

## AGRADECIMIENTOS

Quiero agradecer a todas las personas que en el transcurso de estos años me ayudaron a poder cumplir con las distintas etapas de la tesis y poder concretarla finalmente en este manuscrito. Todas estas personas, en su diversidad y a su manera, me ayudaron a enfrentar las dificultades que se me iban presentando en el camino, gracias a ellas aprendí mucho, a disfrutar y sorprenderme con cada paso y a atravesar los vericuetos de la profesión, además de elegir qué tipo de profesional quiero ser y qué no.

Por eso, agradezco sinceramente:

A Martín Eguaras, por estar presente siempre y desinteresadamente, sin su presencia no hubiese sido posible comenzar este camino. Gracias por sus consejos, orientaciones y su infinita paciencia.

A Armando Cicchino, por introducirme al mundo de los carábidos, sin pedirme otro requisito más que trabajar con pasión, alegría y fidelidad a mis propias convicciones y estilo. Gracias por conducirme de distintas maneras (a veces inimaginables y algo extremas) a crecer como persona y profesional, a enfrentar situaciones de lo más difíciles y a ser independiente. No fue un camino fácil, pero aquí estamos!

A Darío, mi compañero de vida, de campo y de laboratorio, con quien atravesamos todo tipo de experiencias y aventuras, desde las más felices a las más complejas. Quien soportó mis altibajos y siempre me supo escuchar y contener. Infinitas gracias por tu ayuda, gran parte de este trabajo no existiría sin vos.

A los miembros del jurado, que gentilmente aceptaron evaluar esta tesis y enriquecerla con sus aportes.

A mis padres, Lidia y Raúl, no alcanzan las palabras para agradecerles el apoyo emocional y espiritual que siempre me guía para no perder de vista los objetivos reales de mi vida, quienes de cada dificultad me ayudaron a sacar una enseñanza y a superarlas con amor.

A Juan Farina, Juan Pablo Isaach, Pablo Martínez, Alejandro Canepuccia y Susana Bó. Por compartir sus experiencias y conocimiento, por su preocupación, sus charlas, por estar siempre dispuestos a escuchar. Por sus aportes y consejos, que siempre fueron un gran impulso e inspiración para corregir errores y seguir adelante.

A la familia Urrutia (Pedro, Roxana, Emanuel, Florencia y Rodolfo), por recibirnos muy amablemente en la Estancia Nahuel Rucá, por permitirnos el acceso al talar y por su colaboración entusiasta y permanente. Ustedes y el talar ya son una parte imborrable de mi vida y del comienzo de la formación de mi nueva familia.

A los distintos miembros de la Escuela de Postgrado y de Investigación, en especial a Graciela Salerno, Pedro y Juan Manuel, quienes hicieron posible que algunos pasos burocráticos fueran menos traumáticos y más accesibles. Este agradecimiento también se extiende a Patricia, del Departamento de Biología, gracias además por su paciencia y buen ánimo para atender nuestras consultas.

A Juan Arcusa, Luciano Peralta, Pablo Revainera, Cecilia Prieto, Stella Altamirano y André Martins por acompañarnos y ayudarnos en el trabajo de campo.

A María Celia Nuciari por colaborar en la identificación de las plantas.

A la familia, en especial a mi madrina Bibi, Raúl, Rodolfo, tíos Carlos y Cata, Eduardo y Paula, Osvaldo, Martín, Meli, Leo, Ana por colaborar de distintas maneras con mi carrera, ofreciendo su casa para que pudiera hacer los cursos, por los traslados al campo, las charlas y por estar. Gracias!

A Daniela Grandinetti, por recibirme cálidamente en su casa y colaborar con tanto entusiasmo en el campo y nunca descuidar nuestra alimentación!

A Gastón Zubarán y Daniela Zaffignani por permitirme usar sus fotos para ilustrar algunos párrafos. También agradezco a Daniel Galantz por cederme tan amablemente su permiso para usar las viñetas de sus historietas de “Pequeñas bestias”.

A Margarita Sánchez Magariños, por mostrarme la manera de expresarme sin inhibiciones a través de la escritura en su taller.

A todos mis amigos, por compartir su apoyo y experiencias y por darme la alegría y el ánimo para seguir siempre adelante.

A todos los colegas investigadores, docentes y doctorandos a quienes conocí y me crucé en distintos cursos y congresos, de esta y otras universidades, del laboratorio de Artrópodos y de estación Nágera que compartiendo sus experiencias, me ayudaron a crecer profesionalmente.

A Marité y Solange, por su compañía en Estación Nágera y por ayudarnos a que nuestro pequeño laboratorio fuera creciendo de a poquito.

Al CONICET, UNMDP y Neotropical Grassland por financiar los proyectos que formaron parte de esta tesis.

Por último, siempre voy a estar agradecida a mi Maestro Esteban Delfino, por su guía espiritual y su presencia permanente y silenciosa, por enseñarme que todo es posible con Amor, Sabiduría y Voluntad; y un gracias pequeño e infinito a José, que desde la panza fue el principal impulsor para terminar el manuscrito.





## Índice

RESUMEN .....	7
ABSTRACT .....	9
INTRODUCCIÓN .....	11
Marco general .....	13
Objetivos e Hipótesis .....	15
CAPÍTULO I: Los carábidos como organismos de estudio .....	17
Los escarabajos.....	19
La familia Carabidae: “Los tigres de la clase de los insectos” .....	19
Aspectos generales de la biología de los carábidos .....	20
Carábidos como bioindicadores .....	26
Área de estudio: el talar de Laguna Nahuel Rucá.....	27
El talar .....	28
Actividades agropecuarias en el partido de Mar Chiquita .....	30
Estancia Nahuel Rucá .....	32
Metodología .....	33
Métodos de a de los carábidos .....	33
CAPÍTULO II: Diversidad de Carabidae en un sector antropizado del talar: Inventario de especies, alfa diversidad, estructura de dominancia y grupos funcionales .....	37
Introducción .....	37
Materiales y Métodos .....	40
Resultados .....	44
Discusión .....	52
CAPÍTULO III: Densidad actividad anual de Carabidae en el talar: fenología, relación con las variables climáticas y proporción de sexos .....	59
Introducción .....	61

Materiales y Métodos .....	62
Resultados .....	68
Discusión .....	74
CAPÍTULO IV: Influencia de distintos usos del suelo sobre la diversidad de Carabidae. Caracterización ecológica de las especies en el agroecosistema del talar.....	
Introducción .....	81
Materiales y Métodos .....	82
Resultados .....	86
Discusión .....	96
CONCLUSIONES .....	99
Aportes a las características de las especies más comunes de carábidos del talar .....	105
Conclusiones resumidas.....	109
Bibliografía .....	113

## RESUMEN

La estructura del paisaje se modifica principalmente mediante la fragmentación de hábitats y la simplificación del paisaje. La respuesta de los sistemas a los disturbios es la resiliencia, y la biodiversidad se vincula a ella por que es la fuente de adaptaciones en los ecosistemas y, por eso, es un amortiguador que incrementa la resiliencia del sistema contra los disturbios. Entre los insectos, los escarabajos de la familia Carabidae (o carábidos) conforman un grupo de estudio ideal para realizar monitoreos de la biodiversidad. Por eso, el objetivo general de esta tesis fue realizar un monitoreo de la diversidad de carábidos en el bosque nativo de *Celtis ehrenbergiana* de Laguna Nahuel Rucá (37°37' S, 57°25' W), que forma parte de la zona de amortiguación de la Reserva de Biósfera “Parque Atlántico Mar Chiquito”. Se estudiaron los aspectos biológicos y ecológicos de la carabidofauna local y la potencialidad de estos organismos como indicadores del estado de salud de ambientes sujetos a prácticas antrópicas diversas, con el fin de contribuir al conocimiento de este taxón y a su difusión como herramientas para la conservación y gestión de éste y otros espacios verdes. Se registraron un total de 74 especies de carábidos en total. En el peridomicilio ubicado dentro del talar, se colectaron 63 especies en el transcurso del año 2008 mediante trampas *pitfall*, que representaron entre 84%-93% de la riqueza estimada. Los métodos complementarios añadieron cuatro especies a la lista. La diversidad de carábidos en las estaciones de primavera y verano duplica a la diversidad registrada en otoño e invierno. Las estructuras de dominancia resultantes muestran que *Argutoridius bonariensis* y *Pachymorphus striatulus* fueron codominantes en el peridomicilio durante todo un año de estudio. Las 16 especies más abundantes muestran una clara estacionalidad en los patrones de actividad. Los factores más importantes que influyen los ritmos estacionales de los carábidos son el fotoperíodo y la temperatura. La estructura de los ambientes, antes que la intensidad de disturbio, influye sobre la riqueza específica y sobre la composición y estructura de los ensambles. Por último, se identificaron potenciales especies que puedan ser indicadoras de distintas condiciones del hábitat.

En la Introducción se explican los motivos que guiaron el desarrollo de esta tesis, los objetivos general y específicos y las hipótesis planteadas. En el capítulo I se describen características generales de los carábidos y la metodología de estudio empleada. En el capítulo II se analizan los parámetros descriptivos de la biodiversidad de carábidos; en el capítulo III, las variaciones fenológicas de las especies más abundantes del talar, su proporción de sexos y posibles estrategias reproductivas; en el capítulo IV se estudian la variación en la diversidad de los ensambles de carábidos a través de los distintos ambientes que componen el agroecosistema que forma parte del talar, las características ecológicas de las especies y se identifican potenciales especies típicas de cada ambiente. Por último, en Conclusiones, se ofrece un resumen de todos los resultados aportados por este trabajo.



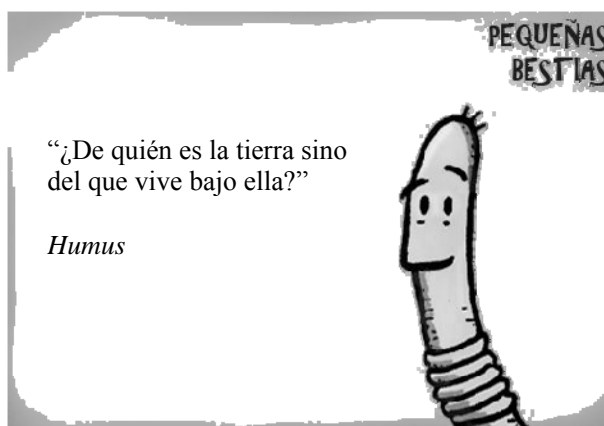
## ABSTRACT

The landscape structure is mainly affected by habitat fragmentation and simplification of the landscape. The system response to disturbances is resilience, biodiversity is linked to it because it is the source of adaptations in the ecosystems, consequently, is a buffer that increases the resilience of the system against disturbances. Among insects, ground beetles are ideal model organisms for monitoring of biodiversity. Therefore, the general aim of this thesis was to perform a monitoring diversity of carabids in native forest of *Celtis ehrenbergiana* in Laguna Nahuel Ruca (37°35' LS, 57°84' LW), which is part of the buffer zone of the Biosphere Reserve “Parque Atlántico Mar Chiquito”. Biological and ecological aspects of local carabidofauna and the potential of these organisms as indicators of the health of environments subject to various anthropogenic practices were studied in order to contribute to the knowledge of this taxon and its use as a tool for conservation and management of this and other green spaces. A total of seventy-four carabid species were recorded. Sixty-three species were captures with pitfall traps in a peridomestic environment in the course of 2008. These represented 84%-93% of the estimated richness. Complementary methods added four species to the list. Spring and summer carabid diversity doubles autumn and winter diversity. *Argutoridius bonariensis* and *Pachymorphus striatulus* codominated the peridomestic environment during a whole year. The activity patterns of the 16 most abundant species show a clear seasonality. The most important factors influencing carabid seasonal activity are photoperiod and temperature. Habitat structure, rather the degree of disturbance, affects species richness, composition and structure of assemblages. Finally, potencial bioindicator species were identified.

In the Introduction, the reasons that guided the development of this thesis, the general and specific objectives and hypotheses are explained. The general characteristics of ground beetles and the methodology employed are described in Chapter I. In Chapter II, the descriptive parameters of carabid biodiversity are analyzed; in Chapter III, phenological variations of the most abundant species of forest, sex ratio and possible reproductive strategies are studied. The diversity of ground beetle assemblages across different environments which are part of the agroecosystem, the ecological characteristics of the species and potential species typical of each environment are studied in Chapter IV. Finally, in Conclusions, a summary of all results obtained from this work is provided.



## INTRODUCCIÓN





## Marco general

El mundo se mueve por pequeñas cosas. Así lo afirmó el entomólogo Edward O. Wilson (1987) en referencia a los invertebrados, que dominan entre los organismos multicelulares en términos de riqueza, abundancia y biomasa. Cerca del 80% del total de las especies descritas son invertebrados y un 25% corresponden solo a los escarabajos (Cardoso *et al.*, 2011). Esto ha motivado a distintos coleopterólogos a afirmar que no estamos transitando la era del hombre, sino la era de los escarabajos (Chadwick y Moffet, 1998).

En referencia a la enorme diversidad de invertebrados, Wilson (1987) declaró: “la verdad es que necesitamos a los invertebrados pero ellos no nos necesitan. Si los seres humanos fuéramos a desaparecer mañana, el mundo continuaría con pocos cambios. [...] Pero si los invertebrados fueran a desaparecer, dudo que la especie humana pudiera durar más que unos pocos meses”. Estas “pequeñas cosas” están estrechamente vinculadas con la vida humana: los invertebrados son fuente de alimento, de productos farmacéuticos o forman parte de componentes o procesos técnicos e industriales; están relacionados con la regulación de procesos que ocurren en los ecosistemas, como la polinización (cultivos), la regulación trófica (control de plagas) o purificación de agua (invertebrados acuáticos); generan gran atracción turística, son organismos modelo esenciales para los estudios de biología y monitoreos ambientales; existen también especies emblemáticas o bandera, como las mariposas o libélulas, por las que la gente siente afinidad; están involucrados en el ciclo de nutrientes, la formación del suelo y los ecosistemas o son fuente de alimento para otras especies (Millenium Ecosystem Assesment, 2005; Cardoso *et al.*, 2011).

A pesar de la gran diversidad e importancia que los invertebrados representan para la humanidad, han sido muy descuidados por los estudios y las políticas de conservación en todo el mundo. Este “descuido” puede deberse a ciertas deficiencias: los invertebrados y sus servicios ecológicos son mayoritariamente desconocidos para el público general, los responsables políticos y partes interesadas en general desconocen los problemas de conservación de los invertebrados, la mayoría de las especies no están descritas, la distribución geográfica de las especies es mayoritariamente desconocida, la abundancia de las especies y sus cambios en el espacio y en el tiempo, así como el modo de vida de las especies y la susceptibilidad al cambio del hábitat son ampliamente ignorados (Cardoso *et al.*, 2011).

Estas deficiencias representan una manera de organizar los problemas en torno a la conservación de los invertebrados. La conservación, así como la biodiversidad en su conjunto, solo es posible con la preservación de los ecosistemas y sus estructuras, funciones y procesos (Cardoso *et al.*, 2011)

La enorme diversidad y abundancia de los invertebrados no significa que son indestructibles, por el contrario, la extinción de especies también puede ocurrir a causa de la interferencia humana del mismo modo que ocurre con las aves o los mamíferos (Wilson, 1987).

Por todo esto, se vuelve relevante el monitoreo de la biodiversidad, ya que provee la información biológica esencial para muchas ramas de las ciencias biológicas y es vital para identificar temas claves en políticas de manejo, como por ejemplo, establecer prioridades de conservación, uso y manejo sustentable del paisaje, control de la contaminación, evaluación del impacto ambiental y, sobre todo, para informar al público y los funcionarios del estado de la biodiversidad (Stork *et al.*, 1996). El

monitoreo de la biodiversidad puede definirse como un relevamiento intermitente llevado a cabo para indagar el grado de cumplimiento con un estándar predeterminado o el grado de desviación de un patrón esperado. Esto implica que debe definirse un patrón antes de que el programa de monitoreo pueda ser implementado. Formular este patrón estándar requiere información sobre la estructura de base y variación del sistema a ser monitoreado, aunque establecer la base natural de partida puede ser muy difícil por dos razones: primero, bases de datos a largo plazo de la mayoría de los grupos taxonómicos de sitios no disturbados no están disponibles para proveer información acerca de las variaciones naturales en los ensambles de especies. Segundo, la sociedad humana ha modificado la mayoría de los ecosistemas y puede ser muy difícil encontrar sitios verdaderamente no disturbados que puedan proveer información de base acerca de las variaciones naturales (Niemelä, 2000). Los relevamientos de las poblaciones son importantes para entender cómo cambian las poblaciones ante los cambios antrópicos. Los estudios a largo plazo también informan sobre los cambios en la biodiversidad y es importante distinguir los cambios antrópicos de los naturales (Stork *et al.*, 1996).

Una de las consecuencias evidentes del avance de los agroecosistemas y la urbanización es la partición de los hábitats naturales y el consecuente aislamiento de sus fragmentos remanentes (Venn *et al.*, 2003; Bilenca y Miñarro, 2004). En términos simples, puede argumentarse que la estructura del paisaje se ve modificada fundamentalmente mediante dos procesos: la fragmentación de hábitats y la simplificación del paisaje (Niemelä, 2000). El primero hace referencia a la reducción y división de un hábitat originalmente continuo en parches remanentes de menor tamaño y afecta a la biota, no sólo por la reducción del tamaño de los parches, sino también por el efecto de borde y el aislamiento de las poblaciones dentro de los mismos (Venn, 2001). El segundo proceso consiste en la homogenización y disminución de la variedad de hábitats y, en adición a la introducción de especies exóticas, conlleva al incremento de patrones de similitud en la biota alrededor del mundo (Niemelä, 2000). La respuesta de los sistemas a la influencia de las perturbaciones de distinto origen es la resiliencia, que se puede definir como la potencialidad de un sistema para retornar al estado de referencia o equilibrio luego de una perturbación (Mendoza y Cruz, 2006). La biodiversidad se vincula estrechamente con este concepto en dos puntos básicos: 1) es la fuente primordial de adaptaciones de los sistemas ecológicos a sus ambientes y, en consecuencia, 2) es un amortiguador que incrementa la resiliencia del sistema contra las perturbaciones (Niemelä, 1999).

Entre los insectos, los escarabajos de la familia Carabidae son considerados un grupo de organismos de estudio ideales para realizar monitoreos de la biodiversidad. Presentan gran importancia económica, ya que son predadores de plagas agrícolas y son sensibles a las prácticas de manejo como el pastoreo y la fertilización (Rainio y Niemelä, 2003). Los carábidos presentan muchas ventajas al momento de señalar las cualidades relativas del paisaje en mosaico y cumplen con muchos criterios que los identifican como buenos organismos de estudio (Koivula, 2011). Esta familia es uno de los taxa que ha demostrado ajustarse a las características requeridas para la selección de bioindicadores ecológicos eficientes (Ribera y Foster, 1997; Rainio y Niemelä, 2003), que han sido definidos como “taxa o ensambles taxonómicos sensibles a los factores de estrés ambiental, que demuestran los efectos de estos factores en la biota, y cuyas respuestas son representativas de la respuesta de, al menos, otros taxa presentes en el hábitat” (McGeoch, 1998). Algunas generalidades de la familia Carabidae se describen en el Capítulo I.

Los carábidos aún no han sido completamente incorporados a las evaluaciones de cambios ambientales, programas de biomonitorio o protocolos de identificación de sitios con alto valor de conservación. Esto puede deberse a que son menos atractivos y carismáticos que muchos vertebrados, o que pasan desapercibidos frente a la observación de una persona poco entrenada, entre otras causas. Sin embargo, son candidatos promisorios para esos propósitos, y para comenzar a difundir la implementación de los carábidos como indicadores es necesario ampliar las bases de datos e incrementar el conocimiento de su biología, ecología y su relación con otros taxa (Koivula, 2011).

Por todos estos motivos, los objetivos planteados en este trabajo se enumeran a continuación. Las hipótesis que se plantearon se basaron en trabajos previos realizados para el hemisferio norte, cuyos antecedentes se desarrollan en los siguientes capítulos (principalmente los capítulos III y IV).

### **Objetivo general:**

Realizar un monitoreo de la diversidad de coleópteros de la familia Carabidae, en el bosque nativo de *Celtis ehrenbergiana* de Laguna Nahuel Rucá, que forma parte del Refugio de Vida Silvestre Provincial, zona buffer de la Reserva de Biosfera “Parque Atlántico Mar Chiquito”. A su vez, se pretendió investigar los aspectos biológicos y ecológicos de la carabidofauna local e interpretar la potencialidad de estos organismos como bioindicadores del estado de salud de ambientes sujetos a prácticas antrópicas diversas, con el fin de contribuir al conocimiento de este taxón y a su difusión como herramientas para la conservación y gestión de este y otros espacios verdes.

### **Objetivos específicos:**

- 1-** Realizar un inventario de las especies de Carabidae presentes en el bosque de tala de Laguna Nahuel Rucá.
- 2-** Describir la diversidad (riqueza específica, composición y estructura) de los ensambles de Carabidae.
- 3-** Estudiar los atributos ecoetológicos de las especies (afinidad de hábitat, sinantropismo, capacidad de dispersión, roles tróficos, biomasa).
- 4-** Describir la fenología estacional y anual de las especies e interpretar sus variaciones en relación con distintas variables meteorológicas.
- 5-** Identificar especies o grupos de especies que se revelen como potenciales indicadoras de hábitats sujetos a diversos usos de suelo.

### **Hipótesis**

En función de los antecedentes previamente citados, se plantea la hipótesis núcleo de este trabajo:

“El ensamble de Carabidae es un reflejo de la complejidad biológica de un hábitat, permitiendo evaluar el grado de disturbio antrópico sobre la coleopterofauna local en relación a un hábitat de referencia.”

Esta hipótesis está sustentada por las siguientes hipótesis auxiliares:

- ❖ La mayoría de las especies de carábidos tienen un ciclo anual completo, por lo que presentan variaciones fenológicas estacionales marcadas en ambientes estables.
- ❖ La composición y la estructura del ensamble de Carabidae varía en respuesta a los distintos usos del biotopo.

Las predicciones asociadas a estas hipótesis son las siguientes:

- ❖ Las especies de carábidos presentarán patrones de actividad con períodos estacionales marcados de máxima actividad, pudiendo presentar algunas de ellas períodos de diapausa (facultativa u obligatoria).
- ❖ Los sitios más disturbados presentan valores menores de riqueza específica y abundancia-actividad en los ensambles de carábidos.
- ❖ Los ensambles de carábidos de los sitios más disturbados presentan mayor proporción de especies macrópteras, sinantrópicas y generalistas en el uso de hábitat.

## CAPÍTULO I

### Los carábidos como organismos de estudio





## Los escarabajos

Cuando a J. B. S. Haldane le preguntaron qué habían revelado sus estudios de la naturaleza acerca de Dios, dicen que el renombrado fisiólogo y filósofo británico respondió: “*Un excesivo cariño por los escarabajos*”. Esta frase hace referencia a la gran diversidad de este orden de insectos, los coleópteros, que supera ampliamente la diversidad conocida de cualquier otro grupo animal o vegetal (Farrel, 1998).

El nombre Coleoptera proviene del griego (κολεός koleos: "funda, caja o estuche", πτερον pteron: "ala") y hace referencia al principal carácter derivado, que es el desarrollo del primer par de alas en estructuras esclerotizadas (rígidas) denominadas “élitros”, que se extienden hasta cubrir algunos o muchos de los segmentos abdominales y, por detrás de los cuales, las alas posteriores propulsoras se pliegan en reposo (Gullan y Cranston, 2005).

Hay cuatro grandes linajes (subórdenes) que se reconocen dentro del orden Coleoptera: Archostemata, Adephaga (que incluye Carabidae), Myxophaga y Polyphaga (incluye la mayoría de las familias de coleópteros). Archostomata y Myxophaga son pequeños grupos que se pueden incluir dentro de Adephaga y Polyphaga respectivamente (Brandmayr et al., 2005). Ambos subórdenes pueden distinguirse externamente por la presencia de ciertas características externas. Por ejemplo, los Adephaga presentan alas con nervaduras transversales (oblongum), metacoxas fusionadas al metasterno, primer esternito abdominal visible no involucionado, formando parte con el segundo y tercero de un arco complejo en donde los tres elementos están unidos en el medio, y presencia de un órgano tibial llamado “limpia antena” (Lövei y Sunderland, 1996; Brandmayr et al., 2005).

## La familia Carabidae: “Los tigres de la clase de los insectos”



Foto: Gastón Zubarán

“Cuando veáis el Carabus corriendo por el jardín o emboscarse tras un terrón, es que busca comida y acecha su presa: una babosa quizá [...]; dejadlo tranquilo, pues trabaja para nosotros. En cuanto se pone el Sol sale de su retiro para hacer la ronda y huronear por todos los rincones. Vigila los cultivos, y ¡ay entonces de los merodeadores que caigan en sus garfios! [...] Son cazadores infatigables que nos ayudan haciendo la guerra a los enemigos de nuestras cosechas. A todos ellos se les llama **carábidos**. Los carábidos son los tigres de la clase de los insectos.”

(Fragmento de “Los destructores” de J. H. Fabre).

La familia Carabidae es una de las familias más diversificadas de escarabajos, juntamente con Curculionidae y Staphylinidae, incluso en la Argentina. Si bien el elevado número de especies puede generar dificultades para la clasificación y para los estudios ecológicos, la hermosa apariencia, enigmáticos hábitos y espectaculares adaptaciones de muchas especies ha atraído la curiosidad de gran cantidad de entomólogos y naturalistas a lo largo de la historia; es por eso que en la actualidad los

carábidos conforman uno de los grupos más estudiados de invertebrados en el mundo (Niemelä, 1996). Están clasificados en 1500 géneros y cerca de 38600 especies (Kotze *et al.*, 2011). En América del Sur se conocen aproximadamente 4400 especies, distribuidas en siete subfamilias, 50 tribus y 335 géneros (Roig-Juñent, 1998). Para nuestro país, se han reportado 679 especies (Roig-Juñent, 1998), aunque para el año 2012 ya se habían registrado un total de 844 (Roig-Juñent, com. públ.). Aunque no hay tribus que sean endémicas de la Argentina, hay cinco tribus (Systolosomini, Ceroglossini, Cnemalobini, Catapiesini y Notiokasiini) (Kavanaugh, 1982; Roig-Juñent, 1998) y dos subtribu (Euchelina, de la tribu Lebiini, y Chalteniina, de la tribu Zolini) endémicas de América del Sur (Roig-Juñent, 1998). Las tribus con mayor diversidad de especies en Argentina son cinco: Scaritini (incluyendo Clivinini), Bembidiini, Harpalini, Pterostichini y Lebiini (Roig-Juñent, 1998).

La familia se caracteriza por una gran diversidad, por lo cual solo tienen unas pocas características distintivas: la forma del cuerpo usualmente es alargada y oscura, a menudo con brillos o reflejos metálicos y la talla puede variar entre 1-70 mm (Roig-Juñent, 1998); los élitros usualmente son estriados, a menudo esculpidos; las antenas en general tienen 11 segmentos, son filiformes o moniliformes y se originan entre los ojos y las mandíbulas; las patas suelen ser largas y fuertes, especiales para correr (Hangay y Zborowski, 2010) o bien muy acortadas y modificadas para la fosorialidad (Cicchino, com. pers). "*Los caráidos se distinguen por su forma prolongada, por sus patas largas y fuertes, siempre dispuestas a la carrera; y por sus antenas delgadas.*" (Marcos Sastre, 1952)

### Aspectos generales de la biología de los carábidos

**Hábitat:** típicamente son insectos terrestres, algunas especies viven en la hojarasca, pero muchos lo hacen debajo de la corteza de los árboles o en la madera en descomposición. Algunos deambulan sobre los troncos, matorrales u otras plantas, mientras otros frecuentan los bordes de los cursos de agua y lagunas o humedales (Hangay y Zborowski, 2010), incluyendo la zona intertidal de los intermareales (Jeannel, 1962; Lövei y Sunderland, 1996).

Según sus requerimientos de hábitat, los carábidos pueden clasificarse en *eurítopos*, que incluye a aquellas especies generalistas que ocupan un amplio rango de hábitats y en *estenótopos*, aquellas especies especialistas presentes en uno o unos pocos hábitats. Cada tipo hábitat tiene un cierto tipo de ensamble con especies generalistas y especialistas, por lo que cada especie o grupo de especies tiene el potencial de ser utilizado como bioindicador (Rainio y Niemelä, 2003).

A su vez, por su capacidad para habitar en espacios asociados o que son producto de la actividad humana, también se pueden clasificar en *sinantrópicas*, que son especies que viven en directa relación con los asentamientos humanos y que de ordinario también ocupan viviendas o instalaciones aledañas (Cicchino, 2003). Bajo esta categoría aquí también se incluyeron las especies conocidas como *hemisinaantrópicas* (especies que viven en relación directa con las actividades humanas, pero que no suelen ocupar viviendas o instalaciones ligadas a ellas, manteniéndose en el medio circundante próximo). Se clasificaron en *no sinantrópicas* a las especies no asociadas directamente a las actividades humanas y que no han sido registradas cerca de sus asentamientos.

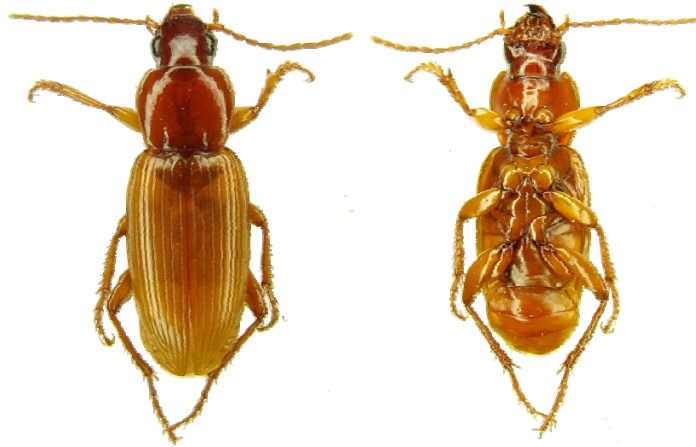
**Ciclo de vida:** Los carábidos son insectos holometábolos (Figura 1a), usualmente depositan huevos individuales dentro de las grietas o sobre el suelo luego de un trabajo previo de preparación por parte de la hembra, que varía en distinto grado según las especies (Lövei y Sunderland, 1996).

Las larvas típicas de los carábidos son de vida libre y usualmente atraviesan tres estadios antes de empupar en una cámara pupal especialmente construida en el suelo. Las larvas (en el segundo o tercer estadio) de muchas especies entran en una diapausa: hibernación o estivación. La pupa blanquecina y débilmente esclerotizada (Figura 1a) yace sobre su dorso, soportada por las setas dorsales. La esclerotización y coloración del adulto ocurre luego de la eclosión; los individuos tenerales pueden reconocerse por su coloración mucho más clara, amarillenta (Figura 1b), que paulatinamente se va oscureciendo a través de un período de tiempo que abarca semanas (Lövei y Sunderland, 1996).

Generalmente, el desarrollo desde huevo a adulto ocurre en menos de un año, se reproducen una vez y luego mueren. Sin embargo, el desarrollo individual puede durar hasta cuatro años bajo climas severos o con poca disponibilidad de alimento. La longevidad del adulto también puede ser variable, individuos de distintas especies han alcanzado los cuatro años de vida bajo condiciones de laboratorio. Muchas especies, de las tribus Agonini, Harpalini, Pterostichini, Carabini, pueden tener una expectativa de vida superior a un año. Generalmente, la expectativa de vida larga es más común en especies de gran tamaño y en aquellas con larvas de invierno (reproductoras otoñales) (Lövei y Sunderland, 1996). Más detalles sobre los ciclos de vida de los carábidos se desarrollarán en el Capítulo II.

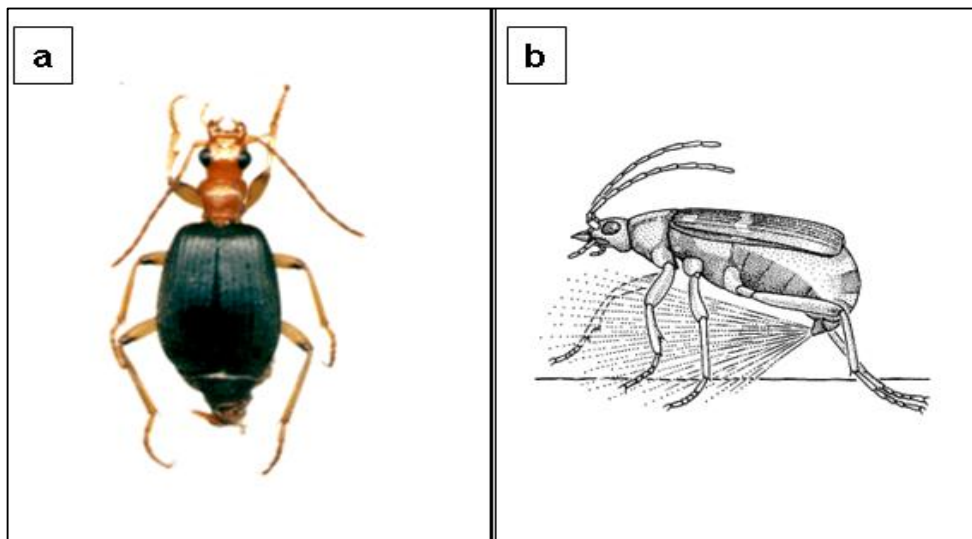


**Figura 1a.** De izquierda a derecha se muestran las etapas de larva, pupa y adulto que atraviesa un carábido. (Fotos de larva y adulto: Armando C. Cicchino).



**Figura 1b.** Individuos teneales de *Loxandrus simplex* en vista dorsal (izquierda) y ventral (derecha) (Fotos: Armando C. Cicchino).

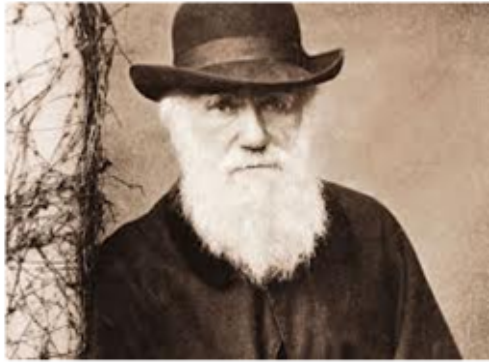
El ectoparasitismo es una estrategia de vida poco común entre los coleópteros, pero que existe entre la gran diversidad de carábidos. Los parasitoides son insectos cuyas larvas se desarrollan a expensas de un hospedador, que muere como resultado de la alimentación de los parasitoides. Las larvas ectoparasitoides atacan al cuerpo del hospedador y se alimentan externamente de él, mientras que los adultos son de vida libre (Kotze *et al.*, 2011). Cuatro géneros de carábidos, *Brachinus* (Brachinini) (Figura 2a), *Pelecium* (Peleciini), *Lebia* y *Lebistina* (ambos Lebiini) han sido reportados como ectoparasitoides de otros artrópodos (miriápodos, otros coleópteros de las familias Chrysomelidae, Dytiscidae, Hydrophilidae y Gyrinidae).



**Figura 2. a)** Adulto de *Brachinus pallipes*, **b)** *Brachinus* expulsando sustancias repelentes desde las glándulas pigidiales (tomado de Gullan y Cranston, 2005).

**Defensas químicas:** la defensa química es una de las características típicas de los carábidos adultos. Cuando se encuentran en una situación de estrés, liberan líquidos repelentes desde las glándulas pigidiales a través de los orificios a cada lado del ano. En la mayoría de los casos esto asusta al adversario y el escarabajo puede escapar ileso. Algunos carábidos, como los del género *Brachinus* o “escarabajos bombarderos” tienen un método todavía más efectivo para defenderse: con un sonoro “crack” expulsan violentamente una nube de la sustancia ácida p-benzoquinona, que repele a cualquier atacante (Gullan y Cranston, 2005; Hangay y Zborowski, 2010; Figura 2b). El mismo Charles Darwin padeció en persona el bombardeo de un escarabajo sospechoso de ser carábido (Cuadro 1).

**Cuadro 1.** “Mejor escarabajo en mano...”



*“Un día, mientras arrancaba cortezas viejas de árboles, vi dos raros escarabajos y agarré uno en cada mano; entonces vi a un tercero de otra clase, que no me podía permitir perder, así que metí en la boca el que sostenía en la mano derecha. Pero ¡ay!, expulsó un fluido intensamente ácido que me quemó la lengua, por lo que me vi forzado a escupirlo, perdiendo este escarabajo y también el tercero.”*

(“Autobiografía” de Charles Darwin)

**Alimentación:** los carábidos son mayoritariamente predadores polifagos que consumen material animal (zooófagos), ya sea presas vivas o carroña, y vegetal (Lövei y Sunderland, 1996). Marcos Sastre (1952) expresaba: “*Los coleópteros del género cárabo nos hacen grandes servicios devorando babosas y muchos insectos y orugas que atacan las plantas.*” A nivel local este papel lo desempeñan especies del género *Scarites* (Tulli *et al.*, 2009).

No obstante, ciertas subfamilias o tribus, como Harpalinae, Zabrinini y Amarini, parecen tener una dieta parcial o totalmente fitófaga, con base en semillas de plantas herbáceas (Brandmayr *et al.*, 2005). De hecho, la granivoría verdadera, en la que las semillas son el alimento principal, ha evolucionado sobre todo en dos tribus de Carabidae: Harpalini y Zabrinini (Roig-Juñent, 1998; Kotze *et al.*, 2011), estando la primera muy bien representada en los muestreos del presente estudio.

La estrategia que los carábidos adultos emplean para encontrar y capturar su alimento permiten distinguir tres tipos de “formas biológicas” básicas: los *predadores olfativo táctiles*, los *predadores visuales* y los *fitófagos*, *seminívoros* o *espermófagos* (Brandmayr *et al.*, 2005).

