiga **Wanda**, por que estoy segura de que la vida de cualquier persona sería más hermosa con una tía Wanda a su lado.

A mis amigas, especialmente a **Margarita** y **Cecilia**, por compartir lo cotidiano, además de muchos sueños, por su apoyo incondicional.

A mis compañeros de laboratorio **Santiago** y **Christian** por estar, por las charlas, por los mates, por las risas, por las consultas, por todo!!.

A **Liza** por el diseño de la carátula. Muchas gracias hermanita!!!.

A **Rosario** por cuidar a mi **Agus** con dedicación, amor y alegría, y nunca reprochar mis llegadas tarde. **GRACIAS!!**

Al **Centro de Estudios Parasitológicos y de Vectores (CEPAVE)** por brindarme el espacio físico y las herramientas para realizar esta tesis.

Al **CONICET**, por haberme otorgado la beca interna de Post Grado Tipo I y por los subsidios con los cuales se realizaron los trabajos de campo.

A la **Comisión de Lucha contra las plagas de la localidad de Laprida**, especialmente al Sr. Colantonio, por el vehículo para realizar algunos muestreos de campo.

A la **Dra. María Marta Cigliano** por la bibliografía facilitada y la determinación de algunas especies.

A la **Dra. Susana Ricci** por ayudarme con la determinación de las plantas.

A la **Dra. Sandra Torrusio y Josefina Otero** por las consultas realizadas y el mapa.

A **Rosario Robles, Lucas Garbin y Cecilia Carballo** por ayudarme con la compu a diagramar algunas figuras y armar los archivos.

**Al jurado** por la corrección del manuscrito y los aportes brindados.

*A todas aquellas personas que en algún momento dedicaron su tiempo a darme consejos, confianza y también alegría.*

*Yanina.*

## Resumen

Los acridios (tucuras y langostas) figuran entre los insectos herbívoros dominantes en la mayoría de los sistemas de pastizal. La composición y abundancia de especies en cada comunidad y también la dinámica de sus poblaciones está determinada por la interacción de diversos factores externos (condiciones climáticas, vegetación) e internos (interacciones bióticas).

De las 201 especies de acridios conocidas en Argentina al menos 14 han sido o son consideradas perjudiciales para el agro, y si bien la importancia económica de estos insectos ha sido reconocida en el país desde el siglo XIX, aun se desconocen aspectos importantes de la biología y ecología de la mayoría de las especies. Salvo por algunos estudios ecológicos de los últimos años, el conocimiento acerca de las especies de acridios en Argentina es mayormente el resultado de observaciones aisladas y no de estudios sostenidos en el espacio y el tiempo.

Considerando la importancia ecológica y económica de los acridios, el objetivo central de este trabajo fue caracterizar la estructura y dinámica de las comunidades de acridios y de sus componentes específicos más importantes del Sur de la región Pampeana. Para llevar adelante este estudio, se plantearon una serie de objetivos específicos a desarrollar mediante estudios de campo y de laboratorio, tendientes a profundizar el conocimiento de los acridios presentes en una de las áreas históricamente más afectadas.

Los objetivos específicos a partir de los muestreos en el campo fueron: conocer la diversidad de acridios del área de estudio; determinar la relación entre la vegetación y las especies de acridios más importantes; evaluar las variaciones de la densidad y de la abundancia de las especies en las comunidades, tanto temporal como espacialmente; analizar la distribución de las especies registradas; y conocer la dinámica y estructura poblacional de las especies más comunes.

El área de estudio fue el partido de Laprida, provincia de Buenos Aires. Los sitios de muestreo fueron seleccionados en noviembre de 2005 y se mantuvieron constantes durante las tres temporadas (2005-06, 2006-07, 2007-08). Los mismos representan las comunidades vegetales más características de los campos de la zona, las que fueron clasificadas en las siguientes cuatro categorías: **Pastizales naturales** (mayor cobertura de pastos nativos), **Pastizales halófilos** (mayor cobertura de especies halófilas), **Pasturas implantadas** (principalmente pasturas del género *Agropyron*) y **Pastizales disturbados** (sometidos a pastoreo), cada una con tres repeticiones, dando un total de 12 sitios. Los muestreos en el campo se realizaron desde mediados de primavera hasta mediados de otoño, a fin de maximizar la detección de las especies de acridios con diferente fenología y poder analizar el ciclo de



desarrollo de las especies más importantes. En cada uno de los sitios se estimó la densidad por el método de los aros y la composición específica realizando 200 golpes de red. Los acridios colectados se llevaron al laboratorio para su recuento, identificación y determinación del estado de desarrollo.

La riqueza acumulada fue de 22 especies de acridios. En cuanto a la riqueza específica de acridios los P. Nativos fueron los ambientes con mayor riqueza respecto de los P. Halófilos y de las P. Implantadas. No hubo diferencias significativas entre los P. Nativos y los P. Disturbados. No obstante este resultado, los análisis estadísticos realizados con el índice de Shanon–Wiener sugirieron que la diversidad de acridios entre las diferentes comunidades vegetales no fue significativamente diferente. La mayor riqueza registrada en los P. Nativos puede deberse a que estos ambientes tienen una mayor heterogeneidad espacial aumentando la cantidad y disponibilidad de nichos. Los resultados de los índices de similitud cualitativos sugirieron que las diferentes comunidades vegetales consideradas en el estudio comparten un alto porcentaje de especies de acridios. Sin embargo, al aplicar el índice cuantitativo de Sorensen se constató que si bien las especies pueden presentarse en los diferentes ambientes, lo hacen con abundancias disímiles.

Se estimó la riqueza específica de plantas y el porcentaje de cobertura por especie en cada una de las comunidades vegetales. Luego, mediante un análisis de ordenación, se confirmó la categorización inicial de los sitios de muestreo. Los resultados que se obtuvieron a partir del análisis de la relación entre la vegetación y las especies de acridios numéricamente más importantes permitieron establecer que las dos especies de acridios más abundantes tuvieron una distribución opuesta según el gradiente de vegetación. *Dichroplus elongatus* se correlacionó positivamente con la vegetación introducida y negativamente con la vegetación halófila, y *Covasacris pallidinota* mostró la correlación inversa.

La densidad promedio anual de acridios aumentó significativamente durante el período de estudio, siendo la densidad de la temporada 2007-08 diferente significativamente respecto de las dos temporadas anteriores. Este aumento significativo se observó en las cuatro comunidades vegetales y no se observaron diferencias significativas en la densidad entre las mismas para cada temporada. Los resultados indicarían que el período comprendido entre 2005-08 corresponde a años de transición, en los cuales la densidad de acridios aumentó significativamente pero sin llegar a exceder la capacidad de carga del ambiente.

De los análisis de la abundancia relativa de las especies se observó que, generalmente, en cada una de las comunidades de acridios fueron pocas las especies dominantes. En la temporada 2005-06 dominaron *C. pallidinota* en los P. Halófilos, *D. elongatus* en los P. Disturbados, *D. elongatus* y *Scotussa lemniscata* en los P. Nativos, y *C. pallidinota* y *D. elongatus* en las P. Implantadas. A partir del 2006-07 se observó un incremento significativo en la abundancia de *Borellia bruneri*, pasando a ser, en los P. Halófilos y en los P. Disturbados,

codominante con *C.pallidinota* y con *D. elongatus*, respectivamente. En los P. Nativos no se registraron diferencias significativas en la abundancia de las especies más importantes y en las P. Implantadas *C.pallidinota* fue la especie dominante. En el 2007-08 se repitió el mismo patrón en los P. Halófilos y en los P. Disturbados, mientras que *D. elongatus* y *B. bruneri* fueron dominantes en los P. Nativos y *B. bruneri*, *D. elongatus* y *C. pallidinota* en las P. Implantadas.

Tanto *D. elongatus* en los P. Disturbados como *C. pallidinota* en los P. Halófilos tuvieron una abundancia relativamente constante a lo largo de cada temporada y por lo tanto fueron dominantes en estas comunidades a lo largo de todo su ciclo de vida. En los P. Nativos, se observó que la abundancia relativa de las especies fue más variable a lo largo de cada temporada. Cabe destacar que a partir de la temporada 2006-07, además del incremento en la abundancia de *B. bruneri*, también se registró un aumento significativo en la abundancia de *Dichroplus maculipennis*, considerada históricamente la especie más perjudicial de la zona.

En el periodo de estudio se observó, que si bien la estructura de las comunidades suele cambiar según las poblaciones aumenten o disminuyan, las especies típicas tienden a ser comunes año tras año, lo que se reflejó con las tres especies más abundantes (*B. bruneri*, *D. elongatus*, *C.pallidinota*).

Para conocer la distribución de las especies colectadas durante este estudio, se generaron dos escalas, teniendo en cuenta la cantidad de sitios en los que una especie dada se registró en relación al total de sitios y la abundancia relativa de la especie. Los resultados sugirieron la misma tendencia en cada comunidad vegetal: pocas especies tuvieron una amplia distribución, y la mayoría tuvo una distribución restringida o intermedia. Se observó que las especies que tuvieron una distribución más amplia (*B. bruneri*, *D. elongatus*, *C. pallidinota*) fueron más abundantes que aquellas cuya distribución fue más restringida.

A partir de los muestreos de campo también, se estudió la estructura y dinámica poblacional de *D. elongatus*, *B. bruneri*, *C. pallidinota* y *D. maculipennis*. Con respecto a la estructura de edades, *D. elongatus* fue la especie más tardía, observándose nacimientos desde fines de noviembre. Las demás especies fueron más tempranas, registrándose nacimientos desde fines de octubre. Generalmente, en enero los individuos de las cuatro especies se registraron en mayor proporción en estado adulto. La cantidad de ninfas de *D. elongatus* colectadas en los P. Disturbados fue significativamente mayor a la registrada en las P. Implantadas y en los P. Halófilos. Los individuos adultos se registraron en una cantidad significativamente mayor en los P. Disturbados respecto de los P. Halófilos. En el caso de *C.pallidinota*, la cantidad de ninfas y de adultos fue significativamente mayor en los P. Halófilos. Los estados ninfales de *D. maculipennis* y *B. bruneri* se encontraron significativamente en mayor cantidad en los P. Halófilos. Sin embargo, los adultos no se encontraron asociados significativamente con ninguna de las comunidades consideradas, lo que podría relacionarse con características de dispersión propias de estas especies. Del análisis de densidad específica se observó que las densidades de

*D. elongatus* y *C. pallidinota* se mantuvieron constantes durante las tres temporadas, pero mostraron diferencias significativas en la densidad entre las diferentes comunidades vegetales. Las densidades de *D. maculipennis* y *B. bruneri* aumentaron significativamente en las tres temporadas de estudio, por lo tanto contribuyeron al incremento de densidad anual registrado en las diferentes temporadas.

Los estudios de laboratorio permitieron conocer importantes aspectos del ciclo de vida y de la dieta de especies comunes de la zona (*D. elongatus*, *D. maculipennis*, *Baeacris pseudopunctulatus*, *B. bruneri*, *C. pallidinota*). Bajo condiciones controladas (30°C, 14L: 10O, 40% HR) se estimó el número y duración de los estadios ninfales, la longevidad de los adultos, la fecundidad media y la tasa de oviposición. Los resultados mostraron que *D. elongatus* y *Baeacris pseudopunctulatus* tuvieron cinco estadios postembrionarios, y *D. maculipennis* seis. Sin embargo la duración total del ciclo ninfal fue similar en las tres especies. La fecundidad media de *D. maculipennis* resultó ser muy superior a la de *B. pseudopunctulatus*.

Los estudios de consumo se realizaron con las dos especies económicamente más importantes del área de estudio (*D. elongatus* y *D. maculipennis*). El objetivo fue estimar el consumo diario de los últimos estadios de desarrollo y de los adultos. Se constató que la cantidad de alimento consumido aumentó con los estados de desarrollo hasta llegar al estado reproductivo, en el que el consumo disminuyó. Las hembras en estado prereproductivo fueron las que registraron un mayor consumo, lo que está relacionado principalmente con altos requerimientos nutricionales. Al estimar el consumo poblacional teniendo en cuenta las densidades registradas en 2006-07, se determinó que el consumo de *D. elongatus* fue mayor al de *D. maculipennis*.

El presente trabajo permitió conocer de manera integral la acridiofauna del Sur de la región Pampeana. Los muestreos regulares en el campo y los estudios de laboratorio constituyeron un considerable avance en el conocimiento de importantes aspectos ecológicos y biológicos de las especies más características de la zona, proveyendo información básica de utilidad para un manejo racional de las especies consideradas plagas.

## Abstract

Grasshoppers and locusts are among the dominant insect herbivores in most grazing systems. The composition and abundance of species in each community and the dynamics of populations are determined by the interaction of various external (weather, vegetation) and internal (biotic interactions) factors.

Of the 201 species of grasshoppers known in Argentina at least 14 have been or are considered harmful to agriculture. Although the economic importance of these insects has been recognized in the country since the nineteenth Century, aspects of the biology and ecology of most species still remain unknown. Aside from some recent ecological studies, knowledge about the grasshopper species in Argentina is largely a result of isolated observations and studies not sustained in space and time.

Considering the ecological and economic importance of grasshoppers, the main objective of this study was to characterize the structure and dynamics of grasshopper communities and the most important species in the South Pampas region, historically one of the most affected areas. In order to fulfil this, the numbers of specific objectives were taken through field and laboratory studies.

The specific objectives from field work were to record the diversity of grasshoppers in the study area, determine the relationships between vegetation and the more important grasshopper species, evaluate changes in density and abundance of species in communities (spatially and temporally), analyse the distribution of the species, and meet about the dynamics and population structure of common grasshoppers.

The study area was Laprida Department, Buenos Aires province. The sampling sites were selected in November 2005 and remained constant during the three seasons (2005-06, 2006-07, 2007-08). They represent the characteristic plant communities of fields in the area, which were classified into four categories: natives grasslands (greater coverage of native grasses), halophilous grasslands (more coverage of halophilous species), implanted pastures (mostly pastures of the genus *Agropyron*), and disturbed grassland (under grazing), each with three replicates, giving a total of 12 sites. The samplings were conducted from mid-spring to mid-autumn in order to maximize the detection of species with different phenology and to analyze the development cycle of the most important species. At each site density was estimated by the method of rings and species composition was determined from 200 sweeps net *per* site. The grasshoppers collected were taken to the laboratory for counting, identification and determination of the state of development.

The cumulative richness of grasshopper species was 22. Species richness of native grasslands was higher than that of halophilous grasslands and implanted pastures. There were no significant differences between native grasslands and disturbed grasslands. In spite of this result, the statistical analysis carried out with the Shannon-Wiener index suggested that the diversity of grasshoppers between different plant communities was not significantly different. The greatest richness recorded in the native grasslands may be because these environments have a higher spatial heterogeneity, increasing the quantity and availability of niches. Results of the qualitative indices of similarity suggested that the different plant communities in the study share a high percentage of grasshopper species. However, after applying the Sørensen quantitative index, it was found that although the species can occur in different environments they do so with different abundances.

In each plant community the plant species richness and percentage of cover of each species was estimated. Then, through an analysis of organization, the initial categorization of the sampling sites was confirmed. Results obtained from analysis of the relationship between vegetation and numerically most important species of grasshoppers established that the two most abundant species had an opposite distribution according to the gradient of vegetation. *D. elongatus* was positively correlated with introduced vegetation and negatively with vegetation halophilous, and *C. pallidinota* showed the inverse correlation.

The annual average density of grasshoppers increased significantly during the study period, with the density of the 2007-08 seasons significantly different from the two previous seasons. This significant increase was observed in the four plant communities and no significant differences in density between them for each season was observed. Results indicate that the 2005-08 periods corresponds to transition years, in which the density increased significantly but apparently did not exceed the carrying capacity of the environment.

From the analysis of the relative abundance of species it was observed that, generally, in each of the grasshopper communities there were few dominant species. In the 2005-06 seasons *C. pallidinota* dominated in halophilous grasslands, *D. elongatus* in disturbed grasslands, *D. elongatus* and *S. lemniscata* in native grasslands, and *C. Pallidinota* and *D. elongatus* in implanted pastures. In 2006-07, there was a significant increase in the abundance of *B. bruneri*, becoming, codominant with *C. pallidinota* and *D. elongatus* in halophilous grasslands and in disturbed grasslands, respectively. In native grasslands there was no significant difference in abundance of the most important species. In the implanted pastures, *C. pallidinota* was the dominant species. In 2007-08, the same pattern was observed in the halophilous grasslands and disturbed grasslands, whereas *D. elongatus* and *B. bruneri* were dominant in native grasslands, and *B. Bruneri*, *D. elongatus* and *C. pallidinota* in implanted pastures.

Both *D. elongatus* in disturbed grasslands as *C. pallidinota* in halophilous grasslands had a relatively constant abundance throughout each season and thus, were dominant in these

communities throughout their life cycles. In native grasslands, it was observed that the relative abundance of species was more variable throughout each season. It is noteworthy that starting on the 2006-07 season, besides an increment in the abundance of *B. bruneri*, a significant increase in the abundance of *D. maculipennis*, historically considered the most damaging in the area was recorded.

During the study period, it was observed that while community structure often changes as populations increase or decrease, the typical species tend to be common every year, which was reflected in the three most abundant species (*B. bruneri*, *D. elongatus*, *C. pallidinota*).

In order to know the distribution of species collected, two scales were created, taking into account the number of sites at which a given species was recorded in relation to the total number of sites and the relative abundance of the species. The results suggested the same trend in each plant community. Few species were widely distributed, and most had a restricted or intermediate distribution. It was noted that the species which had a wider distribution (*B. bruneri*, *D. elongatus*, *C. pallidinota*) were more abundant than those whose distribution was more restricted.

From the field samplings, it was also studied the structure and population dynamics of *D. elongatus*, *B. Bruneri*, *C. pallidinota* and *D. maculipennis*. With regard to the age structure, *D. elongatus* was the most delayed, with hatching usually starting in November. Other species were earlier recording hatchings from late October. Generally, by January the individuals of the four species occurred as adults at a higher proportion. The number of nymphs of *D. elongatus* collected in the disturbed grasslands was significantly higher than that observed in implanted pastures and in halophilous grasslands. Adults were in a significantly higher number in disturbed grasslands than in halophilous grasslands. In the case of *C. pallidinota*, the number of nymphs and adults was significantly higher in halophilous grasslands. Nymphal instars of *D. maculipennis* and *B. bruneri* were in significantly greater quantities in halophilous grasslands. However, adults were not significantly associated with any of the communities, which could be related to the dispersion characteristics of these species. It was observed that the densities of *D. elongatus* and *C. pallidinota* remained constant during the three seasons, but showed significant differences between different plant communities. Densities of *D. maculipennis* and *B. bruneri* increased significantly during the three years of study, thus contributing to the annual increase in density in different seasons.

Laboratory studies revealed important aspects of the life cycle and diet of the common species (*D. elongatus*, *D. maculipennis*, *B. pseudopunctulatus*, *B. bruneri*, *C. pallidinota*). Under controlled conditions (30 ° C, 14L: 10D, 40% RH), the number and duration of the nymphal stages, the longevity of adults, the average fecundity and oviposition rate was estimated. Results showed that *D. elongatus* and *B. pseudopunctulatus* had five nymphal instars, and *D. maculipennis* six. However, the total duration of the nymphal cycle was similar in the three

species. The average fecundity of *D. maculipennis* was much higher than that of *B. pseudopunctulatus*.

Studies of consumption were conducted with the two most economically important species in the study area (*D. elongatus*, *D. maculipennis*). The objective was to estimate the daily consumption of the last nymphal instars and adults. It was found that the amount of food consumed increased with development until the reproductive state, in which consumption decreased. The prereproductive females showed a higher consumption, which is associated mainly with the high nutritional requirements. Considering the densities recorded in 2006-07, it was extrapolated that the consumption of *D. elongatus* was higher than that of *D. maculipennis*.

This work led to a more integral knowledge acridid fauna of the Southern Pampas region. Regular field sampling and laboratory studies provided a considerable advance in the understanding of important ecological and biological characteristics of the species in the area, providing basic information useful for a rational management of the species considered pests.

# 1. Introducción

Los ecosistemas de pastizal abarcan del 30 al 40 % de la superficie terrestre, constituyen habitats clave para una gran cantidad de especies y soportan importantes actividades económicas de producción agrícola y ganadera (Branson *et al.*, 2006). Los pastizales de la región Pampeana comprenden aproximadamente el 15% de la superficie de Argentina y en las últimas décadas, en la mayoría de estos ambientes, se ha incrementado el uso del suelo, las actividades agrícola-ganaderas se han intensificado, y las áreas de pastizales naturales han sido drásticamente reducidas o alteradas (Chaneton, 2005; Ghersa, 2005; Omancini *et al.*, 2005).

Los acridios (tucuras y langostas) son los insectos herbívoros dominantes en la mayoría de los sistemas de pastizal. Como consumidores primarios, son importantes en el ciclado de nutrientes y energía en los ecosistemas (Belovsky, 2000). La dinámica de las poblaciones de acridios responde a la interacción de factores externos (condiciones climáticas, vegetación) y factores internos (interacciones bióticas) (Joern, 2000; Jonas y Joern, 2007; Branson, 2008, Branson y Sword, 2009). En este sentido, las comunidades de acridios suelen exhibir una gran variabilidad en la composición y abundancia de especies (Joern y Gaines 1990, Belovsky y Slade 2000, Branson *et al.*, 2006, Jonas y Joern 2007), y en años de explosiones poblacionales “outbreaks”, no sólo compiten con el ganado y la fauna silvestre por el forraje (Fielding y Brusven, 1995a y b; Branson *et al.*, 2006), sino que consumen y destruyen diversos cultivos (soja, maíz, girasol, entre otros). Si bien, existen numerosas contribuciones acerca de aspectos de su biología, ecología poblacional, y de la importancia económica de estos insectos (Uvarov, 1966; COPR, 1982; Capinera, 1987; Kemp y Sánchez, 1987; Sánchez y Onsager 1988; Chapman, 1990; Cigliano *et al.*, 2000; Fielding y Brusven, 1990, 1995a y b; Gangwere *et al.*, 1997; Lockwood *et al.*, 2000; Fielding, 2004a y b; Olfter y Weiss, 2006a y b; entre otros), aún queda mucho por conocer sobre la biología y ecología de la mayoría de las especies, así como de la ecología de sus comunidades en nuestro país.

En Argentina, la importancia económica de estos insectos ha sido reconocida desde mediados y fines del siglo XIX (Cigliano y Lange, 1998), siendo las explosiones demográficas de diferentes especies un fenómeno recurrente dependiendo de la región



considerada y en coincidencia con el progresivo desarrollo de las actividades agrícola-ganaderas (Lange *et al.*, 2005). De las 201 especies conocidas en Argentina, al menos 14 son consideradas de importancia económica (Lange *et al.*, 2005; Carbonell *et al.*, 2006). Las más perjudiciales se hallan incluidas dentro de la subfamilias Melanoplinae (*Dichroplus elongatus*, *Dichroplus maculipennis*, *Dichroplus pratensis*, *Dichroplus vittatus*, *Baeacris punctulatus*, *Baeacris pseudopunctulatus*, *Ronderosia bergi*, *Scotussa lemniscata*), y Gomphocerinae (*Rhammatocerus pictus*, *Staurorrectus longicornis*) de la familia Acrididae, aunque también se han reportado daños por parte de especies de las familias Romaleidae (*Tropidacris collaris*, *Zoniopoda tarsata*, *Chromacris speciosa*) y Tristiridae (*Bufonacris claraziana*) (Lange *et al.*, 2005).

Desde comienzos de la década del noventa, se ha observado en distintas zonas del país, un aumento de las poblaciones de acridios, las que causaron considerables daños en pasturas naturales e implantadas y en diversos cultivos (maíz, soja, girasol, cebada, caña de azúcar, sorgo, olivo, etc.) (Cigliano *et al.* 1995a, Cigliano y Lange, 1998, 1999; Cigliano *et al.* 2000; Cigliano *et al.*, 2002).

Entre los casos relativamente recientes se destacan los de *D. elongatus*, *S. lemniscata* y *D. pratensis* en pasturas y diversos cultivos del Sur de Buenos Aires (1994-95 y 2001-02), *S. longicornis* en campos naturales y cultivos de caña de azúcar en Tucumán (1994-95), especies de *Dichroplus* y *R. pictus* en Huinca Renancó (Córdoba) y Alta Italia (La Pampa) (1996), *D. maculipennis* y *D. elongatus* en Loncopué (Neuquén) (1994-96). *Dichroplus maculipennis* en el Norte de Neuquén (2007-08), en el Sur de la provincia de Buenos Aires y en las cercanías de Río Gallegos, Santa Cruz (2008-09). *T. collaris* en Chaco, Córdoba y Santiago del Estero (2006-08).

No se puede descartar la posibilidad de que este recrudecimiento del problema acridiano sea motivado no sólo por factores climáticos y cambios en el uso del suelo, sino también por la repetitiva aplicación de insecticidas, que como se ha comprobado en otras regiones, a largo plazo son causantes de la ruptura del equilibrio entre una especie y los factores bióticos de mortalidad que la regulan en condiciones naturales (Lockwood *et al.*, 1988; Van der Valk *et al.*, 1999; Sokolov, 2000; Branson *et al.*, 2006). Un ejemplo de esto lo constituye la alta tasa de mortalidad registrada en el verano de 1995-96 en poblaciones de aguiluchos langosteros (*Buteo swainsoni*), aves migradoras del hemisferio Norte y que durante el verano consumen acridios. En aquel verano fueron registradas 5000 muertes causadas en su mayoría por intoxicación con insecticidas organofosforados empleados para combatir acridios plaga (Goldstein *et al.*, 1999).

En nuestro país, el conocimiento de diferentes aspectos de la biología y ecología de las especies más perjudiciales todavía dista de ser el adecuado. Es necesario identificar los principales factores causantes de las fluctuaciones poblacionales, así como determinar la riqueza de especies, la abundancia de las mismas y la diversidad de las comunidades de acridios que habitan diferentes áreas de la región Pampeana, una de las zonas más afectadas. Con respecto a la biología, salvo pocas excepciones, el conocimiento acerca de nuestros acridios es el resultado de observaciones aisladas, y no el reflejo de estudios cuantitativos prolongados en espacio y tiempo. Esto explica las grandes variaciones existentes respecto de aspectos biológicos fundamentales, tales como generaciones/año, desarrollo, diapausas, longevidad, fecundidad y consumo. Las limitaciones mencionadas determinan que se aplique en Argentina, en contraposición a la tendencia mundial, un solo enfoque para el control de los acridios plaga, el uso de insecticidas (la mayoría fosforados, carbamatos, pirazoles). Este enfoque no intenta un accionar preventivo, tendiente a evitar que la plaga se desarrolle como tal, o de reducir sus efectos a niveles tolerables, sino reactivo. De este modo, el escenario preponderante se puede sintetizar en que normalmente los productores o entes responsables entran en acción en forma tardía y con escaso o nulo conocimiento de la especie responsable, hechos que redundan en importantes volúmenes de aplicación de insecticidas (alto costo económico) sobre extensiones considerables (alto costo ambiental), con el agravante de que gran parte del daño ya fue producido, tornando el control inefectivo. Ha sido demostrado que este accionar, lejos de atenuar la ocurrencia de explosiones demográficas, en realidad aumenta su frecuencia e intensidad (Lockwood *et al.*, 1988; Van der Valk *et al.*, 1999), debido al fenómeno de recurrencia de la plaga por eliminación de enemigos naturales. Cabe destacar que, a nivel mundial, uno de los principales factores de contaminación y degradación ambiental en áreas rurales es la utilización indebida o errónea de agroquímicos, y cada vez se interponen más restricciones a su uso (Belosvky y Slade, 1993; Peveling *et al.*, 1999; Martín *et al.*, 2000; Lahr *et al.*, 2000, Story y Cox 2001). Resulta difícil imaginar que esta situación pueda ser revertida o minimizada si previamente no se obtiene un conocimiento significativo de la biología y ecología de las especies involucradas. Sólo a través de esfuerzos sostenidos en el tiempo y el espacio es que pueden hacerse avances en estos aspectos, los que deberían proveer las bases para el desarrollo de un control racional basado en un enfoque preventivo (evitar o disminuir la ocurrencia de explosiones demográficas) en lugar de curativo (combatir la plaga una vez ya instalada).

Un conocimiento acabado de la acridiofauna del Sur de la región Pampeana, zona históricamente afectada por los acridios, permitirá a su vez estimar el potencial que podrían tener ciertos agentes biológicos de control que ya han mostrado utilidad en zonas cercanas (Lange y Cigliano, 2005), los que reúnen características adecuadas para el control a largo plazo de estos insectos y poder reemplazar gradualmente el uso de los insecticidas químicos (Lange, 2002).

Teniendo en cuenta la importancia económica histórica y actual de estos insectos (Ronderos, 1959; Cigliano *et al.*, 2002; Torrusio *et al.*, 2002; de Wysiecki *et al.*, 2004, Lange *et al.*, 2005), el objetivo central de este trabajo fue estudiar y caracterizar la estructura y dinámica de sus comunidades y de los componentes específicos más importantes en el Sur de la región Pampeana, (partido de Laprida, provincia de Buenos Aires). Este objetivo se abordó a través de monitoreos sistemáticos realizados en el campo y de estudios en laboratorio bajo condiciones controladas, con la finalidad de complementar la información obtenida.

En los estudios de campo se plantearon varios objetivos específicos: Estimar la diversidad de acridios del área de estudio, conocer la relación entre la vegetación predominante del lugar y las especies de acridios más importantes, analizar las variaciones en la densidad de las comunidades, temporal y espacialmente, determinar la abundancia de cada especie de acridio dentro de las diferentes comunidades vegetales y evaluar como cambia en el tiempo, conocer la distribución de las especies registradas durante el estudio, conocer la dinámica y estructura poblacional de las especies más comunes, considerando la estructura de edades, la proporción de sexos, la relación de los diferentes estados de desarrollo con la vegetación y la densidad específica. Los estudios de campo también permitieron reconocer las especies de acridios más importantes a partir de las cuales se realizaron las experiencias de laboratorio. En estos estudios se plantearon como objetivos específicos: conocer diferentes aspectos del ciclo de vida y de la dieta. Se estimó el número y duración de los diferentes estadios ninfales, la longevidad de los adultos, la fecundidad media, la tasa de oviposición y se realizaron análisis de consumo y de hábitos alimentarios.

El presente estudio pretende profundizar nuestro conocimiento respecto de la biología y ecología de las especies de acridios de mayor importancia económica en la zona considerada. Dicho aporte puede ser fundamental para sentar las bases a fin implementar un manejo racional de estos insectos.

## 2. Antecedentes

Los acridios pertenecen a la superfamilia Acridoidea, la cual contiene el mayor número de especies (8000) del orden Orthoptera, distribuidas en todos los continentes excepto la Antártida, y denominadas comúnmente tucuras y langostas. Comprende nueve familias: Tristiridae, Ommexechidae, Pauliniidae, Acrididae, Pygomorphidae, Pamphagidae, Latheceridae, Lentulidae, y Romaleidae (Cigliano y Lange, 1998; Barrientos-Lozano, 2005)

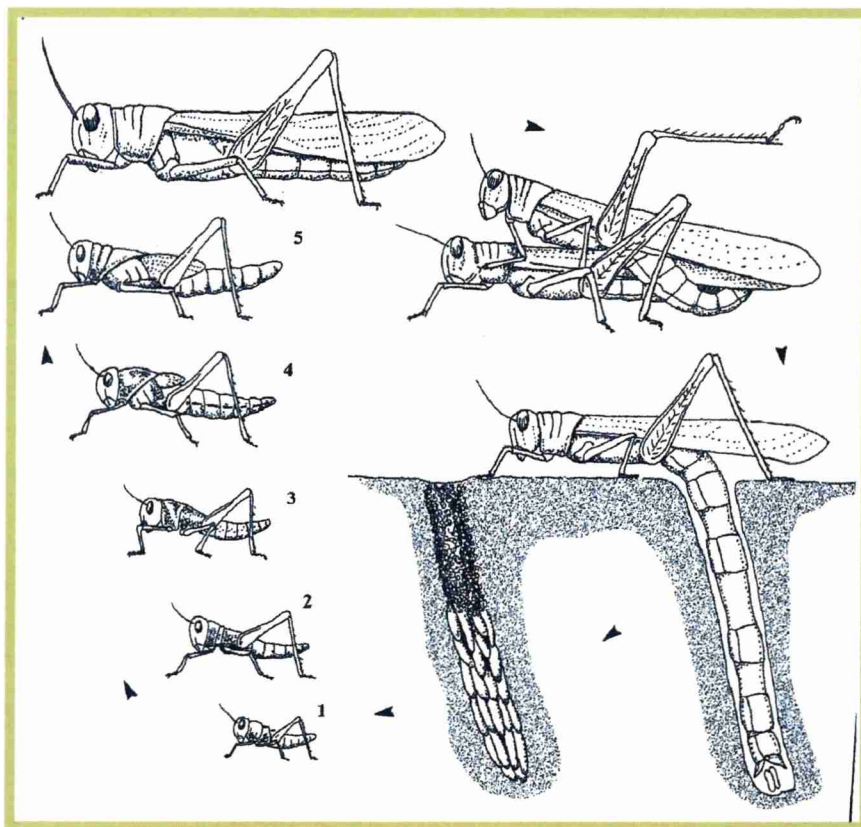
Las especies de acridios colectadas durante este estudio constituyen tucuras típicas, ya que no alternan entre fases solitaria y gregaria como las langostas (Song y Wenzel, 2008). Todas las especies que se registraron en la zona de estudio pertenecen a diferentes subfamilias de Acrididae y Romaleidae.

La **familia Acrididae** cuenta con el mayor número de especies conocidas (7000) de Acridoidea, incluidas en 30 subfamilias de distribución mundial. Dentro de Acrididae se encuentran la mayoría de las especies de importancia económica de Acridoidea (Cigliano y Lange, 1998). En Argentina, 11 de las 14 especies citadas como perjudiciales para el agro pertenecen a esta familia (COPR, 1982; Lange *et al.*, 2005).

La **familia Romaleidae** es la más diversificada de los acridoideos endémicos neotropicales, contando con las especies de mayor tamaño. En Argentina, se hallan representadas 36 especies (Cigliano y Lange, 1998, Carbonell *et al.*, 2006), tres de las cuales son consideradas de importancia económica (*Tropidacris collaris*, *Zoniopoda tarsata* y *Chromacris speciosa*) (Lange *et al.*, 2005).

## 2.1 Características del ciclo de vida de los acridios.

Los acridios son insectos heterometábolos y como tales, las formas juveniles (ninfas) se asemejan al adulto en su aspecto general y forma de vida (Richards y Davies, 1984) (Figura 2.a). Los nacimientos se producen luego de que se completa el desarrollo embrionario, hecho que sucede días después de la oviposición o luego de un período de diapausa embrionaria (Uvarov, 1966). El período ninfal y la cantidad de estadios ninfales varía entre las especies. La mayoría de las especies tiene cinco estadios, aunque se conocen especies con cuatro y hasta diez estadios (Uvarov, 1966; Richards y Davies 1984).



**Figura 2.a:** Esquema del ciclo de vida de un acridoideo: estadios ninfales (1-5), adultos y hembra oviponiendo. Fuente: Rowley y Bennet (1993).

Las principales diferencias entre tucuras y langostas radican en que estas presentan “polimorfismo de fases” y las tucuras no. Las langostas no conforman un grupo taxonómico determinado. Se conocen más de 15 especies pertenecientes a 6 subfamilias de Acrididae (Song y Wenzel, 2008). El polimorfismo de fases es atribuido a las variaciones en las densidades poblacionales y está íntimamente relacionado con las condiciones ambientales. Cuando las densidades poblacionales son bajas, las langostas presentan la “fase solitaria”, en la que tienen colores crípticos. Cuando las densidades aumentan, no solamente se produce un cambio en la coloración de los individuos (colores aposemáticos) sino que también se modifican caracteres morfológicos, etológicos, fisiológicos y ecológicos. En la “fase gregaria”, los individuos tienden a permanecer agrupados, constituyéndose grupos de juveniles (bandas de ninfas) que se desplazan durante el día. En estado adulto, se conforman las mangas, y los individuos son capaces de dispersarse recorriendo grandes distancias. La transformación entre las fases solitaria y gregaria es reversible entre las generaciones, existiendo incluso formas intermedias. Cuando las densidades poblacionales son bajas, las langostas suelen mantenerse dispersas en la fase solitaria, migrando solo durante la noche. El polimorfismo de fases puede ser considerado una forma extrema de denso dependencia y plasticidad fenotípica (Song y Wenzel, 2008).

Las tucuras no presentan polimorfismo de fases, ni desarrollan desplazamientos migratorios de gran envergadura. A su vez y a diferencia de las fluctuaciones en las poblaciones de langostas, las densidades poblacionales de tucuras que habitan en una determinada región suelen oscilar en forma conjunta. (Song y Wenzel, 2008).

La fecundidad potencial, de los acridios está determinada preponderantemente por el número de ovarias con el que nacen las hembras (Stauffer y Whitman, 1997). Factores ambientales como la temperatura, la irradiación solar, el fotoperíodo y las precipitaciones tienen gran influencia en las características reproductivas. La alimentación también tiene un rol importante, ya que la nutrición afecta el número de ovarias activas de dos maneras: una nutrición pobre en el estado de ninfa resulta en adultos de menor tamaño con un alto porcentaje de ovarias no desarrolladas, y una nutrición pobre en el estado adulto puede determinar la reabsorción de oocitos (Stauffer y Whitman, 1997). Por el contrario, una nutrición rica en el estado de ninfa y adulto determina un aumento en la supervivencia y en la fecundidad de los individuos (Joern y Gaines, 1990; Branson *et al.*, 2006).

Dependiendo de la especie en cuestión, las hembras pueden oviponer en el suelo o en la parte aérea de las plantas, siendo la forma subterránea la más común. El número de huevos depositado en cada desove y el número de desoves varía según la especie (Ronderos, 1959).

El momento en el que se producen los nacimientos depende principalmente de los factores climáticos y ambientales que determinen el fin de la diapausa, en las especies que la poseen. La temperatura y la humedad del suelo son factores determinantes en la eclosión de los huevos (Fisher *et al.*, 1996).

La diapausa y la migración son mecanismos que permiten a los acridios atravesar períodos desfavorables (Tauber *et al.*, 1986; Danks, 1992). Los procesos de migración se producen en respuesta a cambios ambientales rápidos, normalmente impredecibles y que no suelen tener periodicidad (Chapman, 1990).

Según Tauber *et al.*, (1986), la diapausa es un rasgo clave en el ciclo de vida de los insectos, que les permite sincronizarse con los cambios estacionales que se producen en los ambientes. La mayoría de los estudios indican que el fotoperíodo y la temperatura son las principales variables climáticas que inducen el comienzo de la diapausa (Hunter, 1997). La diapausa puede ser obligada o facultativa. Esta última es más frecuente en ambientes variables y permite a los insectos tener más de una generación al año cuando las condiciones ambientales son favorables (Hunter, 1997). En consecuencia, según el ambiente donde viven, diferentes poblaciones de una misma especie pueden presentar variaciones en el número de generaciones por año (univoltinas, multivoltinas). La diapausa embrionaria es lo más frecuente en acridios de climas templados con inviernos fríos (Fielding, 2004b). La diapausa reproductiva en el estado adulto predomina en especies de ambientes estacionales con períodos de sequía e inviernos muy fríos (Uvarov, 1966).

Cada especie tiene un tipo determinado de ciclo de vida. Según Uvarov (1966), los ciclos de vida de los acridios pueden clasificarse en tres grupos.

- **Multivoltinos:** Hay más de una generación por año. Este tipo de ciclo es frecuente en zonas cálidas, en áreas tropicales con condiciones climáticas uniformes, donde los diferentes estados de desarrollo de una especie pueden superponerse.
- **Univoltinos:** Existe solo una generación por año, es característico de regiones que contrastan en estaciones secas y húmedas y estaciones cálidas y frías. En estos ambientes el período de actividad del ciclo de vida coincide con el período

de actividad de la vegetación. En los períodos desfavorables (secos y fríos) solo se encuentra presente el estado de huevo.

- **Ciclos que se extienden por más de un año.**

La supervivencia en acridios es similar a otros insectos en los que las tasas de mortalidad son a menudo más altas en los estadios más tempranos (Joern y Gaines, 1990). La mortalidad en los huevos suele ser alta y generalmente depende de la humedad y temperatura del suelo, también la predación y las micosis pueden llegar a ser importantes factores de mortalidad (Joern y Gaines, 1990; Fischer *et al.*, 1996).

## 2.2. El rol de los acridios en los ecosistemas de pastizales

Los artrópodos tienen una gran influencia en la estructura de los ecosistemas de pastizal y en los procesos que en ellos ocurren, afectando la dinámica de las poblaciones de plantas que conforman el sistema, a través del consumo, egestión y ciclado de nutrientes (Whiles y Charlton, 2006).

En los pastizales templados, la herbivoría es dominada por insectos (Tscharntke *et al.*, 1995). Los insectos que tienen un método similar de explotar las partes de una planta para el consumo pueden ser clasificados en grupos funcionales (Schowalter, 2006). Los ortópteros, junto a larvas de lepidópteros y algunas especies de coleópteros, conforman, según Whiles y Charlton (2006), el grupo de los “mandibulados folívoros”. El mayor impacto que producen es la remoción del tejido vegetal, disminuyendo la biomasa vegetal y reduciendo buena parte del tejido destinado a realizar fotosíntesis.

A pesar del impacto negativo asociado al consumo de plantas y consecuentemente a la disminución en la cantidad de forraje para el ganado, estos insectos tienen contribuciones positivas al funcionamiento de los ecosistemas, necesarias para su mantenimiento. Existe evidencia de que la herbivoría realizada por artrópodos y ungulados en pastizales puede inducir un crecimiento compensatorio y así estimular la producción vegetal (Tscharntke *et al.*, 1995; Schowalter 2006). Además, constituyen el alimento de otras especies que habitan en estos ecosistemas, especialmente las aves (Mc Ewen y De Wese, 1987; Mc Ewen *et al.*, 1996, Branson y Sword, 2009).



Estos insectos tienen un rol muy importante en el ciclado de nutrientes a corto plazo, convirtiendo el tejido vegetal en pequeñas partes generalmente más fáciles de descomponer. Los cuerpos muertos de los artrópodos también representan una entrada de nutrientes al suelo. Las deyecciones y los cuerpos de artrópodos son considerados componentes del ciclo rápido de nutrientes ya que se descomponen relativamente en menor tiempo (Belovsky y Slade, 2000).

Con respecto al ciclo del nitrógeno, Belovsky y Slade (2000), en un estudio realizado en los pastizales de Palouse (USA) mostraron que la abundancia de plantas aumentó con el incremento de acridios debido a la mayor disponibilidad de nitrógeno, producto de un aumento en su tasa de ciclado.

### **2.3. La diversidad y su estimación**

Las comunidades, como otros niveles de organización poseen una serie de propiedades emergentes que las caracterizan, una de las cuales es su diversidad (Begon *et al.*, 2006). Para conocer la diversidad de un sitio, en principio, es necesario saber el número de especies presentes en él, o sea la “riqueza específica”. La misma varía con la latitud, altitud, los factores climáticos, la heterogeneidad de los habitats y la presencia de disturbios (Ricklefs y Schluter, 1993; Moreno, 2001). También está determinada por la realidad histórica del lugar, resultado de la evolución en espacio y tiempo (Halffter y Moreno, 2005). Además, la mayoría de las comunidades no se encuentran aisladas de su entorno, por lo que la variación en el tiempo de las condiciones climáticas, los recursos disponibles y la influencia de los enemigos naturales hacen que se produzca una secuencia temporal en la presencia y ausencia de especies (Moreno, 2001; Magurran, 2004).

A nivel mundial, se conocen 20.000 especies de Orthoptera y si bien este orden tiene una distribución cosmopolita, la mayor diversidad se encuentra en áreas tropicales (Barrientos-Lozano, 2005). En Argentina, se conocen 201 especies de la superfamilia Acridoidea, siendo la familia Acrididae la de mayor diversidad con 142 especies, seguida de la familia Romaleidae con 36. En la provincia de Buenos Aires se han citado 62 especies de Acridoidea (Carbonell *et al.*, 2006).

En los sistemas de pastizal, la diversidad de artrópodos está relacionada con la heterogeneidad en la estructura de la vegetación, la composición específica de las plantas y el ambiente general (Kemp, 1990; Kemp y Cigliano, 1994; Cigliano *et al.*, 2000; Joern, 2005). A estos factores externos se le suman factores internos como la propia dinámica de sus poblaciones (Zhong-Wei *et al.*, 2006). En relación a esto, Ronderos (1985) mencionó que la coexistencia de diferentes especies de acridios en pastizales se debe a la interacción de varios factores como: estrategias reproductivas, diferencias interespecíficas en la diapausa, selección del alimento, fragmentación del hábitat y desarrollo secuencial de especies competidoras.

Los cambios de la diversidad en relación al paisaje, considerando como tal a un área heterogénea integrada por un conjunto de ecosistemas interactuantes que se repiten de forma similar (Koleff, 2005) se estiman teniendo en cuenta tres categorías. La “**diversidad alfa**”, es la riqueza de especies de una comunidad particular que se considera homogénea. La “**diversidad beta**” es el grado de cambio o reemplazo en la composición de especies entre diferentes comunidades en un área geográfica de interés, como una medida de la diferencia en la composición de especies entre dos o más comunidades, y la “**diversidad gamma**” es la riqueza de especies del conjunto de comunidades que integran un paisaje, es resultante de la suma de las diversidades alfa y beta (Whittaker, 1972; Moreno, 2001; Halfpeter y Moreno, 2005, Koleff, 2005).

La mayoría de los métodos propuestos para evaluar diversidad de especies se refieren a la diversidad dentro de las comunidades (alfa). Moreno (2001) los divide en dos grupos: métodos basados en la cuantificación de especies presentes (medición de la riqueza específica) y métodos basados en la estructura de la comunidad, es decir, la distribución proporcional del valor de importancia de cada especie (abundancia relativa de los individuos, su biomasa, cobertura, productividad, etc) (Moreno, 2001; Halfpeter y Moreno 2005). La riqueza de especies es una medida del número de especies en una unidad de muestreo definida. Los índices basados en la abundancia proporcional de especies consideran tanto la uniformidad como la riqueza de especies. Estos índices se distribuyen de manera normal, propiedad que hace posible el uso de estadística paramétrica para poder analizarlos, incluyendo los métodos de análisis de la varianza (Magurran, 1988, 2004). La diversidad beta o diversidad entre habitats es una medida de cuan diferentes o semejantes son una serie de habitats. Una aproximación a esta diversidad es observar como cambian las especies a lo largo de un gradiente, o también

comparar la diversidad de dos comunidades a través de los coeficientes de similitud (Magurran, 1988).

## 2.4. Relación de los acridios con el clima

La variación en los factores climáticos puede afectar directa o indirectamente la dinámica poblacional de los acridios (Joern, 2000; Branson, 2008). Se han identificado claras relaciones entre los factores abióticos y los distintos estados del ciclo de vida de los acridios (Joern y Gaines, 1990). De los estudios realizados sobre la relación entre los factores abióticos y la dinámica poblacional surgen correlaciones positivas entre la abundancia de acridios y el calor, el clima seco en zonas templadas y la abundancia de las precipitaciones estacionales en regiones tropicales o áridas (Capinera, 1987; Fielding y Brusven, 1990, Belovsky y Joern, 1995).

Temperaturas altas y condiciones de sequía suelen favorecer la supervivencia, el desarrollo y la reproducción. Las tasas de desarrollo están en función de la temperatura. Por encima de una temperatura mínima, la tasa de desarrollo se incrementa hasta una temperatura máxima por arriba de la cual el desarrollo no prosigue. El mínimo y máximo de temperatura de desarrollo son específicos (Powell *et al.*, 2007). La temperatura también tiene influencia en la oviposición, las estaciones frías determinan una menor asimilación de nutrientes, crecimiento, desarrollo y vitelogénesis (Stauffer y Whitman, 1997).

Los desoves son especialmente sensibles, tanto a la humedad como a la temperatura, produciéndose la eclosión solo cuando las condiciones son favorables (Kemp y Sánchez, 1987; Fisher *et al.*, 1996).

Las condiciones climáticas también tienen influencia sobre la tasa en la que los adultos inmaduros se transforman en sexualmente maduros y sobre la tasa de desarrollo de oocitos en las hembras (Uvarov, 1966).

En los ambientes secos, los adultos a menudo experimentan diapausa reproductiva y permanecen en un estado no reproductivo por varios meses hasta el regreso de la época favorable. En algunas de estas especies, el fotoperíodo es el principal factor que controla el tiempo de duración de la diapausa reproductiva y puede tener influencia en la maduración de las gónadas y en el tiempo de oviposición (Tanaka, 1994). Las ninfas de tales especies suelen estar sincronizadas con las condiciones

ambientales favorables, presentando un desarrollo rápido, mientras que los huevos no entran en diapausa (Joern y Gaines, 1990).

Las precipitaciones pueden interrumpir en algunas especies la diapausa reproductiva, y también pueden inducir la oviposición en aquellas especies que no oviponen en suelos duros o secos (Joern y Gaines, 1990). Además, afectan indirectamente la dinámica poblacional de los acridios modificando la estructura del hábitat y la disponibilidad y calidad de las plantas (Branson, 2008). Estudios realizados a fin de establecer la relación entre las precipitaciones y los acridios indicaron que las precipitaciones primaverales están inversamente correlacionadas con el desarrollo de los acridios, disminuyendo el potencial de plaga de una población (Powell *et al.*, 2007).

Diversos estudios indican que la variable humedad del suelo es la que mejor explica la relación entre los acridios y las precipitaciones. La cantidad de agua del suelo representa la disponibilidad de humedad que tienen los huevos para el desarrollo embrionario y también para el desarrollo de las plantas de las cuales los acridios se van a alimentar (Branson, 2008).

## 2.5. Relación de los acridios con la vegetación

La vegetación es un factor importante en la dinámica de las especies de acridios. Las características específicas responsables de la aceptación o no de una planta por parte de una especie de acridio son relevantes, porque serán éstas las que determinarán la presencia o ausencia de la especie de acridio en el área (Bernays y Simpson, 1990). En muchos casos, el ciclo de vida de estos insectos está vinculado estrechamente con el ciclo de vida de las plantas de las cuales se alimenta. Cuando estas plantas no están presentes, las densidades de las poblaciones de acridios disminuyen. Esta característica indica que los acridios se han desarrollado y adaptado a la historia estacional de sus plantas preferidas y por lo tanto, la distribución de las distintas especies está correlacionada directamente con los ciclos de vida de estas plantas (Fielding y Brusven, 1992; Smith y Capinera, 2005).

Probablemente todas las especies de acridios muestren algún grado de selectividad en la elección del alimento (Chapman, 1990). De acuerdo a la cantidad de especies vegetales consumidas, los acridios se clasifican en monófagos, oligófagos y polífagos. Los estrictamente monófagos se alimentan de plantas de un solo género, las

especies oligófagas se alimentan de diferentes plantas que pertenecen a una misma familia, y las especies polífagas comen de un número de plantas de distintas familias. De todos modos, la polifagia no implica que todas las plantas sean igualmente aceptadas (Chapman, 1990).

Diversos estudios han demostrado que los acridios no se alimentan indiscriminadamente sino que tienen una marcada preferencia, encontrándose plantas que no son ingeridas aun en condiciones críticas de disponibilidad de alimento (Gangwere, 1961; Joern, 1979, 1983; de Wysiecki y Sánchez, 1992). La conducta que los lleva a seleccionar el alimento contempla una atracción a distancia (olfativa y visual) o de contacto directo. En este sentido, las propiedades defensivas, sumadas a las características nutricionales del tejido de la hoja, son fundamentales en la elección de la planta, especialmente en acridios que no se alimentan de gramíneas (Bernays y Simpson, 1990). No todas las especies son igualmente susceptibles a las defensas químicas de la vegetación. Así, por ejemplo, las especies graminívoras son menos resistentes a los taninos condensados que aquellas que tienen dieta mixta o prefieren dicotiledóneas (Joern y Gaines, 1990).

La variación en la calidad y cantidad del alimento disponible tiene efectos significativos sobre la supervivencia, tasa de crecimiento, fecundidad, y dispersión de los insectos. La calidad de las plantas, en general, varía en respuesta al estrés ambiental, y ante estas situaciones, se puede presentar un desequilibrio entre calidad nutricional y las defensas intrínsecas de la planta (Chapman, 1990). Así, insectos herbívoros que se alimentan de plantas de alta calidad exhiben un aumento en la supervivencia y fecundidad (Joern y Gaines 1990; Branson *et al.*, 2006). Los cambios dinámicos en estos atributos del ciclo de vida en respuesta a la calidad de las plantas pueden contribuir a las fluctuaciones poblacionales y explicar parcialmente las correlaciones entre las condiciones climáticas extremas y los “outbreaks” de los acridios. La influencia del clima en estas situaciones es indirecta, con efectos a través de cambios en la vegetación (Belovsky, *et al.*, 1996b; Belovsky, 2000).

Fielding y Brusven (1993) analizaron en Idaho, USA, como las comunidades de acridios presentaron preferencias por distintas comunidades de plantas que representaban diferentes grados y tipos de disturbio. Encontraron, por ejemplo, que los acridios asociados con las comunidades de pastos anuales tuvieron las mayores densidades, estuvieron dominadas por especies generalistas y la diversidad fue baja. Asimismo, registraron una correlación positiva entre la cantidad de especies de acridios

y de especies de plantas. En 1995, estos mismos autores indicaron que el tipo de vegetación tiene una fuerte influencia en la composición de especies en las comunidades de acridios. En pastizales de Idaho, USA, encontraron que la abundancia de los gonfocerinos aumentó y la de melanoplinos disminuyó a medida que se incrementaba en los diferentes sitios la cobertura de pastos perennes.

## 2.6. Estructura poblacional

Las poblaciones se caracterizan por una serie de atributos estructurales, como la densidad, los patrones de dispersión y distribución espacial, la estructura de edades, la proporción de sexos y la composición genética de los individuos. Una población puede ser descrita en términos de variables estructurales y procesos que producen cambios en la estructura. Estas variables indican el estatus poblacional y la capacidad de responder a un cambio en ambientes heterogéneos (Scholwalter, 2006).

**Densidad:** Cantidad de individuos por área. Afecta el número de otras variables poblacionales. La densidad media determina la viabilidad de la población y la probabilidad de colonizar espacios vacantes dentro del hábitat. También afecta el patrón de dispersión de una especie.

**Dispersión:** Movimiento de los individuos a través del recurso. Es clave para el retrocruzamiento genético y la colonización de parches vacantes.

**Distribución espacial:** Patrón espacial de distribución de los individuos. Afecta las tendencias espaciales en el uso de los recursos. Los patrones de distribución de los insectos pueden cambiar durante el desarrollo del ciclo de vida.

**Estructura de edades:** Refleja la proporción de individuos de diferentes estados de vida dentro de la población. Es un importante indicador del estado poblacional. Una población en crecimiento generalmente tiene grandes proporciones de individuos en las clases de edades inferiores, mientras que una población que declina generalmente tiene poca cantidad de individuos en dichas clases. Una población estable usualmente tiene relativamente más individuos en las clases de edad reproductivas.

**Proporción de sexos:** Indica el potencial reproductivo de la población. Una proporción de sexos 1: 1 generalmente sugiere igual importancia de roles de machos y hembras. La relación de sexos está influenciada por el ambiente. En los acridios, la relación de sexos

suele ser 1:1 para muchas especies, aunque en el campo varía según el momento del ciclo de vida en el que se encuentren (Joern y Gaines, 1990)

Las variables de estructura poblacional descriptas se modifican según el desarrollo de los diferentes procesos poblacionales: natalidad, mortalidad, inmigración y emigración. Por ejemplo, la densidad puede incrementarse como resultado de un aumento en la tasa de natalidad o en la de inmigración, o por ambos.

La natalidad representa la integración de la fecundidad y la fertilidad. Diferentes características como la abundancia y la calidad nutricional de los recursos alimenticios, la disponibilidad de sitios de oviposición, la disponibilidad de machos y la densidad poblacional afectan el proceso de natalidad (Scholwalter, 2006).

La mortalidad esta influenciada por varios factores, incluyendo variaciones climáticas extremas, calidad del alimento, competencia y depredación.

Las estrategias del ciclo de vida de cada especie resultan de una integración de la natalidad, la mortalidad y la dispersión (Scholwalter, 2006).

La dinámica de poblaciones se ocupa del estudio de los cambios que sufren las poblaciones biológicas en cuanto a tamaño, estructura de edad y sexo y otros parámetros que las definen, así como de los factores que causan esos cambios y los mecanismos por los que se producen (Scholwalter, 2006).

## **2.7. Fluctuaciones poblacionales**

Las comunidades de acridios exhiben, con cierta frecuencia, grandes oscilaciones temporales en su abundancia (Gaje y Mukerji, 1977; Joern y Pruess, 1986; Johnson y Worobec, 1988; Joern y Gaines, 1990; Kemp, 1987, 1992a; Cigliano *et al.*, 1995b; Lockwood y Schell, 1995; Lockwood y Lockwood, 1991, 2008) dando lugar a explosiones poblacionales u “outbreaks”. Desde un punto de vista ecológico, una explosión poblacional (“outbreak”) se puede definir como un incremento explosivo en la abundancia de una o más especies que ocurre en un período relativamente corto de tiempo (Berryman, 1987).

Diversas hipótesis intentan explicar las causas que inician estos procesos. Mattson y Addy (1975) proponen que en especies herbívoras los “outbreaks” son originados por cambios cualitativos y cuantitativos de las plantas de las cuales se alimentan, y que estos cambios son motivados por factores de estrés ambiental. Berryman (1987) plantea que los “outbreaks” pueden ser debidos a cambios genéticos y fisiológicos en las poblaciones de acridios debido a cambios significativos en las condiciones climáticas, que hacen que las poblaciones escapen de la regulación de sus enemigos naturales.

Combinando las variables espacio, tiempo y densidad, Lockwood (1997) define tentativamente a los “outbreaks” de acridios en pastizales como un incremento mayor a seis acridios/m<sup>2</sup> durante un período de uno a dos años que ocurre sobre más de un tipo de hábitat. El criterio de densidad considerado en la definición se basa en la densidad a la cual las poblaciones exceden la capacidad de carga del recurso (Cigliano *et al.*, 2002).

En Argentina, la información sobre densidades de acridios y capacidad de carga de los diferentes ambientes es muy escasa. Cigliano *et al.* (2002) registraron en sistemas de pastizal de la región Pampeana (Partido de Benito Juárez, Buenos Aires) un “outbreak” en el año 2001 con una densidad de acridios siete veces mayor (27.4 ind/m<sup>2</sup>) a la registrada en los años anteriores. En dicho estudio, sugieren una clasificación de años no “outbreak”, de transición y “outbreak”, basado en las características espaciotemporales de las densidades de acridios.

En relación a esto último, Lockwood y Lockwood (2008) plantean que las especies de acridios de pastizal tienen una dinámica de “outbreaks” en la que en un año dado las poblaciones pueden ser de órdenes de magnitud mucho mayores que en años



anteriores y, al año siguiente, las poblaciones pueden disminuir a unos pocos individuos. Además, explican que los “outbreaks” de los acridios de pastizal se estructuran con respecto al espacio, exhibiendo muchos “outbreaks” pequeños y pocos en una escala mayor. Estos suceden en diferentes localizaciones de un año al siguiente, siendo pocos los sitios que repiten y tienen “outbreaks” prolongados.

## 2.8. Enemigos naturales

Un amplio espectro de enemigos naturales afectan a los acridios durante su ciclo de vida, incluyendo patógenos, parásitos, parasitoides y predadores (Dysart, 1996; Hostetter, 1996; Belovsky *et al.*, 1996a; McEwen *et al.*, 1996, Lange, 2003). Diferentes invertebrados y vertebrados son predadores de huevos, ninfas y adultos, la mayoría de los cuales tiene una dieta generalista (Figura 2.b y c). Larvas de diferentes familias de coleópteros y dípteros predan sobre los huevos de los acridios (Dysart, 1996).

Un amplio rango de predadores vertebrados, tales como anfibios, reptiles, aves y mamíferos consumen acridios. Las aves son las que mayor atención han recibido, conociéndose más de 100 especies consumidoras de acridios (McEwen *et al.*, 1996). En general, de la revisión de predadores y parásitos de acridios en América del Norte, la predación sobre huevos es mayor que la de ninfas y adultos. Luego de 10 años de estudio en pastizales de Dakota del Norte y Montana, USA, se estimó que los predadores destruyen el 20% de los huevos (Dysart, 1996). Belovsky y Slade (1993), en comunidades de acridios en Montana, USA, registraron que la predación realizada por las aves produce una disminución en la abundancia absoluta y relativa de acridios. Registros de predación de ninfas y adultos por pequeños mamíferos insectívoros y roedores, y también por reptiles y anfibios son frecuentes.

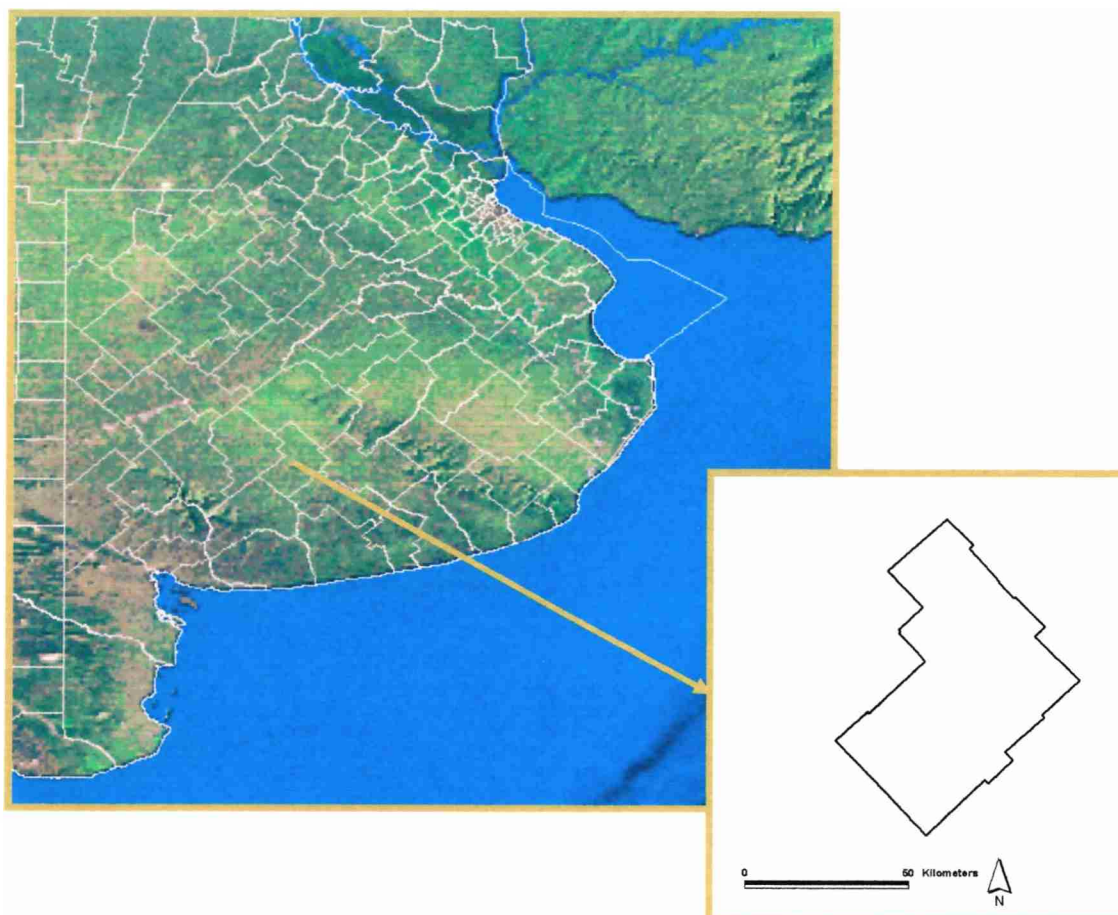
Lange y De Wysiecki (2005) mencionan las especies de parásitos y patógenos de acridios conocidas en la Argentina, la mayoría de las cuales han sido registradas en especies de importancia económica.



**Figuras 2. b y c:** Araña capturando un acridio.

### 3. Descripción del área de estudio

Los pastizales de la pampa deprimida cubren una extensa región de la provincia de Buenos Aires, aproximadamente 6.000.000 de hectáreas entre los 35° y 38° de latitud Sur (Insausti *et al.*, 2005). El área de estudio, partido de Laprida, se encuentra en la parte más austral de la sub-región de la Pampa Deprimida (36° 02' S, 59° 06' O) (Figuras 3. a y b). El partido tiene una superficie de 345.498 hectáreas. Comprende una llanura que se extiende hasta 210 m.s.n.m, entre las sierras de Tandilla al NE y las sierras de Ventania al OSO (Batista *et al.*, 1988).



**Figura 3.a:** Ubicación del partido de Laprida. Fuente: <http://geointa.inta.gov.ar/> (adaptada)



**Figura 3.b:** Subdivisiones de la región Pampeña. A- Pampa Ondulada, B- Pampa Interior, C- Pampa Austral, D- Pampa Deprimida. (Adaptado de Soriano *et al.*, 1991). Fuente: <http://geointa.inta.gov.ar/>(Adaptada).

El clima es templado, con una temperatura media anual de 14°C. La temperatura media en verano es de 22° C y en invierno de 6° C. El régimen hídrico es subhúmedo – húmedo. La precipitación media anual oscila entre 800-900 mm. El trimestre más lluvioso es febrero - abril, y el menos lluvioso junio - agosto (Sala *et al.*, 1981, <http://Laprida.mun.gba.gov.ar>).

Desde el punto de vista edafológico, presenta un patrón de suelos heterogéneo. Los Natracuoles y Natralboles son los suelos predominantes. Las limitaciones más importantes que presentan dichos suelos son una baja infiltración, exceso de alcalinidad, napa freática elevada, escasa pendiente y manto de tosca a poca profundidad, lo que implica altas posibilidades de anegamiento e inundaciones. Estas características han impedido o limitado el uso agrícola continuado de la mayor parte de las tierras, siendo netamente dominante la actividad ganadera (Perelman *et al.*, 2001, Batista *et al.*, 2005). En consecuencia, los pastizales constituyen la vegetación predominante de la región (Chaneton, 2005).

Desde fines del siglo XIX, los pastizales de la Pampa Deprimida están sometidos a un intenso pastoreo por ganado, principalmente vacuno, que mantiene su fisonomía relativamente homogénea a través del paisaje (Batista *et al.*, 2005). Sin embargo, a pesar de esta situación, el pastizal tiene una considerable heterogeneidad en la composición florística, lo que ha permitido reconocer diferentes comunidades vegetales (Chaneton, 2005). Batista *et al.* (1988) realizaron un estudio fitosociológico en el partido de Laprida, e identificaron cinco tipos de comunidades de pastizales, las que se corresponden con ubicaciones específicas en el paisaje, definiendo tres grandes áreas (con relieve positivo, con relieve plano y deprimidas) y con rangos característicos de propiedades de los suelos. Las partes más altas y con mejor drenaje están ocupadas por dos comunidades: un pastizal pobre en especies dominado por *Stipa bertrandii* y un pastizal diverso con *Stipa trichotoma* como especie dominante. Las planicies bajas, pobremente drenadas, están ocupadas por un mosaico de tres comunidades: una vega con *Eleocharis bonariensis* y *Leersia hexandra*, una estepa halófila con *Distichlis spicatta* y *Distichlis scoparia* y un pastizal intermedio dominado por *Stipa formicarum* y *D. spicatta*. Por último, Perelman *et al.* (2001) señalan que la heterogeneidad de la vegetación en la Pampa Deprimida está fuertemente asociada a las variaciones topográficas y a la salinidad de los suelos, los cuales en interacción con el pastoreo moldean la estructura de la vegetación.

## 4. Estudios de campo

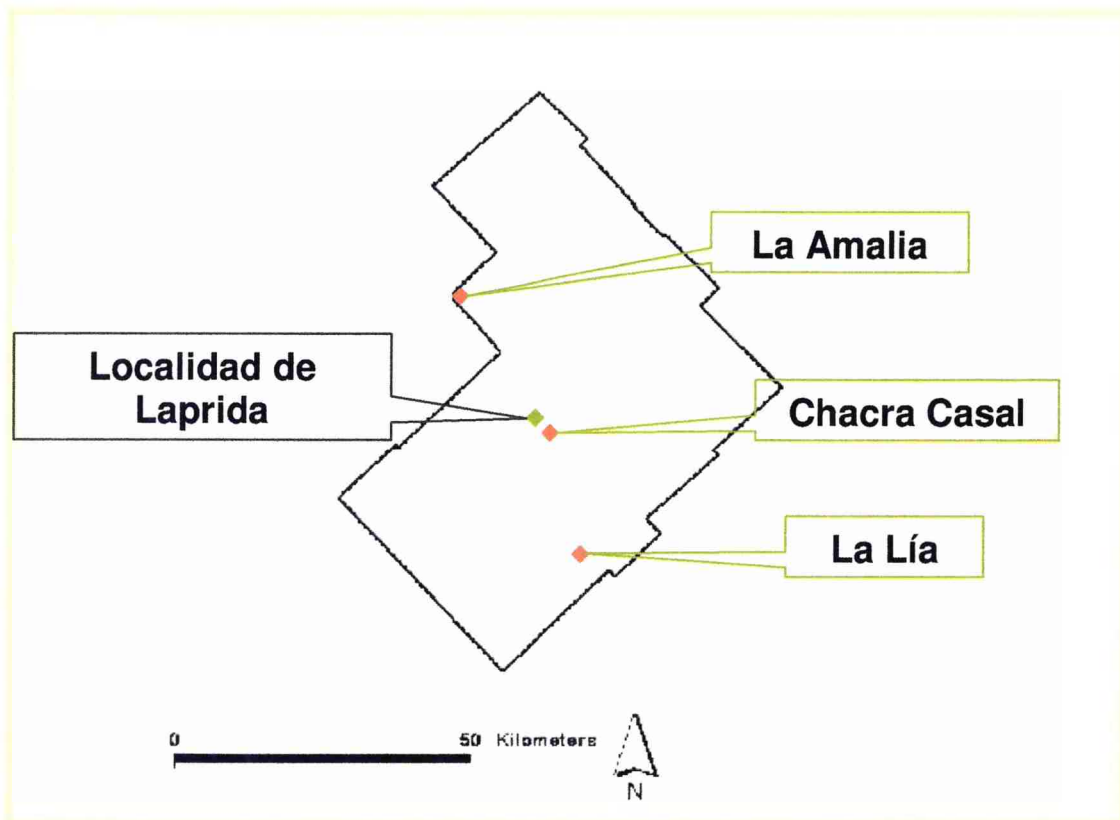
### 4.1 Metodología

#### 4.1.1 Selección de los sitios de muestreo

Para la selección de los sitios de muestreo se consideraron las comunidades vegetales más representativas de los campos de la zona, las cuales reflejan la historia de uso del área (Batista *et al.*, 1988; Fielding y Brusven, 1993; Torrusio *et al.*, 2002). Los mismos fueron clasificados en cuatro categorías: **Pastizales nativos** (dominancia de pastos nativos), **Pastizales halófilos** (dominancia de especies halófilas), **Pasturas implantadas** (principalmente del género *Agropyron*) y **Pastizales disturbados** (pastizales nativos sometidas a pastoreo de ganado doméstico). De cada una de estas categorías se establecieron tres replicas, dando un total de 12 sitios, que se muestrearon durante los tres años de estudio.

Los sitios se ubicaron en tres establecimientos agrícola-ganaderos (Figura 4.a). En el establecimiento “La Lía” ubicado a 23 km al SE de la localidad de Laprida, se situaron los sitios 1, 2, 3, 4, 8, 10, 11 y 12. En el establecimiento “La Amalia”, ubicado a 20 Km al NO de la localidad de Laprida se seleccionaron los sitios 6, 7 y 9. En el establecimiento “Chacra Casal”, a 5 Km al E de la localidad, se ubicó el sitio 5.

Los sitios 1, 7 y 11 corresponden a Pastizales halófilos, 2, 6 y 10 a Pasturas implantadas, 3, 8 y 9 a Pastizales disturbados y los sitios 4, 5 y 12 a Pastizales nativos.



**Figura 4.a:** Ubicación de los tres establecimientos agrícola-ganaderos en el partido de Laprida.

#### 4.1.2 Caracterización de las comunidades vegetales muestreadas

##### Pastizales halófilos

Estos sitios están caracterizados por comunidades halófilas y se encuentran ubicados en zonas llanas a deprimidas, lo que aumenta la posibilidad de anegamiento en épocas de lluvias. Están asociados a suelos Natracualfes, con horizontes someros, salinos y alcalinos en todo el perfil, con alta concentración de sales en superficie, y poco carbono orgánico (Batista y León, 1992). La especie dominante es *Distichlis spicatta* (Figura 4.b).



**Figura 4.b:** Sitio 1, con presencia de *Distichlis spicata*.

### Pasturas implantadas:

Las áreas con pasturas implantadas del género *Agropyron* son abundantes en el partido, principalmente la especie *Agropyron elongatum*, que se adapta a suelos inundables y alcalinos (Figura 4.c). Es muy utilizada en aquellos campos en los que se realiza cría de ganado.



**Figura 4.c:** Sitio 6, pastura de *Agropyron* sp.



### Pastizales nativos:

El pastizal de la Pampa Deprimida comprende un mosaico de comunidades vegetales con gran diversidad de plantas nativas y exóticas (Perelman *et al.*, 2001; Chaneton *et al.*, 2002). Batista y León (1992) asociaron los pastizales naturales de Laprida a dos tipos diferentes de suelos. En las áreas con relieve positivo se desarrollan pastizales poco diversos en cantidad de especies, que se encuentran asociados a suelos de los tipos Hapludoles o Natracuoles, con un horizonte superficial profundo, pobres en fósforo y bajo contenido de sales en superficie y en todo el perfil. Los pastizales que se desarrollan sobre planicies tienen mayor diversidad de especies vegetales y se encuentran asociados a suelos de los grandes grupos Natracuol, Natralbol y Natracualf, con un horizonte superficial menos profundo y frecuentemente más ricos en fósforo y salinos en profundidad (Figura 4.d).



**Figura 4.d:** Sitio 4, pastizal nativo.

### Pastizales disturbados

Los pastizales naturales del partido son frecuentemente utilizados para pastoreo vacuno en potreros de gran extensión. El pastoreo modifica la estructura de la vegetación, produce cambios en la cobertura de la comunidad vegetal, la composición de especies, la diversidad y la heterogeneidad espacial (Chaneton y Facelli, 1991; Insausti *et al.*, 2005). En los pastizales de la Pampa Deprimida, la introducción de grandes herbívoros domésticos ha provocado un aumento en la abundancia y la diversidad de especies dicotiledóneas nativas del pastizal, así como la invasión de dicotiledóneas exóticas (Chaneton *et al.*, 2002, Insausti *et al.*, 2005) (Figuras 4.e y 4. f).



**Figura 4.e:** Sitio 3, pastizal disturbado.



**Figura 4.f:** Sitio 8, pastizal disturbado.

**De aquí en adelante las diferentes comunidades vegetales serán denominadas como:** Pastizales nativos: **“P. Nativos”**, Pastizales halófilos: **“P. Halófilos”**, Pasturas implantadas: **“P. Implantadas”**, Pastizales disturbados: **“P. Disturbados”**.

### 4.1.3 Muestreo de la vegetación

Para establecer la relación entre las comunidades vegetales y las comunidades de acridios, en enero de 2006 se realizaron muestreos de la vegetación en cada uno de los 12 sitios. La cobertura vegetal se estimó siguiendo el método de Daubenmire (1959), de amplia utilización en el estudio de comunidades vegetales herbáceas. En cada sitio se ubicaron cinco rectángulos de  $0.1\text{m}^2$ . Posteriormente, en cada rectángulo se estimó visualmente el porcentaje de cobertura de cada especie vegetal. Los valores obtenidos

para cada especie en los cinco rectángulos fueron promediados. Además, en cada sitio se determinó la composición específica. Las plantas que no pudieron ser identificadas en el campo fueron herborizadas y trasladadas al laboratorio para su identificación.

#### 4.1.4 Muestreo de acridios

Los muestreos de acridios se realizaron durante tres temporadas sucesivas (2005-06, 2006-07, 2007-08) desde mediados de primavera hasta mediados de otoño, con una frecuencia promedio de 25 días.

Las muestras fueron tomadas mediante 200 golpes o barridos con redes entomológicas de 40 cm de diámetro y 75 cm de profundidad, a lo largo de transectas en cada sitio. Cada golpe consistió en un arco de 180° a través de la vegetación, método de eficacia probada para la obtención de muestras representativas de la comunidad (Larson et al. 1999) (Figura 4.g). Los acridios colectados en la red se colocaron en bolsas plásticas y se conservaron en hielo hasta ser llevados al laboratorio para su identificación (especie, estado de desarrollo y sexo). La identificación de los individuos adultos de las diferentes especies se realizó mediante el trabajo de Carbonell et al. (2006). La identificación de las forma juveniles (ninfas) se llevó a cabo bajo microscopio estereoscópico simple por comparación con los adultos. En ciertos casos, cuando se consideró necesaria una corroboración, se recurrió a especialistas de la Division Entomologia del Museo de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de La Plata (Dra. Maria Marta Cigliano).

En cada fecha y en cada sitio de muestreo se estimó la **riqueza específica**, la **abundancia relativa de cada especie**, la **densidad total de las comunidades** y la **densidad específica**.

La **riqueza de especies** en los diferentes sitios se expresó como el número de especies colectadas para cada fecha de muestreo. La **riqueza de especies acumulada** representa el total de especies registrado en el periodo de estudio (Morneau *et al*, 1999).

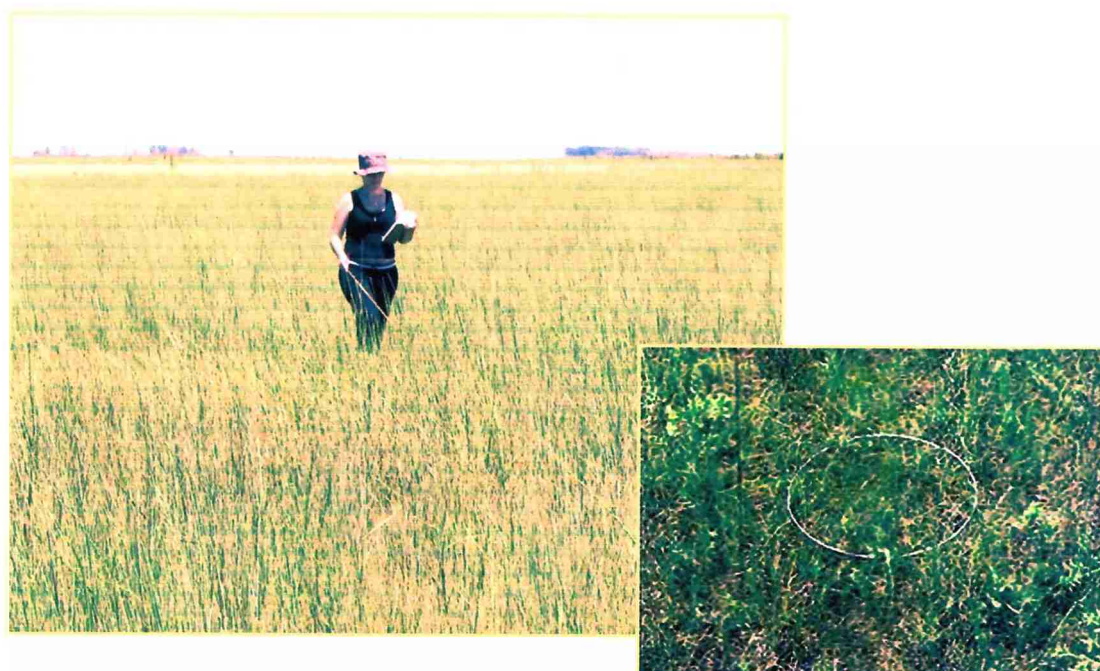
La **abundancia relativa** de cada una de las especies fue estimada de acuerdo a Evans (1984, 1988). Se expresó como la proporción de individuos de una especie en relación al número total de individuos colectados en cada sitio.

La **densidad total** se estimó siguiendo el método desarrollado por Onsager y Henry (1977). El mismo consiste en contar el número de insectos que saltan desde una

serie de 30 aros de  $0.1\text{m}^2$  cada uno, a lo largo de tres transectas. En cada transecta se ubican un total de 10 aros separados cada uno por cinco metros. Posteriormente se promedia el número de acridios en los 30 aros y a partir de este valor se calcula la cantidad de acridios por  $\text{m}^2$  (Figuras 4.h). La **densidad específica** fue calculada relacionando la abundancia relativa de cada especie con la densidad total estimada en cada sitio.



**Figura 4.g:** Captura de acridios con red entomológica.



**Figura 4.h:** Estimación de densidad y aro de 0,1 m<sup>2</sup>

### 4.1.5 Análisis de los datos

Para analizar los datos se utilizaron diferentes tests estadísticos. Cuando hubo homogeneidad de varianzas, evaluada previamente con el test de Levene, se utilizó el test paramétrico de análisis de la varianza de una vía (ANOVA) (Sokal y Rohlf, 1995; Gardiner *et al.*, 2005). Posteriormente, se aplicó el test de comparaciones múltiples de Tukey (HSD) con el objetivo de observar entre que grupos se producen las diferencias significativas (Day y Quinn, 1989; Sokal y Rohlf, 1995; Zar, 1996). Cuando no hubo homogeneidad de varianzas, se realizó el test de Kruskal-Wallis seguido del test de U de Mann Whitney (Zar, 1996).

El software estadístico empleado en los análisis fue el XLSTAT 7.5.3 (Addinsoft, 2005).

#### 4.1.5.1 Índices de diversidad y coeficientes de similitud.

Con el objetivo de determinar la diversidad de acridios en los diferentes sitios se utilizaron los siguientes índices de diversidad:

**Índice de Simpson:** es un índice de dominancia que toma en cuenta la representatividad de las especies con mayor importancia. Es inverso a los índices de equidad.

$$\lambda = \sum p_i^2$$

Donde:

$p_i$  = abundancia proporcional de la especie  $i$ , es decir, el número de individuos de la especie  $i$  dividido por el número total de individuos de la muestra (Moreno, 2001; Magurran, 2004 ).

Este índice señala la probabilidad de que dos individuos tomados al azar de una muestra sean de la misma especie. Está fuertemente influenciado por la importancia de las especies numéricamente dominantes (Magurran, 1988, 2004). Como su valor es inverso a la equidad, la diversidad puede calcularse como  $1 - \lambda$  (Lande, 1996).

**Índice de Shannon–Wiener:** Tiene en cuenta la riqueza específica y la abundancia proporcional de cada especie. Mide el grado de incertidumbre en predecir a que especie

pertenece un individuo escogido al azar de una muestra (Magurran 1988, 2004). Asume que los individuos son seleccionados al azar y que todas las especies están representadas en la muestra. Adquiere valores entre cero, cuando hay una sola especie, y el logaritmo de S (riqueza), cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos (Magurran, 1988, 2004).

Los índices de diversidad siguen aproximadamente una distribución normal por lo que se pueden realizar análisis con estadísticos paramétricos como el análisis de la varianza (ANOVA) (Magurran, 1988, 2004).

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

**Índice de uniformidad (equidad):** Toma en cuenta el valor de importancia de cada especie

$$E = H' / \ln S$$

A partir de los índices anteriormente mencionados se realizaron los siguientes análisis:

- Se comparó la diversidad de acridios a lo largo de las tres temporadas de estudio, en cada una de las comunidades vegetales muestreadas y entre dichas comunidades vegetales. En ambas situaciones se realizó un análisis de la varianza (ANOVA), y como variable dependiente se utilizó el índice de Shannon-Wiener.

- Se comparó la riqueza específica de acridios de cada comunidad vegetal mediante un análisis de la varianza (ANOVA). Se consideró la riqueza acumulada de acridios de cada sitio de muestreo en los tres años de estudio. Previo a este análisis, se realizó la prueba de Levene para corroborar la homogeneidad de varianzas. Posteriormente, se aplicó el test de Tukey HSD.

Con el fin de conocer la diversidad beta se utilizaron distintos índices de similitud. Los mismos expresan el grado en que dos muestras son semejantes por las especies presentes en ambas. Estos índices pueden obtenerse en base a datos cualitativos (todas

las especies tienen el mismo peso en la ecuación, con independencia de si son abundantes o raras) o directamente cuantitativos, o a través de métodos de ordenación o clasificación de las comunidades (Moreno, 2001).

### **Coefficiente de similitud de Jaccard para datos cualitativos**

$$I_j = c / a + b - c$$

a = número de especies presentes en el sitio A

b = número de especies presentes en el sitio B

c = número de especies presentes en ambos sitios A y B

El intervalo de valores para este índice va de 0 cuando no hay especies compartidas entre ambos sitios, hasta 1 cuando los dos sitios tienen la misma composición de especies.

### **Coefficiente de similitud de Sørensen para datos cualitativos**

Relaciona el número de especies en común con la media aritmética de las especies en ambos sitios (Magurran, 1988).

$$I_s = 2c / a + b$$

### **Coefficiente de similitud de Sørensen para datos cuantitativos**

$$I_{\text{cuant}} = 2 pN / aN bN$$

Donde:

aN = número total de individuos en el sitio A

bN = número total de individuos en el sitio B

pN = sumatoria de la abundancia más baja de cada una de las especies compartidas entre ambos sitios (Magurran, 1988, 2004).



#### 4.1.5.2. Relación entre las comunidades de acridios y la vegetación

Con el objetivo de confirmar la categorización inicial realizada de los 12 sitios de muestreo en: P. Halófilos, P. Nativos, P. Disturbados y P. Implantadas, se realizó el test de ordenación, “Detrended Correspondence Analysis” DCA (Hill y Gauche, 1980). Para el análisis, se consideraron diferentes características de las especies vegetales, como por ejemplo: si son plantas perennes o anuales, nativas o introducidas. Las variables de la vegetación utilizadas fueron los porcentajes de cobertura: gramíneas nativas perennes, especies halófilas, especies dicotiledóneas nativas perennes y anuales, dicotiledóneas introducidas anuales y perennes, y el porcentaje de pasturas perennes (Torrusio *et al.*, 2002). Las diferencias en el porcentaje de cobertura de las variables de vegetación para las distintas comunidades vegetales fueron analizadas mediante la prueba de Kruskal- Wallis (Zar, 1996).

La relación entre la vegetación y las especies de acridios fue evaluada con un análisis de correspondencia canónica “Canonical Correspondence Analysis” CCA (ter Braak, 1986, 1987). En este análisis, las variables de vegetación utilizadas en el DCA fueron combinadas en cuatro grupos: especies nativas (gramíneas perennes, dicotiledóneas anuales y perennes), especies introducidas (dicotiledóneas introducidas perennes y anuales), pasturas y especies halófilas. Con respecto a los acridios, en el análisis sólo se utilizaron aquellas especies de acridios encontradas en cuatro o más sitios de muestreo (Torrusio *et al.*, 2002).

Los resultados del CCA fueron expresados en un gráfico, cuyos ejes de ordenación representan combinaciones lineales de las variables ambientales especificadas (Ter Braak 1986, 1987). El óptimo de cada especie de acridio (es decir, el centro de distribución de una especie a lo largo de un gradiente ambiental) (Ter Braak, 1987), fue representado como un punto y los gradientes de vegetación fueron representados como flechas extendidas desde el origen del gráfico. La longitud de cada flecha en el gráfico es proporcional a la influencia que tiene la vegetación sobre la composición de especies de acridios (ter Braak, 1986, 1987).

Para realizar el DCA y el CCA se empleó el programa CANOCO 4.53 (Ter Braak y Simiuler, 1997-2004).

Este análisis se realizó con los datos obtenidos de los muestreos efectuados en enero de 2006.

- A fin de validar los resultados del CCA se realizó la prueba de correlación de Pearson (Zar, 1996) entre las especies de acridios y las variables de vegetación.
- Para conocer si la riqueza de especies de acridios varió significativamente con la de plantas de los diferentes sitios se llevó a cabo la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis. Posteriormente, a fin de evaluar entre qué comunidades hubo diferencias significativas, se aplicó la prueba no paramétrica de U de Mann-Whitney (Day y Quinn, 1989, Zar, 1996), además se realizó un análisis de correlación entre las dos variables.
- Para conocer la relación entre la densidad de acridios y la riqueza de plantas se llevo a cabo un análisis de correlación

#### 4.1.5.3. Densidad de acridios

La densidad de acridios fue analizada teniendo en cuenta:

- La variación de la densidad total promedio en los diferentes momentos de muestreo (noviembre-abril) para las tres temporadas de estudio, (2005-08). Se utilizó el test de Kruskal-Wallis, seguido del test U de Mann-Whitney.
- La variación de la densidad total promedio entre las cuatro comunidades vegetales muestreadas, en las tres temporadas. Se utilizó análisis de la varianza (ANOVA) y posteriormente se aplicó el test de Tukey HSD.
- La variación de las densidades totales promedio en cada comunidad vegetal, en las tres temporadas. Se utilizó análisis de la varianza (ANOVA) o el test de Kruskal-Wallis, de acuerdo a si hubo o no homogeneidad de varianzas.

Cabe aclarar que, cuando se realizó el test de análisis de la varianza, los valores de densidad utilizados fueron transformados a logaritmo natural (Sokal y Rohlf, 1995).

#### 4.1.5.4. Abundancia relativa en cada subfamilias de las especies de acridios.

Se determinó la abundancia relativa de las subfamilias de acridios en cada comunidad vegetal durante las tres temporadas de muestreo.

Se estimó la proporción de cada especie como el número de individuos de la especie considerada, en relación al número total de individuos colectados en los tres sitios correspondientes a cada comunidad vegetal.

Se realizó el análisis de la abundancia relativa promedio de las especies de acridios colectadas en las diferentes comunidades vegetales con el objetivo de verificar si la abundancia de las especies más importantes fue constante en el tiempo y determinar, dentro de cada comunidad vegetal, la existencia de especies de acridios dominantes, considerándose como tales, a aquellas especies cuya abundancia relativa fue significativamente mayor que la del resto (McNaughton y Wolf, 1984).

En los análisis estadísticos se tuvieron en cuenta aquellas especies de acridios con mayor abundancia relativa dentro de cada comunidad vegetal, en cada temporada (noviembre-abril). La cantidad de especies considerada en los análisis fue variable dependiendo de su abundancia dentro de cada comunidad.

Se aplicó el test paramétrico de análisis de la varianza (ANOVA) de una vía para comparar la abundancia relativa de las especies de acridios más importantes dentro de cada comunidad vegetal. Los valores de abundancia relativa fueron transformados a arcoseno (Sokal y Rohlf, 1995). Posteriormente, se aplicó la prueba de comparaciones múltiples de Tukey HSD.

\* Los resultados se presentan por subfamilia y por especie.

#### 4.1.5.5. Distribución de las especies

La distribución de las especies se determinó teniendo en cuenta dos características la proporción de sitios en los que cada especie fue registrada y la abundancia relativa promedio de la misma sobre el total de los momentos de muestreo, para cada comunidad vegetal y para todos los sitios muestreados.

Se caracterizó la distribución y abundancia de cada especie a partir de la generación de dos escalas. En la **escala de distribución**, se consideró la frecuencia de

aparición de cada especie en los sitios, en los diferentes años y momentos de muestreo (porcentaje de los sitios en los que se registró la especie en relación al total de sitios), estableciéndose cinco categorías.

En la **escala de abundancia**, se contempló la abundancia relativa (en porcentaje) de cada especie de acridio en cada comunidad vegetal para todos los sitios/años y se establecieron cinco categorías. Las escalas se realizaron solamente para las especies colectadas durante el período de estudio.

#### **Escala de distribución:**

- A-** 0 % No registrada
- B-** 1-25 %: Restringida
- C-** 26-50 %: Intermedia
- D-** 51-75 %: Amplia
- E-** > 75 %: Muy amplia

#### **Escala de abundancia:**

- I-** 0 %: No detectada
- II-** 1-10 %: Escasa
- III-** 11-30 %: Intermedia
- IV-** 31-50 %: Abundante
- V-** >50 %: Muy Abundante

A fin de examinar la relación entre el logaritmo de la abundancia relativa promedio y el número de sitios-año en los que cada especie fue colectada se realizó un análisis de regresión simple. Se efectuó para cada comunidad vegetal por separado y para todos los sitios teniendo en cuenta los tres años de muestreo (Kemp, 1992a).

#### **4.1.5.6. Estructura y dinámica poblacional de las especies más abundantes.**

Con el objetivo de determinar la estructura poblacional de las especies de acridios más abundantes se realizó el seguimiento del ciclo de vida de cada una de ellas

durante cada temporada. Para ello, en cada momento de muestreo, se estimó la proporción de individuos registrada en cada estado de desarrollo: ninfas menores (I, II y III), ninfas mayores (IV, V y VI) y adultos, respecto del total de individuos colectados para la especie.

A fin de constatar la asociación entre los individuos en diferentes estados de desarrollo y las comunidades vegetales en las que se encontraron, se realizó un análisis estadístico de la cantidad de individuos de los diferentes estados de desarrollo colectados en cada comunidad vegetal. Se utilizó análisis de la varianza (ANOVA), y posteriormente el test de comparaciones múltiples de Tukey, o el test de Kruskal-Wallis seguido del test U de Mann y Whitney, según si las varianzas fueron homogéneas o no.

Se evaluó la variación en la densidad específica entre las tres temporadas de muestreo, y entre las comunidades vegetales muestreadas.

Se estimó la proporción de sexos, y se evaluaron las diferencias a través del test de comparación de proporciones del Software XLSTAT 7.5.3. (Addinsoft, 2005).

\* Los resultados se presentan por especie.

**Los gráficos y tablas resultantes de todos los análisis efectuados se presentan con las variables sin transformar.**

## 4.2 Resultados

### 4.2.1. Diversidad de acridios

La riqueza de especies acumulada fue de 22 especies pertenecientes a la superfamilia Acridoidea (Tabla 4.1), 21 de ellas correspondientes a la familia Acrididae y una a la familia Romaleidae. De acuerdo a las citas registradas para la provincia de Buenos Aires (Carbonell *et al.*, 2006) se colectó el 66% de las especies de Copiocerinae citadas para la provincia de Buenos Aires. Se capturó el 50% de las especies de las subfamilias Gomphocerinae y Acridinae citadas para Buenos Aires y el 38% de las especies de Melanoplinae.

**Tabla 4.1:** Especies de acridios registradas en Laprida durante el período 2005-08.

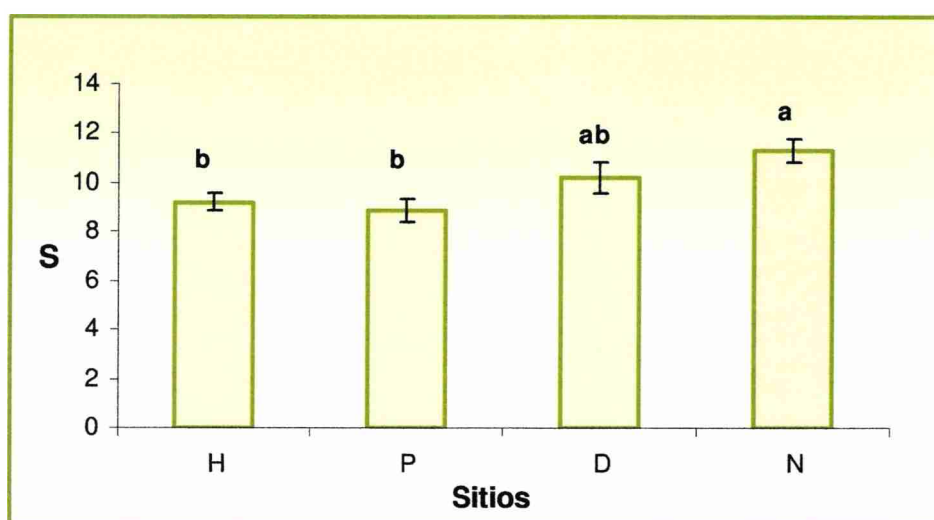
<b>Familia Acrididae</b>	
<b>Subfamilia Acridinae</b>	<i>Covasacris pallidinota</i> (Bruner) <i>Parorphula graminea</i> (Bruner) <i>Cocytotettix argentina</i> (Bruner)
<b>Subfamilia Copiocerinae</b>	<i>Aleuas lineatus</i> (Stål) <i>Aleuas vitticollis</i> (Stål)
<b>Subfamilia Leptysminae</b>	<i>Tucayaca gracilis</i> (Giglio-Tos)
<b>Subfamilia Melanoplinae</b>	<i>Baeacris punctulatus</i> (Thunberg) <i>Baeacris pseudopunctulatus</i> (Ronderos) <i>Dichroplus conspersus</i> (Bruner) <i>Dichroplus elongatus</i> (Giglio-Tos) <i>Dichroplus maculipennis</i> (Blanchard) <i>Dichroplus pratensis</i> (Bruner) <i>Leiotettix pulcher</i> (Rhen) <i>Scotussa lemniscata</i> (Stål)
<b>Subfamilia Gomphocerinae</b>	<i>Borellia bruneri</i> (Rhen) <i>Borellia pallida</i> (Rhen) <i>Scyllinula variabilis</i> (Bruner) <i>Sinipta dalmani</i> (Stål) <i>Staurorhectus longicornis</i> (Giglio-Tos) <i>Amblytropidia australis</i> (Bruner) <i>Orphulella punctata</i> (De Geer)
<b>Familia Romaleidae</b>	
<b>Subfamilia Romaleinae</b>	<i>Diponthus argentinus</i> (Pictet y Saussure)

La diversidad de acridios dentro de cada una de las comunidades vegetales no fue significativamente diferente a lo largo de las tres temporadas (ANOVA: P. Halófilos:  $F= 1,843$   $p= 0,238$   $g.l= 2,6$ ; P. Implantadas:  $F= 0,439$   $p= 0,664$   $g.l= 2,6$ ; P. Disturbados:  $F= 0,484$   $p= 0,638$   $g.l= 2,6$ .y P. Nativos:  $F= 0,565$   $p= 0,596$   $g.l= 2,6$ ).

La diversidad de acridios entre las diferentes comunidades vegetales también fue similar, y si bien los P. Nativos y los P. Disturbados mostraron un valor más alto en el índice de Shannon-Wiener esta diferencia no fue significativa (ANOVA: 2005-06:  $F=2,67$   $p= 0,118$   $g.l= 3,8$ ; 2006-07:  $F= 1,62$   $p= 0,26$   $g.l=3,8$ ; 2007-08:  $F= 2,45$   $p= 0,138$   $g.l= 3,8$ ). El índice de Simpson (dominancia de especies) fue mayor en los P. Halófilos y en las P. Implantadas (Tabla 4.2), lo cual se corresponde con un menor valor en el índice E de uniformidad observado también en estos ambientes.

Con respecto a la riqueza de especies, existió diferencia significativa en la riqueza específica promedio de acridios de las diferentes comunidades vegetales (ANOVA:  $F= 5,13$   $p= 0,005$   $g.l= 3,32$ ), siendo, la riqueza de acridios de los P. Nativos diferente de la de los P. Halófilos (Tukey HSD  $p=0,006$ ) y de las P. Implantadas (Tukey HSD  $p= 0,021$ ) (Gráfico 4.1).

Teniendo en cuenta las tres temporadas de muestreo en los P. Halófilos se colectó un total de 15 especies de acridios, en las P. Implantadas un total de 16 especies, en los P. Disturbados 18 y en los P. Nativos 20.



**Gráfico 4.1:** Riqueza específica (S) de acridios promedio ( $\pm$  ES) en cada comunidad vegetal, Laprida (2005-08). H: Pastizales halófilos; P: Pasturas implantadas; D: Pastizales disturbados; N: Pastizales nativos. Letras distintas indican diferencias significativas.

**Tabla 4.2:** Índices de diversidad estimados para las comunidades de acridios de Laprida. (S: riqueza específica, E: índice de equidad,  $\lambda$ : índice de Simpson,  $H'$ : índice de Shanon- Wiener). En rojo se señalan los valores más altos de los índices y en verde los más bajos.

Años	Sitios Índices	P. Halófilos			P. Implantadas			P. Nativos			P. Disturbados		
		1	7	11	2	6	10	4	5	12	3	8	9
2005-06	S	11	9	9	7	9	8	10	9	11	11	12	8
	E	0,53	0,53	0,44	0,55	0,58	0,70	0,73	0,92	0,53	0,5	0,76	0,7
	$\lambda$	0,37	0,41	0,57	0,47	0,35	0,29	0,22	0,13	0,45	0,49	0,18	0,33
	$H'$	1,26	1,17	0,98	1,08	1,29	1,46	1,68	2,03	1,27	1,18	1,88	1,46
2006-07	S	9	11	8	9	9	9	12	11	12	9	12	8
	E	0,67	0,5	0,68	0,8	0,57	0,56	0,64	0,67	0,7	0,78	0,70	0,68
	$\lambda$	0,25	0,38	0,33	0,2	0,37	0,42	0,24	0,31	0,25	0,22	0,24	0,33
	$H'$	1,48	1,20	1,43	1,73	1,27	1,23	1,61	1,6	1,74	1,72	1,75	1,43
2007-08	S	8	9	9	12	9	8	14	12	11	13	10	9
	E	0,73	0,5	0,72	0,75	0,55	0,66	0,63	0,9	0,72	0,65	0,61	0,77
	$\lambda$	0,25	0,4	0,26	0,22	0,4	0,35	0,30	0,13	0,24	0,24	0,37	0,22
	$H'$	1,53	1,12	1,59	1,86	1,22	1,38	1,67	2,16	1,73	1,66	1,4	1,7

La riqueza específica de acridios promedio ( $\pm$  ES) por momento de muestreo, a lo largo de cada temporada, no mostró importantes variaciones, registrándose los mayores valores en los meses de diciembre, enero y febrero, en coincidencia con los momentos de mayor diversidad fenológica de las especies (Tabla 4.3)



**Tabla 4.3:** Riqueza de especies de acridios promedio ( $\pm$  ES) en cada comunidad vegetal por momento de muestreo, en Laprida 2005-08. P.H (Pastizales Halófilos), P.N (Pastizales Nativos), P.I (Pasturas Implantadas), P. D (Pastizales Disturbados).

	Oct	Nov.	Dic.	Ene.	Feb.	Mar.	Abril	Mayo
<b>P. H</b>								
2005-06	-	6,5 $\pm$ 0,4	6 $\pm$ 1	4,6 $\pm$ 0,3	6,6 $\pm$ 0,6	4,3 $\pm$ 0,9	4 $\pm$ 0	1 $\pm$ 0
2006-07	0,3 $\pm$ 0,3	5,3 $\pm$ 0,8	5 $\pm$ 0,6	6 $\pm$ 0,6	4,3 $\pm$ 0,6	4,3 $\pm$ 0,8	4,3 $\pm$ 1,3	-
2007-08	0,6 $\pm$ 0,3	4,3 $\pm$ 0,4	7 $\pm$ 0,6	6,6 $\pm$ 0,7	6,3 $\pm$ 0,7		5 $\pm$ 0,8	-
<b>P. N</b>								
2005-06	-	4 $\pm$ 2	4,3 $\pm$ 0,8	6,6 $\pm$ 1,2	5,5 $\pm$ 0,4	5,6 $\pm$ 0,8	3,6 $\pm$ 0,8	0,6 $\pm$ 0,6
2006-07	0,6 $\pm$ 0,3	4 $\pm$ 1,5	8,3 $\pm$ 0,3	7 $\pm$ 0,57	7,3 $\pm$ 0,3	9	4,5 $\pm$ 2,5	-
2007-08	0	7,6 $\pm$ 0,3	6,3 $\pm$ 0,8	8,6 $\pm$ 0,8	7 $\pm$ 0,6		3 $\pm$ 2	-
<b>P. I</b>								
2005-06	-	5,5 $\pm$ 2,5	6 $\pm$ 0,6	3,6 $\pm$ 0,5	4 $\pm$ 1	4,3 $\pm$ 0,5	2,6 $\pm$ 0,3	0,3 $\pm$ 0,3
2006-07	1 $\pm$ 0	4,6 $\pm$ 0,6	5,3 $\pm$ 0,6	5,3 $\pm$ 1	5 $\pm$ 1	5 $\pm$ 2	1,6 $\pm$ 0,6	-
2007-08	1 $\pm$ 0	5,6 $\pm$ 0,3	7 $\pm$ 1	7,3 $\pm$ 0,3	5,3 $\pm$ 0,6	-	3,3 $\pm$ 0,6	-
<b>P. D</b>								
2005-06	-	4	5 $\pm$ 0,6	7 $\pm$ 0,6	6,6 $\pm$ 0,8	4 $\pm$ 2,1	3,6 $\pm$ 0,6	0,6 $\pm$ 0,3
2006-07	0,3 $\pm$ 0,3	3,6 $\pm$ 1,3	5 $\pm$ 1,2	6,6 $\pm$ 0,8	5,6 $\pm$ 1,7	4 $\pm$ 0,8	3,3 $\pm$ 0,3	-
2007-08	0,3 $\pm$ 0,3	3,3 $\pm$ 0,8	8 $\pm$ 0	7,3 $\pm$ 1	6,6 $\pm$ 1,8	-	3,3 $\pm$ 0,6	-

Los valores de los índices de similitud cualitativos (Jaccard y Sørensen) aplicados para comparar la semejanza entre las comunidades de acridios de las diferentes comunidades vegetales fueron altos, generalmente superiores al 60%. El índice cuantitativo de Sørensen, que además de la presencia de las especies tiene en cuenta su abundancia relativa, mostró valores menores.

En la temporada 2005-06, los valores de los índices fueron similares. La mayor similitud cualitativa se registró entre las comunidades de acridios de los P. Nativos y de los P. Disturbados (Jaccard 76,5%, Sorensen 86,7%), y la mayor similitud cuantitativa fue entre las comunidades de acridios de las P. Implantadas y de los P. Nativos.

En la temporada 2006-07, los valores más altos de los índices cualitativos se registraron entre los P. Halófilos con los P. Nativos y los P. Disturbados. Sin embargo, cuando se aplicó el índice cuantitativo, la semejanza entre estas comunidades fue baja, 28% y 22% respectivamente. Las comunidades de acridios más semejantes según el

índice cuantitativo de Sørensen fueron las de los P. Nativos con la de los P. Disturbados.

En la última temporada de estudio (2007-08), las mayores semejanzas se produjeron entre las comunidades de acridios de los P. Halófilos con las de las P. Implantadas, y entre los P. Nativos y P. Disturbados, considerando ambos índices (Tabla 4.4).

**Tabla 4.4:** Índices de similitud aplicados a las comunidades de acridios presentes en diferentes comunidades vegetales de Laprida. H: Pastizales halófilos, P: Pasturas implantadas, N: Pastizales nativos, D: Pastizales disturbados.

	Sp. Comunes	Jaccard	Sørensen cualitativos	Sørensen cuantitativo
<b>2005-06</b>				
H vs P	9	0,60	0,75	0,54
H vs N	11	0,65	0,79	0,40
H vs D	11	0,73	0,85	0,20
P vs N	12	0,75	0,86	0,63
P vs D	11	0,73	0,85	0,37
N vs D	13	0,77	0,87	0,57
<b>2006-07</b>				
H vs P	10	0,67	0,80	0,37
H vs N	13	0,87	0,93	0,30
H vs D	12	0,86	0,92	0,23
P vs N	12	0,80	0,89	0,42
P vs D	10	0,67	0,80	0,57
N vs D	12	0,75	0,86	0,66
<b>2007-08</b>				
H vs P	10	0,77	0,87	0,71
H vs N	10	0,67	0,80	0,63
H vs D	10	0,71	0,83	0,61
P vs N	12	0,75	0,86	0,79
P vs D	12	0,80	0,89	0,81
N vs D	12	0,71	0,83	0,83

#### 4.2.2 Relación entre las comunidades de acridios y la vegetación

El análisis de ordenación (DCA) realizado con la vegetación confirmó la categorización inicial de los sitios de muestreo, observándose una clara separación de las diferentes comunidades vegetales (Gráfico 4.2).

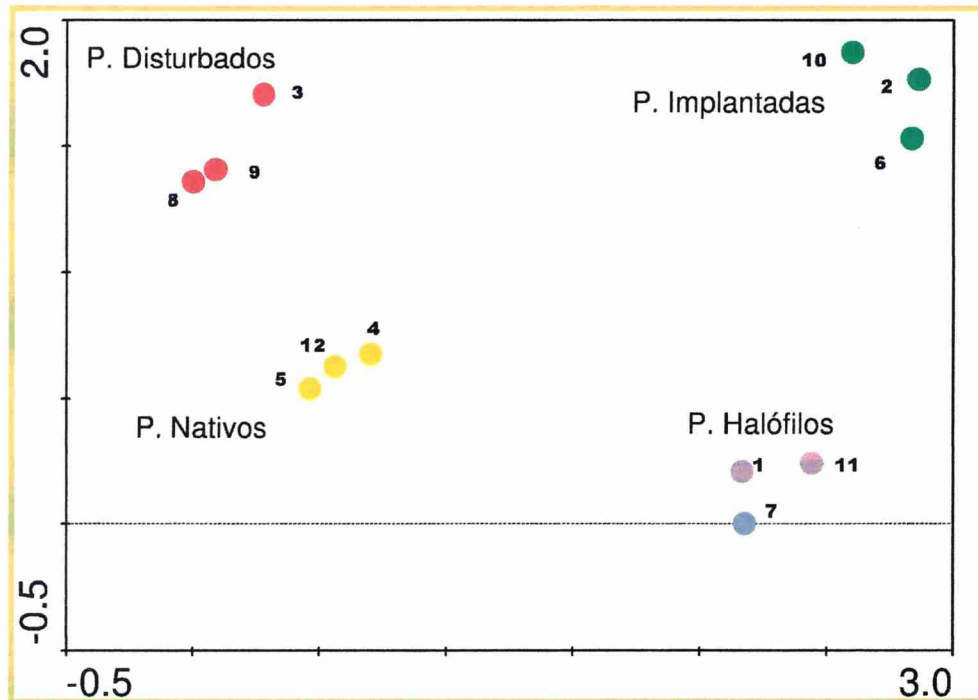
Los resultados del test de Kruskal-Wallis permitieron diferenciar aquellas variables de vegetación que resultaron significativamente diferentes entre las comunidades vegetales. Las mismas fueron gramíneas perennes nativas, especies halófilas, dicotiledóneas anuales introducidas, pasturas perennes y dicotiledóneas perennes nativas (Tabla 4.5).

Aproximadamente el 80.2 % de la cobertura vegetal de los P. Nativos consistió en especies nativas perennes. De este porcentaje, el 63,4% fueron gramíneas (*Stipa formicarum*, *Panicum bergii*, *Stipa trichotoma*, *Stipa caudata*, *Festuca pampeana*, *Mellica eremophyla*, *Eleusine tristachya*, entre otras) y el 19,8% fueron dicotiledóneas nativas perennes (*Eryngium nudicaule*, *Phyla canescens*, *Plantago berroi*, entre otras).

Las comunidades halófilas estuvieron ampliamente dominadas por *Distichlis spicata* (78%).

En las pasturas, la cobertura vegetal estuvo mayormente representada por *Agropyron* sp. En estas comunidades, también se encontró un porcentaje importante de especies halófilas, como acompañantes, ya que en muchas situaciones las especies del género *Agropyron* se suelen sembrar en suelos con características salinas.

Los sitios categorizados como P. Disturbados por su historia de pastoreo, tuvieron el mayor porcentaje de especies de dicotiledóneas introducidas (50,15%), de los cuales el 47,4 % corresponde a dicotiledóneas introducidas anuales, entre ellas *Cardus pycnocephalus*, *Centaurea calcitrapa*, *Ammi majus*, *Cardus acanthoides*.



**Gráfico 4.2:** Resultado del DCA aplicado a los sitios de estudio. Pastizales halófilos (1, 7, 11), Pastizales nativos (4, 5 y 12), Pasturas implantadas (2, 6 y 10), y Pastizales disturbados (3,8 y 9).

**Tabla 4.5:** Valores promedios y rangos de las variables de vegetación medidas en enero de 2006. \* Variables de vegetación significativamente diferente entre las comunidades vegetales. P.H (Pastizales Halófilos), P.I (Pasturas Implantadas), P.N (Pastizales Nativos), P. D (Pastizales Disturbados).

Variabes de Vegetación	P. H	P. I	P. N	P. D	K.W p<0.05
Gramíneas perennes nativas *	9,05 (0-80)	0,6 (0-7.14)	63,4 (20-97)	19,72 (0-76)	<b>0,015</b>
Pasturas perennes *	7,5 (0-80)	76 (20-100)	4,86 (0-14.3)	2,10 (0-14.28)	<b>0,033</b>
Especies Halófilas *	78 (20-95)	17,8 (0-40)	0	1,15 (0-7.14)	<b>0,017</b>
Dicot. Anuales Introducidas *	1,19 (0-14.3)	5 (0-40)	2,19 (0-15)	47,4 (1.33-80)	<b>0,037</b>
Dict. Perennes Introducidas	0	0	3,94 (0-18.2)	3,75 (0-16.66)	0,136
Dicot. Anuales Nativas	3,16 (0-16)	2,5 (0-30)	1,25 (0-15)	5,27 (0-40)	0,52
Dict. Perennes Nativas *	0	0	19,8 (0-50)	9,95 (0-50)	<b>0,024</b>
Riqueza de especies	5,33 (3-9)	4 (2-6)	12,3 (10-15)	12 (9-15)	

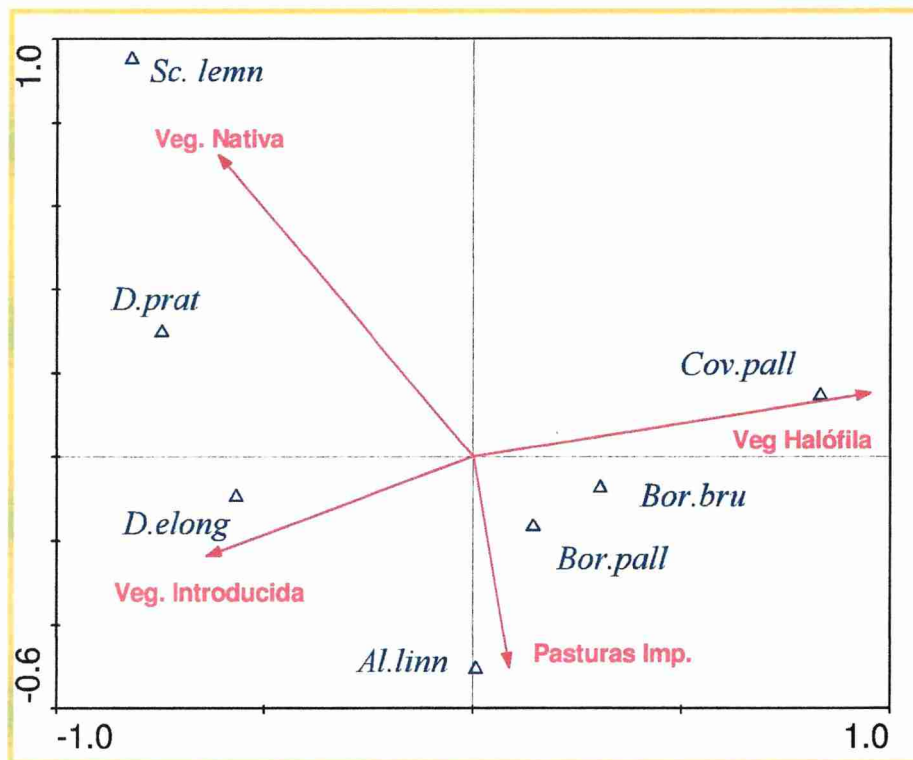
Se colectó un total de 15 especies de acridios (4 Gomphocerinae, 3 Acridinae, 6 Melanoplinae, y 2 Copiocerinae). *Dichroplus elongatus* fue la especie numéricamente más importante con una abundancia relativa de  $29,45 \% \pm 6,03$ . La segunda especie fue *C. pallidinota* con una abundancia relativa de  $25,37 \pm 5,97$ . *Borellia bruneri* fue la tercer especie en abundancia ( $17,5 \pm 3,9$ ) y a su vez la especie que se encontró en la mayor cantidad de sitios, 19 de los 23 sitios muestreados (Tabla 4.6).

**Tabla 4.6:** Especies de acridios colectadas en enero de 2006, abundancias relativas promedio ( $\pm$  ES) y la proporción (%) de sitios ocupados.

	AR promedio ( $\pm$ ES)	% de sitios ocupados
<b>Familia Acrididae</b>		
<b>Subfamilia Acridinae</b>		
<i>Covasacris pallidinota</i>	25,37 $\pm$ 5,97	69,56
<i>Parorphula análisis</i>	0,37 $\pm$ 0,28	8,69
<i>Cocytotettix argentina</i>	1,27 $\pm$ 0,61	21,73
<b>Subfamilia Copiocerinae</b>		
<i>Aleuas lineatus</i>	8,7 $\pm$ 2,03	69
<i>Aleuas vitticollis</i>	0,96 $\pm$ 0,7	8,7
<b>Subfamilia Melanoplinae</b>		
<i>Baeacris pseudopunctulatus</i>	0,24 $\pm$ 0,24	4,34
<i>Dichroplus conspersus</i>	2,57 $\pm$ 1,70	17,4
<i>Dichroplus elongatus</i>	29,45 $\pm$ 6,03	78,3
<i>Dichroplus maculipennis</i>	1,28 $\pm$ 0,4	26
<i>Dichroplus pratensis</i>	0,92 $\pm$ 0,5	30,43
<i>Scotusa lemniscata</i>	5,07 $\pm$ 2,4	30,43
<b>Subfamilia Gomphocerinae</b>		
<i>Borellia bruneri</i>	17,52 $\pm$ 3,9	82,6
<i>Borellia pallida</i>	2,92 $\pm$ 0,75	56,52
<i>Sinipta dalmani</i>	0,15 $\pm$ 0,15	4,34
<i>Staurorhectus longicornis</i>	2,8 $\pm$ 2,8	4,34

Los resultados del CCA mostraron que existieron relaciones estrechas entre las especies de acridios y las variables de vegetación analizadas (Gráfico 4.3). De acuerdo a la longitud de las flechas, el porcentaje de cobertura de las especies halófilas y el de las especies nativas tuvieron la mayor influencia en la determinación de la composición de especies de las comunidades de acridios.

*Covasacris pallidinota* se ubicó en dirección de la vegetación halófila. *Borellia bruneri* y *B. pallida* se relacionaron más con la vegetación halófila y las pasturas implantadas. *Aleuas lineatus* se relacionó con las pasturas implantadas, *D. elongatus* con la vegetación introducida y *D. pratensis* y *S. lemniscata* fueron más abundantes en aquellos sitios con mayor abundancia de vegetación nativa (Gráfico 4.3).



**Gráfico 4.3:** Resultado del análisis de correspondencia canónica, entre las especies de acridios más abundantes y la vegetación en enero de 2006.

Los resultados del análisis de correlación de Pearson coincidieron en general con el CCA (Tabla 4.7). *Dichroplus elongatus* mostró una correlación negativa significativa con la vegetación halófila y una correlación positiva con la vegetación introducida.

*Covasacris pallidinota* tuvo una correlación positiva, altamente significativa, con la vegetación halófila y una correlación negativa significativa con las variables de vegetación nativa e introducida. *Dichroplus pratensis* y *S. lemniscata* se correlacionaron positivamente con la vegetación nativa y *A. lineatus* con las pasturas implantadas.

**Tabla 4.7:** Resultado del análisis de correlación de Pearson entre las categorías de vegetación y las especies más abundantes de acridios en enero de 2006. \*  $p < 0.05$ .

Especie	V. Nativa	Pasturas	V. Halófila	V. introducida
<i>Covasacris pallidinota</i>	- 0,48*	-0,014	0,865*	- 0,51*
<i>Borellia bruneri</i>	- 0,35	0,06	0,3	- 0,064
<i>Borellia pallida</i>	- 0,24	-0,06	0,12	0,17
<i>Dichroplus elongatus</i>	0,30	0,11	-0,63*	0,45
<i>Dichroplus pratensis</i>	0,55*	-0,3	-0,41	0,26
<i>Aleuas lineatus</i>	- 0,11	0,66*	-0,17	-0,33
<i>Scotussa lemniscata</i>	0,57*	-0,27	-0,33	0,14

La riqueza específica de plantas fue significativamente diferente entre las comunidades vegetales analizadas (Kruskal-Wallis:  $H_0 = 17,1$ ,  $p = 0.001$ ,  $g.l = 3$ ), encontrándose en los P. Nativos la mayor cantidad de especies vegetales (U de Mann Whitney  $p < 0.05$ ) (Tabla 4.8), con una riqueza específica de plantas promedio de  $9.4 \pm 0.75$  especies por sitio.

La riqueza específica de acridios fue diferente en las comunidades vegetales muestreadas (Kruskal-Wallis:  $H_0 = 12.57$   $p = 0.006$   $g.l = 3$ ), registrándose la mayor cantidad de especies de acridios en los P. Nativos ( $6.4 \pm 0.67$ ) y en los P. Disturbados ( $6 \pm 0.57$ ) (Tabla 4.9).

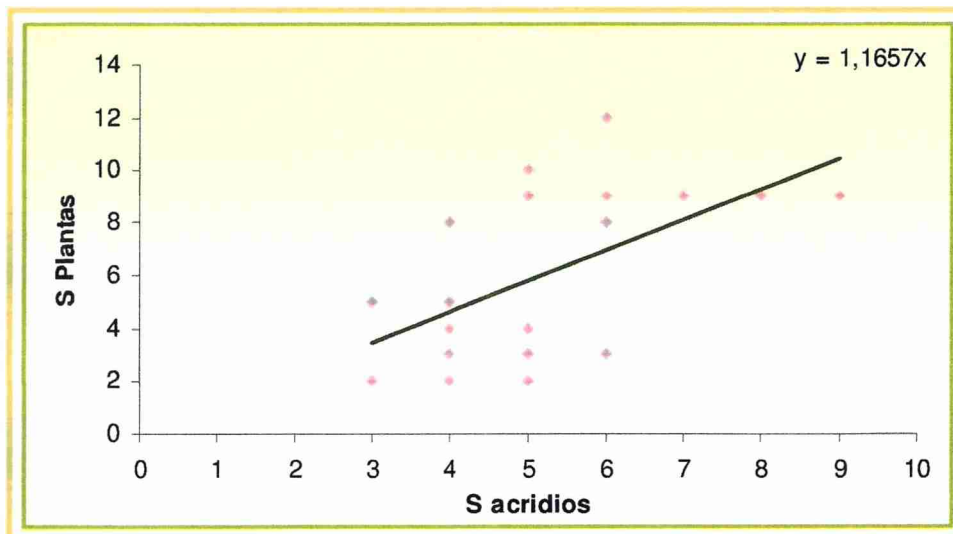
La riqueza de especies de acridios aumentó con la riqueza de plantas, existiendo una correlación positiva significativa entre ambas variables ( $r$  Pearson = 0.63,  $p = 0.001$ ) (Gráfico 3.4). Los P. Nativos, tanto en riqueza de especies de plantas como de acridios, resultaron ser significativamente diferentes de los P. Halófilos y de las P. Implantadas (U de Mann Whitney  $p < 0.05$ ). Asimismo la riqueza de especies de plantas y de acridios de los P. Nativos no fue diferente significativamente de la de los P. Disturbados (U de Mann Whitney  $p > 0.05$ ) (Tablas 4.8 y 4.9).

**Tabla 4.8:** Riqueza específica (S) de plantas promedio ( $\pm$  ES) en cada comunidad vegetal. Letras distintas indican diferencias significativas (U de Mann Whitney  $p < 0.05$ ).

Comunidad Vegetal	S plantas	U-de Mann Whitney
<i>P. Nativos</i>	9,4 $\pm$ 0,75	<b>a</b>
<i>P. Disturbados</i>	8,66 $\pm$ 0,21	<b>ab</b>
<i>P. Halófilos</i>	3,16 $\pm$ 0,30	<b>b</b>
<i>P. Implantadas</i>	3 $\pm$ 0,63	<b>b</b>

**Tabla 4.9:** Riqueza específica (S) de acridios promedio ( $\pm$  ES) en cada comunidad vegetal. Letras distintas indican diferencias significativas (U de Mann Whitney  $p < 0.05$ )

Comunidad Vegetal	S acridios	U-de Mann Whitney
<i>P. Nativos</i>	6,4 $\pm$ 0,67	<b>a</b>
<i>P. Disturbados</i>	6 $\pm$ 0,57	<b>ab</b>
<i>P. Halófilos</i>	4,66 $\pm$ 0,33	<b>b</b>
<i>P. Implantadas</i>	3,66 $\pm$ 0,33	<b>b</b>



**Gráfico 4.4:** Correlación entre la riqueza (S) de plantas y la riqueza de acridios en enero de 2006 ( $r$  Pearson = 0.63  $p = 0.001$ ).

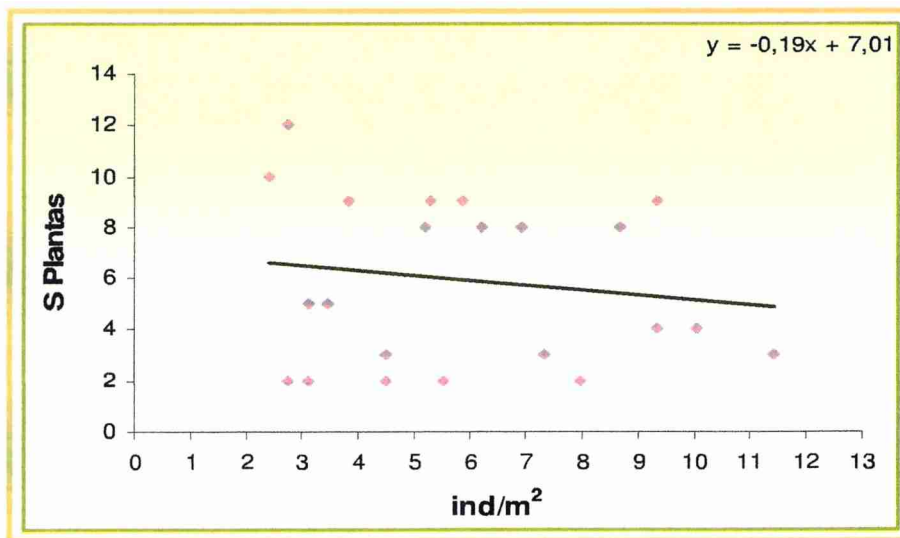


En estos dos muestreos se observó que la densidad de acridios entre las diferentes comunidades vegetales muestreadas fue diferente (Kruskal-Wallis:  $H_0 = 7.95$ ,  $p = 0.047$ ,  $g.l = 3$ ) (Tabla 4.10).