Los predadores olfativo táctiles presentan ojos compuestos de desarrollo medio o escaso, tienen actividad locomotora generalmente nocturna y el encuentro de la presa es por estímulos olfativos. Ej. género *Scarites* (Figura 3).



**Figura 3.** Adulto del género *Scarites*, predador olfativo táctil (foto de Daniela Zaffignani).

Los predadores visuales presentan ojos compuestos más o menos dilatados, tienen gran agudeza visual debido al aumento en el número de omatidios y la exploración del ambiente e individualización de la presa están basadas en estímulos ópticos. Suelen tener actividad locomotora diurna y una tendencia a colonizar hábitats con poca o escasa vegetación herbácea. Ej. género *Cicindela* (Figura 4)



**Figura 4.** Adulto de *Cicindela apiata*, predador visual, abundante en las riberas arenosas de la Laguna Nahuel Rucá (foto de Darío P. Porrini).

Los fitófagos, seminívoros (o espermófagos) presentan mandíbulas ensanchadas y aplastadas, nunca alargadas en punta, cabeza ancha y robusta, actividad locomotora diurna o nocturna, comportamiento predador todavía regularmente presente (zooespermófagos u omnívoros) o ausente (espermófagos exclusivos). Ej. géneros *Notiobia*, *Bradycellus*, *Selenophorus* y *Polpochila* (Figura 5).



**Figura 5.** Adulto de *Polpochila nigra*, seminívoro abundante en los pastizales aledaños a la Laguna Nahuel Rucá (foto de Gastón Zubarán).

Los carábidos son predadores voraces que consumen casi su propia masa corporal en alimento diariamente. El alimento es usado para producir reservas grasas, en especial antes de la reproducción y la hibernación. La alimentación durante la etapa larval determina el tamaño del adulto, que a su vez es el principal determinante de su potencial fecundidad (Lövei y Sunderland, 1996).

**Dispersión:** los medios de locomoción y la velocidad de desplazamiento son aspectos importantes a considerar en el estudio de la ecología de los carábidos. Thiele (1977) menciona que la capacidad de desplazamiento de los adultos puede variar desde un promedio de 3 metros hasta un máximo de 77 metros en 24 horas, dependiendo de la especie y de la estructura del hábitat.

La capacidad de vuelo también es característica de muchas especies de carábidos, aunque hay especies que han perdido sus alas en el transcurso de la evolución (Thiele, 1977), y se han vuelto dimórficas o ápteras. Por eso, en función de la morfología alar, los carábidos pueden clasificarse en:

*Macrópteros:* especies con el segundo par de alas de longitud superior a la de los élitros (Brandmayr *et al.*, 2005). Esto no implica necesariamente que tengan capacidad de vuelo activo todos o parte de los individuos de una determinada especie (Desender, 2000; Venn, 2007).

*Pteridimórficos:* especies que pueden presentar el morfo macróptero o micróptero (segundo par de alas reducidas o rudimentarias) según factores históricos o ecológicos (Brandmayr *et al.*, 2005). En el área de estudio, las especies *Pelmatellus* sp. N° 1, *Pelmatellus* sp. N° 2, *Bradycellus viduus*, *Paranortes cordicollis* y *Carbonellia platensis* se incluyen en esta categoría.

*Micrópteros*: con esbozos alares rudimentarios, siempre mucho más cortos que la mitad de la longitud del abdomen. En el área de estudio, no se registraron especies que entren en esta categoría.

*Ápteros* (o micrópteros): especies en las cuales el rudimento alar casi ha desaparecido o está del todo ausente (Brandmayr *et al.*, 2005). En el área de estudio, sólo una especie, *Rhytidognathus* sp., fue clasificada en esta categoría.

### **Carábidos como bioindicadores**

Frecuentemente los carábidos son citados en muchos estudios como indicadores de impacto ambiental, pero de acuerdo con el sentido estricto del término, deberían ser tratados como “organismos de estudio”. Un indicador es un taxón o estructura cuyas características (por ej. presencia o ausencia, densidad poblacional, dispersión, éxito reproductivo) son utilizadas como un índice de atributos demasiado difíciles, inconvenientes o caros como para medir otras especies o condiciones ambientales de interés. Por ejemplo, especies distintas reflejan los tipos de hábitat según sus asociaciones con condiciones bióticas y abióticas particulares, y es común asumir que este reflejo no es único de las especies estudiadas. Los indicadores deberían poder permitir elaborar conclusiones acerca de condiciones particulares o de la biodiversidad que no podrían realizarse sin el uso de indicadores o por el uso de otras herramientas más económicas o fáciles de usar. Por otro lado, un organismo de estudio es una especie o grupo de especies que es usada para examinar una pregunta (o hipótesis) de estudio particular dentro de una investigación. Por ejemplo, se pueden responder preguntas del estilo “¿La aplicación de fungicidas afecta a la fauna del suelo?”, que es estudiada usando a los carábidos como modelo de respuesta biológica, en la que no indican otra cosa más que el comportamiento de ellos mismos (Koivula, 2011).

Si bien aún son necesarios más estudios para corroborar que los carábidos son buenos bioindicadores (Koivula, 2011), cumplen con un gran número de los requisitos para ser buenos organismos de estudio y potenciales bioindicadores (Rainio y Niemelä, 2003): 1) se necesita un buen conocimiento de la taxonomía y ecología de los carábidos, que si bien está ampliamente logrado para las regiones templadas del hemisferio norte (Melic, 1997; Venn *et al.*, 2003; Koivula, 2011), en nuestro país el conocimiento de la taxonomía del grupo puede considerarse buena (Roig-Juñent, 1998); 2) tienen una amplia distribución geográfica y habitan gran diversidad de hábitats; 3) son sensibles a factores ambientales como la temperatura, la humedad, el tamaño del parche del hábitat (aunque algunas especies pueden presentar más sensibilidad que otras a esos factores), por lo cual pueden proveer una alerta temprana de cambios en el ambiente; 4) los métodos de muestreo son económicos y fáciles de utilizar, siendo el método más comunmente usado el de las trampas de caída o *pitfall*; 5) tienen importancia económica por ser predadores significativos de plagas agrícolas; 6) dado que hay especies que presentan fuerte estacionalidad y variaciones poblacionales año a año es recomendable realizar muestreos que cubran toda la temporada de actividad.

## Área de estudio: el talar de Laguna Nahuel Rucá

### LA LEYENDA DEL TALA

*“La leyenda del Tala se remonta a la primera época en que los conquistadores invadieron el suelo de la hoy provincia de Entre Ríos.*

*Cuéntase que en breve combate sostenido cerca de Diamante, por expedicionarios españoles y guerreros guaraníes, fue dado observar a un grupo de aborígenes-mujeres, jóvenes y niños- que huían despavoridos hacia la selva en busca de protección y resguardo seguro.*

*Guerreros españoles, que vieron hacia donde huían las indefensas mujeres, se lanzaron tras ellas dando alaridos de triunfo, pero también los vieron tres robustos nativos, tres guerreros de talla gigantesca, que al punto decidieron frustrar el propósito de los perseguidores, conteniéndolos, antes de que coparan a las mujeres y niños que de seguro serían muertos por los invasores.*

*Estos tres gigantes que merecen estar en el bronce, se apostaron en medio del camino los brazos abiertos y los puños unidos por hebra de vegetales, era una barrera impávida y resuelta, tres montañas de bronce, tres guerreros duros como el quebracho, listos a soportar mudos e intrépidos el embate feroz enemigo, los gestos duros de sus rostros fieros que exclamaron:*

*¡No pasarán!... ¡no pasarán!...  
¡Jamás podrán alcanzar a  
nuestras mujeres y a nuestros  
hijos!*

*La conmovedora, como  
estupenda escena del heroísmo  
duró pocos minutos, los  
certeros disparos de los  
arcabuces, hirieron en cien  
partes aquel muro de carne y  
hueso, los tres indios agónicos  
se unieron mantenidos en pie y formaron una masa, un solo tronco pétreo clavado en aquel  
sitio de leyenda, mostrando en lugar de cada herida la pulgada negruzca del espino...*



*Y de esta manera, coraje y sangre guaraní, ese día dieron nacimiento a otra especie legendaria y fue el árbol simbólico, fue el tala, un blasón de bravura y sacrificio que perdura a lo largo de los tiempos como fruto dilecto del sol indio, representando el coraje, el temple y el heroísmo de una raza.*

*El tala símbolo del amor y coraje de su pueblo que es un símbolo de América: el guaraní.”*

AUTOR: Ricardo Visconti Vallejos

## El talar

Los talares han llamado la atención de viajeros y exploradores desde la época colonial por ser la única vegetación arbórea natural de la llanura pampeana (Vervoorst, 1967) (Figura 6). Es posible vislumbrar cómo eran las llanuras del sudeste bonaerense a mediados de siglo XVIII gracias a las obras de los exploradores y naturalistas como los misioneros jesuitas Tomás Falkner y José Francisco Sánchez Labrador. A partir de sus escritos, que resume Freije (1964), se puede reconstruir el paisaje sobre la costa desde “el rincón del Tuyú” hacia el sur siguiendo la línea del océano:

*“... el terreno estaba plagado de cangrejales y pantanos, y sus islotes de tierra vegetal llenos de montes naturales de talas y otros árboles silvestres, que por su espesura y extensión los tornaban en muchos sitios casi inaccesibles, albergando en sus espesuras gran cantidad de jaguares, pumas, cerdos silvestres y perros cimarrones. En el centro, la parte despejada de la llanura que constituía el ochenta por ciento de su extensión, concentraba lógicamente la mayor parte de la hacienda, disminuyendo en ella la proporción de fieras por falta de refugio y escondites adecuados. Debido a esa circunstancia y a la facilidad que ella comportaba, fueron los parajes que primeramente aquí se poblaron.”*



**Figura 6.** Talar de Laguna Nahuel Rucá, partido de Mar Chiquita, Buenos Aires.

En Buenos Aires, los talares se distribuyen a lo largo de la costa este de la provincia, desde el extremo norte hasta la altura de la ciudad de Mar del Plata (Haene, 2006) (Figura 7), aunque en los últimos 50 años estos bosques se han expandido notablemente, y se han reportado poblaciones hasta los partidos de Lobería y Necochea (Deschamps *et al.*, 2003). La expansión es posible debido a que las aves diseminan las semillas de tala

que luego crecen en albardones, bordes de alambrada y en parches de plantaciones implantadas. Así, es frecuente encontrar talas dentro de eucaliptales, pinares y tamariscales, como se ha registrado en Coronel Vidal, Dolores y Laguna de Los Padres (Chimento *et al.*, 2012).



**Figura 7.** La franja gris muestra la distribución de los talares en la costa este de la provincia de Buenos Aires.

El talar es una comunidad extrazonal arbórea, en la que la especie dominante es *Celtis ehrenbergiana* (Klotzsch) Liebm (= *C. tala* Gillies ex Planch.). Los talares responden a características fundamentalmente edáficas (Cabrera, 1971), dado que su crecimiento se ve favorecido en suelos con buen drenaje, sueltos y permeables, como por ejemplo los antiguos depósitos de conchilla y, en el extremo sur de su distribución, sobre las dunas maduras y vegetadas (Vervoorst, 1967; Torres Robles y Tur, 2005; Haene, 2006).

Sobre este particular escribe Vervoorst (1967):

*“(El talar) llama la atención dentro del cuadro general de la vegetación de la pampa, donde no se espera hallar bosques en medio de la pradera. Aparece solamente en la parte oriental de la depresión, más o menos paralelamente a la costa del río de La Plata y del Atlántico [...] hacia el sur, hasta la laguna Mar Chiquita, donde, próximo a la Ea. Nahuel Rucá, se encuentra un pequeño bosquecillo de tala. [...] Fuera del área de los talares propiamente dichos, en muchos partidos de la depresión (General Belgrano, General Guido, Ayacucho, o sea al W de la Ruta 2), se encuentran ejemplares aislados de tala, casi siempre a lo largo de*

*alambrados. Se trata de estaciones secundarias. En mi opinión, esto se debe a que los pájaros comen los frutos carnosos del tala, y sus semillas caen, junto con las deyecciones, en los lugares donde se posan. Las semillas germinan y prosperan cuando caen en lugares donde los animales no pastan, ni el terreno se ara, como sucede junto a los alambrados.”*

La distribución de los talaes está condicionada por el factor suelo, los terrenos deben ser altos y con un adecuado suministro de agua, proveniente de terrenos circundantes más bajos donde se acumula el agua de lluvia. En esos suelos, se favorece el crecimiento de plántulas de tala y otras especies arbóreas o arbustivas porque se elimina la competencia de gramíneas, cuyas raíces superficiales y densas no pueden desarrollarse bien en los suelos flojos del talar, donde la humedad de los horizontes superiores es menor. Los talaes cuentan con una raíz principal vertical y raíces laterales prolongadas que ocupan gran volumen del suelo y le permiten al árbol absorber el agua que se infiltra más profundamente. La altura de los talaes adultos varía entre 4 y 10 m, su diámetro entre 20 y 60 m; *“los troncos son retorcidos, y con ramificaciones bajas, que hacen difícil transitar erguido por estos bosques, aún en los más ralos. Sólo en algunos ejemplares muy viejos, las ramas bajas han desaparecido por completo”* (Vervoorst, 1967).

Los talaes ofrecen refugio y hábitat particulares para la fauna silvestre. Farina (2006) registró 32 especies de insectos, entre coleópteros, lepidópteros, himenópteros y hemípteros, que viven estrechamente relacionadas con ese ambiente, y demostró que estos bosques actúan a modo de corredor biológico a través del cual se dispersan elementos tropicales hacia el punto más austral de su distribución. En referencia a los coleópteros, en particular a la familia Carabidae, su fauna también ha sido relevada en las asociaciones de tala de Laguna de Los Padres (Cicchino, 2006a) y en el talar de Mar Chiquita (Cicchino, 2005, 2006b).

El talar austral en mejor estado de conservación se encuentra en el partido de Mar Chiquita (Torres Robles y Tur, 2005; Haene, 2006; Moschione, 2006), sudeste de la provincia de Buenos Aires (37° 37' S, 57° 25' W), a orillas de la Laguna Nahuel Rucá (Figura 6). Este talar está localizado en una propiedad privada, la Ea. Nahuel Rucá, que forma parte del Refugio de Vida Silvestre Provincial, zona buffer de la Reserva Provincial y de Biósfera “Parque Atlántico Mar Chiquito” (Maceira *et al.*, 2005), y es el talar en el que se desarrolló este trabajo de tesis.

Este sitio pertenece a la zona templada con influencia oceánica. La temperatura media anual oscila entre 12,9 °C y 15 °C; la humedad relativa media anual es de 80% y el rango de precipitación media anual varía entre 578 mm y 1200 mm (Reta *et al.*, 2001). Forma parte de la región fitogeográfica del Espinal periestépico (Cabrera y Willink, 1980), que es una faja de vegetación con elementos arbóreos xerófilos que rodean en casi su totalidad a la estepa pampeana (Lewis y Collantes, 1973).

### **Actividades agropecuarias en el partido de Mar Chiquita**

En sus orígenes, la actividad en los campos del partido de Mar Chiquita se caracterizó casi exclusivamente por la cría de la hacienda vacuna y lanar. La actividad agrícola, como la siembra de trigo, lino, centeno y otros cereales no prosperaba debido a lo costoso y difícil que resultaban las siembras y cosechas para la época. Es a partir de 1930, en medio de la crisis económica internacional, que se instala la agricultura en el

partido, llegando a ocupar el 20% de su extensión. Hacia fines de la década del '40, se hizo visible la afluencia de trabajadores en la nueva actividad, el tránsito de maquinarias y camiones y el embarque ininterrumpido de cosechas (Freije, 1964).

Entre 1998 y 2004, la agricultura avanzó principalmente sobre las áreas de pastizales de pastos cortos y pasturas implantadas y se concentró en la zona del Refugio de Vida Silvestre. Actualmente, el 33,6% de las tierras del partido de Mar Chiquita se clasifican como tierras aptas para todo tipo de cultivos; de éstas sólo el 6,3% son aptas para todo tipo de cultivos con ligeras limitaciones, concentrándose principalmente sobre la Ruta Provincial N° 11 y en los bordes que rodean las lagunas más importantes. Es predecible que este tipo de suelos, si bien minoritarios en superficie total del área de estudio, serían los de mayor probabilidad de ocupación, además son los que mayor transformación sufrieron. El avance de la frontera agrícola sobre estos suelos ocurriría principalmente sobre el límite del área de Reserva de Biósfera y podría entonces afectar algunos de los relictos de talares que se encuentran en esta zona o bordeando algunas de las lagunas aledañas (Maceira *et al.*, 2005).

La ganadería también ejerce un impacto sobre los talares (Figura 8). El ganado suele refugiarse en ellos en busca de reparo, contra el frío en invierno, o de sombra, en verano. A su vez, con el abono nitrifica el suelo, favoreciendo la aparición de especies vegetales nitrófilas que no pertenecen a las comunidades locales, y el ramoneo destruye los renuevos. Históricamente, el mayor impacto que han sufrido los talares ha sido el corte de árboles para la fabricación de leña, postes y carbón; motivo por el cual se ha reducido gran superficie de estos bosques en la provincia (Vervoorst, 1967).

Si bien la ganadería impacta sobre los bosques, Arturi (1997) no observó diferencias en la densidad y tamaño de los renovales entre sitios pastoreados y no pastoreados. Por lo cual, el pastoreo no es un factor explicativo de la baja regeneración del tala dentro del bosque y del pastizal, si no que esto se debe a otros factores como las interacciones biológicas entre la vegetación.



**Figura 8.** Ganado vacuno en el talar.

## **Estancia Nahuel Rucá**

Nahuel Rucá, en la lengua mapuche, significa “Casa del Tigre”. La localidad de Nahuel Rucá era una estación ferroviaria con un pequeño núcleo poblacional y sin forma regular en su trazado, dado que se hallaba ubicada en campos de estancia (Freije, 1964). Contrario al futuro próspero que Freije (1964) pronosticaba con entusiasmo, el pueblo no ha crecido con el paso de los años.

La Ea. Nahuel Rucá (37° 37' S, 57° 25' W) fue adquirida por la familia Urrutia a fines de la década de 1940. El actual talar centenario de Nahuel Rucá en ese entonces estaba integrado por unos pocos talas aislados, que Vervoorst (1967) describió como “un pequeño bosquecillo de talas”, y en los terrenos abiertos se sembraban cereales y papa. Los talas estaban rodeados por dos montes implantados de pinos y eucaliptos: uno de aproximadamente 12 x 50 hileras (a la altura de la entrada del km 469 de la R.P. N°11) y otro unos 500 m. hacia el norte, conformado por 108 eucaliptos. Un fuerte temporal ocurrido en 1991, derribó casi todos estos árboles, dejando en pie a los talas, los pinos y sólo ocho eucaliptos en el monte norte. Al retirar los árboles caídos también se talaron 383 talas para su comercialización. Fue a partir de los años 2002 y 2003 que se restringió la entrada de gente ajena a la estancia y la actividad de tala y pesca se detuvo definitivamente, lo que favoreció la rápida regeneración y expansión del bosque. Así, el talar avanzó sobre la superficie que antiguamente ocuparon los eucaliptos, y los terrenos abiertos quedaron reducidos a los potreros de pastoreo y a las áreas de cultivo actuales (Urrutia, com. pers.).

El sitio en el que se desarrolló este trabajo de tesis está ubicado en el margen nordeste de un talar centenario de aproximadamente 15 ha de extensión, que linda con un cultivo forrajero cíclico de 4 ha y está rodeado por potreros de pastoreo estacional. El predio es un típico establecimiento agrícola ganadero, en el que se siembran cultivos forrajeros como sorgo, maíz y avena de rotación cíclica. El ganado vacuno consiste en aproximadamente 30 cabezas de ganado que se rota periódicamente para el pastoreo. Desde el año 2007 se puso en funcionamiento un emprendimiento de turismo rural y educativo cuya actividad se incrementa año a año ([www.estancianahuelruca.com.ar](http://www.estancianahuelruca.com.ar)). Las actividades dentro del sitio son propias del quehacer cotidiano y vinculadas al emprendimiento ecoturístico (cortes de césped, organización de eventos, visita de grupos turísticos o de estudio). El casco de estancia está rodeado de un parque forestado con árboles autóctonos y locales (*Celtis ehrenbergiana*, *Salix humboldtiana*, *Butia yatay*, *Manihot grahamii*) y exóticos (*Ligustrum lucidum*, *Ligustrum sinensis*, *Ilex aquifolium*, *Cupressus sp.*, *Eucalyptus sp.*, *Wisteria sinensis*, *Populus nigra*, *Salix sp.*, *Eriobotrya japonica* y *Prunus domestica*, entre otras).

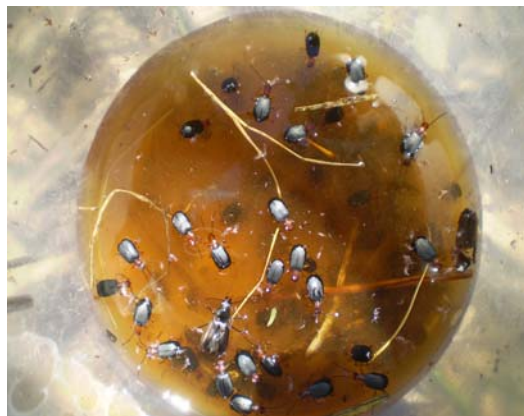
## METODOLOGÍA



### Métodos de captura de los carábidos

Muchos aspectos de la vida de los carábidos no son tan fáciles de estudiar, por lo cual se han desarrollado distintas estrategias para el monitoreo de estos organismos. Pero el más comúnmente utilizado en el campo es el de las trampas de caída o trampas *pitfall* (Lövei y Sunderland, 1996).

Una trampa *pitfall* es un recipiente enterrado en el suelo de modo que la abertura quede al nivel de la superficie del suelo (Figura 9). Los artrópodos que se desplazan por la superficie del suelo caen dentro de la trampa y no pueden escapar. La trampa *pitfall* es un dispositivo de captura pasivo; la captura es el resultado de la actividad del organismo que se quiera estudiar. La cantidad y composición de las capturas variará de acuerdo con el tamaño, forma y material de la trampa, su distribución en el espacio y tiempo así como el líquido preservante utilizado y todos los factores que influyan sobre la actividad y el comportamiento de los organismos (Lövei y Sunderland, 1996).



**Figura 9.** Trampas *pitfall*, metodología utilizada en el campo para la a de los carábidos.

A pesar de las limitaciones ampliamente discutidas de este método de captura para reflejar la composición natural de la comunidad (Topping y Sunderland, 1992; Spence y Niemelä, 1994; Adis, 2002; Gerlach *et al.*, 2009) las trampas *pitfall* son un método eficiente, económico y simple de utilizar. La información provista por el uso de este método representa la intensidad de la actividad locomotora de los artrópodos recolectados y nos permite un respetable acercamiento a variables tales como la “densidad-actividad” (Baars, 1979; Spence y Niemelä, 1994; Adis, 2002; Brandmayr *et al.*, 2005) y la estructura de dominancia o “actividad-dominancia” en términos de Adis (2002). En este trabajo se utilizará el término “densidad actividad” de acuerdo a la definición de Brandmayr *et al.* (2005), que consiste en el cálculo para cada especie del número de individuos activos recolectados por trampa en un periodo tiempo. El total de capturas en *pitfalls* ha demostrado ser un buen predictor de la importancia cuantitativa de las especies, sobre todo para aquellas de tamaños medianos a grandes (Loreau, 1992). Este método es la única alternativa sencilla y eficiente en relevamientos en los cuales el objetivo circunscribe a la idea de realizar un inventario cualitativo y comparación de ensambles, siempre que se interpreten los resultados desde la idiosincrasia biológica de cada especie (Spence y Niemela, 1994).

En este trabajo las trampas consistieron en envases plásticos de 11 cm de diámetro y 12 cm de profundidad, con una capacidad de 850 ml, y fueron enterradas con su boca 1-2 cm por debajo de la superficie del suelo. Las mismas contenían aproximadamente 400 ml de una solución compuesta por 200 g de sulfito de sodio, 200 ml de formol y 25 ml de detergente doméstico disueltas en 10 l de agua. Las trampas fueron cubiertas parcialmente con elementos endógenos del sistema para disminuir la desecación por insolación, la caída de agua de lluvia o de hojarasca en su interior.

Con el fin de realizar un inventario de especies lo más completo posible, se utilizaron otros métodos de complementarios como trampas de luz y capturas manuales. En el área de estudio se utilizó una trampa de luz, consistente en una lámpara mezcladora de 160 W, alimentada por un equipo electrógeno. La luz reflejada sobre sábanas claras permaneció encendida desde el atardecer (18-19 hs) hasta la medianoche. Los especímenes atraídos por el reflejo de la luz fueron recolectados manualmente y luego conservados en una solución de alcohol 70%. A su vez, se realizaron recorridos nocturnos en busca de carábidos que se desplazaran activamente sobre la superficie o que se encontraran refugiados debajo de troncos o rocas. Por otra parte, dado que las condiciones climáticas, y por lo tanto las condiciones de inducción al vuelo, pueden ser muy variables al momento de operar la trampa de luz, se procedió a establecer una trampa de luz permanente en la vivienda presente en el sitio. Esta trampa consistió de un embudo adherido a un recipiente plástico, que se colocó por debajo de una lámpara con fotocélula que era encendida diariamente. El recipiente contenía una solución conservante de salmuera y vinagre, para conservar los insectos atraídos por la luz. El contenido de este recipiente fue recambiado una vez al mes. La información provista por estos métodos contribuye a enriquecer el inventario de especies (no se realizaron análisis con estos datos), además de poder identificar los especímenes con capacidad de vuelo y la época del año en que manifiestan esta actividad. El detalle de los días y horario en que las trampas estuvieron funcionando se aclaran en el capítulo II.



**Figura 10.** Método de captura mediante trampa de luz (izquierda). Coleópteros atraídos hacia las sábanas de la trampa de luz (derecha).

Los carábidos fueron seleccionados y preservados en una solución 70/30 v/v de alcohol etílico 96° y ácido acético 5%. Los especímenes fueron identificados hasta nivel de especie y sexados por el Dr. Armando C. Cicchino, utilizando claves inéditas para la región así como bibliografía y colecciones de referencia de la provincia de Buenos Aires. Un *voucher* con los ejemplares de las especies estudiadas fueron depositados en la colección entomológica M.M.P.E. del Museo Municipal de Ciencias Naturales Lorenzo Scaglia, Mar del Plata, Argentina.



## Capítulo II

**Diversidad de Carabidae en un sector antropizado del talar:**  
**Inventario de especies, alfa diversidad, estructura de dominancia y grupos funcionales.**





## Introducción

La diversidad es una propiedad intrínseca de los sistemas vivientes, ya que dentro de cada especie hay diferencias entre sus individuos, que pueden ser causadas por el ambiente o por variaciones genéticas entre los individuos. El término biodiversidad puede referirse a tres niveles: genético (intraespecífico), de especies (número de especies) y ecológico (de comunidades) (Halffter *et al.*, 2001). Además de estos niveles, también es posible distinguir los aspectos de composición, estructura y función de los sistemas biológicos. La composición se refiere a la identidad y variedad de genes, poblaciones, especies, comunidades o paisajes. La estructura es la manera en que están organizados esos componentes y la función se refiere a los procesos ecológicos y evolutivos que ocurren entre ellos, como flujo génico, interacciones interespecíficas y flujo de nutrientes (Noss, 1990).

En este capítulo, se hace referencia al nivel de comunidad, este nivel comprende las poblaciones de algunas o todas las especies coexistiendo en un sitio. Los parámetros de la diversidad en este nivel incluyen, por ejemplo, la riqueza de especies, estructura de dominancia y las proporciones de gremios tróficos (Noss, 1990).

Aún se sabe poco acerca de la riqueza y variedad de las especies vivientes, lo que resalta la necesidad de conocer lo más posible la diversidad biológica para asegurar su manejo apropiado, conservación y sustentabilidad a largo plazo. La manera más directa de conocer la diversidad biológica que hay en un lugar es inventariarla. Un inventario implica la catalogación de los elementos existentes en un tiempo dado, en un área geográficamente delimitada (Halffter *et al.*, 2001). Los inventarios incluyen el muestreo, la catalogación, cuantificación y cartografiado de las entidades, en este caso las especies; además de sintetizar la información resultante para su análisis. Registrar y seguir los cambios en el tiempo constituye lo que se conoce como monitoreo. El monitoreo de la biodiversidad es la base para predecir el comportamiento de algunas variables clave para mejorar y aumentar las opciones de manejo, así como para prever cambios en la riqueza de los sistemas (Stork *et al.*, 1996). Permite comprender los cambios en la estructura del paisaje, y puede ser de gran utilidad para medir y monitorear los efectos de las actividades humanas (Moreno, 2001) en diferentes contextos climáticos. La estimación de la riqueza de especies a nivel global ha despertado mucho interés, no obstante es necesario un avance en el conocimiento de la estructura y variación de la biodiversidad a niveles locales de escala para lograr un mayor progreso en esta materia.

A pesar de la importancia de los talarés como reservorios de biodiversidad, las actividades humanas como la agricultura, el sobrepastoreo, la urbanización, el uso de herbicidas y pesticidas y la introducción de especies exóticas conforman factores de disturbio de los bosques y sus comunidades asociadas (Torres Robles y Tur, 2006). A su vez, es frecuente que los estudios de biodiversidad se enfoquen principalmente en los sistemas naturales o seminaturales, sin considerar los sistemas agrícolas o humanos, como los campos cultivados, los asentamientos urbanos y sus infraestructuras asociadas, ya que se presuponen pobres en diversidad (Moonen y Bàrberi, 2008). Por estos motivos, y dado que se cuenta con información previa de la composición de especies de carábidos en el talar (Cicchino, 2005; Cicchino 2006b) nuestro objetivo fue realizar un monitoreo de la diversidad de carábidos a escala local, en un área peridomiliar del talar de Laguna Nahuel Rucá. Particularmente, nos propusimos realizar un inventario de las especies y comparar la variación estacional de la diversidad alfa acumulada, la estructura del ensamble y los grupos funcionales. Asimismo, registramos el peso vivo

de algunas de las especies más comunes del talar, con la finalidad de acumular datos para, en un futuro, ser aplicados en el índice de Biomasa Media Individual (o MIB – Mean Individual Biomass), que permitiría relacionar la biomasa de los carábidos a un estadio sucesional sin considerar la identidad de las especies.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

El estudio se focalizó en el talar de Laguna Nahuel Rucá (37° 37' S, 57° 25' W) (ver Capítulo I, sección Área de estudio), más específicamente dentro de un radio de 100 m circundante a un casco de estancia de uso esporádico (ver Figs. 11).



**Figura 11.** Sitio de estudio: Talar centenario de Laguna Nahuel Rucá (izquierda) que rodea al parque del casco de estancia (derecha).

### Recolección del material entomológico

Con el fin de capturar la máxima diversidad, establecimos tres transectas de muestreo sobre bordes de alambrada, dado que los bordes capturan las especies en tránsito entre dos hábitats adyacentes, albergan poblaciones viables de carábidos que tienen el potencial de regenerar los sitios disturbados con los que limitan (Magura y Tóthmérész, 1997; Magura *et al.*, 2001) y conforman los corredores verdes a través del cual se dispersan numerosas especies (Beier y Noss, 1998). A su vez, con esta disposición procuramos disminuir los disturbios que pudieran ocasionar pérdidas de las trampas y del material entomológico, como ocurre con los cortes periódicos de césped. Cada transecta consistió en 15 trampas de caída o *pitfall* de captura continua (ver Capítulo I, sección Métodos de a de los carábidos), separadas a una distancia de 5 m entre sí, cuyo contenido fue ado y reemplazado quincenalmente. La distancia entre las transectas fue de al menos 40 mts.

El período estudiado abarcó desde el 21 de marzo de 2008 al 22 de marzo de 2009. Este período se caracterizó por un marcado patrón de déficit de precipitaciones en gran parte de la región húmeda y semihúmeda de la Argentina, fenómeno asociado a la presencia de una fase fría o Niña del evento El Niño-Oscilación del Sur (ENOS). En el transcurso del año de muestreo establecido, en la localidad de Mar del Plata, los valores mínimos

de precipitaciones se encontraron entre los más bajos registrados en el período 1961-2008 (S.M.N., 2008; S.M.N., 2009).

Por otra parte, también se utilizaron métodos complementarios como capturas vista, para la a de especímenes a los que luego se les midió el peso vivo, y trampas de luz (Capítulo I, sección Métodos de a de los carábidos). Los días en que la trampa de luz portátil estuvo en funcionamiento fueron:

- 14/07/2013: de 18 a 00 hs.
- 09/09/2013: de 19 a 00.40 hs.
- 08/10/2013: de 18 a 22.15 hs.
- 08/11/2013: de 19.30 a 00.30 hs.
- 03/12/2013: 20.40 a 00.00 hs.

La trampa de luz fija en la casa del propietario estuvo en funcionamiento desde el 08/10 al 07/11 de 2013 diariamente. Las capturas vista se realizaron los mismos días en que se montó la trampa de luz portátil. El recorrido fue realizado por tres personas durante un período aproximado de tres horas cada día.

Las capturas vista para el registro de la biomasa se realizaron durante una visita al campo (el día 29 de abril de 2013). Se buscaron especímenes recorriendo distintos puntos del talar, sobre todo debajo de troncos caídos, rocas, ladrillos y hojarasca cercana a troncos caídos.

## **Análisis de los datos**

**a) Inventario de las especies.** La riqueza específica de carábidos, en función del esfuerzo de muestreo realizado en el transcurso de un año calendario mediante trampas *pitfall*, fue calculada a partir de la función de riqueza esperada (Mau Tau). Se utilizaron seis estimadores no paramétricos de la riqueza específica (Colwell y Coddington, 1994), cuatro basados en la incidencia (ICE, Jack1, Jack2 y Chao2) y dos basados en la abundancia (ACE y Chao1). Estos estimadores se basan en conjuntos de datos de presencia/ausencia de las especies (incidencia) o de abundancias, difieren entre sí por la manera en que consideran a las especies raras (Tabla 1) y han demostrado un buen desempeño en la evaluación de la riqueza específica en otros trabajos, dada la estabilidad general en las formas de las curvas de acumulación (Chazdon *et al.*, 1998; Basualdo, 2011; Gotelli y Colwell, 2011). Chao 1 y Chao2 son estimadores robustos de la riqueza específica mínima, asumen que no se espera encontrar ninguna especie adicional cuando todas las especies en la muestra están representadas por al menos dos individuos (o muestras); ACE e ICE se basan en la estimación de la cobertura del muestreo (o esfuerzo de muestreo); Jack1 depende sólo de los únicos (especies capturadas en una sola muestra), mientras que Jack2 depende de los únicos y los duplicados (especies capturadas en exactamente dos muestras). Idealmente, un estimador no debería ser sesgado (no sobrestima ni subestima la riqueza asintótica de especies), ser preciso (las muestras replicadas del mismo ensamble producen estimaciones similares) y eficiente (necesita un número relativamente pequeño de individuos o muestras) (Gotelli y Colwell, 2011). No obstante, la forma de las curvas de riqueza estimada manifiesta variaciones relacionadas con cada grupo de organismos en particular, por lo cual discutiremos estos comportamientos en función de los datos

analizados y de los criterios cuantitativos propuestos por Basualdo (2011), que se encuentran detalladamente explicados en el referido trabajo: tamaño de la submuestra requerido para estimar la riqueza observada total, invariabilidad del tamaño de dicha submuestra y ausencia de comportamiento errático en la forma de la curva (estabilidad). Los estimadores fueron calificados del 1 al 4 (1 a 2, para los de abundancia) de acuerdo con su comportamiento decreciente dentro de cada criterio de evaluación. El puntaje final de cada estimador fue obtenido a partir de la suma de dichos valores, para establecer un ranking de desempeño; de este modo, un puntaje bajo implica un buen desempeño y un puntaje alto, lo contrario. También calculamos el número de *singletones* (especies representadas por sólo un individuo) y *dobletones* (especies representadas por sólo dos individuos). La completitud del inventario fue medida como el porcentaje de especies observadas sobre el número total de las especies predichas por los estimadores. El programa EstimateS versión 8.2.0 (Colwell, 2011) fue utilizado para calcular la función Mau Tau y los estimadores no paramétricos, operando a partir de 200 iteraciones con aleatorización sin reemplazo.

**b) Diversidad alfa acumulada.** La diversidad alfa acumulada es la riqueza o la suma de las especies encontradas entre dos límites de tiempo (Halffter y Moreno, 2005). En este caso, establecimos que las unidades mínimas de tiempo se corresponden con cada estación del año y analizamos los datos de las tres transectas de trampas *pitfall* en conjunto. Las comparaciones entre los valores de diversidad alfa acumulada para las cuatro estaciones del año se realizaron mediante la construcción de curvas de rarefacción basadas en individuos (Colwell *et al.*, 2004). La significancia estadística ( $p < 0,05$ ) para la diferencia en la riqueza de especies entre las estaciones fue evaluada mediante la comparación de los límites de los intervalos de confianza del 95% en un punto con el mismo número de individuos en las curvas de rarefacción (Gotelli y Colwell, 2011). El análisis se realizó mediante el programa EcoSim versión 7.71 (Gotelli y Entsminger, 2006).

**c) Estructura del ensamble.** El análisis de la estructura de dominancia de los ensambles de Carabidae de cada estación, se realizó mediante gráficos de rango-abundancia (Magurran y Henderson, 2011). Para cada estación del año, en el eje  $y$  se graficó la abundancia relativa de cada especie transformada por el  $\log_{10}(p_i)$ , en el eje  $x$  se ubicaron las especies ordenadas de mayor a menor según su abundancia;  $p_i$  es la abundancia relativa de la especie  $i$  y  $S$  es el número total de especies registradas en el ensamble.

El programa R versión 2.13.2 (Bates *et al.*, 2008) se utilizó para calcular el índice de entropía de Shannon ( $H' = -\sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$ ) para cada estación y los intervalos de confianza del 95%. La entropía indica el grado de incertidumbre de la identidad de una especie seleccionada al azar dentro de una muestra. También se estimó el número efectivo de especies o “diversidad verdadera”, a partir de la transformación del índice de Shannon:  ${}^1D = \exp(H')$ . Los fundamentos matemáticos se encuentran detalladamente explicados en el trabajo de Jost (2006). Las unidades de medición de  $D$  equivalen a la diversidad que tendría un ensamble virtual integrado por  $i$  especies igualmente comunes ( $p_1=p_2=p_3\dots=p_S$ ). Esta unidad, a su vez, permite comparar la magnitud de la diferencia en la diversidad de dos o más ensambles, independientemente de la significancia estadística. Es decir, si el ensamble  $A$ , tiene una diversidad  $D_A$  mayor que la diversidad  $D_B$  del ensamble  $B$ , entonces el ensamble  $A$  tendrá  $D_A/D_B$  más diversidad que el ensamble  $B$  (Moreno *et al.*, 2011).

**d) Grupos funcionales.** Los grupos funcionales se definieron por las *preferencias de humedad* del hábitat y por la *dieta* de los adultos, con base en la bibliografía previa (Reichardt, 1977; Cicchino *et al.*, 2003; Cicchino, 2005, 2006b, 2007; Cicchino y Farina, 2005, 2007a, 2007b; Sorensen, 2006; Turienzo, 2006; Marasas *et al.*, 2010). Cada especie de carábido fue asignada a un grupo. Las preferencias de humedad en cada especie fueron clasificadas como 1) **hidrófila**: aquella especie que frecuenta hábitats muy húmedos, cercanos a cuerpos de agua, 2) **mesófila**: frecuente en hábitats con alta variación en la humedad edáfica, cercanos o alejados a cuerpos de agua y 3) **xerófila**: frecuente en hábitats muy abiertos y con niveles de humedad ambiental y edáfica bajos o muy bajos.

**Tabla 1.** Estimadores no paramétricos de la riqueza de especies.

Estimadores	Ecuaciones	Breve descripción
Chao 1	$S_1^* = S_{\text{obs}} + (a^2/2b)$	Se basa en la distribución de los individuos entre especies. Requiere datos de singletons y doubletons.
Chao 2	$S_2^* = S_{\text{obs}} + (L^2/2M)$	Se basa en la distribución de las especies entre muestras. Requiere datos de presencia-ausencia.
Jack 1	$S_3^* = S_{\text{obs}} + L \left( \frac{n-1}{n} \right)$	Se basa en el número de especies presentes en una muestra ( $L$ ).
Jack 2	$S_4^* = S_{\text{obs}} + \left[ \frac{L(2n-3)}{n} - \frac{M(n-2)^2}{n(n-1)} \right]$	Se basa en el número de especies que ocurren en una muestra ( $L$ ) y en el número de especies presentes en exactamente dos muestras ( $M$ ).
ACE	$S = S_{\text{com}} + S_{\text{rare}}/C_{\text{ace}} + a/C_{\text{ace}} \cdot Y_{\text{ace}}^2$	Se basa en la estimación de la cobertura de la muestra ( <i>sample coverage</i> ), que es la proporción de la riqueza del ensamble representada por las especies en una sola muestra de abundancia.
ICE	$S = S_{\text{freq}} + S_{\text{infr}}/C_{\text{ice}} + L/C_{\text{ice}} \cdot Y_{\text{ice}}^2$	Se basa en la estimación de la cobertura de la muestra ( <i>sample coverage</i> ), que es la proporción de la riqueza del ensamble representada por las especies en un set de muestras replicadas de incidencia.
	$S_{\text{obs}}$ = Número de especies observadas en una muestra.	
<b>Referencias</b>	$a$ = Número de especies observadas representadas sólo por un individuo en esa muestra (singletons).	
	$b$ = Número de especies observadas representadas exactamente por dos individuos en esa muestra (doubletons).	
	$L$ = Número de especies presentes en una sola muestra (únicas).	
	$M$ = Número de especies presentes en exactamente dos muestras.	
	$n$ = Número de muestras.	
	$S_{\text{com}}$ = Número de especies comunes (con más de 10 individuos)	
	$S_{\text{rare}}$ = Número de especies raras (con 10 o menos individuos).	
	$C_{\text{ace}}$ = $1 - a/\text{número total de individuos de las especies raras}$ .	
	$Y_{\text{ace}}^2$ = Coeficiente de variación estimado de $a$ para las especies raras.	
	$S_{\text{freq}}$ = Número de especies frecuentes (encontradas en más de 10 muestras).	
	$S_{\text{infr}}$ = Número de especies infrecuentes (encontradas en 10 o menos muestras).	
	$C_{\text{ice}}$ = $1 - L/\text{número total de individuos de las especies infrecuentes}$ .	
	$Y_{\text{ice}}^2$ = Coeficiente de variación estimado de $L$ para las especies infrecuentes.	

La clasificación según la dieta fue categorizada como 1) **zoófagos**, 2) **fitófagos** y 3) **omnívoros**. Como se mencionara en el Capítulo I, los carábidos generalmente son considerados como predadores polífagos, sin embargo la alimentación principal a partir de semillas, u otras partes de la planta, se ha desarrollado evolutivamente en dos tribus: Zabrinini y Harpalini (Kotze *et al.*, 2011); pero, a partir del análisis de la morfología de las piezas bucales (Brandmayr *et al.*, 2005) es probable que este hábito alimenticio también se haya desarrollado parcialmente en las Pterostichini del género *Metius* Curtis, que son básicamente predatoras en algunas de sus especies y seminívoras en otras pero unas y otras con fuertes tendencias al omnivorismo (Cicchino y Farina, 2010). Del mismo modo, entre las Harpalini, probablemente hay numerosas especies del género *Bradycellus* Erichson que son primariamente fitófagas en la primavera y a la vez adopten un comportamiento zoófago el resto del año (Brandmayr *et al.*, 2005; Cicchino y Farina, 2010). Por estos motivos, el criterio que seguimos en esta oportunidad fue incluir a todas las especies de la tribu Harpalini dentro del gremio de los fitófagos, salvo *Bradycellus* spp. Los géneros *Bradycellus* y *Metius* fueron clasificados como omnívoros, mientras que los restantes carábidos se clasificaron como zoófagos.

**e) Biomasa:** Los carábidos vivos fueron transportados al laboratorio y luego separados por especie. Posteriormente, fueron ubicados en recipientes plásticos con una hoja de papel como refugio y un algodón con agua hasta el momento de realizar el pesaje, que se realizó al día siguiente de la visita al campo. Se pesaron los ejemplares vivos por especie utilizando una balanza analítica Mettler Toledo de  $\pm 0,001$  g de precisión (Figura 12). Cuando se contaba con más de dos especímenes por especie, se colocaron todos los individuos sobre la balanza y luego se promedió el peso por individuo. Luego del pesaje los carábidos fueron liberados.



**Figura 12.** Pesaje de los carábidos vivos en la balanza analítica.

## RESULTADOS

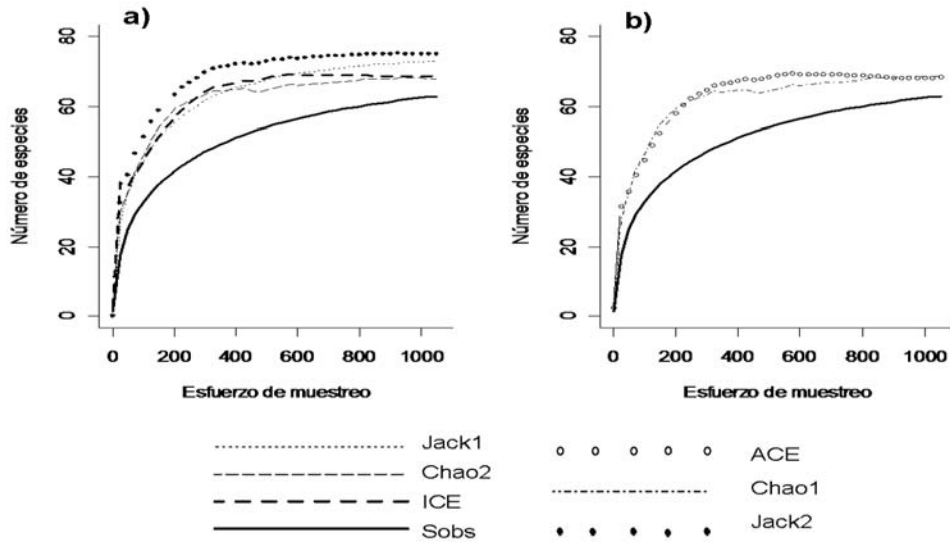
**a) Inventario de las especies.** En el transcurso del año de muestreo con trampas *pitfall* se registraron un total de 2588 individuos y 63 especies de carábidos, distribuidos en 34 géneros y 15 tribus (Tabla 5). El nivel de inventario alcanzado osciló entre el 84%-93% de acuerdo con los valores de riqueza de especies estimados (Figura 13 y

Tabla 2). Los estimadores ICE y Jack1 mostraron el mejor desempeño general entre los basados en la incidencia. Ambos presentaron muy buena estabilidad en la forma de la curva y en la invariabilidad del tamaño de la submuestra requerida para la estimación de la riqueza observada (Sobs), aunque Jack1 obtuvo el mayor valor en cuanto al tamaño de esta submuestra. El comportamiento de la curva generada por Jack2 fue similar al de ICE, y fue el que alcanzó el valor de riqueza observada con el menor tamaño muestral. En cambio, Chao2 mostró un desempeño pobre en relación a los demás. En cuanto a los estimadores basados en la abundancia, ambos alcanzaron el valor de riqueza observada con un tamaño de submuestra similar, pero ACE reveló un patrón más estable y constante en la forma de la curva.

Por otro lado, se registraron 10 singletons: *Brachinus immarginatus*, *Ega montevidiensis*, *Lebia securigera*, *Loxandrus aoudouini*, *Bembidion (Notaphus) fischeri*, *Oodinus* sp. N° 2, *Paratachys laevigatus*, *Selenophorus anceps*, *Semiclivina platensis* y *Selenophorus (Celiamorphus)* sp. N°1 y siete dobletones: *Argutoridius* sp. N° 2, *Brachinus cfr. genicularis*, *Dromius negrei*, *Feroniola montevideana*, *Loxandrus irinus*, *Bembidion (Nothonepha) pallideguttula* y *Clivina (Semiclivina) parvula* (Tabla 4).

**Tabla 2.** Criterios cuantitativos de evaluación de los estimadores. Los valores entre paréntesis indican el ranking de los estimadores según su desempeño en cada criterio. Estos valores fueron sumados para obtener el puntaje de desempeño general de cada estimador. Se muestran la riqueza de especies observada y estimada, *singletons*, *dobletones* y el nivel de inventario (completitud) alcanzado para un sector peridomiciliario, muestreado con trampas *pitfall*, en el talar de Laguna Nahuel Rucá, Buenos Aires.

	Criterios de evaluación				Número de especies	Nivel de Inventario (%)
	Tamaño submuestra	Invariabilidad (Desvío estándar)	Estabilidad	Puntaje		
Riqueza observada ( <i>S obs</i> )					63,0	
Estimadores basados en incidencia						
ICE	283,0 (2)	9,3 (2)	0,9 (2)	6,0	70,7	89,1
Jack 1	323,0 (4)	3,8 (1)	0,6 (1)	6,0	73,5	85,7
Jack 2	193,0 (1)	9,4 (3)	1,0 (3)	7,0	74,8	84,2
Chao 2	293,0 (3)	11,0 (4)	1,3 (4)	11,0	67,8	92,9
Estimadores basados en abundancia						
Chao 1	260,0 (1)	12,1 (2)	2,6 (2)	5,0	68,6	91,8
ACE	262,0 (2)	11,2 (1)	1,2 (1)	4,0	68,4	92,1
Singletons					10,0	
Dobletones					7,0	



**Figura 13.** a) Curvas de los estimadores basados en la incidencia (ICE, Chao2, Jack1 y Jack2), b) curvas de los estimadores basados en la abundancia (ACE y Chao1). El esfuerzo de muestreo fue calculado como el producto de las 45 trampas de caída x el número de quincenas en que estuvieron activas. Sobs= riqueza observada.

Con los métodos complementarios se registraron 187 individuos, distribuidos en 19 especies con las trampas de luz (Tabla 3) y 44 individuos, distribuidos en 14 especies con capturas vista (Tabla 4).

**Tabla 3.** Listado de especies registradas con trampas de luz. Se indica el número de individuos recolectados con la trampa portátil y con la trampa fija en la casa del propietario.

Especie	N° de individuos		
	Portátil	Fija	Total
<i>Bembidion (Notaphus) laticollis</i>	38	22	60
<i>Polpochila flavipes</i>	16	10	26
<i>Metius circumfusus</i>	21	2	23
<i>Bembidion (Notaphus) brullei</i>	19	4	23
<i>Bradycellus sp N°3</i>	6	9	15
<i>Pachymorphus chalceus</i>	5	2	7
<i>Bradycellus ruficollis</i>	3	2	5
<i>Incagonum fuscoaeneum</i>	2	3	5
<i>Polpochila nigra</i>	3	2	5
<i>Incagonum lineatopunctatum</i>	4	0	4
<i>Bradycellus sp N°7</i>	1	2	3
<i>Paratachys bonariensis</i>	0	3	3
<i>Notiobia cupripennis</i>	2	0	2
<i>Bradycellus sp N°2</i>	0	1	1
<i>Calosoma retusum</i>	1	0	1
<i>Chlaenius oblongus</i>	1	0	1
<i>Dromius negrei</i>	0	1	1
<i>Paratachys laevigatus</i>	0	1	1
<i>Pelmatellus egenus</i>	0	1	1

**Tabla 4.** Listado de especies y número de individuos recolectados mediante capturas vista.

Especies	Nº de individuos
<i>Pachymorphus chalceus</i>	13
<i>Brachinus pallipes</i>	9
<i>Scarites anthracinus</i>	9
<i>Argutoridius chilensis</i>	2
<i>Clivina (Semiclivina) platensis</i>	2
<i>Aspidoglossa intermedia</i>	1
<i>Brachinus sp N°1</i>	1
<i>Bradycellus viduus</i>	1
<i>Incagonum lineatopunctatum</i>	1
<i>Metius circumfusus</i>	1
<i>Notiobia cupripennis</i>	1
<i>Pachymorphus striatulus</i>	1
<i>Polpochila flavipes</i>	1
<i>Stenocrepis laevigata</i>	1

**b) Diversidad alfa acumulada.** El número de individuos recolectados con trampas *pitfall* varió de acuerdo con la estación del año considerada, se registraron: 706 individuos en otoño, 432 en invierno, 865 en primavera y 585 en verano. El análisis de rarefacción en el punto de 432 individuos indicó que la riqueza específica del otoño fue igual a 27, con intervalos de confianza del 95% que variaron entre 23-30; esto indica que no hay diferencias significativas con la riqueza en invierno (27 especies). Por otra parte, el número de especies en primavera y verano fue similar entre ellas en ese punto, pero difirió significativamente de los valores de otoño e invierno. La riqueza en primavera mostró un valor de 38 especies (siendo 34-42 los límites del intervalo de confianza del 95%) y en verano el valor fue igual a 43 (comprendido dentro del intervalo 40-46).

**Tabla 5.** Listado de especies de Carabidae registradas en un ambiente peridoméstico en el talar de Laguna Nahuel Rucá (2008-2009) mediante trampas *pitfall*. M: mesófilo, H: hidrófilo, X: xerófilo.

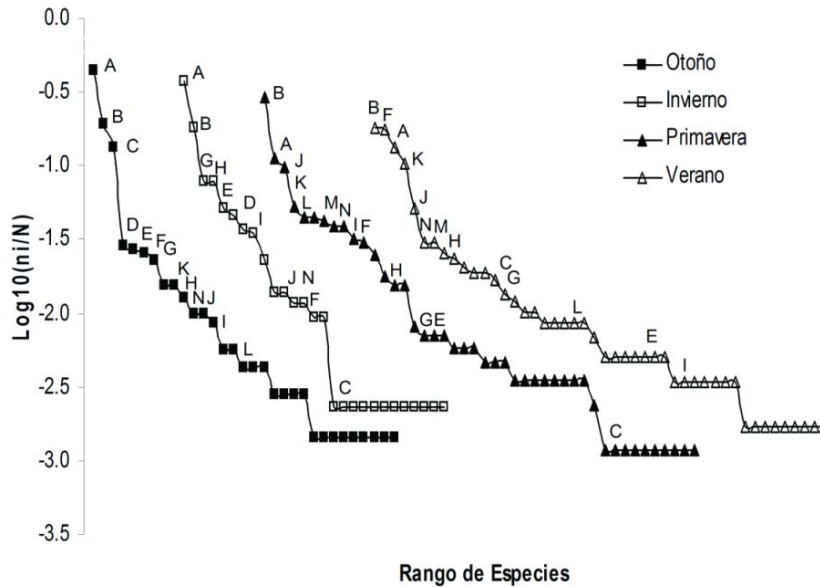
Especie	Tribu	Abundancia	Afinidad de hábitat	Bibliografía
<i>Argutoridius bonariensis</i> (Dejean, 1831)	Pterostichini	647	M	Marasas <i>et al.</i> (2010)
<i>Pachymorphus striatulus</i> (Fabricius, 1792)	Pterostichini	571	M	Marasas <i>et al.</i> (2010)
<i>Metius caudatus</i> (Putzeys, 1873)	Pterostichini	154	M	Cicchino (2006b)
<i>Pelmatellus</i> n. sp. n° 1	Harpalini	124	X	Cicchino (2007)
<i>Bradycellus viduus</i> (Dejean 1829)	Harpalini	118	M	Sorensen (2006)
<i>Plagioplatys vagans</i> (Dejean, 1831)	Pterostichini	109	X	Cicchino (2007)
<i>Loxandrus planicollis</i> Straneo, 1991	Loxandriini	80	H	Cicchino (2005)
<i>Notiobia cupripennis</i> (Germar, 1824)	Harpalini	68	M	Marasas <i>et al.</i> (2010)
<i>Loxandrus simplex</i> (Dejean, 1828)	Loxandriini	63	M	Marasas <i>et al.</i> (2010)
<i>Anisostichus posticus</i> (Dejean, 1829)	Harpalini	57	M	Cicchino (2006b)
<i>Carbonellia platensis</i> (Berg 1883)	Lebiini	55	X	Cicchino y Farina (2005a)

<i>Rhytidognathus</i> n. sp.	Migadopini	53	M	Cicchino (2006b)
<i>Paranortes cordicollis</i> (Dejean, 1828)	Pterostichini	53	M	Marasas <i>et al.</i> (2010)
<i>Scarites anthracinus</i> Dejean, 1831	Scaritini	50	M	Marasas <i>et al.</i> (2010)
<i>Metius circumfusus</i> (Germar, 1824)	Pterostichini	47	H	Marasas <i>et al.</i> (2010)
<i>Scarites melanarius</i> Dejean, 1831	Scaritini	38	M	Marasas <i>et al.</i> (2010)
<i>Argutoridius chilensis</i> (Dejean, 1828)	Pterostichini	31	M	Marasas <i>et al.</i> (2010)
<i>Incagonum discosulcatum</i> (Dejean, 1828)	Platynini	25	H	Cicchino (2007)
<i>Polpochila flavipes</i> Dejean 1831	Harpalini	21	M	Cicchino (2007)
<i>Bradycellus</i> sp. n° 2	Harpalini	21	H	Cicchino (2007)
<i>Brachinus pallipes</i> Dejean, 1826	Brachinini	18	H	Marasas <i>et al.</i> (2010)
<i>Bradycellus</i> sp. n° 7	Harpalini	17	H?	
<i>Incagonum lineatopunctatum</i> (Dejean, 1831)	Platynini	14	M	Marasas <i>et al.</i> (2010)
<i>Pelmatellus egenus</i> (Dejean, 1829)	Harpalini	14	M?	
<i>Bradycellus</i> sp. n° 1	Harpalini	13	H	Cicchino (2007)
<i>Galerita collaris</i> Dejean, 1826	Galeritini	13	M	Marasas <i>et al.</i> (2010)
<i>Calosoma retusum</i> (Fabricius, 1775)	Carabini	8	M	Marasas <i>et al.</i> (2010)
<i>Loxandrus confusus</i> (Dejean, 1831)	Loxandrini	7	H	Marasas <i>et al.</i> (2010)
<i>Galerita lacordairei</i> Dejean, 1826	Galeritini	6	H	Cicchino (2007)
<i>Incagonum fuscoaeneum</i> (Gemmingen y Harold, 1868)	Platynini	6	H	Cicchino (2007)
<i>Clivina (Paraclivina) breviuscula</i> Putzeys, 1866	Clivinini	6	H	Marasas <i>et al.</i> (2010)
<i>Paramecus cylindricus</i> Dejean 1829	Harpalini	6	X	Cicchino (2007)
<i>Brachinus vicinus</i> Dejean, 1826	Brachinini	5	H	Cicchino (2006b)
<i>Brachinus</i> sp. n° 1	Brachinini	5	H	Cicchino (2006b)
<i>Bradycellus ruficollis</i> (Solier, 1849)	Harpalini	4	M	Cicchino y Farina (2007a)
<i>Bembidion (Notaphus) laticollis</i> Brullé, 1838	Bembidiini	4	H	Marasas <i>et al.</i> (2010)
<i>Pachymorphus chalceus</i> (Dejean, 1826)	Pterostichini	4	M	Turienzo (2006)
<i>Paratachys bonariensis</i> (Steinheil, 1869)	Bembidiini	4	H	Marasas <i>et al.</i> (2010)
<i>Stenocrepis laevigata</i> (Dejean, 1831)	Oodini	4	H	Marasas <i>et al.</i> (2010)
<i>Tetragonoderus aeneus</i> Dejean, 1831	Cyclosomini	4	H	Cicchino y Farina (2007a)
<i>Adrimus irideus</i> Straneo, 1993	Loxandrini	3	H?	
<i>Aspidoglossa intermedia</i> (Dejean, 1831)	Clivinini	3	H	Marasas <i>et al.</i> (2010)
<i>Brachinus intermedius</i> Brullé, 1838	Brachinini	3	H	Cicchino (2007)
<i>Bradycellus</i> sp. n° 3	Harpalini	3	H	Cicchino (2007)
<i>Cynthidia planodisca</i> (Perty, 1830)	Pterostichini	3	X	Cicchino (2007)
<i>Pelmatellus</i> n. sp. n° 2	Harpalini	3	H?	Cicchino y Farina (2007b)
<i>Argutoridius</i> sp. n° 2	Pterostichini	2	H	Cicchino y Farina (2007b)
<i>Brachinus</i> cfr. <i>genicularis</i> Mannerheim, 1837	Brachinini	2	H	Cicchino (2005)
<i>Dromius negrei</i> Mateu 1973	Lebiini	2	M	Cicchino y Farina (2005)
<i>Feroniola montevideana</i> Straneo, 1952	Pterostichini	2	X	Cicchino (2007)
<i>Loxandrus irinus</i> (Brullé, 1838)	Loxandrini	2	H	Cicchino (2007)
<i>Bembidion (Nothonepha) pallideguttula</i> Jensen-Haarup, 1910	Bembidiini	2	H	Cicchino (2007)

**c) Estructura de dominancia.** Dos especies, *Argutoridius bonariensis* y *Pachymorphus striatulus* (Figura 14) representaron el 47% del total de individuos capturados con *pitfalls* en el transcurso del año. A partir de las curvas de rango-abundancia se observó que ambas fueron marcadamente dominantes en todas las estaciones (Figura 15). Constituyeron el 36% y el 55% de los individuos capturados en otoño e invierno respectivamente, el 40% en primavera y el 30% en verano, compartiendo la dominancia con *Metius caudatus* (Figura 14) (17%) en esta última estación (Figura 15). Hubo especies cuyas capturas fueron abundantes en el ensamble de una estación y estuvieron muy poco representadas en las otras: *Plagioplatys vagans* representó el 13% de las capturas en otoño, ocupando el tercer lugar entre las especies dominantes del ensamble, no obstante, en verano apenas superó el 1%, llegando a mostrar valores inferiores al 0,4% en invierno y primavera. Otro caso fue el de *Rhytidognathus* sp. nov., que alcanzó valores de 2,8% (otoño), 4,6% (invierno) y 1,5% (primavera) y no fue capturado en verano. El gráfico de rango-abundancia muestra que los ensambles de los meses cálidos se caracterizaron por una mayor equitatividad en las abundancias de las especies. Los índices de Shannon no mostraron diferencias estadísticamente significativas entre las estaciones. Sin embargo, el número efectivo de especies en las estaciones cálidas mostró que estos ensambles poseen una diversidad de especies mayor a la de las estaciones frías, en valores que superan el doble de la diversidad de estas últimas (Tabla 6).



**Figura 14.** Especies dominantes del ensamble total de carábidos en el peridomicilio del talar de Laguna Nahuel Rucá. De izquierda a derecha: *Argutoridius bonariensis*; *Pachymorphus striatulus*; *Metius caudatus*. La escala equivale a 5 mm.



**Figura 15:** Rango-abundancia de los ensambles de Carabidae estudiados en las cuatro estaciones. La abundancia relativa de las especies (ni/N) fue representada en escala logarítmica versus el rango ordenado en abundancia decreciente. Para simplificar la lectura del gráfico, sólo se indicaron con una letra mayúscula las especies que figuraron entre las seis más abundantes en al menos una estación. A: *Argutoridius bonariensis*; B: *Pachymorphus striatulus*; C: *Plagioplatys vagans*; D: *Rhytidognathus* n. sp.; E: *Paranortes cordicollis*; F: *Metius caudatus*; G: *Loxandrus simplex*; H: *Loxandrus planicollis*; I: *Anisostichus posticus*; J: *Pelmatellus* n. sp. N° 1; K: *Bradycellus viduus*; L: *Metius circumfusus*; M: *Scarites anthracinus*; N: *Notiobia cupripennis*.

**Tabla 6.** Medidas de diversidad.  $H'$  es el índice de Shannon,  $IC_H$  indica los intervalos de confianza del 95%. La columna exp ( $H'$ ) indica la diversidad verdadera en número efectivo de especies.

Estación	$H'$	$IC_H$ 95%	${}^1D=\exp(H')$
Otoño	2,77	2,16 – 4,40	15,94
Invierno	3,14	2,80 – 4,63	23,08
Primavera	3,99	3,75 - 5,53	54,13
Verano	4,08	4,04 – 5,55	59,25

**d) Grupos funcionales.** Los zoófagos constituyeron el gremio trófico más abundante en los ensambles de todas las estaciones: representaron más del 90% de los individuos en otoño e invierno, mientras que en los meses cálidos el porcentaje varió entre el 52% y el 65%. El gremio de los fitófagos se mantuvo bajo en otoño e invierno,

pero incrementó en primavera y verano, llegando a representar casi el 20% del ensamble en primavera. Los omnívoros mostraron un patrón de variación similar a estos últimos, representando hasta el 34% de los individuos en verano (Figura 16). En referencia a los grupos funcionales basados en las preferencias de humedad del hábitat, más del 70% de los individuos pertenecieron a la categoría de los mesófilos en todas las estaciones del año. Los hidrófilos oscilaron entre el 12% y el 16% en todo el año, salvo en invierno (5,7%). Los xerófilos representaron entre el 10% y el 15% del ensamble, excepto en otoño, que alcanzaron el 5,5% (Figura 17).

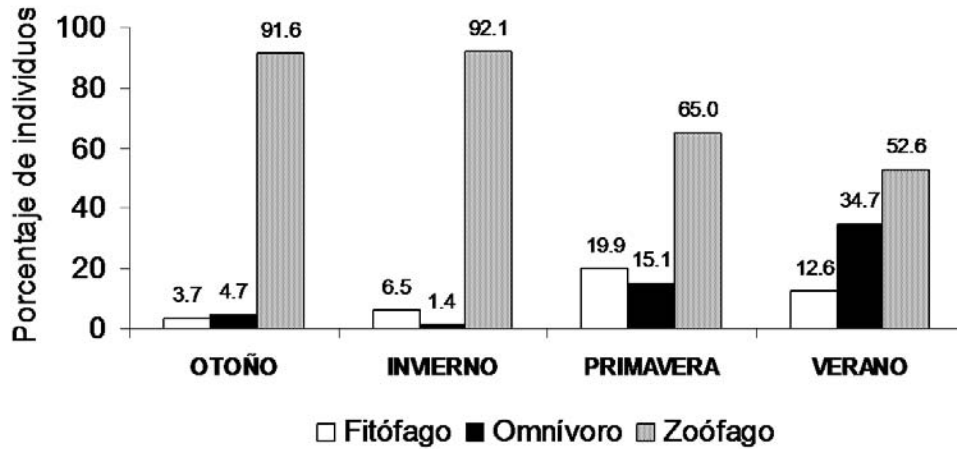
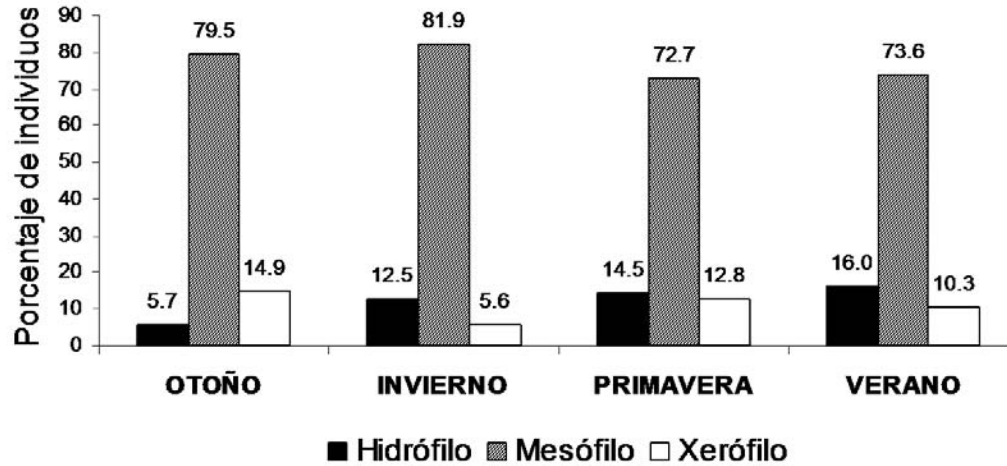


Figura 16. Porcentajes de grupos tróficos de Carabidae en distintas estaciones del año.



**Figura 17.** Porcentajes de grupos funcionales de Carabidae según las preferencias de humedad del hábitat, en distintas estaciones del año.

**e) Biomasa.** Mediante las capturas manuales se rearon 74 individuos pertenecientes a 13 especies (Tabla 7). Los dos individuos de *Carbonellia platensis* fueron recolectados en la base de los talas. Las especies de *Brachinus* fueron encontradas debajo de bostas de vaca parcialmente secas, sobre la barda cercana al borde de la laguna. Se observó la cópula de una pareja de *Argutoridius bonariensis* debajo de un residuo de batería, en el talar. En el laboratorio, en los recipientes se observó cópula en *Loxandrus* sp. y *Argutoridius bonariensis*.

**Tabla 7.** Especies registradas mediante capturas vista, entre paréntesis se indica el número de individuos recolectados. Peso promedio por individuo (gramos).

Especie (n)	Peso promedio por individuo (g)
<i>Carbonellia platensis</i> (2)	0,001 (ambos individuos)
<i>Argutoridius bonariensis</i> (9)	0,009
<i>Clivina (Semiclivina) platensis</i> (1)	0,012
<i>Loxandrus planicollis</i> (4)	0,015
<i>Anisostichus posticus</i> (2)	0,029
<i>Brachinus vicinus</i> (1)	0,034
<i>Brachinus pallipes</i> (4)	0,037
<i>Loxandrus simplex</i> (3)	0,060
<i>Cynthidia planodisca</i> (1)	0,075
<i>Plagioplatys vagans</i> (10)	0,088
<i>Paranortes cordicollis</i> (1)	0,101
<i>Notiobia cupripennis</i> (44)	0,131
<i>Pachymorphus striatulus</i> (2)	0,196

## DISCUSIÓN

**a) Inventario de las especies.** El número y la identidad de las especies de una comunidad dependen del pool regional, de la historia evolutiva biológica y geológica. Entre el pool regional y el ensamble local hay una serie de filtros a distintos niveles de escala espaciotemporal que determinan que en un lugar específico existan algunas especies del pool y en otras no (Halffter y Moreno, 2005). En el ambiente peridomiciliario del talar de Laguna Nahuel Rucá, mediante trampas *pitfall* se registraron 63 especies. Los métodos complementarios añadieron cuatro especies más al inventario, principalmente las capturas por trampa de luz: *Bembidion (Notaphus) brullei*, *Polpochila nigra*, *Chlaenius oblongus* y *Paratachys laevigatus*. Las 63 especies recolectadas con *pitfall* representan el 84%-93% de la riqueza estimada para un ciclo anual destacado por el intenso fenómeno La Niña 2008-2009 (Figura 18).

Muchas especies de coleópteros adquieren la capacidad de sobrevivir durante los períodos más secos de “La Niña” mediante la drástica reducción de sus poblaciones, en las cuales los adultos se refugian en galerías, anfractuosidades o cavidades subterráneas, alimentándose de los recursos que permanecen disponibles (Larrain *et al.*, 2001; Farina y Cicchino, 2011). Consideramos que el inventario de especies, es razonablemente completo en comparación con las 78 especies registradas en los talares de Laguna Nahuel Rucá (Cicchino, 2006b), cuyo estudio abarcó distintos ambientes y un esfuerzo de muestreo mayor. Por otra parte, entre los estimadores basados en la incidencia, los que mostraron mejor desempeño general para el análisis del conjunto de datos a nivel específico fueron Jack1 e ICE, siendo Jack1 el más destacado por su precisión. Estos resultados coinciden con los hallados por Basualdo (2011) y Chazdon *et al.* (1998), quienes resaltan la actuación de ICE y Jack1. El primero también ha probado ser un estimador robusto para sitios con alta riqueza de especies; de hecho, cuando ICE falla, también suelen fallar los demás estimadores, como en los casos en que al incrementar el esfuerzo de muestreo el número de especies raras aún permanece elevado (Chazdon *et al.*, 1998). Entre los que se basan en abundancias, ACE y Chao1 se revelaron como buenas herramientas de estimación, no obstante ACE resaltó por su robustez.

A partir de este relevamiento, publicado en Castro *et al.* (2012), se rearon 11 especies que no habían sido citadas previamente como asociadas a los talares del sudeste bonaerense: *Bradycelus* sp. N°1, *Bradycellus* sp. N°7, *Bradycellus* *cfr. ruficollis*, *Pelmatellus egenus*, *Paramecus cylindricus*, *Tetragonoderus aeneus*, *Adrimus irideus*, *Brachinus* *cfr. genicularis*, *Lebia securigera*, *Oodinus* sp. N°2, *Selenophorus (Celiomorphus)* sp. N°1 y dos especies más se agregaron en 2013 mediante trampa de luz: *Polpochila nigra* y *Paratachys laevigatus*.



**Figura 18.** Durante el período de muestreo 2008-2009 la zona de estudio atravesó por una de las sequías más intensas de los últimos 60 años. La imagen muestra el talar durante el mes de febrero de 2009.

**b) Diversidad alfa acumulada.** La diversidad de carábidos es superior en las estaciones cálidas respecto de las frías superando el doble de su magnitud. Estos resultados pueden explicarse si consideramos que los patrones de actividad de los insectos dependen de la historia de vida de cada especie, la cual es influenciada por factores como la temperatura, la humedad y/o la duración del día (ver Capítulo III para mayor información). La temperatura, por ejemplo, determina la actividad reproductiva de los adultos (Wolda, 1988). A este respecto, Thiele (1975) ha descrito la influencia de los períodos cortos de luz en combinación con temperaturas próximas a los 15°C (condiciones que refieren al otoño) sobre el desarrollo gonadal de *Pterostichus melanarius* (Illiger, 1798) y reveló que durante la dormancia invernal el desarrollo se detiene para ser reiniciado en la primavera, estación en la cual ocurre el acopio de nutrientes y la reproducción. Los distintos modos de vida y hábitat de cada especie también influyen sobre sus ciclos vitales, por ejemplo, las especies riparias no presentan patrones estrictos de dormancia debido a la característica fluctuante del ambiente en el que viven (Figura 19), mientras que las fosoriales dependen de niveles de humedad edáficos determinados para la supervivencia de sus huevos y larvas (Stork y Paarman, 1992). Si bien los ciclos de vida son particulares en cada especie, y a la fecha es poco lo que se conoce sobre la biología de los carábidos regionales, se puede presumir que la elevada diversidad registrada en primavera y verano se debe al comportamiento de forrajeo y reproducción de gran parte de las especies que en los meses fríos reducen su actividad o entran en dormancia. De todos modos, cabe destacar que no son pocas las especies locales en las cuales el patrón fenológico puede ser inverso, como en *Argutoridius bonariensis* (Cicchino y Farina, 2007a, 2010), *Paranortes cordicollis* (Cicchino *et al.*, 2005; Porrini *et al.* 2010), *Loxandrus planicollis*, *L. simplex* (Castro *et al.*, 2010) y *Rhytidognathus* sp. (ver Capítulo III) cuya densidad-actividad más alta ha sido registrada en los meses fríos. Este comportamiento se revela en la estructura de

abundancias relativas de los ensambles de otoño e invierno, en el cual estas especies se destacan por sobre las demás.



**Figura 19.** Los ambientes riparios son aquellos que bordean cuerpos de agua y están sujetos a inundaciones periódicas. En la imagen: atardecer en Laguna Nahuel Rucá (Foto: Darío Porrini).