**Tabla 4.10:** Densidad de acridios promedio ( $\pm$  ES) en las diferentes comunidades vegetales. Letras distintas indican diferencias significativas (U de Mann Whitney  $p < 0.05$ ).

Comunidad Vegetal	Densidad acridios	U-de Mann Whitney
P. Halófilos	$8.0 \pm 1.1$	<b>a</b>
P. Disturbados	$6.4 \pm 0.6$	<b>a</b>
P. Nativos	$4.8 \pm 1.2$	<b>ab</b>
P. Implantadas	$4.1 \pm 0.8$	<b>b</b>

No hubo una correlación significativa entre la riqueza específica de plantas y las densidades totales de acridios por sitio (Pearson  $r = -0.15$ ,  $p = 0.45$ ), observándose una tendencia negativa entre estas variables (Gráfico 4.5).

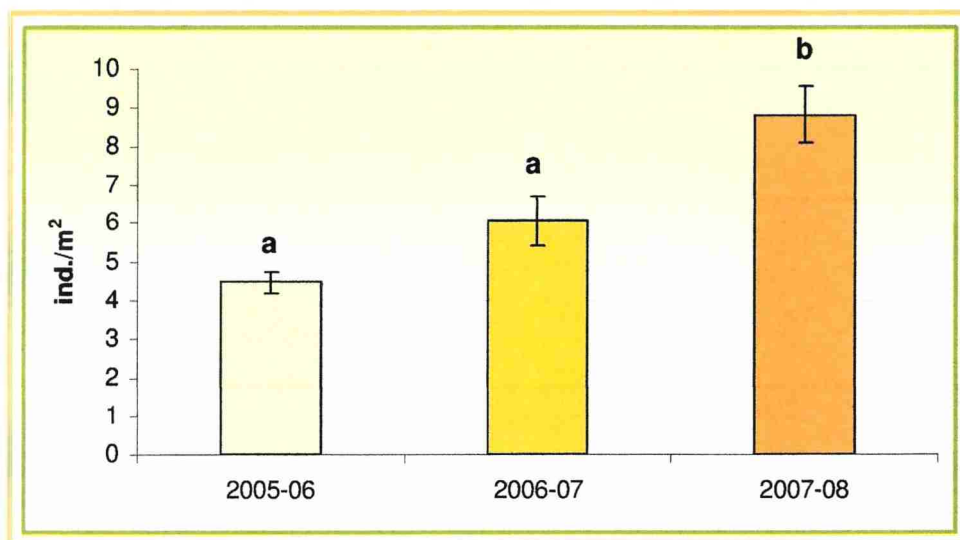


**Gráfico 4.5:** Correlación entre la riqueza (S) de plantas y la densidad de acridios ( $\text{ind/m}^2$ ) en enero de 2006 ( $r$  Pearson =  $-0.15$ ,  $p = 0.49$ ).

### 4.2.3. Análisis de la densidad de acridios.

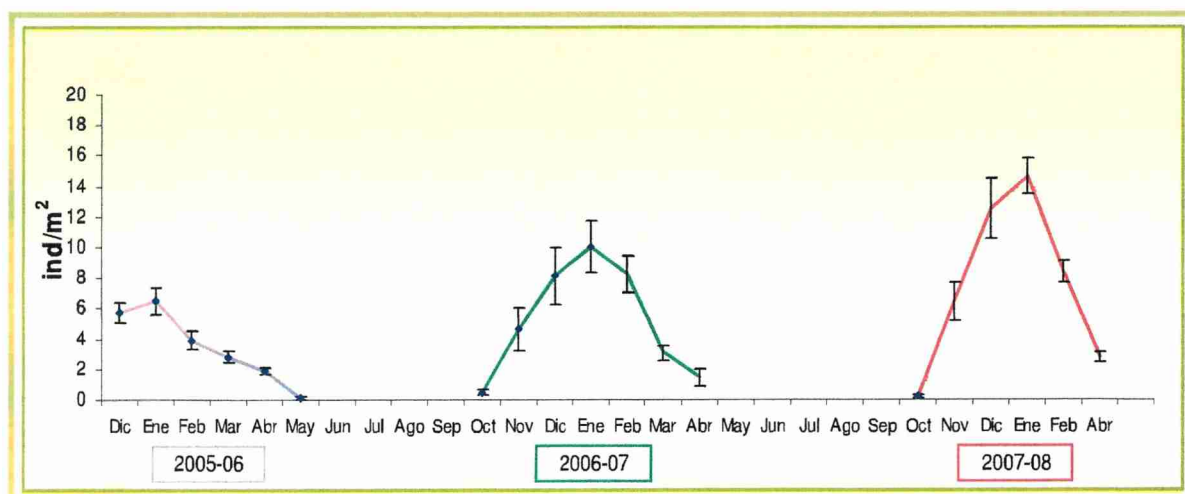
#### 4.2.3.1 A lo largo de los años.

A lo largo de las tres temporadas de muestreo se observó un incremento significativo en las densidades de acridios (Kruskal-Wallis:  $H_0 = 22,489$ ,  $p < 0.0001$ ,  $gl = 2$ ) (Gráfico 4.6). Registrándose diferencias, altamente significativas, entre las temporadas 2005-06 y 2007-08 (U de Mann Whitney  $Z = -4.78$ ,  $p < 0.0001$ ) y diferencias significativas entre las densidades de las temporadas 2006-07 y 2007-08. (U de Mann Whitney  $Z = -3.029$ ,  $p = 0.002$ ). Entre las temporadas 2005-06 y 2006-07 no hubo diferencia significativa (U de Mann Whitney  $Z = -1.397$ ,  $p = 0.162$ ).



**Gráfico 4.6:** Densidad (ind./m<sup>2</sup>) promedio anual de acridios en Laprida (2005-08). Letras distintas indican diferencias significativas.

Los mayores valores de densidad se alcanzaron durante el verano, principalmente en el mes de enero. En la primer temporada de muestreo (2005-06), el mayor valor de densidad registrado fue de  $6,5 \pm 0.9$  ind./m<sup>2</sup>, en la segunda (2006-07) fue de  $10.03 \pm 1.7$  ind./m<sup>2</sup> y en la última (2007-08) el valor más alto fue de  $14.63 \pm 1.16$  ind./m<sup>2</sup> (Gráfico 4.7).



**Gráfico 4.7:** Densidad ( $\text{ind}/\text{m}^2$ ) total de acridios promedio ( $\pm$  ES) registrada en cada momento de muestreo (2005-08).

#### 4.2.3.2 En las diferentes comunidades vegetales

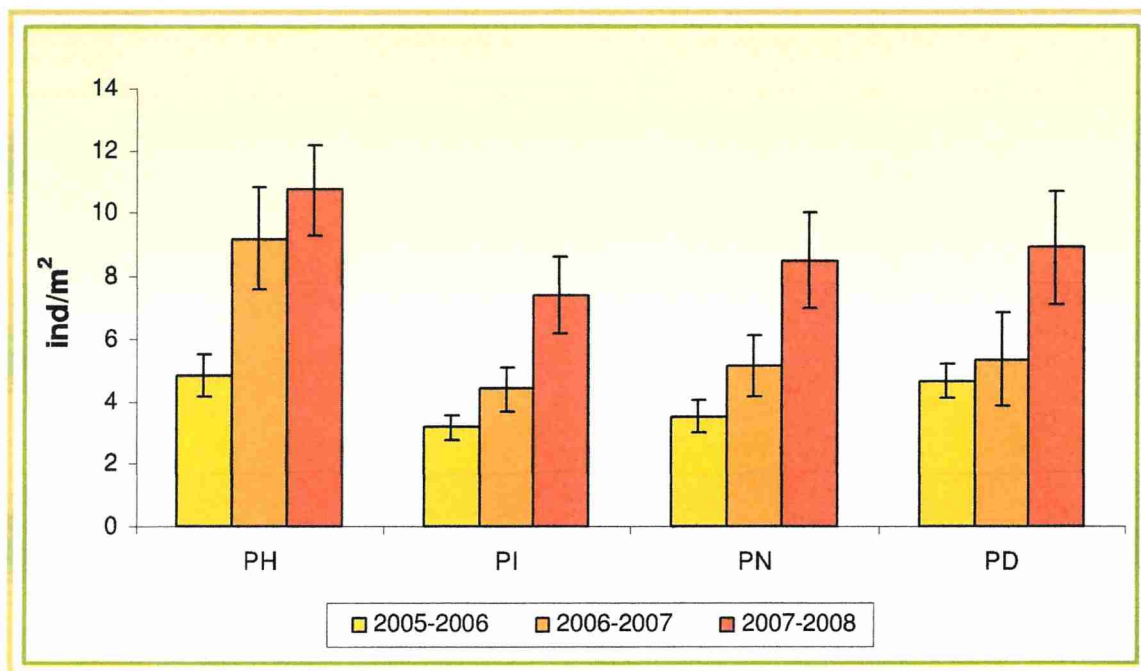
La densidad de acridios promedio anual de las cuatro comunidades vegetales estudiadas, en cada una de las temporadas de muestreo, no mostró diferencias significativas: 2005-06 (Levene:  $F= 0,509$   $p= 0,67$   $gl=3,79$ ., ANOVA:  $F= 1,702$   $p = 0,173$   $gl= 3,79$ ), 2006-07 (Levene:  $F= 0,54$   $gl=3,64$ .  $p= 0,65$ , ANOVA:  $F= 1,74$ ,  $p = 0,163$   $gl= 3,64$ ), 2007-08 (Levene:  $F= 1,17$   $gl=3,56$ .  $p= 0,33$ , ANOVA:  $F= 0,95$   $p = 0,423$   $gl= 3,56$ ) (Gráfico 4.8).

Las comunidades de acridios presentes en los P. Halófilos tuvieron los valores de densidad más altos. En la primer temporada la densidad promedio anual en estos ambientes fue de  $4,81 \pm 0,7 \text{ ind}/\text{m}^2$ , en la segunda fue de  $9,20 \pm 1,6 \text{ ind}/\text{m}^2$ , y en la última fue de  $10,74 \pm 1,43 \text{ ind}/\text{m}^2$ .

Los ambientes con los menores valores de densidad fueron las P. Implantadas. En la primer temporada, la densidad promedio anual fue de  $3,16 \pm 0,4 \text{ ind}/\text{m}^2$ , en el 2006-07 fue de  $4,4 \pm 0,7 \text{ ind}/\text{m}^2$ , y de  $7,4 \pm 1,2 \text{ ind}/\text{m}^2$  en el 2007-08.

Los P. Nativos y los P. Disturbados presentaron densidades similares en las tres temporadas. En los P. Nativos la densidad total en el 2005-06 fue de  $3,51 \pm 0,54 \text{ ind}/\text{m}^2$ . En la temporada siguiente fue de  $5,13 \pm 0,96 \text{ ind}/\text{m}^2$ , y en la última fue de  $8,5 \pm 1,5 \text{ ind}/\text{m}^2$ . En los P. Disturbados la densidad fue de  $4,67 \pm 0,55 \text{ ind}/\text{m}^2$ ,  $5,34 \pm 1,5 \text{ ind}/\text{m}^2$ , y de  $8,9 \pm 1,8 \text{ ind}/\text{m}^2$  para la primera, segunda y tercer temporada, respectivamente.

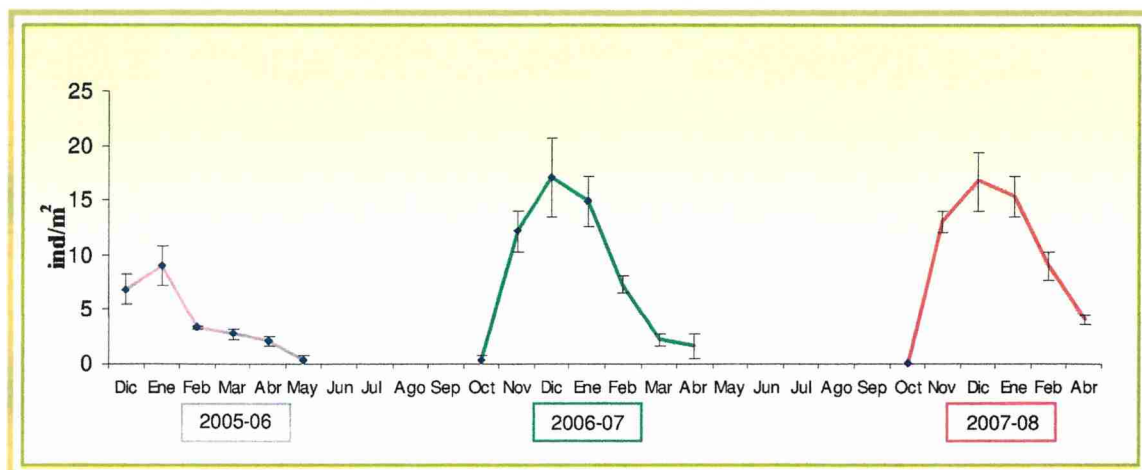
Se observó que la densidad de acridios en cada una de las comunidades vegetales muestreadas fue incrementándose desde la primer temporada de muestreo (2005-06) hasta la última (2007-08).



**Gráfico 4.8:** Densidad ( $\text{ind}/\text{m}^2$ ) de acridios promedio ( $\pm$  ES) en cada comunidad vegetal (2005-08). PH: Pastizales Halófilos, PI: Pasturas implantadas, PN: Pastizales nativos, PD: Pastizales disturbados.

En los **P. Halófilos** hubo una diferencia significativa en la densidad de acridios entre los tres años de muestreo (Kruskal-Wallis:  $H_0=6,39$ ,  $p= 0,041$ ,  $g.l= 2$ ). Las densidades de las temporadas 2006-07 y 2007-08 fueron significativamente superiores a la registrada en la temporada 2005-06 (U de Mann Whitney: 2005-06 / 2007-08:  $Z= 2,635$   $p= 0,008$ ; 2005-06/ 2006-07:  $Z= 2,17$   $p= 0,030$ ), pero no fueron significativamente diferentes entre si.

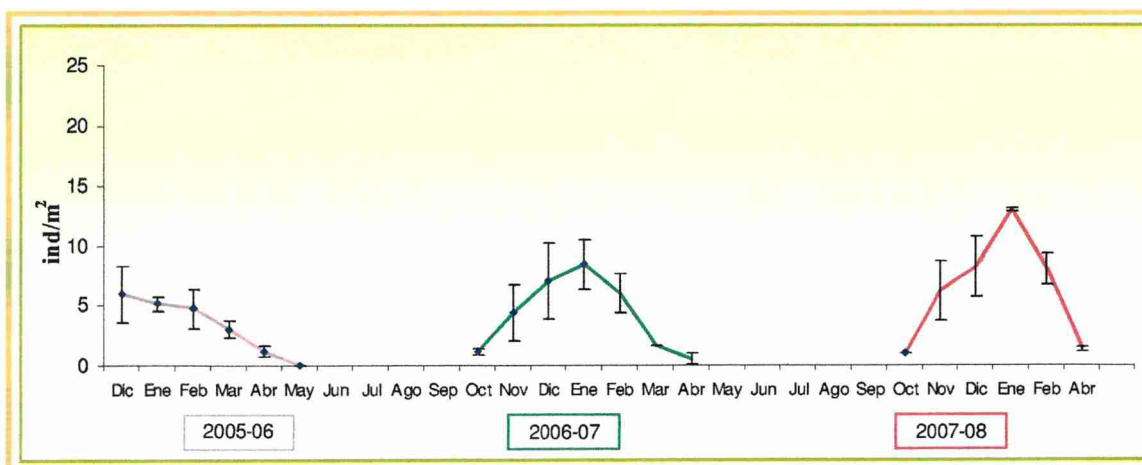
Los valores más altos de densidad se registraron entre los meses de diciembre y enero. En la primera temporada, la mayor densidad se registró en enero con  $9 \pm 1,8$   $\text{ind}/\text{m}^2$ , mientras que en la segunda y en la tercera temporada, el mayor valor promedio de densidad se observó en diciembre,  $17,1 \pm 3,6$   $\text{ind}/\text{m}^2$  en el 2006-07 y  $16,7 \pm 2,7$   $\text{ind}/\text{m}^2$  en el 2007-08 (Gráfico 4.9).



**Gráfico 4.9:** Densidad (ind/m<sup>2</sup>) de acridios promedio ( $\pm$  ES) registrada en cada momento de muestreo en los Pastizales halófilos (2005-08).

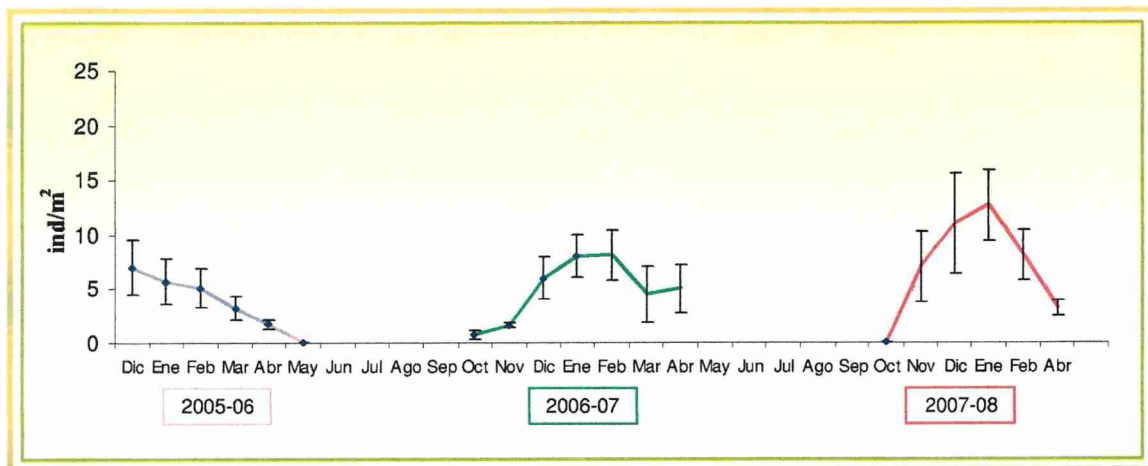
En las **P. Implantadas**, también se registraron diferencias significativas en las densidades de acridios para las tres temporadas de muestreo (Levene:  $F= 3,23$   $gl= 2,38$ ,  $p= 0,052$ . ANOVA:  $F= 3,29$   $p= 0,048$   $gl= 2,38$ ). La densidad en la tercer temporada fue significativamente superior a la registrada en el 2005-06 (Tukey HSD  $p= 0.04$ ). No se registraron diferencias significativas entre las densidades registradas en el 2006-07 con las otras dos temporadas (Tukey HSD: 2005/06 -2006/07:  $p= 0.67$ ; 2006/07-2007/08  $p= 0.22$ ).

En la temporada 2005-06, la densidad promedio más alta se registró en el mes de diciembre y fue de  $5,13 \pm 0,57$  ind/m<sup>2</sup>. En la segunda y tercer temporada los valores más altos de densidad promedio se registraron en enero,  $6,81 \pm 1,03$  ind/m<sup>2</sup> y  $13 \pm 0,2$  ind/m<sup>2</sup>, respectivamente (Gráfico 4.10).



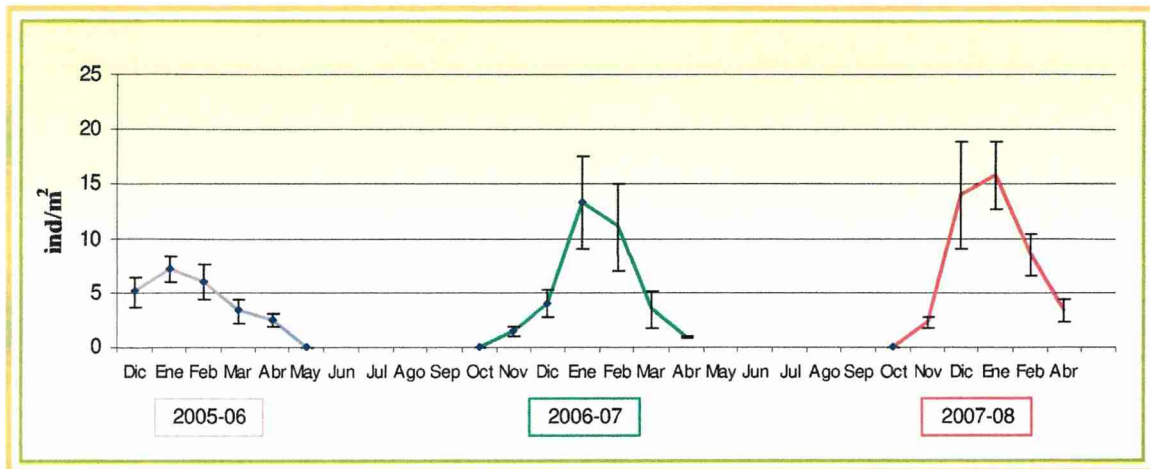
**Gráfico 4.10:** Densidad (ind/m<sup>2</sup>) de acridios promedio ( $\pm$  ES) registrada en cada momento de muestreo en las Pasturas implantadas (2005-08).

La densidad de acridios registrada en los **P. Nativos** fue significativamente diferente en las temporadas de muestreo (Levene: 3,23,  $p=0,052$ ,  $g.l=2,37$ . ANOVA:  $F=8,92$ ,  $p=0,001$ ,  $g.l=2,37$ ) (Gráfico 4.11). La densidad de acridios de la temporada 2007-08 fue significativamente superior a la registrada en las dos temporadas anteriores (Tukey HSD: 2005/06 -2007/08:  $p=0,001$ ; 2006/07-2007/08  $p=0,013$ ). Entre las temporadas 2005-06 y 2006-07 no se registraron diferencias significativas (Tukey HSD:  $p=0,54$ ). En la temporada 2005-06, el valor promedio más alto de densidad se registró en diciembre, fue de  $7 \pm 2,52$  ind/m<sup>2</sup>. En la temporada siguiente, la densidad promedio de enero y febrero fue muy similar,  $7,9 \pm 1,94$  ind/m<sup>2</sup> y  $8,1 \pm 2,31$  ind/m<sup>2</sup>, respectivamente. En la temporada 2007-08, la densidad promedio más alta se registró en enero con  $12,7 \pm 3,25$  ind/m<sup>2</sup>.



**Gráfico N° 4.11:** Densidad (ind/m<sup>2</sup>) de acridios promedio ( $\pm$  ES) registrada en cada momento de muestreo en los Pastizales nativos (2005-08).

Por último, en los **P. Disturbados**, al igual que en el resto de las comunidades vegetales, la densidad de acridios registrada en las tres temporadas fue significativamente diferente (Levene=  $F=2,72$   $p=0,077$ ,  $g.l=2,44$ . ANOVA:  $F=3,684$ ,  $p=0,034$ ,  $g.l=2,38$ ). La densidad de la temporada 2007-08 fue significativamente superior a la registrada en las dos temporadas anteriores (Tukey HSD: 2005/06 - 2007/08:  $p=0,021$ ; 2006/07-2007/08  $p=0,04$ ). Si bien se observó un aumento de la densidad de acridios entre los años 2005-06 y 2006-07, esta diferencia no fue significativa (Tukey HSD:  $p=0,83$ ). En estos pastizales, la mayor densidad de acridios se observó siempre en el mes de enero. En la temporada 2005-06, fue de  $7,2 \pm 1,2$  ind/m<sup>2</sup>, en el 2006-07 fue de  $13,3 \pm 4,3$  ind/m<sup>2</sup>, y en el 2007-08 fue de  $15,83 \pm 3,1$  ind/m<sup>2</sup>. (Gráfico 4.12).



**Gráfico 4.12:** Densidad (ind/m<sup>2</sup>) de acridios promedio ( $\pm$  ES) registrada en cada momento de muestreo en los Pastizales disturbados 2005-08).

#### 4.2.4. Abundancia relativa de las subfamilias y de las especies de acridios en cada comunidad vegetal.

##### 4.2.4.1 Abundancia relativa de las subfamilias.

Considerando el total de los ambientes, la subfamilia más abundante en Laprida en el período 2005-08 fue Gomphocerinae, la segunda fue Melanoplinae y la tercera Acridinae. Estas tres subfamilias tuvieron una abundancia muy superior a la de las subfamilias Copiocerinae, Leptysminae y Romaleinae, representando juntas aproximadamente el 96% de la abundancia total (Tabla 4.11). En todos los ambientes, la subfamilia más diversa fue Melanoplinae con un promedio total de  $6 \pm 0.13$  especies por ambiente/temporada. La segunda más diversa fue Gomphocerinae con un promedio de  $3,66 \pm 0,33$  especies por ambiente/temporada.

En los P. Halófilos la subfamilia mejor representada en promedio de las tres temporadas de estudio fue Acridinae. En los P. Nativos y en los P. Disturbados fue la subfamilia Melanoplinae. Asimismo, la segunda subfamilia más abundante en estos tres ambientes fue Gomphocerinae (Tabla 4.11). En las P. Implantadas la subfamilia más abundante fue Gomphocerinae y la segunda fue Acridinae.

**Tabla 4.11:** Abundancia relativa promedio ( $\pm$  ES) de las subfamilias de acridios en las diferentes comunidades vegetales (2005-08).

Familia	Subfamilia	P. Halóf.	P. Nativos	P. Imp.	P. Dist.	Total
Acrididae	Acridinae	41,1 $\pm$ 10	4 $\pm$ 0,2	32,2 $\pm$ 8,9	12,6 $\pm$ 1,6	22,5 $\pm$ 5,3
	Copiocerinae	1,9 $\pm$ 1,6	6, $\pm$ 5,3	5,4 $\pm$ 2,7	4,1 $\pm$ 2	4,5 $\pm$ 1,45
	Gomphocerinae	37,7 $\pm$ 6	36, 4 $\pm$ 9,8	39,8 $\pm$ 9,9	37,7 $\pm$ 8	37,9 $\pm$ 3,6
	Melanoplinae	19,8 $\pm$ 5	52,7 $\pm$ 6	22,5 $\pm$ 1,6	45,4 $\pm$ 7,6	35,1 $\pm$ 5
	Leptysminae	0	0,1 $\pm$ 0,1	0,1 $\pm$ 0,1	0,04 $\pm$ 0,04	0,05 $\pm$ 0,03
Romaleidae	Romaleinae	0	0,02 $\pm$ 0,02	0	0,04 $\pm$ 0,04	0,015 $\pm$ 0,01

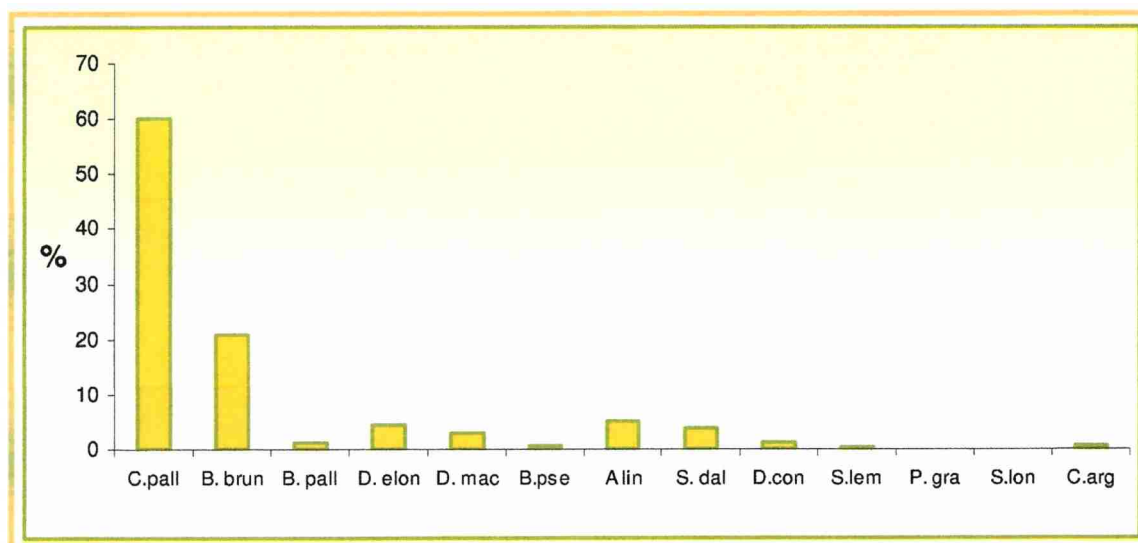


#### 4.2.4.2 Pastizales halófilos

En la temporada 2005-06 se colectó un total de 1245 individuos, en la segunda temporada la cantidad de individuos colectada fue de 2673 y en la tercera se colectaron 2567 individuos. Durante las tres temporadas la mayor cantidad de individuos se colectó en los meses de diciembre y enero: 996 individuos en 2005-06, 1729 en 2006-07 y 1615 en 2007-08.

En la primer temporada (2005-06) se colectó un total de 13 especies de acridios (5 melanoplinos, 4 gomphocerinos, 3 acridinos, 1 copiocerinae). La subfamilia Acridinae fue la más abundante (60, 6%), seguida de Gomphocerinae con el 25,92 %.

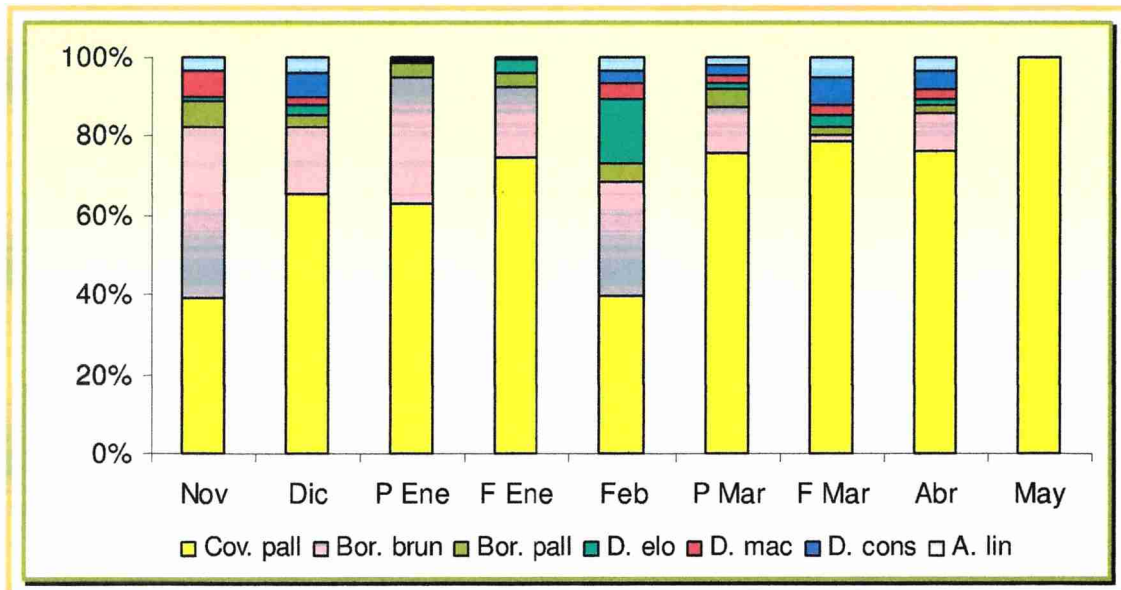
*Covasacris pallidinota* resultó ser la especie numéricamente más importante durante toda la temporada, representando el 60 % de la comunidad y seguida por *B. bruneri* con el 20,8 % (Gráfico 4.13).



**Gráfico 4.13:** Proporción (%) de cada especie de acridio en los Pastizales halófilos (2005-06). C. pall: *Covasacris pallidinota*; B. brun: *Borellia bruneri*; B. pall: *Borellia pallida*; D. elon: *Dichroplus elongatus*; D. mac: *Dichroplus maculipennis*; B.pse: *Baeacris pseudopunctulatus*; A. lin: *Aleuas lineatus*; S. dal: *Sinipta dalmani*; D. con: *Dichroplus conspersus*; S.lem: *Scotussa lemniscata*; P.gra: *Parorphula graminea*; S. lon: *Staurorhectus longicornis*; C. arg: *Cocytottetx argentina*.

*Covasacris pallidinota* y *B. bruneri* representaron más del 70 % de la abundancia relativa, en cada momento de muestreo, en los diferentes sitios. En el gráfico 4.14 se muestra la variación en la abundancia relativa promedio de las especies más importantes, en cada momento de muestreo, durante toda la temporada. La mayor

abundancia relativa de *C. pallidinota* (100%) se registró en el mes de mayo, siendo la única especie colectada en estos sitios.



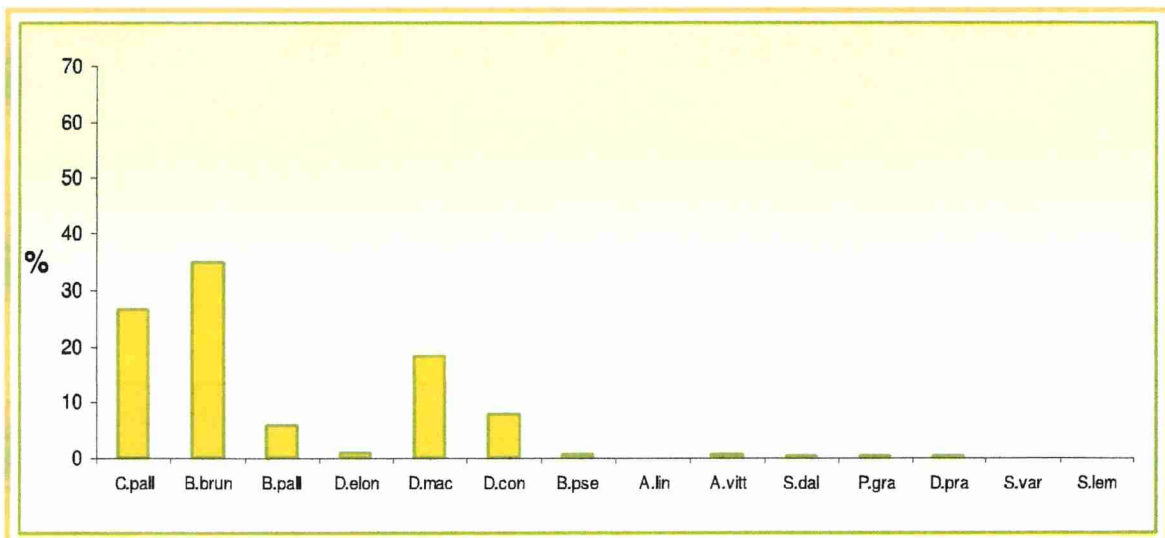
**Gráfico 4.14:** Abundancia relativa promedio de las especies de acridios numéricamente más importantes en los Pastizales halófilos (2005-06). *C. pall*: *Covasacris pallidinota*; *B. brun*: *Borellia bruneri*; *B. pall*: *Borellia pallida*; *D. elo*: *Dichroplus elongatus*; *D. mac*: *Dichroplus maculipennis*; *D. con*: *Dichroplus conspersus*; *A. lin*: *Aleuas lineatus*.

Existió una diferencia altamente significativa en la abundancia relativa de las seis especies más importantes (Levene:  $F= 2,10$   $p= 0,071$   $g.l= 5,96$ . ANOVA:  $F= 44,106$   $p= <0,0001$   $g.l = 5,96$ ) (Tabla 4.12), siendo la abundancia relativa de *C.pallidinota* significativamente superior a la del resto de las especies analizadas, (Tukey HSD,  $p<0,0001$ ). La segunda especie más abundante, *B. bruneri*, también fue significativamente diferente del resto de las especies consideradas (Tukey HSD,  $p<0,05$ ). Las restantes especies no mostraron diferencias significativas en su abundancia.

**Tabla 4.12:** Abundancia relativa promedio ( $\pm$  ES) de las especies de acridios numéricamente más importantes en los Pastizales halófilos (2005-06). Letras distintas indican diferencias significativas (Tukey HSD  $p < 0.05$ )

Especie	Media $\pm$ ES	Grupos según Tukey HSD 95%
<i>Covasacris pallidinota</i>	56,65 $\pm$ 5,0	a
<i>Borellia bruneri</i>	20,82 $\pm$ 4,2	b
<i>Aleuas lineatus</i>	5,01 $\pm$ 2,0	c
<i>Dichroplus elongatus</i>	4,30 $\pm$ 2,1	c
<i>Sinipta dalmani</i>	3,81 $\pm$ 1,8	c
<i>Dichroplus maculipennis</i>	3,015 $\pm$ 1,2	c

En la temporada 2006-07 se colectó un total de 14 especies de acridios (6 melanoplinos, 4 gomphocerinos, 2 acridinos y 2 copiocerinos). La subfamilia Gomphocerinae fue la más abundante (45,21%), seguida por la subfamilia Melanoplineae (27,43 %) y la subfamilia Acridinae (26,6 %). Con respecto a la proporción de las especies, se observó el mismo patrón, siendo *C. pallidinota* y *B. bruneri* las especies más abundantes, aunque *B. bruneri*, en esta temporada, presentó el mayor valor (35%), seguida por *C. pallidinota* (26.6 %) (Gráfico 4.15).

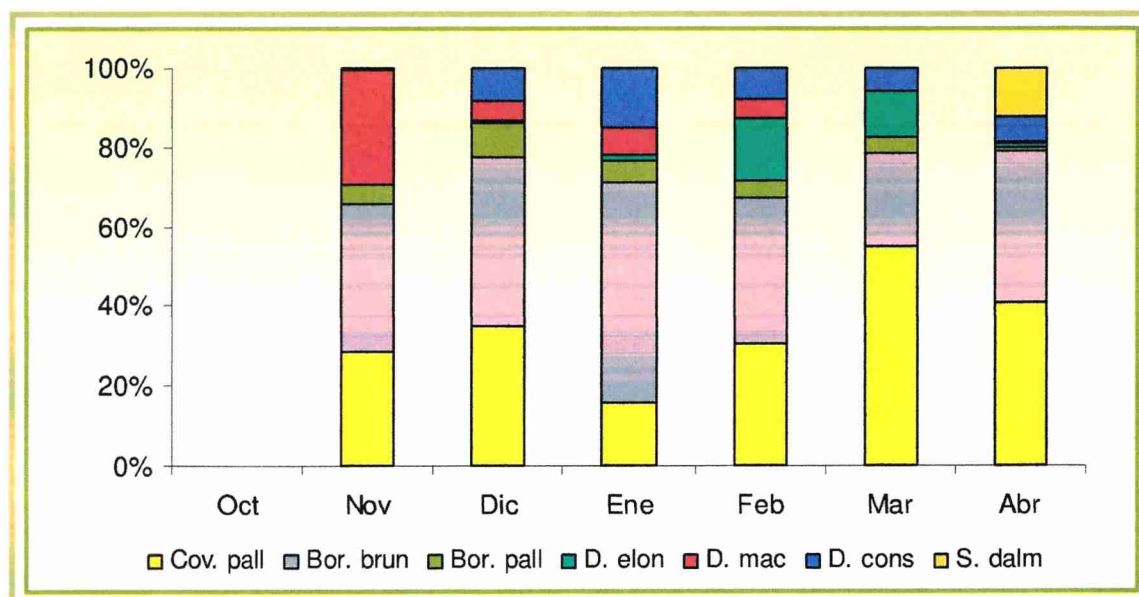


**Gráfico 4.15:** Proporción (%) de cada especie de acridio en los Pastizales halófilos (2006-07). C. pall: *Covasacris pallidinota*; B. brun: *Borellia bruneri*; B. pall: *Borellia pallida*; D. elon: *Dichroplus elongatus*; D. mac: *Dichroplus maculipennis*; D. con: *Dichroplus conspersus*; B. pse: *Baeacris pseudopunctulatus*; A. lin: *Aleuas lineatus*; A. vit: *Aleuas vitticollis*; S. dal: *Sinipta dalmani*; P.gra: *Parorphula graminea*; D. pra: *Dichroplus pratensis*; S. var: *Scyllinula variabilis*; S.lem: *Scotussa lemniscata*.

*Dichroplus conspersus* y *D. maculipennis* aumentaron sus abundancias con respecto al año anterior en un porcentaje superior al 100%. En la temporada 2005-06 se colectó un total de 26 individuos de *D. conspersus* y en 2006-07 un total de 105 (Figura 4.i). Con respecto a *D. maculipennis*, se colectaron 38 individuos en la temporada 2005-06 y 483 individuos en 2006-07, alcanzando en el sitio 1 (Estancia La Lía), una abundancia relativa del 50,6 % (n =286), en el mes de noviembre. En ese momento, la abundancia promedio en los tres sitios fue del  $28.34 \pm 12.17\%$ . A partir de diciembre se observó una importante declinación en la abundancia de esta especie ( $5,1 \pm 3,85\%$ ) y se mantuvo constante alrededor de este valor en los siguientes muestreos, hasta marzo, cuando no se encontraron individuos.



**Figura 4.i:** *Dichroplus conspersus*, hembras.



**Gráfico 4.16:** Abundancia relativa promedio de las especies de acridios numéricamente más importantes en los Pastizales halófilos (2006-07). C. pall: *Covasacris pallidinota*; B. brun: *Borellia bruneri*; B. pall: *Borellia pallida*; D. elon: *Dichroplus elongatus*; D. mac: *Dichroplus maculipennis*; D. con: *Dichroplus conspersus*; S. dal: *Sinipta dalmani*.

La diferencia observada en la abundancia de las especies más importantes fue altamente significativa (Levene:  $F = 0,607$   $p = 0,772$   $gl = 4,85$ , ANOVA:  $F = 20,45$   $p = 0,0001$   $gl = 4,85$ ). La abundancia relativa de *C. pallidinota* y *B. bruneri* fue significativamente mayor que la de las restantes especies (Tukey HSD  $p < 0.05$ ). (Tabla 4.13), no existiendo diferencias significativas en la abundancia relativa de ambas especies.

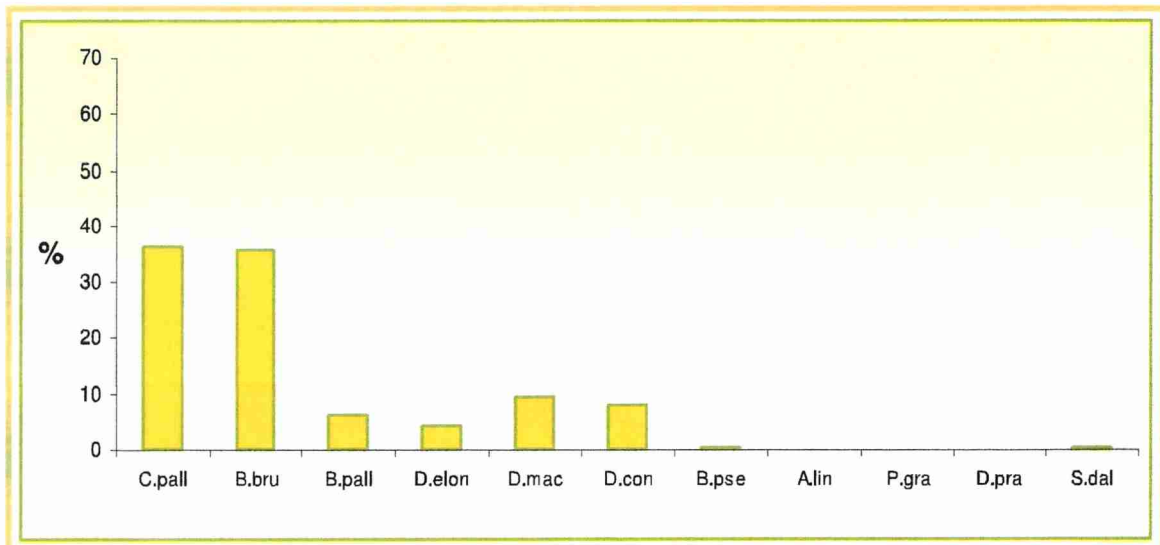
**Tabla 4.13:** Abundancia relativa promedio ( $\pm$  ES) de las especies de acridios numéricamente más importantes en los Pastizales halófilos (2006-07). Letras distintas indican diferencias significativas (Tukey HSD  $p < 0.05$ )

Especie	Media $\pm$ ES	Grupos según Tukey HSD 95%
<i>Borellia bruneri</i>	37,78 $\pm$ 5.31	a
<i>Covasacris pallidinota</i>	32,78 $\pm$ 4.51	a
<i>Dichroplus maculipennis</i>	7,61 $\pm$ 3,16	b
<i>Dichroplus conspersus</i>	7,06 $\pm$ 2,11	b
<i>Dichroplus elongatus</i>	4,93 $\pm$ 3	b

Durante la temporada 2007-08 se registró un total de 11 especies de acridios (5 melanoplinos, 3 gomphocerinos, 2 acridinos, 1 copiocerinae). Nuevamente, la

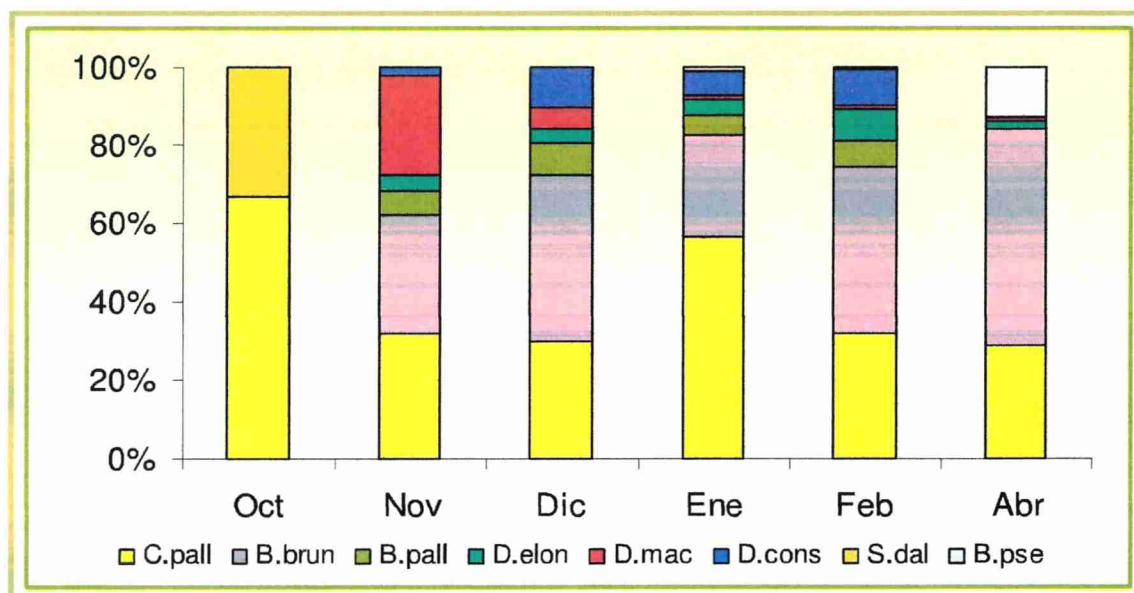
subfamilia Gomphocerinae fue la más abundante (42.07 %), seguida por Acridinae (36.14 %) y por Melanoplinae, (21.7 %).

La situación observada fue similar a la de las dos temporadas anteriores, *Covasacris pallidinota* y *B. brunneri* fueron las especies más abundantes. *Covasacris pallidinota* representó el 36.07 % del total, y *B. brunneri* el 35.6 %.



**Grafico 4.17:** Proporción (%) de cada especie de acridio en los Pastizales halófilos (2007-08). C. pall: *Covasacris pallidinota*; B. brun: *Borellia brunneri*; B. pall: *Borellia pallida*; D. elon: *Dichroplus elongatus*; D. mac: *Dichroplus maculipennis*; D. con: *Dichroplus conspersus*; B. pse: *Baeacris pseudopunctulatus*; A. lin: *Aleuas lineatus*; P. gra: *Parorphula graminea*; D. pra: *Dichroplus pratensis*; S. dal: *Sinipta dalmani*.

En el inicio de la temporada (Octubre) se registraron solamente dos especies *S. dalmani* y *C. pallidinota* (Grafico 4.18). *Dichroplus maculipennis* presentó la mayor abundancia en el mes de diciembre, disminuyendo en los meses posteriores, como en la temporada 2006-07.



**Gráfico 4.18:** Abundancia relativa promedio de las especies de acridios numéricamente más importantes en los Pastizales halófilos (2007-08). C. pall: *Covasacris pallidinota*; B. brun: *Borellia bruneri*; B. pall: *Borellia pallida*; D. elon: *Dichroplus elongatus*; D. mac: *Dichroplus maculipennis*; D. con: *Dichroplus conspersus*; S. dal: *Sinipta dalmani*; B. pse: *Baeacris pseudopunctulatus*.

Hubo diferencia altamente significativa en la abundancia de las especies más importantes (Levene:  $F= 1,28$   $p= 0,28$   $gl= 4,70$ . ANOVA:  $F= 28,32$   $p<0.0001$   $gl= 4,70$ ), (Tabla 4.14). Las abundancias de *C.pallidinota* y *B. bruneri* difirieron significativamente de las demás especies, pero no fueron significativamente diferentes entre si (Tabla 4.14).

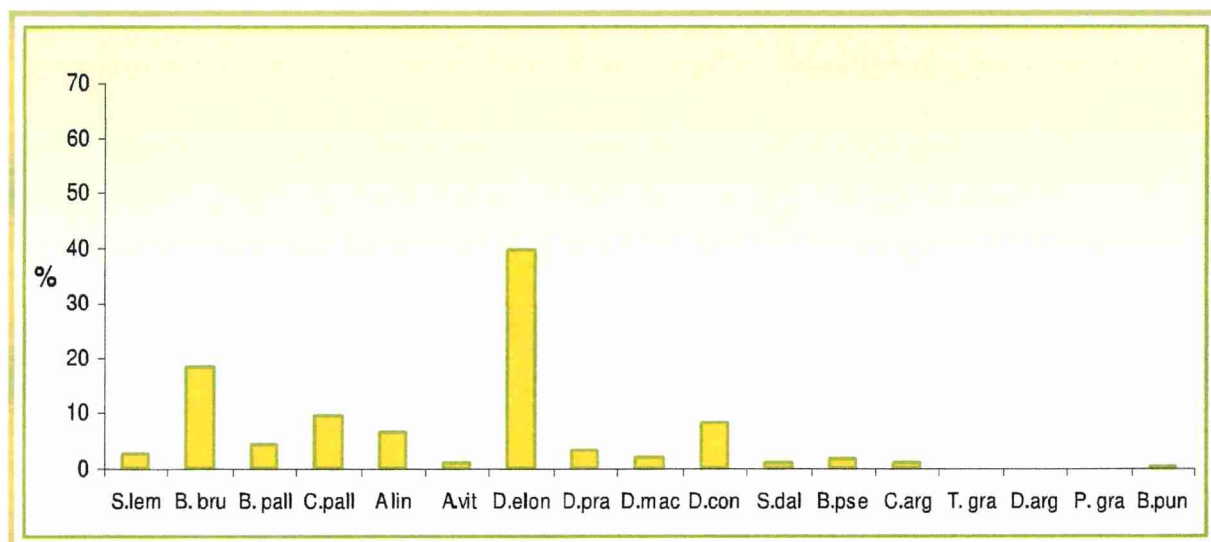
**Tabla 4.14:** Abundancia relativa promedio ( $\pm$  ES) de las especies de acridios numéricamente más importantes en los Pastizales halófilos (2007-08). Letras distintas indican diferencias significativas (Tukey HSD  $p<0.05$ )

Especie	Media $\pm$ ES	Grupos según Tukey HSD 95%
<i>Covasacris pallidinota</i>	40,70 $\pm$ 6,84	a
<i>Borellia bruneri</i>	32,7 $\pm$ 4,91	a
<i>Dichroplus maculipennis</i>	6,87 $\pm$ 3,42	b
<i>Dichroplus conspersus</i>	4,60 $\pm$ 1,50	b
<i>Borellia pallida</i>	4,3 $\pm$ 0,88	b

#### 4.2.4.3 Pastizales disturbados

En la primera temporada se colectó un total de 810 individuos, en la segunda 645 y en la tercera 1780 individuos. Durante las tres temporadas la mayor cantidad de individuos se colectó en enero y febrero: 544 individuos en 2005-06, 424 en 2006-07 y 1419 en 2007-08

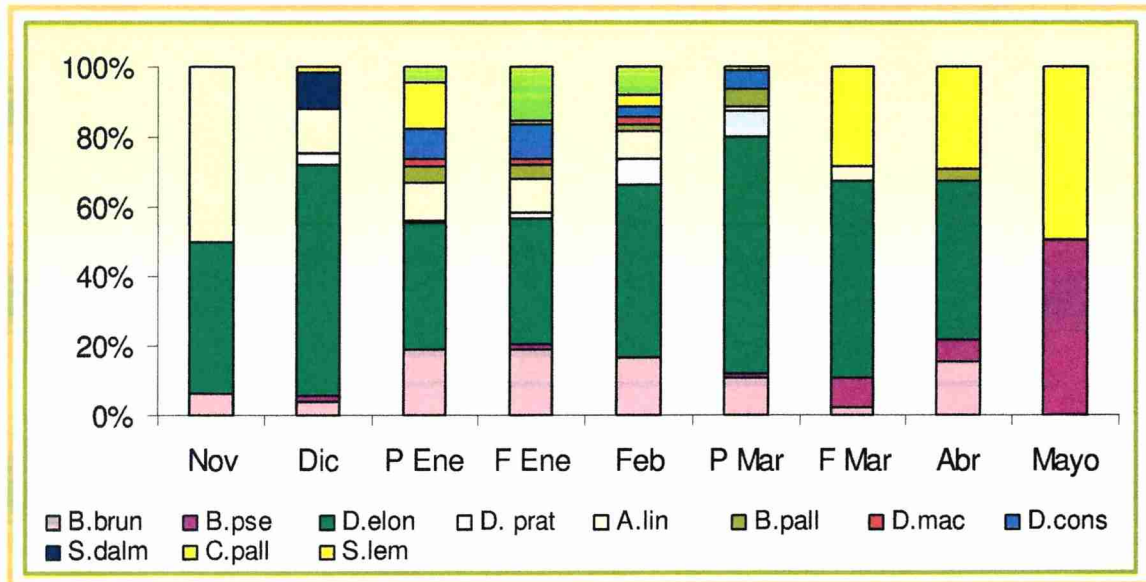
En la primera temporada (2005-06) se colectó un total de 17 especies de acridios (7 melanoplinos, 3 gomphocerinos, 3 acridinos, 2 copiocerinos, 1 leptismino, 1 romaleido) La subfamilia Melanopliinae fue la más diversa y también la más abundante representando el 57,9 %, seguida por la subfamilia Gomphocerinae con el 23,7 %. *Dichroplus elongatus* fue la especie más abundante (40%) (Gráfico 4.19). Le siguieron en importancia *B. bruneri* (18,4%), *C. pallidinota* (9,5 %), *D. conspersus* (8,3%), y *A. lineatus* (6.6 %). (Gráfico 4.19).



**Gráfico 4.19:** Proporción (%) de cada especie acridio en los Pastizales disturbados (2005-06). S.lem: *Scotussa lemniscata*; B. brun: *Borellia bruneri*; B. pall: *Borellia pallida*; C. pall: *Covasacris pallidinota*; A. lin: *Aleuas lineatus*; A. vit: *Aleuas vitticollis*; D. elon: *Dichroplus elongatus*; D. pra: *Dichroplus pratensis*; D. mac: *Dichroplus maculipennis*; D. con: *Dichroplus conspersus*; S. dal: *Sinipta dalmani*; B.pse: *Baeacris pseudopunctulatus*; C. arg: *Cocytottetx argentina*; T. gra: *Tucayaca gracilis*; D. arg: *Diponthus argentinus*; P.gra: *Parorphula graminea*; B.pun: *Baeacris puntulactus*.



La abundancia relativa de *D. elongatus* fue casi constante en cada uno de los muestreos. En el mes de mayo las únicas especies colectadas fueron *C. pallidinota* y *B. pseudopunctulatus* (Gráfico 4.20).



**Gráfico 4.20:** Abundancia relativa promedio de las especies de acridios numéricamente más importantes en los Pastizales disturbados (2005-06). B. brun: *Borellia bruneri*; B. pse: *Baeacris pseudopunctulatus*; D. elon: *Dichroplus elongatus*; D. pra: *Dichroplus pratensis*; A. lin: *Aleuas lineatus*; B. pall: *Borellia pallida*; D. mac: *Dichroplus maculipennis*; D. con: *Dichroplus conspersus*; S. dal: *Sinipta dalmani*; C. pall: *Covasacris pallidinota*; S. lem: *Scotussa lemniscata*.

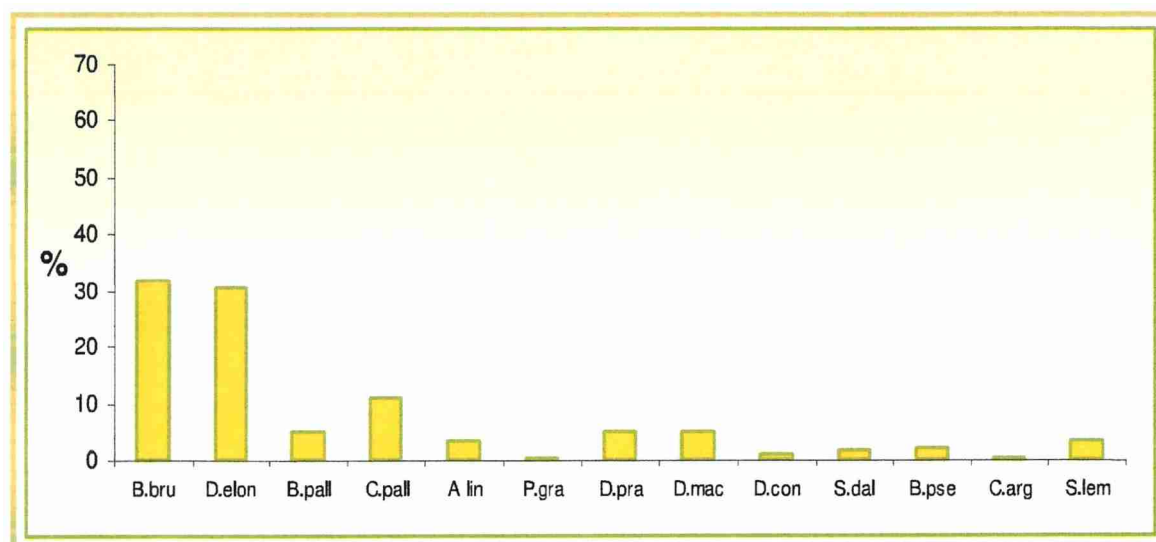
Hubo diferencia significativa entre la abundancia de las especies más importantes (Levene:  $F = 2,35$   $p = 0,06$ ,  $gl = 4,105$ . ANOVA:  $F = 19,65$   $p < 0,0001$ ,  $gl = 4,105$ ). La abundancia relativa de *D. elongatus* fue significativamente superior a la del resto de las especies consideradas en el análisis (Tukey HSD:  $p < 0,0001$ ) (Tabla 4.15). No se registraron diferencias significativas en la abundancia del resto de las especies analizadas.

**Tabla 4.15:** Abundancia relativa promedio ( $\pm$  ES) de las especies de acridios numéricamente más importantes en los Pastizales disturbados (2005-06). Letras distintas indican diferencias significativas (Tukey HSD  $p < 0.05$ ).

Especie	Media $\pm$ ES	Grupos según Tukey HSD 95%
<i>Dichroplus elongatus</i>	45,96 $\pm$ 6,10	<b>a</b>
<i>Borellia bruneri</i>	11,7 $\pm$ 3,38	<b>b</b>
<i>Covasacris pallidinota</i>	9,57 $\pm$ 3,64	<b>b</b>
<i>Aleuas lineatus</i>	8,17 $\pm$ 2,52	<b>b</b>
<i>Dichroplus conspersus</i>	3,67 $\pm$ 4,92	<b>b</b>

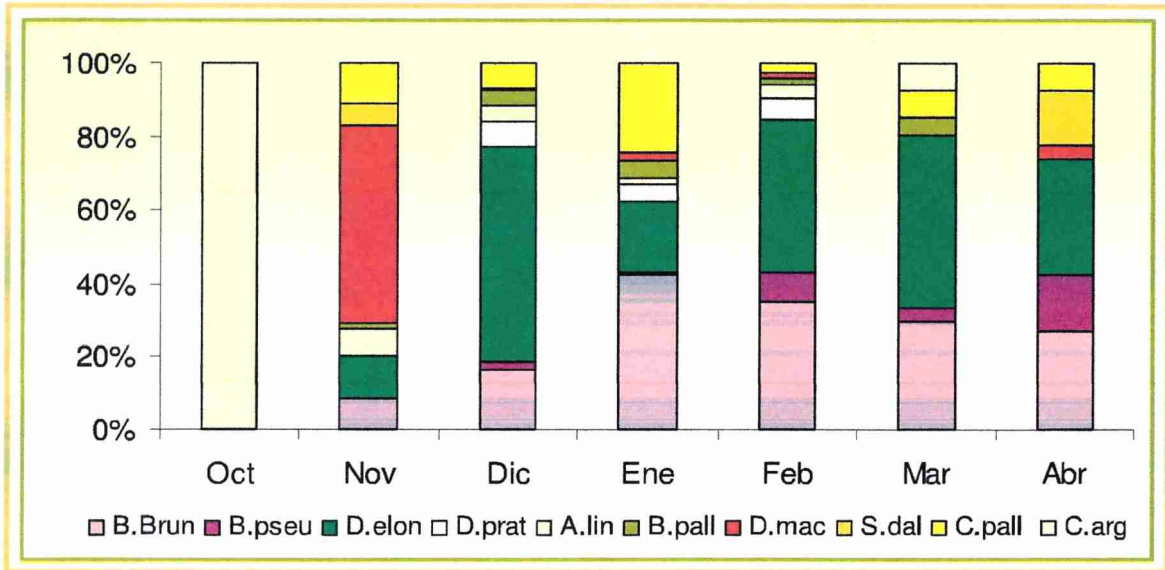
En la temporada 2006-07 se colectó un total de 13 especies (6 melanoplinos, 3 gomphocerinos, 3 acridinos y 1 copiocerino). La subfamilia Melanoplinae fue, nuevamente la más diversa y la más abundante (46.66 %), seguida por la subfamilia Gomphocerinae (38.3%).

Se observó un incremento en la abundancia de *B. bruneri* (31,8%), que junto con *D. elongatus* (30,54%) fueron las más abundantes. *Covasacris pallidinota* fue la tercer especie más abundante (10,85%). El resto de las especies mostraron valores menores al 10%. (Gráfico 4.21).



**Gráfico 4.21:** Proporción (%) de cada especie de acridio en los Pastizales disturbados (2006-07). B. bru: *Borellia bruneri*; D. elon: *Dichroplus elongatus*; B. pall: *Borellia pallida*; C. pall: *Covasacris pallidinota*; A. lin: *Aleuas lineatus*; P. gra: *Parorphula graminea*; D. pra: *Dichroplus pratensis*; D. mac: *Dichroplus maculipennis*; D. con: *Dichroplus conspersus*; S. dal: *Sinipta dalmani*; B. pse: *Baeacris pseudopunctulatus*; C. arg: *Cocytotetx argentina*; S. lem: *Scotussa lemniscata*.

En octubre, la única especie registrada fue *Cocytotettix argentina*, en estado adulto (Gráfico 4.22). *Borellia bruneri* presentó los valores más altos de abundancia relativa en los muestreos de enero ( $41.6 \pm 1.3 \%$ ) y febrero ( $33.15 \pm 6.4 \%$ ), superando ampliamente los valores observados el año anterior en la misma época ( $18.75 \pm 8.5 \%$  y  $15.22 \pm 10\%$  en enero y febrero, respectivamente).