**c) Estructura de dominancia.** El clásico trabajo de Brown (1984) propone que la abundancia y distribución de las especies está determinada por combinaciones de distintos factores físicos y bióticos que definen el nicho multidimensional de cada una. En este estudio, las estructuras de dominancia resultantes muestran que *A. bonariensis* y *P. striatulus* son codominantes en el peridomicilio durante todo el año de estudio. *Argutoridius bonariensis* tiene una talla corporal aproximada de 7 mm, vive en una gran variedad de biotopos (euritopa), su distribución geográfica es amplia (ubicuista) y está bien representada en la provincia de Buenos Aires (Cicchino y Farina, 2010). Es frecuente en ambientes naturales, como los currales (bosques de *Colletia paradoxa* (Spreng.) Escal.) (Cicchino y Farina, 2007a), los talares y sus asociaciones (Cicchino, 2006a, 2006b), ambientes seminaturales, simplificados y fragmentados; su modo de vida ha adquirido hábitos de estrecha relación con asentamientos urbanos (Cicchino, 2003, 2010). Por otra parte, la abundancia relativa de *P. striatulus* no ha superado el 6% en los talares de Laguna Nahuel Rucá (Cicchino, 2006b) y fue menor al 2% en las asociaciones de tala de Laguna de Los Padres (Cicchino, 2006a). Esta especie tiene una talla corporal de aproximadamente 18 mm, es euritopa y abunda en terrenos naturales como en aquellos con distinto grado de antropización (Cicchino, 2006a). Presenta una amplia distribución geográfica (Cicchino, 2010). Frecuenta ambientes abiertos como praderas y pastizales y ha sido registrada con mucha asiduidad en espacios urbanos y suburbanos: en plazas, parques y jardines, en márgenes de avenidas y calles de tierra o asfalto, en los márgenes de las vías de ferrocarril y en cúmulos de escombros y residuos (Cicchino, 2003), lo que revela una estrategia oportunista para colonizar ambientes disturbados. A su vez, cabe resaltar que en un área modificada como lo es el peridomicilio (Figura 20), que sin embargo está circundada por un hábitat natural,

estable y en buen estado de conservación como lo es el talar centenario, esta especie adquiere protagonismo en términos de dominancia; de hecho, frecuentemente ha sido registrada asociada a *A. bonariensis* y *Paranortes cordicollis* en sistemas agrícolas de la región (Marasas *et al.*, 1997a, 1997b, 2001, 2010; Cicchino *et al.*, 2003; Turienzo, 2006; Sorensen, 2006; Cicchino, 2010). Otras dos especies que se destacan por su abundancia estacional son: *Plagioplatys vagans* y *Metius caudatus*. El período de mayor actividad para ambas, ha sido reportado en verano y otoño (Cicchino y Farina, 2007a, 2010). *Plagioplatys vagans* se encuentra asociada a condiciones xéricas y ambientes de pastizales (Cicchino, 2003, 2006b; Cicchino y Farina, 2005) y, en este estudio, comparte la dominancia con *A. bonariensis* y *P. striatulus* en otoño. Por otro lado, *Metius caudatus* estuvo mejor representada en el ensamble de verano. Esta es una especie frecuente en suelos poco consolidados, dispersos entre afloramientos rocosos y en pastizales empobrecidos bajo presión de pastoreo (Cicchino y Farina, 2007b).



**Figura 20.** Área peridomiciliaria en la que se realizó el relevamiento. Consiste en un jardín con plantas nativas y exóticas en los bordes y cortes periódicos del césped.

En cuanto a las especies raras, su definición puede variar según las localidades o sitios que son investigados (Longino *et al.*, 2002). En general, se consideran raras aquellas especies que viven y se reproducen en el lugar de estudio pero que están representadas por poblaciones con muy pocos individuos, por lo que su captura se torna más aleatoria que la de otras especies (Halfpeter y Moreno, 2005). Asumimos que en la escala temporal y espacial adoptada en este trabajo las especies singletones y dobletones se explican por un efecto espacial. Se pueden considerar como individuos dispersantes que provienen de hábitats aledaños al área relevada (Scharff *et al.*, 2003), como los hunquillares de Laguna Nahuel Rucá (Porrini y Castro, 2010), las marismas, los médanos y los pastizales de Laguna Mar Chiquita (Canepuccia *et al.*, 2009). A su vez, los métodos de captura elegidos representan un sesgo en la abundancia relativa de las especies recolectadas. Por ejemplo, especies con poca representación en las trampas *pitfall* fueron recolectadas en mayor cantidad con los métodos complementarios, como *Bembidion (Notaphus) laticollis* o *Pachymorphus chalceus*. Es muy frecuente que en las trampas *pitfall* se capturen más cantidad de individuos pertenecientes a especies con tallas grandes, que por lo general se asocian con una mayor movilidad. En consecuencia, si los carábidos de mayores tallas tienen mayores rangos de dispersión, es

más probable que su captura en las *pitfall* sea más numerosa. A esto se suma que las especies de tallas más pequeñas pueden escapar fácilmente trepando entre los bordes de la trampa. También puede haber otros aspectos en el comportamiento de las especies que influyan sobre su capacidad de ser recolectadas con un método específico, como la velocidad de movimiento, los hábitos gregarios o el comportamiento de forrajeo (Spence y Niemelä, 1994).

**d) Grupos funcionales.** La estructura de dominancia de un ensamble está estrechamente relacionada con la funcionalidad del ecosistema, dado que las especies más abundantes contribuyen significativamente a esta última (Magurran y Henderson, 2011) y, en un sentido estrictamente práctico y reduccionista, son las más atrayentes desde la perspectiva de la actividad humana. Considerando las preferencias de humedad del hábitat, las especies más abundantes en el ensamble son de hábitos mesófilos y xerófilos, a excepción de *Loxandrus planicollis* y *Metius circumfusus*, que figuran entre las hidrófilas mejor representadas en todo el año de muestreo (Tabla 5). Sólo esta última ha sido registrada en espacios modificados por actividades humanas (Cicchino, 2003), aunque *L. planicollis* suele estar asociada a praderas o hábitats de pastos cortos (Canepuccia *et al.*, 2009). Ambas son vágiles dispersantes, por lo cual es probable que también sean oportunistas al momento de aprovechar recursos temporales como parches de humedad originados por el riego frecuente en el parque. Las especies hidrófilas restantes, que incluyen a la tribu Brachinini, entre otras, están representadas por menos de 25 individuos en todo el año. Este patrón es opuesto al descrito por Cicchino (2006b) para el talar centenario de Laguna Nahuel Rucá el cual en razón de su canopeo más cerrado evita la insolación directa y en razón de ello propicia una mayor retención de humedad en el suelo. Otra posible explicación puede deberse a que parte del muestreo realizado por Cicchino (*op. cit.*) se localizó en el talar de barda próximo al cuerpo de agua, el cual es frecuentado por las especies más riparias y que el año en el que se realizó el muestreo actual se caracterizó por el fenómeno de La Niña, que presentó los valores de precipitaciones estacionales más bajos de los últimos 50 años (S.M.N., 2008; S.M.N., 2009), razón por la cual es posible que las especies con bajos requerimientos de humedad edáfica figuren entre las más activas del ensamble.

En cuanto a los gremios tróficos, la herbivoría es una adaptación poco frecuente entre los carábidos; las especies pertenecientes a este gremio dependen en gran medida de la disponibilidad de semillas de plantas ruderales. La estrecha relación de estas plantas con sitios disturbados sugiere que los fitófagos pueden ser considerados como típicos de hábitats agrícolas, de praderas o de pastizales. Es más, a nivel de hábitat, generalmente la abundancia de fitófagos es mayor en ambientes abiertos que en ambientes boscosos (Brandmayr *et al.*, 2005; Vanbergen *et al.*, 2010). Los resultados muestran que el porcentaje de fitófagos es superior en primavera y verano. Saska *et al.* (2010) demostraron que existe una asociación positiva entre la temperatura y el consumo de semillas. Probablemente, el incremento de las especies seminívoras estudiadas aquí responde a un comportamiento de forrajeo estimulado por la temperatura ambiental. Lietti *et al.* (2000) registraron un alto consumo de semillas por parte de *Notiobia cupripennis* cuando la temperatura del suelo alcanza los 24°C y demostraron que, en el laboratorio, se alimenta preferentemente de semillas de especies arvenses que vegetan en otoño e invierno y fructifican en primavera y verano, como *Capsella bursa-pastoris* (L.) Medik, *Coronopus didymus* (L.) Sm., *Stellaria media* (L.) Villars y *Lolium multiflorum* L. Zunino (1991) incluso comentó la posibilidad de que en varias especies de harpalinos exista un comportamiento de recolección y aprovisionamiento de

alimento. Los zoófagos, contrariamente, conforman un gremio amplio cuyas fluctuaciones se enmascaran por variaciones a nivel taxonómico y, en general, pueden ser poco especializados dado que tienen la opción de alimentarse de distinta calidad de presas frente a cambios eventuales en el ambiente (Vanbergen *et al.*, 2010) (Figura 21).



**Figura 21.** *Calosoma retusum* es un ejemplo de carábido zoófago o predador.

**e) Biomasa.** Las especies dominantes contribuyen en gran medida a la biomasa total de un área de interés y, dado que muchas especies son generalistas de hábitat no aportan información relevante para la conservación y el manejo. Por esto, se ha desarrollado un nuevo índice, la Biomasa Media Individual (o MIB – *Mean Individual Biomass*), que permitiría relacionar la biomasa de los carábidos a un estadio sucesional sin considerar la identidad de las especies. Este tipo de índice es relativamente reciente y se deben investigar en detalle sus aplicaciones en el diseño de las estrategias de conservación (Kotze *et al.*, 2011).

Los carábidos que están presentes en los estadios tempranos de sucesión ecológica comúnmente son descriptos como comparativamente pequeños, mientras que en los estadios avanzados de sucesión las especies más grandes se vuelven dominantes. La alteración del hábitat a causa de la urbanización o de la deforestación de un bosque produce una degradación del hábitat en estadios tempranos de sucesión y generan un incremento en la dominancia de los carábidos más pequeños, con lo cual valores bajos de MIB se consideran indicadores de ambientes degradados (Schewerk y Szysko, 2007).

En este trabajo se destacaron tres especies como dominantes, dos de las cuales tienen tamaños medianos a grandes: *Pachymorphus striatulus* y *M. caudatus*. De la primera se ha podido registrar la biomasa de los ejemplares vivos y ha sido una de las especies que ha mostrado los valores más altos, junto con *N. cupripennis* y *Paranortes cordicollis*. Es interesante notar que estas especies, si bien pueden contribuir con altos valores de biomasa, suelen ser frecuentes en ambientes altamente disturbados (Cicchino, 2006a; Cicchino y Farina, 2007b), con lo cual de realizar un estudio utilizando el MIB como indicador sería importante ver si guardan relación con los resultados encontrados en otros trabajos realizados en el continente europeo.



## Capítulo III

### **Densidad y actividad anual de Carabidae en el talar: fenología, relación con las variables climáticas y proporción de sexos.**





## Introducción

Los animales terrestres necesitan crecer y reproducirse cuando las condiciones son favorables, por eso desarrollan estrategias para optimizar y sincronizar sus ciclos de vida con los cambios estacionales del ambiente (Danks, 2002; Kotze *et al.*, 2011). Los insectos de zonas climáticas templadas pueden utilizar señales ambientales (fotoperíodo, temperatura, humedad y recursos alimenticios) para mediar respuestas a las presiones ambientales en distintos momentos o estadios (Danks, 1987). Las respuestas pueden variar desde ligeros ajustes en la tasa de crecimiento a pausas intensas en el desarrollo. Estas pausas pueden ser reacciones a fríos (hibernación) o sequías o calores estacionales (estivación) y entonces promover la supervivencia, coincidencia con la provisión de alimento, sincronía de la emergencia de los adultos, evitar la competencia, etc. (Danks, 1987; Delinger, 2002; Kotze *et al.*, 2011). A su vez, los requerimientos microclimáticos de las especies son factores importantes que determinan la afinidad de hábitat y los ritmos diarios y anuales en la actividad (Thiele, 1979).

La señal más precisa normalmente es el fotoperíodo. Los días cortos del verano tardío advierten la llegada del invierno a las especies de las zonas templadas, lo que les permite almacenar reservas de energía adicional y buscar un sitio protegido para pasar el invierno antes del comienzo de las bajas temperaturas (Delinger, 2002). La duración del día también puede influenciar a las hembras por medio de diferentes sistemas hormonales. Por ejemplo, el cambio de día corto a día largo genera que la hormona juvenil induzca a la previtelogénesis en las hembras de *Pterostichus nigrita* (Paykull, 1790) (Thiele, 1979). A diferencia del fotoperíodo, los patrones estacionales de temperatura son más variables, aunque picos inusualmente altos de temperatura pueden interrumpir transitoriamente la dormancia a escala local de algunas especies (*Scarites*, *Brachinus*) (Cicchino, com. pers.). En general, una elevación en la temperatura aumenta la actividad de forrajeo en los carábidos (Honěk, 1997; Saska *et al.*, 2013), pero algunas especies, como *Paranortes cordicollis* (Dejean, 1828), toleran bajas temperaturas (rangos subtropicales de temperatura) con el fin de experimentar humedades relativas más adecuadas (Diefenback y Becker, 1997). La humedad del suelo se ve afectada por las lluvias y la temperatura, y es crítica porque los huevos absorben agua de sus alrededores para completar el desarrollo embrionario y las larvas son especialmente sensibles a la desecación (Kotze *et al.*, 2011).

Las condiciones climáticas cambian a través de un ciclo anual y por lo tanto son ideales para el desarrollo y reproducción solo en una parte del año. Entonces, la sincronización y otras adaptaciones son características necesarias que definen el fenómeno de la estacionalidad (Danks, 2002). Un fenómeno es estacional si este, o su máxima expresión, predeciblemente ocurren en la misma época del año (Wolda, 1988).

Los insectos no son sólo uno de los grupos más exitosos en abundancia y diversidad, sino que también tienen una amplia variación de patrones estacionales (McGavin, 1997). Los carábidos de las zonas templadas generalmente tienen reproducción univoltina, es decir que sólo una serie de generaciones se reproduce cada año y un solo período reproductivo ocurre durante el año (Thiele, 1977; Brandmayr *et al.*, 2005). Larson (1939) propuso dos estrategias reproductivas diferentes para los carábidos: 1) reproductores primaverales, que se reproducen durante la primavera e hibernan sólo como adultos y 2) reproductores otoñales, que se reproducen durante el otoño e hibernan principalmente como larvas. Sin embargo, se conocen especies que se

reproducen en un gradiente continuo desde la primavera hasta el otoño (incluso en invierno), o algunas reproductores primaverales cuyos adultos no hibernan, o incluso especies que requieren dos años para completar su ciclo de vida (Brandmayr *et al.*, 2005; Kotze *et al.*, 2011). Por lo tanto, Den Boer y Den Boer-Daanje (1990) propusieron una nueva clasificación basada en las especies con larvas de invierno (reproductores otoñales o invernales, con dormancia larval), especies con larvas de verano (reproductores primaverales o estivales, sin dormancia larval) y especies con desarrollos larvales largos (larvas cuyo período de desarrollo excede los doce meses).

Los estudios sobre la densidad-actividad de las especies de carábidos en Argentina aún están en sus comienzos. Trabajos previos que describieron la actividad estacional de las especies de la provincia de Buenos Aires han sido llevado a cabo en agroecosistemas (Cicchino *et al.*, 2005; Sorensen, 2006; Turienzo, 2006; Paleologos, 2011), en un jardín urbano (Cicchino, 2010) y en bosques nativos (Cicchino, 2006a) y currales (Cicchino y Farina 2007a, 2010). La actividad estacional fue registrada para todas las especies y muchas de ellas fueron más activas durante la primavera y el verano, por ejemplo *Scarites anthracinus*, *Selenophorus anceps*, *Anisostichus posticus*, mientras otras alcanzaron su pico de actividad en otoño e invierno, como por ejemplo *Argutoridius bonariensis*, *P. cordicollis* e *Incagonum discosulcatum* (Dejean 1828).

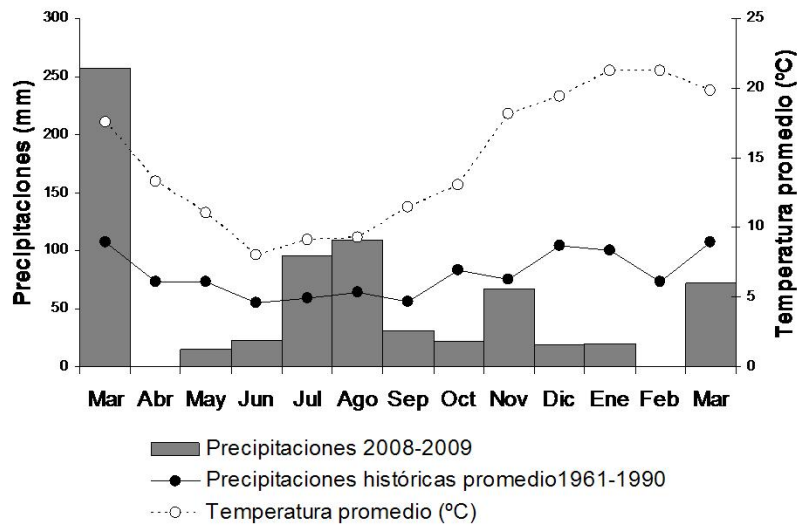
El estudio de la actividad de estos escarabajos es de interés por varias razones. Los carábidos a menudo son utilizados en el control biológico y la información fenológica permite predecir la actividad estacional de las especies benéficas para entender su co-ocurrencia con las especies plaga, de manera que las medidas de control puedan ser instituídas (Danks, 1987; Werner y Raffa, 2003) y las operaciones de fumigación puedan ser sincronizadas para minimizar el riesgo sobre los carábidos que no son el blanco de control (Cartellieri y Lövei, 2003). La información fenológica también puede ser usada para evaluar el impacto potencial de la fauna exótica sobre las especies (Werner y Raffa, 2003) y guiar los esfuerzos de conservación (Cartellieri y Lövei, 2003) así como determinar los períodos óptimos para estudiar la biodiversidad de estos escarabajos en diferentes hábitats (Harry *et al.*, 2011). Finalmente, este tipo de investigaciones son relevantes para mejorar el conocimiento de la biología de los carábidos, mediante el estudio de los patrones de cambio poblacional y sus interacciones con otros organismos, considerando que también son fuente de alimento de algunos vertebrados (Farias, 2000; Ghys y Favero, 2004; Biondi *et al.*, 2005).

Por lo tanto, el objetivo de este capítulo fue describir el ciclo de actividad anual, la proporción de sexos y la relación entre la actividad y las variables climáticas de las especies más abundantes de carábidos de un predio rural típico del sudeste bonaerense. El estudio se enfocó en el bosque de *C. ehrenbergiana* (= *C. tala* Gillies ex Planch) de la Laguna Nahuel Rucá, que está en buen estado de conservación.

## **Materiales y métodos**

**Área de estudio.** El área de estudio está localizado en el talar de Laguna Nahuel Rucá (Ver Capítulo I: Área de estudio). Durante el año de muestreo, los mínimos valores de precipitación registrados en la estación meteorológica Mar del Plata estuvieron entre los más bajos registrados en el período 1961-2008 (SMN -Servicio Meteorológico Nacional- 2008, 2009) (Figura 22). La estación registró 581,9 mm

acumulados durante el año en Mar del Plata, mientras que el pluviómetro localizado en Laguna Nahuel Rucá registró 658 mm (Figura 23).



**Figura 22.** Precipitaciones mensuales registradas en Laguna Nahuel Rucá, precipitaciones históricas promedio y temperaturas promedio registradas en la estación meteorológica Mar del Plata.



**Figura 23.** En el período de estudio (2008-2009) se registró una de las sequías más importantes de los últimos 60 años en la zona. En la imagen se muestra la Laguna Nahuel Rucá por debajo de su nivel habitual.

**Muestreo de la fauna de carábidos.** El muestreo se realizó mediante el uso de trampas *pitfall* (como se detalló en el Capítulo I, sección Metodología) y la disposición de las trampas fue la utilizada en el estudio descripto en el Capítulo II: tres grupos de

trampas, en donde cada grupo consistió en 15 *pitfall* de captura continua, separadas a una distancia de 5 m entre sí. Las trampas fueron vaciadas y reemplazadas una vez cada dos semanas, de manera que estuvieron funcionando por períodos aproximados de 15 días continuamente durante un año calendario. La distancia entre grupos de trampas fue de al menos 40 m.

Se registró la suma de la densidad actividad de 63 especies de carábidos y, de estas especies, se seleccionaron aquellas cuya abundancia relativa fue mayor al 1% para un estudio más detallado. Las 16 especies seleccionadas abarcaron el 88% de todos los individuos recolectados (Tabla 8).

**Tabla 8.** Lista de especies cuya abundancia relativa fue >1% del ensamble total; tribu, abundancia, grupo funcional y abreviatura utilizada en el análisis canónico de correspondencia.

Especies	Tribu	Abundancia	Abreviaturas
<i>Argutoridius bonariensis</i>	Pterostichini	647	ARBO
<i>Pachymorphus striatulus</i>	Pterostichini	571	PAST
<i>Metius caudatus</i>	Pterostichini	154	MECA
<i>Pelmatellus</i> sp. N° 1	Harpalini	124	PEspN°1
<i>Bradycellus viduus</i>	Harpalini	118	BDVI
<i>Plagioplatys vagans</i>	Pterostichini	109	PLVA
<i>Loxandrus planicollis</i>	Loxandriini	80	LOPL
<i>Notiobia cupripennis</i>	Harpalini	68	NOCU
<i>Loxandrus simplex</i>	Loxandriini	63	LOSI
<i>Anisostichus posticus</i>	Harpalini	57	ANPO
<i>Carbonellia platensis</i>	Lebiini	55	CAPL
<i>Rhytidognathus</i> sp.	Migadopini	53	RHsp
<i>Paranortes cordicollis</i>	Pterostichini	53	PACO
<i>Scarites anthracinus</i>	Scaritini	50	SCAN
<i>Metius circumfusus</i>	Pterostichini	47	MECI
<i>Scarites melanarius</i>	Scaritini	38	SCME

Se registró la presencia de larvas, individuos teneales y subteneales (ambos estadios se agruparon bajo el término “teneales” en los gráficos). Para complementar la información obtenida en este estudio, se incluyeron datos adicionales de teneales y larvas de otras investigaciones inéditas del grupo de investigación, así como de colecciones llevadas a cabo dentro de la provincia de Buenos Aires (Tabla 8), cabe aclarar que estos datos no se sumaron a los valores encontrados en este trabajo, sino que se indican en los gráficos a modo de comparación con otros ambientes y localidades. La Tabla 9 especifica la información para cada espécimen y la colección donde está depositada. En este estudio se registraron las larvas pertenecientes a seis géneros y no más de una especie por género en todos los casos. Desde 1999, cinco especies (*Argutoridius bonariensis*, *Loxandrus simplex*, *Pachymorphus striatulus*, *Scarites anthracinus* y *Bradycellus viduus*) fueron criadas a partir de hembras grávidas para otros trabajos inéditos. Entonces, la identificación de las larvas por el taxónomo fue relativamente sencilla. Para la especie restantes, *Rhytidognathus* sp., las características diagnósticas de la tribu (Migadopini) han sido resumidas por Arndt *et al.* (2005), siendo las más relevantes: a) mandíbulas con dientes retinaculares subbasales (en adición a una serie de dientes prebasales también presentes), b) glándulas con una estructura similar a

una tapa (“caplike glands”) presentes en los hipopleuritos abdominales I-VIII y c) urogonfos relativamente cortos, un poco más largos que el segmento X.

**Tabla 9.** Datos de captura de ejemplares tenerales (T), subtenerales (ST) y larvas (L) disponibles a partir de otros estudios inéditos y colecciones. Las siglas de la colección indican el sitio en donde se encuentran depositados los ejemplares: EEAB (Estación Experimental Agropecuaria Balcarce); MLP (Museo de La Plata), ACC y DPP corresponden a colecciones transitorias de A.C. Cicchino y D. P. Porrini.

Especie	Estado de madurez	Fecha	Sitio de a	Colección
<i>Pachymorphus striatulus</i>	1 ST	I-1997	Madariaga	ACC
	1 T	26-X-1980	Balcarce	EEBA
	1 T	17-XII-1966	Balcarce	EEBA
	1 ST	24-IX-1958	Tres Arroyos	EEAB
	1 ST	8-XII-1938	Lobería	MLP
<i>Paranortes cordicollis</i>	1 ST	13-X-1912	Capital Federal	MLP
	1 T	13-VI-1969	Balcarce	EEAB
	1 T	5-II-1969	Gral. Alvarado	EEAB
	1 ST	4-X-1930	Montevideo (Uruguay)	MLP
	1 ST	15-I-1904	Montevideo (Uruguay)	MLP
	1 T	11-X-1905	Montevideo (Uruguay)	MLP
	1 ST	21-X-1906	Montevideo (Uruguay)	MLP
<i>Argutoridius bonariensis</i>	1 ST	VII-2010	Gral. Pueyrredón	DPP
	1 ST	19-VIII a 23-IX-2010	Gral. Pueyrredón	DPP
	1 ST	XII-2010	Gral. Pueyrredón	DPP
	1 ST	V-2011	Gral. Pueyrredón	DPP
	1 ST	XI-2011	Gral. Pueyrredón	DPP
	1 T	XII-2011	Gral. Pueyrredón	DPP
<i>Anisostichus posticus</i>	3 T, 3 ST	II-2011	Gral. Pueyrredón	DPP
	1 T, 1 ST	I-2013	Gral. Pueyrredón	DPP
	1 ST	II-2013	Gral. Pueyrredón	DPP
<i>Rhytidognathus</i> sp.	2T, 4ST	25-XI-2004	Mar Chiquita	ACC
	1T	14-IX-2004	Mar Chiquita	ACC
<i>Metius caudatus</i>	1T	23-II-2002	Necochea	ACC
	1 ST	III-2001	Villarino	ACC
	1 ST	I-1997	Gral. Madariaga	ACC
	1 T	XII-2010	Gral. Pueyrredón	DPP
<i>Metius circumfusus</i>	1 ST	V-2012	Gral. Pueyrredón	DPP
	1 T, 1 ST	XI-2012	Gral. Pueyrredón	DPP
<i>Scarites anthracinus</i>	1 L	II-2004	Mar Chiquita	ACC
	1 L	II-2004	Balcarce	ACC

**Análisis de las variables meteorológicas y la actividad de los carábidos.** Se utilizó el análisis de correspondencia canónico (CCA) para encontrar relaciones entre la abundancia de las especies (como medida de la actividad) y las variables meteorológicas (ter Braak, 1986). Este es un método robusto para analizar datos de trampas pitfall (Palmer, 1993). Tres variables fueron incluidas para cada quincena de muestreo: temperatura media (°C), precipitación acumulada (mm) y fotoperíodo (horas). Los datos de temperatura fueron obtenidos a partir del Servicio Meteorológico Nacional (SMN); las precipitaciones, del pluviómetro local del

propietario y el fotoperíodo, de la base de datos de The Weather Channel database (<http://espanol.weather.com/climate/sunRiseSunSet-Buenos-Aires-ARBA0009?month=12>). Todas estas variables fueron obtenidas primero como valores diarios y luego promediados para los intervalos de muestreo; finalmente fueron estandarizados (Zuur *et al.*, 2007; Legendre y Legendre, 1998). Las significancias de cada eje fueron analizadas mediante el testeo de los autovalores canónicos individuales usando el estadístico *F* (Legendre y Legendre, 1998). Los análisis fueron realizados con el programa R (Bates *et al.*, 2008).

**Densidad actividad (DA).** La DA para cada especie fue calculada a partir de una expresión propuesta por Brandmayr *et al.* (2005), que indica el número de individuos activos recolectados por trampa en un período de 15 días.

La actividad estacional fue descrita usando el método de los cuartiles (Fazekas *et al.*, 1997). Con base en la curva de DA, el pico de actividad fue definido como la fecha en la cual el 50% de la DA total fue registrada. El comienzo y el final del “principal período de actividad” fue definido como las fechas en que el 25% y 75% de la DA total fue registrada, respectivamente.

La DA registrada en este estudio fue comparada con información publicada en estudios previos conducidos en distintos ambientes y localidades de la provincia de Buenos Aires (Tabla 10): un cultivo de maíz y sus ambientes colindantes en la Estación Experimental de la Facultad de Ciencias Agrarias de La Plata (34°54'S, 57°55'W) (Cicchino *et al.*, 2005); un talar de la Reserva Laguna de Los Padres (37°56'S, 57°45'W) (Cicchino, 2006a); un curral de la Sierra de los Difuntos (37°54'S, 57°49'W) (Cicchino y Farina, 2007a); un jardín urbano de la ciudad La Plata (34°57'31" S, 57°58'15" W) (Cicchino, 2010) y viñedos de Berisso (34°53' S, 57°54' W) (Paleologos, 2011). Todos estos estudios utilizaron trampas con 800-900 cm<sup>3</sup> de capacidad y formalina como líquido conservante, excepto en el muestreo de Cicchino (2010), que utilizó una solución salina saturada y ácido acético al 2%.

**Proporción de sexos.** De las 16 especies aquí estudiadas, 14 fueron sexadas según las características de la estructura de los tres o cuatro primeros tarsitos del protarso del macho (tarsitos expandidos provistos con almohadilla ventral o setas adhesivas). Las dos especies restantes, pertenecientes al género *Scarites*, tienen tarsos no modificados en los machos; entonces, pueden ser sexados a partir de caracteres ventrales de la cabeza, según lo propuesto por Bänninger (1937), pero este acercamiento se evidenció poco confiable, sobre todo debido a la gran variabilidad en el tamaño y robustez del cuerpo de los machos, como revelaron las disecciones genitales llevadas a cabo. El test de chi-cuadrado fue utilizado para analizar si la proporción de sexos de las 14 especies difirió de la proporción esperada 1:1 (hembra:macho) en cada estación.

**Tabla 10.** Estaciones del año en que se registraron picos de actividad de los carábidos estudiados en distintos ambientes y/o localidades de la provincia de Buenos Aires en trabajos previos publicados. \*

Especies	Pico de actividad	Habitat	Localidad	Ref.	
<i>Argutoridius bonariensis</i>	Otoño	Cultivo de maíz y ambientes colindantes	La Plata	A	
	Otoño	Talar	Laguna de Los Padres	B	
	Otoño	Curral	Sierra de los Difuntos	C	
	Invierno	Jardín urbano	La Plata	D	
	Otoño	Viñedos	Berisso	E	
	Primavera	Talar	Laguna Nahuel Rucá	I	
<i>Pachymorphus striatulus</i>	Otoño	Cultivo de maíz y ambientes colindantes	La Plata	A	
	Otoño	Viñedos	Berisso	E	
	un individuo en otoño y uno en invierno	Talar	Laguna de Los Padres	B	
	Primavera	Talar	Laguna Nahuel Rucá	I	
<i>Metius caudatus</i>	Otoño	Curral	Sierra de los Difuntos	I	
	Otoño	Curral	Sierra de los Difuntos	C	
<i>Pelmatellus</i> sp. n° 1	Verano	Talar	Laguna Nahuel Rucá	I	
	Singleton en primavera	Talar	Laguna de Los Padres	B	
<i>Bradycellus viduus</i>	Primavera/ Verano	Talar	Laguna Nahuel Rucá	I	
	Primavera/ Verano	Talar	Laguna Nahuel Ruca	F	
<i>Plagioplatys vagans</i>	Primavera	Jardín urbano	La Plata	D, F	
	Otoño	Curral	Sierra de los Difuntos	C	
<i>Loxandrus planicollis</i>	Otoño	Talar	Laguna Nahuel Rucá	I	
	Invierno	Hunquillar	Laguna Nahuel Rucá	H	
<i>Notiobia cupripennis</i>	Verano	Talar	Laguna de Los Padres	B	
<i>Loxandrus simplex</i>	Singleton en verano	Talar	Laguna de Los Padres	B	
<i>Anisostichus posticus</i>	Primavera	Talar	Laguna de Los Padres	B	
	Primavera/ Verano	Curral	Sierra de los Difuntos	C	
<i>Carbonellia platensis</i>	---	---	---	---	
<i>Rhytidognathus</i> sp.	---	---	---	---	
<i>Paranortes cordicollis</i>	Invierno	Cultivo de maíz y ambientes colindantes	La Plata	A	
	Otoño	Jardín urbano	La Plata	D	
	Otoño e Invierno	Viñedos	Berisso	E	
	Invierno	Hunquillar	Laguna Nahuel Rucá	G	
	<i>Scarites anthracinus</i>	Primavera	Cultivo de maíz y ambientes colindantes	La Plata	A
		Primavera y verano	Viñedos	Berisso	E
<i>Scarites melanarius</i>	Singleton en verano	Talar	Laguna de Los Padres	B	
	Primavera/ Verano	Jardín urbano	La Plata	D	
	Singleton in Otoño	Talar	Laguna de Los Padres	B	

\* Referencias: A: Cicchino *et al.* (2005); B: Cicchino (2006a); C: Cicchino y Farina (2007a), (2010); D: Cicchino (2010); E: Paleologos (2011); F: Cicchino *et al.* (2011); G: Porrini *et al.* (2010); H: Castro *et al.* (2010); I: Cicchino y Farina (2010).

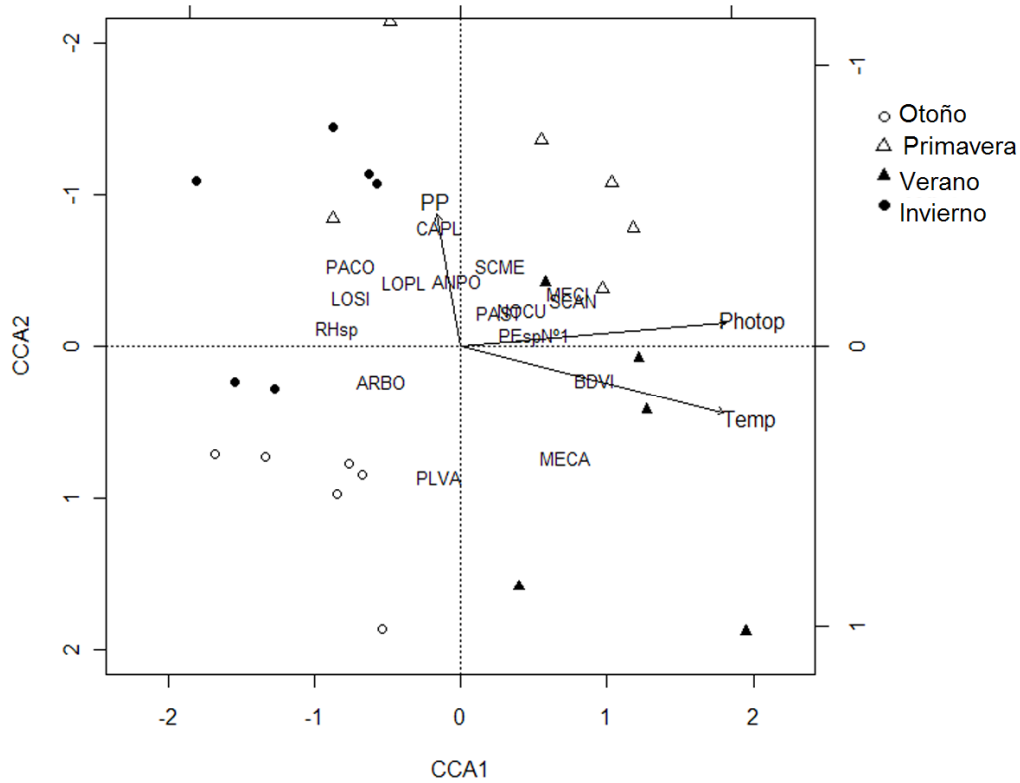
Los resultados parciales de la fenología de algunas especies de carábidos presentados en este capítulo fueron publicados en distintas reuniones científicas (Castro y Porrini, 2010; Castro *et al.*, 2010, 2015; Porrini *et al.*, 2010; Cicchino *et al.*, 2011).

## Resultados

**Variables meteorológicas y la actividad de los carábidos.** El CCA mostró una fuerte asociación de las variables meteorológicas con la actividad estacional de las especies de carábidos a través del año en el talar de Laguna Nahuel Rucá (Figura 23).

Los autovalores del CCA miden la proporción total de variación explicada por la abundancia en sus respectivos ejes (ter Braak, 1986). La inercia total fue 1,19 y los autovalores restringidos para los ejes 1 a 3 del CCA fueron 0.270, 0.151 y 0.02. Los primeros dos ejes canónicos fueron significativos (eje 1:  $F = 7,19$ ;  $p < 0,01$ ; eje 2:  $F = 4,01$ ;  $p < 0,01$ ; eje 3:  $F = 0,53$ ;  $p > 0,05$ ). El eje 1 explicó el 61,3% de la relación especies-ambiente y junto con el eje 2 explicaron el 95,7% de la relación especies-ambiente. Por lo tanto, las tres variables explicatorias dieron cuenta del 35% de la variación total en los datos. La Figura 23 muestra el biplot de las variables meteorológicas, los *scores* de las especies y los períodos de muestreo. Las especies y los períodos de muestreo se distribuyeron según las estaciones del año. La longitud de las flechas indica la fuerza de la correlación entre las variables y los ejes CCA. El primer eje estuvo influenciado por el fotoperíodo y la temperatura (*scores* del biplot para las variables restringidas: fotoperíodo = 0,98; temperatura = 0,97; precipitaciones = -0,08). El segundo eje estuvo más influenciado por las precipitaciones (*scores* del biplot para las variables restringidas: fotoperíodo = -0,08; temperatura = 0,24; precipitaciones = -0,47). La mayoría de las especies asociadas con los muestreos de primavera y verano, como por ejemplo *S. melanarius*, *S. anthracinus*, *N. cupripennis*, *B. viduus*, *M. circumfusus* y *M. caudatus* mostraron valores positivos sobre el eje 1, es decir asociados con temperaturas relativamente altas y fotoperíodos largos. Las especies asociadas con los muestreos de otoño e invierno mostraron valores negativos sobre el eje 1, como *P. cordicollis*, *L. simplex*, *L. planicollis*, *Rhytidognathus* sp., *P. vagans* y *A. bonariensis*. Los resultados mostraron que *C. platensis*, *A. posticus*, *S. melanarius*, *P. cordicollis* y *L. planicollis* se encuentran a altos valores de precipitaciones mientras *P. vagans* y *M. caudatus*, a valores bajos.