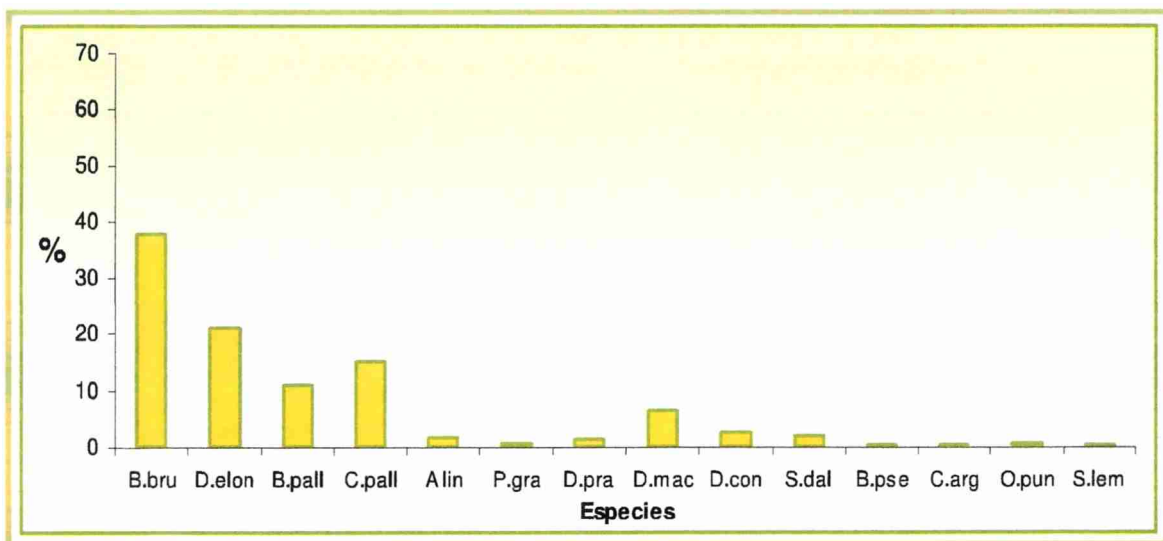
**Gráfico 4.22:** Abundancia relativa promedio de las especies de acridios numéricamente más importantes en los Pastizales disturbados (2006-07). B. brun: *Borellia bruneri*; B. pse: *Baeacris pseudopunctulatus*; D. elon: *Dichroplus elongatus*; D. pra: *Dichroplus pratensis*; A. lin: *Aleuas lineatus*; B. pall: *Borellia pallida*; D. mac: *Dichroplus maculipennis*; S. dal: *Sinipta dalmani*; C. pall: *Covasacris pallidinota*; C. arg: *Cocytotettix argentina*.

Hubo diferencia significativa en la abundancia relativa de las especies más numerosas (Levene:  $F= 1,68$   $p= 0,161$   $gl= 4,80$ . ANOVA:  $F= 5,402$   $p= 0,001$   $gl= 4,80$ ). La abundancia relativa de *D. elongatus* fue significativamente superior a la de *D. maculipennis*, *C. pallidinota* y *B. pseudopunctulatus*, pero no hubo diferencia significativa entre la abundancia de esta con la de *B. bruneri*. La abundancia relativa de esta última fue significativamente diferente de la de *B. pseudopunctulatus* (Tabla 4.16).

**Tabla 4.16:** Abundancia relativa promedio ( $\pm$  ES) de las especies de acridios numéricamente más importantes en los Pastizales disturbados (2006-07). Letras distintas indican diferencias significativas (Tukey HSD  $p < 0.05$ ).

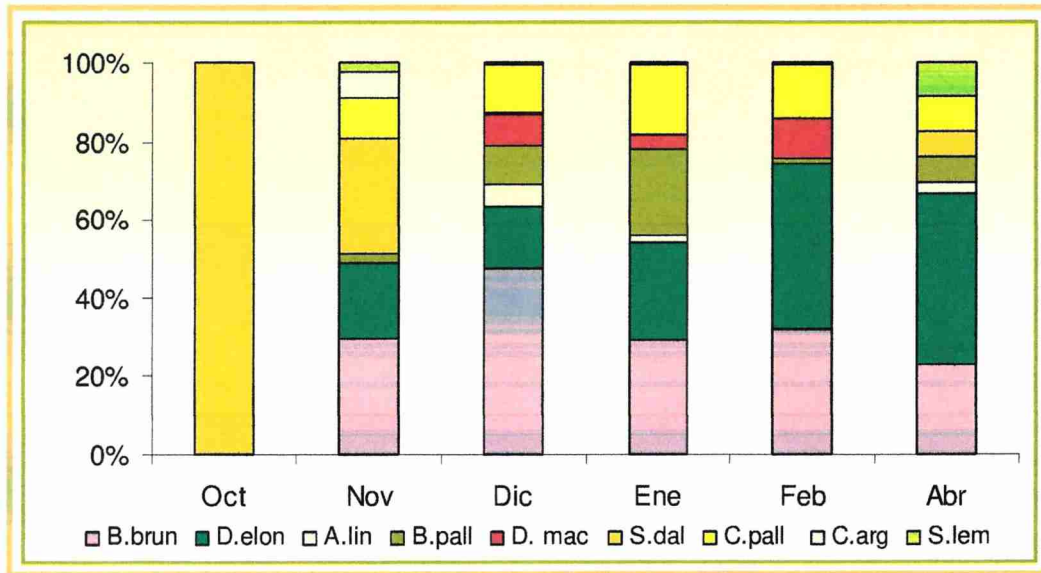
Especie	Media $\pm$ ES	Grupos según Tukey HSD 95%
<i>Dichroplus elongatus</i>	33,08 $\pm$ 6,57	a
<i>Borellia bruneri</i>	25,61 $\pm$ 5,01	a b
<i>Dichroplus maculipennis</i>	10,36 $\pm$ 6,4	b c
<i>Covasacris pallidinota</i>	9,77 $\pm$ 3,02	b c
<i>Baeacris pseudopunctulatus</i>	4,92 $\pm$ 2,32	c

En la última temporada (2007-08) se colectó un total de 14 especies (6 melanoplinos, 4 gomphocerinos, 3 acridinos, 1 copiocerino). La subfamilia Gomphocerinae fue la más abundante (51%), seguida por la subfamilia Melanoplinae (31.74%). *Borellia bruneri* fue la especie más abundante (37.9%), mostrando un incremento respecto de las temporadas anteriores. La segunda especie más importante numéricamente fue *D. elongatus*, que representó el 21% de la comunidad de acridios. Otras especies con abundancia importante fueron *C. pallidinota* (15 %), *B. pallida* (10.84%) y *D. maculipennis* 6.3% (Gráfico 4.23).



**Gráfico 4.23:** Proporción (%) de cada especie de acridio en los Pastizales disturbados (2007-08). B. brun: *Borellia bruneri*; D. elon: *Dichroplus elongatus*; B. pall: *Borellia pallida*; C. pall: *Covasacris pallidinota*; A. lin: *Aleuas lineatus*; P.gra: *Parorhphula graminea*; D. pra: *Dichroplus pratensis*; D. mac: *Dichroplus maculipennis*; D. con: *Dichroplus conspersus*; S. dal: *Sinipta dalmani*; B.pse: *Baeacris pseudopunctulatus*; C. arg: *Cocytottetx argentina*; O. pun: *Orphulella punctata*; S.lem: *Scotussa lemniscata*.

En octubre, la única especie registrada fue *S. dalmani*. A partir de noviembre, *D. elongatus* y *B. bruneri* representaron juntas más del 40% de la abundancia relativa de la comunidad de acridios en cada momento de muestreo (Gráfico 4.24).



**Gráfico 4.24:** Abundancia relativa promedio de las especies de acridios numéricamente más importantes en los Pastizales disturbados (2007-08). B. brun: *Borellia bruneri*; D. elon: *Dichroplus elongatus*; A. lin: *Aleuas lineatus*; B. pall: *Borellia pallida*; D. mac: *Dichroplus maculipennis*; S. dal: *Sinipta dalmani*; C. pall: *Covasacris pallidinota*; C. arg: *Cocytottetx argentina*; S.lem: *Scotussa lemniscata*.

Nuevamente, existió diferencia significativa en la abundancia relativa de las especies más importantes (Levene:  $F= 2.39$   $p= 0.06$   $gl= 4,80$ . ANOVA:  $F= 10.52$   $p< 0.0001$   $g.l= 4.80$ ). *Borellia bruneri* y *D. elongatus*, no mostraron diferencias significativas entre si, pero la abundancia de estas dos fue significativamente superior a la del resto de las especies consideradas en el análisis (Tukey HSD  $p<0.05$ ) (Tabla 4.17).

**Tabla 4.17:** Abundancia relativa promedio ( $\pm$  ES) de las especies de acridios numéricamente más importantes en los Pastizales disturbados (2007-08). Letras distintas indican diferencias significativas (Tukey HSD  $p < 0.05$ ).

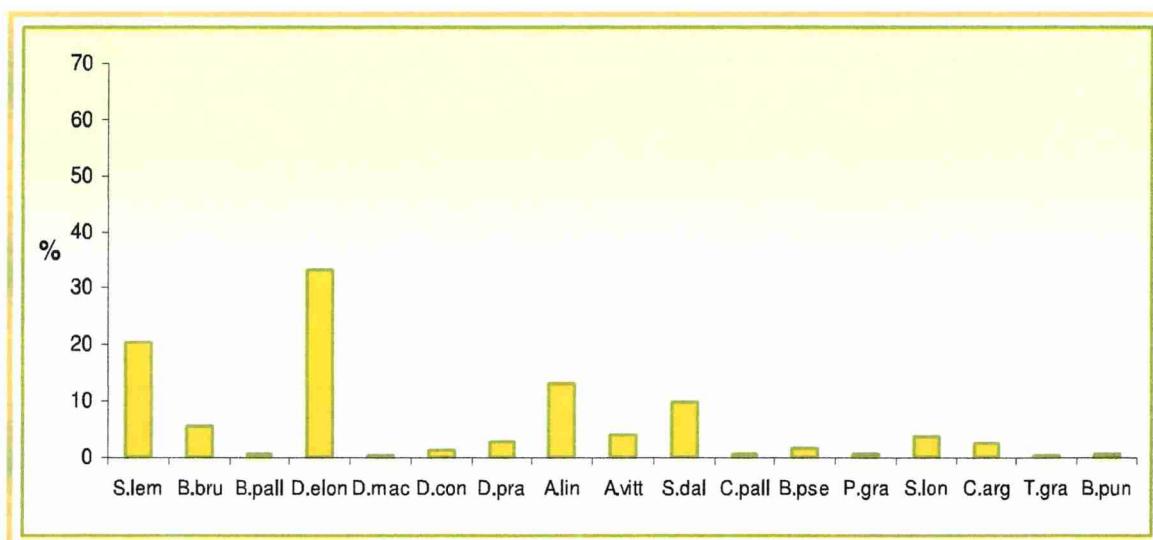
Especie	Media $\pm$ ES	Grupos según Tukey HSD 95%
<i>Borellia bruneri</i>	31,31 $\pm$ 6,2	<b>a</b>
<i>Dichroplus elongatus</i>	28,51 $\pm$ 5,67	<b>a</b>
<i>Covasacris pallidinota</i>	12,25 $\pm$ 4,29	<b>b</b>
<i>Borellia pallida</i>	8,28 $\pm$ 3,25	<b>b</b>
<i>Dichroplus maculipennis</i>	3,70 $\pm$ 1,41	<b>b</b>

#### 4.2.4.4 Pastizales nativos

En la temporada 2005-06 se colectó un total de 879 individuos. La mayor cantidad de individuos se colectó en los meses de diciembre, enero y febrero (168, 213 y 167, respectivamente). En la segunda temporada, la cantidad de individuos colectada fue de 1078. Nuevamente, la mayor cantidad de individuos se registró en los muestreos de diciembre, enero y febrero (296, 242 y 258, respectivamente). En la tercer temporada, se colectó un total de 1924 individuos, registrándose la mayor cantidad de individuos en noviembre, diciembre y enero (411, 491 y 770, respectivamente).

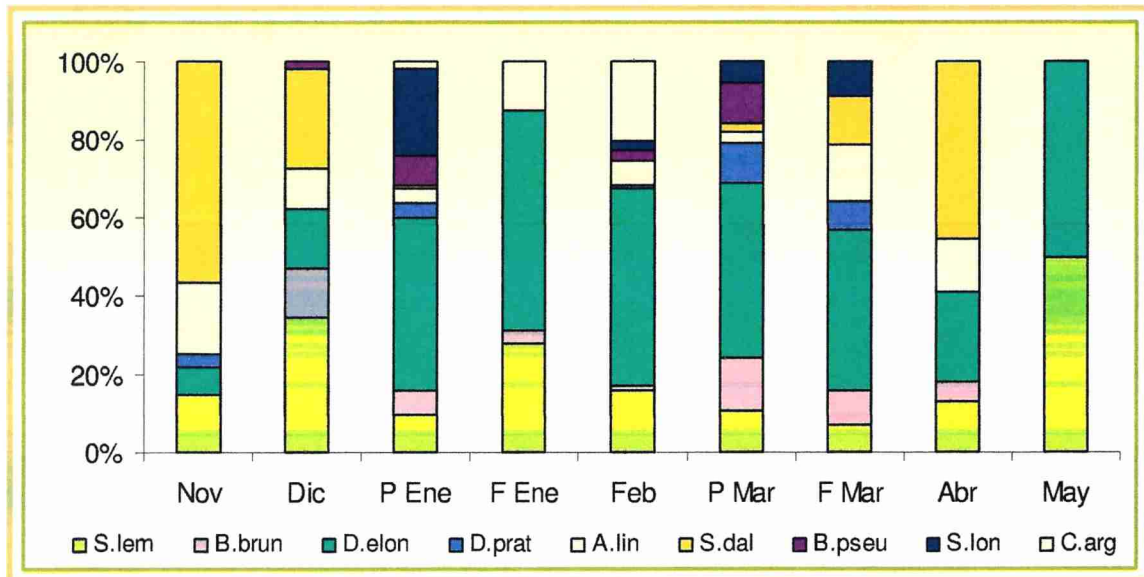
En la temporada 2005-06 se registró un total de 17 especies de acridios (7 melanoplinos, 4 gomphocerinos, 3 acridinos, 1 leptismino, 2 copiocerinos). La subfamilia Melanoplinae fue la más abundante (59.95%), seguida por las subfamilias Gomphocerinae (19.23%) y Copiocerinae (16.85%).

*Dichroplus elongatus* fue la especie más abundante (33%), seguida por *S. lemniscata* (20%) (Gráfico 4.25).



**Gráfico 4.25:** Proporción (%) de cada especie de acridio en los Pastizales nativos (2005-06). S.lem: *Scotussa lemniscata*; B. brun: *Borellia bruneri*; B. pall: *Borellia pallida*; D. elon: *Dichroplus elongatus*; D. mac: *Dichroplus maculipennis*; D. con: *Dichroplus conspersus*; D. pra: *Dichroplus pratensis*; A. lin: *Aleuas lineatus*; A. vit: *Aleuas vitticollis*; S. dal: *Sinipta dalmani*; C. pall: *Covasacris pallidinota*; B.pse: *Baeacris pseudopunctulatus*; P.gra: *Parorphula graminea*; S. lon: *Staurorhectus longicornis*; C. arg: *Cocytotetx argentina*; T. gra: *Tucayaca gracilis*; B.pun: *Baeacris puntulactus*.

La abundancia relativa de *D. elongatus* y de *S. lemniscata* se mantuvo relativamente constante en toda la temporada de muestreo (Gráfico 4.26), siendo en mayo las dos únicas especies registradas. *Staurorhectus longicornis* solamente se encontró en el sitio 5.



**Gráfico 4.26:** Abundancia relativa promedio de las especies de acridios numéricamente más importantes en los Pastizales nativos (2005-06). S.lem: *Scotussa lemniscata*; B. brun: *Borellia bruneri*; D. elon: *Dichroplus elongatus*; D. pra: *Dichroplus pratensis*; A. lin: *Aleuas lineatus*; S. dal: *Sinipta dalmani*; B. pse: *Baeacris pseudopunctulatus*; S. lon: *Staurorhectus longicornis*; C. arg: *Cocytotetx argentina*.

La diferencia observada en la abundancia de las especies más importantes fue significativa (Levene:  $F= 0,991$   $p= 0,4$ ,  $g.l= 3,84$ . ANOVA:  $F= 4,88$   $p= 0,004$ ,  $g.l= 3,84$ ). La abundancia relativa de *D. elongatus* fue significativamente superior a la de *S. dalmani* (Tukey HSD  $p= 0,002$ ) y a la de *A. lineatus*. (Tukey HSD  $p= 0,038$ ), (Tabla 4.18). La abundancia relativa de *S. lemniscata* no fue significativamente diferente de la de las otras especies consideradas en el análisis (Figura 4.j).



**Tabla 4.18:** Abundancia relativa promedio ( $\pm$  ES) de las especies de acridios numéricamente más importantes en los Pastizales nativos (2005-06). Letras distintas indican diferencias significativas (Tukey HSD  $p < 0.05$ ).

Especie	Media $\pm$ ES	Grupos según Tukey HSD 95%
<i>Dichroplus elongatus</i>	32.7 $\pm$ 5.6	<b>a</b>
<i>Scotussa lemniscata</i>	16.3 $\pm$ 3.7	<b>a b</b>
<i>Sinipta dalmani</i>	15.8 $\pm$ 5.7	<b>b</b>
<i>Aleuas lineatus</i>	8.8 $\pm$ 2.7	<b>b</b>

**Figura 4.j:** *Scotussa lemniscat*, macho.



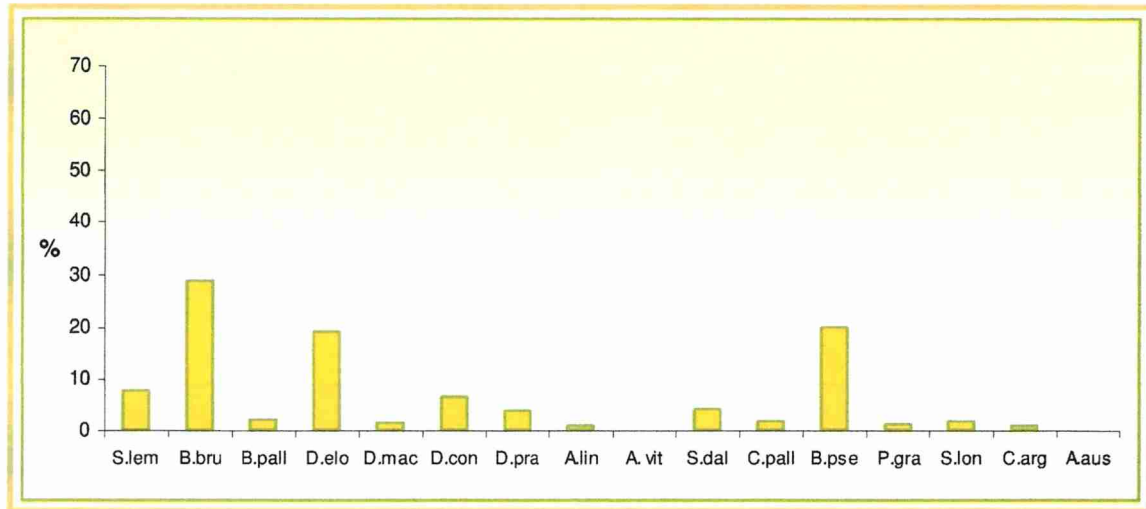
En la temporada 2006-07 se colectó un total de 16 especies (6 melanoplinos, 5 gomphocerinos, 3 acridinos, 2 copiocerinos). La subfamilia Melanoplinae fue la más abundante (58,35 %), seguida por la subfamilia Gomphocerinae (36,73 %).

Se registró un incremento superior al 100% en la proporción de *B. bruneri* en la comunidad. En el 2005-06, esta especie representó el 4,9% de la comunidad de acridios de los P. Nativos, y en el 2006-07 el 28,64 %.

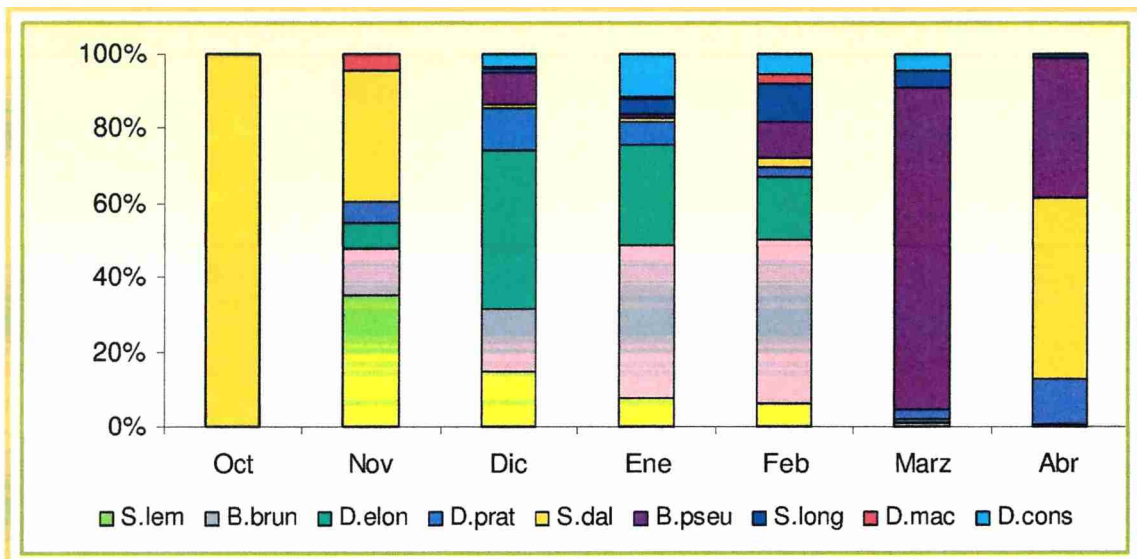
Con respecto a *D. elongatus*, la cantidad de individuos colectados en esta temporada fue menor a la colectada en el 2005-06, representado el 18.92 % de la comunidad de acridios. También, se registró una disminución en la abundancia de las especies *S. lemniscata* y *A. lineatus*, colectándose 83 ejemplares de la especie *S. lemniscata* (7.7 %) y 10 ejemplares de la especie *A. lineatus* (0.93%). (Gráfico 4.27).

*Baeacris pseudopunctulatus* representó el 20 % de la comunidad de acridios (Figura 4.k). La abundancia relativa de esta especie durante la temporada resultó baja a

finés de primavera y en los meses de verano, aumentando considerablemente a partir de los meses de marzo (83.7%), y abril (37.14%) (Gráfico 4.28).



**Gráfico 4.27:** Proporción (%) de cada especie de acridio en los Pastizales nativos (2006-07). S.lem: *Scotussa lemniscata*; B. brun: *Borellia bruneri*; B. pall: *Borellia pallida*; D. elon: *Dichroplus elongatus*; D. mac: *Dichroplus maculipennis*; D. con: *Dichroplus conspersus*; D. pra: *Dichroplus pratensis*; A. lin: *Aleuas lineatus*; A. vit: *Aleuas vitticollis*; S. dal: *Sinipta dalmani*; C. pall: *Covasacris pallidinota*; B.pse: *Baeacris pseudopunctulatus*; P.gra: *Parorphula graminea*; S. lon: *Staurorhectus longicornis*; C. arg: *Cocytotetx argentina*; A. aus: *Amblytropidia australis*.



**Gráfico 4.28:** Abundancia relativa promedio de las especies de acridios numéricamente más importantes en los Pastizales nativos (2006-07). S.lem: *Scotussa lemniscata*; B. brun: *Borellia bruneri*; D. elon: *Dichroplus elongatus*; D. pra: *Dichroplus pratensis*; S. dal: *Sinipta dalmani*; B.pse: *Baeacris pseudopunctulatus*; S. lon: *Staurorhectus longicornis*; D. mac: *Dichroplus maculipennis*; D. con: *Dichroplus conspersus*.



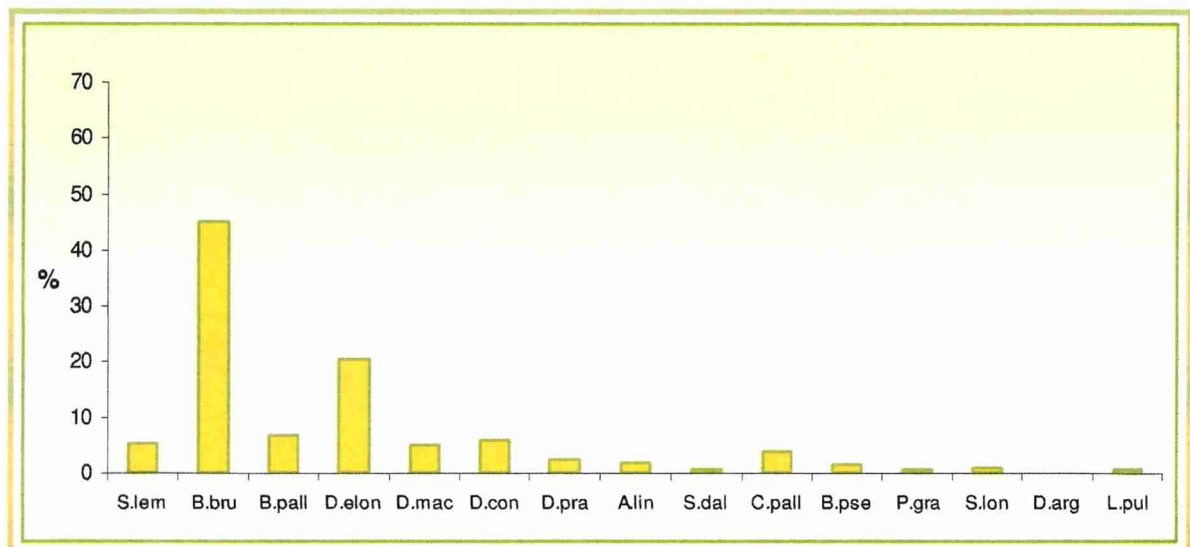
**Figura 4.k:** *Baeacris pseudopunctulatus*

No existió diferencia significativa en las abundancia relativa de las especies más importantes (Levene:  $F= 1,29$ ,  $p= 0,272$ ,  $g.l= 5,90$ . ANOVA:  $F= 0.77$ ,  $p= 0.57$ ,  $g.l= 5,90$ ). (Tukey HSD  $p>0.05$ ). (Tabla 4.19).

**Tabla 4.19:** Abundancia relativa promedio ( $\pm$  ES) de las especies de acridios numéricamente más importantes en los Pastizales nativos (2006-07) (Tukey HSD  $p >0.05$ ).

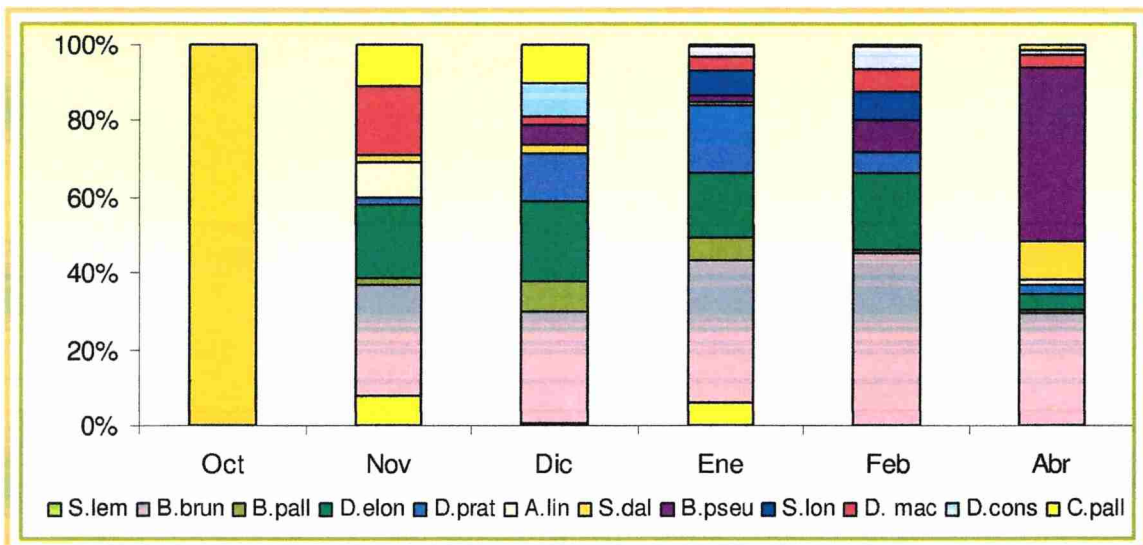
Especie	Media $\pm$ ES	Grupos según Tukey HSD 95%
<i>Borellia bruneri</i>	19,4 $\pm$ 5,1	<b>a</b>
<i>Dichroplus elongatus</i>	16,0 $\pm$ 4,6	<b>a</b>
<i>Sinipta dalmani</i>	11,2 $\pm$ 4,9	<b>a</b>
<i>Baeacris pseudopunctulatus</i>	15,5 $\pm$ 7,0	<b>a</b>
<i>Dichroplus pratensis</i>	6,8 $\pm$ 2,5	<b>a</b>

En la última temporada de estudio, 2007-08, se colectó un total de 15 especies (7 melanoplinos, 4 gomphocerinos, 2 acridinos, 1 copiocerinae, 1 romaleido). La Subfamilia Gomphocerinae fue la más abundante (53.2%), seguida por la subfamilia Melanoplinae (39.9 %). *Borellia bruneri* fue la especie con mayor proporción, (44.95%). Los mayores valores de abundancia relativa de esta especie se registraron en enero ( $37 \pm 12\%$ ), y en febrero, ( $43 \pm 15\%$ ). La segunda especie más abundante fue *D. elongatus* (20.53 %) (Gráfico 4.29).



**Gráfico 4.29:** Proporción (%) de cada especie de acridio en los Pastizales nativos (2007-08). S.lem: *Scotussa lemniscata*; B. brun: *Borellia bruneri*; B. pall: *Borellia pallida*; D. elon: *Dichroplus elongatus*; D. mac: *Dichroplus maculipennis*; D. con: *Dichroplus conspersus*; D. pra: *Dichroplus pratensis*; A. lin: *Aleuas lineatus*; S. dal: *Sinipta dalmani*; C. pall: *Covasacris pallidinota*; B.pse: *Baeacris pseudopunctulatus*; P.gra: *Parorphula graminea*; S. lon: *Staurorhectus longicornis*; D. arg: *Diponthus argentinus*; L. pul: *Leiotettix pulcher*.

En estas comunidades vegetales, se observó a principios y fines de cada temporada de muestreo, que la especie *S. dalmani* presentó una abundancia relativa importante, siendo en octubre la única especie detectada (Gráfico 4.30).



**Gráfico 4.30:** Abundancia relativa promedio de las especies de acridios numéricamente más importantes en los Pastizales nativos (2007-08). S.lem: *Scotussa lemniscata*; B. brun: *Borellia bruneri*; B. pall: *Borellia pallida*; D. elon: *Dichroplus elongatus*; D. pra: *Dichroplus pratensis*; A. lin: *Aleuas lineatus*; S. dal: *Sinipta dalmani*; B.pse: *Baeacris pseudopunctulatus*; S. lon: *Staurorhectus longicornis*; D. mac: *Dichroplus maculipennis*; D. con: *Dichroplus conspersus*; C. pall: *Covasacris pallidinota*.

Existió diferencia significativa entre la abundancia relativa de las especies más importantes (Levene:  $F= 2.25$ ,  $gl= 6.84$   $p=0.06$ . ANOVA:  $F= 8.074$ ,  $p= < 0.0001$ ,  $g.l= 6.84$ ). *Borellia bruneri* y *D. elongatus* fueron las más abundantes y significativamente diferentes de la abundancia relativa de *S. lemniscata* y *B. pallida*. La abundancia relativa de *D. elongatus* no fue significativamente diferente de la de *D. maculipennis* y *D. conspersus*. (Tabla 4.20)

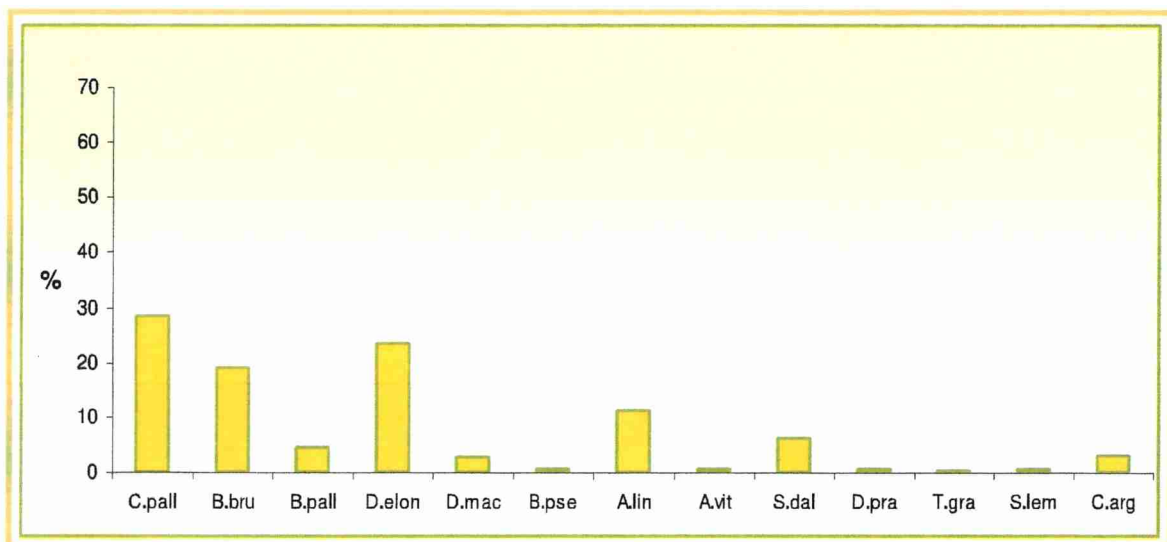
**Tabla 4.20:** Abundancia relativa promedio ( $\pm$  ES) de las especies de acridios numéricamente más importantes en los Pastizales nativos (2007-08). Letras distintas indican diferencias significativas (Tukey HSD  $p > 0.05$ ).

Especie	Media $\pm$ ES	Grupos según Tukey HSD 95%
<i>Borellia bruneri</i>	35,53 $\pm$ 5,17	<b>a</b>
<i>Dichroplus elongatus</i>	15,96 $\pm$ 2,66	<b>a b</b>
<i>Dichroplus maculipennis</i>	6,54 $\pm$ 2,11	<b>b c</b>
<i>Dichroplus conspersus</i>	3,07 $\pm$ 1,55	<b>b c</b>
<i>Scotussa lemniscata</i>	2,82 $\pm$ 1,26	<b>c</b>
<i>Borellia pallida</i>	2,63 $\pm$ 1,16	<b>c</b>

#### 4.2.4.5 Pasturas implantadas.

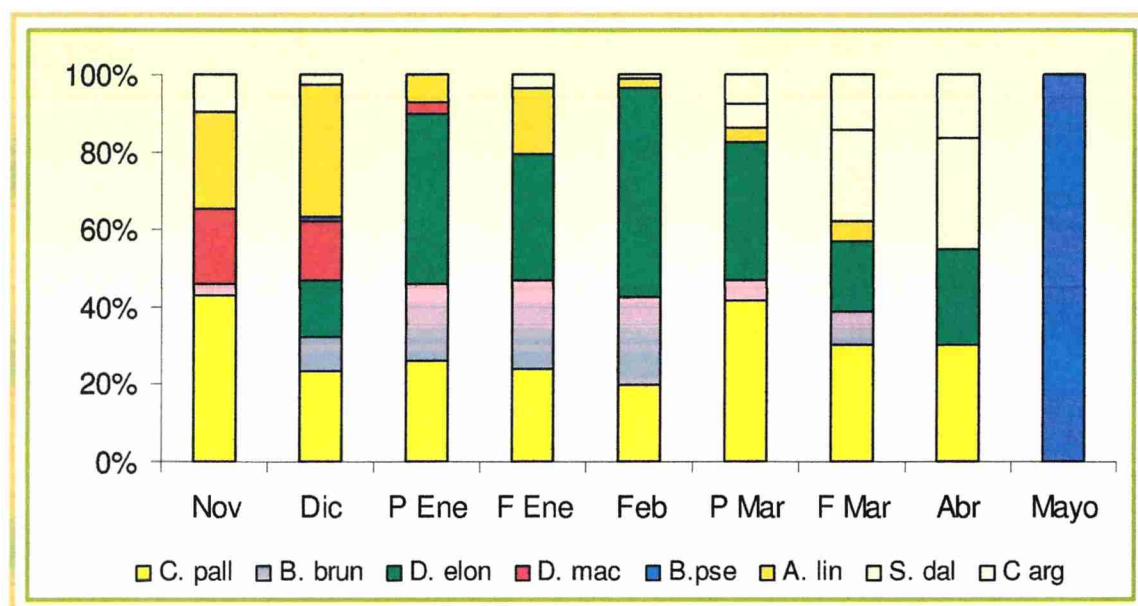
En la temporada 2005-06 se colectaron 645 individuos. La mayor cantidad se registró en diciembre, enero y febrero (125,191 y 105, respectivamente). En la segunda temporada, se colectaron 959 individuos y las mayores cantidades se registraron en diciembre (245 individuos) y en enero (293 individuos). En la última temporada, se colectaron 1910 ejemplares y las mayores cantidades se registraron en diciembre y enero (433 y 532 individuos, respectivamente).

En la primera temporada (2005-06) se colectó un total de 13 especies (5 melanoplinos, 3 gomphocerinos, 2 acridinos, 1 leptismino, 2 copiocerinos). Las subfamilias Gomphocerinae y Acridinae tuvieron una abundancia similar, 33,02 % y 30,23 %, respectivamente, seguidas por la subfamilia Melanoplinae (25,6 %). *Covasacris pallidinota* y *D. elongatus* fueron las especies que más aportaron en número a la comunidad, representando el 28,34 % y el 23,4 %, respectivamente. Le siguieron en importancia *B. bruneri* (19 %), y *A. lineatus* (11 %). (Gráfico 4.31).



**Gráfico 4.31:** Proporción (%) de cada especie de acridio en las Pasturas implantadas (2005-06). C. pall: *Covasacris pallidinota*; B. brun: *Borellia bruneri*; B. pall: *Borellia pallida*; D. elon: *Dichroplus elongatus*; D. mac: *Dichroplus maculipennis*; B.pse: *Baeacris pseudopunctulatus*; A. lin: *Aleuas lineatus*; A. vit: *Aleuas vitticollis*; S. dal: *Sinipta dalmani*; D. pra: *Dichroplus pratensis*; T. gra: *Tucayaca gracilis*; S.lem: *Scotussa lemniscata*; C. arg: *Cocytottetx argentina*.

La abundancia relativa de *C. pallidinota* fue relativamente constante durante los muestreos (Gráfico 4.32). En el último muestreo de la temporada (mayo) solamente se encontró a *B. pseudopunctulatus*.



**Gráfico 4.32:** Abundancia relativa promedio de las especies de acridios numéricamente más importantes en las Pasturas implantadas (2005-06). C. pall: *Covasacris pallidinota*; B. brun: *Borellia bruneri*; D. elon: *Dichroplus elongatus*; D. mac: *Dichroplus maculipennis*; B.pse: *Baeacris pseudopunctulatus*; A. lin: *Aleuas lineatus*; S. dal: *Sinipta dalmani*; C. arg: *Cocytotetx argentina*.

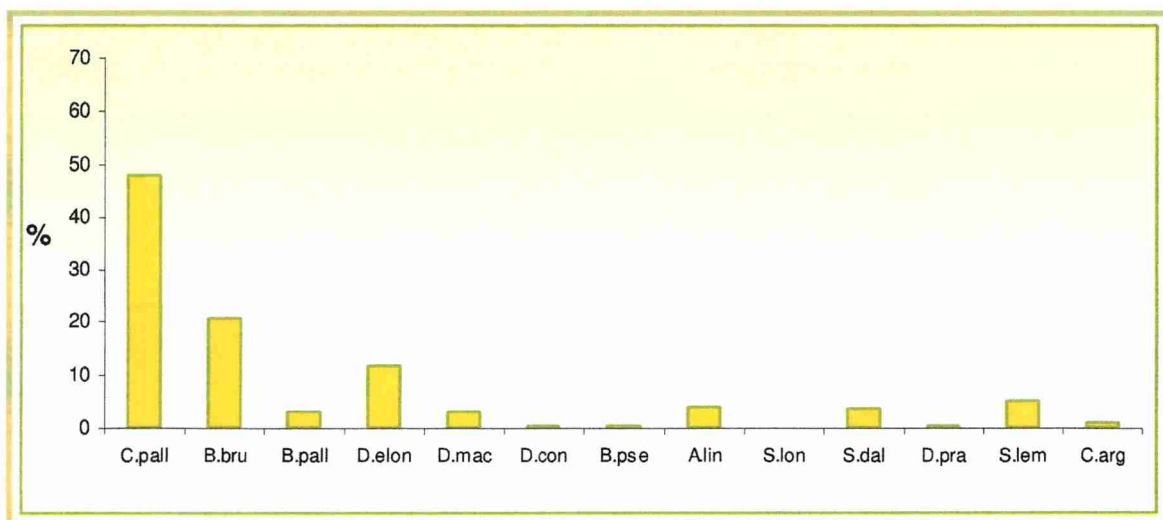
Existió diferencia significativa en la abundancia relativa de las especies más importantes (Levene:  $F= 1,988$ ,  $p= 0,085$  g.l= 5,132. ANOVA:  $F= 6,29$ ,  $p= <0,0001$  g.l= 5,132). La abundancia relativa de *C.pallidinota* fue significativamente superior a la del resto de las especies tenidas en cuenta en el análisis, con excepción de *D. elongatus*. La abundancia relativa de esta última fue significativamente diferente a la de *S. dalmani* y *C. argentina* (Tabla 4.21).

**Tabla 4.21:** Abundancia relativa promedio ( $\pm$  ES) de las especies de acridios numéricamente más importantes en las Pasturas implantadas (2005-06). Letras distintas indican diferencias significativas (Tukey HSD  $p < 0.05$ ).

Especie	Media $\pm$ ES	Grupos según Tukey HSD 95%
<i>Covasacris pallidinota</i>	29,9 $\pm$ 5,6	a
<i>Dichroplus elongatus</i>	25,6 $\pm$ 4,4	a b
<i>Borellia bruneri</i>	11,4 $\pm$ 4,2	b c
<i>Aleuas lineatus</i>	10,6 $\pm$ 3,1	b c
<i>Sinipta dalmani</i>	8,5 $\pm$ 2,9	c
<i>Cocytotettix argentina</i>	5,6 $\pm$ 2,8	c

En la temporada 2006-07 se colectó un total de 13 especies (6 melanoplinos, 4 gomphocerinos, 2 acridinos, 1 copiocerino). La Subfamilia Acridinae fue la más abundante (48,6%), seguida por las subfamilias Gomphocerinae (27,11%) y Melanoplinae (20,64 %).

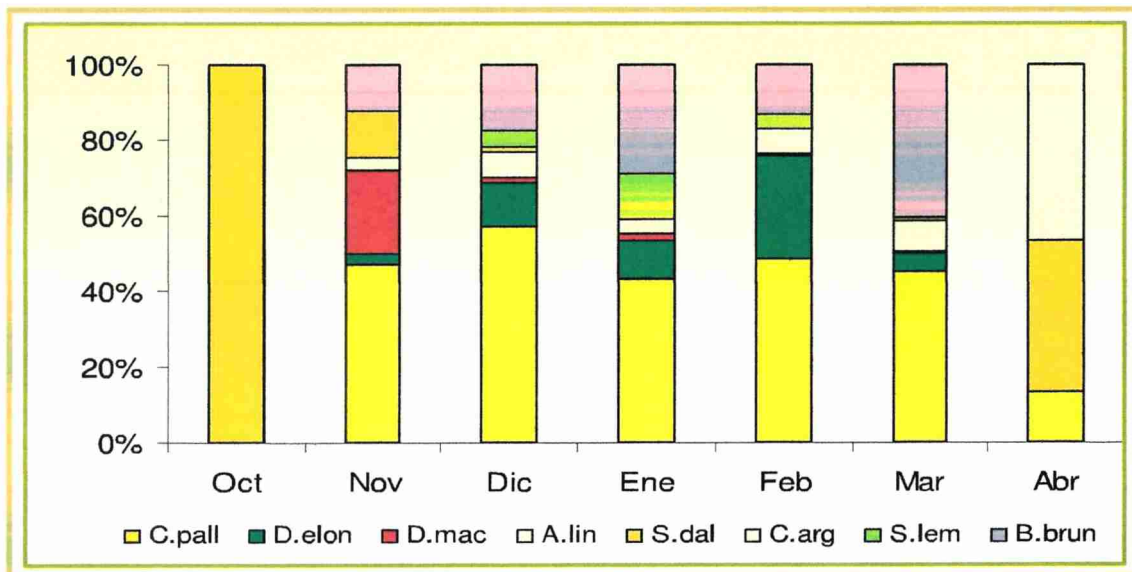
Numéricamente, la especie más importante fue *C. pallidinota* (47,86%). La proporción de *B. bruneri* fue similar a la registrada en 2005-06 (20,64%). En cambio, la abundancia de *D. elongatus* (11,8 %) y la de *A. lineatus* (3,65%) fueron menores que la registrada en la temporada previa (Gráfico 4.33).



**Gráfico 4.33:** Proporción (%) de cada especie de acridio en las Pasturas implantadas (2006-07). C. pall: *Covasacris pallidinota*; B. brun: *Borellia bruneri*; B. pall: *Borellia pallida*; D. elon: *Dichroplus elongatus*; D. mac: *Dichroplus maculipennis*; D. con: *Dichroplus conspersus*; B.pse: *Baeacris pseudopunctulatus*; A. lin: *Aleuas lineatus*; S. lon: *Staurorhectus longicornis*; S. dal: *Sinipta dalmani*; D. pra: *Dichroplus pratensis*; S.lem: *Scotussa lemniscata*; C. arg: *Cocytotettix argentina*.



En octubre, al igual que en las comunidades de P. Nativos, la única especie colectada fue *S. dalmani* (Gráfico 4.34). En noviembre, se registró una abundancia relativa importante de *D. maculipennis*, que disminuyó en los muestreos posteriores.

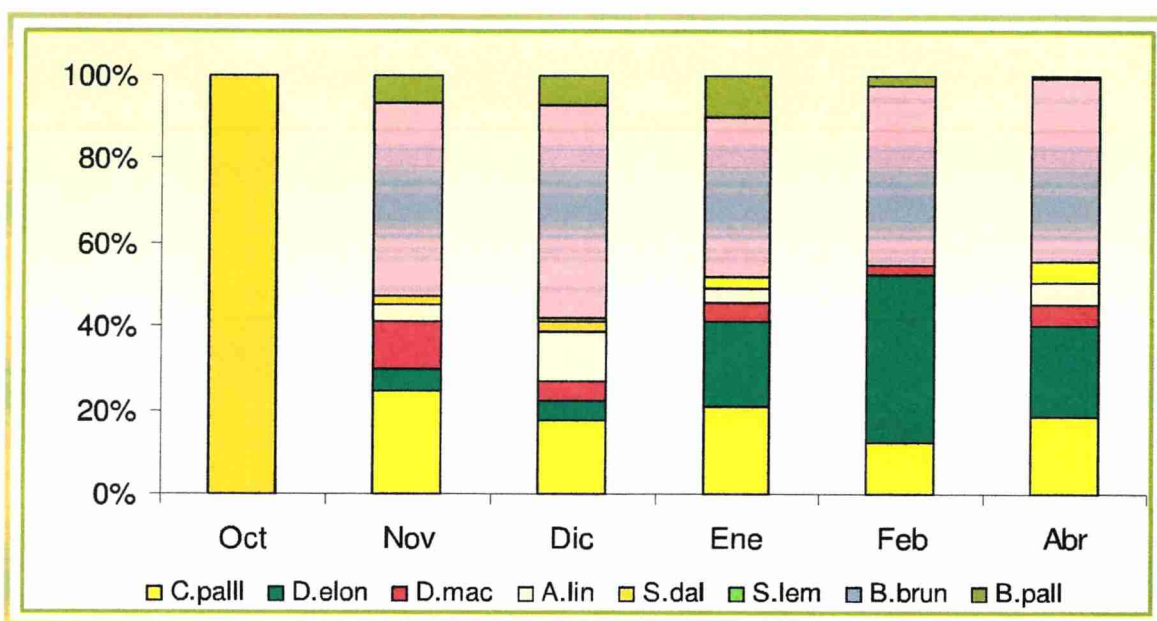


**Gráfico 3.34:** Abundancia relativa promedio de las especies de acridios numéricamente más importantes en las Pasturas implantadas (2006-07). C. pall: *Covasacris pallidinota*; D. elon: *Dichroplus elongatus*; D. mac: *Dichroplus maculipennis*; A. lin: *Aleuas lineatus*; S. dal: *Sinipta dalmani*; C. arg: *Cocytotetx argentina*; S.lem: *Scotussa lemniscata*; B. brun: *Borellia bruneri*.

Hubo diferencia significativa en la abundancia relativa de las especies más importantes (Levene:  $F=1,699$ ,  $p=0,176$  g.l= 3,64 ANOVA:  $F=4,717$ ,  $p=0,005$  g.l= 3,64). *Covasacris pallidinota* tuvo una abundancia relativa significativamente superior a la de las restantes especies consideradas en el análisis (Tukey HSD  $p<0,05$ ) (Tabla 4.22).

**Tabla 4.22:** Abundancia relativa promedio ( $\pm$  ES) de las especies de acridios numéricamente más importantes en los Pasturas implantadas (2006-07). Letras distintas indican diferencias significativas (Tukey HSD  $p<0,05$ ).

Especie	Media $\pm$ ES	Grupos según Tukey HSD 95%
<i>Covasacris pallidinota</i>	40,8 $\pm$ 6,9	<b>a</b>
<i>Borellia bruneri</i>	16,8 $\pm$ 5,1	<b>b</b>
<i>Sinipta dalmani</i>	15,2 $\pm$ 8,2	<b>b</b>
<i>Dichroplus elongatus</i>	9,1 $\pm$ 4,1	<b>b</b>



**Gráfico 4.36:** Abundancia relativa promedio de las especies de acridios numéricamente más importantes en las Pasturas implantadas (2007-08). C. pall: *Covasacris pallidinota*; D. elon: *Dichroplus elongatus*; D. mac: *Dichroplus maculipennis*; A. lin: *Aleuas lineatus*; S. dal: *Sinipta dalmani*; S.lem: *Scotussa lemniscata*; B. brun: *Borellia bruneri*; B. pall: *Borellia pallida*.

Existió una diferencia altamente significativa entre las abundancias relativas de las especies más importantes (Levene:  $F=2,43$   $p=0,057$   $g.l=4,70$ . ANOVA:  $F=10,023$ ,  $p<0,0001$   $g.l=4,70$ ). Si bien se registró un importante aumento en la abundancia relativa de *B. bruneri*, este no resultó ser significativamente diferente de las dos especies que le siguieron, *C. pallidinota* y *D. elongatus*. Las abundancias de *S. lemniscata* y de *A. lineatus* fueron significativamente menores que las abundancias de *B. bruneri* y *C. pallidinota* (Tabla 4.23).

**Tabla 4.23:** Abundancia relativa promedio ( $\pm$  ES) de las especies de acridios numéricamente más importantes en las Pasturas implantadas (2007-08). Letras distintas indican diferencias significativas (Tukey HSD  $p<0,05$ ).

Especie	Media $\pm$ ES	Grupos según Tukey HSD 95%
<i>Borellia bruneri</i>	39,3 $\pm$ 7,2	a
<i>Covasacris pallidinota</i>	17,7 $\pm$ 4,0	a
<i>Dichroplus elongatus</i>	17,7 $\pm$ 5,9	a b
<i>Scotussa lemniscata</i>	4,7 $\pm$ 2,9	b
<i>Aleuas lineatus</i>	4,5 $\pm$ 2,4	b

#### 4.2.5 Distribución de las especies de acridios:

Como fuera mencionado en la sección de metodología, para estudiar la distribución de las especies se tuvieron en cuenta dos características: la proporción de sitios (sitio x fecha de muestreo) en los que se registró la especie y la abundancia relativa promedio de la especie en las tres temporadas. El resultado de este análisis en cada comunidad vegetal fue semejante, pocas especies presentaron una amplia distribución y muchas especies mostraron una distribución intermedia y restringida.

En los P. Halófilos, se consideraron 62 sitios/años, se registraron solamente dos especies mostraron una muy amplia distribución (E), *C. pallidinota* y *B. brunneri*, registrándose en el 93,54% y el 85,5% de los sitios, respectivamente. Nueve especies tuvieron una distribución restringida (B) y una abundancia relativa escasa (II). Dos especies tuvieron una distribución intermedia (C) y una abundancia relativa escasa. *Dichroplus elongatus* y *B. pallida* mostraron una frecuencia de aparición alta con una distribución amplia (D) pero una abundancia relativa escasa (<10%). En estos ambientes no se registraron (A) siete especies del total de las colectadas en este estudio (Tabla 4.24).

En las P. Implantadas, se consideraron 61 sitios/años, las especies con mayor distribución fueron tres, en orden decreciente: *C. pallidinota*, *D. elongatus*, *B. brunneri*, también fueron las especies de mayor abundancia relativa (III), junto a *A. linneatus* que tuvo una distribución intermedia. Cuatro especies mostraron una distribución intermedia (C) con una abundancia relativa escasa (II) y nueve especies tuvieron una distribución restringida también con una abundancia relativa escasa. En las pasturas implantadas no se registraron (A) seis especies del total de las especies colectadas en este estudio (Tabla 4.25).

En los P. Nativos, se consideraron 61 sitios/ años, también las tres especies que tuvieron una mayor distribución (C) fueron las más abundantes. *Dichroplus elongatus* tuvo una muy amplia distribución (E). *Sinipta dalmani* y *B. brunneri* tuvieron una distribución amplia (D). Ocho especies tuvieron una distribución intermedia, ocupando entre el 25 y el 50% de los sitios con una abundancia relativa escasa (II). Las restantes ocho especies tuvieron una distribución restringida con una abundancia relativa escasa (II). En estos ambientes no se registraron (A) dos especies del total de las especies colectadas en este estudio (Tabla 4.26).

En los P. Disturbados, se consideraron 61 sitios/años, *D. elongatus* fue la especie con mayor distribución y abundancia, registrándose en el 81.6 % de los sitios. *Borellia bruneri* y *C. pallidinota* tuvieron una distribución amplia (D), *B. bruneri* tuvo una abundancia común (III), y *C. pallidinota* una abundancia escasa (II). Seis especies mostraron una distribución intermedia, y nueve especies tuvieron una distribución restringida (B), todas con una abundancia relativa escasa (II) (Tabla 4.27).

Considerando todos los sitios/años (241 sitios de muestreo/años), tres fueron las especies con amplia distribución (*B. bruneri*, *D. elongatus* y *C. pallidinota*). La mayoría de las especies (14) tuvieron una distribución restringida, y cinco especies mostraron una distribución intermedia. Respecto de la escala de abundancia relativa, sólo aquellas especies que presentaron una amplia distribución mostraron una mayor abundancia. Las especies de distribución restringida tuvieron una abundancia relativa escasa (Tabla 4.28). Se puede destacar a *B. pallida* como una excepción. En los P. Halófilos tuvo una distribución amplia con una abundancia relativa escasa.

El resultado del análisis de regresión efectuado entre el Ln (logaritmo natural) de la abundancia media y la cantidad de sitios ocupados fue altamente significativo ( $p < 0.0001$ ) en cada una de las comunidades vegetales y en todos los sitios muestreados (Gráficos 4.37 (a-d) y 4.38). En general, las especies con mayor abundancia tuvieron una mayor frecuencia de aparición, mostrando una mayor distribución. En todos los casos, el coeficiente de determinación ( $R^2$ ) tuvo un valor cercano a 1, lo cual sugiere que el grado de ajuste del modelo es alto.

**Tabla 4.24:** Distribución y abundancia de las especies de acridios en los Pastizales halófilos, 62 Sitios de muestreo/Años (2005-08). F: cantidad de sitios en los que se registro la especie, %: Proporción de sitios ocupados en relación al total de sitios muestreados. ED: Escala de distribución: A: No registrada, B: restringida, C: Intermedia, D: Amplia, E: Muy amplia. EAR: Escala de abundancia relativa: 0: No detectada, II: escasa, III: Común, IV: Abundante, V: Muy abundante.

	F	%	ED	AR	ES (±)	EAR
<b>Familia Acrididae</b>						
<b>Subfamilia Acridinae</b>						
<i>Covasacris pallidinota</i>	58	93,54	E	43,95	1,78	IV
<i>Parorphula graminea</i>	4	6,45	B	0,06	0,017	II
<i>Cocytotettix argentina</i>	5	8,06	B	0,27	0,063	II
<b>Subfamilia Copiocerinae</b>						
<i>Aleuas lineatus</i>	12	19,35	B	1,32	0,28	II
<i>Aleuas vitticollis</i>	1	1,61	B	0,14	0,071	II
<b>Subfamilia Leptysminae</b>						
<i>Tucayaca gracilis</i>	0	0	A	0	0	I
<b>Subfamilia Melanoplinae</b>						
<i>Baeacris punctulatus</i>	0	0	A	0	0	I
<i>Baeacris pseudopunctulatus</i>	14	22,58	B	1,41	0,27	II
<i>Dichroplus conspersus</i>	27	43,54	C	4,47	0,45	II
<i>Dichroplus elongatus</i>	34	54,83	D	3,85	0,54	II
<i>Dichroplus maculipennis</i>	23	37,09	C	4,76	0,68	II
<i>Dichroplus pratensis</i>	2	3,22	B	0,081	0,039	II
<i>Scotusa lemniscata</i>	2	3,22	B	0,025	0,009	II
<i>Leiotettix pulcher</i>	0	0	A	0	0	I
<b>Subfamilia Gomphocerinae</b>						
<i>Borellia bruneri</i>	53	85,48	E	27,09	1,34	III
<i>Borellia pallida</i>	45	72,58	D	3,83	0,20	II
<i>Scyllinula variabilis</i>	1	1,61	B	0,076	0,038	II
<i>Sinipta dalmani</i>	9	14,51	B	3,43	0,90	II
<i>Staurorhectus longicornis</i>	0	0	A	0	0	I
<i>Amblytropidia australis</i>	0	0	A	0	0	I
<i>Orphulella punctata</i>	0	0	A	0	0	I
<b>Familia Romaleidae</b>						
<b>Subfamilia Romaleinae</b>						
<i>Diponthus argentinus</i>	0	0	A	0	0	I

**Tabla 4.25:** Distribución y abundancia de las especies de acridios en las Pasturas implantadas 61 Sitios de muestreo/Años (2005-08). F: cantidad de sitios en los que se registro la especie, %: Proporción de sitios ocupados en relación al total de sitios muestreados. ED: Escala de distribución: A: No registrada, B: restringida, C: Intermedia, D: Amplia, E: Muy amplia. EAR: Escala de abundancia relativa: 0: No detectada, II: escasa, III: Común, IV: Abundante, V: Muy abundante.

	F	%	ED	AR	ES	EAR
<b>Familia Acrididae</b>						
<b>Subfamilia Acridinae</b>						
<i>Covasacris pallidinota</i>	45	73,7	D	26,19	3,08	III
<i>Parorphula gramínea</i>	1	1,64	B	0,007	0,0073	II
<i>Cocytotettix argentina</i>	8	13,11	B	4,4	2,02	II
<b>Subfamilia Copiocerinae</b>						
<i>Aleuas lineatus</i>	26	36,06	C	15,85	4,12	III
<i>Aleuas vitticollis</i>	2	3,27	B	0,52	0,36	II
<b>Subfamilia Leptysminae</b>						
<i>Tucayaca gracilis</i>	1	1,64	B	0,084	0,084	II
<b>Subfamilia Melanopliane</b>						
<i>Baeacris punctulatus</i>	0	0	A	0	0	I
<i>Baeacris pseudopunctulatus</i>	5	8,2	B	2,17	1,66	II
<i>Dichroplus conspersus</i>	9	14,75	B	0,45	0,17	II
<i>Dichroplus elongatus</i>	40	65,6	D	17,4	3,002	III
<i>Dichroplus maculipennis</i>	22	36,06	C	3,98	1,32	II
<i>Dichroplus pratensis</i>	10	16,4	B	0,45	0,18	II
<i>Scotussa lemniscata</i>	11	18,03	B	1,63	0,67	II
<i>Leiotettix pulcher</i>	0	0	A	0	0	I
<b>Subfamilia Gomphocerinae</b>						
<i>Borellia bruneri</i>	36	59,01	D	19,4	3,17	III
<i>Borellia pallida</i>	24	39,34	C	2,67	0,52	II
<i>Scyllinula variabilis</i>	0	0	A	0	0	I
<i>Sinipta dalmani</i>	22	36,06	C	15,85	4,12	III
<i>Staurorhectus longicornis</i>	1	1,63	B	0,0023	0,0023	II
<i>Amblytropidia australis</i>	0	0	A	0	0	I
<i>Orphulella punctata</i>	0	0	A	0	0	I
<b>Familia Romaleidae</b>						
<b>Subfamilia Romaleinae</b>						
<i>Diponthus argentinus</i>	0	0	A	0	0	I

**Tabla 4.26:** Distribución y abundancia de las especies de acridios en los Pastizales nativos 61 Sitios de muestreo/Años (2005-08). F: cantidad de sitios en los que se registro la especie, %: Proporción de sitios ocupados en relación al total de sitios muestreados. ED: Escala de distribución: A: No registrada, B: restringida, C: Intermedia, D: Amplia, E: Muy amplia. EAR: Escala de abundancia relativa: 0: No detectada, II: escasa, III: Común, IV: Abundante, V: Muy abundante.