A su vez, se observó que el primer muestreo de la primavera, del 22-IX al 4-X figuró asociado con los muestreos de invierno (triángulo blanco en el cuadrante superior izquierdo). Del mismo modo, el primer muestreo de verano, desde el 19-XII al 4-I, estuvo asociado a los muestreos de primavera (triángulo negro en el cuadrante superior derecho).



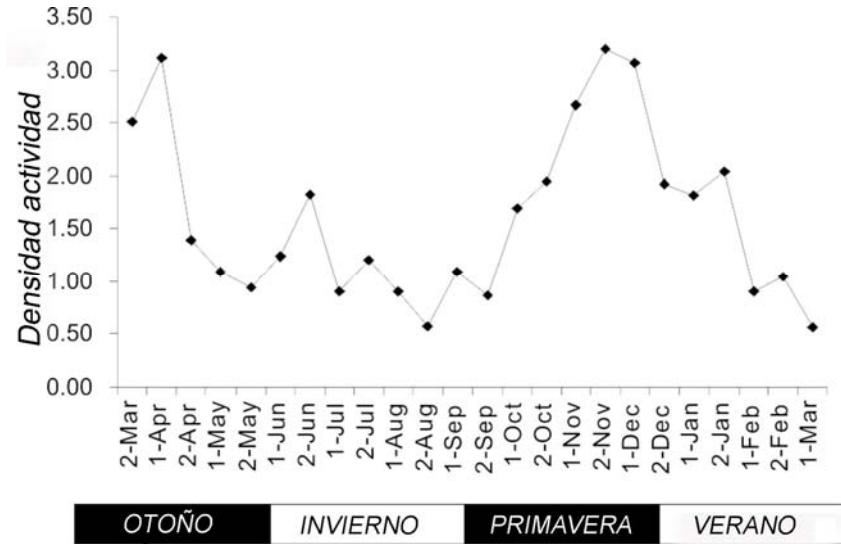
**Figura 23.** Biplot de la abundancia de carábidos y las variables climáticas a partir del CCA. Se indican las abreviaturas del nombre de las especies, los nombres completos están indicados en la Tabla 7. Las variables ambientales están representadas por flechas y los puntos corresponden a las quincenas de muestreo.

Una especie, *P. vagans* (Figura 25a), mostró un pico de DA en otoño, durante las primeras dos semanas de abril (5-18 de abril); el principal período de actividad fue registrado desde el 21 de marzo al 7 de mayo, y fue corto en comparación con la mayoría de las especies.

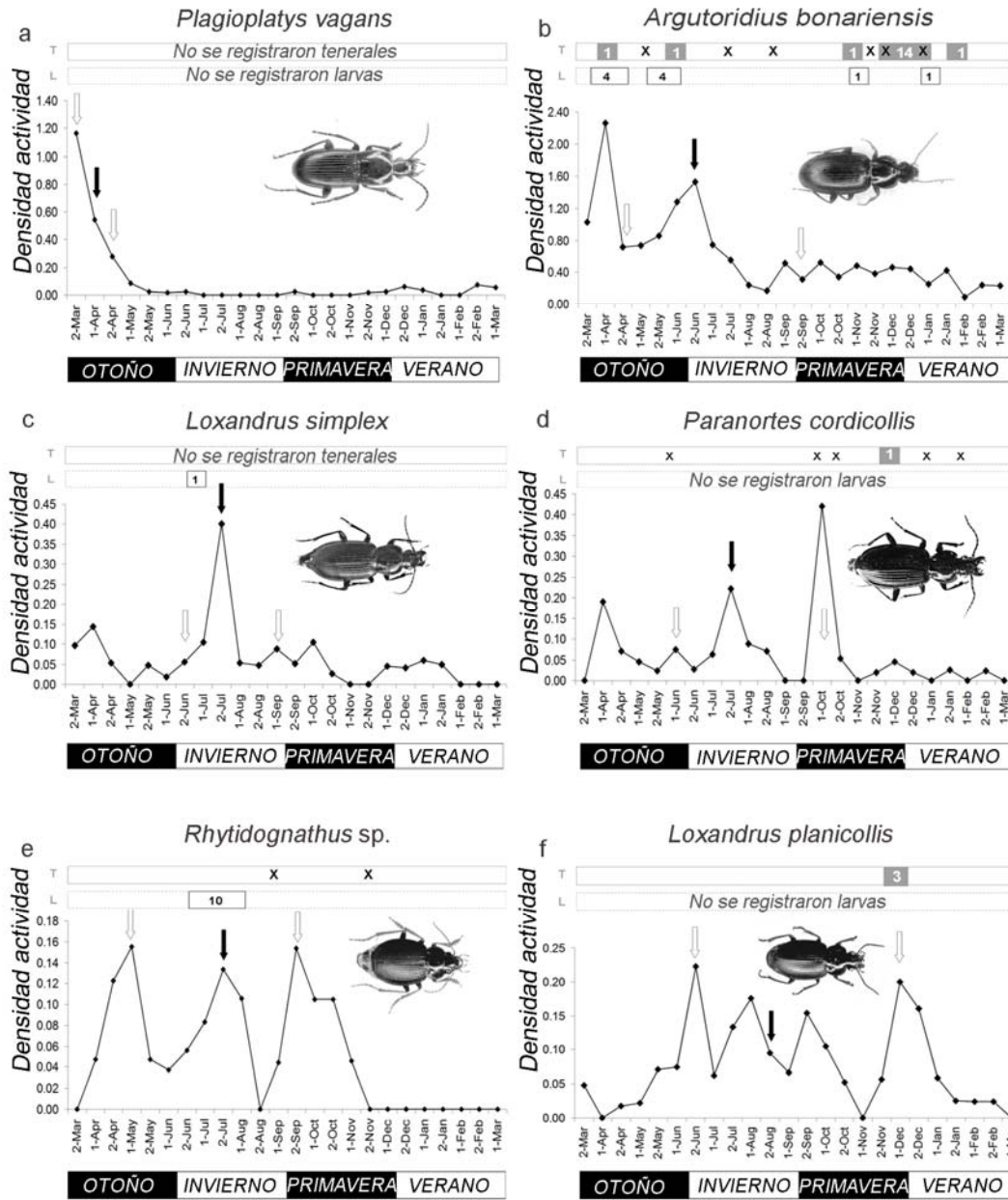
Entre las especies con pico de actividad en invierno, *A. bonariensis* (Figura 25b) lo alcanzó en junio; *L. simplex* (Figura 25c), *P. cordicollis* (Figura 25d), y *Rhytidognathus* sp. (Figura 25e) alcanzaron el pico en julio, mientras que *L. planicollis* (Figura 25f) hizo pico en agosto. Las últimas tres especies mostraron patrones más irregulares. No se registró actividad de *Rhytidognathus* sp. desde mediados de noviembre hasta abril.

En primavera, el pico de actividad de *C. platensis* (Figura 26a), *S. melanarius* (Figura 26b) y *A. posticus* (Figura 26c) ocurrió en octubre; mientras que *P. striatulus* (Figura 26d), *N. cupripennis* (Figura 26e), *Pelmatellus* sp. N° 1 (Figura 26f), *M. circumfusus* (Figura 27a) y *S. anthracinus* (Figura 27b) alcanzaron el pico en noviembre. No se registró actividad de *A. posticus* en verano, así como *S. anthracinus* y *S. melanarius* mostraron ninguna o mínima actividad en otoño e invierno.

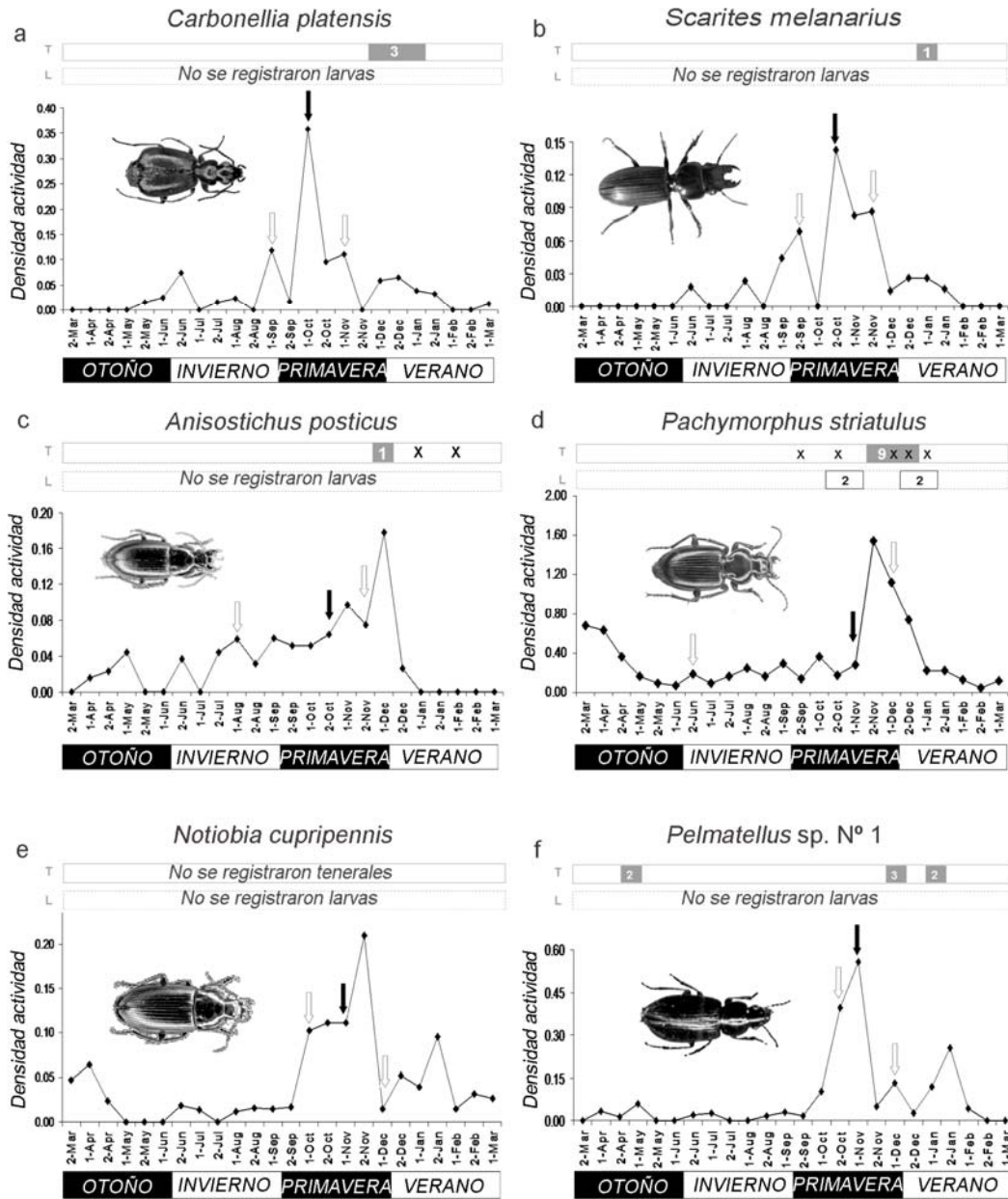
**Densidad actividad (DA).** El patrón de actividad total (de las 63 especies de carábidos) fue alto en otoño temprano (3,11 individuos/ trampa en 15 días) y primavera tardía (3,27 individuos / trampa en 15 días) (Figura 24).



**Figura 24.** Densidad actividad total de las 63 especies registradas en el talar durante el ciclo anual marzo 2008 – marzo 2009. Sobre el eje x, el dígito delante de cada mes indica el período de muestreo correspondiente a la primera (1) o segunda (2) quincena de ese mes.



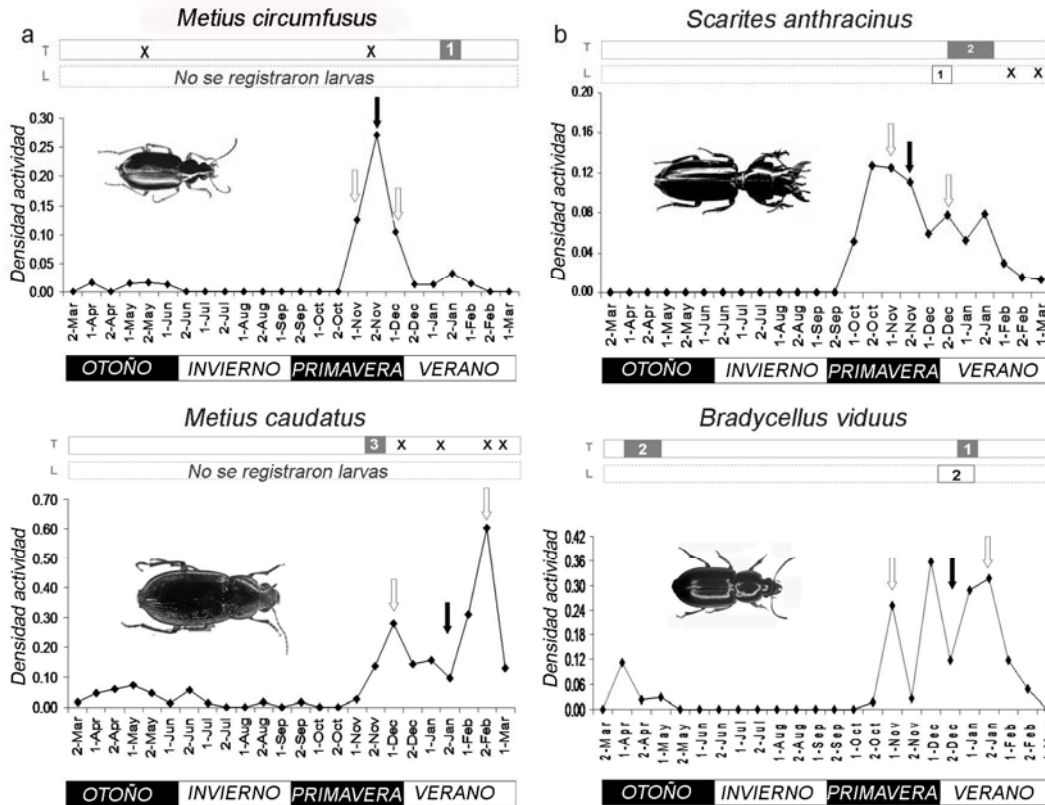
**Figura 25.** Densidad actividad de los carábidos adultos registrados en el talar durante el ciclo anual marzo 2008 – marzo 2009. Sobre el eje x, el dígito delante de cada mes indica el período de muestreo correspondiente a la primera (1) o segunda (2) quincena de ese mes. Las dos barras superiores indican el número de individuos tenerales (T) y larvas (L) registrados en el correspondiente período de muestreo. La “X” indica datos aportados por otras as, como se especificó en la Tabla 8. Las flechas indican el principal período de actividad (flechas blancas) y el pico de actividad (flechas negras).



**Figura 26.** Densidad actividad de los carábidos adultos registrados en el talar durante el ciclo anual marzo 2008 – marzo 2009. Sobre el eje x, el dígito delante de cada mes indica el período de muestreo correspondiente a la primera (1) o segunda (2) quincena de ese mes. Las dos barras superiores indican el número de individuos teneales (T) y larvas (L) registrados en el correspondiente período de muestreo. La “X” indica datos aportados por otras as, como se especificó en la Tabla 8. Las flechas indican el principal período de actividad (flechas blancas) y el pico de actividad (flechas negras).

Finalmente, en verano, *M. caudatus* (Figura 27c) tuvo pico en febrero mientras que *B. viduus* (Figura 27d) alcanzó el pico en enero y no fue registrada en invierno.

Ningún teneral fue registrado para *P. vagans*, *N. cupripenis*, *L. simplex* y *S. melanarius*. Los tenerales de *A. bonariensis* fueron registrados en todas las estaciones (Figura 25b). La actividad de los tenerales de la mayoría de las especies ocurrió principalmente en primavera y verano, con algunos registros en otoño tardío (e.g. *Pelmatellus* sp. N° 1, *B. viduus*, *A. posticus*, *M. circumfusus* y *P. cordicollis*). Finalmente, los tenerales de *Rhytidognathus* sp. (Figura 25e) estuvieron presentes en invierno y primavera.



**Figura 27.** Densidad actividad de los carábidos adultos registrados en el talar durante el ciclo anual marzo 2008 – marzo 2009. Sobre el eje x, el dígito delante de cada mes indica el período de muestreo correspondiente a la primera (1) o segunda (2) quincena de ese mes. Las dos barras superiores indican el número de individuos tenerales (T) y larvas (L) registrados en el correspondiente período de muestreo. La “X” indica datos aportados por otras as, como se especificó en la Tabla 8. Las flechas indican el principal período de actividad (flechas blancas) y el pico de actividad (flechas negras).

**Proporción de sexos.** Ocho de las especies estudiadas (*M. caudatus*, *Pelmatellus* sp. N°1, *L. planicollis*, *L. simplex*, *N. cupripenis*, *C. platensis*, *Rhytidognathus* sp. y *P. cordicollis*) no mostraron actividad significativamente diferente entre los sexos ( $p > 0,05$ ) en las estaciones en las que el número de individuos recolectados fue suficiente como para realizar el análisis. *Argutoridius bonariensis* mostró una proporción sesgada hacia las hembras en otoño ( $X^2_{0,05; 1} = 12,04$ ;  $p < 0,01$ ), invierno ( $X^2_{0,05; 1} = 8,10$ ;  $p < 0,01$ ) y primavera ( $X^2_{0,05; 1} = 5,26$ ;  $p < 0,05$ ), mientras que la proporción de sexos de *P.*

*striatulus* estuvo sesgada hacia los machos en otoño ( $X^2_{0,05; 1} = 4,56; p < 0,05$ ), invierno ( $X^2_{0,05; 1} = 7,91; p < 0,01$ ) y verano ( $X^2_{0,05; 1} = 6,25; p < 0,05$ ). La proporción fue sesgada hacia las hembras en otoño para *P. vagans* ( $X^2_{0,05; 1} = 10,89; p < 0,01$ ), en invierno para *A. posticus* ( $X^2_{0,05; 1} = 6,25; p < 0,05$ ) y en primavera para *M. circumfusus* ( $X^2_{0,05; 1} = 5,16; p < 0,05$ ); *B. viduus* mostró un sesgo hacia los machos en otoño ( $X^2_{0,05; 1} = 4,45; p < 0,05$ ).

## Discusión

Varios estudios sobre la densidad actividad anual de los carábidos se han llevado a cabo en agroecosistemas y ambientes nativos de la Argentina (Cicchino *et al.*, 2005; Cicchino, 2006a; Sorensen, 2006; Turienzo, 2006; Cicchino y Farina, 2007a, 2010; Castro y Porrini, 2010; Paleologos, 2011). El presente estudio provee información original acerca de la actividad de los carábidos bajo condiciones meteorológicas atípicas como la sequía severa asociada con el fenómeno La Niña (SMN 2008, 2009) en un ambiente nativo del sudeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina.

Las especies aquí estudiadas muestran una clara estacionalidad en los patrones de actividad (Figura 28), los que concuerdan con trabajos previos, excepto por algunas especies que ocuparon hábitats no siempre comparables. La actividad de *P. vagans*, *N. cupripennis* y *A. posticus* usualmente es alta en verano (Cicchino, 2006a; Cicchino y Farina, 2007a, 2010); sin embargo, nuestros resultados mostraron que la actividad permaneció muy baja en esta estación. Estos comportamientos pueden estar asociados con el drástico déficit de precipitaciones ocurridas en verano (SMN, 2009). Muchas especies de escarabajos adquieren la habilidad de sobrevivir durante los períodos más secos de “La Niña” debido a la marcada reducción de sus poblaciones, cuando los adultos se refugian en galerías, grietas o cavidades del suelo, alimentándose de los recursos que permanecen disponibles (Larrain *et al.*, 2001).



**Figura 28.** Lista de especies cuyos picos de actividad se manifestaron en distintas estaciones del año, durante el período marzo 2008- marzo 2009.

Las condiciones climáticas son determinantes de la variación en los ensambles de carábidos (Irmeler, 2003), pero a pesar de las fluctuaciones que pueden existir en la abundancia a través de los años, los patrones estacionales de actividad permanecen similares en un sitio (Niemelä *et al.*, 1989). La historia de vida de los carábidos de regiones templadas involucra períodos de dormancia durante el invierno o el verano (Lövei y Sunderland, 1996). Los factores más importantes que influyen los ritmos estacionales de los carábidos son el fotoperíodo y la temperatura (Thiele, 1977). Por ejemplo, una asociación positiva se encontró entre *S. anthracinus*, *M. circumfusus*, *B. viduus* y *M. caudatus* con la temperatura y el fotoperíodo. Las primeras tres especies parecen hibernar dado que ninguna captura fue registrada en las estaciones frías. Por otro lado, *Rhytidognathus* sp. probablemente atraviesa un período de estivación desde mediados de noviembre hasta comienzos de abril.

Una correlación negativa entre la actividad y la temperatura podría expresar una dependencia de altas humedades relativas, dado que a temperaturas más bajas la humedad relativa tiende a ser mayor (Diefenbach y Becker, 1997). A este respecto, alguna de las especies que hicieron pico en invierno, como *P. cordicollis*, *L. simplex* (Figura 29) y *L. planicollis*, mostraron una fuerte asociación positiva con la precipitación. Del mismo modo, *C. platensis*, *S. melanarius* y *A. posticus*, que alcanzaron el pico en primavera y cuyo principal período de actividad comenzó en invierno tardío, mostraron una asociación positiva con las precipitaciones. En contraste con estos resultados, Cicchino y Farina (2007a) describen a *C. platensis* como una especie xerófila, cuyos hábitats típicos son los pastos cortos (Canepuccia *et al.*, 2009) y pastizales abiertos (Cicchino, 2003). Por otro lado, *M. caudatus* y *P. vagans* mostraron una correlación negativa con las precipitaciones. Estos resultados concuerdan con trabajos previos en los que ambas especies, típicas de pastizales abiertos y sierras, fueron descriptos como mesófila y xerófila, respectivamente (Cicchino y Farina, 2005). Debe notarse que la preferencia de algunas especies por hábitats xéricos no necesariamente implica una asociación negativa con las precipitaciones, que eventualmente pueden ser disparadores de eventos biológicos como la búsqueda de pareja y la reproducción, como podría ser el caso de *C. platensis*. Todas las poblaciones de esta especie que se encuentran en la zona este de la provincia de Buenos Aires (al este del meridiano 59° W) son micrópteras, mientras que aquellas de las localidades más australes, desde el oeste de Bahía Blanca (38° 42' 41" S, 62° 16' 01" W) al centro de la provincia de Mendoza (33° 44' 16" S, 69° 07' 04" W) presentan dimorfismo alar (Cicchino y Farina, 2005), lo que significa que existen diferencias en la capacidad de ocupar hábitats y en las estrategias de dispersión. El gradiente regional de precipitaciones (Hoffmann, 1989) probablemente pueda ser un factor que explique este patrón de distribución de *C. platensis*.

Puede asumirse que las especies responderían más flexiblemente a otros estímulos menos predecibles que el fotoperíodo y la temperatura, tales como la disponibilidad y calidad del alimento y la densidad poblacional (Hodek, 2012). Hay carábidos granívoros cuya reproducción depende de las semillas maduras que aparecen al final de las estaciones húmedas o cálidas (Kotze *et al.*, 2011), lo que también explicaría la alta actividad de las especies granívoras tales como las harpalinas *N. cupripennis*, *B. viduus*, *Pematellus* sp. N° 1 y *A. posticus* en primavera y verano. Lietti *et al.* (2000) reportaron que *N. cupripennis* se alimenta más a menudo de semillas de plantas que florecen en primavera y fructifican hasta el verano.



**Figura 29.** *Loxandrus simplex* es una de las especies con marcada actividad invernal, asociada a fotoperiodos cortos y bajas temperaturas (Foto de Armando C. Cicchino).

De manera similar, una alta abundancia de presas puede incrementar la actividad de los carábidos predadores (Honěk y Jarošík, 2000; Stork y Paarman, 1992). Por ejemplo, *S. anthracinus* se alimenta de babosas y bichos bolita, que proliferan desde octubre a diciembre (Tulli *et al.*, 2009). Además, hay cambios en la abundancia de las especies que pueden ocurrir debido a procesos demográficos propios de las poblaciones, estrategias de dispersión y estabilidad del hábitat (Luff, 1996; Honěk, 1997). *Pachymorphus striatulus* y *A. bonariensis* fueron las especies más activas; fueron registradas todos los meses e hicieron pico en primavera y otoño temprano, respectivamente. Los patrones de actividad de *P. striatulus* difirieron de los resultados previos, en los cuales estas especies alcanzaron la máxima actividad en otoño (Cicchino *et al.*, 2005; Paleologos, 2011). *Pachymorphus striatulus* ha sido identificada como eurítropa, ubicuista y sinantrópica (Cicchino, 2003) y entonces, es probable que su fenología varíe entre diferentes hábitats (Danks, 2002) dado que los carábidos que ocupan un amplio rango de hábitats son usualmente más euritérmicos que aquellos con preferencias de hábitat más específicas (May, 1979).

El período reproductivo usualmente coincide con el pico de actividad, aunque esta conexión es flexible en muchas especies (Niemelä *et al.*, 1989; Lövei y Sunderland, 1996). Entonces, a partir de los patrones de actividad estacional y los registros de individuos tenerales podemos hipotetizar que las especies de carábidos aquí consideradas pueden clasificarse en al menos tres amplias categorías de acuerdo con sus estrategias reproductivas exhibidas durante un ciclo anual:

- los que se reproducen **todo el año** (*A. bonariensis*),
- los reproductores de **primavera a otoño temprano** (*B. viduus*, *M. circumfusus*, *Pelmatellus* sp. N°1, *A. posticus*, *S. melanarius*, *S. anthracinus*, *C. platensis* y *N. cupripennis*) y
- los reproductores de **otoño a primavera temprana** (*L. planicollis*, *L. simplex*, *P. cordicollis* y *Rhytidognathus* sp.).

Hay otras especies para las que no pudimos asumir estrategias reproductivas definidas y más estudios son necesarios dado que no se registraron individuos tenerales, o bien hay diferencias con los patrones estacionales publicados en trabajos previos (por ejemplo, *P.*

*striatulus* y *M. caudatus*) y/o el talar no es el habitat más representativo de algunas especies, como *P. vagans*, típico de pastizales abiertos (Cicchino y Farina, 2005).

En referencia a la proporción de sexos, la actividad locomotora diferencial de machos y hembras en general se ve reflejada por los datos de las trampas *pitfall* (Szyszko *et al.*, 2004; Tyler, 2012). La proporción de sexos puede variar durante el año, dependiendo de las especies (Tyler, 2012) y el estado reproductivo (Levesque y Levesque, 1994), pero también está influenciada por otros factores como la disponibilidad de alimento (Szyszko *et al.*, 2004) o la habilidad de cada sexo para escapar de las trampas (Yamashita *et al.*, 2010). Se presume que los machos tienen mayor actividad que las hembras (Gerlach *et al.*, 2009), pero estas tendencias no se sostienen para todas las especies (Philip y Burgess, 2008). Una proporción sesgada hacia las hembras puede sugerir una alta actividad reproductiva, dado que la actividad de las hembras tiende a incrementarse durante el desarrollo de los huevos (Levesque y Levesque, 1994). Dado que la formalina se usó como agente conservante en las trampas *pitfall*, la proporción de sexos debería interpretarse con cuidado. La formalina puede actuar como atractivo para algunas especies de carábidos y esta propiedad puede variar en diferentes períodos del año (Luff, 1968). Sin embargo, los resultados sobre las reacciones diferenciales entre los sexos es variable y debería notarse que el efecto de los conservantes también puede ser influenciado por muchos factores ambientales; sirviendo a modo de ejemplo que durante períodos climáticos secos los fluidos tengan un mayor efecto atractivo sobre los insectos (Gerlach *et al.*, 2009).

La fenología de las especies estudiadas en este trabajo, que se enfocó en una pequeña área rural, es representativa de los que sucede en otros ambientes análogos del sudeste bonaerense. Aún son necesarios más estudios acerca de la actividad estacional de las especies de la región en hábitats similares y diferentes, siguiendo un método estandarizado como el sugerido por Fazekas *et al.* (1997), para comparar los patrones estacionales y corroborar si las tendencias encontradas aquí son debido a las condiciones del fenómeno de La Niña. Del mismo modo, la disección de machos y hembras debería realizarse para determinar el estadio de desarrollo de las gónadas y el número de huevos para mejorar el conocimiento acerca del comportamiento reproductivo.



## Capítulo IV

### **Influencia de distintos usos del suelo sobre la diversidad de Carabidae. Caracterización ecológica de las especies en el agroecosistema del talar.**





## Introducción

Las prácticas agrícologanaderas actuales implican una simplificación del paisaje, ya que reemplazan la diversidad natural por unas pocas especies de plantas cultivadas y animales domésticos (Altieri, 1999). De este modo, la actividad productiva afecta a casi todos los procesos ecológicos, desde el comportamiento de los individuos y las dinámicas poblacionales hasta la composición y estructura de las comunidades y los flujos de materia y energía (Bilenca *et al.*, 2012).

En los últimos años, la actividad agropecuaria se intensificó en la región pampeana, específicamente en la cuenca de Mar Chiquita. El avance agrícola ocurrió principalmente en suelos elevados, como en los albardones de lagunas y arroyos. Sin embargo, la conservación de los suelos que aún existen cubiertos por vegetación nativa, como pastizales y talares, puede estar en riesgo si continúa la expansión de la ganadería y el reemplazo de la vegetación natural por pasturas cultivadas (Maceira *et al.*, 2005) (Figura 30).



**Figura 30.** Cultivo de maíz lindante al talar.

Los agroecosistemas deben ser considerados como un patrón complejo de parches de hábitats cultivados y no cultivados (Marasas *et al.*, 2010). En ellos, la biodiversidad interviene en procesos que favorecen su sustentabilidad y que van más allá de la producción de alimentos, combustibles e ingresos (Altieri, 1999). Por ejemplo, la macrofauna edáfica participa activamente en el ciclo de nutrientes a través de la fragmentación de residuos vegetales, la estimulación de la actividad microbiana y la regulación de los organismos indeseables. Además, modifica la estructura del suelo mediante la redistribución de materia orgánica y microorganismos, la mezcla de partículas orgánicas e inorgánicas, la creación de bioporos, la producción de pellets fecales, etc. Todos estos procesos conducen a un rendimiento sustentable, a la conservación de la energía y a una menor dependencia de insumos externos (Altieri, 1999). Es necesario conocer la estructura de las comunidades edáficas y cómo son afectadas por las distintas prácticas de manejo, para entender cuál es la contribución de

los invertebrados a la calidad del suelo (Stork y Eggleton, 1992). Los inventarios de a e identificación de invertebrados en los ecosistemas permiten la prevención o remediación del impacto antrópico en distintos ambientes (Wink *et al.*, 2005).

Entre los integrantes de la macrofauna edáfica, los carábidos son predadores de plagas agrícolas y son sensibles a las prácticas de manejo como el pastoreo, la fertilización, etc. (Rainio y Niemelä, 2003). Los carábidos presentan muchas ventajas al momento de señalar las cualidades relativas del paisaje en mosaico y cumplen con muchos criterios que los identifican como buenos organismos de estudio, como ya fuera señalado en el capítulo I. Es esperable que en ambientes altamente disturbados se favorezca la dispersión y abundancia de especies generalistas (o eurítocas) (Niemelä, 2001), como de aquellas sinantrópicas o hemisinantrópicas (Cicchino, 2003) y de las buenas dispersantes (macrópteras con capacidad de vuelo activo), que son buenas colonizadoras capaces de mantener poblaciones estables en parches pequeños y aislados (Niemelä, 2001).

Por todos estos motivos, los objetivos de este capítulo fueron a) realizar un inventario de las especies de carábidos presentes en ambientes con distinto uso dentro del agroecosistema del talar de Laguna Nahuel Rucá, b) analizar su diversidad (riqueza específica, actividad, composición y estructura del ensamble), c) analizar estacionalmente la asociación de las especies más activas de carábidos con la vegetación, d) analizar la proporción de eurítocas, macrópteros y sinantrópicos, e) identificar potenciales especies o grupos de especies típicas de los distintos ambientes y f) registrar la presencia de larvas en los distintos ambientes.

## Materiales y Métodos

**Área de estudio.** El estudio se realizó en una propiedad privada ubicada en el margen Este de la Laguna Nahuel Rucá (37° 37' 04''S, 57° 25' 16''W) (ver Capítulo I: Área de estudio). El sistema de estudio abarcó una superficie aproximada de 15 ha en la cual se seleccionaron distintos ambientes de muestreo (Figuras 30-33): talar, borde del talar, cultivo forrajero de maíz (CI), jardín parqueizado con especies nativas y exóticas, potrero de pastoreo y una franja de talas y cipreses (*Cupressus macrocarpa* Hartw.) bordeando el potrero (=”borde potrero”). El muestreo comenzó el 10 de diciembre de 2010, pero dado que el propietario nos comunicó unos meses después que en el cultivo se había aplicado un tratamiento diferente al tradicional, dos meses después de iniciado el muestreo (el 12-II-2011) seleccionamos otro lote cultivado con maíz (CII), a una distancia de aproximadamente 650 m del sistema de estudio. En CII, antes de la siembra, se realizaron aplicaciones de glifosato a las dosis recomendadas para controlar las hierbas. En octubre de 2010, se sembraron semillas de maíz híbrido (*Zea mays*) en ambos cultivos (NIDERA ®) por siembra directa. En CII, el terreno fue tratado con las dosis recomendadas del insecticida Karate® (60-75 cm<sup>3</sup>/ha) para el control de la isoca en maíz. En CI, la dosis de herbicida aplicada fue aproximadamente la mitad de la aplicada en CII (aprox. 700 cm<sup>3</sup>/ha) y no se aplicó insecticida. En los meses de julio y agosto, se ingresó el ganado a los cultivos para forrajeear y en octubre de 2011 se volvió a realizar la siembra directa de maíz, realizando las aplicaciones convencionales en ambos cultivos.

Debido a que todos los ambientes tienen un uso antrópico con mayor o menor intensidad, para caracterizar el grado de disturbio en cada ambiente se elaboró un índice

de disturbio considerando distintos aspectos: a) proporción de cobertura por especies arbóreas exóticas, b) Porcentaje de suelo desnudo, c) presencia de edificaciones, d) área de cultivo forrajero, e) aplicación de agroquímicos, f) pastoreo por ganado, g) corte periódico de césped. A cada ítem se le asignó un valor (Tabla 9) y se sumó el total para cada ambiente. Los valores más altos del índice indican un alto grado de disturbio.



**Figura 31.** Ambientes estudiados: potrero de pastoreo (izquierda) y talar (derecha).



**Figura 32.** Ambientes estudiados: jardín parqueizado (izquierda) y borde del talar (derecha).



**Figura 33.** Ambientes estudiados: cultivo CII fumigado con dosis recomendadas de insecticida y herbicida (izquierda); cultivo CI fumigado con dosis reducida de herbicida (derecha). Fotos tomadas en febrero de 2011.

**Método de muestreo.** El muestreo se realizó mediante trampas de caída o trampas “pitfall” (ver Capítulo I: Metodología), que a pesar de sus limitaciones ampliamente discutidas (Topping y Sunderland 1992; Spence y Niemelä 1994; Adis 2002; Gerlach *et al.*, 2009), son un método eficiente para el muestreo de la entomofauna del suelo, además las capturas representan la intensidad de la actividad y la densidad de los artrópodos de suelo (Spence y Niemelä, 1994; Adis, 2002). En cada ambiente se localizaron seis trampas pitfall separadas entre sí a una distancia mínima de 10 m. El recambio del contenido se realizó mensualmente desde el 10 de diciembre de 2010 al 19 de diciembre de 2011.

**Análisis de datos.** Las especies tienen “parámetros de captura” propios, como el patrón de actividad, los hábitos de vida y la capacidad de ser capturadas (“catchability”). Esto hace que los resultados provenientes de los métodos de captura como las trampas “pitfall” en distintos ambientes sean más o menos incomparables entre especies. Una solución propuesta para este inconveniente es estandarizar las capturas por especie a través de todos los sitios de muestreo (Turin *et al.*, 1991, Kotze *et al.*, 2011). Para ello, primero calculamos la suma por especie de todos los especímenes recolectados por cada trampa pitfall en todo el ciclo anual. Por contingencias tales como la desecación, pisoteo o pérdida de trampas no todas las trampas estuvieron funcionando todo el tiempo durante los 12 períodos de muestreo, el número total de especímenes por trampa fue dividido por el número días de actividad efectivos y luego multiplicado por

365 para obtener una estimación del número de especímenes por especie capturado en un año (abundancia estandarizada). Esta estimación luego fue reescalada, asignando al valor más alto de una especie el 100% y recalculando en función de esto el número de especímenes por año en los otros ambientes para esa especie. Estas estimaciones son designadas como “presencias relativas”, son los datos que se calcularon por trampa y se utilizaron para realizar los análisis multivariados más abajo mencionados, dado que permiten comparaciones entre especies a través de una serie de muestras (Kotze *et al.* 2011).

**Riqueza específica.** La riqueza específica de los ambientes se analizó mediante la construcción de *curvas de rarefacción* basadas en individuos para comparar entre los valores de alfa acumulada (Colwell *et al.*, 2004). La significancia estadística ( $P < 0,05$ ) para la diferencia en la riqueza de especies entre los ambientes fue evaluada mediante la comparación de los límites de los intervalos de confianza del 95% en un punto con el mismo número de individuos en las curvas de rarefacción (Gotelli y Colwell, 2011). El análisis se realizó mediante el programa EcoSim versión 7.71 (Gotelli y Entsminger, 2006).

**Actividad.** Para analizar posibles diferencias entre el número de individuos total, tomado como medida de la densidad actividad registrada durante el año en cada trampa, entre los distintos ambientes se realizaron gráficos de boxplot y tests de Kruskal-Wallis. Para saber entre qué pares de ambientes hubo diferencias, se realizaron análisis de comparaciones múltiples. Para estos análisis se utilizó el programa R versión 2.13.2 (Bates *et al.*, 2008).

**Composición y estructura del ensamble.** Para comparar la composición y estructura de los ensambles de los distintos ambientes, se realizaron análisis de escalamiento multidimensional no métrico (MDS) y análisis de similitud (ANOSIM) en función de las matrices de similitud de Bray-Curtis. Los valores de similitud permiten una interpretación relativa de la similitud entre pares de ensambles. De este modo, el MDS reconstruye un mapa de las muestras en dos (o más) dimensiones, en el cual la distancia relativa entre muestras refleja la similitud relativa entre la composición de especies. El valor de stress indica cuánto se corresponde la representación espacial de las muestras en el gráfico con los rangos de similitud original. Por su parte, ANOSIM es un procedimiento de permutación aplicado a matrices de rango de similitud (o disimilitud), utiliza el estadístico R, que es una medida comparativa del grado de separación entre ambientes. Si  $R=1$ , las réplicas dentro de un ambiente son más similares entre sí que con cualquier réplica de ambientes distintos; mientras que R es igual a 0 si la hipótesis nula es cierta, es decir que las similitudes entre hábitats y dentro de hábitats son las mismas en promedio (Clarke, 1993). Se realizó el mayor número de permutaciones posibles (462) para identificar si las diferencias entre los ensambles de los distintos ambientes seleccionados *a priori* fueron estadísticamente significativas.

**Potenciales especies o grupos de especies típicas de los ambientes.** Para conocer la contribución de cada especie a la similitud dentro de cada grupo (ambiente) y, en consecuencia, evaluar la potencialidad de estas como especies típicas de cada ambiente, se realizaron análisis de porcentajes de similitud (SIMPER). Cuanto más abundante es una especie dentro de un ambiente, mayor es su contribución a las similitudes intra-ambiente. La especie es típica del ambiente si el número de individuos recolectados es consistente en todas las muestras (Clarke, 1993).

Los análisis de ANOSIM, MDS y SIMPER se realizaron con el programa PRIMER 5 (Clarke y Gorley, 2001). Se indicó el “principal período de actividad” y el “pico de máxima actividad” de las especies típicas identificadas por el análisis de SIMPER, según el método de los cuartiles propuesto por Fazekas *et al.* (1997). El método está basado en las curvas de densidad actividad; el pico de máxima actividad fue definido como la fecha en la que se registró el 50% de la actividad. El comienzo y el final del principal período de actividad fueron definidos como las fechas en las que se registró el 25% y el 75% de la actividad (Fazekas *et al.*, 1997).

**Asociación estacional de las especies más activas de carábidos con la vegetación.** Se utilizó el análisis de correspondencia canónico (CCA) para encontrar relaciones por estación entre la abundancia estandarizada de las especies (como medida de la actividad) y el porcentaje de cobertura vegetal de las familias de herbáceas. Este es un método robusto para analizar datos de trampas pitfall (Palmer, 1993). Las familias de herbáceas fueron las variables incluidas para cada estación del año. La cobertura vegetal se midió a partir de un aro metálico de una superficie de 1 m de diámetro. Se tomaron tres medidas dentro de cada ambiente una vez por estación. Las significancias de cada ordenamiento y de las variables fueron testeadas mediante análisis de permutaciones de Monte Carlo usando el estadístico *F* (Legendre y Legendre, 1998). Los análisis fueron realizados con el programa R (Bates *et al.*, 2008). La identificación de las plantas se realizó mediante bibliografía (Montes *et al.*, 2007; Nisensohn *et al.*, 2009, Faccini *et al.*, 2008) y con la colaboración de la botánica María Celia Nuciari.

**Proporción de eurítopos, macrópteros y sinantrópicos.** Las especies fueron clasificadas de acuerdo con la bibliografía previa: Cicchino (2003), Cicchino y Farina (2005), Cicchino (2006a, 2006b), Canepuccia *et al.* (2009), Marasas *et al.* (2010), Nanni (2010) (Tabla 10) en eurítopos y estenótópos según el número y la tipología del/los hábitats que frecuentan; en macrópteros, pteridimórficos y ápteros según la morfología alar y en sinantrópicos y no sinantrópicos (ver capítulo I). Luego, a partir de las abundancias estandarizadas, se comparó el porcentaje de individuos pertenecientes a cada categoría a través de los distintos ambientes mediante análisis de Kruskal-Wallis y para identificar entre qué pares de ambientes hubo diferencias, se realizaron análisis de comparaciones múltiples.

## Resultados

Los ambientes fueron clasificados según el grado de disturbio ambiental, en las categorías especificadas en la Tabla 11. De este modo, se identificaron cinco niveles de disturbio en los cuales los ambientes se ordenaron de mayor a menor intensidad del mismo: 1) jardín parquizado, 2) cultivo CII y borde potrero, 3) cultivo CI, 4) potrero y talar, 5) borde talar.

**Tabla 11.** Evaluación del grado de disturbio de los distintos ambientes estudiados. (BT: Borde talar, BP: borde potrero, CII: cultivo con dosis convencionales de pesticidas, CI: cultivo con dosis reducidas de pesticidas, JA: jardín parquizado, PO: potrero, TA: talar).

Categoría de disturbio	Valor	BT	BP	CII	CI	JA	PO	TA
<b>Árboles exóticos</b>	0=0-25%; 1=25-50%; 2=50-75%; 3=75-100%	0	2	0	0	2	0	0
<b>Suelo desnudo</b>	0=0-25%; 1=25-50%; 2=50-75%; 3=75-100%	0	0	0	0	1	0	0
<b>Edificaciones</b>	0= no, 1=sí	0	0	0	0	1	0	0
<b>Cultivo</b>	0= no, 1=sí	0	0	1	1	0	0	0
<b>Agroquímicos</b>	0=ausente; 1=reducida; 2=convencional	0	0	2	1	0	0	0
<b>Ganado</b>	0=no; 1= leve/poco frecuente; 2=sí	1	2	1	1	0	2	2
<b>Corte de césped</b>	0= no, 1=sí	0	0	0	0	1	0	0
<b>Total</b>		1	4	4	3	5	2	2

### Riqueza específica

En el transcurso de un año de muestreo se aron 1751 individuos y 51 especies, distribuidas en 29 géneros (Tabla 12).

Al punto de rarefacción de n=101 individuos, los valores de riqueza específica (S) más elevados los presentaron los ambientes de jardín, talar y borde del talar, seguidos por los valores decrecientes de los cultivos, el borde del potrero y el potrero (Tabla 13).

**Tabla 12:** Número de individuos recolectados en un año y clasificación según afinidad de hábitat (Eu: eurítopo; Es: estenótopo), sinantropía (S: sinantrópico; noS: no sinantrópico) y morfología alar (M: macróptero; d: pteridimórfico; a: áptero) para cada especie de carábido en los distintos ambientes de uso agropecuario del talar de Laguna Nahuel Rucá. (BT: Borde talar, BP: borde potrero, CII: cultivo con dosis convencionales de pesticidas, CI: cultivo con dosis reducidas de pesticidas, JA: jardín parquizado, PO: potrero, TA: talar).

Especie	Af. hábitat	Sinantrop.	Morf. alar	BT	BP	CII	CI	JA	PO	TA
<i>Anisostichus posticus</i>	Es	noS	M	15	66			5		31
<i>Apenes seriata</i>			M		1					
<i>Argutoridius bonariensis</i>	Eu	S	M	34	354	30		6	3	41
<i>Argutoridius chilensis</i>	Eu	S	M	10	4	1	1	1		15
<i>Argutoridius</i> sp. 1	Es	noS	M	1						
<i>Aspidoglossa intermedia</i>	Eu	S	M	1						
<i>Brachinus immarginatus</i>	Es	noS	M	9						2
<i>Brachinus intermedius</i>	Es	noS	M						1	
<i>Brachinus pallipes</i>	Es	S	M	4		8	2	1		1
<i>Bradycellus</i> sp. 1		S	M	2	2	7	2	2	1	
<i>Bradycellus</i> sp. 2	Es	S	M	6	1	1	3	1	3	
<i>Bradycellus</i> sp. 3		S	M		1			2		
<i>Bradycellus</i> sp. 7			M	1						

<i>Bradycellus viduus</i>	Eu		D	69	26			10		8
<i>Calosoma retusum</i>	Eu	S	M	1						3
<i>Carbonellia platensis</i>	Es		D (*)	13	104	2		10	2	13
<i>Cynthidia planodisca</i>	Es		M	6	2		20	1	15	2
<i>Dromius negrei</i>	Es		M							1
<i>Galerita collaris</i>	Eu	S	M	5				1		1
<i>Galerita lacordairei</i>	Es		M							6
<i>Incagonum discosulcatum</i>	Es	S	M			1				1
<i>Incagonum lineatopunctatum</i>	Eu	S	M	4				1		
<i>Incagonum fuscoaeneum</i>	Es		M							1
<i>Loxandrus confusus</i>	Eu	S	M	5		1		3		
<i>Loxandrus irinus</i>		S	M	1						
<i>Loxandrus planicollis</i>	Eu	S	M		2			1		3
<i>Loxandrus simplex</i>	Eu	S	M	30	31		2			8
<i>Metius caudatus</i>	Es	noS	M	8	4			14	11	1
<i>Metius circumfusus</i>	Eu	S	M	8	3	2	4	3		3
<i>Bembidion (Notaphus) laticollis</i>	Es	S	M	2						1
<i>Notiobia cupripennis</i>	Eu	S	M	12	10	1	2	8		2
<i>Bembidion (Nothonepha) pallideguttula</i>	Es	S	M					1		
<i>Pachymorphus chalceus</i>	Eu	S	M					1		
<i>Pachymorphus striatulus</i>	Eu	S	M	44	15	22	20	18	66	5
<i>Paramecus cylindricus</i>		S	M		1		2	3		
<i>Paranortes cordicollis</i>	Eu	S	D (+)	9			2			1
<i>Pelmatellus egenus</i>		S	M		2			5		
<i>Pelmatellus sp. 1</i>	Eu	S	D	21	10			2		45
<i>Pelmatellus sp. 2</i>	Es	noS	D							1
<i>Plagioplatys vagans</i>	Es	noS	M	22	56		3			8
<i>Polpochila flavipes</i>	Es	S	M	7	4	8	11			4
<i>Polpochila nigra</i>			M				1			2
<i>Polpochila pueli</i>	Eu	S	M							1
<i>Rhytidognathus sp.</i>	Es	noS	A		1	4	3	3	6	2
<i>Scarites anthracinus</i>	Eu	S	M		1	6	38	1		1
<i>Selenophorus lugubris</i>			M			2	8			
<i>Selenophorus punctulatus</i>	Es		M			6	8		29	1
<i>Selenophorus sp. 1</i>			M						1	
<i>Tetracha distinguenda</i>		S	M				1			
<i>Tetragonoderus aeneus</i>	Es		M		1			5	1	
<i>Zuphium argentinicum</i>			M		1					

(\*) Indica que la especie, como tal, es **pteridimórfica**, aunque las poblaciones locales del SE de la provincia de Buenos Aires son siempre **micrópteras**.

(+) Indica que las poblaciones son básicamente **micrópteras**, apareciendo individuos **macrópteros** a lo largo del año como forma de dispersión, en porcentajes bajos.

**Tabla 13.** Riqueza específica (S) según el análisis de rarefacción a n=101. Letras distintas indican diferencias significativas (P<0,05)

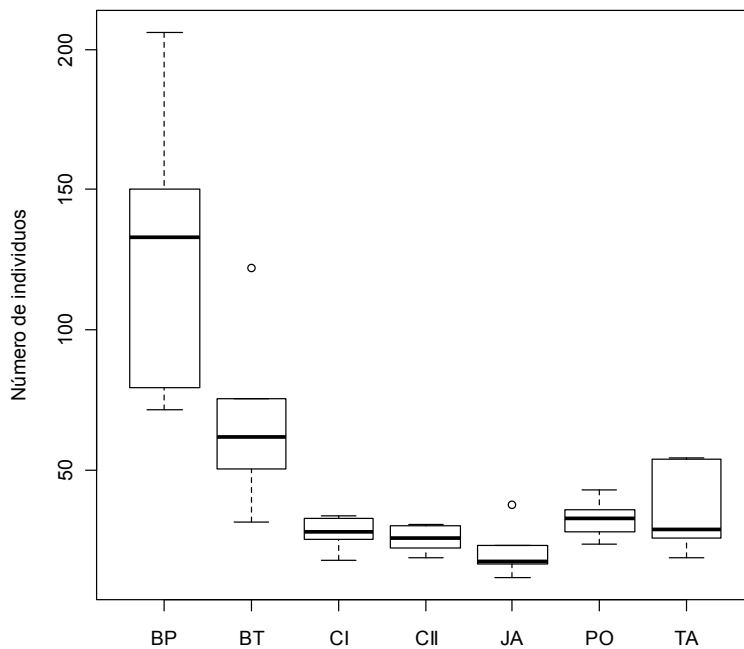
Ambiente	Estructura ambiente	Nº de individuos total	S (mediana) a n=101	LS	LI	Dif. signif.
■ Jardín	mixto	109	25	26	24	a
■ Talar	bosque	213	22	26	18	a, b
■ Borde del talar	bosque	350	22	25	19	a, b,
■ Cultivo I	abierto	135	18	19	16	b, c
■ Cultivo II	abierto	101	15	15	15	d
■ Borde del potrero	bosque	704	12	16	9	c, d, e
■ Potrero	abierto	139	12	12	9	e

Niveles de disturbio antrópico indicados con color (1=mayor disturbio - 5=menor disturbio):

■ 1 ■ 2 ■ 3 ■ 4 ■ 5

### Actividad

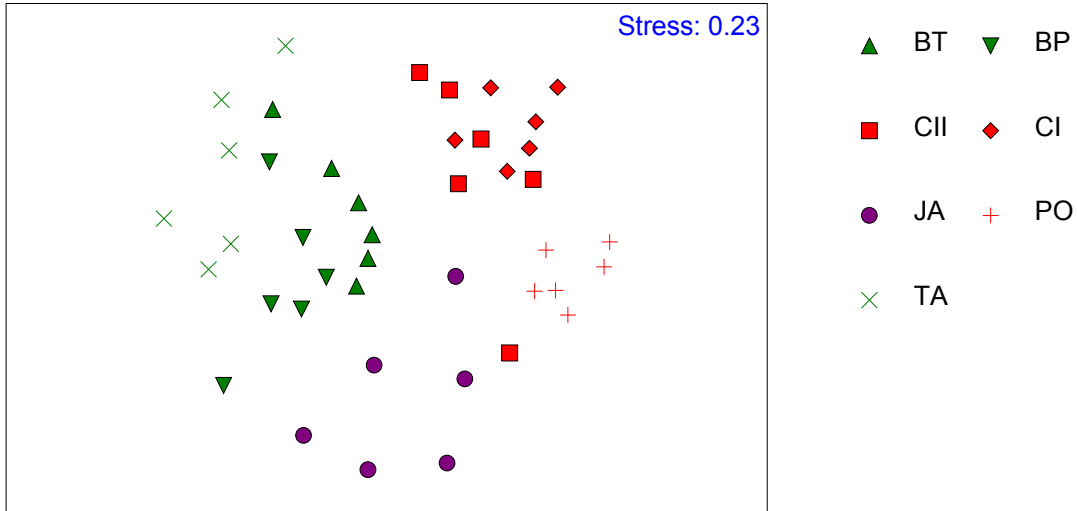
Se detectaron diferencias en la actividad de carábidos entre ambientes ( $H=27,95$ ;  $df=6$ ,  $P < 0,001$ ; Figura 34). El borde de potrero fue el ambiente cuya actividad fue más alta y variable. El test de comparaciones múltiples detectó que la actividad en el borde del potrero fue significativamente más alta que en el jardín ( $H=31,08$ ;  $p<0,05$ ) y que en los cultivos CI ( $H=22,58$ ;  $p<0,05$ ) y CII ( $H=25,75$ ;  $p<0,05$ ); a su vez, la actividad en el borde del talar fue mayor que la actividad en el jardín ( $H=24,25$ ;  $p<0,05$ ).



**Figura 34.** Boxplot de la abundancia-actividad anual de carábidos en distintos hábitats relacionados al talar con distintos usos del suelo. BP: borde potrero, BT: borde talar, CI: cultivo I, CII: cultivo II, JA: jardín parquizado, TA: talar centenario.

**Composición y estructura del ensamble.**

Los resultados del MDS mostraron que los ensambles de carábidos se agruparon más marcadamente en función de la estructura del hábitat que según su intensidad de disturbio, aunque el *stress* resulto un poco alto (0,23). En el gráfico (Figura 35) el eje x puede representar un gradiente desde los ambientes de bosque (a la izquierda) hacia los ambientes abiertos (a la derecha). El grupo de ambientes abiertos incluye al potrero y los cultivos, mientras que el grupo de ambientes de bosque incluye al talar y a los bordes. El jardín se ubica entre medio de ambos grupos, lo que revela su heterogeneidad en cuanto a la estructura de dicho ambiente.



**Figura 35.** Escalamiento multidimensional no métrico de los ensambles de carábidos por trampa en los distintos ambientes muestreados. En color verde se representaron los ambientes de bosque; en color rojo, los ambientes abiertos y en color violeta el ambiente del jardín, parcialmente forestado. Referencias: BP: borde potrero, BT: borde talar, CI: cultivo I, CII: cultivo II, JA: jardín parquizado, TA: talar centenario.

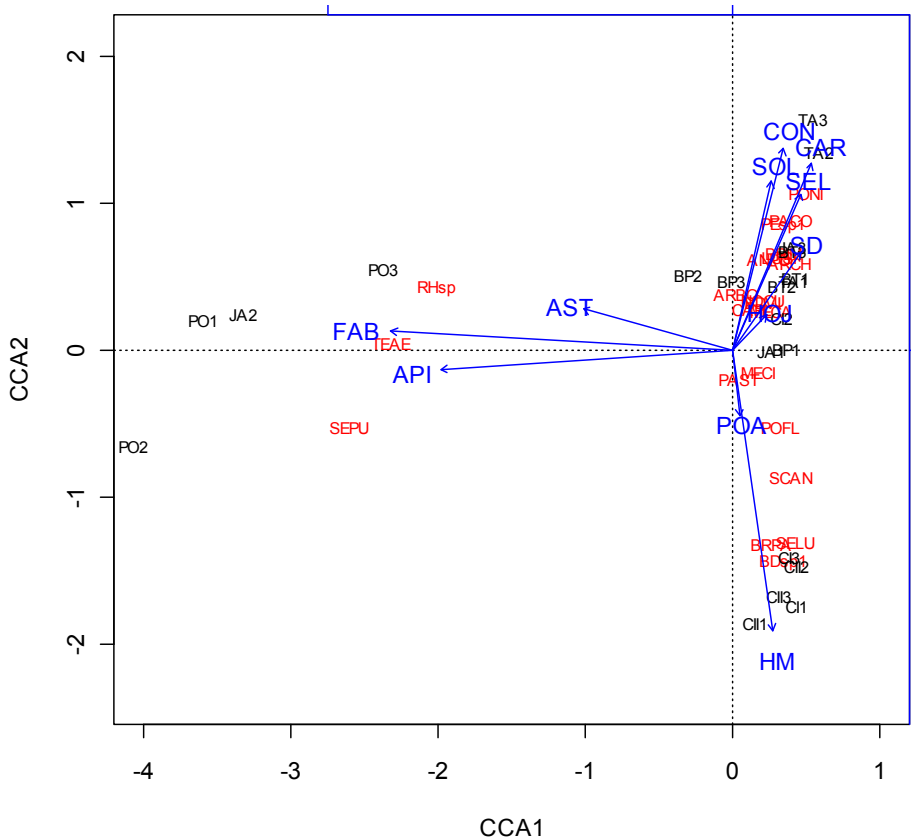
El análisis de ANOSIM mostró que hay diferencias estadísticamente significativas entre los ensambles ( $R=0,693$ ;  $p=0,001$ ) de todos los ambientes (Tabla 14). No obstante, se puede observar que los valores de  $R$  son más altos cuando las comparaciones se realizan entre ambientes de bosque y ambientes abiertos, indicando ensambles marcadamente diferentes.

**Tabla 14.** Valores del estadístico  $R$  de ANOSIM entre pares de ambientes. Todas las comparaciones entre pares de ambientes resultaron significativas con un valor  $p<0,01$ .

Ambiente	Borde talar	Talar	Borde potrero	Cultivo I	Cultivo II	Potrero
Borde talar						
Talar	0,46					
Borde potrero	0,66	0,59				
Cultivo I	0,93	0,92	0,99			
Cultivo II	0,77	0,82	0,85	0,38		
Potrero	0,93	1,00	1	0,98	0,73	
Jardín	0,39	0,69	0,41	0,67	0,42	0,51

**Asociación estacional de las especies más activas de carábidos con la vegetación.**

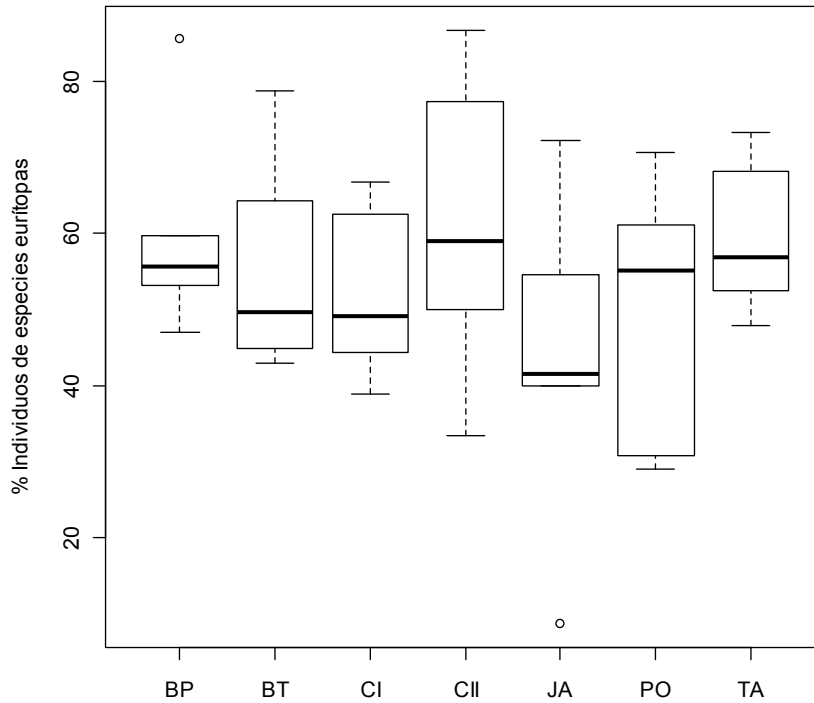
Los análisis de CCA revelaron que las especies de carábidos consideradas no están relacionadas con el porcentaje de cobertura de las familias de herbáceas en invierno (test de permutación de Monte-Carlo:  $F=1,63$ ;  $p=0,25$ ), otoño (test de permutación de Monte-Carlo:  $F=0,99$ ;  $p=0,79$ ) y verano (test de permutación de Monte-Carlo:  $F=0,97$ ;  $p=0,63$ ). El test indicó que solo en primavera la cobertura de herbáceas estuvo asociada al ensamble de carábidos (test de permutación de Monte-Carlo:  $F=1,31$ ;  $p=0,02$ ). La inercia total del modelo fue de 3,777 y los autovalores restringidos para los ejes CCA1 y CC2 fueron 0,617 y 0,487, respectivamente. Sólo los primeros dos ejes canónicos fueron significativos (eje 1:  $F = 3,84$ ;  $p < 0,05$ ; eje 2:  $F = 3,02$ ;  $p < 0,05$ ). Las variables que resultaron significativas fueron: Apiáceas (test de permutación de Monte-Carlo:  $F=2,23$ ;  $p=0,02$ ), Fabáceas (test de permutación de Monte-Carlo:  $F=1,91$ ,  $p=0,02$ ) y Convolvuláceas (test de permutación de Monte-Carlo:  $F=1,91$ ;  $p=0,007$ ) (Figura 36). Las especies de carábidos asociadas a las Fabáceas y Apiáceas fueron *Selenophorus punctulatus*, *Rhytidognathus* sp. y *Tetragonoderus aeneus*. Las especies de carábidos con una asociación más fuerte con las Convolvuláceas fueron *Polpochila nigra*, *Paranortes cordicollis*, *Pelmatellus* sp. N°1, *Brachinus immarginatus*, *Loxandrus simplex*, *Anisostichus posticus* y *Argutoridius chilensis*.



**Figura 36.** Biplot de la presencia relativa de carábidos y las familias de herbáceas (flechas) a partir del CCA. En rojo se indican los nombres abreviados de las especies y en azul, los nombres abreviados de las familias de herbáceas.

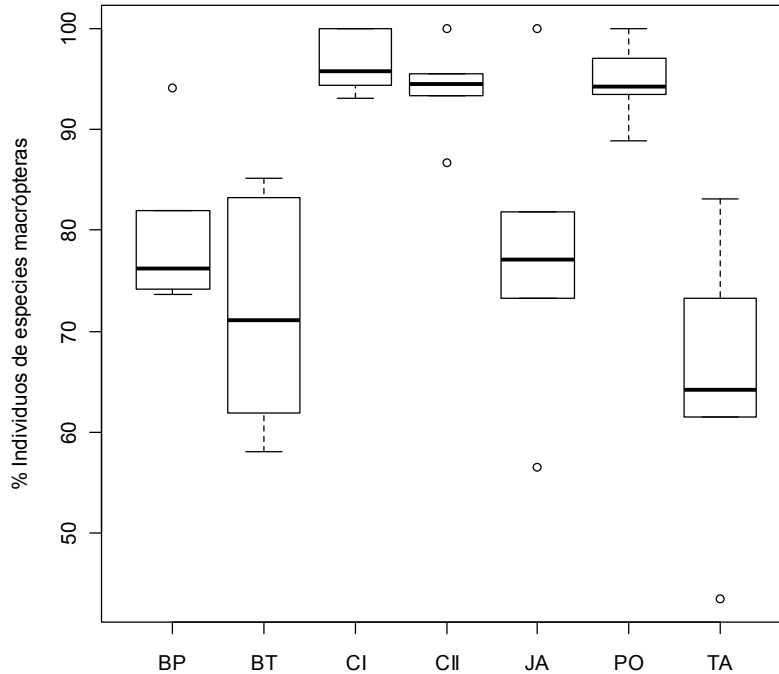
**Proporción de eurítomos, macrópteros y sinantrópicos**

**Eurítomos.** El test de Kruskal-Wallis no arrojó diferencias estadísticamente significativas en el porcentaje de individuos pertenecientes a especies eurítomas entre los distintos ambientes ( $H=4,99$ ;  $df=6$ ;  $p=0,54$ ; Figura 37).



**Figura 37.** Boxplot del porcentaje de individuos pertenecientes a especies eurítomas en cada ambiente. Referencias: BP: borde potrero, BT: borde talar, CI: cultivo I, CII: cultivo II, JA: jardín parquizado, TA: talar centenario.

**Macrópteros.** Hubo diferencias en el porcentaje de individuos pertenecientes a especies macrópteras entre los distintos ambientes ( $H=26,82$ ;  $df=6$ ;  $p=0,0001$ ). El gráfico de boxplot (Figura 38) muestra que los ambientes que presentaron porcentajes más altos de macrópteros fueron los cultivos (CI y CII) y el potrero (PO). De acuerdo con el análisis de comparaciones múltiples el cultivo CI se diferenció significativamente del borde del talar (BT) y del talar (TA) ( $H=22,00$ ;  $p<0,05$  y  $H=26,58$ ;  $p<0,05$ , respectivamente); el cultivo CII se diferenció del talar (TA) ( $H=23,25$ ;  $p<0,05$ ) y el potrero (PO), del talar (TA) ( $H=23,33$ ;  $p<0,05$ ).



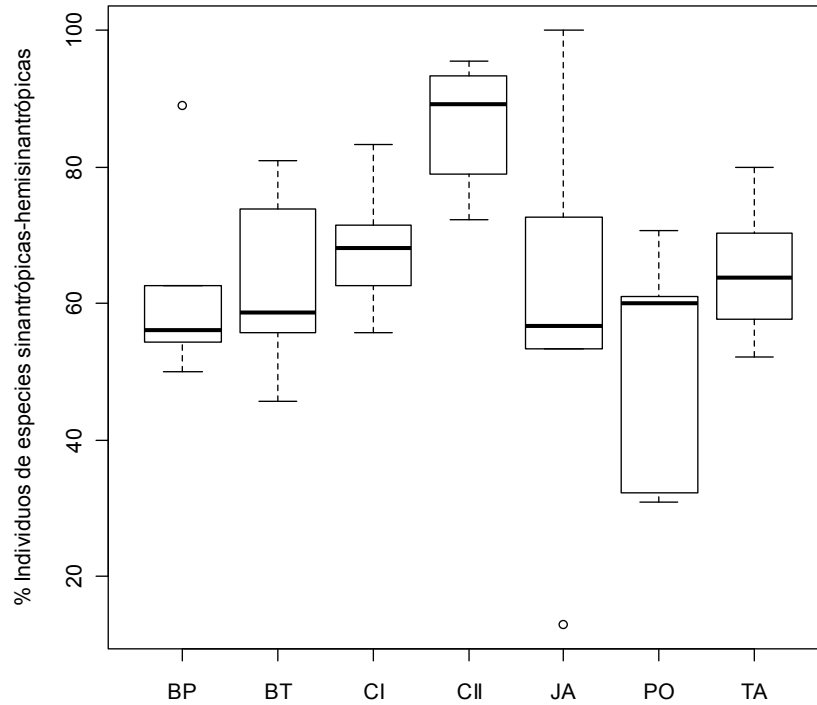
**Figura 38.** Boxplot del porcentaje de individuos pertenecientes a especies macropteradas en cada ambiente. Referencias: BP: borde potrero, BT: borde talar, CI: cultivo I, CII: cultivo II, JA: jardín parquizado, TA: talar centenario.

**Sinantrópicos.** Se detectaron diferencias en el porcentaje de individuos pertenecientes a especies sinantrópicas ( $H=13,53$ ;  $df=6$ ;  $p<0,05$ ; Figura 39). El análisis de comparaciones múltiples detectó diferencias significativas únicamente entre el cultivo CII y el potrero (PO) ( $H=22,00$ ;  $p<0,05$ ).

### Potenciales especies o grupos de especies típicas de los ambientes

A partir de los resultados del SIMPER, se distinguieron especies típicas de los ambientes abiertos y altamente modificados, como los cultivos y el potrero. Estas especies fueron: *Bradycellus* sp. N°1, *P. flavipes*, *Rhytidognathus* sp., *Selenophorus lugubris*, *Selenophorus punctulatus*, *Scarites anthracinus* y *C. planodisca*, con limitada dispersión hacia los ambientes forestados menos perturbados. *Pachymorphus striatulus* apareció como especie típica de estos ambientes, pero también con importante actividad en los bordes, sobre todo en el borde del talar.

Por otro lado, las especies típicas de los ambientes de bosque, como el talar y los bordes, incluyeron a: *Metius circumfusus*, *N. cupripennis*, *Argutoridius bonariensis*, *C. platensis*, *Anisostichus posticus*, *P. vagans* y *Pelmatellus* sp. N°1. Sólo dos especies no fueron registradas fuera de estos tres ambientes de bosque: *Pelmatellus* sp. N°1, que fue la única que se reveló como típica del talar, y *Anisostichus posticus*. Las especies restantes mostraron alta actividad en las zonas de bordes, con incursiones en mayor o menor grado hacia los ambientes abiertos.



**Figura 39.** Boxplot del porcentaje de individuos pertenecientes a especies sinantrópicas/hemisantrópicas en cada ambiente. Referencias: BP: borde potrero, BT: borde talar, CI: cultivo I, CII: cultivo II, JA: jardín parqueizado, TA: talar centenario.

Por último, dos especies típicas fueron identificadas para el ambiente del jardín parqueizado: *N. cupripennis*, también presente en alto número en el borde del talar, y *P. egenus*, ambas especies eurítomas y ubicuistas.

La gran mayoría de estas especies manifestaron su pico de actividad en primavera (noviembre) y verano (diciembre-febrero), mientras que sólo tres lo hicieron a finales del verano (marzo) o en otoño (abril-mayo) (Tabla 15).

**Tabla 15.** Resultado del análisis SIMPER de las especies que contribuyen a más del 10% de la similitud observada dentro de cada ambiente. Se indican los meses de registro del pico de máxima actividad y del principal período de actividad.

Especie	Borde talar	Talar	Borde potrero	Cultivo I	Cultivo II	Potrero	Jardín	Pico de actividad	Principal período actividad
<i>Metius circumfusus</i>	13,24							nov	nov
<i>Notiobia cupripennis</i>	12,78						29,84	ene	nov-mar
<i>Pachymorphus striatulus</i>	12,13				20,11	37,40		abr	mar-jul
<i>Argutoridius bonariensis</i>			26,60					abr	dic-jun
<i>Carbonellia platensis</i>			17,56					dic	nov-dic
<i>Anisostichus posticus</i>			12,34					dic	nov-ene
<i>Plagioplatys vagans</i>			11,54					mar	feb-abr
<i>Bradycellus</i> sp. N°1					24,81			nov	nov-dic
<i>Polpochila flavipes</i>				12,08	19,92			nov	nov
<i>Rhytidognathus</i> sp.					11,80	18,59		may	abr-jun
<i>Selenophorus lugubris</i>				26,00				dic	nov-ene
<i>Scarites anthracinus</i>				25,93				nov	nov-dic
<i>Cynthidia planodisca</i>				15,66		18,62		feb	feb
<i>Pelmatellus egenus</i>							19,97	dic	dic
<i>Selenophorus punctulatus</i>						19,55		nov	oct-dic
<i>Pelmatellus</i> sp. N° 1		31,08						nov	oct-dic

### Presencia de larvas

El registro de las larvas adas en distintos ambientes se muestran en la tabla 16. Todas fueron adas en verano. No se registraron larvas en el potrero ni en el cultivo CII.

**Tabla 16.** Larvas registradas en los distintos ambientes.

Ambiente	Especie	Abundancia
<b>BT</b>	<i>A. posticus</i>	1
	<i>B.viduus</i>	1
	<i>G. collaris</i>	16
	<i>Polpochila</i> sp.	4
<b>BP</b>	<i>A. posticus</i>	1
	<i>B.viduus</i>	3
	<i>G. collaris</i>	3
<b>CS</b>	<i>P. flavipes</i>	1
	<i>Selenophorus</i> sp.	1
<b>JA</b>	<i>G. collaris</i>	2
	<i>S. anthracinus</i>	1
<b>TA</b>	<i>G. collaris</i>	2
	<i>Pelmatellus</i> sp.	1

## Discusión

A partir de nuestros resultados, podemos inferir que el uso del suelo y la estructura del ambiente influyen sobre la diversidad de carábidos a escala local. A pesar de que algunas especies de carábidos tengan la potencialidad de desplazarse grandes distancias en un día (Thiele, 1977), el tipo de ambiente y su uso pueden ser determinante para las especies que lo frecuentan. Cabe aclarar que el diseño permitió detectar diferencias en los ensambles entre los distintos ambientes estudiados, aunque conviene aclarar que lo que no sería correcto es hacer extrapolaciones de los resultados aquí observados a otros ambientes de características similares, porque en ese caso estaríamos cometiendo *pseudorreplicación* (Hurlber, 1984). El uso de réplicas de los tratamientos, es el mejor seguro contra los sucesos imprevistos que puedan llegar a producir falsos efectos de tratamiento (Hurlber, 1984; Koivula, 2011). Por ejemplo, hubiese sido recomendable el uso de réplicas para cada uno de los ambientes (bosque, bordes, jardín, potrero y cultivo), y de este modo, cualquier evento imprevisto como la reducción en la aplicación de agroquímicos en el cultivo sólo hubiese afectado a una réplica en lugar de al tratamiento “cultivo”. Si bien en este trabajo se buscó otro lote cultivado, podría haber ocurrido otro imprevisto en alguno de los otros ambientes. En caso de no contar con una variedad de ambientes similares (por ejemplo, la dificultad de encontrar distintos parches de talar de dimensiones parecidas) otra opción podría haber sido particionar el área de talar en una grilla imaginaria de  $n \times n$  plots, seleccionar un número aleatorio de plots, adecuadamente distanciados, y tomarlos como unidades muestrales, cada uno con un set de trampas pitfall, que pudieran representar más ampliamente el talar. De todos modos, la información provista por los resultados aquí obtenidos siguen siendo muy valiosos, y constituyen un muy buen contexto explicatorio de la actividad del ensamble de este talar, sobre todo porque hay patrones en la afinidad de hábitat de las especies, por ejemplo, que concuerdan con estudios previos realizados en la provincia de Buenos Aires, como se discute más abajo.

La riqueza específica provee una medida de la complejidad de las comunidades y de su potencial resiliencia frente al cambio, además de informar acerca de la calidad del suelo y su comunidad de invertebrados (Stork y Eggleton, 1992). En el agroecosistema del talar de Laguna Nahuel Rucá se registraron 51 especies en el transcurso de un año y se observa que hay una tendencia a que la estructura de los ambientes, antes que la intensidad de disturbio, influye sobre la riqueza específica y sobre la composición y estructura de los ensambles. Hay una acusada tendencia a hallar valores más altos de riqueza en los ambientes de bosque en comparación con los ambientes abiertos, independientemente de su grado de perturbación. La excepción fue el borde del potrero, compuesto por talas y cipreses, que presentó valores muy bajos de riqueza, junto con los ambientes abiertos como el área cultivada con manejo convencional (cultivo CII) y el potrero de pastoreo (Figura 40).