	F	%	ED	AR	ES	EAR
<b>Familia Acrididae</b>						
<b>Subfamilia Acridinae</b>						
<i>Covasacris pallidinota</i>	20	34,5	C	2,24	0,63	II
<i>Parorphula graminea</i>	16	27,6	C	0,84	0,22	II
<i>Cocytotettix argentina</i>	4	6,9	B	1,18	1,01	II
<b>Subfamilia Copiocerinae</b>						
<i>Aleuas lineatus</i>	24	41,38	C	4,21	1,18	II
<i>Aleuas vitticollis</i>	5	8,62	B	0,67	0,32	II
<b>Subfamilia Leptysminae</b>						
<i>Tucayaca gracilis</i>	1	1,72	B	0,117	0,117	II
<b>Subfamilia Melanopliane</b>						
<i>Baeacris punctulatus</i>	1	1,72	B	0,085	0,085	II
<i>Baeacris pseudopunctulatus</i>	17	29,31	C	8,22	2,59	II
<i>Dichroplus conspersus</i>	17	29,31	C	2,5	0,78	II
<i>Dichroplus elongatus</i>	44	75,86	E	20,6	2,91	III
<i>Dichroplus maculipennis</i>	18	31,03	C	2,25	0,69	II
<i>Dichroplus pratensis</i>	28	48,3	C	4,98	1,3	II
<i>Scotussa lemniscata</i>	2	3,44	B	0,18	0,17	II
<i>Leiotettix pulcher</i>	26	44,82	C	9,44	2,12	II
<b>Subfamilia Gomphocerinae</b>						
<i>Borellia bruneri</i>	41	70,7	D	16,1	2,61	III
<i>Borellia pallida</i>	19	32,75	C	1,71	0,46	II
<i>Seyllinula variabilis</i>	0	0	A	0	0	I
<i>Sinipta dalmani</i>	31	53,44	D	17,73	4,32	III
<i>Staurorhectus longicornis</i>	13	22,41	B	3,35	1,32	II
<i>Amblytropidia australis</i>	1	1,72	B	0,018	0,018	II
<i>Orphulella punctata</i>	0	0	A	0	0	I
<b>Familia Romaleidae</b>						
<b>Subfamilia Romaleinae</b>						
<i>Diponthus argentinus</i>	1	1,72	B	0,04	0,04	II

**Tabla 4.27:** Distribución y abundancia de las especies de acridios en los Pastizales disturbados 61 Sitios de muestreo/Años (2005-08). F: cantidad de sitios en los que se registró la especie, %: Proporción de sitios ocupados en relación al total de sitios muestreados. ED: Escala de distribución: A: No registrada, B: restringida, C: Intermedia, D: Amplia, E: Muy amplia. EAR: Escala de abundancia relativa: 0: No detectada, II: escasa, III: Común, IV: Abundante, V: Muy abundante.

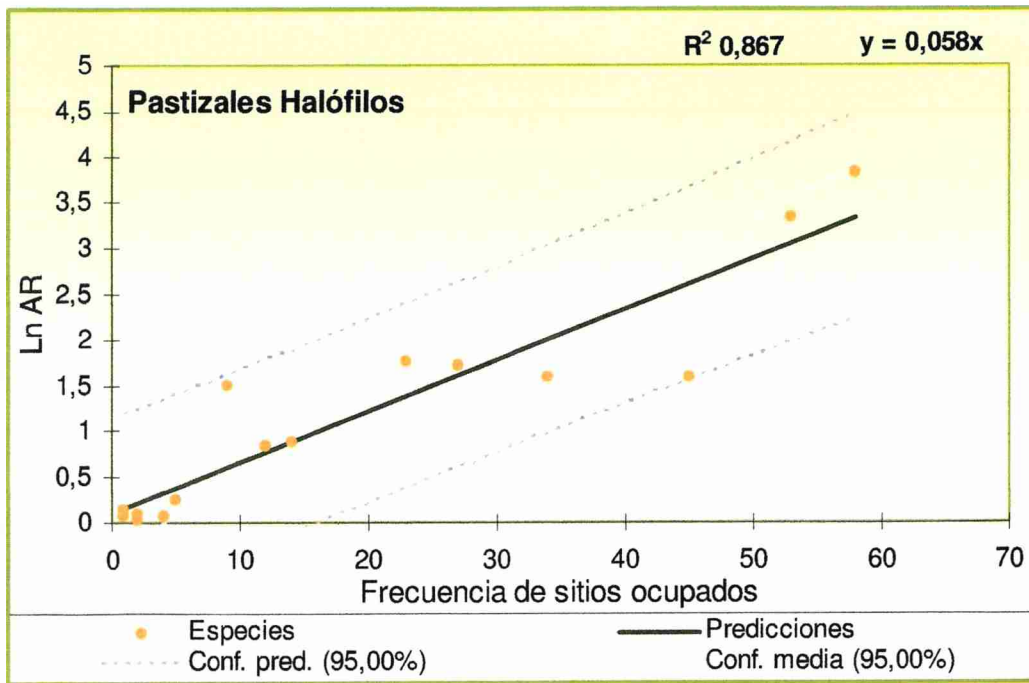
	F	%	ED	AR	ES	EAR
<b>Familia Acrididae</b>						
<b>Subfamilia Acridinae</b>						
<i>Covasacris pallidinota</i>	33	55	D	9,34	1,86	II
<i>Parorphula graminea</i>	6	10	B	0,15	0,07	II
<i>Cocytotettix argentina</i>	6	10	B	2,78	1,72	II
<b>Subfamilia Copiocerinae</b>						
<i>Aleuas lineatus</i>	23	38,3	C	4,31	1,10	II
<i>Aleuas vitticollis</i>	3	5	B	0,39	0,31	II
<b>Subfamilia Leptysminae</b>						
<i>Tucayaca gracilis</i>	1	1,6	B	0,098	0,098	II
<b>Subfamilia Melanoplinae</b>						
<i>Baeacris punctulatus</i>	1	1,6	B	0,083	0,083	II
<i>Baeacris pseudopunctulatus</i>	15	25	C	3,8	1,80	II
<i>Dichroplus conspersus</i>	13	21,6	B	1,92	0,74	II
<i>Dichroplus elongatus</i>	49	81,6	E	33,35	3,61	IV
<i>Dichroplus maculipennis</i>	18	30	C	4,30	1,89	II
<i>Dichroplus pratensis</i>	16	26,6	C	2,25	0,65	II
<i>Scotussa lemniscata</i>	0	0	A	0	0	
<i>Leiotettix pulcher</i>	15	25	C	2,81	0,84	II
<b>Subfamilia Gomphocerinae</b>						
<i>Borellia bruneri</i>	39	65	D	19,3	2,73	III
<i>Borellia pallida</i>	23	38,3	C	3,76	0,97	II
<i>Scyllinula variabilis</i>	0	0	A	0	0	I
<i>Sinipta dalmani</i>	10	16,6	B	3,33	1,53	II
<i>Staurorhectus longicornis</i>	0	0	A	0	0	I
<i>Amblytropidia australis</i>	0	0	A	0	0	I
<i>Orphulella punctata</i>	1	1,6	B	0,03	0,037	II
<b>Familia Romaleidae</b>						
<b>Subfamilia Romaleinae</b>						
<i>Diponthus argentinus</i>	1	1,6	B	0,02	0,019	II



**Tabla 4.28:** Distribución y abundancia de las especies de acridios en todos los sitios muestreados 241 Sitios de muestreo/Años (2005-08). F: cantidad de sitios en los que se registró la especie, %: Proporción de sitios ocupados en relación al total de sitios muestreados. ED: Escala de distribución: A: No registrada, B: restringida, C: Intermedia, D: Amplia, E: Muy amplia. EAR: Escala de abundancia relativa: 0: No detectada, II: escasa, III: Común, IV: Abundante, V: Muy abundante.

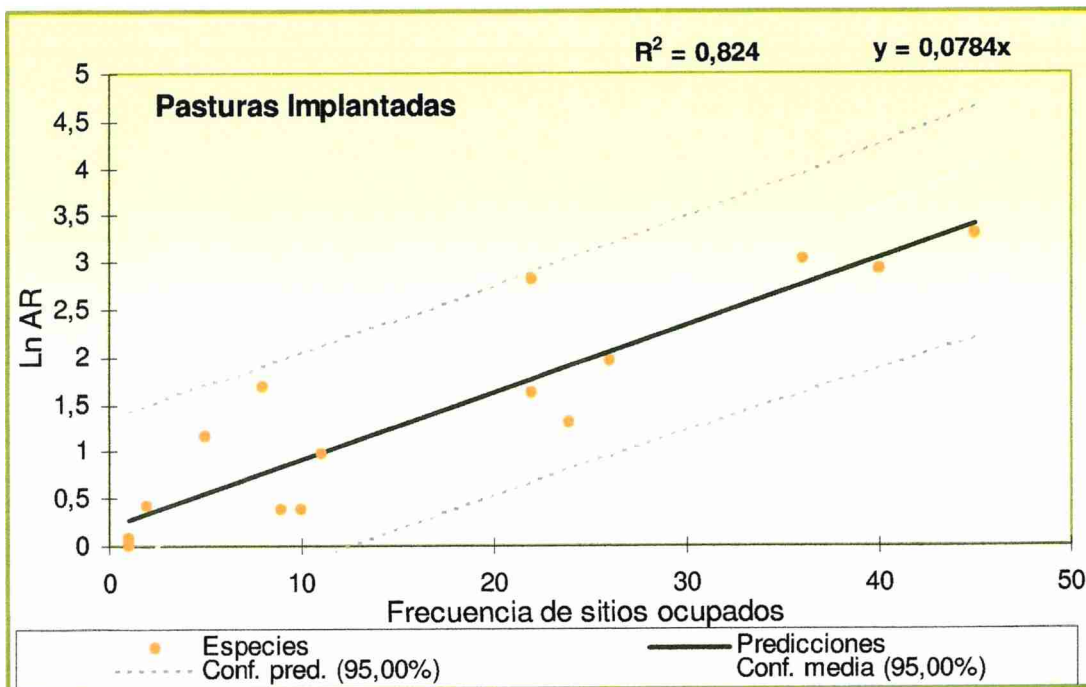
	F	%	ED	AR	ES	EAR
<b>Familia Acrididae</b>						
<b>Subfamilia Acridinae</b>						
<i>Covasacris pallidinota</i>	156	64,73	D	20,72	1,65	III
<i>Parorphula graminea</i>	27	11,20	B	0,26	0,60	II
<i>Cocytotettix argentina</i>	23	9,54	B	1,05	0,035	II
<b>Subfamilia Copiocerinae</b>						
<i>Aleuas lineatus</i>	85	35,27	C	3,97	0,55	II
<i>Aleuas vitticollis</i>	11	4,56	B	0,43	0,14	II
<b>Subfamilia Leptysminae</b>						
<i>Tucayaca gracilis</i>	2	0,83	B	0,05	0,035	II
<b>Subfamilia Melanopliane</b>						
<i>Baeacris punctulatus</i>	2	0,83	B	0,021	0,020	II
<i>Baeacris pseudopunctulatus</i>	51	21,16	B	3,85	0,90	II
<i>Dichroplus conspersus</i>	66	27,4	C	2,34	0,36	II
<i>Dichroplus elongatus</i>	167	69,3	D	18,65	1,54	III
<i>Dichroplus maculipennis</i>	81	33,61	C	3,84	0,7	II
<i>Dichroplus pratensis</i>	56	23,23	B	1,908	0,37	II
<i>Scotussa lemniscata</i>	2	0,83	B	0,045	0,009	II
<i>Leiotettix pulcher</i>	54	22,40	B	3,006	0,5	II
<b>Subfamilia Gomphocerinae</b>						
<i>Borellia bruneri</i>	169	70,12	D	20,56	1,4	III
<i>Borellia pallida</i>	111	46,06	C	3,01	0,32	II
<i>Scyllinula variabilis</i>	1	0,41	B	0,019	0,042	II
<i>Sinipta dalmani</i>	72	29,87	C	10,02	1,64	III
<i>Staurorhectus longicornis</i>	14	5,81	B	0,82	0,0045	II
<i>Amblytropidia australis</i>	1	0,41	B	0,004	0,034	II
<i>Orphulella punctata</i>	1	0,41	B	0,092	0,010	II
<b>Familia Romaleidae</b>						
<b>Subfamilia Romaleinae</b>						
<i>Diponthus argentinus</i>	2	0,83	B	0,014	0,061	II

a)



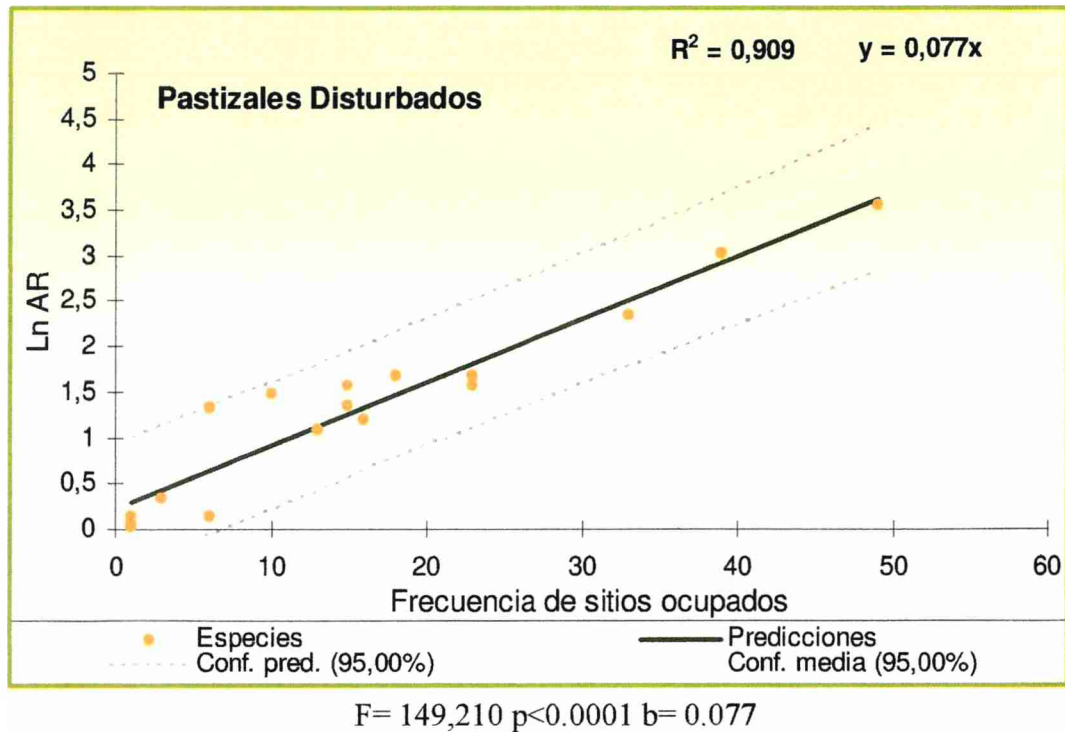
F= 84.83, p<0.0001, b= 0.058

b)

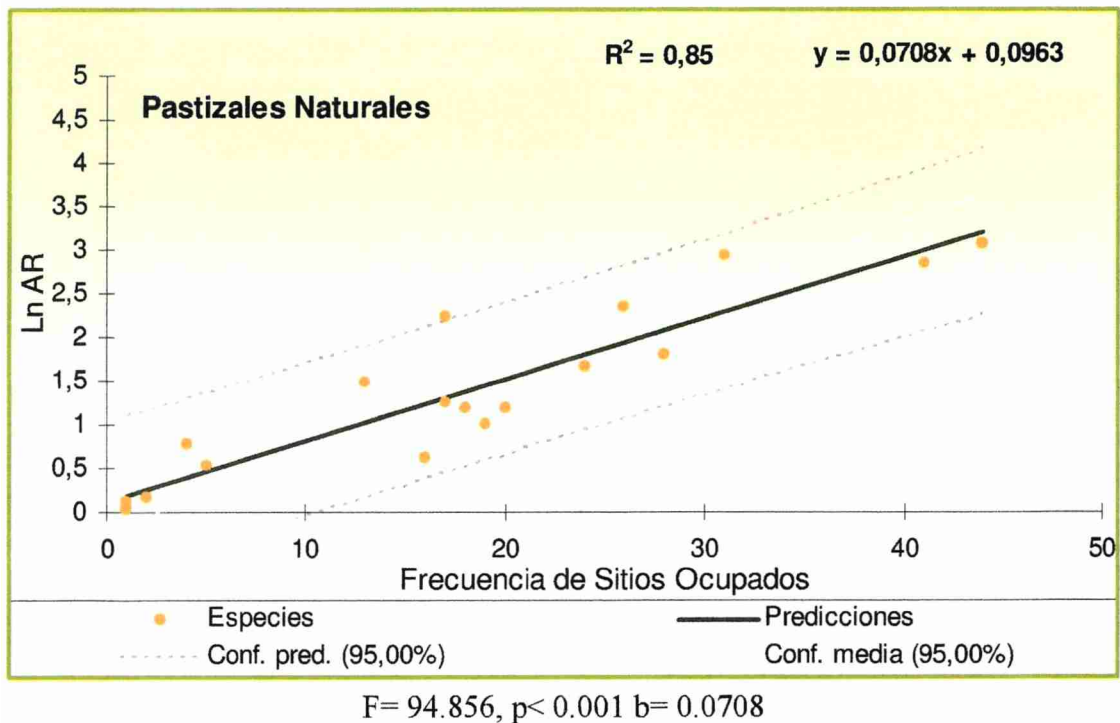


F= 65.54, p< 0.0001, b= 0.0784

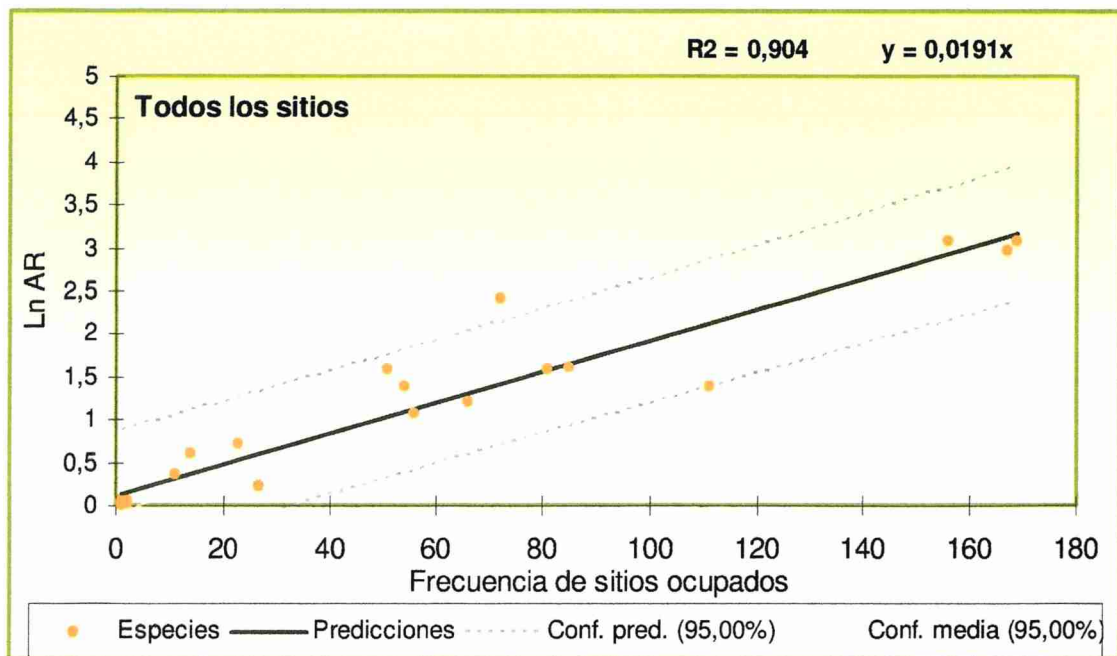
c)



d)



**Gráfico 4.37 (a-d):** Resultado del análisis de regresión entre el logaritmo natural (Ln) de la abundancia relativa promedio de cada especie de acridio y la cantidad de sitios ocupados por la especie en cada comunidad vegetal muestreada (2005-08).



$$F = 187.558 \quad p < 0.0001 \quad b = 0.0191$$

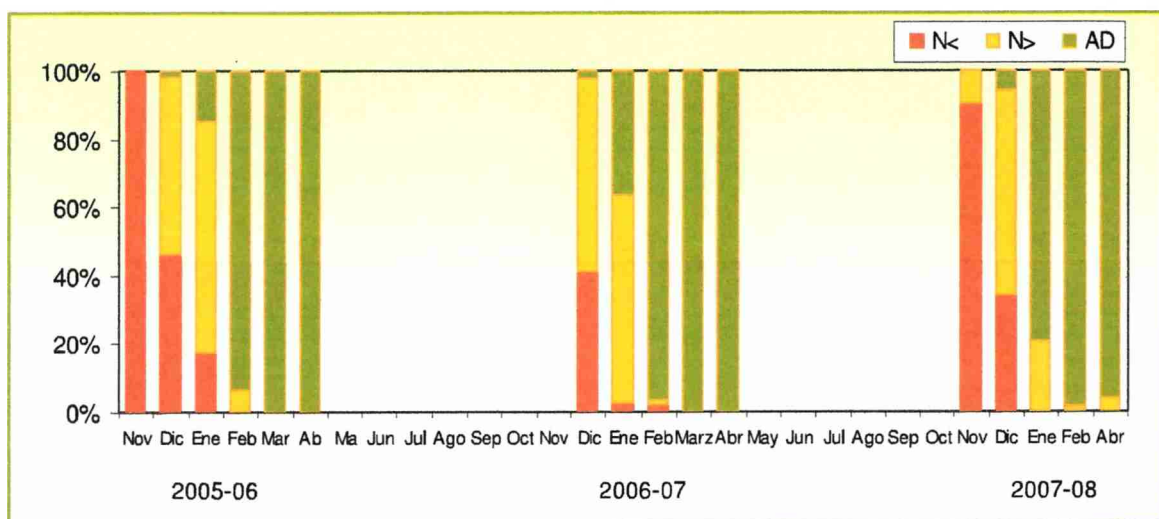
**Gráfico 4.38:** Resultado del análisis de regresión entre el logaritmo natural (Ln) de la abundancia relativa promedio de cada especie de acridio y la cantidad de sitios ocupados por la especie considerando todos los sitios (2005-08).

#### 4.2.6 Estructura y dinámica poblacional de las especies de acridios más abundantes.

##### 4.2.6.1 *Dichroplus elongatus*

###### Estructura de edades.

Los nacimientos de esta especie se observaron principalmente desde fines de noviembre hasta mediados de enero. En enero, se registró una gran proporción de ninfas mayores (IV-V) (Figura 4.1), y en febrero se observó una mayor cantidad de individuos adultos (Figuras 4.m y 4.n). Respecto de su presencia a lo largo de las temporadas, esta especie resultó más tardía que *B. bruneri* y *D. maculipennis* (Gráfico 4.39).



**Gráfico 4.39:** Proporción (%) de los diferentes estados de desarrollo de *Dichroplus elongatus* en Laprida (2005-08). N< (ninfas menores: I, II y III), N> (ninfas mayores: IV y V), AD adultos

La cantidad de ninfas de *D. elongatus* colectadas en las diferentes comunidades vegetales fue significativamente diferente (Kruskal-Wallis:  $H_0 = 18,6$   $p = 0,000$ ,  $g.l = 3$ ).

El número de ninfas promedio capturadas en los distintos ambientes por momento de muestreo para las tres temporadas de estudio en promedio fue: en los P. Halófilos:  $2.8 \pm 1.22$ ; en las P. Implantadas:  $4.95 \pm 1.4$ ; en los P. Nativos:  $21.30 \pm 6.54$ ; y en los P. Disturbados:  $18.30 \pm 2.8$ .

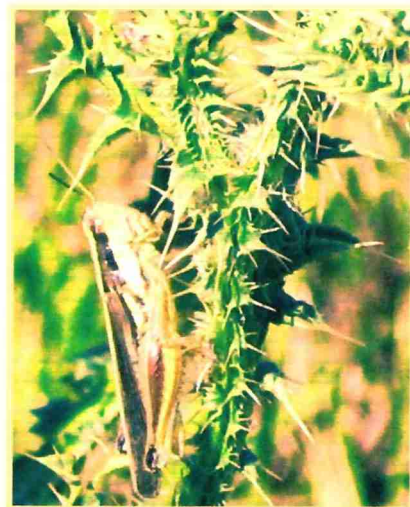
Las diferencias significativas se produjeron entre los P. Nativos y Disturbados con las P. Implantadas y los P. Halófilos. (U de Mann-Whitney  $p < 0.05$ ) (Tabla 4.29).

No hubo diferencias significativas entre la cantidad de ninfas colectadas en los P. Nativos y en los P. Disturbados, y tampoco entre la cantidad de ninfas colectadas en las P. Implantadas y en los P. Halófilos.

**Figura 4.l:** *Dichroplus elongatus*, ninfa mayor.



**Figura 4.m:** *Dichroplus elongatus*, hembra.



**Figura 4.n:** *Dichroplus elongatus*, macho.

**Tabla 4.29:** Resultados del test de U de Mann-Whitney comparando la cantidad de ninfas de *Dichroplus elongatus* en las diferentes comunidades vegetales (2005-08). \*\* Diferencia altamente, \* Diferencia significativa, significativa, NS Diferencia no significativa.

	P. Halófilos	P. Implantadas	P. Nativos	P. Disturb.
P. Halófilos		Z= 1.56 p=0.098 NS	Z= 3.312 p=0.001 *	Z=3.48 p= 0.001 *
P. Implantadas			Z= 1.96 p=0.025 *	Z= 2.58 p= 0.010 *
P. Nativos				Z= 0.125 p= 0.090 NS
P. Disturbados				

Con respecto a los adultos, la cantidad de individuos colectados en los diferentes ambientes fue significativamente diferente. (Levene:  $F= 2,37$ ,  $p= 0.074$ ,  $gl= 3,115$  ANOVA:  $F= 4.57$ ,  $p= 0.005$   $g.l= 3,115$ ). En los P. Disturbados se registró una cantidad de adultos significativamente superior a la registrada en los P. Halófilos (Tukey HSD  $p<0.002$ ). No hubo diferencias significativas entre la cantidad de adultos colectados en las demás comunidades vegetales (Tabla 4.30).

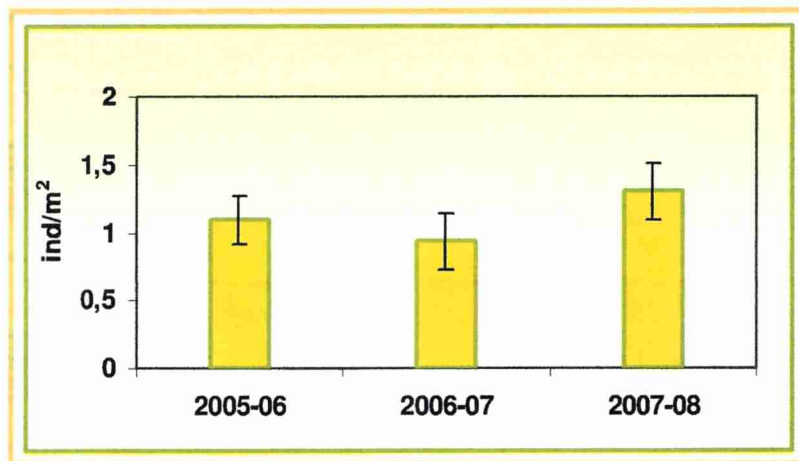
**Tabla 4.30:** Cantidad de adultos de *Dichroplus elongatus* promedio ( $\pm$  ES), en cada momento de muestreo en las diferentes comunidades vegetales (2005-08). Letras distintas indican diferencias significativas (Tukey HSD  $p < 0.05$ ).

Com. vegetales	Media $\pm$ ES	Grupos según Tukey HSD 95%
P. Disturbados	15,73 $\pm$ 3,8	<b>a</b>
P. Implantadas	9,43 $\pm$ 2,5	<b>ab</b>
P. Nativos	8.96 $\pm$ 2,5	<b>ab</b>
P. Halófilos	2,26 $\pm$ 0,8	<b>b</b>

### Análisis de la densidad entre los años de muestreo.

La densidad de *D. elongatus* en los tres años de estudio no fue significativamente diferente (Levene:  $F= 0.043$   $p= 0, 958$   $g.l= 2,185$ ; ANOVA:  $F= 2,351$   $p = 0,098$   $g.l= 2,185$ ) (Gráfico 4.40), manteniéndose relativamente constante a lo largo del estudio.

La densidad promedio anual de *D. elongatus* en 2005-06 fue de  $1,1 \pm 0,18$  ind/m<sup>2</sup>, en 2006-07 fue de  $0,93 \pm 0,21$  ind/m<sup>2</sup>, y en la última temporada (2007-08) fue de  $1,3 \pm 0,2$  ind/m<sup>2</sup>.



**Gráfico 4.40:** Densidad anual promedio ( $\pm$  ES) de *Dichroplus elongatus* (2005-08).

### **Análisis de la densidad entre las comunidades vegetales.**

La densidad de *D. elongatus* en las distintas comunidades vegetales fue significativamente diferente (Kruskal-Wallis:  $H_0 = 41,6$   $p = <0,0001$ ,  $g.l = 3$ ). Los valores promedio de densidad anual para los tres años de estudio fueron: P. Halófilos =  $0,31 \pm 0,098$ ; P. Implantadas =  $0,91 \pm 0,22$ ; P. Nativos =  $1,27 \pm 0,21$ ; P. Disturbados =  $1,91 \pm 0,3$ .

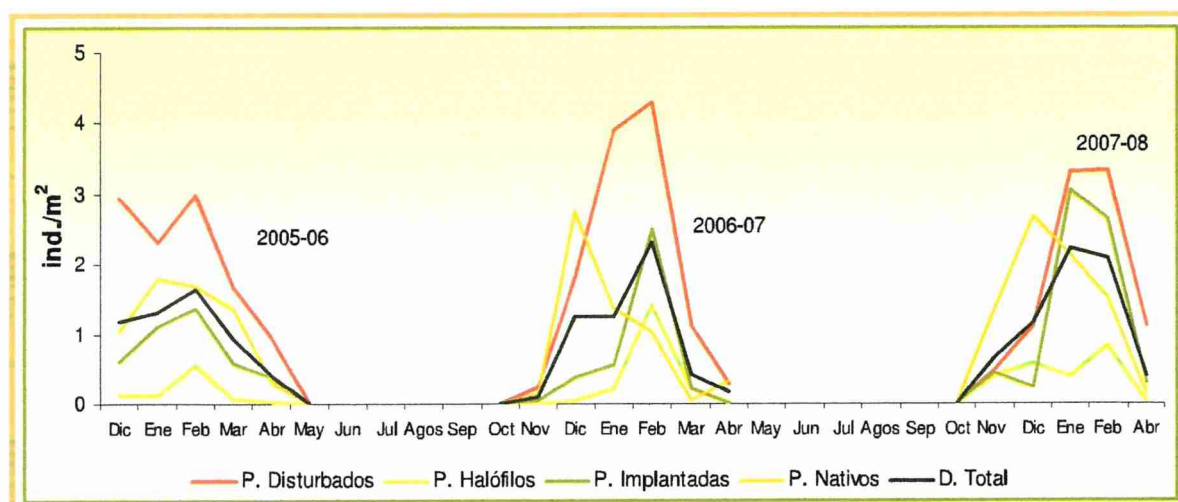
La densidad de *D. elongatus* en los P. Disturbados fue significativamente superior de la densidad de esta especie en los P. Halófilos y en las P. Implantadas (U de Mann-Whitney  $p < 0,05$ ). La densidad observada en los P. Halófilos fue significativamente menor a la registrada en los P. Implantadas y en los P. Nativos (Tabla 4.31).



**Tabla 4.31:** Resultados del test de U de Mann-Whitney comparando la densidad de *Dichroplus elongatus* en las diferentes comunidades vegetales (2005-2008). \*\* Diferencia altamente significativa, \* Diferencia significativa, NS diferencia no significativa.

	P. Halófilos	P. Implantadas	P. Nativos	P. Disturb.
P. Halófilos		Z <sub>0</sub> = 2,95 p= 0,003 *	Z= 4,43 p< 0.0001 **	Z= 5,96 p< 0.0001 **
P. Implantadas			Z= 1,79 p= 0,073 NS	Z= 3,58 p= 0.000 **
P. Nativos				Z= 1,96 p= 0,088 NS
P. Disturbados				

Los valores más altos de densidad de *D. elongatus* se registraron en los meses de diciembre, enero y febrero de cada temporada. En los P. Disturbados se registró en febrero de 2006 una densidad de  $2.98 \pm 1.7$  ind/m<sup>2</sup>, en el mismo mes de 2007  $4.3 \pm 2.5$  ind/m<sup>2</sup> y en la última temporada  $3.29 \pm 1.05$  ind/m<sup>2</sup> (enero) y  $3.31 \pm 0.75$  ind/m<sup>2</sup> (febrero) (Gráfico 4.41).



**Gráfico 4.41:** Densidad promedio de *Dichroplus elongatus* por momento de muestreo en cada una de las comunidades vegetales y la densidad total (2005-08).

### Proporción de Sexos.

Durante el primer año de muestreo se colectó un total de 445 individuos adultos de *D. elongatus* (157 ♀ y 288 ♂). La relación de machos y hembras fue significativamente diferente en los muestreos de diciembre, enero, febrero y marzo. En abril, la diferencia observada no fue significativa (Tabla 4.32). Considerando el total de

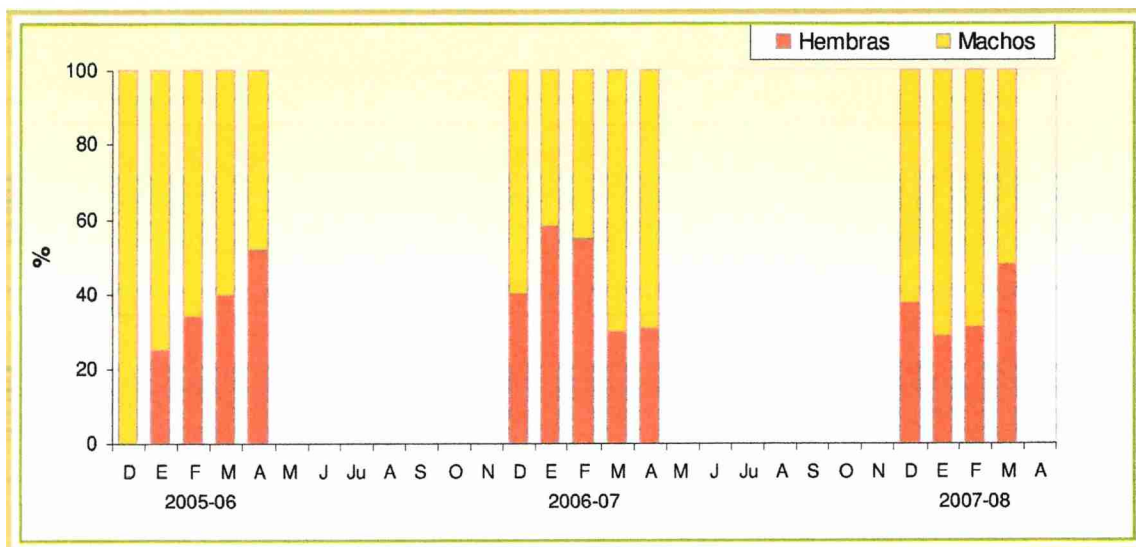
los muestreos de la temporada 2005-06, la proporción de machos fue significativamente superior a la de hembras (M 0.65: H 0.35).

En la temporada 2006-07 la cantidad de adultos colectados fue de 197 (90 ♀ y 107 ♂). La proporción entre machos y hembras fue significativamente diferente en marzo y abril (Tabla 4.32). No hubo diferencias significativas en la proporción de sexos en toda la temporada. (M 0.54: H 0.46).

En la última temporada, se colectaron un total de 568 adultos (173 ♀ y 395 ♂). La proporción de machos fue significativamente superior a la de las hembras en enero y febrero (Tabla 4.32). La proporción de sexos, considerando toda la temporada, fue significativamente diferente (M 0.70: H 0.30). En el gráfico 4.42 se observa el porcentaje de hembras y machos por muestreo.

**Tabla 4.32:** Proporción de sexos (machos y hembras) de *Dichroplus elongatus* por momento de muestreo (2005-08). Test de diferencias de proporciones  $p < 0.05$ . ♀: Hembras, ♂: Machos.

	2005-06			2006-07			2007-08		
	♀	♂	p	♀	♂	p	♀	♂	p
Diciembre	0	1		0.4	0.6	0.331	0.38	0.62	0.33
Enero	0.26	0.74	<b>0,000</b>	0.58	0.42	0.68	0.28	0.72	<b>&lt;0.0001</b>
Febrero	0.34	0.66	<b>0,008</b>	0.55	0.45	0.87	0.31	0.69	<b>&lt;0.0001</b>
Marzo	0.40	0.60	<b>0,016</b>	0.30	0.70	<b>0,005</b>	0.48	0.52	0.83
Abril	0.52	0.48	0,57	0.30	0.70	<b>0,031</b>	-----	-----	-----
Total	0.35	0.65	<b>&lt;0,0001</b>	0.46	0.54	0.228	0.30	0.70	<b>&lt;0.0001</b>

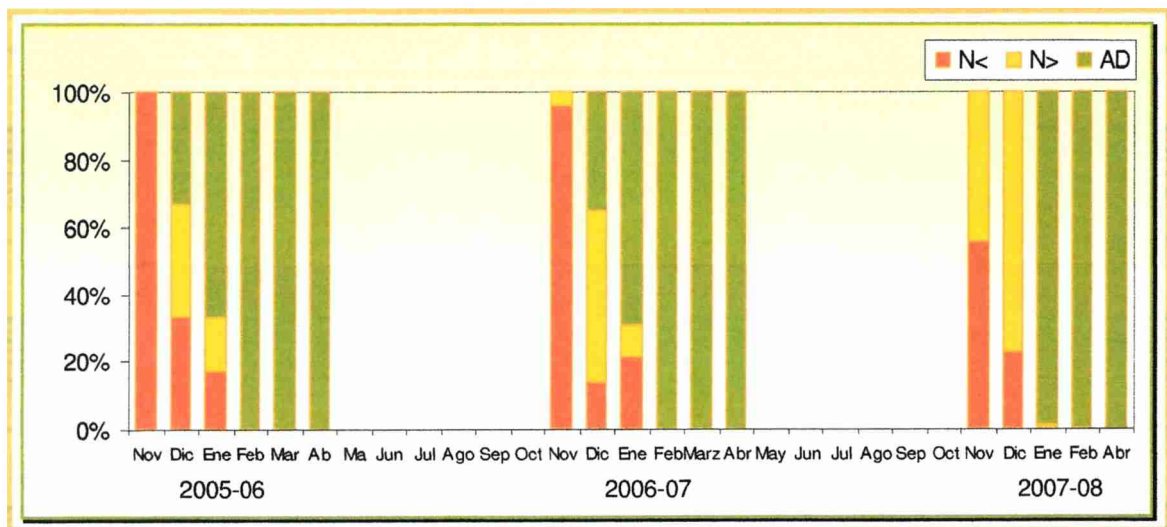


**Gráfico 4.42:** Proporción de machos y hembras de *Dichroplus elongatus* por momento de muestreo (2005-08).

#### 4.2.6.2 *Dichroplus maculipennis*

##### Estructura de edades.

Los nacimientos de esta especie comenzaron a registrarse desde noviembre hasta principios de enero. A mediados y fines de diciembre se encontraron individuos en estado adulto (Figuras 4.ñ y 4.o) (Gráfico 4.43).



**Gráfico 4.43:** Proporción (%) de los diferentes estados de desarrollo de *Dichroplus maculipennis* en Laprida (2005-08). N< (ninfas menores: I, II, III), N> (ninfas mayores: IV, V, VI), AD adultos.

La cantidad de ninfas colectadas en las distintas comunidades vegetales fue significativamente diferente (Kruskal–Wallis:  $H_0 = 9.608$ ,  $gl = 3$ ,  $p = 0.02$ ), registrándose, en los P. Halófilos, la mayor cantidad (U de Mann-Whitney  $p < 0.05$ ) (Tabla 4.33).

La cantidad promedio de ninfas de *D. maculipennis* colectadas en las diferentes comunidades vegetales en cada momento para los tres años de estudio fue: P. Halófilos:  $38,35 \pm 17,8$ ; P. Implantadas:  $3,35 \pm 1,12$ ; P. Nativos:  $3,41 \pm 1,65$ ; P. Disturbados:  $2,12 \pm 1,34$ .

**Tabla 4.33:** Resultados del test de U de Mann–Whitney, comparando la cantidad de ninfas de *Dichroplus maculipennis* en las diferentes comunidades vegetales (2005-08). \*\* Diferencia altamente significativa, \* Diferencia significativa, NS diferencia no significativa.

	P. Halófilos	P. Implantadas	P. Nativos	P. Disturb.
P. Halófilos		Z= 2.097 p=0.036 *	Z= 2.26 p=0.024 *	Z=2.48 p=0.013 *
P. Implantadas			Z= 1.24 p=0.215	Z= 1.28 p= 0.198
P. Nativos				Z= 0.494 p= 0.621
P. Disturbados				

La cantidad de adultos de *D. maculipennis* colectados en los distintos ambientes no fue significativamente diferente (Levene=  $F= 2.051$ ,  $gl= 3.159$ ,  $p= 0.109$ . ANOVA=  $F= 0.584$ ,  $gl= 3.159$   $p= 0.627$ ).



**Figura 4.ñ:** *Dichroplus maculipennis*, hembras



**Figura 4.o:** *Dichroplus maculipennis*, macho.

### Análisis de la densidad entre los años de muestreo.

La densidad de *D. maculipennis* fue significativamente diferente en las tres temporadas de estudio (Kruskal-Wallis:  $H_0 = 20,96$   $p < 0,0001$   $gl = 2$ ). En el primer año, la densidad promedio anual de esta especie fue  $0,075 \pm 0,032$  ind/m<sup>2</sup>, en 2006-07 fue de  $0,43 \pm 0,15$  ind/m<sup>2</sup>, y en la última temporada (2007-08) fue de  $0,57 \pm 0,13$  ind/m<sup>2</sup> (Gráfico 4.44). Se encontraron diferencias significativas entre las tres temporadas. La densidad de la temporada 2006-07 fue superior a la del 2005-06 (U de Mann-Whitney  $p = 0,037$ ) y la del 2007-08 fue superior a la de las otras dos temporadas (U de Mann-Whitney: 2007/08- 2005/06:  $p < 0,0001$ ; 2007/08-2006/07:  $p = 0,016$ ).

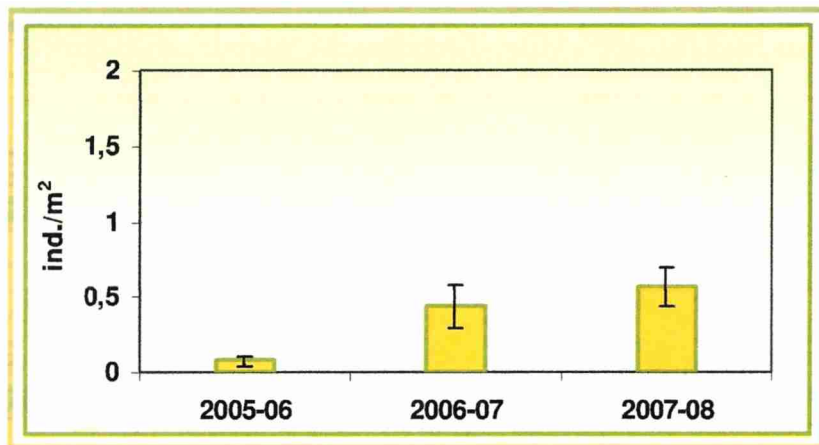
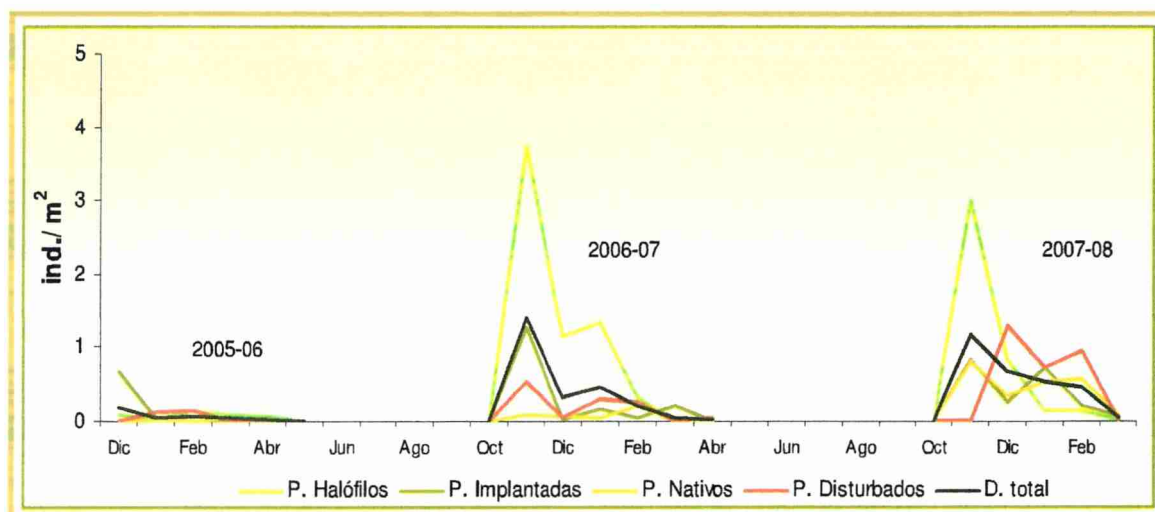


Gráfico 4.44: Densidad anual promedio ( $\pm$  ES) de *Dichroplus maculipennis* (2005-08).

### Análisis de la densidad en las diferentes comunidades vegetales.

La densidad de *D. maculipennis* en las diferentes comunidades vegetales no fue significativamente diferente (Kruskal-Wallis:  $H_0 = 1,950$ ,  $p = 0,518$ ,  $gl = 3$ ). La densidad promedio de *D. maculipennis* en las comunidades vegetales muestreadas, teniendo en cuenta las tres temporadas fue: P. Halófilos =  $0,69 \pm 0,24$  ind/m<sup>2</sup>, P. Implantadas =  $0,28 \pm 0,10$  ind/m<sup>2</sup>, P. Nativos =  $0,18 \pm 0,05$  ind/m<sup>2</sup>, P. Disturbados =  $0,27 \pm 0,08$  ind/m<sup>2</sup>.

Los mayores valores de densidad promedio de *D. maculipennis* se observaron en los P. Halófilos, principalmente debido a la cantidad de ninfas. En el resto de las comunidades vegetales la densidad fue similar (Gráfico 4.45).



**Gráfico 4.45:** Densidad promedio de *Dichroplus maculipennis* por momento de muestreo en cada una de las comunidades vegetales y la densidad total (2005-08).

### Proporción de sexos.

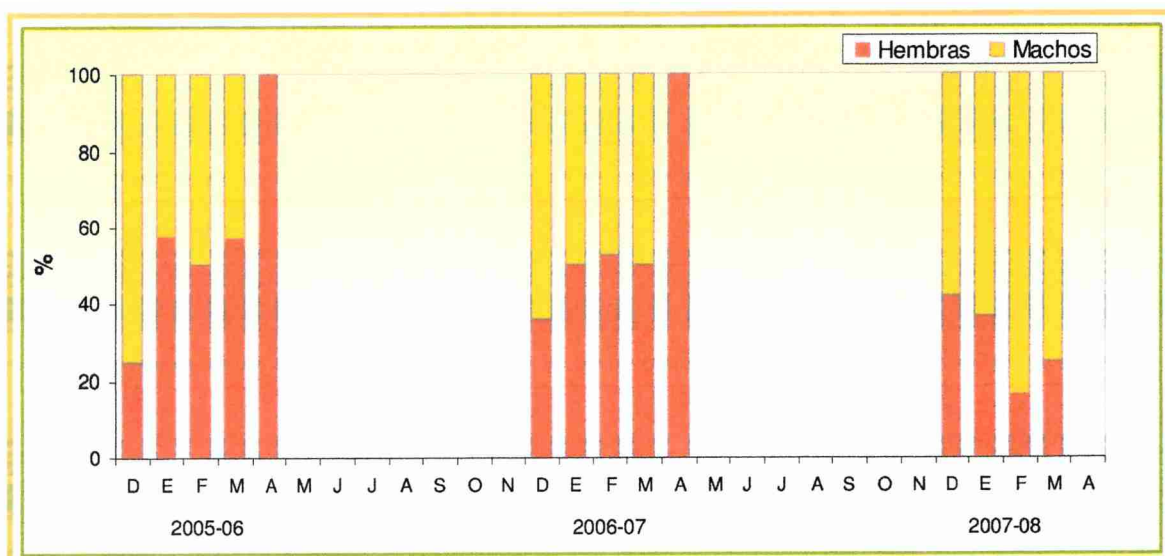
En la primera temporada se colectó un total de 31 adultos (15 ♀y 16 ♂). La proporción de sexos de toda la temporada fue de 0.52 machos: 0.48 hembras. La relación entre machos y hembras no fue significativamente diferente en ninguno de los meses de muestreo.

En la temporada 2006-07 se colectó un total de 94 adultos (44 ♀y 50 ♂). La proporción de sexos, considerando toda la temporada, fue de: 0,53 machos: 0.47 hembras y, como en la temporada anterior, no se registraron diferencias significativas entre la proporción de sexos durante los meses de muestreo.

En la última temporada (2007-08) se colectaron un total de 183 adultos (59 ♀y 124 ♂), La proporción de sexos fue de 0.32 hembras: 0.67 machos. La diferencia entre las mismas fue significativa ( $p < 0.05$ ) (Tabla 4.34). La proporción de machos en el mes de febrero fue significativamente superior a la de hembras. En los demás muestreos no hubo diferencias significativas entre las proporciones. En el gráfico 4.46 se observa el porcentaje de machos y hembras por muestreo.

**Tabla 4.34:** Proporción de sexos (machos y hembras) de *Dichroplus maculipennis* por momento de muestreo (2005-08). Test de diferencias de proporciones  $p < 0.05$ . ♀: Hembras, ♂: Machos.

	2005-06			2006-07			2007-08		
	♀	♂	p	♀	♂	p	♀	♂	p
Diciembre	0.25	0.75	0.35	0.36	0.64	0.15	0.42	0.58	0.29
Enero	0.55	0.45	0.74	0.50	0.50	1	0.37	0.63	<b>0.02</b>
Febrero	0.50	0.50	1	0.53	0.47	0.82	0.16	0.84	<b>&lt;0.0001</b>
Marzo	0.45	0.55	0.76	0.50	0.50	1	0.25	0.75	0.37
Abril	1	0		1	0				
Total	0.48	0.52	0.86	0.47	0.53	0.54	0.32	0.68	<b>&lt;0.0001</b>



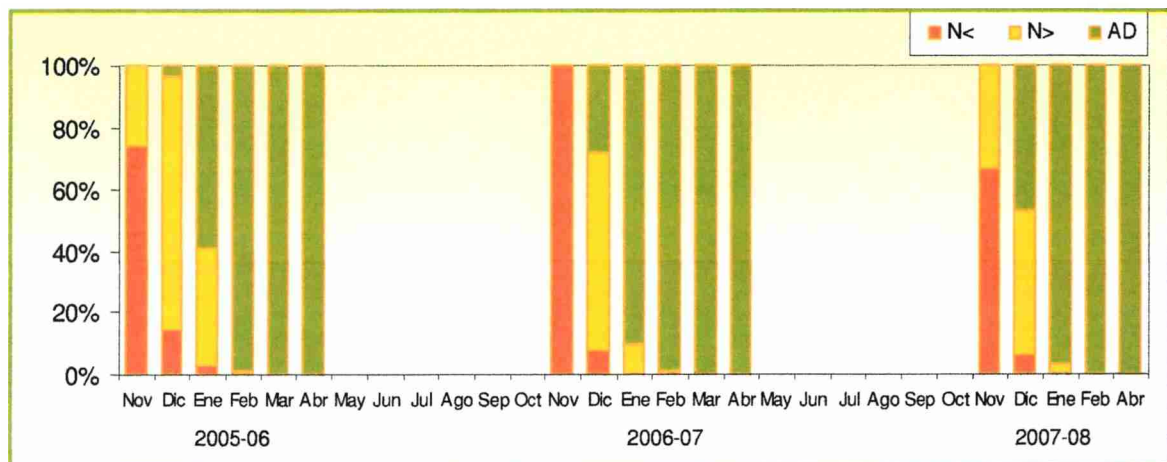
**Gráfico 4.46:** Proporción de machos y hembras de *Dichroplus maculipennis* por momento de muestreo en Laprida 2005-08.



### 4.2.6.3 *Borellia bruneri*

#### Estructura de edades.

Los nacimientos de *B. bruneri* comenzaron a observarse en noviembre y diciembre (Figura 4.p), registrándose en enero una mayor proporción de individuos en estado adulto (Figura 4.q) (Gráfico 4.47).



**Gráfico 4.47:** Proporción (%) de los diferentes estados de desarrollo de *Borellia bruneri* en Laprida (2005-08). N< (ninfas menores: I, II y III), N> (ninfas mayores: IV y V), AD adultos

La diferencia en la cantidad de ninfas colectadas en las cuatro comunidades vegetales muestreadas fue altamente significativa (Levene:  $F=0,65$ ,  $g.l=3,75$   $p=0,584$ ; ANOVA:  $F=7,32$   $g.l=3,75$   $p=0,000$ ). La cantidad de ninfas de *B. bruneri* presentes en los P. Halófilos fue significativamente superior a la registrada en los demás ambientes (Tukey HSD  $p<0,05$ ) (Tabla 4.35).

**Tabla 4.35:** Cantidad de ninfas de *B. bruneri* promedio ( $\pm$  ES) en cada momento de muestreo en las diferentes comunidades vegetales (2005-08). Letras distintas indican diferencias significativas (Tukey HSD  $p<0,05$ ).

Com. vegetal	Media $\pm$ ES	Grupos según Tukey HSD 95%
P. Halófilos	51,75 $\pm$ 9,90	a
P. Implantadas	19,15 $\pm$ 3,23	b
P. Nativos	15,45 $\pm$ 5,72	b
P. Disturbados	8,68 $\pm$ 3,23	b

Con respecto a la cantidad de adultos de *B. bruneri* registrados en las distintas comunidades vegetales, no existieron diferencias significativas. (Levene:  $F=0.054$  g.l.= 3.170,  $p=0.983$ . ANOVA:  $F= 0.405$  g.l.= 3.170,  $p= 0.749$ ).

**Figura 4.p:** *Borellia bruneri*, ninfa mayor



**Figura 4.q:** *Borellia bruneri*, hembra y macho copulando

### **Análisis de la densidad entre los años de muestreo.**

La densidad de *B. bruneri*, al igual que la de *D. maculipennis*, se incrementó desde 2005-06 a 2007-08. Esta diferencia en la densidad promedio anual fue altamente significativa (Kruskal-Wallis:  $H_0= 43.750$ ,  $p = <0.0001$ , g.l= 2).

En la primer temporada, la densidad de *B. bruneri* fue de  $0.6 \pm 0.12$  ind/m<sup>2</sup>, en la segunda fue de  $2.1 \pm 0.33$  ind/m<sup>2</sup> y en el última, fue de  $3.65 \pm 0.42$  ind/m<sup>2</sup> (Gráfico 4.48).

Se encontraron diferencias significativas en las densidades de *B. bruneri* entre las tres temporadas. La densidad de *B. bruneri* en la temporada 2006/07 fue superior a la registrada en 2005/06 (U de Mann–Whitney 2005/06- 2006/07:  $p= 0,000$ ) y la densidad registrada en 2007-08 fue significativamente superior respecto de la registrada en las dos temporadas previas (U de Mann – Whitney 2005/06-2007/08:  $p<0.0001$ , 2006/07-2007/08:  $p= 0.001$ ).

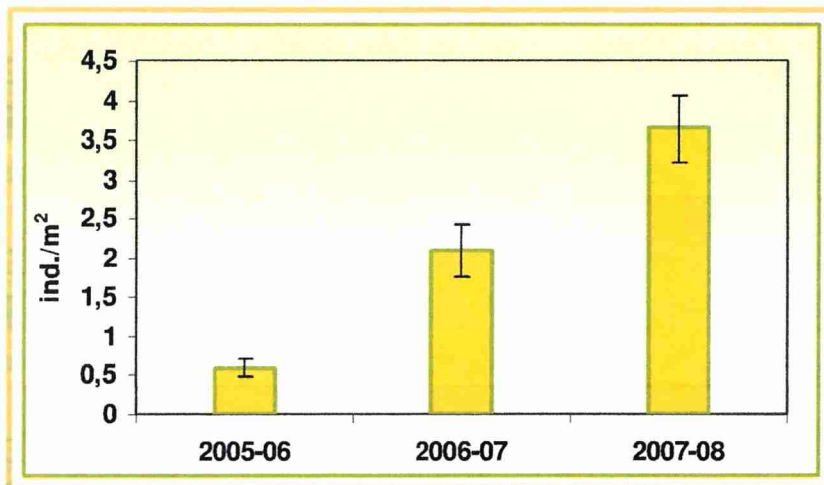


Gráfico 4.48: Densidad promedio anual ( $\pm$  ES) de *Borellia bruneri* (2005-08)

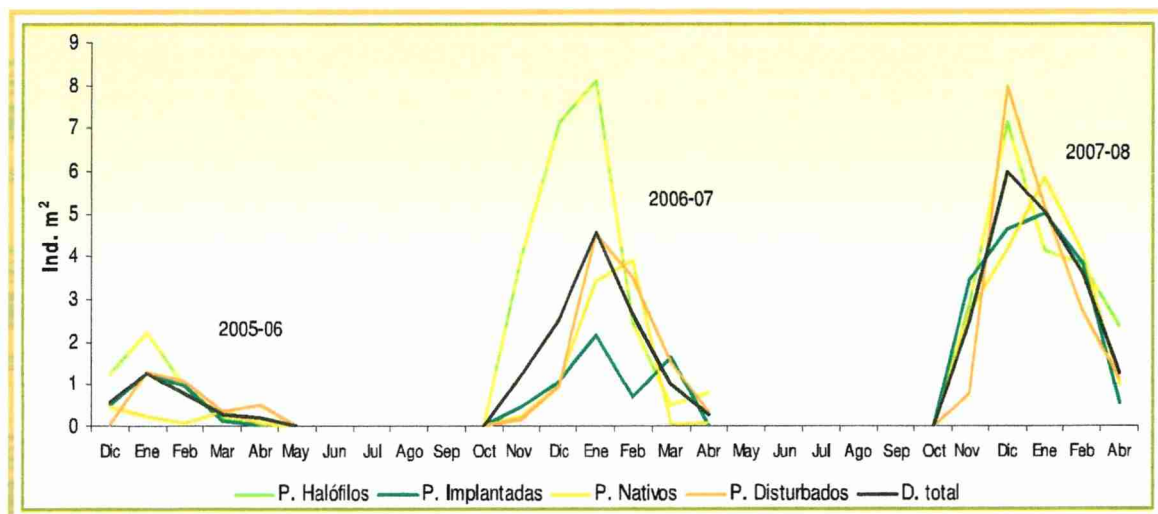
### Análisis de la densidad en las diferentes comunidades vegetales.

La densidad de *B. bruneri* fue significativamente diferente entre las comunidades vegetales (Levene=  $F= 0,089$   $p= 0,966$   $g.l= 3,184$ . ANOVA:  $F= 3,891$ ,  $p = 0,010$   $g.l= 3,184$ ). La densidad en los P. Halófilos fue significativamente superior a la densidad observada en las P. Implantadas (Tukey HSD  $p= 0,022$ ) y en los P. Nativos (Tukey HSD  $p= 0,025$ ). No hubo diferencias significativas entre los P. Halófilos y los P. Disturbados (Tabla 4.36).

**Tabla 4.36:** Densidad promedio de *Borellia bruneri* promedio ( $\pm$  ES), en las diferentes comunidades vegetales (2005-08). Letras distintas indican diferencias significativas (Tukey HSD  $p < 0.05$ ).

Com. vegetales	Media $\pm$ ES	Grupos según Tukey HSD 95%
P. Halófilos	2,99 $\pm$ 0,41	a
P. Disturbados	1,99 $\pm$ 0,47	ab
P. Nativos	1,79 $\pm$ 0,4	b
P. Implantadas	1,63 $\pm$ 0,32	b

En el gráfico 4.49 se observa la variación de la densidad de *B. bruneri* en las distintas temporadas. Los mayores valores de densidad se registraron en diciembre y enero. Durante 2005/06 y 2006/07, los P. Halófilos fueron los ambientes con mayor densidad. En la primera temporada la densidad en diciembre fue de  $1.25 \pm 0.33$  ind/m<sup>2</sup> y en enero de  $2.22 \pm 0.9$  ind/m<sup>2</sup>. En la segunda temporada,  $7.13 \pm 2.26$  ind/m<sup>2</sup> y  $8.12 \pm 1.01$  ind/m<sup>2</sup> en diciembre y enero, respectivamente. En 2007/08 los mayores valores de densidad se registraron en los P. Disturbados  $7.96 \pm 4.2$  ind/m<sup>2</sup> en diciembre y  $5.15 \pm 3.2$  ind/m<sup>2</sup> en enero.



**Gráfico 4.49:** Densidad promedio de *Borellia bruneri* por momento de muestreo en cada una de las comunidades vegetales y la densidad total (2005-08).

### Proporción de sexos.

Considerando todos los sitios, en 2005-06 se colectó un total de 377 adultos de *B. bruneri* (131 ♀ y 246 ♂). La proporción de machos fue significativamente diferente

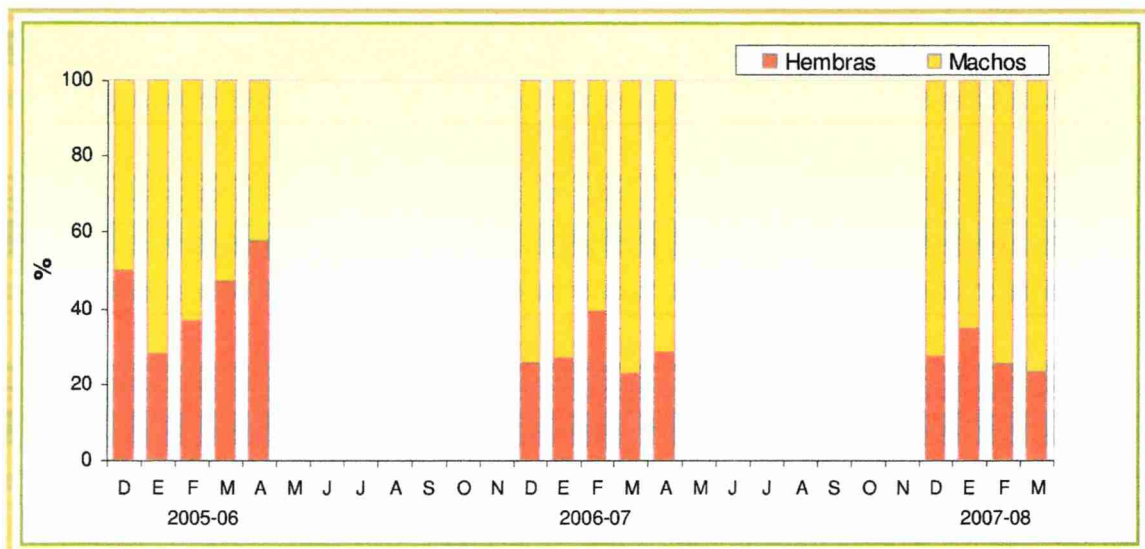
de la de hembras (0.65 M: 0.35 H). En enero y febrero, la proporción de machos fue significativamente superior a la de hembras. En diciembre, marzo y abril no se registraron diferencias significativas (Tabla 4.37).

En la temporada 2006-07 se colectaron 1154 adultos (334 ♀ y 820 ♂). La diferencia en la proporción de sexos en esta temporada (0.71 M: 0.29 H) fue altamente significativa. La proporción de machos fue significativamente superior en todos los muestreos de la temporada.

En el último año (2007-08) se colectaron 1971 adultos (590 ♀ y 1381 ♂). La proporción de machos fue significativamente mayor a la de hembras en todos los muestreos (Tabla 4.37). En el gráfico 4.50 se observa el porcentaje de machos y hembras por muestreo.