**Figura 40.** Los ambientes como el cultivo CII (izquierda) y el potrero de pastoreo (derecha) fueron los que presentaron los valores más bajos de riqueza de carábidos.

El jardín parquizado (Figura 41) alberga una alta riqueza de carábidos, a pesar de ser un ambiente con disturbios cíclicos como el corte periódico del césped. Los céspedes “bien cuidados” suelen ser ambientes estériles para la biodiversidad de jardines domésticos, particularmente en comparación con colchones de herbáceas u otras plantas de jardín (Gaston *et al.*, 2005). Sin embargo, es probable que la alta riqueza registrada se corresponda con una mayor oferta de microambientes que emergen de la acumulación de escombros, grietas o refugios provistos por las edificaciones (Cicchino, 2003) así como los amplios parches de *Dichondra* sp. (Convolvulaceae) que retienen un importante gradiente de humedad edáfica, y la heterogeneidad en la composición y estructura de la vegetación arbustiva y arbórea (Smith *et al.*, 2006). El talar es utilizado como zona de descanso y pastoreo para el ganado con la misma frecuencia e intensidad que el potrero, el borde del talar se encuentra sometido al mismo tipo de uso de suelo, sin embargo, la presencia de un borde de alambrada restringe el tránsito del ganado y permite un mayor desarrollo de la vegetación herbácea. El denso canopeo de la vegetación arbórea permanente en estos ambientes probablemente sea la principal causa de que las fluctuaciones diurnas de temperatura sean reducidas en comparación con los terrenos abiertos, como el potrero, y de esa manera las tasas de mortalidad de los artrópodos en la superficie del suelo pueden ser menores (Pffiffer y Luka, 2000), lo que puede facilitar la actividad y permanencia de especies que requieren condiciones de hábitats más estables y/o hidrófilas.



**Figura 41.** A pesar del alto nivel de disturbio, el jardín parqueizado alberga una alta riqueza de especies, probablemente debido a la heterogeneidad ambiental.

Las diferencias entre los ensambles de los ambientes de bosque y de los ambientes abiertos pueden ser explicadas por las preferencias de hábitat de las especies particulares de los carábidos. Por eso, estas características ecológicas son importantes para entender los patrones de diversidad y la composición de especies (Jung *et al.*, 2012) y serán discutidas más adelante. El porcentaje de individuos pertenecientes a especies macrópteras (Figura 42) probablemente también refleja las diferencias en la estructura de los ambientes, ya que los porcentajes más altos los presentaron los ambientes abiertos: los cultivos y el potrero. En los bosques boreales se conoce que las especies especialistas de bosques generalmente no son voladoras y presentan alas reducidas, por lo que es probable que su movilidad sea dificultosa a través de los pastizales o praderas para trasladarse de un parche a otro de bosque (Niemelä, 2001). A su vez, las alas reducidas han sido propuestas como una adaptación de las poblaciones estables y duraderas a sus ambientes (Venn, 2007). En los ambientes de Nahuel Rucá, las especies pteridimórficas fueron más frecuentes en los ambientes de bosque: *Bradycellus viduus*, *Pelmatellus* sp. N°1, *Paranortes cordicollis*, *Carbonellia platensis* (en cuyas poblaciones del sudeste bonaerense sólo se han registrado individuos micrópteros). Incluso la proporción de individuos macrópteros registrada dentro el talar de laguna Nahuel Rucá para las poblaciones de *Bradycellus viduus* (Cicchino *et al.*, 2011) y *Paranortes cordicollis* (Porrini *et al.*, 2010) no supera el valor del 10%. Las especies macrópteras (y voladoras) son capaces de utilizar los ambientes abiertos (Venn *et al.*, 2003) además de ser buenas colonizadoras en ambientes disturbados o inestables (Venn, 2007). No obstante, la única especie áptera (*Rhytidognathus* sp.) fue muy frecuente en los cultivos y el potrero, como discutiremos más abajo.



**Figura 42.** *Carbonellia platensis*, especie pteridimórfica, dos ejemplares hembras. A la izquierda se muestra un individuo macróptero (con el segundo par de alas desarrolladas) procedente de Bahía Blanca y a la derecha, un individuo micróptero procedente de Nahuel Rucá. Ver más explicaciones en el texto (Fotos: Armando Cicchino).

La biomasa de la fauna de suelo frecuentemente disminuye con el incremento del uso de las tierras para el pastoreo y los cultivos, en tanto que las arboledas albergan mayor biomasa de invertebrados de suelo que las praderas (Stork y Eggleton, 1992). Los bordes de bosques tienen una gran importancia en el manejo ambiental, ya que permiten que funcionen como fuente de carábidos con el potencial de dispersarse y recolonizar los ambientes disturbados por las actividades humanas (Magura, 2002). A su vez, funcionan como refugios durante la hibernación e incluso como sitios donde es posible la reproducción (Desender y Alderweireldt, 1988), como lo han demostrado la presencia de larvas que se han ado en estos ambientes (ver más adelante). Cabe destacar que de las 25 especies registradas en los ambientes abiertos, 22 también fueron adas en los bordes o en el talar. Por ejemplo, *Argutoridius bonariensis*, que es una especie eurítropa y ubicuista, está presente en gran diversidad de ambientes: en bosques de tala (Cicchino, 2006a y b), parches de *Myoporum laetum* (siempreverde) y de *Arundo donax* (caña de castilla) (Marasas *et al.*, 2010), en viñedos (Paleologos, 2011) y, en nuestro estudio, en los bordes arbolados; pero tiene la capacidad de colonizar sitios altamente disturbados como terrenos de pastoreo (Canepuccia *et al.*, 2009), áreas cultivadas (Sorensen, 2006; Turienzo, 2006; Marasas *et al.*, 2010) o sitios afectados por incendios (Cicchino, 2006a). Estos resultados parcialmente coinciden con trabajos previos, en los que se ha demostrado que la riqueza de especies de carábidos (Cividanes y dos Santos-Cividantes, 2008) y su actividad (Pffnner y Luka, 2000; Marasas *et al.*, 2010) son elevadas en los márgenes de los lotes cultivados. Los bordes, que no están arados o disturbados, funcionan como sitios de hibernación y/o refugio para muchos artrópodos, carábidos incluidos.

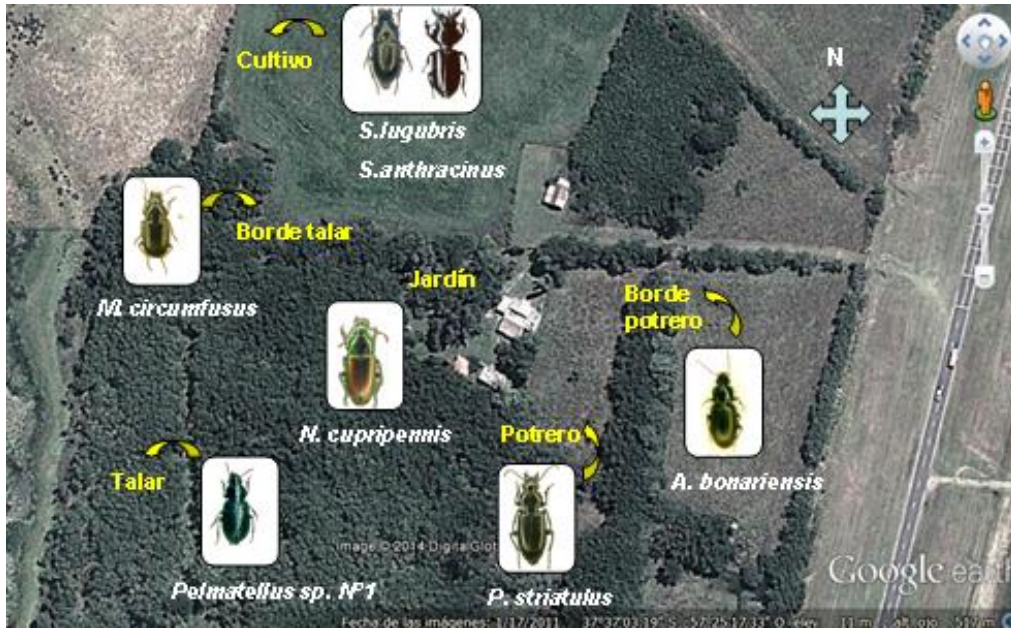
Como se mencionó anteriormente, las larvas fueron registradas en los ambientes asociados al talar, el único ambiente abierto en el que se registraron dos larvas fue en el cultivo en el que el uso de agroquímicos fue reducido. La distribución de las larvas puede depender no sólo de la disponibilidad de alimento, sino de las condiciones del suelo y la hojarasca que favorezcan la humedad (Kagawa y Maeto, 2009). Estos resultados podrían indicar que la conservación de parches de ambientes seminaturales en los agroecosistemas es importante para la reproducción de algunas especies de carábidos y que sus propiedades amortiguadoras pueden constituir un factor clave en la selección de sitios de hibernación, que a su vez mejoraría el número de especies de artrópodos benéficos que visitan los campos arables (Pfiffner y Luka, 2000; Marasas *et al.*, 2010).

En referencia a la actividad total de los carábidos, esta mostró una marcada tendencia a ser mayor en los ambientes de borde, sobre todo en el borde del potrero. Esto, junto con la riqueza específica, revela una baja diversidad en este borde, indicando que unas pocas especies se trasladan con frecuencia por ese corredor, como por ejemplo *A. bonariensis* y *C. platensis*. Es probable que la hojarasca generada tanto por el talar como por los cipreses, generen condiciones de temperatura y humedad (Koivula *et al.*, 1999) y una estructura que favorezca la actividad de unas pocas especies de pequeña talla como las anteriormente mencionadas, y dificulte el tránsito de otras especies de tallas mayores, en particular durante el período otoñal e invernal.

El estudio de las preferencias de hábitat de las especies individuales es una herramienta aún más completa para el monitoreo de la biodiversidad (Niemelä, 2000). Los resultados indican que hay especies que predominan en los ambientes de bosque y otras en los ambientes abiertos (Figura 43). Una sola especie, *Pelmatellus* sp. N°1, se reveló como típica del talar, mientras que otras, como *M. circumfusus*, *A. bonariensis*, *C. platensis*, *A. posticus*, y *P. vagans* predominaron en los bordes arbolados, a la vez que mostraron un variable grado de asociación con el tapiz vegetal de *Dichondra* sp. (Convolvulácea) predominante en dichos ambientes. En los ambientes abiertos, como los cultivos y el potrero, las especies predominantes fueron *P. striatulus*, *S. lugubris*, *S. anthracinus*, *Bradycellus* sp. N°1, *P. flavipes*, *C. planodisca*, *S. punctulatus* y *Rhytidognathus* sp. Estas dos especies también mostraron una fuerte asociación con plantas herbáceas de las familias Apiáceas y Fabáceas, muy abundantes sobre todo en el potrero de pastoreo y en las áreas abiertas del jardín parqueado, sin que hasta el momento puedan explicarse con seguridad las razones de esta afinidad florística.

En las áreas cultivadas, las especies muy susceptibles tienden a desaparecer y aquellas que frecuentan permanentemente estos ambientes están adaptadas a los disturbios repetidos producto de las actividades de cultivo (Huusela-Veistola, 1996). Es esperable que las especies generalistas o aquellas que prefieren hábitats abiertos sean dominantes en los ambientes más disturbados y/o simplificados y que la diversidad en ellos sea más baja (Jung *et al.*, 2012). No obstante, no se detectaron diferencias en el porcentaje de eurítopos entre los distintos ambientes estudiados, aunque el porcentaje de sinantrópicos fue alto en el cultivo con manejo convencional. Entre las especies que se consideran generalistas o eurítopas, están aquellas que están presentes en una muy amplia variedad de hábitats, como por ejemplo *P. striatulus*, *S. anthracinus*, *Bradycellus* sp. N°1, que son componentes frecuentes de la fauna de carábidos en los agroecosistemas del centro este de la Argentina (Marasas *et al.*, 2001, 2010; Sorensen, 2006; Turienzo, 2006; Lietti *et al.*, 2008; Weyland y Zaccagnini, 2008; Paleologos, 2011). Otras especies son más especializadas o estenótocas y requieren ciertas características del hábitat. Por ejemplo, *C. planodisca*, *S. punctulatus*, *S. lugubris*, *P. flavipes* son consideradas estenótocas,

siendo las dos primeras frecuentes en ambientes xéricos (Sorensen, 2006; Marasas *et al.*, 2010; Paleologos, 2011) y la última más común en pastizales lindantes a cuerpos de agua (Paleologos, 2011), no obstante estas también son especies habitualmente presentes en agroecosistemas.



**Figura 43.** Especies típicas de los distintos ambientes del agroecosistema del talar Laguna Nahuel Rucá. Se muestran aquellas que revelaron los valores más altos.

El caso de *Rhytidognathus* sp. es muy particular, ya que el género tiene una distribución geográfica muy restringida, que se limita al Uruguay y, en la Argentina, a la localidad de La Plata (Roig-Juñent y Rouaux, 2012) y al talar de Laguna Nahuel Rucá (Cicchino, 2006b) de la provincia de Buenos Aires. *Rhytidognathus platensis* fue registrada en los cultivos hortícolas con manejo orgánico, pero su hábitat original se asocia a ambientes seminaturales como los talarés y a las áreas ribereñas (Roig-Juñent y Rouaux, 2012), mientras que la especie registrada en el talar de Nahuel Rucá probablemente sea una especie diferente, aunque parece comportarse de manera similar, ya que según nuestros resultados fue muy activa en las áreas cultivadas, pero también es frecuente dentro del bosque (Cicchino, 2006a).

Por otra parte, el caso de *Pematellus* sp. N°1, *C. platensis* (Figura 42), *P. vagans*, *M. circumfusus* y *A. posticus*, podría ser ejemplo de especies más sensibles a los disturbios ambientales. Cicchino y Farina (2005) mencionan que las primeras tres especies nunca fueron registradas en el entorno urbano marplatense por fuera de la Reserva Natural del Puerto, y sólo mantienen poblaciones estables en sitios menos disturbados como en las reservas naturales y otros sitios protegidos (Cicchino y Farina, 2010). A su vez, Marasas *et al.* (2010) registraron la presencia de *M. circumfusus* en los bordes de laguna y cortaderas y no en las áreas cultivadas, fundamentalmente por tratarse de una especie francamente hidrófila.

En términos de conservación, las especies eurítopas y ubicuistas probablemente sobrevivan sin protección si la variedad de hábitats que usan se mantiene (Rainio y Niemelä, 2003). Las especies más estenotópicas o sensibles, con requerimientos de hábitat más específicos, son un foco más apropiado de conservación y es necesario profundizar los estudios de especificidad de hábitat de estas especies a escala regional para poder predecir cómo se verán afectadas por el avance de las actividades humanas, considerando que esta especificidad puede variar geográficamente, según el nivel de escala que se tome en consideración (Penev, 1996; Cicchino, 2003).

La distribución temporal de la actividad de las especies también es un factor clave a tomar en cuenta (ver capítulo III) en el manejo de un agroecosistema, dado que considera la época de reproducción de las poblaciones y, en consecuencia, su supervivencia. Las especies que se reproducen en el período de prácticas intensivas son las más afectadas (Rainio y Niemelä, 2003). Las especies activas en primavera temprana también suelen ser afectadas por el uso de pesticidas dado que su período de actividad coincide con el momento de aplicación (Huusela-Veistola, 1996). Debe considerarse el momento del año en que se realice cualquier tipo de monitoreo de la biodiversidad, dado que hay grupos de especies que muestran su principal período de actividad en distintas estaciones. A su vez, nuestros resultados indicaron que, luego de un estudio anual, de las 16 especies que se revelaron como típicas de distintos ambientes sólo cuatro manifestaron su pico de actividad en marzo-mayo (otoño), mientras que las 12 especies restantes mostraron el pico en primavera tardía o verano. Esto pareciera indicar que en las estaciones cálidas podemos contar con una mayor cantidad de especies activas (ver capítulo II) con la potencialidad de aportar más información acerca de las características del ambiente que en otoño o invierno.

La conservación de los ambientes seminaturales se traduce en la conservación de comunidades estables de artrópodos, debido a la heterogeneidad estructural y diversidad de microhábitats que éstos ofrecen como complemento a las áreas cultivadas (Marasas *et al.*, 2010). Por eso, para mantener la diversidad en la fauna de carábidos de un tipo de hábitat, los parches a ser preservados deberían ser lo más grande posibles; la conectividad entre parches parece incrementar la supervivencia de la población, pero debe cuidarse de no homogeneizar el paisaje. La distribución de los carábidos refleja los cambios ambientales causados por el humano, incluso a niveles de escala muy locales (Niemelä, 2001). A escalas pequeñas, a nivel de parches o ambientes como el que se estudiaron en este trabajo, la riqueza específica puede ser una medida confusa al momento de evaluar estrategias de manejo, por eso la identidad de las especies y su funcionalidad (especificidad de hábitat, etc.) aportan información más interesante (Koivula, 2011).

Cuanto mayor es la diversidad en los agroecosistemas y cuanto más tiempo permanece sin disturbar, mayores son las relaciones que se desarrollan para promover la estabilidad de las comunidades de insectos. Un agroecosistema con una estructura en mosaico compuesta de arboledas, bordes de vegetación espontánea, cercos, humedales, etc. pueden crear múltiples hábitats para la reproducción, alimentación y refugio de muchos carábidos y otros artrópodos benéficos. La abundancia de los enemigos naturales y el control biológico aumenta cuando los cultivos están rodeados por bordes de vegetación silvestre. Por eso, debe remarcar que una alta biodiversidad resulta en la regulación de plagas mediante la restauración de los controladores naturales, en el óptimo funcionamiento del ciclo de nutrientes y en la conservación del suelo mediante la activación de la biota edáfica (Altieri, 1999).

## Conclusiones





## Aportes a las características de las especies más comunes de carábidos del talar

En función de la bibliografía previa ya comentada a lo largo de este manuscrito y de los aportes de los resultados aquí obtenidos, se presenta a continuación un breve resumen de las características de cada una de las especies más comunes del talar de Laguna Nahuel Rucá:

<i>Anisostichus posticus:</i>	
	Mesófila. Estenótota. Macróptera. Seminívora. Peso: 0,029 g. Asociada con altos valores de precipitaciones. Se reveló como una especie típica de un ambiente de borde, compuesto por especies arbóreas como talas y cipreses y asociada al tapiz vegetal de <i>Dichondra</i> sp. en la primavera. El principal período de actividad fue de noviembre a enero, con un pico máximo en diciembre. Durante el período de sequía (La Niña 2008-2009), el pico se registró en octubre, por lo cual pareció ver afectada su actividad por la escasez de lluvias. Los teneales fueron recolectados desde el verano hasta el otoño tardío. La proporción de sexos se mostró equitativa durante el año, salvo en invierno que reveló un sesgo hacia una mayor proporción de hembras. Período reproductivo probable: desde la primavera al otoño temprano.
<i>Argutoridius bonariensis:</i>	
	Mesófila. Eurítota. Sinantrópica. Macróptera. Predadora. Peso: 0,009 g. Dominante en ambientes antropizados (ej. jardín parquizado). Se reveló como una especie típica de un ambiente de borde, compuesto por especies arbóreas como talas y cipreses. Alta capacidad de colonización. Asociada a temperaturas bajas y fotoperíodos cortos. El principal período de actividad fue de diciembre a junio, con un pico máximo en abril. El pico de actividad fue en invierno durante La Niña (2008-2009). Los teneales fueron registrados en todas las estaciones del año. Proporción de sexos sesgada hacia las hembras en otoño, invierno y primavera; equitativa en verano. Período reproductivo probable: todo el año.
<i>Bradycellus viduus:</i>	
	Mesófila. Eurítota. Pteridimórfica. Omnívora. Asociada a temperaturas relativamente altas y fotoperíodos largos. Pico de actividad en enero durante La Niña (2008-2009). Teneales recolectados desde el verano hasta el otoño tardío. Proporción de sexos equitativa durante el año, salvo en otoño que reveló un sesgo hacia una mayor proporción de machos. Período reproductivo probable: desde la primavera al otoño temprano.

*Bradycellus* sp. N°1:



Hidrófila. Euritopa. Macróptera. Sinantrópica. Omnívora. Frecuente en agroecosistemas. Se reveló como especie típica de un ambiente abierto, como el cultivo convencional. Principal período de actividad: noviembre y diciembre. Pico de actividad: noviembre.

*Carbonellia platensis*:



Estenótopa. Xerófila. Pteridimórfica, aunque en el este de la provincia de Buenos Aires sólo se conocen especímenes micrópteros. Peso aprox.: 0,0005 g. En as manuales, se encontraba en la base del tronco de los talas. Se reveló como una especie típica de un ambiente de borde, compuesto por especies arbóreas como talas y cipreses. Asociada a altos valores de precipitaciones, las que podrían funcionar como disparadores de la actividad reproductiva. Principal período de actividad: noviembre y diciembre. Pico de actividad: noviembre. Pico de actividad en octubre durante La Niña (2008-2009). Proporción de sexos equitativa en las estaciones con actividad. Período reproductivo probable: desde la primavera al otoño temprano.

*Cynthidia planodisca*:



Estenótopa. Xerófila. Macróptera. Predadora. Peso aproximado: 0,075 g. Se reveló como especie típica de ambientes abiertos como el cultivo manejado con bajas dosis de agroquímicos y el potrero. Frecuente en agroecosistemas. El principal período de actividad coincidió con el pico, ambos en febrero.

*Loxandrus planicollis*:












Euritopa. Hidrófila. Sinantrópica. Macróptera. Predadora. Asociada a temperaturas bajas, a fotoperíodos cortos y a altos valores de precipitaciones. Pico de actividad: noviembre. Pico de actividad en agosto durante La Niña (2008-2009). Proporción de sexos equitativa en las estaciones con actividad. Período reproductivo probable: desde otoño a primavera temprana.


*Loxandrus simplex*:



Euritopa. Mesófila. Sinantrópica. Macróptera. Predadora. Peso: 0,06 g. Asociada al tapiz vegetal de *Dichondra* sp. en la primavera. Asociada a temperaturas bajas, a fotoperíodos cortos y a altos valores de precipitaciones. Pico de actividad en julio durante La Niña (2008-2009). Proporción de sexos equitativa en las estaciones con actividad. Período reproductivo probable: desde otoño a primavera temprana.

<i>Metius caudatus:</i>	
	<p>Estenótopa. Mesófila. Macróptera. Omnívora. Dominante en ambientes antropizados (ej. jardín parqueizado) en verano. Asociada con temperaturas relativamente altas, fotoperíodos largos y bajos valores de precipitaciones. Pico de actividad en febrero durante La Niña (2008-2009). Proporción de sexos equitativa en las estaciones con actividad.</p>
<i>Metius circumfusus:</i>	
	<p>Eurítropa. Hidrófila. Sinantrópica. Macróptera. Omnívora. Se reveló como una especie típica del borde del talar. Asociada con temperaturas relativamente altas y fotoperíodos largos. El principal período de actividad coincidió con el pico, ambos en noviembre. Pico de actividad en noviembre durante La Niña (2008-2009). Proporción de sexos equitativa durante el año, salvo en primavera que reveló un sesgo hacia una mayor proporción de hembras. Período reproductivo probable: desde la primavera al otoño temprano.</p>
<i>Notiobia cupripennis:</i>	
	<p>Eurítropa. Mesófila. Sinantrópica. Macróptera. Seminívora. Peso: 0,131 g. Se reveló como especie típica del borde del talar y del jardín parqueizado. Asociada con temperaturas relativamente altas y fotoperíodos largos. Principal período de actividad: noviembre a marzo. Pico de actividad: enero. Pico de actividad en noviembre durante La Niña (2008-2009). Proporción de sexos equitativa en las estaciones con actividad. Período reproductivo probable: desde la primavera al otoño temprano.</p>
<i>Paranortes cordicollis:</i>	
	<p>Eurítropa. Sinantrópica. Pteridimórfica, con poblaciones que son básicamente micrópteras, apareciendo individuos macrópteros a lo largo del año como forma de dispersión, en porcentajes bajos (0,6-6%). Mesófila. Predadora. Peso: 0,101 g. Asociada a temperaturas bajas, a fotoperíodos cortos y a altos valores de precipitaciones. Asociada al tapiz vegetal de <i>Dichondra</i> sp. en la primavera. Pico de actividad en julio durante La Niña (2008-2009). Registro de tenerales desde la primavera al otoño tardío. Proporción de sexos equitativa en las estaciones con actividad. Período reproductivo probable: desde otoño a primavera temprana.</p>
<i>Pachymorphus striatulus:</i>	
	<p>Mesófila. Eurítropa. Sinantrópica. Macróptera. Predadora. Peso: 0,196 g. Dominante en ambientes antropizados (ej. jardín parqueizado). Se reveló como especie típica de ambientes abiertos como el cultivo convencional y el potrero como también del borde del talar. Frecuente en agroecosistemas. Principal período de actividad: marzo a julio. Pico de actividad: abril. Pico de actividad en noviembre durante La Niña (2008-2009). Proporción de sexos sesgada hacia los machos en otoño, invierno y verano; equitativa en primavera.</p>

<i>Pelmatellus</i> sp. N°1:	
	Eurítropa. Xerófila. Sinantrópica. Pteridimórfica. Seminívora. Asociada al tapiz vegetal de <i>Dichondra</i> sp. en la primavera. Se reveló como especie típica del talar. Pico de actividad en noviembre durante La Niña (2008-2009). Registro de tenerales desde la primavera al otoño tardío. Proporción de sexos equitativa en las estaciones con actividad. Período reproductivo probable: desde la primavera al otoño temprano.
<i>Pelmatellus egenus</i> :	
	Sinantrópica. Macróptera. Se reveló como especie típica del jardín parquizado. El principal período de actividad coincidió con el pico, ambos en diciembre.
<i>Plagioplatys vagans</i> :	
	Estenótropa. Xerófila. Macróptera. Peso: 0,088 g. Se reveló como una especie típica de un ambiente de borde, compuesto por especies arbóreas como talas y cipreses. Asociada con temperaturas relativamente bajas, fotoperíodos cortos y bajos valores de precipitaciones. Principal período de actividad: febrero a abril. Pico de actividad: marzo. Pico de actividad en abril durante La Niña (2008-2009). Proporción de sexos equitativa durante el año, salvo en otoño que reveló un sesgo hacia una mayor proporción de hembras.
<i>Polpochila flavipes</i> :	
	Estenótropa. Mesófila. Sinantrópica. Macróptera. Seminívora. Se reveló como especie típica de ambientes abiertos como los cultivos. Suele estar presente en agroecosistemas. El principal período de actividad coincidió con el pico, ambos en noviembre.
<i>Rhytidognathus</i> sp.:	
	Estenótropa. Mesófila. Áptera. Predadora. Asociada a temperaturas bajas y fotoperíodos cortos. Asociada con la cobertura de Fabáceas y Apiáceas en la primavera. Se reveló como especie típica de ambientes abiertos como el cultivo convencional y el potrero, aunque suele estar presente también en los talares. Principal período de actividad: abril a junio. Pico de actividad: mayo. Pico de actividad en julio durante La Niña (2008-2009). Proporción de sexos equitativa en las estaciones con actividad. Probablemente atraviesa un período de estivación desde mediados de noviembre hasta comienzos de abril. Período reproductivo probable: desde otoño a primavera temprana.

<i>Scarites anthracinus:</i>	
	Eurítropa. Mesófila. Sinantrópica. Macróptera. Predadora. Se reveló como especie típica de ambientes abiertos como el cultivo manejado con bajas dosis de agroquímicos. Frecuente en agroecosistemas. Asociada con temperaturas relativamente altas y fotoperíodos largos. Principal período de actividad: noviembre a diciembre. Pico de actividad: noviembre. Pico de actividad en noviembre durante La Niña (2008-2009). Hibernante. Período reproductivo probable: desde la primavera al otoño temprano.
<i>Scarites melanarius:</i>	
	Eurítropa. Mesófila. Sinantrópica. Macróptera. Predadora. Asociada con temperaturas relativamente altas, fotoperíodos largos y altos valores de precipitaciones. Pico de actividad en octubre durante La Niña (2008-2009). Período reproductivo probable: desde la primavera al otoño temprano.
<i>Selenophorus lugubris:</i>	
	Macróptera. Seminívora. Se reveló como especie típica de ambientes abiertos como el cultivo manejado con bajas dosis de agroquímicos. Principal período de actividad: noviembre a enero. Pico de actividad: diciembre.
<i>Selenophorus punctulatus:</i>	
	Estenótropa. Macróptera. Seminívora. Asociada con la cobertura de Fabáceas y Apiáceas en la primavera. Se reveló como especie típica de ambientes abiertos como el potrero de pastoreo. Suele estar presente en agroecosistemas. Principal período de actividad: octubre a diciembre. Pico de actividad: noviembre.

### Conclusiones resumidas:

- En el talar del Laguna Nahuel Rucá y sus ambientes modificados se registraron un total de **74 especies de carábidos en total**. En el peridomicilio ubicado dentro del talar, se aron 63 especies en el transcurso del año 2008 mediante trampas *pitfall*, que representaron entre 84%-93% de la riqueza estimada. Los métodos complementarios añadieron cuatro especies a la lista (*Bembidion (Notaphus) brullei*, *Polpochila nigra*, *Chlaenius oblongus* y *Paratachys laevigatus*). En el año 2010, los muestreos con *pitfall* del talar y los ambientes modificados del agroecosistema agregaron al listado las siete especies restantes (*Apenes marmorata*, *Argutoridius* sp. N°1, *Polpochila puelli*, *Selenophorus lugubris*, *S. punctulatus*, *Tetracha distinguenda* y *Zuphium argentinicum*).

- La **diversidad** de carábidos en las estaciones de **primavera y verano duplica** a la **diversidad** registrada en **otoño e invierno**. Se puede presumir que la elevada diversidad registrada en primavera y verano se debe al comportamiento de forrajeo y reproducción de gran parte de las especies que en los meses fríos reducen su actividad o entran en dormancia. De todos modos, cabe destacar que no son pocos los casos en los que el patrón fenológico puede ser inverso, como en *Argutoridius bonariensis*, *Paranortes cordicollis*, *Loxandrus planicollis*, *L. simplex* y *Rhytidognathus* sp. cuya densidad-actividad más alta ha sido registrada en los meses fríos.
- Las estructuras de dominancia resultantes muestran que *A. bonariensis* y *P. striatulus* fueron **co-dominantes en el peridomicilio** durante todo un año de estudio. Ambas especies han sido descriptas como generalistas en el uso de hábitat y muy frecuentes en ambientes altamente modificados.
- La estructura de dominancia de un ensamble está estrechamente relacionada con la funcionalidad del ecosistema. En cuanto a las preferencias de humedad del hábitat, las especies más abundantes en el ensamble fueron de hábitos **mesófilos**.
- El porcentaje de **fitófagos** aumenta en **primavera y verano**. Los **zoófagos**, contrariamente, conforman un gremio amplio cuyas fluctuaciones se enmascaran por variaciones a nivel taxonómico y, en general, pueden ser poco especializados dado que tienen la opción de alimentarse de distinta calidad de presas frente a cambios eventuales en el ambiente.
- Las especies de carábidos estudiadas muestran una clara **estacionalidad** en los patrones de actividad, mostrando patrones que en términos generales concuerdan con trabajos previos. Los factores más importantes que influyen los ritmos estacionales de los carábidos son el **fotoperíodo** y la **temperatura**. Por ejemplo, una asociación positiva se encontró entre *S. anthracinus*, *M. circumfusus*, *B. viduus* y *M. caudatus* con la temperatura y el fotoperíodo.
- La asociación negativa entre la actividad y la temperatura en algunas especies podría expresar una dependencia de altas humedades relativas, dado que a **temperaturas más bajas la humedad** relativa tiende a ser mayor. Por ejemplo, alguna de las especies que hicieron pico en invierno, como *P. cordicollis*, *L. simplex* y *L. planicollis*, mostraron una fuerte asociación positiva con la precipitación, que puede tomarse como medida de la humedad.
- El período reproductivo usualmente coincide con el pico de actividad. A partir de los resultados encontrados, se puede hipotetizar que las especies de carábidos estudiadas pueden clasificarse en al menos tres amplias categorías de acuerdo con sus **estrategias reproductivas**: a) los que se reproducen **todo el año** (*A. bonariensis*), b) los reproductores de **primavera a otoño temprano** (*B. viduus*, *M. circumfusus*, *Pelmatellus* sp. N°1, *A. posticus*, *S. melanarius*, *S. anthracinus*, *C. platensis* y *N. cupripennis*) y c) los reproductores de **otoño a primavera temprana** (*L. planicollis*, *L. simplex*, *P. cordicollis* y *Rhytidognathus* sp.).
- Carabidae es un buen modelo de estudio que refleja la complejidad del hábitat. El uso del suelo y la estructura del ambiente influyen sobre la diversidad de carábidos a escala local. Se observó una tendencia a que la **estructura de los ambientes**, antes que la intensidad de disturbio, influye sobre la riqueza específica y sobre la composición y estructura de los ensambles.
- Hay una predisposición a encontrar **valores** más **altos de riqueza** en los **ambientes de bosque** en comparación con los ambientes abiertos, independientemente de su grado de perturbación. La excepción fue el borde del potrero, compuesto por talas y cipreses, que presentó valores muy bajos de

riqueza, junto con los ambientes abiertos como el área cultivada con manejo convencional y el potrero de pastoreo.

- El porcentaje de especies **macrópteras** fue mayor en los ambientes abiertos que en los ambientes de bosque, independientemente del grado de disturbio. Entre las poblaciones de especies pteridimórficas comunes en los ambientes de bosque, como *Paranortes codicollis* y *Bradycellus viduus*, la proporción de micrópteros es muy alta (mayor al 90%) dentro de estos ambientes. El porcentaje de especies **sinantrópicas** fue elevado en el cultivo de uso convencional, con un grado de disturbio relativamente alto, aunque en el resto de los ambientes de alto disturbio, no se repitió este patrón. No hubo diferencias en el porcentaje de especies **eurítopas** o generalistas entre los distintos ambientes.
- La conservación de **parches de ambientes seminaturales en los agroecosistemas** es importante para la reproducción de algunas especies de carábidos y sus propiedades amortiguadoras constituyen un factor clave en la selección de sitios de hibernación, que mejoraría el número de especies de artrópodos benéficos que visitan los campos arables.
- Se identificaron potenciales especies que puedan ser indicadoras de distintas condiciones del hábitat. *Pelmatellus* sp. N°1 se reveló como especie típica del talar, mientras que otras, como *M. circumfusus*, *A. bonariensis*, *C. platensis*, *A. posticus*, y *P. vagans* predominaron en los bordes arbolados. En los ambientes abiertos, como los cultivos y el potrero, las especies predominantes fueron *P. striatulus*, *S. lugubris*, *S. anthracinus*, *Bradycellus* sp. N°1, *P. flavipes*, *C. planodisca*, *S. punctulatus* y *Rhytidognathus* sp.

Como comentario final, la autora de este manuscrito tiene la expectativa de que este trabajo sea un aporte más al conocimiento de la fauna de insectos de una parte de la región del sudeste bonaerense; sobre todo un aporte al registro de las especies de carábidos presentes en los únicos bosques nativos de la región pampeana y los agroecosistemas asociados, así como sus variaciones a través del tiempo y del espacio, su modo de vida y la posible susceptibilidad a los cambios que pudieran ocurrir en sus ambientes.

Todavía queda mucho por estudiar acerca de la fauna de carábidos, y más aún de la fauna de insectos en general, tan omnipresentes en la vida cotidiana de los humanos y a la vez, ignorados o muchas veces despreciados. Hay muchos detalles de la biología y ecología de estos animales que aún se desconocen, como sus ciclos de vida, modos de reproducción, dieta y estrategias alimentarias, su papel en las complejas relaciones ecosistémicas y la forma en que todos estos comportamientos se entrecruzan con la sociedad humana. Conocer más sobre los insectos y la biodiversidad que representan es conocer “las pequeñas cosas” que mueven el mundo que sustenta nuestra vida.

*“Bosques, prados, campos cultivados, tierras áridas, fosas, aguas tranquilas, pantanos; todo está poblado por el insecto. Zumba en las flores, se arrastra por el suelo, nada en las charcas, vuela en los aires, corre por la arena, se esconde bajo las piedras, se hunde en el barro, araña bajo las cortezas, taladra la madera vieja, por todas partes hormiguea, por doquiera esparce animación, actividad y vida.”*

*(J. H. Fabre, en “Los Destruidores”).*



## BIBLIOGRAFÍA

- Adis, J. 2002. Recommended sampling techniques. En: Adis, J. (ed.), Amazonian Arachnida and Myriapoda, PENSOFT Publishers, Moscú, pp. 555-576.
- Altieri, M.A. 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. Agriculture, Ecosystems and Environment, 74: 19–31
- Arndt, E.; Beutel, R.G. y Will, K.W. 2005. 7.8. Carabidae Latreille, 1802. In: Kristensen NP y Beutel RG, Series Editors. Handbook of Zoology, Vol. IV Arthropoda: Insecta. Part 38. Coleoptera, Vol. 1: Morphology and Systematics (Archostemata, Adephaga, Myxophaga, Polyphaga (partim) (vol. ed. by R.G. Beutel and R.A.B. Leschen). Walter De Gruyter, Berlin, New York.
- Arturi, M.F. 1997. Regeneración de *Celtis tala* y su relación con el pastoreo, la cobertura herbácea y arbórea en el NE de la provincia de Buenos Aires, Argentina. Ecología Austral, 7: 3-12.
- Baars, M.A. 1979. Catches in pitfall traps in relation to mean densities of carabid beetles. Oecologia 41: 25-66.
- Bänninger, M. 1937. Monographie der Subtribus Scaritina (Col. Carab.) I. Deutsche Entomologische Zeitschrift, 1937 (3/4): 81-160.
- Basualdo, C.V. 2011. Choosing the best non-parametric richness estimator for benthic macroinvertebrates databases. Revista de la Sociedad Entomológica Argentina, 70 (1-2): 27-38.
- Bates, R.; Chambers, J.; Dalgaard, P.; Falcon., S.; Gentleman, R.; Hornik, K.; Iacus, S.; Ihaka, R.; Leisch, F.; Ligges, U.; Lumley, T.; Maechler, M.; Murdoch, D.; Murrel, P.; Plummer, M.; Ripley, B.; Sarkar, D.; Temple Lang, D.; Tierney, L. y Urbanek, S. 2008. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org>.
- Beier, P. y Noss, R.. 1998. Do habitat corridors provide connectivity? Conservation Biology, 12(6): 1241-1252.
- Bilenca, D. y Miñarro, F. 2004. Identificación de Áreas Valiosas de Pastizal (AVPs) en las Pampas y Campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil. Fundación Vida Silvestre Argentina. Buenos Aires, 353 pp.
- Bilenca, D.; Codesido, M.; González Fischer, C.; Pérez Carusi, L.; Zufiaurre, E. y Abba, A. 2012. Impactos de la transformación agropecuaria sobre la biodiversidad en la provincia de Buenos Aires. Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales, 14 (2): 189-198.
- Biondi, M.L.; Bó, M.S y Favero, M. 2005. Dieta del chimango (*Milvago chimango*) durante el periodo reproductivo en el sudeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina. Ornitología Neotropical 16: 31-42.
- Brandmayr, P.; Zetto, T. y Pizzolotto, R. 2005. I coleotteri Carabidi per la valutazione ambientale e la conservazione della biodiversità. APAT, Roma.