**Tabla 4.37:** Proporción de sexos de *Borellia bruneri* por momento de muestreo (2005-08). Test de diferencias de proporciones  $p < 0.05$ . ♀: Hembras, ♂: Machos

	2005-06			2006-07			2007-08		
	♀	♂	p	♀	♂	p	♀	♂	p
Diciembre	0.5	0.5	1	0.25	0.75	<0.0001	0.27	0.73	<0.0001
Enero	0.29	0.71	<0.0001	0.27	0.73	<0.0001	0.34	0.66	<0.0001
Febrero	0.37	0.63	0.013	0.40	0.60	0.001	0.25	0.75	<0.0001
Marzo	0.46	0.54	0.61	0.23	0.77	<0.0001	0.23	0.77	<0.0001
Abril	0.58	0.42	0.49	0.29	0.71	0.006			
Total	0.35	0.65	<0.0001	0.29	0.71	<0.0001	0.3	0.7	<0.0001

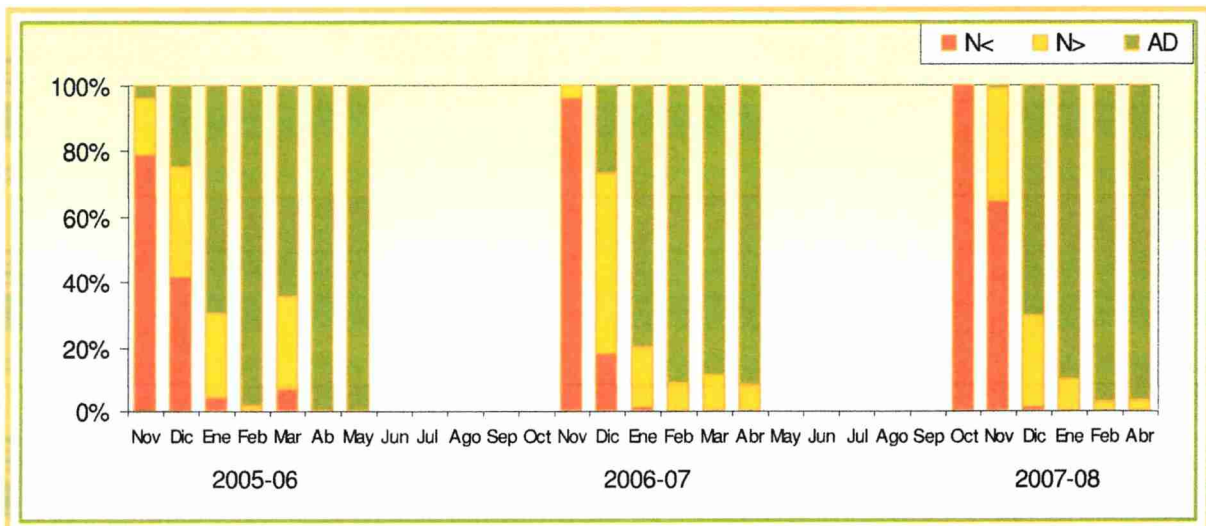


**Gráfico 4.50:** Proporción (%) de machos y hembras de *Borellia bruneri* por momento de muestreo en Laprida (2005-08).

#### 4.2.6.4 *Covasacris pallidinota*

##### Estructura de edades.

Los nacimientos se observaron desde octubre hasta diciembre inclusive. En enero se registró una mayor proporción de individuos en estado adulto (Figuras 4.r y 4.s) (Gráfico 4.51). En marzo de 2006, se encontraron individuos en estado de ninfas menores.



**Gráfico 4.51:** Proporción (%) de los diferentes estados de desarrollo de *Covasacris pallidinota* (2005-08). N< (ninfas menores: I, II y III), N> (ninfas mayores: IV y V), AD adultos.

La cantidad de ninfas promedio ( $\pm$  ES) colectadas en las diferentes comunidades vegetales por momento de muestreo fue: en los P. Halófilos:  $44,92 \pm 9,2$ , en las P. Implantadas:  $14,87 \pm 4,13$ , en los P. Nativos:  $2,82 \pm 1,48$ , y en los P. Disturbados:  $2,5 \pm 0,73$ . La diferencia en la cantidad de ninfas colectadas en las diferentes comunidades vegetales fue significativa (Kruskal-Wallis:  $H_0 = 41,84$   $gl = 3$   $p < 0.0001$ ), siendo la cantidad de ninfas colectadas en los P. Halófilos significativamente superior a las ninfas colectadas en el resto de las comunidades vegetales (Tabla 4.38). También, se registró una diferencia significativa entre la cantidad de ninfas colectadas en las P. Implantadas con las colectadas en los P. Nativos y en los P. Disturbados, no existiendo diferencias significativas entre estos dos últimos ambientes.

**Tabla 4.38:** Resultados del test de U de Mann-Whitney comparando la cantidad de ninfas de *Covasacris pallidinota* en las diferentes comunidades vegetales (2005-08). \*\* Diferencia altamente, \* Diferencia significativa, significativa, NS Diferencia no significativa.

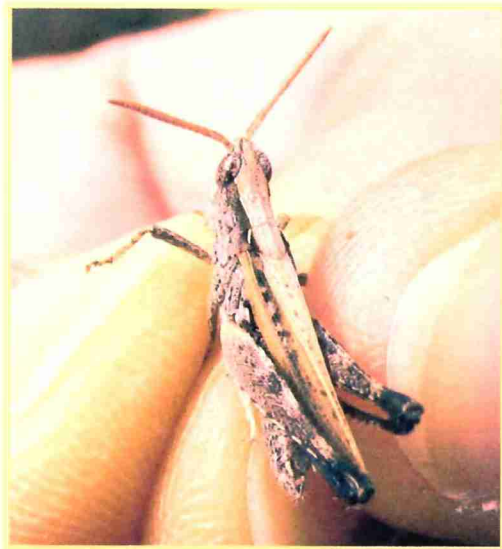
	<b>P. Halófilos</b>	<b>P. Implantadas</b>	<b>P. Nativos</b>	<b>P. Disturb.</b>
<b>P. Halófilos</b>		Z= 3.11 p=0.002 *	Z= 5.29 p<0.0001**	Z=5.24 p< 0.0001 **
<b>P. Implantadas</b>			Z= 3.03 p=0.002 *	Z= 2.79 p= 0.005 *
<b>P. Nativos</b>				Z= 0.569 p= 0.57 NS
<b>P. Disturbados</b>				

Con los individuos adultos se observó el mismo patrón. El promedio de adultos registrados por muestreo en los P. Halófilos fue superior al registrado en las demás comunidades vegetales: P. Halófilos:  $28,88 \pm 4,79$ , P. Implantadas:  $12,47 \pm 2,97$  P. Nativos:  $1,44 \pm 0,37$ , P. Disturbados:  $7,12 \pm 3,38$ . La diferencia en la cantidad de adultos colectados en las diferentes comunidades vegetales fue significativa (Kruskal-Wallis:  $H_0 = 80,41$   $gl = 3$   $p < 0.0001$ ). El test U de Mann Whitney ratificó entre que comunidades vegetales se produjo diferencia significativa (Tabla 4.39).

**Tabla 4.39:** Resultado del test de U de Mann - Whitney comparando la cantidad de individuos en estado adulto de *Covasacris pallidinota* en las diferentes comunidades vegetales (2005-08). \*\* Diferencia altamente, \* Diferencia significativa, significativa, NS Diferencia no significativa.

	<b>P. Halófilos</b>	<b>P. Implantadas</b>	<b>P. Nativos</b>	<b>P. Disturb.</b>
<b>P. Halófilos</b>		Z= 4.68 p<0.0001 **	Z= 7.76 p<0.0001**	Z=6.48 p< 0.0001 **
<b>P. Implantadas</b>			Z= 4.91 p<0.0001 **	Z= 2.76 p= 0.006 *
<b>P. Nativos</b>				Z= 2.405 p= 0.016 *
<b>P. Disturbados</b>				





**Figura 4.r:** *Covasacris pallidinota*, machos.



**Figura 4.s:** *Covasacris pallidinota*, ninfa y adulto.

### **Análisis de la densidad entre los años de muestreo.**

Si bien se evidenció un aumento en la densidad de *C.pallidinota* durante los tres años de estudio (Gráfico 4.52), las diferencias observadas no fueron significativas. (Levene:  $F= 1,841$   $p= 0,162$ ,  $g.l= 2,185$  ANOVA:  $F= 1.742$   $p=0,178$   $g.l= 2,185$ ). En 2005-06 la densidad fue de  $0.95 \pm 0.2$  ind/m<sup>2</sup>, en 2006-07 de  $1.3 \pm 0.23$  ind/m<sup>2</sup>, y en 2007-08 de  $1,65 \pm 0,31$  ind/m<sup>2</sup>.

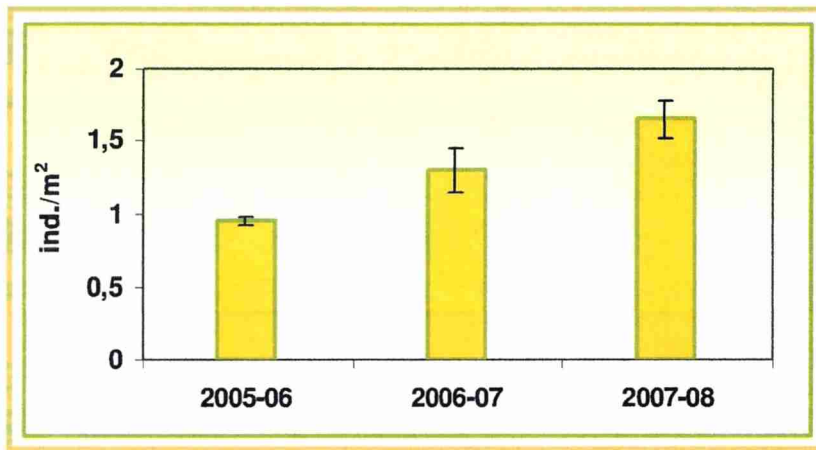


Gráfico 4.52: Densidad promedio anual ( $\pm$  ES) de *Covasacris pallidinota*, 2005-08.

### Análisis de la densidad en las diferentes comunidades vegetales.

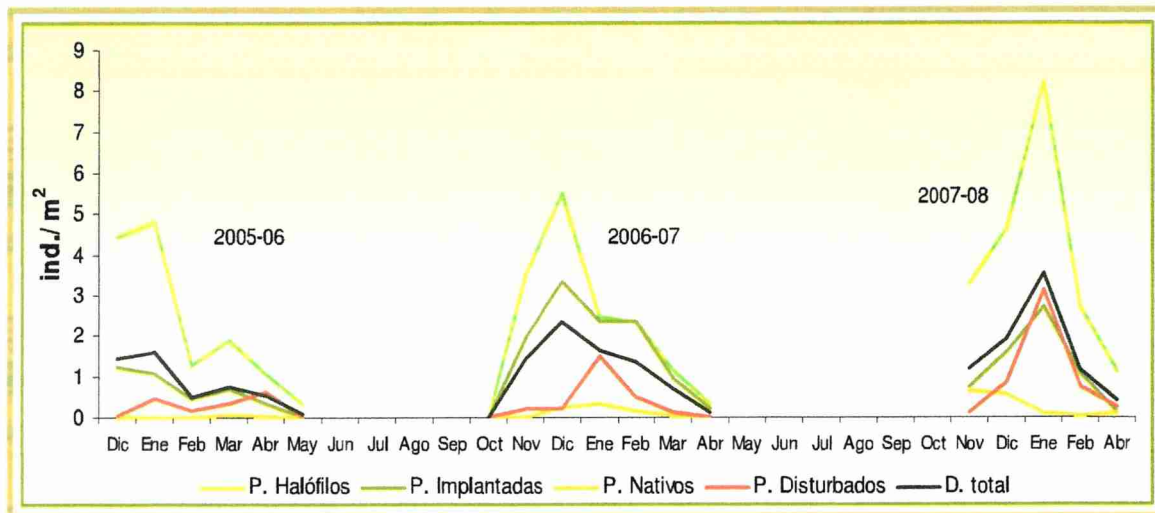
Las diferencias de densidad observadas entre las comunidades vegetales fueron altamente significativas (Kruskal-Wallis:  $H_0 = 86,117$   $p < 0,0001$ ,  $g.l = 3$ ). Considerando las tres temporadas, la densidad promedio de *C. pallidinota* en cada comunidad vegetal fue: en los P. Halófilos =  $3,05 \pm 0,37$  ind/m<sup>2</sup>; en las P. Implantadas =  $1,34 \pm 0,22$  ind/m<sup>2</sup>; en los P. Nativos =  $0,16 \pm 0,46$  ind/m<sup>2</sup>; y en los P. Disturbados =  $0,6 \pm 0,19$  ind/m<sup>2</sup>.

La mayor densidad de *C. pallidinota* en los P. Halófilos fue significativamente superior a la registrada en los demás ambientes (U de Mann-Whitney  $p < 0,05$ ). Asimismo, la densidad observada en las P. Implantadas también fue significativamente diferente de la registrada en los P. Nativos y en los P. Disturbados (U de Mann - Whitney test  $p < 0,05$ ). (Tabla 4.40).

Tabla 4.40: Resultado del test de U de Mann-Whitney comparando la densidad promedio de *Covasacris pallidinota* en cada comunidad vegetal. \*\* Diferencia altamente significativa, \* Diferencia significativa, NS sin diferencia significativa.

	P. Halófilos	P. Implantadas	P. Nativos	P. Disturb.
P. Halófilos		Z= 4,2 p<0,0001 **	Z= 7,78 p<0.0001 **	Z=6,648 p< 0.0001 **
P. Implantadas			Z= 5.609 p< 0,0001 **	Z= 3,48 p= 0.000 **
P. Nativos				Z= 2,736 p= 0,006 *
P. Disturbados				

En el gráfico 4.53 se observa la variación en la densidad de *C.pallidinota* a lo largo de cada temporada en cada tipo de comunidad vegetal. Los mayores valores de densidad se observaron principalmente en diciembre y enero.



**Gráfico 4.53:** Densidad promedio de *Covasacris pallidinota* por momento de muestreo en cada una de las comunidades vegetales y la densidad total (2005-08).

### Proporción de sexos.

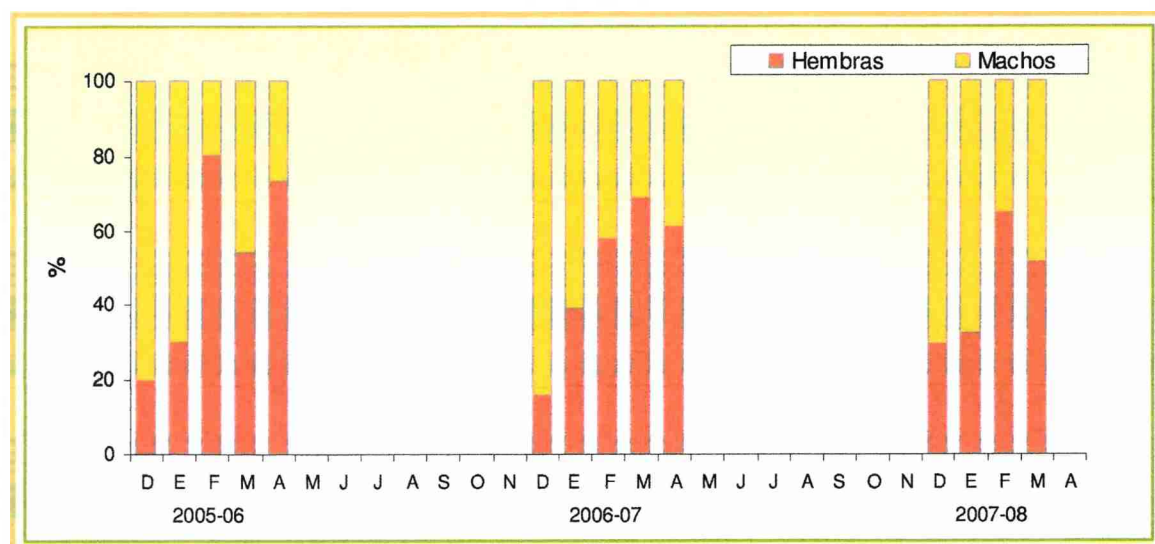
Durante 2005-06, se colectó un total de 569 adultos de *C. pallidinota* (262 ♀ y 307 ♂). La proporción de machos en diciembre y enero fue significativamente superior a la de hembras, pero en febrero y abril la proporción de hembras fue superior (Tabla 4.41). Considerando toda la temporada, la diferencia en la proporción de machos y hembras fue significativa ( $p=0,030$ ).

La cantidad de adultos colectados en 2006-07 fue de 501 (203 ♀ y 298 ♂). La proporción de la temporada fue de 0.6 machos: 0.4 hembras. Nuevamente, la proporción de machos en diciembre y enero fue significativamente superior a la de hembras, y en marzo la proporción de hembras fue mayor. (Tabla 4.41).

En la última temporada, la cantidad de adultos colectada fue de 1081 (393 ♀ y 688 ♂), superior a la registrada en las temporadas anteriores. La proporción de machos fue significativamente mayor a la de hembras en diciembre y enero, pero en febrero la proporción de hembras fue superior. En el gráfico 4.54 se observa la variación en la proporción entre machos y hembras en cada temporada.

**Tabla 4.41:** Proporción de sexos de *Covasacris pallidinota* por momento de muestreo (2005-08). Test de diferencias de proporciones  $p < 0.05$ . ♀: Hembras, ♂: Machos.

	2005-06			2006-07			2007-08		
	♀	♂	p	♀	♂	p.	♀	♂	p
Diciembre	0.20	0.80	<0.0001	0.15	0.85	<0.0001	0.30	0.70	<0.0001
Enero	0.31	0.69	<0.0001	0.39	0.61	0.002	0.32	0.68	<0.0001
Febrero	0.80	0.20	<0.0001	0.58	0.42	0.174	0.65	0.35	0.001
Marzo	0.54	0.46	0.86	0.69	0.31	0.005	0.51	0.49	0.86
Abril	0.73	0.27	0.000	0.61	0.39	0.309			
Total	0.46	0.54	0.030	0.41	0.59	<0.0001	0.36	0.64	<0.0001



**Gráfico 4.54:** Proporción (%) de machos y hembras de *Covasacris pallidinota* por momento de muestreo en Laprida (2005-08).

## 4.3 Discusión

### 4.3.1 Diversidad:

La biodiversidad de acridios está determinada por una compleja relación entre factores externos, como el clima y la vegetación, y factores internos como la dinámica poblacional (Joern, 2005; Zhong-Wei *et al.*, 2006). Asimismo, no se puede dejar de considerar el impacto producido por las actividades realizadas por el hombre. La ganadería y la agricultura producen profundos cambios en los ecosistemas de pastizal, modificando el funcionamiento de los mismos y la diversidad estructural y florística. (Sala *et al.*, 1986; Milchunas y Lauenroth, 1993; Nai-Bregaglio *et al.*, 2002). Normalmente, la diversidad de las comunidades vegetales disminuye, generando como consecuencia una simplificación de especies en las comunidades de acridios asociadas (Zhong-Wei *et al.*, 2006). Esta situación se observa frecuentemente en pastizales naturales sobrepastoreados (Joern, 1979, 2005; Pfadt, 1982) y en cultivos donde la riqueza de especies vegetales disminuye al mínimo y la diversidad de insectos suele ser menor (Root, 1973; Altieri, 1983; Sánchez y de Wysiecki, 1993).

Los resultados de este estudio mostraron que no hubo diferencias significativas en la diversidad de acridios encontrada en las diferentes comunidades vegetales muestreadas. Asimismo, se observó que los valores de los índices de diversidad de acridios fueron menores en los P. Halófilos y en las P. Implantadas. Estas son comunidades vegetales menos diversas que los pastizales nativos y los pastizales disturbados, tienen una riqueza específica menor y la estructura vertical y horizontal de los mismos es más simple (Zhong-Wei *et al.*, 2006).

Si bien no hubo diferencias significativas en el índice de diversidad de Shannon–Wiener, la riqueza específica acumulada de acridios por sitio sí fue significativamente diferente en las distintas comunidades vegetales. La mayor riqueza específica registrada en los P. Nativos puede deberse a que estos ambientes poseen una mayor heterogeneidad espacial, incrementándose la cantidad y disponibilidad de nichos para las especies de acridios (Báldi y Kisbenedek, 1997; Zhang y Jiang, 1997). La relación positiva entre la riqueza específica de insectos herbívoros y la riqueza de plantas sugiere que un aumento en la disponibilidad de alimento aumenta el número de especies que

existen localmente. De la misma forma, es importante señalar que la calidad de las plantas también influye en la abundancia de las poblaciones (Otte, 1977; Evans, 1988; Joern, 2000, 2005; Branson y Sword, 2009).

Joern (2005) observó que la estructura de las comunidades de acridios de pastizales altos de Kansas, USA, se ven fuertemente afectadas por disturbios como el pastoreo de bisontes y los períodos de fuego de primavera, siendo este último el factor que más afecta la composición de las comunidades, actuando directamente sobre las características de los hábitats en los que estos insectos se encuentran. Teniendo en cuenta estos disturbios, registró que las características del hábitat que maximizan la diversidad de acridios en estos pastizales incluyen los hábitats con mayor heterogeneidad espacial, con una estructura abierta y con un amplio rango de especies de plantas.

Los resultados obtenidos sugieren la misma tendencia, los sitios con más especies de plantas tuvieron una riqueza de acridios mayor. Sin embargo, la estructura abierta de las comunidades de *Laprída* no sería una característica para contrastar entre las diferentes comunidades vegetales, debido a que todas las comunidades consideradas en este estudio tienen una estructura relativamente abierta, con una cobertura de plantas heterogénea, que deja importantes espacios con suelo desnudo.

Al comparar la diversidad beta ( $\beta$ ) entre hábitats, a través de los índices de similitud, se observó que las diferentes comunidades vegetales estudiadas comparten un alto porcentaje de especies de acridios. Los índices de similitud cualitativos indicaron que las diferentes comunidades de acridios se asemejan en un rango del 60% - 87%, según Jaccard, y entre el 75% - 93%, según Sørensen. Asimismo, el índice cuantitativo de Sørensen fue menor, entre el 18.4% y el 83%, lo cual indica que si bien las especies de acridios pueden presentarse en los diferentes ambientes, lo hacen con abundancias disímiles, lo que estaría posiblemente relacionado con los requisitos propios de cada especie para la supervivencia y reproducción.

Teniendo en cuenta ambos índices de similitud (cualitativos y cuantitativos) y las tres temporadas de muestreo es posible inferir que las comunidades de acridios de los P. Nativos y las de los P. Disturbados son las más próximas entre sí.

Ahora bien, considerando la diversidad de acridios dentro de la región Pampeana como diversidad gama ( $\gamma$ ), diferentes trabajos señalan una riqueza específica de acridios semejante a la obtenida en este estudio (22 especies). De Wysiecki *et al.* (2004) colectaron 24 especies en el período 1997-2002 en el partido de Benito Juárez, en donde

también la menor cantidad de especies se encontró en los pastizales halófilos de la zona. En el Oeste de la provincia de Buenos Aires, y Este de La Pampa, Cigliano *et al.*, (2000) colectaron un total de 34 especies en el período 1994-1999. Sánchez y de Wysiecki (1990) en pasturas de la provincia de La Pampa, colectaron 15 especies entre noviembre de 1988 y abril de 1989.

En diferentes pasturas del centro Oeste de Santa Fe y centro Este de Córdoba, Zequín *et al.* (1999) registraron 23 especies de acridios y los índices de diversidad fueron similares a los obtenidos en este estudio, donde también los índices más altos se obtuvieron en los ambientes con mayor riqueza de plantas.

La diversidad de especies de acridios reportada para otros ecosistemas de pastizales en el mundo tiene valores mayores a los registrados en los pastizales de la región Pampeana Argentina (Cigliano *et al.*, 2000; de Wysiecki *et al.*, 2000). En Montana USA, Kemp (1992b) registró 40 especies. En el trabajo realizado por Andersen (2001) en pastizales de Australia, donde examinan el potencial uso de ortópteros como bioindicadores de los disturbios generados por el uso del suelo registraron 40 especies pertenecientes a 33 géneros. Los resultados aquí presentados, al igual que los obtenidos en otras zonas de la región Pampeana (Cigliano *et al.*, 2000; Sánchez y de Wysiecki, 1990; de Wysiecki *et al.*, 2000; de Wysiecki *et al.*, 2004), están de acuerdo con las observaciones de Otte (1976), las cuales indican que la riqueza promedio de especies en pastizales de la región Pampeana tiene un rango aproximado de 6-10 especies, menor a lo registrado por Kemp (1992b) en estepas del Oeste de USA (10-17 especies) y Joern (2005) en pastizales de Manhattan, USA (promedio de  $16.2 \pm 7.8$  especies en todos los sitios; con un rango de 6- 24 especies). Al respecto, Ricklefs y Latham (1993) indican que la diversidad contemporánea de una determinada región está explicada en parte por su historia común y su biogeografía.

### **4.3.2 Relación entre los acridios y la vegetación**

Los resultados obtenidos a partir de los análisis de la relación entre las especies de acridios más importantes y la vegetación en Laprida mostraron estrechas asociaciones.

*Dichroplus elongatus* fue la especie numéricamente más importante. Su abundancia fue mayor en los sitios con una mayor proporción de especies vegetales introducidas (principalmente dicotiledóneas anuales). *Dichroplus elongatus* Es una de las especies con más amplia distribución del género, estando presente en el sur de Brasil, Uruguay, Chile central y expandiéndose en Argentina hasta Santa Cruz (Zapata Cerda, 1977; Carbonell *et al.*, 2006). Es de común ocurrencia y, generalmente, es la especie numéricamente dominante en los sistemas de pastizal (COPR, 1982; Carbonell *et al.*, 2006). Sin embargo, no es frecuente en ambientes secos con pastos cortos y suelo desnudo (COPR 1982). En el presente estudio mostró una correlación negativa con los sitios que tuvieron una mayor cobertura de especies halófilas. Torrusio *et al* (2002) registraron que *D. elongatus* fue la especie dominante en pastizales de Benito Juárez, provincia de Buenos Aires, encontrando una asociación positiva entre esta especie con los sitios de pasturas implantadas y los sitios con alto disturbio, con una mayor proporción de dicotiledóneas introducidas.

*Covasacris pallidinota* fue la segunda especie más abundante, encontrándose en el 69.56% de los sitios muestreados. En este estudio se registró una correlación positiva, altamente significativa entre *C. pallidinota* y los sitios con mayor proporción de vegetación halófila, y también una correlación negativa con la vegetación nativa (pastos y dicotiledóneas) y con la vegetación introducida (dicotiledóneas). Carbonell (1995) destaca que se trata de una especie común de pastizales, la cual prospera en áreas de vegetación distribuida en parches con espacios de suelo desnudo. Suele encontrarse en sitios secos y de pastos cortos, y es menos abundante en sitios con vegetación densa y alta.

*Borellia bruneri* fue la tercer especie en importancia, según su abundancia relativa y se registró en el 82.6 % de los sitios muestreados. Si bien *B. bruneri* no mostró una correlación significativa con las variables de vegetación analizadas tuvo una tendencia positiva a registrarse en los sitios con mayor cobertura de especies halófilas.



Estas tres especies representaron el 73.32% de la abundancia total de acridios, el resto de las especies colectadas (12) se encontraron en abundancias relativas menores al 10%.

*Aleuas lineatus* se encontró en mayor abundancia en los sitios dominados por pasturas implantadas mostrando una correlación positiva con estos ambientes, a diferencia de lo registrado por Torrusio *et al.*, (2002), que no encontraron una correlación significativa entre esta especie y las comunidades vegetales estudiadas.

*Scotussa lemniscata* fue más abundante en los ambientes con mayor cobertura de vegetación nativa, presentando una correlación positiva significativa con los mimos. Es una especie común de ecosistemas de pastizal, prefiriendo lugares bajos y húmedos con vegetación densa (COPR, 1982).

*Dichroplus pratensis* se encontró con una abundancia muy inferior a la registrada en otras áreas de estudio de la provincia de Buenos Aires. Cigliano *et al.* (2000) registraron que esta especie se ubicó en segundo lugar, de acuerdo a su abundancia, detrás de *D. elongatus*. También se la registró como la especie más abundante en amplias zonas de la provincia de La Pampa (de Wysiecki *et al.*, 2000, Sánchez y de Wysiecki, 1993). En este estudio, esta especie tuvo una correlación positiva con la vegetación nativa.

Existió una correlación positiva entre la cantidad de especies de plantas y la cantidad de especies de acridios. Los ambientes con mayor cobertura de vegetación nativa (gramíneas y dicotiledóneas) tuvieron una mayor riqueza específica de plantas y también de acridios. Estos resultados confirmaron lo observado en los análisis de diversidad. Teniendo en cuenta ambas variables, estos ambientes se diferenciaron significativamente de aquellos en los que predomina la vegetación halófila y las pasturas implantadas. Los ambientes dominados por dicotiledóneas introducidas no fueron significativamente diferentes de los P. Nativos.

La relación positiva entre el número de especies de plantas y especies de acridios también fue señalada en otras regiones. Evans (1988) reportó una correlación positiva entre la riqueza de plantas y la de acridios en pastizales de pastos altos en Kansas, USA. Fielding y Brusven (1993) también encontraron una correlación positiva entre la riqueza de plantas y la de acridios en el sur de Idaho, USA. No obstante, es importante destacar que es posible que la riqueza de plantas sea una variable poco confiable para resumir la composición de una comunidad vegetal, ya que diferentes sitios con valores similares de

riqueza de plantas pueden representar diferentes comunidades vegetales y, por lo tanto, equivalen a diferentes recursos alimenticios para los insectos (Kemp *et al.*, 2002)

La densidad de acridios varió significativamente entre las comunidades vegetales en estos muestreos. La mayor densidad se registró en los P. Halófilos y en segundo lugar en los P. Disturbados, estos valores fueron significativamente diferentes de la densidad de acridios registrada en las P. Implantadas.

No se registró una correlación significativa entre la densidad de acridios y la riqueza específica de plantas, por el contrario, la tendencia de los resultados indicaría que a una mayor riqueza de plantas menor densidad de acridios.

En este estudio se pudo observar que, los P. disturbados con predominancia de vegetación anual tuvieron las mayores densidades y una riqueza específica menor de acridios, que aquellos dominados por especies de pastos perennes (P. nativos).

Fielding y Brusven (1995a) indican que las comunidades de acridios de áreas dominadas por vegetación anual exhiben altas densidades y baja diversidad, y los ensamblajes de acridios de áreas con mayor proporción de pastos perennes contienen una mayor diversidad y densidades más bajas. Similares observaciones obtuvo Pfadt (1982) en pastizales de Arizona, USA, registrando que los sitios más disturbados con dominancia de pastos anuales tuvieron una menor diversidad y un gran número del melanoplino *Melanoplus sanguinipes*, comparado con sitios menos disturbados y con mayor cobertura de pastos perennes.

En pasturas de *Agropyron cristatum* de USA, las densidades de acridios suelen ser altas, Onsager (2000) luego de cinco años de estudio observó que las densidades de acridios en estas pasturas fueron significativamente superiores a las registradas en los pastizales nativos de la zona. Branson y Sword (2009) plantean que las altas densidades registradas en las comunidades de *A. cristatum* resultan de una disminución en la cobertura vegetal general de la comunidad y por especie, creando condiciones ambientales favorables de mayor temperatura para el desarrollo de los individuos.

Quizás podría ser una de las hipótesis que explique la mayor densidad registrada en los P. Disturbados y en los P. Halófilos, ya que estas comunidades tienen una cobertura vegetal más heterogénea con mayor cantidad de suelo desnudo.

En síntesis, las comunidades vegetales proveen la estructura sobre la cual los acridios desarrollan sus actividades, y a su vez determinan la disponibilidad y distribución de los recursos requeridos por estos insectos (Joern *et al.*, 1996). Las alteraciones temporales de las comunidades vegetales (biomasa, estructura, diversidad)

por algún disturbio afectan la distribución, abundancia y composición específica de las comunidades de acridios presentes (Evans 1988; Kemp, 1992a, 1992b; Cigliano *et al.*, 1995a, Cigliano *et al.*, 2000; Joern 2004, 2005; Branson *et al.*, 2006; Jonas y Joern, 2007, Branson y Sword, 2009).

En relación a esto último, Branson *et al.*, (2006) propusieron diferentes técnicas de manejo de la vegetación que podrían ser utilizadas para modificar la estructura de habitats de los acridios y así disminuir la probabilidad de desarrollo de un “outbreak”. Fielding y Brusven (1993) indicaron que *Melanoplus sanguinipes* la especie más abundante y perjudicial del sur de Idaho, USA, tuvo una correlación positiva con la vegetación anual. Estos autores plantean que se podrían utilizar prácticas de manejo que reemplacen la vegetación anual por vegetación perenne y arbustos, lo cual sería beneficioso para disminuir la densidad total de esta especie en estos ambientes.

### **4.3.3 Densidad y abundancia relativa de acridios**

Un complejo grupo de factores abióticos y bióticos interrelacionados afectan la dinámica y distribución de los acridios (Uvarov 1966; Capinera 1987; Joern & Gaines, 1990; Lockwood *et al.*, 2000, Lockwood y Lockwood, 2008; Cigliano *et al.*, 2002), muchos de los cuales muestran un grado de heterogeneidad espacial y temporal (Cigliano *et al.* 2002). Kemp (1990) indica que la densidad de un área específica es función de la topografía, del tipo de suelo y de la vegetación.

Los resultados del presente trabajo mostraron una variación significativa en la densidad de acridios. La densidad promedio anual fue aumentando desde el 2005 al 2008. La densidad observada en la última temporada de estudio (2007-08) fue significativamente superior a la registrada en las dos temporadas anteriores. Este aspecto se evidenció en cada una de las comunidades vegetales, las cuales mostraron incrementos significativos en la densidad entre las sucesivas temporadas. En los P. Halófilos las diferencias significativas se produjeron entre la segunda (2006/07) y tercer temporadas (2007/08) respecto de la primera (2005/06). En las P. Implantadas las diferencias significativas se produjeron entre la tercera y la primera, y en los P. Nativos y los P. Disturbados, la densidad de acridios de la última temporada fue significativamente superior a la registrada en las temporadas previas.

Si bien no se registraron diferencias significativas en las densidades entre las comunidades vegetales, se observó que los P. Halófilos fueron los ambientes con los valores más altos de densidad, mientras que las comunidades vegetales con menores valores de densidad fueron las P. Implantadas. Los P. Nativos y los P. Disturbados tuvieron densidades de acridios similares en los tres años de estudio. Estos resultados son congruentes con los obtenidos en Benito Juárez (Torrusio *et al.*, 2002, Cigliano *et al.*, 2002), donde la densidad de acridios de las comunidades vegetales no fueron diferentes entre si dentro de un mismo año, salvo en el 2001 cuando se produjo un “outbreak” y la densidad de los pastizales nativos fue significativamente menor a las densidades de las comunidades halófilas y las pasturas sin disturbio y con disturbio moderado

Las comunidades de acridios exhiben variaciones temporales en su abundancia, fluctuando en el número y en la abundancia relativa de las especies que las componen (Joern y Pruess, 1986; Joern y Gaines, 1990; Kemp, 1987, 1992, Cigliano *et al.* 1995b;

Cigliano *et al.*, 2002; Jonas y Joern, 2007) dando lugar a explosiones poblacionales “outbreak”.

La dinámica de “outbreak” de acridios observada por Cigliano *et al.* (2002) en Benito Juárez muestra períodos de no “outbreak”, años de transición y períodos de “outbreak”. Los resultados de este estudio indicarían que el período 2005-08 comprende años de transición, en los cuales la densidad aumentó significativamente, sin llegar a exceder la capacidad de carga del ambiente.

En el análisis de la abundancia de las especies, Begon *et al.*, (2006) indican que la abundancia de una especie está determinada por una combinación de procesos densodependientes y densoindependientes que afectan la dinámica poblacional. El estudio de la proporción de las diferentes especies de acridios en las comunidades y de la abundancia relativa de cada especie en los diferentes momentos permitió no solo registrar la estructura de la comunidad en cuanto a la composición específica, sino también observar como fue variando la abundancia relativa de cada especie a lo largo de la temporada, en relación principalmente con su ciclo de vida y el tipo de comunidad vegetal involucrada. Es decir, como fue variando la abundancia de las especies en el tiempo

En los P. Halófilos las especies numéricamente más importantes tuvieron una abundancia relativamente constante en cada momento de muestreo, de manera que estas especies fueron dominantes durante su ciclo de vida en estos ambientes.

En la temporada 2005-06, la especie dominante fue *C. pallidinota*, con una abundancia relativa significativamente superior a la del resto de las especies, seguida por *B. bruneri*, con una abundancia que también se diferenció significativamente del resto. En la temporada 2006-07, la cantidad de acridios colectada fue 2.15 veces más que la colectada en la temporada previa. Se observó un incremento en la abundancia de algunas especies, como *D. maculipennis*, *D. conspersus*, y el aumento más conspicuo fue el de *B. bruneri* con una abundancia 4 veces mayor a la de la temporada previa. La abundancia de *C. pallidinota* se mantuvo relativamente constante, aunque la proporción de esta especie dentro de la comunidad disminuyó. Asimismo, no se registraron diferencias significativas en la abundancia relativa de *C. pallidinota* y *B. bruneri* en cada momento de muestreo, resultando estas dos especies codominantes. En la última temporada, se observó la misma tendencia, por lo cual las dos especies fueron codominantes con una abundancia relativa significativamente superior a la del resto. En el período 2005-08, se observó que la estructura de la comunidad de acridios de los P.

Halófilos se mantuvo constante, con dos especies dominantes, que aportaron en mayor número a la comunidad, en tanto el resto mostró abundancias generalmente menores al 10%. Este es un patrón similar al registrado por de Wysiecki *et al.* (2004) en las comunidades de acridios de pastizales halófilos de Benito Juárez, en el cual pocas especies concentraron la mayor proporción de la comunidad.

En los P. Disturbados, de manera similar a los P. Halófilos, muy pocas especies fueron dominantes. *Dichroplus elongatus* fue la especie dominante en la comunidad durante la temporada 2005-06, con una abundancia relativa promedio más o menos constante en cada momento de muestreo. A partir de la temporada 2006-07, al igual que en el resto de las comunidades vegetales, se registró un incremento en la proporción de *B. bruneri*, llegando ser similar a la de *D. elongatus*. La abundancia relativa de ambas especies en cada momento se mantuvo aproximadamente constante, siendo *D. elongatus* dominante. En la última temporada de muestreo (2007-08), la cantidad de individuos colectada fue 2.7 veces más que en la temporada anterior. Nuevamente se constató un incremento en la abundancia de *B. bruneri* y también se registró un aumento de *B. pallida*, *C. pallidinota* y *D. maculipennis*. De Wysiecki *et al.*, (2004), en pastizales disturbados de Benito Juárez, observaron una situación similar con *D. elongatus* como especie ampliamente dominante en las comunidades de acridios.

En los P. Nativos, *D. elongatus* fue también la especie dominante en la temporada 2005-06, con una abundancia relativa más o menos constante en cada muestreo. *Scotussa lemniscata* fue la segunda especie más abundante en estos ambientes. De Wysiecki *et al.* (2004) registraron a estas dos especies como dominantes en ambientes de pasturas sin disturbio (especies forrajeras anuales y perennes) y en pasturas con moderado disturbio (con pastoreo de ganado). En la temporada 2006-07, se observó un incremento en la proporción de *B. bruneri* dentro de estas comunidades, pasó de representar el 5,4% en la temporada 2005-06, a representar el 28.64% en esta temporada. La proporción de las especies *D. elongatus*, *S. lemniscata*, y *A. lineatus* fueron menores a las de la temporada previa. *Dichroplus elongatus* representó en 2005-06 el 33% de la comunidad y en 2006-07 el 18.95%. *Scotussa lemniscata* tuvo una proporción del 20% en la temporada anterior y en esta temporada la proporción no alcanzó el 10%. En toda la temporada, se colectaron sólo diez ejemplares de *A. linneatus*, lo que representó el 0.93% de la comunidad. En esta temporada, no se registraron diferencias significativas en la abundancia relativa de las especies más importantes, no existiendo especies dominantes. En marzo y abril, se observó que *B.*

*pseudopunctulatus* tuvo una abundancia relativa muy importante llegando a representar el 83.7 % de la comunidad en marzo y el 37.5 % en abril. Los nacimientos de *B. pseudopunctulatus*, a diferencia de la mayoría de las especies se observaron en mayor medida a fines de febrero y principios de marzo, por lo cual se la caracteriza como una especie tardía. *B. pseudopunctulatus* esta considerada como una especie de importancia económica, y se ha mencionado que puede causar daños en pasturas y pastizales en los casos en que se realizan tratamientos con insecticidas contra otras especies univoltinas temprano en la temporada. Los huevos de *B. pseudopunctulatus* al no tener diapausa embrionaria obligatoria se desarrollan y eclosionan cuando el efecto del insecticida ha desaparecido (Lange *et al.*, 2005). En la última temporada de muestreo, la abundancia de *B. bruneri* volvió a incrementarse, representando el 45 % de la comunidad y resultando dominante junto con *D. elongatus*. En estos ambientes, no sólo se observó que son más las especies que aportan en número a la comunidad, sino que también la abundancia relativa de cada especie durante los diferentes momentos se modifica. A principios y fines de temporada, *S. dalmani* resultó la especie con mayor abundancia relativa. *Sinipta dalmani* pasa en estado de ninfa el invierno, los adultos se encuentran en primavera y los nacimientos se producen mayormente en marzo (Ronderos *et al.*, 1981, Carbonell *et al.*, 2006).

En las P. Implantadas, durante la temporada 2005-06, *C. pallidinota*, *D. elongatus* y *B. bruneri* fueron las especies que más aportaron en número a la comunidad. En el análisis de la abundancia relativa en cada momento de muestreo se observó que la presencia de *C. pallidinota* fue la más importante, siendo su abundancia relativa significativamente superior a la del resto de las especies, excepto a la de *D. elongatus*. En la temporada 2006-07, se observó un incremento en la proporción de *C. pallidinota*, pasó de representar el 28.34% en la temporada 2005-06 a tener una proporción del 47.86% en esta temporada. La proporción de *B. bruneri* se mantuvo relativamente constante, no observándose un aumento de esta especie como en las demás comunidades vegetales. *Dichroplus elongatus* pasó de ser la especie que más aportó en número a la comunidad en la temporada 2005-06 a tener una proporción del 11.8% en esta temporada. *Covasacris pallidinota* fue la especie dominante en estos ambientes durante esta temporada. En 2007-08, la cantidad de individuos colectada fue 2 veces mayor con respecto al 2006-07. Se observó un incremento en la abundancia de *B. bruneri*, llegando a representar el 50% de la comunidad. La abundancia relativa de esta especie fue relativamente constante en cada momento de muestreo. En estos

ambientes, al igual que en los P. Nativos, a principios y fines de temporada se observó a *S. dalmani* como la especie más importante.

La estructura de las comunidades suele cambiar según las poblaciones aumenten o disminuyan, sin embargo, generalmente, las especies dominantes tienden a no ser modificarse de un año a otro (Capinera 1987). A pesar de las fluctuaciones en número, el rango de especies es relativamente predecible, donde las especies típicas tienden a ser comunes año tras año (Joern y Pruess, 1986). Esto se reflejó en la tres especies más abundantes (*B. bruneri*, *D. elongatus*, *C. pallidinota*), las cuales, a pesar de cambiar su abundancia relativa en los sucesivos muestreos, siguieron siendo características en cada ambiente durante todo el período de estudio.

En pastizales de Colorado, USA, Capinera (1987) indicó que a pesar de las fluctuaciones en la densidad de las especies, *Opeia obscura* (Acrididae: Gomphocerinae) fue la especie dominante en estos ambientes durante los 6 años de estudio. En Nebraska, USA, Joern (1982) registró que el grupo de especies de acridios encontrado en diferentes pastizales fue básicamente el mismo, pero que se las especies se presentaban con abundancias diferentes. En el presente estudio se reconoció una situación similar, donde las especies presentes en cada una de las diferentes comunidades vegetales son las mismas pero en abundancias disímiles.

En este sentido, Cigliano *et al.* (2002) en Benito Juárez señalan al mismo grupo de especies de acridios como más abundantes en años de “outbreak”, y en años de no “outbreak”. Cambiando el orden de importancia, en los años de “outbreak” las especies más abundantes fueron *D. elongatus*, *S. lemniscata*, *C. pallidinota*, *D. pratensis* y *B. bruneri*, y en años de no “outbreak” fueron *C. pallidinota*, *D. elongatus*, *B. bruneri*, *D. pratensis* y *S. lemniscata*.

Respecto de la composición de especies de las comunidades de acridios, se pueden resaltar importantes diferencias dentro de la región Pampeana, estudios realizados por Cigliano *et al.* (2000) en doce comunidades vegetales del Oeste de la región, registraron que la composición de especies fue diferente de la observada en Laprida. Siendo las cinco especies más abundantes *D. elongatus*, *D. prantensis*, *S. longicornis*, *D. vittatus* y *Leiotettix pulcher*. En Laprida, las tres especies más abundantes fueron *B. bruneri*, *D. elongatus* y *C. pallidinota*. *Leiotettix pulcher* se registró en un solo momento de muestreo (enero 2008) en P. Nativos. *Staurorhectus longicornis* se capturó en muy pocas ocasiones y *D. pratensis* se registró principalmente en los P. Nativos pero no fue una especie dominante. Estas diferencias evidencian la



importancia en las características de las diferentes comunidades vegetales, las que determinan que una especie de acridio este presente o no.

Con respecto a la abundancia relativa de las subfamilias de acridios registradas, los melanoplinos fueron los más diversos, pero solamente los más abundantes en las comunidades de P. Nativos y P. Disturbados. En los P. Halófilos, los acridinos fueron los más abundantes y, en las P. Implantadas, los gonfocerinos. Teniendo en cuenta todo el área de muestreo, en promedio, la subfamilia más abundante fue Gomphocerinae, debido principalmente al incremento en la abundancia de *B. bruneri*. De Wysiecki *et al.* (2004) registraron en Benito Juárez, que los melanoplinos fueron los más abundantes en casi todas las comunidades vegetales, a excepción de los P. Halófilos, donde los acridinos fueron los más importantes. Cigliano *et al.*, (2000) en el Oeste de la región Pampeana, registraron que la subfamilia Melanoplinae fue la más abundante y diversa, seguida por la subfamilia Gomphocerinae y luego Acridinae.

#### **4.3.4 Distribución de las especies de acridios**

Desde los comienzos de la Ecología como disciplina científica surgieron estudios encaminados hacia la comprensión de patrones de distribución y abundancia de los organismos, no sólo a escala local, sino también a nivel de regiones y continentes (Llorente y Morrone, 2001). Conocer de que manera afectan las condiciones ambientales a los procesos poblacionales y determinan la abundancia y distribución de las especies es un problema central en Ecología y Biogeografía (Brown, 1984). Se acepta que la abundancia y la distribución de las especies están positivamente correlacionadas, las especies que tienen una distribución más amplia tienden a ser más abundantes que aquellas cuya distribución es más restringida (Brown, 1984; Hanski *et al.*, 1993).

Se han propuesto varias hipótesis que tratan de explicar la relación entre el alcance de la distribución y la abundancia. La hipótesis de las especies núcleo y especies satélite propuesta por Hanski (1982) explica que las tasas de extinción y de inmigración en poblaciones locales producen un patrón regional en el que existen especies abundantes que aparecen en varios sitios (especies núcleo) y especies con menor abundancia que aparecen en pocos sitios (especies satélite).

La hipótesis de nicho propuesta por Brown (1984) establece que la abundancia local de los organismos debe ser máxima cerca del centro de distribución y disminuir paulatinamente hacia los extremos. Además, sugiere que las diferencias interespecíficas en la especialización ecológica pueden explicar la relación positiva entre la distribución y la abundancia, donde las especies ecológicamente generalistas están ampliamente distribuidas y son localmente más abundantes que las especies especialistas, que tienen una distribución más restringida y son raras. En otras palabras, plantea que el grado de especialización es inversamente proporcional a la amplitud de distribución y la abundancia. Hanski *et al.*, (1993), proponen que no se puede esperar que las especies generalistas sean localmente más abundantes que las especialistas, lo cual implicaría en cierta forma, que la especialización no tiene ventajas ecológicas. Y afirma que esta relación puede ser un artefacto del muestreo que determinaría que las especies localmente raras, pueden ser más difíciles de coleccionar que aquellas de mayor abundancia local.

Kemp (1990) tuvo en cuenta la hipótesis de Hanski (1982) de las especies núcleo y satélite para explicar la distribución de acridios en pastizales naturales de Montana, USA, en el período de 1988 – 1990 y encontró que el 33 % de las especies fueron especies satélites, el 5 % núcleo, y el 62 % restante, especies de distribución intermedia. Por lo tanto, explica que los resultados no concuerdan totalmente con la mencionada hipótesis. Asimismo, indica que los acridios conforman un gran grupo de especies intermedias y que su abundancia y dominancia están influenciadas significativamente por diferencias asociadas al tipo de hábitat. Plantea que es probable que las especies que se distribuyen en sub-poblaciones sobre parches en un ambiente heterogéneo sean más persistentes.

Los resultados de este estudio mostraron una situación en la que la mayoría de las especies (63.63%) tuvo una distribución restringida, el 22% de las especies tuvo una distribución intermedia, y el 13.6 % una distribución amplia. Las tres especies con mayor distribución (*B. bruneri*, *D. elongatus* y *C. pallidinota*) fueron a su vez las más abundantes.

Como tendencia general, se observó que la mayoría de las especies ajustan al concepto “mayor distribución, mayor abundancia local”. Sin embargo, y teniendo en cuenta lo expuesto por Kemp (1990), en relación a que la abundancia de las especies está significativamente relacionada con el tipo de hábitat, se observó que *C. pallidinota* fue la especie más abundante y con mayor distribución dentro de los P. Halófilos, y se encontró en los P. Disturbados con una amplia distribución y una abundancia escasa. Lo contrario sucedió con *D. elongatus*, fue la especie más abundante de los P. Disturbados, mientras que en los P. Halófilos, tuvo una abundancia escasa con una distribución amplia (D). En las P. Implantadas se presentó una situación particular en la cual las dos especies presentaron una distribución amplia y una abundancia común. Esto podría explicarse debido a que, estas comunidades dominadas por pasturas del género *Agropyron*, suelen tener también una abundancia importante de vegetación halófila, a la cual se asocia la presencia de *C. pallidinota*.

*Borellia bruneri* tuvo una amplia distribución en todas las comunidades vegetales con una abundancia relativa común.

*Borellia pallida* tuvo una distribución amplia en los P. Halófilos e intermedia cuando se consideró todos los sitios, pero su abundancia relativa fue escasa en cada una de las comunidades vegetales. Quizás esto podría relacionarse con características

intrínsecas de la especie en cuanto a su capacidad reproductiva y de explotación de los recursos.

Kemp (1992a) estableció una categorización arbitraria con el objetivo de analizar la distribución de acridios en pastizales de Montana, USA. Sobre un total de 105 sitios/año, a las especies presentes en una cantidad menor o igual al 25 % les asignó una distribución restringida, a las especies presentes en una cantidad de sitios mayor al 25% y menor al 75% una distribución intermedia, y aquellas que se encontraron en una cantidad mayor al 75% las consideró especies ampliamente distribuidas. Registró 44 especies, 3 de las cuales fueron ampliamente distribuidas, 19 tuvieron una distribución intermedia y 22 una distribución restringida.

Los estudios de distribución de especies de acridios realizados en Argentina siguieron la categorización propuesta por Kemp (1992a). Cigliano *et al.* (2000) registraron en 12 sitios del Oeste de la región Pampeña entre 1994-99, cinco especies con amplia distribución, nueve con distribución intermedia y 20 con una distribución rara. Dentro de las cinco especies con mayor distribución se encontraron a *D. elongatus*, *D. pratensis*, *S. longicornis*, *A. lineatus*, y *B. punctulatus*. Esta última, al igual que *B. pallida* en Laprida, no coincidió con la relación propuesta por Hanski (1982), ya que si bien tuvo una distribución amplia su abundancia fue baja. De Wysiecki *et al.* (2000), en cinco sitios del noreste de la provincia de La Pampa, colectaron un total de 19 especies, nueve de las cuales fueron de distribución rara, siete de distribución intermedia y tres ampliamente distribuidas (*D. pratensis*, *Neopedies brunneri* y *Euplectrotettix ferrugineus*). A diferencia de los resultados obtenidos en Laprida, *D. elongatus* y *B. brunneri* fueron especies de distribución rara. De Wysiecki *et al.* (2004), en Benito Juárez, encontraron 17 especies con distribución rara, cinco especies de distribución intermedia y una sola especie ampliamente distribuida (*D. elongatus*).

Independientemente de la escala utilizada para estimar la distribución de las especies, de los estudios realizados hasta el momento se puede observar que las comunidades de acridios de los pastizales de la región Pampeana parecen seguir la dinámica propuesta por Kemp (1992a), donde la mayoría de las especies tienen una distribución intermedia o restringida y son pocas las que presentan una distribución amplia. Esto coincide con lo observado en el análisis de la abundancia relativa de las especies, donde en las diferentes comunidades vegetales son muy pocas las especies con mayor abundancia o dominantes, las mismas que tienen una mayor distribución

#### 4.3.5. Estructura y dinámica poblacional de las especies más abundantes.

La mayoría de las especies de acridios de pastizales estacionales son univoltinas con diapausa embrionaria obligatoria, que suele comenzar semanas después de la oviposición (Fisher *et al.*, 1996). Las cuatro especies de acridios más importantes numéricamente en este estudio (*D. elongatus*, *B. bruneri*, *C. pallidinota*, *D. maculipennis*) tienen este tipo de ciclo de vida. Si bien algunos autores han señalado que *D. elongatus* es una especie bivoltina (Campodónico, 1968; Barrera y Paganini, 1975; Luiselli *et al.*, 2002; Bulacio *et al.*, 2005), con diapausa embrionaria facultativa, tales observaciones no coinciden con lo registrado en este trabajo y con observaciones de otros autores (De Wysiecki *et al.*, 1997; Lange *et al.*, 2005). Dada la extensa distribución geográfica de *D. elongatus* (Lange *et al.*, 2005), no se puede descartar la eventual existencia de diferencias intraespecíficas en el voltinismo (univoltinas, bivoltinas, ó multivoltinas) de dicha especie, dependiendo de la región considerada, como se ha constatado en otras especies de melanoplinos (Fielding, 2004a b; Mariottini *et al.*, 2009).

En promedio, los nacimientos de *C. pallidinota*, *B. bruneri* y *D. maculipennis* se observaron a partir de fines de octubre. *Dichroplus elongatus* fue más tardía, ya que sus nacimientos comenzaron a partir de fines de noviembre y principios de diciembre. Esta secuencia en los tiempos de eclosión refleja la adaptación de los acridios a las diferentes condiciones ambientales (Hao y Kang, 2004).

La temperatura del suelo y la humedad son factores determinantes en la eclosión de los huevos (Fisher *et al.*, 1996). Además, los sitios de oviposición, la profundidad y orientación de las posturas, el desarrollo embrionario antes de la diapausa y las condiciones que determinan el fin de la diapausa también influyen en el momento de nacimiento (Kemp y Sánchez, 1987). El resultado de la suma e interacción de estos factores explica las variaciones registradas en la secuencia de eclosión de las diferentes especies. Por ejemplo, Schiuma (1938) observó en zonas cercanas a Laprida (partido de Lamadrid) que se produjeron nacimientos de *D. maculipennis* en septiembre siempre que hubieran sucedido los días de calor necesarios para elevar la temperatura del suelo. También observó eclosiones en un mismo punto en el mes de enero y febrero en zonas donde la vegetación era más alta, e impedía el calentamiento del suelo. Silveira-Guido

*et al.*, (1958), observaron en pastizales de Uruguay que con temperaturas más elevadas los nacimientos de *B. bruneri* se producían a partir de septiembre-octubre.

Las ninfas de *C. pallidinota*, *D. maculipennis* y *B. bruneri* mostraron una asociación positiva significativa con los ambientes de P. Halófilos, sugiriendo que las hembras de estas especies prefieren estos tipos de ambientes para realizar sus oviposiciones. Las hembras de *D. maculipennis* prefieren terrenos bajos de suelo compacto, con una cobertura vegetal discontinua de gramíneas con raíces gruesas y fibrosas (Schiuma, 1938), ambientes en los que se han encontrado hasta 500 posturas/m<sup>2</sup> (COPR, 1982). Las hembras de *B. bruneri*, prefieren oviponer en campos secos, bajos o altos sin una cobertura vegetal abundante (Silveira-Guido *et al.*, 1958).

Las ninfas de *C. pallidinota* también se encontraron positivamente correlacionadas con las P. Implantadas, ambientes que tienen una cobertura de vegetación halófila importante. Como fuera mencionado anteriormente, es frecuente que las pasturas del género *Agropyron* se siembren en suelos de características halomórficas. Los individuos adultos de *C. pallidinota* también se encontraron significativamente asociados a los P. Halófilos.

Los adultos de *B. bruneri* y *D. maculipennis* no mostraron una asociación positiva con ninguno de los ambientes estudiados, hecho posiblemente vinculado con características ecológicas de estas especies en relación a la alimentación y a la dispersión. *Borellia bruneri* realiza vuelos diurnos, los desplazamientos son cortos y bajos, de 20m, pero también se han observado desplazamientos de hasta 50-60 metros (Silveira-Guido *et al.*, 1958; COPR, 1982). Asimismo, los primeros estadios ninfales de *D. maculipennis* se alimentan de los pastos que se encuentran en su lugar de nacimiento, posteriormente se van trasladando a áreas vecinas con vegetación más densa de pastos, herbáceas o cultivos (COPR, 1982). Los procesos de migración indicados para *D. maculipennis* se producen en períodos de “outbreak”. Los individuos adultos llegan a recorrer distancias de 20 a 40 kilómetros (COPR 1982; Lange *et al.*, 2005).

A diferencia de las otras tres especies, las ninfas de *D. elongatus* se encontraron significativamente correlacionadas con los P. Disturbados y los P. Nativos, y la cantidad de adultos registrada en los P. Disturbados fue superior a la observada en los P. Halófilos.

La asociación positiva y significativa registrada entre *C. pallidinota* y los P. Halófilos y *D. elongatus* con los P. Disturbados coincide con los resultados obtenidos a partir del CCA, de los análisis de abundancia relativa y de distribución de especies

realizados en este trabajo y con lo documentado por otros autores (Cigliano *et al.*, 2002; Torrusio *et al.*, 2002; de Wysiecki *et al.*, 2004).

La proporción de sexos en los acridios suele ser 1:1 para una gran cantidad de especies (Joern y Gaines, 1990). Sin embargo, la fenología de los dos sexos difiere en que los machos generalmente alcanzan antes el estado de adulto, y también suelen morir primero (Joern y Gaines, 1990). Por lo tanto, la proporción de sexos en el campo suele ser diferente de 1:1 según el momento en el que se encuentren en su ciclo de desarrollo (Joern y Gaines, 1990). Para *B. bruneri*, salvo en pocas ocasiones (diciembre 2005, marzo y abril 2006), la proporción de machos adultos fue significativamente superior a la proporción de hembras, por lo tanto teniendo en cuenta estos resultados la proporción de sexos de esta especie en los diferentes momentos varió. *Dichroplus maculipennis*, a diferencia de *B. bruneri* tuvo, generalmente, una relación de sexos cercana a 1:1. La relación de sexos de *D. elongatus* fue variable, en la primer temporada (2005-06), salvo en abril, la proporción de machos fue superior a la de hembras. En la segunda temporada de muestreo (2006-07) la proporción de machos solamente fue significativamente superior a la de hembras en marzo y abril, y en la última (2007-08) en enero y febrero. Al respecto, Bidau y Marti (2008), indicaron que en *Dichroplus pratensis* el tiempo de emergencia de los machos y de las hembras es afectado en gran medida por las condiciones ambientales, una situación similar podría suceder con la relación entre machos y hembras de *D. elongatus*. *Covasacris pallidinota* tuvo un patrón más constante, en los meses de diciembre, enero y febrero de cada temporada la proporción de machos fue superior a la de hembras, posteriormente en marzo y abril la proporción de hembras fue mayor que la de machos.

En relación a las densidades específicas, *B. bruneri* y *D. maculipennis* tuvieron un aumento significativo de sus densidades durante el período de estudio, y si bien *C. pallidinota* y *D. elongatus* también fueron especies numéricamente dominantes no mostraron un aumento significativo de sus densidades durante las tres temporadas.

*Covasacris pallidinota* tuvo diferencias significativas en la densidad observada en los diferentes ambientes, presentando los mayores valores en los P. Halófilos y aunque se constató un aumento en la densidad total de acridios durante el período de estudio la densidad de *C. pallidinota* no aumentó significativamente de un año al otro. Cigliano *et al.* (2002) registraron que en un período de “outbreak” en Benito Juárez la densidad de *C. pallidinota* disminuyó significativamente en relación a los años de no “outbreak”.

*Borellia bruneri* fue una especie históricamente abundante en el Este pampeano, pero su abundancia parece haber disminuido en años recientes (Carbonell *et al.*, 2006). En el presente trabajo, se observó un incremento en la densidad de *B. bruneri* durante las tres temporadas de estudio. Hasta el presente, no se tenían registros precisos en Argentina de densidades importantes para esta especie. La densidad de *B. bruneri* registrada en los P. Halófilos fue superior a la del resto de los ambientes. *Borellia bruneri* constituye el acridio plaga más importante de Uruguay (Silveira-Guido *et al.*, 1958; COPR, 1982), llegando a densidades de hasta 42-64 ind/m<sup>2</sup> y fue también responsable de los perjuicios económicos reportados en Uruguay en la temporada 2008-09 (Lorier E, comunicación personal).

*Dichroplus elongatus* es considerada la segunda especie de acridio en importancia económica luego de *D. maculipennis* (Liebermann y Schiuma, 1946; Liebermann, 1958, 1972; COPR, 1982). En años recientes, su accionar parece haber aumentado, como lo sugieren varios estudios realizados en diferentes zonas (Salto y Beltrame, 1999; Torrusio *et al.*, 2002, Cigliano *et al.*, 2002, de Wysiecki *et al.*, 2004). La amplia distribución geográfica de esta especie (Lange *et al.*, 2005) y su aparente plasticidad parecen haber permitido que resulte de alguna manera beneficiada con el desarrollo de ambientes disturbados asociados a los agroecosistemas (de Wysiecki *et al.*, 2004; Lange *et al.*, 2005). En la actualidad, en la mayoría de las situaciones de “outbreaks” ocurridas en Argentina, *D. elongatus* es la especie dominante o co-dominante en términos numéricos (Lange *et al.*, 2005). Incluso, se ha sugerido que este aumento puede haber ocurrido en detrimento de otras especies antes más abundantes como *D. maculipennis* (Cigliano *et al.*, 1995a, 2000). Ahora bien, en este estudio se constató que si bien *D. elongatus* fue una especie dominante, principalmente en los P. Disturbados y P. Nativos, no tuvo un aumento significativo en su densidad durante el 2005-08. Si se registró que la densidad de esta especie en los P. Disturbados fue significativamente superior a la registrada en los P. Halófilos y en las P. Implantadas.

Con respecto a *D. maculipennis*, Ronderos (1986) mencionó que, a mediados de la década del 80', representaba aproximadamente el 70% de las comunidades de acridios de la Pampa húmeda, siendo la especie más importante en muchos partidos del Sur de Buenos Aires. Sin embargo, desde la década del 80', diferentes estudios realizados en la región Pampeana muestran una disminución en su abundancia (Cigliano *et al.*, 1995a; Cigliano *et al.*, 2000; De Wysiecki *et al.*, 2000, 2004; Torrusio *et al.*, 2002). Cigliano *et al.* (1995a) plantean el interrogante de cuales serían los factores



responsables de la aparente declinación de *D. maculipennis* como especie central de las comunidades de acridios de la Pampa húmeda. Indican que eventuales cambios climáticos, campañas antiacridianas y contra otras plagas, diferentes patrones de uso de la tierra, e incluso características propias de la especie, serían los factores que podrían haber influido en su disminución. En este sentido, en la región Pampeana, la vegetación natural ha sido severamente transformada por la agricultura durante los últimos 100 años (León *et al.*, 1984, Soriano *et al.*, 1991, Omancini *et al.*, 2005). Durante este lapso los factores naturales que regulaban la estructura y funcionamiento del ecosistema (clima, topografía, suelo, disturbios naturales, interacciones bióticas) fueron probablemente perdiendo importancia en relación con los factores de manejo agrícola (rotaciones, labranzas, control de adversidades) (De La Fuente *et al.*, 2005). El aumento de tierras dedicadas a la agricultura y ganadería, la implementación de nuevas tecnologías (Viglizzo *et al.*, 2002; De la Fuente *et al.*, 2005; Satorre, 2005; Paruelo *et al.*, 2005) y la búsqueda de una mayor productividad en los sistemas agrícola-ganaderos desencadenó una significativa alteración de los habitats naturales y un intenso y creciente uso de pesticidas (Viglizzo *et al.*, 2002; Martínez-Ghersa y Ghersa, 2005). Estas variaciones en el manejo afectarían espacial y temporalmente las redes tróficas, tanto en su riqueza como en su complejidad (De La Fuente *et al.*, 2005). Es de destacar que cambios ambientales abruptos hacia fines del siglo XIX, particularmente en los usos del suelo de los habitats de oviposición, han sido señalados como responsables de la extinción del melanoplino neártico *Melanoplus sprextus* (Lockwood y Debrey, 1990).

Durante este trabajo se observó que la dinámica poblacional de *D. maculipennis* señalada desde los años 80 hasta el 2005, con bajas abundancias, se fue modificando. *Dichroplus maculipennis* tuvo un aumento significativo en su densidad a lo largo de las tres temporadas en todos los ambientes estudiados. El seguimiento de todo el ciclo de vida de esta especie en el campo además permitió observar que los mayores valores de densidad se registraron en noviembre y diciembre, cuando la mayoría de los individuos se encontraban en estado ninfal. En los muestreos posteriores a esos meses la densidad de los adultos disminuía de manera importante, probablemente como resultado del comportamiento de dispersión que normalmente caracteriza al estado adulto (COPR, 1982).

En la temporada 2008-09, se produjo en la zona de estudio y en partidos del Sur de la región Pampeana (Laprida, Coronel Pringles, Benito Juárez, Necochea, Olavarría, Gonzales Chavez, Lamadrid, Coronel Borrego, San Cayetano, Tres Arroyos) un

“outbreak” muy importante de *D. maculipennis* con densidades de más de 75 ind/m<sup>2</sup>. Es probable que aumentos de densidad como los registrados en este estudio, también hayan acontecido en otros partidos, hecho probablemente favorecido por las condiciones climáticas inusualmente cálidas y secas de la temporada 2008-09 y los meses previos.

Es importante mencionar que el clima es considerado como la fuerza dominante y determinante en la distribución y abundancia de la mayoría de las especies plagas (Sutherst, 2000). Hewitt (1985) indica que en los pastizales de América del Norte las condiciones climáticas suelen ser muy variables año tras año y que la densidad de acridios puede variar desde niveles de “outbreak” a niveles de muy pocos individuos, dependiendo de las condiciones climáticas como la temperatura, la sequía y la humedad. El calentamiento del ambiente puede impactar en las poblaciones de insectos, extendiendo la estación de desarrollo, alterando el tiempo de eclosión de los huevos, aumentando las tasas de desarrollo y de crecimiento, disminuyendo los tiempos generacionales, disminuyendo la mortalidad y modificando la distribución geográfica (Putnam, 1963; Olfert y Weiss, 2006a y b)

El melanoplino neártico *Melanoplus sanguinipes* tiene la capacidad de colonizar un amplio rango de hábitats debido a su amplitud de dieta y a la característica de poder emigrar grandes distancias. Esta especie prefiere condiciones de calor y sequía, y las situaciones de “outbreak” están asociadas generalmente a periodos estacionales consecutivos con temperaturas crecientes. Olfert y Weiss (2006b), utilizaron un modelo bioclimático para predecir la abundancia y distribución de *M. sanguinipes* en Canadá, y establecieron que el área susceptible de esta especie plaga se incrementa en un 17.3% si la temperatura de la zona aumenta en 2°, a 28.2% si aumenta en 4° y a 42.2% si aumenta 6°.

Para conocer este tipo de procesos en la dinámica poblacional de *D. maculipennis* y otras especies de acridios, es necesario realizar estudios ecológicos regulares y sostenidos a largo plazo que contemplen la variación espacial y temporal de las poblaciones, relacionándolo con variables climáticas y teniendo en cuenta características intrínsecas de la especie involucrada. Esto permitirá identificar cuales son los factores con mayor influencia en la dinámica poblacional de esta especie.

## 5. Estudios de laboratorio

### 5.1 Metodología

Las especies seleccionadas para realizar los estudios en laboratorio fueron aquellas que resultaron numéricamente más importantes dentro de las diferentes comunidades vegetales y que son consideradas plagas reales o potenciales para el agro (COPR 1982, Lange *et al.*, 2005, Carbonell *et al.*, 2006). Dichas especies fueron *D. elongatus*, *D. maculipennis*, *B. pseudopunctulatus*, *B. bruneri* y *C. pallidinota*.

#### 5.1.1 Estudios del ciclo de vida: desarrollo postembrionario y aspectos reproductivos

Los estudios sobre el desarrollo del ciclo de vida y aspectos reproductivos se realizaron con las especies *D. elongatus*, *B. pseudopunctulatus* y *D. maculipennis*. Los ejemplares se colectaron en pastizales naturales de Laprida como adultos, en enero y febrero de 2006 y 2007. Una vez en el laboratorio, los individuos de ambos sexos se colocaron en jaulas de aluminio con paredes de alambre tejido y abertura deslizante de acrílico transparente (20x20x30cm), a 30° C, 14L: 10O de fotoperíodo, y una humedad relativa del 40%, condiciones utilizadas en la mayoría de los centros de cría de acridios a nivel mundial (Henry, 1985; Hinks y Erlandson, 1994) (Figura 5.a). Los insectos fueron alimentados con hojas frescas y limpias de lechuga, repollo, gramíneas y con salvado de trigo, dieta utilizada en estudios previos (De Wysiecki *et al.*, 1997, Sánchez *et al.*, 2001, Mariottini *et al.*, 2006, 2009) y normalmente utilizada en otros centros de cría y estudio de acridios (Cowan, 1966; Henry, 1985; Harvey, 1990; Hinks y Erlandson, 1994). Para obtener las oviposiciones, cada jaula fue provista de un recipiente cilíndrico de 8cm de diámetro y 10cm de alto, con arena tamizada y esterilizada. La cópula fue estimulada con lámparas de 75W suspendidas sobre las jaulas a unos 10-15cm. En aquellas especies con diapausa embrionaria obligatoria (*D.*

*maculipennis*, *D. elongatus*) (COPR, 1982, de Wysiecki *et al.*, 1997, Lange *et al.*, 2005), las posturas fueron colocadas previamente a 4° C durante unos cuatro meses. Una vez transcurrido este período, las posturas fueron incubadas en las condiciones anteriormente descritas. La especie *B. pseudopunctulatus*, sin diapausa embrionaria obligatoria (Lange *et al.*, 2005, Carbonell y Ronderos, 1973), fue incubada en forma continua (sin exposición a 4° C).

Se consideró una cohorte a todos los individuos nacidos de una misma postura (Sánchez *et al.*, 2001).

Luego de la eclosión, se realizó el seguimiento diario de las diferentes cohortes, hasta la muerte del último individuo, registrándose el número de estadios ninfales, la duración de cada uno de los estadios y la duración total del ciclo ninfal, así como la del estado adulto. La supervivencia (proporción de sobrevivientes hasta la edad x) de cada cohorte, fue registrada cada 24 horas. A fin de conocer el número de huevos por postura, se revisaron bajo microscopio simple, entre 20 y 30 oviposiciones de cada especie y se determinó el número promedio de huevos por postura.

Las cohortes, de la primera generación de bioterio, fueron mantenidas de manera independiente en tubos de acetato transparente con extremos de alambre tejido (45cm de longitud x 10cm de diámetro) (Henry, 1985) (Figura 5.b), hasta alcanzar el V estadio ninfal, momento en el cual, fueron transferidas a las jaulas de aluminio y acrílico. Una vez en estado adulto se separaron, de cada cohorte, un número conocido de parejas (un macho y una hembra), con el objetivo de estimar la fecundidad promedio (N° huevos/hembra), y la tasa de oviposición (N° huevos/hembra/día). Cada pareja fue colocada en una jaula individual de menores dimensiones (12x12x15cm) (Figura 5.c), con los recipientes para oviposición anteriormente descritos, los cuales fueron tamizados semanalmente (Figura 5.d).

En el siguiente cuadro se detalla para cada especie, el número de cohortes utilizadas, la cantidad de individuos por cohorte, y el número de parejas monitoreadas.

	Cohortes	(N° Ind./Cohorte)	N° de parejas
<i>D. elongatus</i>	4	33, 19, 37, 21	----
<i>D. maculipennis</i>	4	23, 23, 26, 22	20
<i>B. pseudopunctulatus</i>	5	14, 14, 14, 15, 17	24



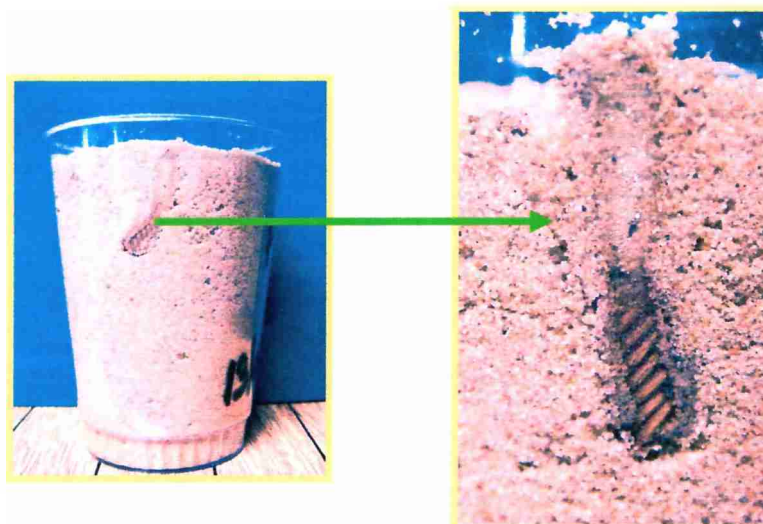
**Figura 5.a:** Detalle del bioterio con jaulas de aluminio de 20x20x30cm.



**Figura 5.b:** Tubos de acetato para la cría de las ninfas



**Figura 5.c:** Jaulas de aluminio de 12x12x15cm para reproducción



**Figura 5.d:** Recipiente con posturas

## 5.1.2 Estudios de dieta

### 5.1.2.1 Estimación del consumo:

El objetivo de estas experiencias fue estimar la destrucción y el consumo diario de los estadios ninfales mayores IV, V, VI y de los adultos en estado pre-reproductivo y reproductivo de *D. elongatus* y *D. maculipennis*. Estos estadios de desarrollo fueron seleccionados por ser los que mayor daño suelen producir (Putnam 1962, 1963).

Las experiencias de consumo se realizaron con los individuos de la primera generación (F<sub>1</sub>) de bioterio de ejemplares de *D. elongatus*, colectados en el campo en febrero de 2006, y de *D. maculipennis*, colectados en enero 2007.

Los individuos de diferentes estadios se colocaron en un número conocido dentro de jaulas de aluminio con alambre tejido y acrílico ya descriptas. En cada prueba, se prepararon raciones frescas de *Bromus brevis*, que fueron ofrecidas a los acridios. Además se prepararon 10 raciones testigo (no ofrecidas) por prueba. El peso fresco de todas las raciones se determinó en una balanza con una precisión de 0.001 gr.

Transcurridas 24hs se retiró de las jaulas el material en pie (ración remanente) y el material caído (Figura 5.e). Las raciones testigo y las raciones remanentes fueron secadas en estufa a 60°C hasta obtener el peso seco constante y, posteriormente, fueron pesadas en balanza analítica con una precisión de 0.0001gr. El promedio en peso seco de las raciones testigo expresó el porcentaje del agua perdida de las raciones luego de ser deshidratadas hasta peso constante. Este valor fue utilizado como factor de corrección, y se aplicó al peso fresco inicial de cada una de las raciones ofrecidas en cada ensayo para calcular el peso seco del alimento ofrecido. La diferencia de peso entre la ración ofrecida y la ración remanente representó el material consumido durante la prueba. La pérdida total se estimó como la suma del material consumido más el material caído (Sánchez y de Wysiecki, 1990).

Las pruebas de consumo con adultos prereproductivos se realizaron con ejemplares de ambos sexos recién ingresados a imagos. Para las pruebas con adultos reproductivos, todos los individuos de ambos sexos empleados fueron mantenidos de 7 a 10 días en las mismas jaulas, observándose apareamientos. Pasado este período se separaron nuevamente los individuos por sexo para estimar el consumo de machos y hembras en el estado reproductivo.



**Figura 5.e:** Material vegetal en pie remanente luego de ser realizada una prueba de consumo

Se estimaron los siguientes parámetros:

- El consumo promedio diario por un individuo, expresado en miligramos
- La pérdida total promedio por individuo (consumo + material caído).
- El consumo total de un individuo durante cada estadio de desarrollo.
- Para obtener el consumo de los individuos adultos se promedió el consumo obtenido para los estados prereproductivo y reproductivo de machos y hembras y se lo multiplicó por la longevidad promedio. La longevidad promedio de *D. elongatus* se extrajo del trabajo de de Wysiecki *et al.*, (1997) realizado en las mismas condiciones de laboratorio ( $\sigma = 49.9$  días,  $\text{♀} = 41.7$  días).
- Se realizó la estimación del consumo de una población de *D. elongatus* en pastizales disturbados, y de *D. maculipennis* en pastizales halófilos, utilizándose para ello los datos de densidad obtenidos en la temporada 2006-07, y estableciéndose el número de insectos/día mediante la metodología desarrollada por Carey (1993), donde se estima el área bajo la curva de densidad/tiempo. En este caso, la estimación se realizó a partir de la densidad específica de las ninfas mayores, y de los adultos de ambos sexos. Posteriormente el consumo poblacional se estimó según Sánchez y de Wysiecki (1990):



$$L = \sum_{i=IV}^{\text{Adultos}} f_i * GHD$$

L= pérdida de forraje causada por la población.

f= pérdida de forraje por individuo día

GHD= número de insectos día

i= estado de desarrollo

- Las diferencias encontradas en el consumo de los distintos estadios fueron analizados mediante el test de Kruskal-Wallis, seguido del test de U de Mann-Whitney.

La cantidad de pruebas realizadas con cada especie por estadio y el número de individuos por jaula fueron los siguientes:

*Dichroplus elongatus:*

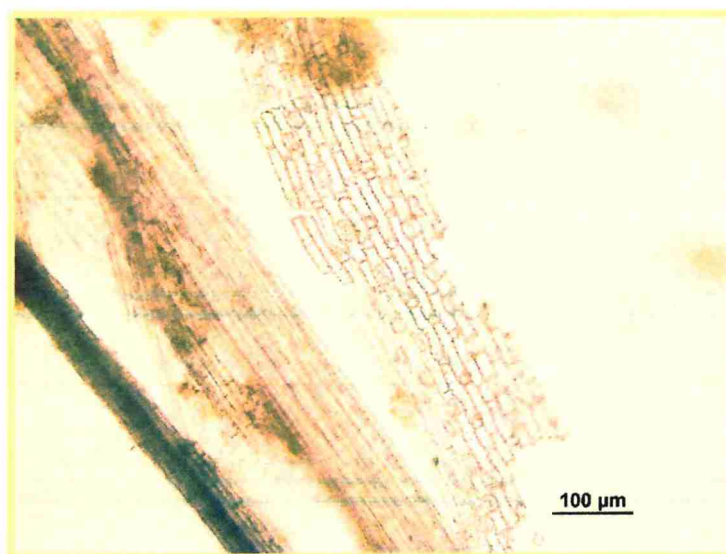
Estado/Estadio	Nº Pruebas	Inds./Jaula
Ninfa IV	21	10
Ninfa V	33	e/ 7 y 11
Adultos ♀ pre reproductivas	18	10
Adultos ♀ reproductivas	26	10
Adultos ♀ reproductivas	26	10
Adulto ♂ reproductivos	24	10

*Dichroplus maculipennis:*

Estado/Estadio	Nº Pruebas	Inds./Jaula
Ninfa V	9	10
Ninfa VI	9	10
Adultos ♀ pre reproductivas	20	10
Adultos ♀ reproductivas	18	10
Adultos ♀ reproductivas	17	10
Adulto ♂ reproductivos	17	10

### 5.1.2.2 Estudios de los hábitos alimentarios:

Los estudios de determinación de los hábitos alimentarios de *B. bruneri* y *C. pallidinota* fueron realizados con ejemplares, colectados en tres pastizales con diferentes coberturas vegetales dominantes (vegetación halófila, pasturas implantadas de *Agropyron* y vegetación herbácea introducida). Para ello se llevó a cabo el análisis de la composición botánica de las heces (Arriaga, 1986). El método utilizado se basó en cotejar los caracteres histofoliarios de los restos vegetales contenidos en las heces con las descripciones anatómico foliares de las especies vegetales que habitan en el área de estudio. Para la obtención de las heces, los ejemplares fueron colocados en tubos cónicos de papel durante 24 horas (Gangwere y Ronderos, 1975). Posteriormente, para la identificación de los restos vegetales, se aplicó OHK al 10% caliente sobre las heces. Una vez disueltas estas, se lavó el material obtenido, se montó en un porta objeto y se observó bajo microscopio compuesto (Arriaga, 1986; de Wysiecki y Sánchez, 1992) (Figura 5.f). Las heces de un individuo se consideraron una muestra.



**Figura 5.f:** Detalle del raspado epidérmico de *Agropyron elongatum*

**Los resultados obtenidos en las experiencias de laboratorio se presentan por especie y se expresan en valor promedio  $\pm$  ES.**

## 5.2 Resultados

### 5.2.1 *Dichroplus elongatus*

#### 5.2.1.1 Desarrollo postembrionario:

Se registró un total de cinco estadios de desarrollo postembrionario tanto para machos como para hembras (Tabla 5.1). La duración promedio del ciclo ninfal fue de  $32 \pm 0.7$  días, con un mínimo de 31 días y un máximo de 34.

**Tabla 5.1:** Cantidad y duración de los estadios ninfales de *Dichroplus elongatus* en condiciones controladas (30° C, 14L: 10O, HR 40%).

Estadio de desarrollo	Duración (Días)
I	$5,8 \pm 0,44$
II	$6 \pm 0,83$
III	$5,44 \pm 0,62$
IV	$8 \pm 1,04$
V	$7 \pm 0,9$
Duración del ciclo ninfal	$32 \pm 0,7$

#### 5.2.1.2. Determinación del consumo:

El contenido de agua de las raciones testigo fue del  $80,3 \pm 1.01\%$  del peso fresco.

Durante el desarrollo de las pruebas no se observó material caído, por lo cual se consideró que la pérdida total fue igual al consumo (Figura 5.g). El consumo promedio de un individuo de *D. elongatus* fue de  $19,4 \pm 2,66$  mg/día. El consumo de los individuos aumentó significativamente desde el IV al V estadio y al estado adulto pre-reproductivo (KW= Ho= 474,89 gl= 5 p<0.0001). Las hembras en estado pre-reproductivo fueron las que mayor consumo realizaron ( $30,7 \pm 0,56$  mg hembra/día) (Tabla 5.2). El consumo de estos individuos fue significativamente diferente del resto de los estadios considerados (U de Mann Whitney p<0.05) (Tabla 5.3). En el estado

reproductivo el consumo descendió en ambos sexos. El consumo de los machos reproductivos no fue diferente del consumo de los individuos en IV estadio ninfal (Tabla 4.3). El consumo de las hembras reproductivas no fue diferente del consumo de los machos pre-reproductivos. Considerando el consumo de los individuos por estadio de desarrollo, una hembra de *D. elongatus* consume 1,23 veces más que un macho; 9,5 veces más que un individuo en IV y 6,61 veces más que un individuo en V. (Tabla 5.2).

**Tabla 5.2:** Consumo promedio ( $\pm$  ES) en miligramos (mg) de *Dichroplus elongatus* por día y por estadio en condiciones controladas (30°C, 14hL: 10hO, 40% HR).

Estado/ Estadio	Individuo (mg/día)	Individuo (mg/estadio)
Ninfa IV	13,03 $\pm$ 0,46	104,21 $\pm$ 3.73
Ninfa V	21,34 $\pm$ 0,48	149,4 $\pm$ 3.42
Adultos ♀ Pre- reproductivas	30,7 $\pm$ 0,56	988 $\pm$ 19.2
Adultos ♀ Reproductivas	19,13 $\pm$ 0,48	
Adultos ♂ Pre-reproductivos	19,2 $\pm$ 0,49	802, 64 $\pm$ 16.17
Adultos ♂ Reproductivos	12,97 $\pm$ 0,31	

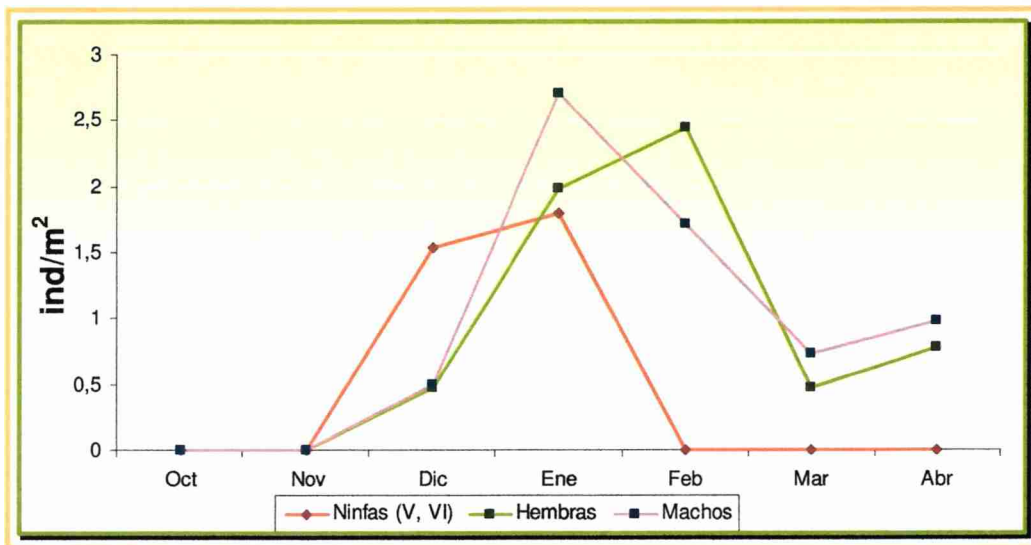
El consumo aproximado de una población de *D. elongatus*, estimado a partir del IV estadio de desarrollo en un pastizal disturbado (Sitio 8) es de 63,47 Kg/hectárea, para una densidad poblacional promedio de 1,4 ind/m<sup>2</sup> (Gráfico 5.1). Las ninfas de IV y V (ninfas mayores) tuvieron un consumo de 10,062 Kg/ha con una densidad de 1,67 ind/m<sup>2</sup>, las hembras 34,06 Kg/ha, con una densidad de 1,23 ind/m<sup>2</sup>, y los machos 19,35 Kg/ha con una densidad de 1,32 ind/m<sup>2</sup>.

**Tabla 5.3:** Consumo de *Dichroplus elongatus* en diferentes estadios. Resultado del Test U de Mann-Whitney. IV, ninfas de cuarto estadio; V, ninfas de quinto estadio; H pre, hembras pre-reproductivas; H rep, hembras reproductivas; M pre, machos pre-reproductivos; M rep, machos reproductivos.

	IV	V	H pre	H rep	M pre	M rep
IV		Zo= -10,57 p < 0.0001	Zo= 15,94 p < 0.0001	Zo= 7.77 p < 0.0001	Zo= 8.09 p < 0.0001	Zo= -0,79 p= 0.424
V			Zo=10,6 p < 0.0001	Zo= -2,43 p= 0.015	Zo= - 2,37 p= 0.018	Zo= -11.9 p < 0.0001
H pre				Zo= 12.99 p < 0.0001	Zo= 11.6 p < 0.0001	Zo= 16.85 p < 0.0001
H repr					Zo= 0.157 P = 0.875	Zo=9.8 p < 0.0001
M pre						Zo= 9,53 p < 0.0001
M rep						



**Figura 5.g:** *Dichroplus elongatus* alimentándose de *Bromus brevis*



**Gráfico 5.1:** Densidad de *Dichroplus elongatus* en un Pastizal disturbado, Laprida 2006-07.

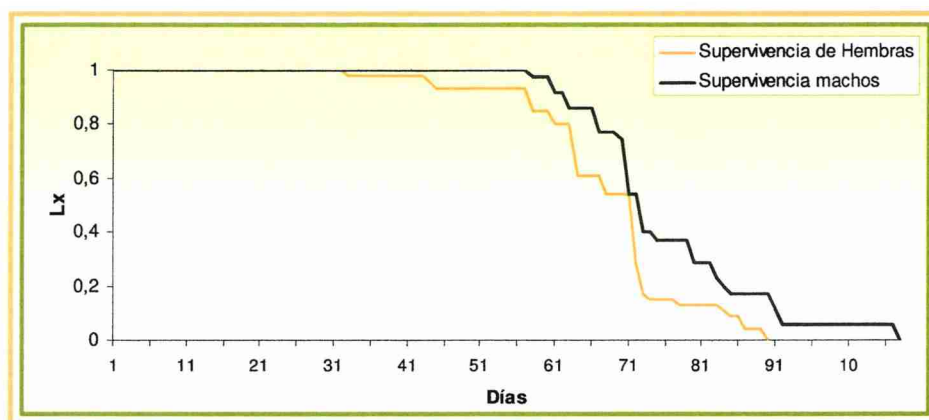
## 5.2.2 *Dichroplus maculipennis*

### 5.2.2.1. Desarrollo postembrionario:

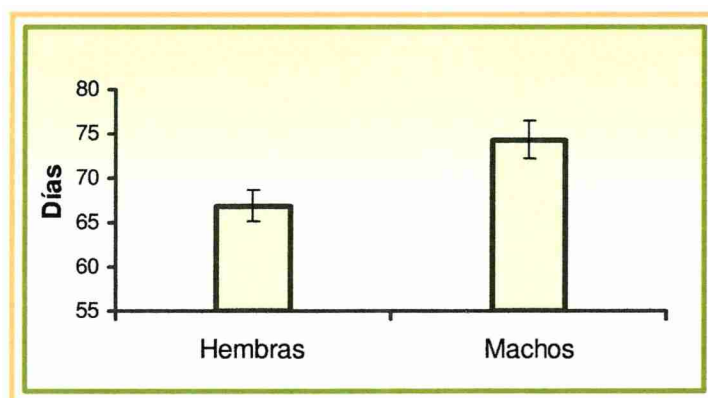
En ambos sexos se registró un total de 6 estadios ninfales (Tabla 5.4). La duración total del estado ninfal fue de  $34,46 \pm 0,37$  días, con un mínimo de 27 y un máximo de 40. En las curvas de supervivencia de los individuos adultos (Gráfico 5.2) se observó que la mortalidad en este estado de desarrollo se concentra en los últimos días de vida. Los machos fueron más longevos que las hembras (T Student:  $t_0: -2.73$ ,  $gl= 79$ .  $p= 0.008$ ) (Gráfico 5.3). La longevidad promedio de las hembras adultas fue de  $66.91 \pm 1.75$  días, con un mínimo de 32 y un máximo de 90. La longevidad promedio en los machos fue de  $74,31 \pm 2.097$  días con un mínimo de 38 y un máximo de 108. La duración promedio de las cohortes fue de  $14.85 \pm 0.25$  semanas

**Tabla 5.4:** Cantidad y duración de los estadios ninfales de *Dichroplus maculipennis*, bajo condiciones controladas (30° C, 14L: 10°, 40% HR).

Estadio de desarrollo	Duración (días)
I	6,06 ± 0,09
II	5,7 ± 0,14
III	5,11 ± 0,12
IV	6,06 ± 0,22
V	5,93 ± 0,27
VI	5,46 ± 0,33
<b>Duración del ciclo ninfal</b>	<b>34,46 ± 0,37</b>



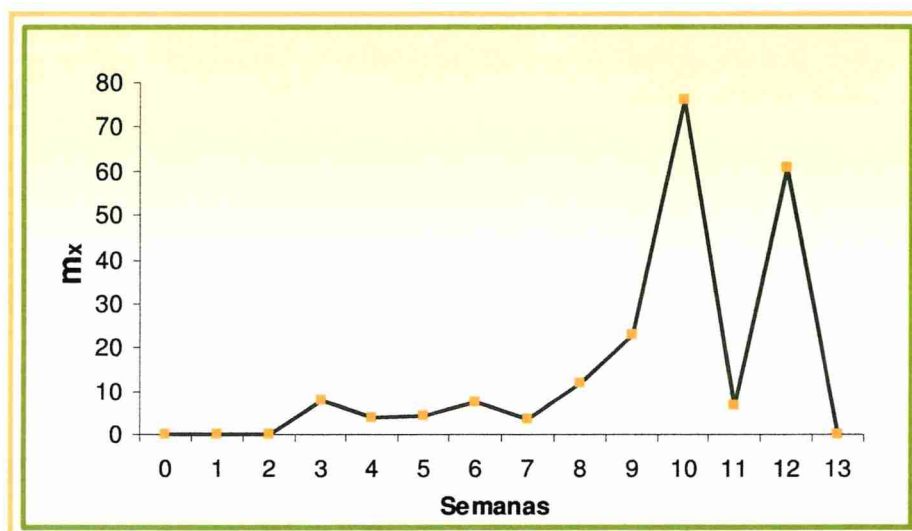
**Gráfico 5.2:** Curvas de supervivencia ( $l_x$ ) de machos y hembras de *Dichroplus maculipennis* bajo condiciones controladas (30° C, 14hL:10hO, 40% HR).



**Gráfico 5.3:** Longevidad promedio de hembras y machos de *Dichroplus maculipennis* bajo condiciones controladas (30° C, 14hL:10hO, 40% HR).

### 5.2.2.2 Aspectos reproductivos

El número promedio de huevos por postura fue de  $26,9 \pm 1,94$ , con un mínimo de 14 y un máximo de 40. La cantidad de posturas por hembra fue de  $3,2 \pm 0,48$  (Figura 5.h). La fecundidad (huevos/hembra) promedio fue de  $86,063 \pm 13,03$ . La tasa de oviposición (huevos/hembra/día) fue de  $1,17 \pm 0,16$ . La curva de fecundidad  $m_x$  (Nº promedio de huevos/cantidad de hembras vivas de edad x) muestra que el mayor aporte a la siguiente generación se produce en las semanas 10 y 12 (Gráfico 5.4)



**Gráfico 5.4:** Curva de fecundidad promedio de hembras de *Dichroplus maculipennis*, bajo condiciones controladas (30°C, 14hL:10hO, 40% HR).



**Figura 5.h:** Hembra de *Dichroplus maculipennis* oviponiendo



### 5.2.2.3. Determinación del consumo:

El contenido de agua de las raciones testigo fue del  $78,3 \pm 0,64\%$  del peso fresco. Se registró que un individuo de *D. maculipennis* consume por día un promedio de  $28,33 \pm 5,32$  mg de la ración. El consumo fue aumentando desde el V estadio al adulto pre-reproductivo (KW: Ho: 483,96 g.l: 5,  $p < 0.0001$ ). Las hembras fueron las que más consumieron (Tabla 5.5). Una hembra pre-reproductiva consumió por día, aproximadamente dos veces más que un individuo de V estadio. En el estado reproductivo, el consumo descendió significativamente en ambos sexos. Por estadio, se observó que aunque los machos son más longevos que las hembras, el consumo de estas es superior.

No existió diferencia significativa en el consumo diario de los machos pre-reproductivos y los individuos en VI estadio (U de Mann Whitney  $p > 0.05$ ) (Tabla 5.6). Esta ausencia de significancia puede deberse a que las ninfas en VI estadio no fueron diferenciadas por sexo.

A diferencia de *D. elongatus*, *D. maculipennis* deja caer material cuando consume. El porcentaje de material caído fue más alto en el estado reproductivo, tanto en los machos como en las hembras, alcanzando un porcentaje de la pérdida diaria de 3,92% en los machos y 2,89 % en las hembras (Figura 5.i). En los estados pre-reproductivos y en el VI, estadio el porcentaje de material caído fue considerablemente menor (0,77% en las hembras pre-reproductivas, 0,51% en machos prereproductivos, 0,91 en VI estadio. No se observó material caído en las pruebas de los individuos en V estadio.

**Tabla 5.5:** Consumo promedio ( $\pm$  ES), en miligramos (mg) de *Dichroplus maculipennis* por día y por estadio, el material caído y la pérdida total en condiciones controladas (30°C, 14hL: 10hO, 40% HR).

Estadio	Individuo(mg/día)	Individuo(mg/estadio)	Mat.caído Ind (mg/día)	Pérd. total
Ninfa V	24,53 $\pm$ 1,23	145,5 $\pm$ 7,34	0	
Ninfa VI	34,16 $\pm$ 2,4	186,5 $\pm$ 13,25	0,32 $\pm$ 0,05	34,47
Adultos ♀ Pre-reproductivas	48,53 $\pm$ 0,807	2248,5 $\pm$ 66,46	0,4 $\pm$ 0,07	48,9
Adultos ♀ Reproductivas	18,41 $\pm$ 0,796		0,55 $\pm$ 0,085	18,95
Adultos ♂ Pre-reproductivos	32,65 $\pm$ 0,867	1695 $\pm$ 55,4	0,17 $\pm$ 0,03	32,82
Adultos ♂ Reproductivos	11,7 $\pm$ 0,43		0,5 $\pm$ 0,08	12,18

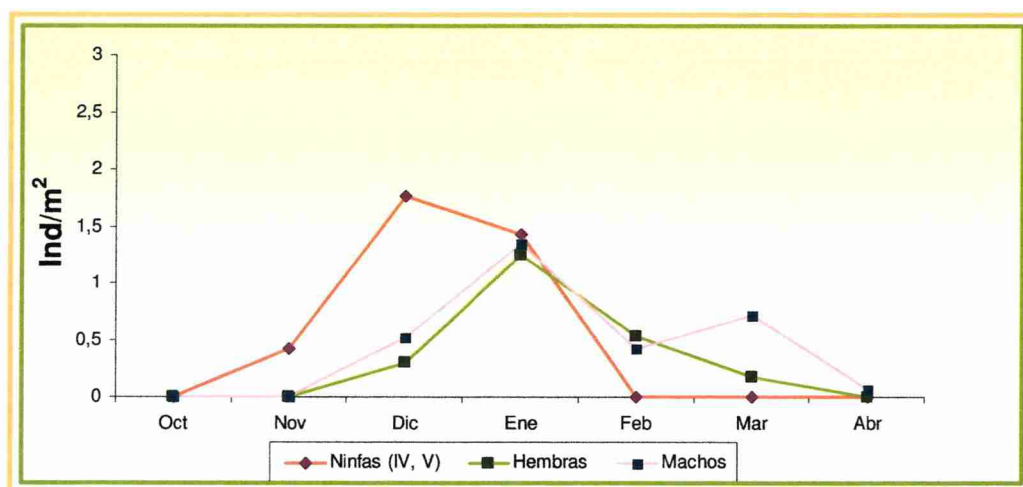
El consumo de una población de *D. maculipennis* en un pastizal halófilo (Sitio 1) durante la temporada 2006-07, estimado a partir de ninfas de V estadio, fue de 50,42 Kg/ha, con una densidad promedio de 0,79 ind/m<sup>2</sup> (Gráfico 5.5). El consumo poblacional de las ninfas mayores (V, VI) fue de 16,14 Kg/ha con una densidad promedio de 1,2 ind/m<sup>2</sup>, el de las hembras fue de 17,83 Kg/ha para una densidad de 0,56 ind/m<sup>2</sup>, y el consumo de los machos fue de 16,44 Kg/ha para una densidad de 0,56 ind/m<sup>2</sup>.



**Figura 5.i:** *Dichroplus maculipennis* alimentándose de *Bromus brevis*.

**Tabla 5.6:** Consumo de *Dichroplus maculipennis* en diferentes estadios. Resultado del Test U de Mann-Whitney. IV, cuarto estadio; V, quinto estadio; H pre, hembras pre-reproductivas; H rep, hembras reproductivas; M pre, machos prereproductivos; M rep machos reproductivos.

	V	VI	H pre	H rep	M pre	M rep
V		Zo= -4.15 p < 0.0001	Zo= 12.21 p < 0.0001	Zo= -3.96 p < 0.0001	Zo= 4.21 p < 0.0001	Zo= -8.03 p < 0.0001
VI			Zo= 5.21 p < 0.0001	Zo= -4,97 p < 0.0001	Zo= -1.18 p=0.238	Zo= -7.14 p < 0.0001
H pre				Zo= 15.26 p < 0.0001	Zo= 11.6 p < 0.0001	Zo= 16.02 p < 0.0001
H repr					Zo= -9.83 p<0.0001	Zo= 6.56 p < 0.0001
M pre						Zo= 14.55 p < 0.0001
M rep						



**Gráfico 5.5:** Densidad de *Dichroplus maculipennis* en un Pastizal halófilo en Laprida (2006-07)

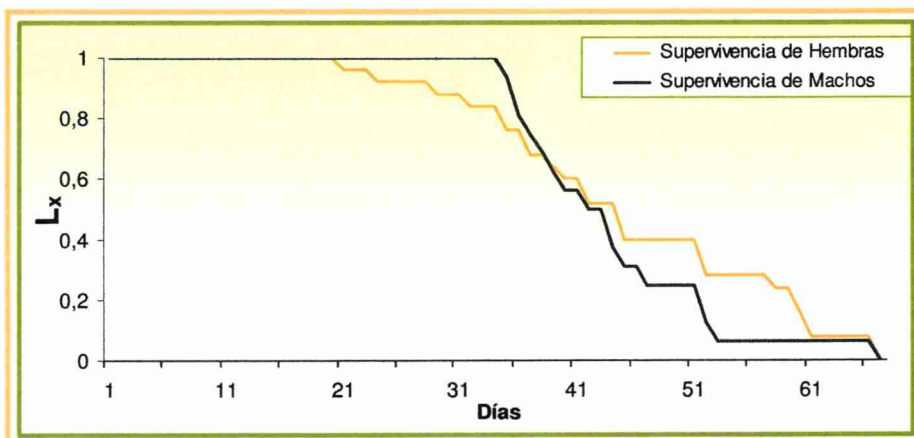
### 5.2.3 *Baeacris pseudopunctulatus*

#### 5.2.3.1. Desarrollo Postembrionario

Se registró un total de 5 estadios ninfales en ambos sexos (Tabla 5.7). La duración total del estado ninfal fue de  $30,14 \pm 0,85$  días, con un mínimo de 23,5 y un máximo de 34,5. La duración promedio de las cohortes fue de  $10,66 \pm 1,7$  semanas (Gráfico 5.6). Las curvas de supervivencia de los individuos adultos fueron similares. La longevidad promedio de las hembras adultas fue de  $44,76 \pm 3$  días, con un mínimo de 21 y un máximo de 67. La longevidad promedio en los machos fue de  $44,25 \pm 2,11$  días con un mínimo de 36 y un máximo de 67.

**Tabla 5.7:** Cantidad y duración de los estadios ninfales de *Baeacris pseudopunctulatus*, en condiciones controladas ( $30^{\circ}\text{C}$ , 14 L:10, 40% HR).

Estadio de desarrollo	Duración (días)
I	$6.4 \pm 0.9$
II	$6 \pm 0.8$
III	$5.8 \pm 0.64$
IV	$5.25 \pm 0.47$
V	$6.61 \pm 0.12$
Duración del ciclo ninfal	$30.14 \pm 2.34$



**Gráfico 5.6:** Curvas de supervivencia ( $l_x$ ) de machos y hembras de *Baeacris pseudopunctulatus* bajo condiciones controladas ( $30^{\circ}\text{C}$ , 14hL:10hO, 40% HR).

### 5.2.3.2. Aspectos reproductivos

Los primeros apareamientos se observaron a partir del quinto día de iniciado el estado adulto. El número promedio de posturas por hembra fue de  $3,56 \pm 0,52$ , con un mínimo de 1 postura y un máximo de 11. El número promedio de huevos por postura fue de  $15,5 \pm 0,6$ , con un mínimo de 10 y un máximo de 22. La fecundidad promedio fue de  $46,03 \pm 6,84$ , con un mínimo y un máximo de 12,93 y 142,23 huevos/hembra, respectivamente. La tasa de oviposición fue de  $1,20 \pm 0,21$  huevos/hembra/día.

### 5.2.4 *Borellia bruneri*

#### 5.2.4.1 Hábitos alimentarios

Se colectaron 30 individuos en estado adulto: 14 machos y 16 hembras. El resultado del análisis de las heces mostró que el 100% de los individuos había ingerido diferentes especies de gramíneas. Se encontró que el 20% de las muestras contenían entre dos y tres especies diferentes y el 60% restante había ingerido una especie solamente. En las heces se identificaron las siguientes especies de gramíneas: *Hordeum pusillum*, *Agropyron elongatun*, *Distichlis spicata* y *Stipa formicarun*. Seis de las gramíneas halladas no pudieron ser identificadas a nivel específico. *Hordeum pusillum* y *Agropyron elongatun* fueron las especies de gramíneas más frecuentemente registradas. A través de estos resultados se pudo determinar que *B. bruneri* es una especie gaminívora.

### 5.2.5 *Covasacris pallidinota*

#### 5.2.5.1. Hábitos alimentarios

Se colectaron 27 individuos adultos: 12 hembras y 15 machos. Se determinó que es una especie oligófaga con preferencia por *Distichlis spicata*. En el 63% de las muestras solamente se encontró la gramínea *D. spicata*. En tres muestras se registró *A. enlongatun* y en 2 *H. pusillum*.

## 5.3 Discusión

### 5.3.1 Ciclo de vida

La subfamilia Melanoplineae es el grupo más diverso en cantidad de especies conocidas en Argentina ( $n = 60$ ), muchas de las cuales suelen ser numéricamente dominantes en las comunidades de acridios de diferentes regiones del país y varias constituyen plagas agrícolas (COPR, 1982; Cigliano *et al.*, 2002; de Wysiecki *et al.*, 2004; Lange *et al.*, 2005; Carbonell *et al.*, 2006). Sin embargo, aún es escasa la información existente sobre aspectos biológicos y ecológicos de estas especies en nuestro país. Por lo tanto resulta entonces, interesante comparar los resultados de este estudio con otros trabajos sobre melanoplinos realizados bajo similares condiciones de cría en laboratorio (temperatura, fotoperíodo, humedad relativa y dieta) (Tabla 5.8)

Respecto de la cantidad de estadios ninfales, *D. maculipennis* y las hembras de *D. schulzi* (Sánchez *et al.*, 2001) fueron las que mayor cantidad de estadios presentaron. No obstante, el tiempo de duración del ciclo ninfal fue semejante en todas las especies.

Las especies con mayor fecundidad promedio fueron *R. bergi*, *D. schulzi* y *D. maculipennis*. *Baeacris pseudopunctulatus* tuvo la menor fecundidad y *D. elongatus* tuvo una fecundidad promedio intermedia.

Salvo *D. schulzi*, el resto de las especies que se mencionan en este análisis son consideradas de importancia económica, siendo *D. maculipennis* y *D. elongatus* las más relevantes en este sentido (COPR, 1982; Cigliano *et al.*, 1995; Lange *et al.*, 2005).

La subfamilia Melanoplineae es, tanto en América del Norte como en América del Sur, una de las subfamilias más representativas y de acuerdo con Gangwere y Ronderos (1978) y Vickery (1989) existiría cierta “equivalencia ecológica” entre el género norteamericano *Melanoplus* y su contraparte el género sudamericano *Dichroplus*. Ambos incluyen especies con ecología, desarrollo e importancia económica similares (Gangwere y Ronderos, 1978; Cigliano *et al.*, 2000). Incluso estudios recientes a nivel molecular postulan un posible origen sudamericano de los melanoplinos (Amedegnato *et al.*, 2003).

Los estudios sobre diferentes aspectos reproductivos realizados con especies de *Melanoplus* parecerían indicar que tienen una mayor fecundidad que las especies de

*Dichroplus* estudiadas. En condiciones de laboratorio se registró que una hembra de *Melanoplus bivittatus* puede llegar a depositar 450 huevos, una de *Melanoplus differentialis* 591 y una de *Melanoplus fermurrubrum* 336 (COPR 1982).

También, bajo condiciones controladas se registró que una hembra de *Melanoplus sanguinipes* puede producir entre 500 y 600 huevos durante su ciclo de vida, registrándose un número record de 861 (Joern y Gaines, 1990). Ahora bien, en condiciones naturales la fecundidad promedio de esta especie fue muy inferior a la obtenida en laboratorio, entre 10,1 a 28,9 huevos/hembra, llegando a tener una fecundidad máxima de 73.16 huevos/hembra (Sánchez *et al.*, 1988). Hewitt (1985), consideró que el potencial reproductivo de los acridios es el factor más importante en determinar el potencial relativo de la generación subsiguiente. Sin embargo, en condiciones naturales este potencial reproductivos se ve afectado por diversos factores bióticos y abióticos (principalmente temperatura, precipitaciones y calidad del alimento) que afectan la fecundidad y supervivencia de estos insectos (Joern y Gaines 1990)

### **5.3.2 Consumo**

Los acridios figuran entre los principales consumidores primarios de la vegetación en los pastizales (Hewitt y Onsager, 1983; O'Neill *et al.*, 2003) y han desarrollado diversas estrategias para particionar el recurso alimentario (Gangwere *et al.*, 1989), incluyendo la no superposición de los ciclos de vida, la preferencia de microhábitats, la especialización en las dietas, la periodicidad en la alimentación y la utilización temporal del recurso alimentario en el día (Lockwood *et al.*, 1996). En muchas situaciones son considerados insectos perjudiciales dado que compiten con el ganado por el forraje disponible (Hewitt, 1978; de Wysiecki y Sánchez, 1992; Onsager, 2000; O'Neill *et al.*, 2003; Branson 2008). A altas densidades, pueden destruir plantas enteras o grandes porciones de estas, produciendo una disminución en la superficie fotosintética, inhibiendo la reproducción vegetativa y disminuyendo las reservas radiculares (Hewitt y Onsager, 1983). Numerosos estudios han estimado la pérdida de forraje por acridios (Putnam, 1962; Hewitt *et al.*, 1976; Hewitt, 1978; Hewitt y Onsager, 1983; Chapman, 1990; Sánchez y de Wysiecki, 1990; Lockwood *et al.*, 1996; Bulacio *et al.*, 2005), los que permiten tener una aproximación de la pérdidas económicas que ocasionan y de la disminución en la productividad de un pastizal (de Wysiecki *et al.*,

1992; Onsager, 2000; Branson *et al.*, 2006). Asimismo, Joern (1989) indicó que para comprender el potencial impacto de los acridios en los sistemas de pastizales es necesario comparar el patrón de alimentación de las diferentes especies que coexisten en una comunidad. En este sentido, las especies seleccionadas en este estudio para las experiencias de consumo, fueron las dos más importantes económicamente de la zona y a su vez con gran abundancia en los muestreos.

Hewitt y Onsager (1983), indican que la cantidad de forraje consumido por los acridios tiende a incrementarse con los estados de desarrollo. Esto se pudo observar en las experiencias de consumo realizadas con *D. elongatus* y *D. maculipennis*. *Dichroplus elongatus* aumentó significativamente su consumo desde el IV al V estadio y al estado adulto pre-reproductivo. Posteriormente, en el estado adulto reproductivo se observó una disminución significativa en el consumo diario. *Dichroplus maculipennis*, mostró un patrón similar: los individuos de VI estadio consumieron más que los individuos de V estadio. Asimismo, las hembras en estado pre-reproductivo consumieron más que los individuos en estado ninfal. A diferencia de *D. elongatus*, los machos pre-reproductivos no tuvieron un consumo significativamente mayor que los individuos en el último estadio ninfal (VI). En el estado reproductivo, el consumo descendió como en *D. elongatus*. En las dos especies se observó que las hembras pre-reproductivas son las que más consumen, hecho relacionado con los requerimientos nutricionales necesarios para la oogénesis (Lockwood *et al.*, 1996). Sánchez y de Wysiecki (1990) observaron lo mismo con la especie *D. pratensis*.

Comparando el consumo de las dos especies, se observó que los estadios ninfales y los adultos en estado pre-reproductivo de *D. maculipennis* consumieron diariamente en promedio una cantidad de alimento mayor que *D. elongatus*. Sin embargo, en el estado reproductivo, los adultos de *D. elongatus* tuvieron un promedio de consumo diario mayor que el de *D. maculipennis*. Las hembras reproductivas de *D. elongatus* comen 1.6 veces menos que las pre-reproductivas y los machos 1,5 veces menos. En *D. maculipennis* la relación es mayor, las hembras reproductivas consumen 2,63 veces menos que las pre-reproductivas y los machos 2,8 veces menos.

Sánchez y de Wysiecki (1990) registraron en condiciones naturales que las hembras reproductivas de *D. pratensis* consumieron 5,77 veces menos que las pre-reproductivas y los machos reproductivos 4,17 veces menos que los pre-reproductivos, una relación mayor que la observada en laboratorio con *D. maculipennis* y *D. elongatus*.



Joern (1989) indica que las pérdidas de forraje aumentan cuando al alimentarse los insectos dejan caer material. En las pruebas de consumo con *D. elongatus* se observó que esta especie no dejó caer material cuando se alimentó, a diferencia de *D. maculipennis* que si lo hizo. La mayor cantidad de material caído se observó en el estado adulto reproductivo y en el estado pre-reproductivo. En el estado de ninfas VI, la fracción de material caído fue considerablemente menor.

En pastizales naturales de la provincia de La Pampa, Sánchez y de Wysiecki (1990) observaron que *D. prantensis* dejó caer material al consumir. Si bien la cantidad de material caído fue superior a la que se observó en *D. maculipennis*, siguió la misma tendencia, la cantidad de material que dejó caer aumentó del IV al V estadio y luego decreció en el estado pre-reproductivo. Posteriormente, en el estado reproductivo de las hembras aumentó y en los machos reproductivos decreció. En este sentido, Hewitt (1978) sugirió que la cantidad de material destruido aumenta con la maduración del insecto, aunque también se debe tener en cuenta la preferencia del insecto por determinadas plantas. Mitchell y Pfadt (1974) registraron que *Aulocara ellioti* consumió solo el 50% de lo que cortó, luego Hewitt (1978) registró que un individuo adulto de esta especie dejó caer el 11,26 % del total (consumido + material caído). Este autor señala que en la experiencia realizada por Mitchell y Pfadt (1974) las plantas utilizadas no eran las preferidas por *A. ellioti*. Al respecto indica que, en la búsqueda de alimento, los acridios prueban varias plantas de manera inespecífica antes de encontrar la planta de la que van a alimentarse, por lo cual las no preferidas pueden sufrir en ocasiones más daño que las plantas preferidas.

La pérdida de forraje debido a la acción de los acridios es función de la densidad de sus poblaciones, de las especies involucradas, de las tasas de consumo y del promedio de longevidad de las mismas (Hewitt y Onsager, 1983). Torrusio y de Wysiecki (2005) determinaron que densidades de 20 ind/m<sup>2</sup> y 40 ind/m<sup>2</sup> afectaron significativamente el rendimiento final de un cultivo de soja de siembra directa, así como el número de vainas por planta y el de granos por vaina.

Las pérdidas totales debido a la acción de una población de *D. elongatus* en un pastizal disturbado, y de una población de *D. maculipennis* en un pastizal halófilo se incrementaron desde el estado ninfal al estado adulto. Onsager (2000), también señaló que la cantidad destruida de forraje se incrementa con los estadios de desarrollo, estimando que las ninfas mayores y los adultos de especies de pequeño a mediano

tamaño destruyen hasta 287,5 kg/ha de pastura, para una densidad de dos individuos por metro cuadrado

Aunque el consumo de *D. maculipennis* en laboratorio fue mayor al de *D. elongatus*, como la densidad de esta última en el campo en 2006-07 fue superior a la *D. maculipennis*, la pérdida total potencial de forraje producida por *D. elongatus* (63,47 Kg/ha), con una densidad promedio de 1,4 ind/m<sup>2</sup>, fue mayor que la producida por *D. maculipennis* (50,42 Kg/ha) con una densidad promedio de 0,79 ind/m<sup>2</sup>. Sin embargo, la pérdida potencial de forraje producido por los estadios V y VI de *D. maculipennis*, con una densidad de 1,2 ind/m<sup>2</sup>, fue mayor a la producida por los estadios IV y V de *D. elongatus*, con una densidad de 1,67 ind/m<sup>2</sup>. Ahora bien, estimando la pérdida de forraje a densidades iguales para ambas especies, con una densidad de 1 ind/m<sup>2</sup>, las hembras de *D. maculipennis* producirían una pérdida de 31,67 Kg/ha, y los machos de 26,95 Kg/ha, superior a la producida por *D. elongatus*, de 27,7 Kg/ha las hembras y 14,61 Kg/ha los machos. Sánchez & de Wysiecki determinaron una pérdida de forraje de 14,48 Kg/ha para las hembras y 13 Kg/ha para los machos en *D. pratensis*, menor a la estimada para *D. elongatus* y *D. maculipennis* a la misma densidad.

Aunque la estimación de la pérdida de forraje se realizó en condiciones controladas y se extrapoló a las densidades registradas en el campo, de todos modos puede ser de utilidad, ya que pocas contribuciones (Bulacio *et al.*, 2005) han presentado estimaciones de pérdida de forraje por estas especies de importancia económica.

### 5.3.3 Hábitos alimentarios

La determinación de las especies ingeridas por un herbívoro brinda información importante respecto del espectro de la dieta permitiendo comprender el comportamiento alimentario, la selectividad de las especies consideradas, y el daño causado a la vegetación (Arriaga, 1986).

El 60% de las especies de acridios son consideradas polípagas (Picaud *et al.*, 2003). Sin embargo, pueden tener diferentes grados de especificidad de acuerdo con las especies de plantas que incluyan en su dieta (Chapman, 1990). Numerosos autores, han demostrado que los acridios no se alimentan indiscriminadamente sino que tienen una marcada preferencia, encontrándose plantas que no son ingeridas aún en condiciones críticas de disponibilidad de alimento (Joern 1979, 1983; Gangwere *et al.*, 1989; de Wysiecki y Sánchez 1992). Chapman (1990), señala que son muchos los factores que

determinan la preferencia, entre ellos está el comportamiento del insecto, los estímulos visuales y olfatorios, las propiedades físicas y químicas de las plantas, el contenido de agua y la calidad y cantidad de alimento.

El 25% de las especies de acridios consumen pastos, son oligófagas (Picaud *et al.*, 2003) y dentro de estas especies se encuentran las de la subfamilias Gomphocerinae y la Subfamilia Acridinae, ambas con mandíbulas de tipo graminívoro (Gangwere y Ronderos, 1975). Al respecto, Smith y Capinera (2005), señalan que la constancia de un tipo de mandíbula dentro de una subfamilia indica que evolucionó como un factor estructural, determinado por los hábitos alimenticios de las diferentes especies de acridios.

Los gonfocerinos son un grupo común de los pastizales argentinos (Carbonell *et al.*, 2006), primariamente graminívoros (Joern, 1989), salvo excepciones como *Orphulella punctata*, que también consume dicotiledóneas (Virla-Arguello, 1977; Rocca y Mariottini, 2008). Generalmente, tienen dietas menos amplias que los Melanoplinos ambívoros (Villalobos, 1980; Joern, 1989). En este trabajo se confirmó que *B. bruneri* es una especie graminívora, encontrándose en cada prueba una o dos especies de pastos por muestra, siendo bi o monoespecífica. Las gramíneas con valor forrajero que se identificaron en las heces fueron *A. elongatun* y *H. pusillum*.

Ronderos *et al.* (1981) observaron que otras tres especies de gonfocerinos (*Laplatacris dispar*, *Amblytropidia australis* y *Sinipta dalmani*) también son mono o bi específicos.

El acridino *C. pallidinota*, también es una especie graminívora. Parecería tener preferencia por *D. spicata*, registrándose en el 63% de las muestras como única especie consumida. Esta especie de pasto no tiene gran valor forrajero para la cría de ganado vacuno, actividad primaria de la zona de estudio.

**Tabla 5.8:** Parámetros biológicos y reproductivos de especies de melanoplinos bajo condiciones controladas (30°C, 14L:10 O, 40% HR).

	Estudio	Diapausa embrionaria	N° est. ninf.	Duración ciclo ninfal (días)	Longevidad adultos (días)	N° post./hembra	N° hue./post.	Fecundidad media
<i>Dichroplus elongatus</i>	De Wyszciecki <i>et al.</i> , 1997 Presente	Obligatoria	5	32 ± 0.7	♂: 49.9 ± 4.07 ♀: 41.7 ± 4.13	3.14 ± 0.58	23.65 ± 0.6	81.09 ± 14.02
<i>Dichroplus maculipennis</i>	Presente	Obligatoria	6	34.46 ± 0.37	♂: 74.3 ± 2.1 ♀: 66.9 ± 1.75	3.2 ± 0.48	26.9 ± 1.9	86.063 ± 13
<i>Dichroplus schulzi</i>	Sánchez <i>et al.</i> , 2001	Facultativa	5 ♂, 6 ♀	_____	_____	_____	34.55 ± 5.6	116.7 ± 32.68
<i>Baeacris pseudopunctulatus</i>	Presente	Facultativa	5	30.14 ± 2.34	♂: 44.25 ± 2.11 ♀: 44.76 ± 3	3.56 ± 0.52	15.5 ± 0.6	46.03 ± 6.84
<i>Ronderosia bergi</i>	Mariottini <i>et al.</i> , 2009	Facultativa	5	30.8 ± 0.54	Promedio ±80.25 ± 2.35	7.6 ± 1.44	16.45 ± 0.85	125 ± 5.83

## 6. Conclusiones

Los monitoreos realizados en el campo durante las tres temporadas de estudio permitieron generar un conocimiento integral de las comunidades de acridios del Sur de la región Pampeana.

Se determinó la diversidad, abundancia, densidad, y distribución de las diferentes especies, la relación de estos insectos con las comunidades vegetales más representativas de la zona y se conoció la dinámica y estructura poblacional de las especies más importantes. A continuación se destacan los resultados más relevantes.

- La diversidad de acridios fue similar en las diferentes comunidades vegetales durante todo el período de estudio, mientras que la riqueza de especies de acridios fue significativamente mayor en los Pastizales nativos. Estas comunidades vegetales también presentaron la mayor riqueza de plantas, en relación a los P. Halófilos y las P. Implantadas, sugiriendo que una mayor heterogeneidad espacial ofrecería una mayor disponibilidad de recursos para las especies de acridios.
- Se pudo determinar a través de la aplicación de los índices de similitud, que las diferentes comunidades vegetales comparten una alto porcentaje de especies de acridios, pero la abundancia de las mismas en cada comunidad vegetal es diferente. Teniendo en cuenta la presencia de cada especie y su abundancia, es posible inferir que las comunidades de acridios de los P. Nativos y de los P. Disturbados serían las más próximas entre si.
- Las especies de acridios con abundancia relativa importante, en las distintas comunidades vegetales, generalmente, fueron pocas. En los P. Halófilos las especies dominantes fueron *C. pallidinota* y *B. bruneri*. Otras especies que mostraron abundancias importantes fueron *D. maculipennis* y *D. conspersus*. En los P. Disturbados, *D. elongatus* y *B. bruneri* fueron las dominantes. En las P. Implantadas, también *C. pallidinota*, *D. elongatus* y *B. bruneri* resultaron las dominantes. En los P. Nativos, *D. elongatus* y *S. lemniscata* fueron las especies

dominantes en el 2005-06. En 2006-07 no se registraron diferencias significativas entre las especies más abundantes, por lo que no se consideraron especies dominantes y, en 2007-08, *B. bruneri* y *D. elongatus* fueron las dominantes. A diferencia de las otras comunidades vegetales, en los P. Nativos se observó que son más las especies de acridios que aportan en número a la comunidad.

- La mayoría de las especies presentaron una distribución intermedia o restringida. Sólo las especies más abundantes (*D. elongatus*, *C. pallidinota*, *B. bruneri*) tuvieron una distribución más amplia, coincidente con lo observado para pastizales de América del Norte por Kemp (1992a), quien señala que los acridios conforman un grupo de especies cuya abundancia y dominancia están influenciadas por diferencias asociadas al tipo de hábitat.
- Considerando el área de estudio en su totalidad la subfamilia Melanoplinae fue la más diversa y la Gomphocerinae fue en promedio la más abundante (debido principalmente al incremento en la abundancia de *B. bruneri*)
- La densidad de los acridios aumentó significativamente a los largo de los años de estudio en cada una de las comunidades vegetales. Sin embargo pareció no exceder la capacidad de carga del ambiente, lo que indicaría que estos años representaron años de transición, antes de un proceso de “outbreak”. El “outbreak” de *D. maculipennis* ocurrido en la zona a principios de la temporada 2008/09 estaría corroborando al menos en parte tales aseveraciones. Al igual que *D. maculipennis*, *B. bruneri* tuvo un aumento significativo en su densidad durante el periodo de estudio, los estadios ninfales de ambas especies se encontraron asociados a los P. halófilos, sugiriendo que las hembras prefieren estos sitios para oviponer. Los adultos, en cambio, no se encontraron asociados a ninguna comunidad vegetal en particular, hecho posiblemente vinculado con características propias de estas especies en relación a la dispersión y alimentación.
- *Dichroplus elongatus* es considerada la segunda especie en importancia económica luego de *D. maculipennis*. Cigliano *et al.*, (1995), señalan que en

años recientes, el accionar de *D. elongatus* parece haber aumentado. En relación a esto, el desarrollo de ambientes disturbados por prácticas agrícolas y ganaderas inapropiadas, determina una modificación en la diversidad específica de las comunidades vegetales, principalmente por la introducción de dicotiledóneas exóticas, dando lugar a ambientes preferidos por *D. elongatus*, como fue constatado en este estudio. No obstante, durante el período de estudio *D. elongatus* no contribuyó al aumento de la densidad de acridios.