- Brown, J. H. 1984. On the relationship between abundance and distribution of species. *The American Naturalist*, 124 (2): 255-279.
- Cabrera, A.L. 1971. Fitogeografía de la República Argentina. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, XIV (1-2): 1-50.
- Cabrera, A.L. y Willink, A. 1980. Biogeografía de América Latina. Segunda Edición corregida. Monografía 13. Serie de Biología. Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos. Washington DC, EEUU, 120 pp.
- Canepuccia, A.D.; Cicchino, A.C.; Escalante, A.; Novaro, A. y Isaach, J.P. 2009. Differential responses of marsh arthropods to rainfall-induced habitat loss. *Zoological Studies*, 48 (2): 174-183.
- Cardoso, P.; Erwin, T.L.; Borges, P.A.V. y New, T.R. 2011. The seven impediments in invertebrate conservation and how to overcome them. *Biological Conservation*, 144: 2647-2655.
- Cartellieri, M. y Lövei, G.L. 2003. Seasonal dynamics and reproductive phenology of ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in fragments of native forest in the Manawatu, North Island, New Zealand. *New Zealand Journal of Zoology* 30: 31-42.
- Castro, A.V. y Porrini, D.P. 2010. Fenología otoño invernal de cuatro especies de carábidos edáficos (Insecta, Coleoptera) en un sitio antropizado del talar de Laguna Nahuel Rucá, Buenos Aires. In: Bellone CH, Editor. pp. 190-205. VII REBIOS.
- Castro, A. V.; Porrini, D. P. y Cicchino, A. C. 2010. Distribución temporal y espacial de *Loxandrus simplex* y *Loxandrus planicollis* (Coleoptera, Carabidae) en la Laguna Nahuel Rucá, Buenos Aires. ACTAS XXII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Rosario, Argentina. ISBN 978-987-24771-3-4.
- Castro, A.V.; Porrini D.P. y Cicchino, A.C. 2012. Ensamble peridomiciliario de carábidos (Coleoptera: Carabidae) en un talar del sudeste bonaerense, Argentina. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina* 71 (3-4): 231-247.
- Chadwick, D.H. y Moffet, M. W. 1998. Planet of the Beetles. *National Geographic*, 193 (3): 101-118.
- Chazdon, R.L.; Colwell, J.S.; Denslow, J.S. y Guariguata, M.R. 1998. Statistical methods for estimating species richness of woody regeneration in primary and secondary rain forest of northwestern Costa Rica. En: Dallmeier F. y J. A. Comisje (eds.), *Forest biodiversity research, monitoring and modelling*, The Parthenon Publishing Group, Francia, pp. 285-309.
- Chimento, N.R.; F.A. Agnolin, E. L. Guerrero, A.M. López y Lucero, R.F.. 2012. Nuevos registros de aves y consideraciones sobre la extensión geográfica de los talares al sur de la provincia de Buenos Aires. *Notas Faunísticas - Segunda Serie*, 89: 1-12.
- Cicchino, A.C. 2003. La carabidofauna edáfica de los espacios verdes del ejido urbano y suburbano marplatense. Su importancia como herramienta de manejo de estos espacios. *Revista de Ciencia y Tecnología*, 8: 145-164.
- Cicchino, A.C. 2005. Carabidocenosis edáfica del talar de Nahuel Rucá, partido de Mar Chiquita, Buenos Aires. Resultados preliminares. En: V REBIOS, San Salvador de Jujuy, 2005, Área temática I, Comunidades Terrestres II, pp. 1-13.

- Cicchino, A.C. 2006a. Diversidad de carábidos (Insecta, Coleoptera, Carabidae) de dos asociaciones de tala en la Laguna de Los Padres, partido de General Pueyrredón, provincia de Buenos Aires. En: Mérida, E. y J. Athor (eds.), Talares bonaerenses y su conservación, Fundación de Historia Natural “Félix de Azara”, Buenos Aires, pp. 1128-136.
- Cicchino, A.C. 2006b. Diversidad de carábidos (Insecta, Coleoptera, Carabidae) de un talar joven de la laguna Nahuel Rucá, partido de Mar Chiquita, provincia de Buenos Aires. En: Mérida, E. y Athor, J. (Editores) Talares bonaerenses y su conservación. Fundación de Historia Natural “Félix de Azara”. Buenos Aires.
- Cicchino, A.C. 2007. La Carabidofauna edáfica de los ambientes litorales marítimos, dunales y retrodunales del Partido de General Pueyrredón, provincia de Buenos Aires. Su importancia como herramienta de manejo de estos espacios. En: VI REBIOS, Río Cuarto, 2007, pp. 1-19.
- Cicchino, A.C. 2010. Los carábidos edáficos (Insecta, Coleoptera, Carabidae) de una vivienda urbana típica del gran La Plata, provincia de Buenos Aires, Argentina. En: VII REBIOS, San Miguel de Tucumán, 2010, pp. 233-250.
- Cicchino, A.C.; Castro, A.V. y Porrini, D.P. 2011. Rasgos biológicos y fenología estacional de *Bradycellus viduus* (Dejean, 1829) (Insecta, Coleoptera, Harpalini) en el sudeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina. II Congreso Nacional de Ecología y Biología de Suelos.
- Cicchino, A.C. y Farina, J.L. 2005. Carabidofauna de los suelos lindantes con la laguna litoral de la Reserva Natural del Puerto de Mar del Plata, provincia de Buenos Aires, Argentina. En: V REBIOS, San Salvador de Jujuy, 2005, Área temática I, Comunidades Terrestres III, pp. 1-15.
- Cicchino, A.C. y Farina, J.L. 2007a. Riqueza, dominancia y fenología primaveral, estival y otoñal de los carábidos edáficos (Insecta, Coleoptera) de los currales serranos y periserranos de las Sierras de Mar del Plata, provincia de Buenos Aires, Argentina. En: VI REBIOS., Río Cuarto, 2007, pp. 1-14.
- Cicchino, A.C. y Farina, J.L. 2007b. Los carábidos (Insecta, Coleoptera) de los suelos serranos y periserranos de las Estancias Paititi y El Abrojo, Sierra de Difuntos, partido de General Pueyrredón, provincia de Buenos Aires, Argentina. En: VI REBIOS, Río Cuarto, 2007, pp. 1-15.
- Cicchino, A.C. y Farina, J.L. 2010. Dominancia estacional y fenología de los carábidos (Insecta, Coleoptera) de los suelos serranos de la sierra de Difuntos, Partido de General Pueyrredón, provincia de Buenos Aires, Argentina. En: VII REBIOS, San Miguel de Tucumán, 2010, pp. 206-232.
- Cicchino, A.C.; Marasas, M. y Paleologos, M.F. 2003. Características e importancia de la carabidofauna edáfica de un cultivo experimental de trigo y sus bordes con vegetación espontánea en el partido de La Plata, pcia. de Buenos Aires. Revista de Ciencia y Técnica, 8: 41-55.
- Cicchino, A.C.; Marasas, M.E. y Paleologos, M.F. 2005. Fenología y densidad actividad de cinco especies de Carabidae (Coleoptera) edáficas en un cultivo experimental de trigo y su entorno en el partido de La Plata, provincia de Buenos Aires. En: V REBIOS, San Salvador de Jujuy, 2005, Área temática I, Comunidades Terrestres I, pp. 1-14.

- Cividanes, F.J. y dos Santos-Cividanes, T.M. 2008. Distribuição de Carabidae e Staphylinidae em agroecossistemas. Pesquisa Agropecuária Brasileira, 43(2): 157-162.
- Clarke, K.R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. Australian Journal of Ecology, 18: 117-143.
- Clarke, K.R. y Gorley, R.N. 2001. PRIMER v5: User Manual/Tutorial. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth.
- Colwell R. K. y Coddington, J.A. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. Philosophical transactions of the Royal Society of London, 345: 101-118.
- Colwell, R.K. 2011. EstimateS, Version 8.2: Statistical estimation of species richness and shared species from samples (Software and User's Guide). Freeware for Windows and Mac OS. <http://viceroy.eeb.uconn.edu/EstimateS/>
- Colwell, R.K., Mao; C.X. y Chang, J. 2004. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence based species accumulation curves. Ecology, 85: 2717-2727.
- Danks, H.V. 1987. Insect dormancy: an ecological perspective. Biological Survey of Canada (Terrestrial Arthropods), Ottawa.
- Danks, H.V. 2002. The range of insect dormancy responses. European Journal of Entomology, 99: 127-142.
- Darwin, C. 1993. Autobiografía. Alianza Editorial, Madrid, 93 pp.
- Delinger, D. L. 2002. Regulation of diapause. Annual Review of Entomology, 47: 93–122.
- Den Boer, P. J. y Den Boer-Daanje, W. (1990) On life history tactics in carabid beetles: are there only spring and autumn breeders. In: Stork NE (Ed) The Role of Ground Beetles in Ecological and Environmental Studies, 247–258.
- Deschamps, J.R., O. Otero y E.P. Ton. 2003. Cambio climático en la pampa bonaerense: las precipitaciones desde los siglos XVIII al XX. Documentos de Trabajo, Universidad de Belgrano (109): 1-18.
- Desender, K. y Alderweireldt, M. 1988. Population dynamics of adult and larval Carabid beetles in a maize field and its boundary. Journal of Applied Entomology, 106: 13-19.
- Desender, K. 2000. Flight muscle development and dispersal in the life cycle of carabid beetles: patterns and processes. Entomologie, 70: 13-31.
- Diefenbach, L.M.G. y Becker, M. 1997. Biology and population ecology of *Parhypates (Paranortes) cordicollis* (Col.: Carabidae). 1. Daily rhythm of locomotor activity influence of the meteorological conditions on pitfall trap catches and habitat preference under urban conditions in subtropical Brazil. Revista Brasileira de Biologia, 57 (4): 619-627.
- Faccini, D.; Nisensohn, L.; Puricelli, E.; Tuesca, D. y Allieri, L. 2008. Malezas frecuentes en los agroecosistemas de la región sojera núcleo. Parte I. Facultad de Ciencias agrarias, Universidad Nacional de Rosario. Dow AgroSciences. segunda Edición, Buenos Aires, 123 pp.

- Farias, A. 2000. Composición y variación estacional de la dieta del zorro gris pampeano (*Pseudalopex gymnocercus*) en la laguna Mar Chiquita (Provincia de Buenos Aires, Argentina). Tesis de grado de la Licenciatura en Ciencias Biológicas. Universidad Nacional de Mar del Plata, Mar del Plata, Argentina. (in Spanish)
- Farina, J.L. 2006. Insectos asociados al tala (*Celtis tala*), en el límite sur del espinal. En: Mérida, E. y J. Athor (eds.), Talares bonaerenses y su conservación, Fundación de Historia Natural “Félix de Azara”, Buenos Aires, pp. 166-172.
- Farina, J.L. y Cicchino, A.C. 2011. La RNPMdP: una visión entomológica. En: Reserva Natural del Puerto de Mar del Plata, un oasis urbano de vida silvestre / coordinado por de Marco, S.; Vega, L. y Bellagamba, P. Primera edición, Universidad FASTA, Mar del Plata, pp: 189-242.
- Farrel, B.D. 1998. “Inordinate Fondness” Explained: Why Are There So Many Beetles? *Science*, 281 (5376): 555-559.
- Fazekas, J.; Kádár, F.; Sárospataki, M. y Lövei, G. 1997. Seasonal activity, age structure and egg production of the ground beetle *Anisodactylus signatus* (Coleoptera: Carabidae) in Hungary. *European Journal of Entomology*, 94: 473-484.
- Freije, E.S. 1964. Reseña histórica del partido de Mar Chiquita y sus pueblos. Provincia de Buenos Aires, Ministerio de Educación, Publicaciones del archivo histórico de la provincia, 160 pp.
- Gaston, K.J.; Warren, P.H.; Thompson, K. y Smith, R.M. 2005. Urban domestic gardens (IV): the extent of the resource and its associated features. *Biodiversity and Conservation*, 14: 3327–3349.
- Gerlach, A.; Voigtländer, K. y Heidger, C.M. 2009. Influences of the behaviour of epigeic arthropods (Diplopoda, Chilopoda, Carabidae) on the efficiency of pitfall trapping. *Soil Organisms*, 81 (3): 773-790.
- Ghys, M.I. y Favero, M. 2004. Espectro trófico de la gaviota capucho café (*Larus maculipennis*) en agroecosistemas del sudeste de la provincia De buenos Aires, Argentina. *Ornitología Neotropical*, 15: 493-500.
- Gotelli, N.J. y Colwell, R.K. 2011. Estimating species richness. En: Magurran, A. E. y B. J. McGill (eds.), *Biological diversity: frontiers in measurement and assessment*, Oxford University Press, Oxford, pp. 39-54.
- Gotelli, N.J. y Entsminger, G.L. 2006. EcoSim: Null models software for ecology. Version 7. Acquired Intelligence Inc. y Kesy-Bear. Jericho, VT 05465. <http://garyentsminger.com/ecosim.htm>.
- Gullan, P.J. y Cranston, P.S. 2005. *The insects: an outline of entomology*. Third edition, Blackwell Publishing Ltd, 529 pp.
- Haene, E. 2006. Caracterización y conservación del talar bonaerense. En: Mérida, E. y J. Athor (eds.), *Talares bonaerenses y su conservación*, Fundación de Historia Natural “Félix de Azara”, Buenos Aires, pp. 46-70.
- Halffter, G.; Moreno, C.E. y Pineda, E.O. 2001. Manual para la evaluación de la biodiversidad en Reservas de Biósfera. M y T-Manuales y Tesis SEA, vol. 2. Zaragoza, 80 pp.
- Halffter, G. y Moreno, C.E. 2005. Significado biológico de las diversidades alfa, beta y gamma. En: Halffter G., J. Soberón, P. Koleff y A. Melic (eds), *Sobre diversidad*

- biológica: El significado de las diversidades alfa, beta y gamma. *m3m-Monografías Tercer Milenio*, Zaragoza, pp. 5-18.
- Hangay, G. y Zborowski, P. 2010. A guide to the beetles of Australia. CSIRO Publishing, 248 pp.
- Harry, I.; Drees, C.; Höfer, H. y Assmann, T. 2011. When to sample in an inaccessible landscape: a case study with carabids from the Allgäu (northern Alps) (Coleoptera, Carabidae). *ZooKeys*, 100: 255–271.
- Hoffmann, J.A. 1989. Las variaciones climáticas ocurridas en la Argentina desde fines del siglo pasado hasta el presente. In: *Divulgación N° 15 del Servicio Meteorológico Nacional*, Editors. pp 1-9. El deterioro del ambiente en la Argentina. Buenos Aires, Argentina.
- Honěk, A. 1997. The effect of temperature on the activity of Carabidae (Coleoptera) in a fallow field. *European Journal of Entomology*, 94: 97-104.
- Honěk, A. y Jarošík, V. 2000. The role of crop density, seed and aphid presence in diversification of field communities of Carabidae (Coleoptera). *European Journal of Entomology*, 97: 517- 525.
- Hodek, I. 2012. Adult diapause in Coleoptera. *Psyche, a journal of entomology*: ID249081. DOI: 10.1155/2012/249081.
- Hurlbert, S.H. 1984. Pseudoreplication and the Design of Ecological Field Experiments. *Ecological Monographs*, 54 (2): 187-211.
- Huusela-Veistola, E. 1996. Effects of pesticide use and cultivation techniques on ground beetles (Col., Carabidae) in cereal fields. *Annales Zoologici Fennici*, 33: 197–205.
- Irmeler, U. 2003. The spatial and temporal pattern of carabid beetles on arable fields in northern Germany (Schleswig-Holstein) and their value as ecological indicators. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 98: 141-151.
- Jeannel, R. 1962. Les Trechides de la Paleantarctide occidentale. *Biologie de l'Amerique Australe*, 1: 529-655
- Jost, L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos*, 113 (2): 363-375.
- Jung, J.; Kim, S.; Lee, S.; Park, C.; Lee, E. y Lee, J. 2012. Ground beetle (Coleoptera: Carabidae) assemblage in the urban landscape, *KoreaJournal of Ecology and Field Biology*, 35(2): 79-89.
- Kagawa, Y. y Maeto, K. 2009. Spatial population structure of the predatory ground beetle *Carabus yaconinus* (Coleoptera: Carabidae) in the mixed farmland-woodland satoyama landscape of Japan. *European Journal of Entomology*, 106: 385–391.
- Kavanaugh, D.H. 1982. *Notiokasiini* – A new tribe of Carabidae (Coleoptera) from southeastern South America. *The Coleopterists Bulletin*, 36 (4): 549-566.
- Koivula, M.J. 2011. Useful model organisms, indicators, or both? Ground beetles (Coleoptera, Carabidae) reflecting environmental conditions. *ZooKeys*, 100: 287–317.

- Koivula, M.; Punttila, P.; Haila, Y. y Niemelä, J. 1999. Leaf litter and the small-scaled distribution of carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) in the boreal forest. *Ecography*, 22: 424-435.
- Kotze D.J., Brandmayr P., Casale A., Dauffy-Richard E., Dekoninck W., Koivula M.J., Lövei G.L., Mossakowski D., Noordijk J., Paarmann W., Pizzolotto R., Saska P., Schwerk A., Serrano J., Szyszko J., Taboada A., Turin H., Venn S., Vermeulen R. y Zetto T. 2011. Forty years of carabid beetle research in Europe: from taxonomy, biology, ecology and population studies to bioindication, habitat assessment and conservation. *ZooKeys*, 100: 55-148.
- Larson, L.G. 1939. Entwicklungstypen und Entwicklungszeiten der dänischen Carabiden. *Entomologische Meddelelser*, 20: 277-560.
- Larrain, H.; Ugarte, A.; Pinto, R.; Cereceda, P.; Lázaro, P.; Osses, P. y Schemenauer, R.S. 2001. Three Years of Zoological Records at a Fog-site of Alto Patache, South of Iquique (Chile), during “El Niño” and “La Niña” (1997-2001). En: II Conference on Fog and Fog Collection, Saint John, New Foundland, Canada, 2001, pp. 297-300.
- Legendre, P. y Legendre, L. 1998. *Numerical Ecology*. Elsevier, Amsterdam.
- Levesque, C. y Levesque, G.Y. 1994. Abundance and seasonal activity of ground beetle (Coleoptera: Carabidae) in a raspberry plantation and adjacent sites in southern Québec (Canada). *Journal of the Kansas Entomological Society* 67 (1): 73-101.
- Lewis, J.P. y Collantes, M.B. 1973. El Espinal Periestépico. *Ciencia e Investigación*, 360-377.
- Lietti, M.; Montero, G.; Faccini, D. y Nisensohn, L. 2000. Evaluación del consumo de semillas de malezas por *Notiobia (Anisotarsus) cupripennis* (Germ.) (Coleoptera, Carabidae). *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 35 (2): 331-340.
- Lietti, M.; Gamundi, J.C.; Montero, G.; Molinari, A. y Bulacio, V. 2008. Efecto de dos sistemas de labranza sobre la abundancia de artrópodos que habitan en el suelo. *Ecología Austral*, 18: 71-87.
- Longino, J. T.; Coddington, J. y Colwell, R.K. 2002. The ant fauna of a tropical rain forest: estimating species richness three different ways. *Ecology*, 83: 689-702.
- Loreau, M. 1992. Species abundance patterns and the structure of ground-beetle communities. *Annales Zoologici Fennici*, 28: 49-56.
- Lövei, G.L. y Sunderland, K.D. 1996. The ecology and behavior of ground beetles (Coleoptera: Carabidae). *Annual Review of Entomology*, 41: 241-256.
- Luff ML. 1968. The effects of formalin on the number of Coleoptera caught in pitfall traps. *Entomologist's Monthly Magazine*, 104:115-116.
- Luff, M.L. 1996. Use of carabids as environmental indicators in grasslands and cereals. *Annales Zoologici Fennici* 33, 185-195.
- Maceira, N.O.; Zelaya, D.K.; Celemín, J.P. y Fernández, O.N. 2005. Evaluación preliminar del uso de la tierra y elementos para el mejoramiento de la sustentabilidad: Reserva de la Biosfera de Mar Chiquita, Provincia de Buenos Aires. Informe final. Proyecto MAB/ UNESCO.
- Magura, T. 2002. Carabids and forest edge: spatial pattern and edge effect. *Forest Ecology and Management*, 157: 23–37.

- Magura, T. y Tóthmérész, R. 1997. Testing edge effect on carabid assemblages in an oak-hornbeam forest. *Acta zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 43 (4): 303-312.
- Magura, T.; Tóthmérész, R. y Molnár, T. 2001. Edge effect on carabid assemblages along forest-grass transects. *Web Ecology* 2: 7-13.
- Magurran, A.E. y Henderson, P.A. 2011. Commonness and rarity. En: Magurran, A. E. y B. J. McGill (eds.), *Biological diversity: frontiers in measurement and assessment*, Oxford University Press, Oxford, pp. 97-104.
- Marasas, M.E.; Cicchino, A.C. y Urrutia, M.I. 1997a. Variación numérica de los coleópteros del suelo en un cultivo de frutilla sujeto a fertilización orgánica convencional. *Revista de la Facultad de Agronomía*, 102 (1): 81-85.
- Marasas, M.E.; Sarandón, S.J. y Cicchino, A.C. 1997b. Efecto de la labranza convencional y siembra directa sobre la coleopterofauna edáfica en un cultivo de trigo, en la Pcia. de Bs.As. *Ciencia del Suelo* 15 (2): 59-63.
- Marasas, M.E.; Sarandón, S.J. y Cicchino, A.C. 2001. Changes in soil functional groups in a wheat crop under conventional and no-tillage systems in Argentina. *Applied Soil Ecology*, 18: 61-68.
- Marasas, M.E.; Sarandón, S.J. y Cicchino, A.C. 2010. Semi-Natural Habitats and Field Margins in a Typical Agroecosystem of the Argentinean Pampas as a Reservoir of Carabid Beetles. *Journal of Sustainable Agriculture*, (34): 1-16.
- May, M.L. 1979. Insect thermoregulation. *Annual Review of Entomology*, 24: 313-349.
- McGeoch, M.A. 1998. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews*, 73 (2): 181-201.
- McGavin, G.C. 1997. Expedition Field Techniques. INSECTS and other terrestrial arthropods. Royal Geography Society, London, 94 pp.
- Melic, A. 1997. Entomología urbana. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 20: 293-300.
- Mendoza, A.G. y Cruz, G.A. 2006. Resiliencia de la comunidad epigea de Coleoptera en Las Lomas de Lachay después del evento El Niño 1997-98. *Ecología Aplicada*, 2(1): 59-68.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC, 137 pp.
- Montes, L.; Alonso, S.I.; Nuciari, M.C.; Clausen, A.M.; Guma, I.R. y Echarte, A.M. 2007. Flora espontánea del sudeste bonaerense. Universidad Nacional de Mar del Plata, Segunda edición, Mar del Plata, 116p.
- Moonen, A.C. y Bàrberi, P. 2008. Functional biodiversity: An agroecosystem approach. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 127: 7-21.
- Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T-Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, 84 pp. Disponible en: <http://entomologia.rediris.es/sea/manytes/mt1.htm>
- Moreno, C.E.; Barragán, F.; Pineda, E. y Pavón, N.P. 2011. Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82: 1249-1261.

- Moschione, F. 2006. Conclusiones de la comisión: Áreas prioritarias para la conservación de talares. En: Mérida, E. y J. Athor (eds.), Talares bonaerenses y su conservación, Fundación de Historia Natural “Félix de Azara”, Buenos Aires, pp. 102-105.
- Nanni, A.S. 2010. Variaciones espaciales y temporales de las comunidades de Carábidos en distintos tipos de uso de la tierra en el Bajo Delta del Río Paraná. Tesis de grado. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Buenos Aires, 80 pp.
- Niemelä, J. 1996. From systematics to conservation – carabidologists do it all. *Annales Zoologici Fennici*, 33: 1-4.
- Niemelä, J.; Haila, Y.; Halme, E.; Pajunen, T. y Punttila, P. 1989. The annual activity cycle of carabid beetles in the southern Finnish taiga. *Annales Zoologici Fennici* 26: 35-41.
- Niemelä, J. 1999. Ecology and urban planning. *Biodiversity and Conservation*, 8: 119-131
- Niemelä, J. 2000. Biodiversity monitoring for decision-making. *Annales Zoologici Fennici*, 37: 307-317.
- Niemelä, J. 2001. Carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) and habitat fragmentation: a review. *European Journal of Entomology*, 98: 127-132.
- Nisensohn, L.; Faccini, D.; Puricelli, E.; Tuesca, D.; Allieri, L. y Vecchi, S. 2009. Malezas de reciente difusión en los agroecosistemas de la región sijera núcleo. Parte I. Facultad de Ciencias agrarias, Universidad Nacional de Rosario. Dow AgroSciences. segunda Edición, Buenos Aires, 104 pp.
- Noss, R. F. 1990. Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach. *Conservation Biology*, 4 (4): 355-364.
- Paleologos, M.F. 2011. Los carábidos como componentes clave de la agrobiodiversidad. Su rol en la sustentabilidad de los agroecosistemas de vid de la zona de Berisso, Provincia de Buenos Aires. Tesis doctoral, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Bs. As., Argentina.
- Palmer, M.W. 1993. Putting Things in Even Better Order: The Advantages of Canonical Correspondence Analysis. *Ecology* 74 (8): 2215-2230.
- Penev, L. 1996. Large-scale variation in carabid assemblages, with special reference to the local fauna concept. *Annales Zoologici Fennici* 33: 49-63.
- Pfiffner, L. y Luka, H. 2000. Overwintering of arthropods in soils of arable fields and adjacent semi-natural habitats. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 78: 215–222.
- Philip, B.A. y Burgess, E.P.J. 2008. Observations on the ecology and behaviour of *Ctenognathus novaezelandiae* (Fairmaire) (Coleoptera: Carabidae). *New Zeland Entomologist*, 31: 41-46.
- Porrini, D.P. y Castro, A.V. 2010. Riqueza específica y estructura de dominancia del ensamble de carábidos (Coleoptera, Carabidae) edáficos del hunquillar de Laguna Nahuel Rucá (Buenos Aires, Argentina) durante los períodos otoñal e invernal. En: VII REBIOS, San Miguel de Tucumán, 2009, pp. 251-262.

- Porrini, D. P.; Castro, A. V. y Cicchino, A. C. 2010. Distribución espacial y temporal de *Paranortes cordicollis* y *Pachymorphus striatulus* (Coleoptera: Carabidae) en dos ambientes edáficos de la Laguna Nahuel Rucá, Buenos Aires, Argentina. Actas XXII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, pág. 89.
- Rainio, J. y Niemelä, J. 2003. Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. *Biodiversity and Conservation*, 12: 487–506.
- Reichardt, H. 1977. A synopsis of the genera of neotropical Carabidae (Insecta: Coleoptera). *Quaestiones entomologicae*, 13 (4): 346-493.
- Reta, R.; Martos, P.; Perillo, G.M.E.; Piccolo, M.C. y Ferrante, A.. 2001. Características hidrográficas del estuario de la Laguna Mar Chiquita. En: Iribarne, O. (ed.), Reserva de Biósfera Mar Chiquita: Características físicas, biológicas y ecológicas, Editorial Martin, Mar del Plata, pp. 31-52.
- Ribera, I. y Foster, G. 1997. El uso de artrópodos como indicadores biológicos. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 20: 265-276.
- Roig-Juñent, S. 1998. Carabidae. En: Morrone, J.J. y S. Coscarón (eds.), Biodiversidad de Artrópodos Argentinos. Una perspectiva biotaxonómica, Ediciones Sur, La Plata, pp. 194-209.
- Roig-Juñent, S. & A. Cicchino. 2001. A new genus and species belonging to a new subtribe of Zolini (Coleoptera: Carabidae) from Southern South America. *The Canadian Entomologist*, 133 (5): 651-670.
- Roig-Juñent S. y Rouaux, J. 2012. A new species of *Rhytidognathus* (Carabidae, Migadopini) from Argentina. *ZooKeys*, 247: 45–60.
- S.M.N. (Servicio Meteorológico Nacional). 2008. Informes especiales. Condiciones climáticas predominantes desde comienzos del año 2008 y condiciones meteorológicas dominantes desde comienzos de mayo, en el territorio argentino. Disponible on-line: [www.smn.gov.ar](http://www.smn.gov.ar).
- S.M.N. (Servicio Meteorológico Nacional). 2009. Informes especiales. Informe sobre precipitaciones durante el año 2009. Disponible on-line: [www.smn.gov.ar](http://www.smn.gov.ar).
- Saska, P.; Martinkova, Z. y Honek, A. 2010. Temperature and rate of seed consumption by ground beetles. *Biological Control*, 52: 91-95.
- Saska, P.; van der Werf, W; Hemerik, L; Luff, M.L; Hatten, T.D. y Honěk, A. 2013. Temperature effects on pitfall catches of epigeal arthropods: a model and method for bias correction. *Journal of Applied Ecology*, 50: 181-189.
- Sastre, M. 1952. El tempe argentino. Orientación Cultural Editores – S.A., Buenos Aires, 258 pp.
- Scharff, N.; Coddington, J.A.; Griswold, C.E.; Hormiga, G. y Bjorn, P. 2003. When to quit? Estimating spider species richness in a northern European deciduous forest. *Journal Of Arachnology*, 32: 246-276.
- Schwerk, A. y Szysko, J. 2007. Increase of Mean Individual Biomass (MIB) of Carabidae (Coleoptera) in relation to succession in forest habitats. *Wiadomości Entomologiczne*, 26 (3): 195-206.
- Smith, R.M., Philip, H.W., Thompson, K y Gaston, K.J. 2006. Urban domestic gardens (VI): environmental correlates of invertebrates species richness. *Biodiversity and Conservation*, 15: 2415-2438.

- Sorensen, M. 2006. Composición y riqueza específica de carábidos (Coleoptera: Carabidae) en paisajes agrícolas de la E.E.A. INTA Balcarce, sudeste de Buenos Aires. Tesis de Licenciatura en Ciencias Biológicas, FCEyN, UNMdP, Mar del Plata.
- Spence, J. R. y Niemelä, J. 1994. Sampling carabid assemblages with pitfall traps: the madness and the method. *The Canadian Entomologist*, 126 (3): 881-894.
- Stork, N. E. y Eggleton, P. 1992. Invertebrates as determinants and indicators of soil quality. *American Journal of Alternative Agriculture* 7 (1-2): 38-47.
- Stork, N.E y Paarman, W. 1992. Reproductive seasonality of the ground and tiger beetle (Coleoptera: Carabidae, Cicindelidae) fauna in North Sulawesi (Indonesia). *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 27: 101-115.
- Stork, N.E.; Samways, M.J.; y Eeley, H.A.C. 1996. Inventorying and monitoring biodiversity. *Trends in Ecology and Evolution*, 11: 39-40.
- Szysko, J.; Gryuntal, S. y Schwerk, A. 2004. Differences in Locomotory Activity Between Male and Female *Carabus hortensis* (Coleoptera: Carabidae) in a Pine Forest and a Beech Forest in Relation to Feeding State. *Environmental Entomology*, 33 (5): 1442-1446.
- ter Braak, C.J.F. 1986. Canonical Correspondence Analysis: A New Eigenvector Technique for Multivariate Direct Gradient Analysis. *Ecology*, 67 (5): 1167-1179.
- Thiele, H.U. 1975. Interactions between photoperiodism and temperature with respect to the control of dormancy in the adult stage of *Pterostichus oblongopunctatus* F. (Col., Carabidae). *Oecologia* 19: 39-47.
- Thiele, H.U. 1977. Carabid beetles in their environment. *Zoophysiology and ecology* 10. Springer Verlag, Berlin.
- Thiele, H.U. 1979. Relationships between Annual and Daily Rhythms, Climatic Demands and Habitat Selection in Carabid Beetles. In: Erwin TL, Ball GE, Whitehead DR, Editors. pp. 449-470. *Carabid Beetles: Their Evolution, Natural History, and Classification*. Proceedings of the First International Symposium of Carabidology Smithsonian Institution, Washington, D.C.
- Topping, C.J. y Sunderland, K.D. 1992. Limitations to the use of pitfall traps in ecological studies exemplified by a study of spiders in a field of winter wheat. *Journal of Applied Ecology*, 29: 485-491.
- Torres Robles, S.S. y Tur, N.M.. 2006. Los talares de la provincia de Buenos Aires. En: Brown, A., U. Martínez Ortiz, M. Acerbi y J. Corcuera (eds.), *La situación ambiental argentina 2005*, Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, pp. 246-250.
- Tulli, M.N.; Carmona, D.M.; López, A.N.; Manetti, P.L.; Vincini, A.M. y Cendoya, G. 2009. Predation on the slug *Deroceras reticulatum* (Pulmonata: Stylommatophora) by *Scarites anthracinus* (Coleoptera: Carabidae). *Ecología Austral*, 19: 55-61.
- Turienzo, P.N. 2006. Estudio de una comunidad estival de Carabidae (Insecta: Coleoptera) en seis ambientes diferentes del centro del partido de Balcarce (Buenos Aires). Tesis de Licenciatura en Producción Vegetal, FCA, UNMdP, Balcarce.

- Turin, H.; Alders, K.; Den Boer, P.J.; Van Essen, S.; Heijerman, T.H.; Laane, W. y Penterman, E. 1991. Ecological characterisation of carabid species (Coleoptera, Carabidae) in the Netherlands from thirty years of pitfall sampling. *Tijdschrift voor Entomologie*, 134: 279–304.
- Tyler, G. 2012. Differences in male:female ratio among species of the genus *Carabus* L. (Coleoptera: Carabidae) in south Sweden. *Baltic Journal of Coleopterology*, 12 (2): 167-174.
- Vanbergen, A. J.; Woodcock, B.A.; Koivula, M.; Niemelä, J.; Kotze, D.J.M; Bolger, T.; Golden, V.; Dubs, F.; Boulanger, G.; Serrano, J.; Lencina, J.L.; Serrano, A.; Aguiar, C.; Grandchamp, A.C.; Stofer, S.; Szél, G.; Ivits, E.; Adler, P.; Markus, J. y Watt, A.D. 2010. Trophic level modulates carabid beetle responses to habitat and landscape structure: a pan-European study. *Ecological Entomology*, 35: 226-235.
- Venn, S.J. 2001. Development of urban green spaces to improve the quality of life in cities and urban regions. *Ecological Criteria*, 7: 1-27.
- Venn, S.J. 2007. Morphological responses to disturbance in wing-polymorphic carabid species (Coleoptera: Carabidae) of managed urban grasslands. *Baltic Journal of Coleopterology*, 7(1): 51-59.
- Venn, S.J.; Kotze, D.J. y Niemelä, J. 2003. Urbanization effects on carabid diversity in boreal forests. *European Journal of Entomology*, 100: 73-80.
- Vervoorst, F. B. 1967. Las comunidades vegetales de la Depresión del Salado. La Vegetación de la República Argentina, Serie Fitogeográfica N° 7. Buenos Aires INTA. 259 pp.
- Werner, S.M. y Raffa, K.S. 2003. Seasonal Activity of Adult, Ground-Occurring Beetles (Coleoptera) in Forests of Northeastern Wisconsin and the Upper Peninsula of Michigan. *American Midland Naturalist*, 149 (1): 121-133.
- Weyland, F. y Zaccagnini, M.E. 2008. Efecto de las terrazas sobre la diversidad de artrópodos caminadores en cultivos de soja. *Ecología Austral*, 18:357-366.
- Wilson, E.O. 1987. The little things that run the world (The importance and conservation of invertebrates). *Conservation Biology*, 1(4): 344-346.
- Wink, C.; Guedes, J.C.; Fagundes, C.K. y Rovedder, A.P. 2005. Insetos edáficos como indicadores da qualidade ambiental. *Revista de Ciências Agroveterinárias*, 4 (1): 60-71.
- Wolda, H. 1988. Insect seasonality: Why? *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 19: 1-18.
- Yamashita H, Togashi K y Kiritani K. 2010. Sex-Related Difference in the Ability of *Carabus lewisianus* (Coleoptera: Carabidae) to Escape from Pitfall Traps. *The Canadian Entomologist*, 142 (6): 589- 595.
- Zunino, M. 1991. Food relocation behaviour: a multivalent strategy of Coleoptera. En: Zunino, M., X. Bellés y M. Blas (eds.), *Advances in Coleopterology*, AEC, Barcelona, pp. 297-314.
- Zuur AF, Ieno EN y Smith GM. 2007. *Analysing Ecological Data*. Springer, New York, NY, USA.