- Las cuatro especies que resultaron numéricamente más importantes (*B. bruneri*, *D. elongatus*, *D. maculipennis* y *C. pallidinota*) tienen diapausa embrionaria obligatoria. Según lo registrado en el campo *C. pallidinota*, *D. maculipennis* y *B. bruneri* son especies más tempranas (los nacimientos se producen normalmente a fines de octubre) que *D. elongatus*, cuyos nacimientos ocurren a partir de fines de noviembre y principios de diciembre. Esta secuencia en la eclosión de los huevos de las diferentes especies sugiere una adaptación de los acridios a las condiciones ambientales. Con respecto a la proporción de sexos registrada en el campo en los sucesivos muestreos, se pudo observar que generalmente la proporción de machos de *B. bruneri* fue significativamente superior a la de las hembras. La relación de sexos en *D. elongatus* fue variable, sugiriendo que tal vez las condiciones ambientales sean las que afecten en mayor medida el tiempo de emergencia de los machos y las hembras, como fue registrado por Bidau y Marti (2008) para *D. prantesis*. *Covasacris pallidinota* mostró una relación de sexos más constante, presentando, en los primeros meses del año, una mayor proporción de machos. La relación de sexos en *D. maculipennis* fue generalmente 1:1.
- El análisis de los ciclos de desarrollo postembrionario de *D. maculipennis*, *D. elongatus* y *B. pseudopunctulatus* en laboratorio, bajo condiciones controladas, permitió conocer la cantidad y duración de los estadios ninfales, resultados que coincidieron con lo observado en los muestreos de campo.
- Los estudios de laboratorio con *D. elongatus* y *D. maculipennis* bajo condiciones controladas, demostraron que la fecundidad media de ambas especies fue semejante, mientras que el consumo promedio por individuo fue

mayor en *D. maculipennis*. Teniendo en cuenta la importancia económica de ambas especies, es importante a futuro desarrollar nuevos ensayos en condiciones de campo, a fin de conocer las pérdidas de forraje en condiciones naturales que ocasionarían estas especies. Los resultados aquí expuestos representan un avance en el conocimiento de diferentes aspectos de la biología de las especies más importantes de la zona. No obstante, será necesario estudiar la fecundidad de estas especies en el campo con el objetivo de determinar su real potencial reproductivo.

- Durante este trabajo se observó que la dinámica poblacional con bajas abundancias señalada para *D. maculipennis* desde los años 80' hasta el 2005 con bajas abundancias se fue modificando durante el período de estudio. En efecto, esta especie tuvo un incremento significativo en su densidad en todas las comunidades vegetales consideradas.

Es importante destacar que a fines de 2008 y principios de 2009 se produjo en Laprida y en varios partidos de la zona un “outbreak” muy importante de *D. maculipennis*, con densidades de más de 75 ind/m<sup>2</sup>. Es probable que aumentos de densidad como los registrados en este estudio, también hayan acontecido simultáneamente en otros partidos, hecho que favorecido por condiciones climáticas cálidas y secas de la temporada 2008-09, desencadenó el mencionado “outbreak”. Al respecto, en los últimos años también se han observado aumentos de densidad de esta especie en zonas del Oeste de Neuquen, y en Río Gallegos en la zona del río Coyle.

Será necesario, para conocer y comprender con mayor profundidad la dinámica de *D. maculipennis* y de otras especies de acridios continuar realizando estudios sostenidos a largo plazo que contemplen la variación espacial y temporal de las poblaciones, relacionándolo con las principales variables climáticas y teniendo en cuenta características intrínsecas de la especie involucrada. Estos estudios permitirán identificar los factores que tienen mayor influencia en las fluctuaciones poblacionales. Se trata de aspectos fundamentales a tener en cuenta para definir un manejo racional de las especies plagas y determinar los momentos más apropiados para aplicar alguna estrategia de control.



## 7. Bibliografía

**Addinsoft. 2005.** XLSTAT Pro version 7.5.3 available at <http://www.xlstat.com/en/home>.

**Altieri, M. 1983.** Agroecología. Bases Científicas de la Agricultura Alternativa. California Press. Berkeley, C.A. 180p.

**Andersen, A.N., Ludwig, J.A., Lowe, L.M. y Rentz, D.C. F. 2001.** Grasshopper biodiversity and bioindicators in Australian tropical savannas: responses to disturbance in Kakadu National Park. *Austral Ecology*. 26: 213–222.

**Amedegnato, C., Chapco, W., y Litzenberger. 2003.** Out of South America? Additional evidence for a southern origin of melanopline grasshoppers. *Molecular, Phylogenetics and Evolution*. 29: 115-119.

**Arriaga, M.O. 1986.** Metodología adaptada al estudio de hábitos alimentarios en insectos herbívoros. *Comunicación del Museo Argentino de Ciencias Naturales Bernardino Rivadavia (Buenos Aires)*. BOT. II: 103-111.

**Baldi, A. y Kisbenedek, T. 1997.** Orthopteran assemblages as indicators of grassland naturalness in Hungary. *Agricultural Ecosystem Environment*. 66: 121–129.

**Barrera, M. y Paganini, I. 1975.** Acridios de Tucumán: Notas Bioecológicas. *Acta Zoológica Lilloana XXXI*: 11. 107- 123.

**Barrientos Lozano, L. 2005.** ¿Qué son las langostas y los saltamontes? Clasificación de los Orthoptera (Caelifera *sensu stricto*). Especies plaga en México. pp 1-29. En: Barrientos Lozano, L. y P. Almaguer, editores. Manejo integrado de la langosta centroamericana y acridoideos plaga en América Latina. Instituto Tecnológico de Ciudad Victoria, Tamaulipas, México.

**Batista, W.B., León, R.J.C., y Perelman, S.B. 1988.** Las comunidades vegetales de un pastizal natural de la región de Laprida, Prov. de Buenos Aires, Argentina. *Phytocología*. 16 (4): 519-534.

**Batista, W.B. y León, R.J.C. 1992.** Asociación entre comunidades vegetales y algunas propiedades del suelo en el centro de la depresión del Salado. *Ecología Austral*, 2:47-55.

**Batista, W.B., Taboada, M.A., Lavado, R.S., Perelman, S.B., y León, R.J.C. 2005.** Asociación entre comunidades vegetales y suelos en el pastizal de la Pampa Deprimida. pp 113-129. En: Oosterheld, M; Aguiar, MR; Ghersa, CM; Paruelo, JM, editores. La heterogeneidad de la vegetación de los agroecosistemas. Un homenaje a Rolando León. Editorial Facultad de Agronomía, Buenos Aires.

- Begon, M., Townsend, C.R., y Harper, J.L. 2006.** Ecology: From Individuals to ecosystems. 4<sup>ta</sup> edición. Blackwell Publishing. USA. 738p.
- Belovsky, G. E. 2000.** Do grasshoppers diminish grassland productivity? A new perspective for control based on conservation. pp. 7-29. En: Lockwood, J.A., Latchininsky, A.V, y Sergeev, G, editores. Grasshoppers and Grassland Health: Managing Grasshopper Outbreaks without Risking Environmental Disaster. Kluwer Academic, Boston.
- Belovsky, G.E., y Slade, J.B. 1993.** The role of vertebrate and invertebrate predators in a grasshopper community. *Oikos* 68:193-201.
- Belovsky, G.E y Joern, A. 1995.** The dominance of different regulating mechanisms for rangeland grasshoppers. pp. 359-386. En: Cappuccino, N y Price, P. W, editores. Population Dynamics: New Approaches and Synthesis. Academic Press, San Diego.
- Belovsky, G.E., Branson, D. Chase, J., Barker, J. y Hammond, G. 1996 a.** Mites and Nematodes parasites of Grasshoppers. Cap. I.9. En: Grasshoppers Integrated Pest Manager User Handbook United States Department of Agrigulture, Animal, and Plant Health Inspection Service, technical Bulletin N° 1809.
- Belovsky, G.E., Slade, J.B y Chase, J.M. 1996 b.** Mating strategies based on foraging ability: an experiment with grasshoppers. *Behavioral Ecology* 7:438-444.
- Belovsky, G.E., y Slade, J.B. 2000.** Insect herbivory accelerates nutrient cycling and increases plant production. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 97 (26): 14412-14417.
- Bernays, E.A., y Simpson, S.J. 1990.** Nutrition. pp 105- 129. En: Chapman, R. F, y Joern, A, editores, Biology of grasshoppers. Wiley, New York.
- Berryman, M. 1987.** The theory and classification of outbreaks. pp. 3-29, en P. Barbosa y J. C Schultz, editores. Insect Outbreaks. Academic Press. London.
- Bidau, C.J., y Marti, D. 2008.** Contrasting patterns of sexual size dimorphism in the grasshoppers *Dichroplus vittatus* and *D. pratensis* (Acrididae, Melanoplinae)". *Journal of Orthoptera Research*. 17 (2):201-211.
- Branson, D.H. 2008.** Influence of a large late Summer Precipitation Event on Food Limitation and Grasshopper Population Dynamics in a Northern Great Plains Grassland. *Environmental Entomology*. 37 (3): 686-695.
- Branson, D.H., Joern, A., y Sword G.A. 2006.** Sustainable Management of Insect Herbivores in Grassland Ecosystems: New Perspectives in Grasshopper Control. *Bioscience*. 56 (9): 743-755.
- Branson, D.H., y Sword, G.A. 2009.** Grasshopper herbivory affects native plant diversity and abundance in a grassland dominated by the exotic grass *Agropyron cristatum*. *Restoration Ecology*. 17(1):89-96.

- Brown, J. H. 1984.** On the relationship between abundance and distribution of species. *American Naturalist*. 124: 255-79.
- Bulacio, N., Luiselli, S. y Salto, C. 2005.** Cuantificación del daño potencial de *Dichroplus elongatus* y *Orphulella punctata* (Orthoptera: Acrididae) en sorgo y alfalfa. *Revista de la Facultad de Agronomía Universidad de Buenos Aires*, 25(3): 199-206.
- Campodónico, M. J. 1968.** Biología comparada de tucuras del género *Dichroplus* (Orthoptera- Acrididae). *Hoja Informativa N° 29, Instituto de Patología Vegetal, INTA*.
- Capinera, J. L. 1987.** Population ecology of rangeland grasshoppers. pp 162-182. En: Capinera J.L. editor. *Integrated Pest Management on Rangeland: A short-grass Prairie perspective*. Westview, Boulder, Colorado.
- Carbonell, C. 1995.** Revision of the tribe Scyllinini, nov. (Acrididae: Gomphocerinae), with descriptions of new genera and species. *Transactions of the American Entomological Society* 121(3):87-152
- Carbonell, C., y Ronderos, R. 1973.** Las especies del grupo "*punctulatus*" del género *Dichroplus* Stål (Orthoptera: Acrididae). *Extracto de la Revista del Museo de La Plata, Sección Zoología*, Tomo XI, pp. 359-398.
- Carbonell, C., Cigliano, M.M. y Lange, C.E. 2006.** Especies de Acridomorfos (Orthoptera) de Argentina y Uruguay. Published by the "Orthopterists Society" y el Museo de la Plata, Argentina.
- Carey, J. 1993.** *Applied Demography for Biologists with special emphasis on insects*. Oxford University press, New York. 206p.
- Chaneton, E.J. 2005.** Factores que determinan la heterogeneidad de la comunidad vegetal en diferentes escalas espaciales. pp 19-42. En: Oesterheld, M., Aguiar, M. R., Ghersa, C. M., Paruelo, J. M., editores. *La heterogeneidad de la vegetación de los agroecosistemas. Un homenaje a Rolando León*. Editorial Facultad de Agronomía, Buenos Aires.
- Chaneton, E.J., Facelli, J.M. 1991.** Disturbance effects on plant community diversity: spatial scales and dominance hierarchies. *Vegetatio*. 93: 143-155.
- Chaneton, E. J., Perelman, S.B., Omancini, M., y León, R.J.C. 2002.** Grazing, environmental heterogeneity, and alien plant invasions in temperate Pampa grasslands. *Biological Invasions*. 4: 7-24.
- Chapman, R. F. 1990.** Food selection. pp 39-73. En: Chapman, R. F., y Joern, A., editores, *Biology of grasshoppers*. Wiley, New York.
- Cigliano, M.M., De Wysiecki, M.L., y Lange, C.E. 1995a.** Disminución de la abundancia de *Dichroplus maculipennis* en comunidades del sudoeste de la provincia de Buenos Aires. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina* 54 (1-4): 41-42.

- Cigliano, M.M., Kemp, W. P, y Kalaris, T. 1995b.** Spatiotemporal characteristics of rangeland grasshopper (Orthoptera: Acrididae) regional outbreaks in Montana. *Journal of Orthoptera Research*. 4: 111 – 126.
- Cigliano, M.M. y Lange, C.E. 1998.** Orthoptera. pp 67-83. En: Morrone J.J. y S. Coscarón, editores. Biodiversidad de Artrópodos argentinos, Ediciones Sur, La Plata.
- Cigliano, M.M. y Lange, C.E. 1999.** *Dichroplus elongatus*. pp 9. En: Centre for Agriculture and Biosciences International (CABI), editores, Global Crop Protection Compendium. Wallingford, Reino Unido. Publicación electrónica ([www.cabicompendium.org/cpc](http://www.cabicompendium.org/cpc)).
- Cigliano, M.M., De Wysiecki, M.L., y Lange, C.E. 2000.** Grasshopper (Orthoptera, Acrididae) species diversity in the pampas, Argentina. *Diversity and Distribution*. 6: 81-91.
- Cigliano, M.M., Torrusio, S., y De Wysiecki. M.L. 2002.** Grasshopper (Orthoptera: Acridoidea) community composition and temporal variation in The Pampas, Argentina. *Journal of Orthoptera Research*. 11 (2): 215-221.
- COPR (Centre for Overseas Pest Research). 1982.** The locust and grasshopper agricultural manual, p. 690. COPR, London.
- Cowan, F.T. 1966.** Grasshoppers. pp 311-321. En Smith, C. N. editor. *Insect colonization and mass production*. Academic Press, NY.
- Danks, H.V. 1992.** Long life cycles in insects. *The Canadian Entomologist*. 124(1): 167-187.
- Day, R.W., y Quinn, G.P. 1989** Comparisons of Treatments after an Analysis of Variance in Ecology. *Ecological Monographs*, Vol. 59 (4): 433-463
- Daubenmire, R. 1959.** A canopy cover method of vegetational analysis. *Northwest Science*. 33, 43-66.
- De La Fuente, E.B. y Suárez, S. 2005.** Comunidades de malezas e insectos en el agroecosistema de la Pampa Ondulada. pp 365-375. En: Oesterheld, M., Aguiar, M. R., Ghersa, C. M., Paruelo, J. M., editores. La heterogeneidad de la vegetación de los agroecosistemas. Un homenaje a Rolando León. Editorial Facultad de Agronomía UBA.
- De Wysiecki. M.L., y Sánchez, N. 1992.** Dieta y Remoción de forraje de *Dichroplus pratensis* (Orthoptera, Acrididae) en un pastizal de la provincia de La Pampa, Argentina. *Ecología Austral* 2, 19-27.
- De Wysiecki. M.L., Cigliano, M.M., y Lange, C.E. 1997.** Fecundidad y longevidad de adultos de *Dichroplus elongatus* (Orthoptera: Acrididae) bajo condiciones controladas. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina* 56 (1-4): 101 - 104.

- De Wysiecki, M.L., Sánchez, N., y Ricci, S. 2000.** Grassland and shrubland grasshopper community composition in northern La Pampa province, Argentina. *Journal of Orthoptera Research*. 9: 211–221
- De Wysiecki, M. L., Torrusio, S. y Cigliano, M.M. 2004.** Caracterización de las comunidades de acridios del partido de Benito Juárez, sudeste de la provincia de Bs. As, Argentina. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*. 63: 87-96.
- Dysart, R. 1996.** Insect predators and Parasites of Grasshopper Eggs. Cap. I.7. En: Grasshoppers Integrated Pest Manager User Handbook United States Department of Agriculture, Animal, and Plant Health Inspection Service, technical Bulletin N° 1809.
- Evans, E. W. 1984.** Fire as a natural disturbance to grasshopper assemblages of tallgrass prairie. *Oikos*. 43: 9-16.
- Evans, E. W. 1988.** Grasshopper (Insecta: Orthoptera: Acrididae) assemblages of tallgrass prairie: influences of fire frequency, topography, and vegetation. *Canadian Journal of Zoology*. 66: 1495-1501.
- Fielding, D.J. 2004a.** Developmental time of *Melanoplus sanguinipes* (Orthoptera: Acrididae) at high latitudes. *Environmental Entomology*. 33 (6): 1513-1522.
- Fielding, D.J. 2004b.** Intraespecific competition and spatial heterogeneity alter life history traits in an individual-based model of grasshoppers. *Ecological Model* 175: 169-187.
- Fielding, D.J., y Brusven, M.A. 1990.** Historical analysis of grasshopper (Orthoptera: Acrididae) population responses to climate in southern Idaho. *Environmental Entomology*. 19: 1786-1791.
- Fielding, D.J., y Brusven, M.A. 1992.** Food and habitat preferences of *Melanoplus sanguinipes* and *Aulocara elliotti* (Orthoptera: Acrididae) disturbed rangeland in southern Idaho. *Journal of Economic Entomology* 85: 783-788.
- Fielding, D.J., y Brusven, M.A. 1993.** Grasshoppers (Orthoptera: Acrididae) community composition an ecological disturbance on Southern Idaho rangeland. *Environmental Entomology*. 22 (1), 71-81.
- Fielding, D.J., y Brusven, M.A. 1995a.** Ecological correlates between rangeland grasshopper (Orthoptera: Acrididae) and plant communities of southern Idaho. *Environmental Entomology*. 24(6): 1432-1441
- Fielding, D.J., y Brusven, M.A. 1995b.** Grasshopper densities on grazed and ungrazed rangeland under drought conditions in southern Idaho. *Great Basin Naturalist*. 55 (4): 352-358.
- Fisher, J.R., Kemp, W.P., Pierson, F.B., y Wight, J.R. 1996.** Grasshopper Egg Development: the Role of temperature in predicting Egg Hatch. Cap. IV.2. En: Grasshoppers Integrated Pest Manager User Handbook United States Department of Agriculture, Animal, and Plant Health Inspection Service, technical Bulletin N° 1809.

- Gaje, S.H. y Mukerji, M.K. 1977.** A perspective of grasshoppers population distribution in Saskat chewan and interrelationship with weather. *Environmental Entomology*. 6: 469-479.
- Gangwere, S. K. 1961.** A monograph on food selection in Orthoptera. *Transactions of the American Entomological Society* 87: 67-230.
- Gangwere, S. K., y Ronderos, R. A. 1975.** A synopsis of food selection in Argentina Acridoidea. *Acrida*. IV (4): 173-194.
- Gangwere, S. K., y Ronderos, R.A. 1978.** The Current Status of New World Acridology. *Interciencia* (Caracas), 3(1): 16-19.
- Gangwere, S. K., Muralirangan, M.C y Muralirangan, M. 1989.** Food selection and feeding in acridoids: a review. *Control Am. Entomol. Inst.* 25.
- Gangwere, S. K., Muralirangan, M.C y Muralirangan, M. 1997.** The Bionomics of Grasshoppers, Katydid and Their Kin. CAB International, London.
- Gardiner, T., Hill, J. y Chesmore, D. 2005.** Review of the methods frequently used to estimate the abundance of Orthoptera in grassland ecosystems” *Journal of Insect Conservation* 9: 151-173
- Ghersa, C. M. 2005.** La Sucesión ecológica en los Agrosistemas pampeanos. Sus modelos y Significado agronómico. pp 195-212. En: Oesterheld, M., Aguiar, M. R., Ghersa, C. M., Paruelo, J. M., editores. La heterogeneidad de la vegetación de los agroecosistemas. Un homenaje a Rolando León. Editorial Facultad de Agronomía UBA.
- Goldstein, M.I., T.E. Lacher, Jr., B. Woodbridge, M.J. Bechard, S.B. Canavelli, M.E. Zaccagnini, G.P. Cobb, E.J. Scollon, R. Tribolet y M.J. Hooper. 1999.** Monocrotophos-induced mass mortality of Swainson’s hawks in Argentina, 1995-96. *Ecotoxicology*. 8: 201-214.
- Halfpeter, G. y Moreno, C. 2005.** Significado biológico de las Diversidades Alfa, Beta y Gamma. pp 5-18. En: Halfpeter, G., Soberón, J., Koleff, P., Meliá, A., editores. Diversidad Biológica: el significado de las diversidades alfa, beta y gamma, SEA, CONABIO, DIVERSITAS y CONACYT.
- Hanski, I. 1982.** Dynamics of regional distribution: the core and satellite species hypothesis. *Oikos*, 38: 210–221.
- Hanski, I., Kouki, J. y Halkka, A. 1993.** Three explanations of the positive relationship between distribution and abundance of species. Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives. pp. 108-116. En Ricklefs R. E. y Schluter, D., editores. University of Chicago, Chicago, IL.
- Hao, S. G. y Kang, L. 2004.** Postdiapause development and hatching rate of three grasshopper species (Orthoptera: Acrididae) in Inner Mongolia. *Environmental Entomology*. 6: 1528-1534.

**Harvey, A. 1990.** Rearing and breeding of Locust in the laboratory. *Natural Resources Institute*. Kent UK.

**Henry, J. E. 1985.** *Melanoplus* spp. pp. 451-464. En: Singh, P. y Moore, R. F. editores. Handbook of Insect Rearing, Vol. 1.

**Hewitt, G.B. 1978.** Reduction of a western wheatgrass by the feeding of two rangeland grasshopper, *Aulocara ellioti* and *Melanoplus infantilis*. *Journal of Economic Entomology* 1(3): 419 – 421.

**Hewitt, G.B. 1985.** Review of factors affecting fecundity, oviposition, and egg survival of grasshoppers in North America. USDA ARS-36.

**Hewitt, G.B, Burlenson, W., y Onsager, J. 1976.** Forage losses caused by the grasshopper *Aulocara ellioti* on Shortgrass Rangeland. *Journal of Range Management* 29 (5): 376 - 380.

**Hewitt, G.B, y Onsager, R.J. 1983.** Control of grasshopper on rangeland in the United States, a perspective. *Journal of Range Management* 3(2): 202 - 207.

**Hostetter, D.L. 1996.** Natural enemies attacking grasshopper nymphs and adult. Cap. I.8 En: Grasshoppers Integrated Pest Manager User Handbook United States Department of Agriculture, Animal, and Plant Health Inspection Service, technical Bulletin N° 1809.

**Hill, M.O., y Gauche, H.G. 1980.** Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. *Vegetatio* 42, 47-58.

**Hinks, C. F. y Erlandson, M. A. 1994.** Rearing grasshoppers and locusts: Review, rationale and update. *Journal of Orthoptera Research* 3: 1-10.

[Http://laprida.mun.gba.gov.ar](http://laprida.mun.gba.gov.ar)

[Http://geointa.inta.gov.ar](http://geointa.inta.gov.ar)

**Hunter, D.M. 1997.** Vitellogenesis in *Austracris guttulosa* (Walker) (Orthoptera: Acrididae) in tropical Australia. *Australian Journal of Entomology*. 36: 307-308.

**Insausti, P., Chaneton, E. J., Grimoldi, A.A. 2005.** Las inundaciones modifican la estructura y dinámica de la vegetación en los pastizales de la Pampa Deprimida. pp 253-269. En: Oesterheld, M., Aguiar, M.R., Ghera, C. M., Paruelo, J.M., editores. La heterogeneidad de la vegetación de los agroecosistemas. Un homenaje a Rolando León. Editorial Facultad de Agronomía, Buenos Aires.

**Joern, A. 1979.** Resource utilization and community structure in assemblages of arid grassland grasshoppers (Orthoptera: Acrididae). *Transaction American Entomological Societ* 150:253-300.

**Joern, A. 1982.** Distributions, Densities and Relative Abundances of Grasshoppers (Orthoptera: Acrididae) in a Nebraska Sandhills Prairie. *Prairie Naturalist* 14:37-45.

- Kemp, W.P. 1992b.** Rangeland grasshopper (Orthoptera: Acrididae) community structure: a working hypothesis. *Environmental Entomology*. 21: 461-470.
- Kemp, W.P., y Sánchez, N.E. 1987.** Differences in post-diapause thermal requirements for eggs of two rangeland grasshoppers. *Canadian Entomology* 119: 653-661.
- Kemp, W.P, y Cigliano, M.M. 1994.** Drought and rangeland grasshopper species diversity. *Canadian Entomology*. 126: 1075-1092.
- Kemp, W.P., O'Neill, K. M., Cigliano, M.M. y Torrusio, S. 2002.** Field-scale Variations in Plant and grasshopper Communities: A GIS-based Assessment. *Transactions in GIS*. 6:115-133.
- Koleff, P. 2005.** Conceptos y Medidas de la diversidad Beta. pp 19-40. En: Halffter, G., Soberón, J., Koleff, P., Meliá, A., editores. *Diversidad Biológica: el significado de las diversidades alfa, beta y gamma*, SEA, CONABIO, DIVERSITAS y CONACYT.
- Lahr, J., Gadji, B. y Diu, D. 2000.** Predicted buffer zones to protect temporary pond invertebrates from ground-based insecticide applications against desert locusts. *Crop Protection* 19 (7): 489-500.
- Lande, R. 1996.** Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *Oikos*. 76: 5-13.
- Lange, C.E. 2002.** La amebiasis debilitativa de los ortópteros y su potencial para el control biológico de acridios (Orthoptera: Acridoidea) en la Argentina. *Revista de Investigaciones Agropecuarias (RIA)* INTA, Argentina 31(3): 25-38.
- Lange, C.E. 2003.** Long-term patterns of occurrence of *Nosema locustae* and *Perezia dichroplusae* in grasshoppers of the Pampas, Argentina. *Acta Protozoologica*, Polonia. 42: 309-315.
- Lange, C.E. y Cigliano, M.M. 2005.** Overview and perspectives on the introduction and establishment of the grasshopper biocontrol agent *Paranosema locustae* (Microsporidia) in the western Pampas of Argentina. *Vedalia (International Journal of Biological Control)*, Mexico, 12(1): 61-84.
- Lange, C.E. y De Wysiecki, M.L. 2005.** Experiencias con microsporidios y otros protozoos para el control biológico de la langosta y saltamontes (Orthoptera: Acridoidea) en Argentina. pp: 231-241. En: Barrientos Lozano, L. y P. Almaguer Sierra, editores, *Manejo integrado de la langosta centroamericana (Schistocerca piceifrons piceifrons, Walker) y acridoideos plaga en América Latina*. Instituto Tecnológico de Ciudad Victoria, Tamaulipas, México.
- Lange, C.E., Cigliano, M.M., y De Wysiecki, M.L. 2005.** Los acridoideos de importancia económica en la Argentina. pp 93-135. En: Barrientos Lozano, L. y Almaguer, P. editores. *Manejo integrado de la langosta centroamericana y acridoideos plaga en América Latina*. Instituto Tecnológico de Ciudad Victoria, Tamaulipas, México.



- Larson, D.P., O'Neill, K.M., y Kemp, W.P. 1999.** Evaluation of the accuracy of sweep sampling in determining grasshopper (Orthoptera:Acridoidea) community composition. *Journal of Agronomical Urban Entomology*. 16(3): 207-214.
- León, R.J.C., Rusch, G.M., y Oesterheld, M. 1984.** Pastizales pampeanos-impacto agropecuario. *Phytocoenologia* 12(2/3): 201-218.
- Liebermann, J. 1958.** Zoogeografía, sistemática y economía de los Acridoideos de la Patagonia. *Instituto de Patología Vegetal*, Buenos Aires, publicación técnica N° 6. 60p.
- Liebermann, J. 1972.** The current state of the locust and grasshopper problem in Argentina. En: *Proc. Int. Study Conf. on the Current and Future Problems of Acridology*, London, pp.191-198.
- Liebermann, J. y Schiuma, R. 1946.** Las tucuras más perjudiciales de nuestra agricultura y ganadería. *Ministerio de Agricultura de la Nación. Instituto de Sanidad Vegetal*, año II, ser. B, 7 1-62.
- Lockwood, J. A. 1997.** Rangeland Grasshopper Ecology. pp. 83-101. En: Gangwere S.K., Muralirangan M.C. y Muralirangan, M. editores. *The Bionomics of Grasshoppers. Katydid and Their Kin*. CAB International.
- Lockwood, J.A., Kemp, W.P., Onsager, J.A. 1988.** Long-term, large-scale effects of insecticidal control on rangeland grasshopper populations. *Journal of Economic Entomology*. 81:1258-1264.
- Lockwood, J.A., y Debrey, L.D. 1990.** A solution for the suden and unexplained extinction of the Rocky mountain grasshopper (Orthoptera: Acrididae). *Environmental Entomology* 19 (5): 1194-1205.
- Lockwood, J.A., y Lockwood, D.R. 1991.** Rangeland grasshopper (Orthoptera: Acrididae) population dynamics: Insights from catastrophe theory. *Environmental Entomology*. 20: 970-980
- Lockwood, J.A, y Schell S.P. 1995.** Outbreak dynamics of Rangeland grasshoppers (Orthoptera: Acrididae) in the Western High Plains ecoregion: eruptive, gradient, both, or neither?. *Journal of Orthoptera Research* 4, 35-48.
- Lockwood, J.A, Astruttmann, J.M., y Miller, C. 1996.** Temporal patterns in feeding of grasshoppers (Orthoptera: Acrididae): importance of nocturnal feeding. *Environmental Entomology*. 25: 570-581.
- Lockwood, J.A., Latchininsky, A.V., y Sergeev, M.G. 2000.** Grasshoppers and Grassland Health. Managing grasshopper Outbreaks without risking environmental disaster. Kluwer Academic Publishers. NATO Sciences series. 2. Environmental Security.
- Lockwood, D.R., y Lockwood J.A. 2008.** Grasshopper population ecology: catastrophe, criticality, and critique. *Ecology and Society* 13(1): 34. <http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss1/art34>

- Luiselli, S., Beltrame, R., Zequin, L., Simioni, S. y Salto, C. 2002.** Ciclo nival de tucuras (Orthoptera: Acridoidea) en agroecosistemas del centro oeste de Santa Fe y centro este de Córdoba. *FAVE Ciencias Agrarias* 1 (1): 37-45.
- Llorente, J., y Morrone, J. J. 2001.** Introducción a la biogeografía en América Latina: Teorías, conceptos, métodos y aplicaciones. Las Prensas de Ciencias, Facultad de Ciencias. UNAM. México, D.F. 277 p.
- Magurran, A.E. 1988.** Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, New Jersey, 179 pp.
- Magurran, A.E. 2004.** Measuring biological diversity. Blackwell Oxford Science UK.
- Mariottini, Y., De Wysiecki, M.L., Lange, C.E. 2006.** Desarrollo postembrionario de *Ronderosia bergi* (Orthoptera: Acrididae: Melanoplinae) bajo condiciones controladas. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 65 (1-2), 81-85.
- Mariottini, Y., De Wysiecki, M.L., Lange, C.E. 2009.** New observations on the biology and some population parameters of the grasshopper *Ronderosia bergi* (Stål) (Orthoptera: Acrididae: Melanoplinae), under laboratory conditions. *Journal of Insect Science*. En prensa.
- Martin, P.A., Johnson, D.L., Forsyth, D.J., Hill, B.D. 2000.** Effects of two grasshopper control insecticides on food resources and reproductive success of two species of grassland songbirds. *Environmental Toxicology & Chemistry*. 19 (12): 2987.
- Martinez-Ghersa, M.A., y Ghersa, C.M. 2005.** Consecuencias de los recientes cambios agrícolas. *Ciencia Hoy*. 15: 37-45.
- Mattson W.J., y Addy N.D. 1975.** Phytophagous insects as regulators of forest primary production. *Science*. 190:515-522.
- Mc Ewen, L.C. y De Weese, L. R. 1987.** Wildlife and pest control in the sagebrush ecosystem: Ecology and management considerations. 76-85. En: Onsager J.A, editor. Integrated Pest Management on Rangeland: State of the Art in the Sagebrush Ecosystem. Washington (DC): US Department of Agriculture, Agricultural Research Service. Bulletin ARS-50
- Mc Ewen, L.C., Petersen, B.E., Althouse, C.M. 1996.** Birds and Wildlife as Grasshopper Predator. Cap. I.10. En: Grasshoppers Integrated Pest Manager User Handbook United States Department of Agriculture, Animal, and Plant Health Inspection Service, technical Bulletin N° 1809.
- Mc Naughton, S.J. y Wolf, L.L. 1984.** Ecología general (1° edición). Omega, Barcelona. 732p.
- Milchunas, D. G., y Laurenroth, W.L. 1993.** Quantitative effects of grazing on vegetation and soils over a global range of environments. *Ecological Monographs* 63:327-366.

- Mitchell, J. y Pfadt, E. 1974.** A role of grasshopper in a shortgrass prairie ecosystem. *Environmental Entomology* 3: 358 - 360.
- Morneau, F., Decarie, R., Pelletier, R., Lambert, D., Desgranges, J., y Savard, J.P. 1999.** Changes in breeding bird richness and abundance in Montreal parks over a period of 15 years. *Landscape and Urban Planning*. 44: 111-121.
- Moreno, C. 2001.** Métodos para medir la biodiversidad. Manuales y Tesis SEA Vol. 1. Zaragoza. España 84pp.
- Nai-Bregaglio, M., Pucheta, E., y Cabido, M. 2002.** El efecto del pastoreo sobre la diversidad florística y estructural en Pastizales de montaña del centro de Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural* 75: 613-623.
- Olfert, O.O., y Weiss, R.M. 2006a.** Impact of climate change on potential distributions and relative abundances of *Oulema melanopus*, *Meligethes viridescens* and *Ceutorhynchus obstrictus* in Canada. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 113(1-4): 295-30
- Olfert, O.O., y Weiss, R.M. 2006b.** Bio-climatic model of *Melanoplus sanguinipes* (Fabricius) (Orthoptera: Acrididae) populations in Canada and the potential impacts of climate change. *Journal of Orthoptera Research*. 15: 65-77.
- Omancini, M., Tognetti, P., Trebino, H. y Chaneton, E. J. 2005.** La sucesión postagrícola en la Pampa Interior: invasión y dominancia de plantas exóticas durante los primeros 20 años. pp 215-231. En: Oosterheld, M., Aguiar, M; Ghersa, C.M y J. Paruelo editores. La heterogeneidad de la vegetación de los agroecosistemas. Un homenaje a Rolando León. Editorial Facultad de Agronomía UBA.
- Onsager, J.A. 2000.** Suppression of Grasshoppers in the Great Plains through grazing management. *Journal of Range Management*. 53: 592-602.
- Onsager, J.A. y Henry, J. E. 1977.** A method for estimating the density of rangeland grasshoppers (Orthoptera, Acrididae) in experimental plots. *Acrida* 6: 231-237.
- O'Neill, K.M, Olson, B.E., Rolston, M.G., Wallander, R., Larson, D.P., y Seibert, C.E. 2003.** Effects of livestock grazing on rangeland grasshopper (Orthoptera: Acrididae) abundance. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 97: 51-64.
- Otte, D. 1976.** Species richness patterns of New World desert grasshoppers in relation to plant diversity, *Journal of Biogeography* 3: 197-209.
- Otte, D. 1977.** On feeding patterns in desert grasshoppers and the evolution of specialized diets. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia* 128: 89-126. 1977.
- Paruelo, J.M., Guerschman, J. y Verón, J. S. 2005.** Cambios en el patrón espacial de uso de la tierra en Argentina. *Ciencia Hoy*. 15: 14-23

- Perelman, S.B., León, R.J.C., y Oesterheld, M. 2001.** Cross-scale vegetation patterns of Flooding Pampa Grasslands. *Journal of Ecology* 89: 562-577.
- Peveling, R., Attignon, S., Langewald, J. y Ouambama, Z. 1999.** An assessment of the impact of biological and chemical grasshopper control agents on ground-dwelling arthropods in Niger, based on presence/absence sampling. *Crop Protection*. 18: 323–339
- Pfadt, R.E. 1982.** Density and diversity of grasshoppers (Orthoptera: Acrididae) in an outbreak on Arizona rangeland. *Environmental Entomology* 11: 690-694.
- Picaud, F., Bonnet, E., Gloaguen, V. y Petit, D. 2003.** Decision making for food choice by grasshoppers (Orthoptera: Acrididae): comparison between a specialist species on a shrubby legume and three graminivorous species. *Environmental Entomology* 32 (3): 680-688.
- Powell, L.R., Berg, A.A., Johnson, D.L. y Warland, J. S. 2007.** Relationships of pest grasshopper populations in Alberta, Canada to soil moisture and climate variables. *Agricultural and Forest Meteorology*. 144: 73–84.
- Putnam, L. 1962.** The damage potencial of some grasshoppers on the Native Grassland of British Columbia. *Canadian Journal of Plant Science* 42: 596 - 601.
- Putnam, G. 1963.** The progress of nymphal development in pest grasshoppers (Acrididae) of western Canada. *Canadian Entomologist*. 95:1210–1216.
- Richards, O. W, y Davies, R. G. 1984.** Tratado de Entomología Imms. Volumen 2: Clasificación y Biología. Ediciones Omega. Barcelona. 998 pp.
- Ricklefs, R. E., y Latham, R. E. 1993.** Global patterns of diversity in mangrove floras. pp 215–229. En: Ricklefs R.E. D. y Schluter, editores. *Species Diversity in Ecological Communities*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois.
- Ricklefs, R.E, y Schluter, D. 1993.** Species diversity: regional and historical influences. pp 350-364. En: Ricklefs, R.E y Schluter, D. editores. *Species diversity in ecological communities. Historical and geographical perspectives*. University of Chicago Press. Chicago, Illinois
- Rocca, M., y Mariottini, Y. 2008.** Especies de acridios (Orthoptera: Acridoidea) asociados al cultivo de arándano (*Vaccinium corymbosum*) en Concordia, Entre Ríos, argentina. *Boletín de Sanidad Vegetal-Plagas*, MAPA- España 34 (1): 37-44.
- Ronderos, R. A, 1959.** Identificación de las especies de tucuras más comunes de la Provincia de Buenos Aires. *AGRO* Vol.1.
- Ronderos, R. A. 1985.** Consideraciones sobre la biogeografía de los Melanoplinae en Sudamerica (Orthoptera, Acrididae). *Procc. 3rd. Triennial Meeting, Pan American Acrid. Society* 53-54.

- Ronderos, R. A. 1986.** "Stability and diversity of grasshoppers species due to spatial heterogeneity" En: Proc. 4th Trienn. Meeting, Pan Amer. Acridol. Soc. 1985, USA, pp. 121-124.
- Ronderos, R.A., Arriaga, M., y Sánchez, N.E. 1981** Estudio preliminar sobre la selectividad alimentaria en especies de acridios de la provincia de buenos aires (argentina). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*. 40 (1-4) 73-82.
- Root, R. B. 1973.** Organization of a plant-arthropod association in simple and diverse habitats: the fauna of collards (*Brassicae oleraceae*). *Ecological Monographs* 43: 95-124.
- Rowley, J., y Bennett, O. 1993.** *Grasshoppers and Locusts: The Plague of the Sahel*, Panos Institute, London, UK. p. 144
- Sala, O.E., Deregibus, V.A., Schlichter, T., y Alippe, H. 1981.** Productivity dynamics of a native temperate grassland in Argentina. *Journal of Range Management*. 34:48-51.
- Sala, O.E., Oesterheld, M., León, R.J.C., y Soriano, A. 1986.** Grazing effect upon plant community structure in subhumid grasslands of Argentina. *Vegetatio*. 67:27-32.
- Salto C. y Beltrame R. 1999.** Manejo y reconocimiento de tucuras. Publicación Técnica N° 59. INTA, EEA Rafaela, 26 pp
- Sánchez, N.E., y Onsager, J.A. 1988.** Life history parameters in *Melanoplus sanguinipes* (F.) in two crested wheatgrass pastures. *Canadian Entomologist* 120:39-44.
- Sánchez, N.E. y De Wysiecki, M.L.1990.** A quantitative evaluation of feeding activity of the grasshopper *Dichroplus pratensis* Bruner (Orthoptera: Acrididae), in a natural grassland. *Environmental Entomology*.19 (5):1392-1395.
- Sánchez, N.E. y De Wysiecki, M.L. 1993.** Abundancia y diversidad de acridios (Orthoptera: Acrididae) en pasturas de la Provincia de La Pampa, Argentina. *Revista Investigaciones Agropecuarias*, INTA. 24 (1): 29 – 39.
- Sánchez, N.E., Pessacq, P., Theiller, M. y Almandoz, G. 2001.** Aspectos biológicos y demografía de *Dichroplus schulzi* Bruner (Orthoptera: Acrididae), en laboratorio. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*. 60 (1-4): 73-78.
- Satorre, E. H. 2005.** Cambios Tecnológicos en la Agricultura Actual. *Ciencia Hoy*. 15 (87): 24-31
- Schiuma, R. 1938.** Informe sobre tucuras, Publ. Misc., N°43. Dirección de Sanidad Vegetal del Ministerio de Agricultura y Ganadería de la Nación.
- Schowalter, T. 2006.** Insect Ecology an Ecosystem Approach, 2°. ACADEMIC PRESS, London, UK. pp 576

**Silveira Guido, A., Carbonell, J. F., Núñez, O. y Valdés, E. 1958.** Investigaciones sobre acridoideos en el Uruguay. Universidad de la República, Facultad de Agronomía, Cátedra de Entomología Montevideo. 485p.

**Smith, T. R. y Capinera, J. 2005.** Host preferences and habitat associations of some Florida grasshoppers (Orthoptera: Acrididae). *Environmental Entomology* 34: 210-224.

**Sokal, R.R. y Rohlf, F. J. 1995.** Biometry: the principles and practice of statistics in biological research. 3<sup>a</sup> edition. W. H. Freeman and Co.: New York. 887 pp

**Sokolov, I. M. 2000.** How does insecticidal control of grasshoppers affect non-target arthropods?. pp. 181-192. En: Lockwood, J.A., A.V. Latchininsky y M.G. Sergeev, editores, Grasshopper and Grassland Health, NATO Science Series, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

**Song, H. y Wenzel, J. W. 2008.** Phylogeny of bird-grasshopper subfamily Cyrtacanthacridinae (Orthoptera: Acrididae) and the evolution of locust phase polyphenism. *Cladistics*. 24: 515- 542.

**Soriano, A., León, R.J.C., Sala, O.E., Lavado, R.S, Deregibus, V.A., Cahuepé, M.A, Scaglia, O.A, Velázquez, C.A, y Lemcoff, J. H. 1991.** Río de la Plata grasslands. pp. 367-407. En: Coupland, R.T. editor. Ecosystems of the world 8A. Natural grasslands. Introduction and western hemisphere. Elsevier, New York.

**Stauffer, T.W. y Whitman, D.W.1997.** Grasshopper oviposition. pp 231- 267. En: S. Gangwere editor. The Bionomics of Grasshoppers. CABI, New York.

**Story, P. y Cox, M. 2001.** Review of the effects of organophosphorus and carbamate insecticide on vertebrates. Are there implications for locust management in Australia?. *Wildlife Research* 28, 179-193.

**Sutherst, R.W. 2000.** Climate change and invasive species a conceptual framework. pp 211–240. En: Mooney, H. A. y Hobbs, R. J, editores. Invasive Species in a Changing World. Island Press. Washington, D.C.

**Tanaka, S. 1994.** Diapause as a pivotal factor for latitudinal and seasonal adaptation in *Locusta migratoria* in Japan. pp 173-190. En Danks, H. V, editor. Insect Life-Cycle Polymorphism. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

**Tauber, M.J., Tauber, C.A. y Masaki, S. 1986.** Seasonal adaptations of insects. Oxford University Press, New York. 411p

**Ter Braak, C.J.F. 1986.** Canonical correspondence analysis: an improved ordination technique. *Vegetatio* 42: 47-58.

**Ter Braak, C.J.F. 1987.** The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. *Vegetatio* 69, 69-77.

**Ter Braak, C.J.F y Smilauer, P. 1997-2004.** Canoco for Windows 4.53. Biometrics Plant Research International Wogeninger, The Netherlands.

- Torrusio, S.A, Cigliano, M.M, y De Wysiecki, M.L. 2002.** Grasshopper (Orthoptera: Acrididae) and plant community relationships in the Argentine pampas. *Journal of Biogeography*. 29: 221-229.
- Torrusio, S.E., De Wysiecki, M.L. y Otero, J. 2005.** Estimación de daño causado por *Dichroplus elongatus* en cultivos de soja en siembra directa, en la provincia de Buenos Aires. *Revista de Investigaciones Agropecuarias (RIA), INTA*. 34: 59-72.
- Tscharntke, T. y Greiler, H. J. 1995.** “ Insect communities, grasses, and grasslands”. *Annual Review of Entomology*. 40:535–558.
- Uvarov, B. 1966.** Grasshoppers and Locusts: a handbook of general Acridology. Vol. I. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- Van Der Valk, H.C., Niassy, A, BE` YE, A. B. 1999.** Does grasshopper control create grasshopper problems? monitoring side-effects of fenitrothion applications in the western Sahel. *Crop Protection* 18: 139-149.
- Vickery, V.R 1989.** The biogeography of Canadian Grylloptera and Orthoptera. *Canadian Entomology*. 121:389–424.
- Viglizzo, E.F., Pordomingo, A.J., Castro, M.G., y Lectora, F.A. 2002.** La sustentabilidad ambiental de la agricultura pampeana: ¿oportunidad o pesadilla?. *Ciencia Hoy* 12 (68): 38-51.
- Villalobos, E.C. DE. 1980.** Hábitos alimentarios y morfología mandibular de 19 especies de Melanoplinae (Orthoptera, Acrididae). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*. 39 (3-4): 325-333.
- Virla de Arguello, N. E. 1977.** Estudio de las mandíbulas y análisis de las heces en 15 especies de tucuras colectadas en alfalfares de Cordoba (Rep. Arg.) (Orthoptera, Acrididae). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*. 36 (1-4): 113-123.
- Whiles, M. R., y Charlton, R. 2006.** The Ecological Significance Of Tallgrass Prairie Arthropods. *Annual Review of Entomology* 51:387–412
- Whittaker, R.H. 1972.** Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21(2/3):213-251.
- Zapata Cerda, S. 1977.** Notas sobre biología, distribución y comportamiento alimenticio en cuatro especies de acridios Chilenos. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*. 36 (1-4) 147-151
- Zar, J.H. 1996.** Biostatistical analysis. 3º edición, Prentice Hall, 662p.
- Zequin, L., Beltrame, R., Luiselli, S., Salto, C. y Strasser, R. 1999.** Abundancia y diversidad de tucuras (Orthoptera: Acridoidea) en el centro Oeste de Santa Fe y centro Este de Córdoba”. INTA EEA Rafaela. Anuario 1999. 113 – 125 pp.

**Zhang, D. y Jiang, X. 1997.** A hypothesis for the origin and maintenance of within community species diversity. *Biodiversity Science*. 5:161-167

**Zhong-Wei, G., Hong-Chang, L.I. y Ya-Ling Gan. 2006.** Grasshoppers (Orthoptera: Acrididae) biodiversity and grassland ecosystems. *Insect science*. 13: 221-227



Índice de Tablas		Pág.
4.1	Especies de acridios registradas en Laprida durante el período 2005-08.	39
4.2	Índices de diversidad estimados para las comunidades de acridios de Laprida	41
4.3	Riqueza de especies de acridios promedio ( $\pm$ ES) en cada comunidad vegetal por momento de muestreo, en Laprida 2005-08.	42
4.4	Índices de similitud aplicados a las comunidades de acridios presentes en diferentes comunidades vegetales de Laprida (2005-08).	43
4.5	Valores promedios y rangos de las variables de vegetación medidas en enero de 2006.	45
4.6	Especies de acridios colectadas en enero de 2006, abundancias relativas promedio ( $\pm$ ES) y la proporción (%) de sitios ocupados.	46
4.7	Resultado del análisis de correlación de Pearson entre las categorías de vegetación y las especies más abundantes de acridios en enero de 2006.	48
4.8	Riqueza específica (S) de plantas promedio ( $\pm$ ES) en cada comunidad vegetal.	49
4.9	Riqueza específica (S) de acridios promedio ( $\pm$ ES) en cada comunidad vegetal.	49
4.10	Densidad de acridios promedio ( $\pm$ ES) en las diferentes comunidades vegetales.	50
4.11	Abundancia relativa promedio ( $\pm$ ES) de las subfamilias de acridios en las diferentes comunidades vegetales (2005-08).	57
4.12	Abundancia relativa promedio ( $\pm$ ES) de las especies de acridios numéricamente más importantes en los Pastizales halófilos (2005-06).	60
4.13	Abundancia relativa promedio ( $\pm$ ES) de las especies de acridios numéricamente más importantes en los Pastizales halófilos (2006-07).	62
4.14	Abundancia relativa promedio ( $\pm$ ES) de las especies de acridios numéricamente más importantes en los Pastizales halófilos (2007-08).	64
4.15	Abundancia relativa promedio ( $\pm$ ES) de las especies de acridios numéricamente más importantes en los Pastizales disturbados (2005-06).	67
4.16	Abundancia relativa promedio ( $\pm$ ES) de las especies de acridios numéricamente más importantes en los Pastizales disturbados (2006-07).	69
4.17	Abundancia relativa promedio ( $\pm$ ES) de las especies de acridios numéricamente más importantes en los Pastizales disturbados en Laprida (2007-08).	71
4.18	Abundancia relativa promedio ( $\pm$ ES) de las especies de acridios numéricamente más importantes en los Pastizales nativos (2005-06).	74
4.19	Abundancia relativa promedio ( $\pm$ ES) de las especies de acridios numéricamente más importantes en los Pastizales nativos (2006-07)	76
4.20	Abundancia relativa promedio ( $\pm$ ES) de las especies de acridios numéricamente más importantes en los Pastizales nativos (2007-08).	78
4.21	Abundancia relativa promedio ( $\pm$ ES) de las especies de acridios numéricamente más importantes en las Pasturas implantadas (2005-06).	81
4.22	Abundancia relativa promedio ( $\pm$ ES) de las especies de acridios numéricamente más importantes en las Pasturas implantadas (2006-07).	82
4.23	Abundancia relativa promedio ( $\pm$ ES) de las especies de acridios numéricamente más importantes en las Pasturas implantadas (2007-08).	84
4.24	Distribución y abundancia de las especies de acridios en los Pastizales halófilos en Laprida (2005-08).	87
4.25	Distribución y abundancia de las especies de acridios en las Pasturas implantadas (2005-08).	88
4.26	Distribución y abundancia de las especies de acridios en los Pastizales nativos (2005-08).	89
4.27	Distribución y abundancia de las especies de acridios en los Pastizales disturbados (2005-08).	90
4.28	Distribución y abundancia de las especies de acridios en todos los sitios muestreados (2005-08).	91

4.29	Resultados del test de U de Mann-Whitney comparando la cantidad de ninfas de <i>Dichroplus elongatus</i> en las diferentes comunidades vegetales (2005-08).	97
4.30	Cantidad de adultos de <i>Dichroplus elongatus</i> promedio ( $\pm$ ES), en cada momento de muestreo en las diferentes comunidades vegetales (2005-08).	97
4.31	Resultados del test de U de Mann-Whitney comparando la densidad de <i>Dichroplus elongatus</i> en las diferentes comunidades vegetales (2005-2008).	99
4.32	Proporción de sexos de <i>Dichroplus elongatus</i> por momento de muestreo (2005-08)	100
4.33	Resultados del test de U de Mann-Whitney, comparando la cantidad de ninfas de <i>Dichroplus maculipennis</i> en las diferentes comunidades vegetales (2005-08).	103
4.34	Proporción de sexos de <i>Dichroplus maculipennis</i> por momento de muestreo (2005-08).	106
4.35	Cantidad de ninfas de <i>B. bruneri</i> promedio ( $\pm$ ES) en cada momento de muestreo en las diferentes comunidades vegetales (2005-08).	107
4.36	Densidad promedio de <i>Borellia bruneri</i> promedio ( $\pm$ ES), en las diferentes comunidades vegetales (2005-08).	110
4.37	Proporción de sexos de <i>Borellia bruneri</i> por momento de muestreo (2005-08).	111
4.38	Resultados del test de U de Mann-Whitney comparando la cantidad de ninfas de <i>Covasacris pallidinota</i> en las diferentes comunidades vegetales (2005-08).	114
4.39	Resultado del test de U de Mann-Whitney comparando la cantidad de individuos en estado adulto de <i>Covasacris pallidinota</i> en las diferentes comunidades vegetales (2005-08).	114
4.40	Resultado del test de U de Mann-Whitney comparando la densidad promedio de <i>Covasacris pallidinota</i> en cada comunidad vegetal.	116
4.41	Proporción de sexos de <i>Covasacris pallidinota</i> por momento de muestreo (2005-08).	118
5.1	Cantidad y duración de los estadios ninfales de <i>Dichroplus elongatus</i> en condiciones controladas.	149
5.2	Consumo promedio ( $\pm$ ES), en miligramos (mg) de <i>Dichroplus elongatus</i> por día y por estadio en condiciones controladas.	150
5.3	Consumo de <i>Dichroplus elongatus</i> en diferentes estadios. Resultado del Test U de Mann-Whitney.	151
5.4	Cantidad y duración de los estadios ninfales de <i>Dichroplus maculipennis</i> , bajo condiciones controladas.	153
5.5	Consumo promedio ( $\pm$ ES), en miligramos (mg) de <i>Dichroplus maculipennis</i> por día y por estadio, el material caído y la pérdida total en condiciones controladas.	156
5.6	Consumo de <i>Dichroplus maculipennis</i> en diferentes estadios. Resultado del Test U de Mann-Whitney.	157
5.7	Cantidad y duración de los estadios ninfales de <i>Baeacris pseudopunctulatus</i> , en condiciones controladas.	158
5.8	Parámetros biológicos y reproductivos de especies de melanoplinos en condiciones controladas.	166

Índice de Gráficos		Pág.
4.1	Riqueza específica de acridios promedio ( $\pm$ ES) en cada comunidad vegetal, Laprida (2005-08).	40
4.2	Resultado del DCA aplicado a los sitios de estudio.	45
4.3	Resultado del análisis de correspondencia canónica, entre las especies de acridios más abundantes y la vegetación en enero de 2006.	47
4.4	Correlación entre la riqueza (S) de plantas y la riqueza de acridios en enero de 2006.	49
4.5	Correlación entre la riqueza (S) de plantas y la densidad de acridios ( $\text{ind}/\text{m}^2$ ) en enero de 2006.	50
4.6	Densidad ( $\text{ind}/\text{m}^2$ ) promedio anual de acridios en Laprida (2005-08).	51
4.7	Densidad ( $\text{ind}/\text{m}^2$ ) total de acridios promedio ( $\pm$ ES) registrada en cada momento de muestreo (2005-08).	52
4.8	Densidad ( $\text{ind}/\text{m}^2$ ) promedio ( $\pm$ ES) de acridios en cada comunidad vegetal en Laprida (2005-08).	53
4.9	Densidad ( $\text{ind}/\text{m}^2$ ) de acridios promedio ( $\pm$ ES) registrada en cada momento de muestreo en los Pastizales halófilos (2005-08).	54
4.10	Densidad ( $\text{ind}/\text{m}^2$ ) de acridios promedio ( $\pm$ ES) registrada en cada momento de muestreo en las Pasturas implantadas (2005-08).	54
4.11	Densidad ( $\text{ind}/\text{m}^2$ ) de acridios (promedio $\pm$ ES) registrada en cada momento de muestreo en los Pastizales nativos (2005-08).	55
4.12	Densidad ( $\text{ind}/\text{m}^2$ ) de acridios (promedio $\pm$ ES) en cada momento de muestreo en los Pastizales disturbados en Laprida (2005-08).	56
4.13	Proporción (%) de cada especie de acridio en los Pastizales halófilos de Laprida (2005-06).	58
4.14	Abundancia relativa promedio de las especies de acridios numéricamente más importantes en los Pastizales halófilos (2005-06).	59
4.15	Proporción (%) de cada especie de acridio en los Pastizales halófilos (2006-07).	60
4.16	Abundancia relativa promedio de las especies de acridios más importantes en los Pastizales halófilos en Laprida (2006-07)	62
4.17	Proporción (%) de cada especie de acridio en los Pastizales halófilos (2007-08).	63
4.18	Abundancia relativa promedio de las especies de acridios numéricamente más importantes en los Pastizales halófilos (2007-08).	64
4.19	Proporción (%) de cada especie acridio en los Pastizales disturbados (2005-06).	65
4.20	Abundancia relativa promedio de las especies de acridios numéricamente más importantes en los Pastizales disturbados (2005-06).	66
4.21	Proporción (%) de cada especie de acridio en los Pastizales disturbados (2006-07).	67
4.22	Abundancia relativa promedio de las especies de acridios numéricamente más importantes en los Pastizales disturbados (2006-07).	68
4.23	Proporción (%) de cada especie de acridio en los Pastizales disturbados (2007-08).	69
4.24	Abundancia relativa promedio de las especies de acridios numéricamente más importantes en los Pastizales disturbados (2007-08).	70
4.25	Proporción (%) de cada especie de acridio en los Pastizales nativos (2005-06).	72
4.26	Abundancia relativa promedio de las especies de acridios numéricamente más importantes en los Pastizales nativos (2005-06).	73
4.27	Proporción (%) de cada especie de acridio en los Pastizales nativos (2006-07).	75
4.28	Abundancia relativa promedio de las especies de acridios numéricamente más importantes en los Pastizales nativos (2006-07).	75
4.29	Proporción (%) de cada especie de acridio en los Pastizales nativos (2007-08).	77
4.30	Abundancia relativa promedio de las especies de acridios numéricamente más importantes en los Pastizales nativos (2007-08).	77
4.31	Proporción (%) de cada especie de acridio en las Pasturas implantadas (2005-06).	79
4.32	Abundancia relativa promedio de las especies de acridios numéricamente más importantes	80

	en las Pasturas implantadas (2005-06).	
4.33	Proporción (%) de cada especie de acridio en las Pasturas implantadas (2006-07).	81
4.34	Abundancia relativa promedio de las especies de acridios numéricamente más importantes en las Pasturas implantadas (2006-07).	82
4.35	Proporción (%) de cada especie de acridio en las Pasturas implantadas (2007-08).	83
4.36	Abundancia relativa promedio de las especies de acridios numéricamente más importantes en las Pasturas implantadas (2007-08).	84
4.37	Resultado del análisis de regresión entre el logaritmo natural (Ln) de la abundancia	92-
(a-d)	relativa promedio de cada especie de acridio y la cantidad de sitios ocupados por la especie en cada comunidad vegetal muestreada (2005-08)	93
4.38	Resultado del análisis de regresión entre el logaritmo natural (Ln) de la abundancia relativa promedio de cada especie de acridio y la cantidad de sitios ocupados por la especie considerando todos los sitios (2005-08).	94
4.39	Proporción (%) de los diferentes estados de desarrollo de <i>Dichroplus elongatus</i> (2005-08).	95
4.40	Densidad anual promedio ( $\pm$ ES) de <i>Dichroplus elongatus</i> (2005-08).	98
4.41	Densidad promedio de <i>Dichroplus elongatus</i> por momento de muestreo en cada una de las comunidades vegetales y la densidad total (2005-08).	99
4.42	Proporción (%) de machos y hembras de <i>Dichroplus elongatus</i> por momento de muestreo (2005-08).	101
4.43	Proporción (%) de los diferentes estados de desarrollo de <i>Dichroplus maculipennis</i> (2005-08).	102
4.44	Densidad anual promedio ( $\pm$ ES) de <i>Dichroplus maculipennis</i> (2005-08).	104
4.45	Densidad promedio de <i>Dichroplus maculipennis</i> por momento de muestreo en cada una de las comunidades vegetales muestreadas y la densidad total (2005-08).	105
4.46	Proporción (%) de machos y hembras de <i>Dichroplus maculipennis</i> por momento de muestreo (2005-08).	106
4.47	Proporción (%) de los diferentes estados de desarrollo de <i>Borellia bruneri</i> (2005-08).	107
4.48	Densidad anual promedio ( $\pm$ ES) de <i>Borellia bruneri</i> (2005-08)	109
4.49	Densidad promedio de <i>Borellia bruneri</i> por momento de muestreo en cada una de las comunidades vegetales y la densidad total (2005-08).	110
4.50	Proporción (%) de machos y hembras de <i>Borellia bruneri</i> por momento de muestreo en Laprida (2005-08).	112
4.51	Proporción (%) de los diferentes estados de desarrollo de <i>Covasacris pallidinota</i> (2005-08).	113
4.52	Densidad anual promedio ( $\pm$ ES) de <i>Covasacris pallidinota</i> (2005-08).	116
4.53	Densidad promedio de <i>Covasacris pallidinota</i> por momento de muestreo en cada una de las comunidades vegetales y la densidad total (2005-08).	117
4.54	Proporción (%) de machos y hembras de <i>Covasacris pallidinota</i> por momento de muestreo (2005-08).	118
5.1	Densidad de <i>Dichroplus elongatus</i> en un Pastizal disturbado (2006-07).	152
5.2	Curvas de supervivencia ( $l_x$ ) de machos y hembras de <i>Dichroplus maculipennis</i> bajo condiciones controladas.	153
5.3	Longevidad promedio de hembras y machos de <i>Dichroplus maculipennis</i> bajo condiciones controladas (30°C, 14hL:10hO, 40% HR).	153
5.4	Curva de fecundidad promedio de hembras de <i>Dichroplus maculipennis</i> , bajo condiciones controladas.	154
5.5	Densidad de <i>Dichroplus maculipennis</i> en un Pastizal halófilo (2006-07)	157
5.6	Curvas de supervivencia ( $l_x$ ) de machos y hembras de <i>Baeacris pseudopunctulatus</i> bajo condiciones controladas.	158

Índice de Figuras		Pág.
2.a	Esquema del ciclo de vida de un acridoideo.	6
2. b y c	Araña capturando un acridio.	19
3.a	Ubicación del partido de Laprida.	20
3.b	Subdivisiones de la región Pampeana.	21
4.a	Ubicación de los tres establecimientos agrícola-ganaderos en el partido de Laprida.	24
4.b	Sitio 1, con presencia de <i>Distichlis spicata</i> .	25
4.c	Sitio 6, pastura de <i>Agropyron</i> sp.	25
4.d	Sitio 4, Pastizal nativo.	26
4.e	Sitio 3, Pastizal disturbado.	27
4.f	Sitio 8, Pastizal disturbado.	27
4.g	Captura de acridios con red entomológica.	30
4.h	Estimación de densidad y aro de 0.1m <sup>2</sup> .	30
4.i	<i>Dichroplus conspersus</i> , hembras.	61
4.j	<i>Scotussa lemniscata</i> , macho.	74
4.k	<i>Baeacris pseudopunctulatus</i> .	76
4.l	<i>Dichroplus elongatus</i> , ninfa mayor.	96
4.m	<i>Dichroplus elongatus</i> , hembra.	96
4.n	<i>Dichroplus elongatus</i> , macho.	96
4.ñ	<i>Dichroplus maculipennis</i> , hembra.	103
4.o	<i>Dichroplus maculipennis</i> , macho.	103
4.p	<i>Borellia bruneri</i> , ninfa.	108
4.q	<i>Borellia bruneri</i> , hembra y macho copulando.	108
4.r	<i>Covasacris pallidinota</i> , machos.	115
4.s	<i>Covasacris pallidinota</i> , ninfa y adulto.	115
5.a	Detalle del bioterio con jaulas de aluminio de 20x20x30cm.	143
5.b	Tubos de acetato para la cría de ninfas.	143
5.c	Jaulas de aluminio de 12x12x15cm para reproducción.	144
5.d	Recipiente con posturas.	144
5.e	Material vegetal en pie remanente luego de ser realizada la prueba de consumo.	146
5.f	Detalle del raspado epidérmico de <i>Agropyron elongatum</i> .	147
5.g	<i>Dichroplus elongatus</i> alimentándose de hojas de <i>Bromus brevis</i> .	151
5.h	Hembra de <i>Dichroplus maculipennis</i> oviponiendo.	154
5.i	<i>Dichroplus maculipennis</i> alimentándose de hojas de <i>Bromus brevis</i> .	156