

**CODA, JOSE ANTONIO**

*Mundo agrícola y población de montaña. Seguridad de los ecosistemas\**

**2015 74403**

Tesis presentada para acceder al título de Doctor en Ciencias Biológicas



# MANEJO AGRÍCOLA Y POBLACIONES DE ROEDORES SIGMODONTINOS DE AGROECOSISTEMAS DEL CENTRO DE ARGENTINA

**Lic. José Antonio Coda**

Director: Dr. José W. Priotto

Co-Directora: Dra. Andrea R. Steinmann

Miembros del jurado de Tesis:

Dra. Margarita, Chiaraviglio.

A handwritten signature in blue ink on a horizontal line, corresponding to the name Margarita Chiaraviglio.

Dr. David Norberto, Bilenca.

A handwritten signature in blue ink on a horizontal line, corresponding to the name David Norberto Bilenca.

Dr. José Camilo, Bedano.

Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales

Universidad Nacional de Río Cuarto

Noviembre 2015



714r3

MFI
Ref:
T. 984

## Agradecimientos

- ✓ A mis viejos porque siempre estuvieron conmigo desde que empecé en todos esto, por brindarme miles de oportunidades y por todo su apoyo siempre.
- ✓ A mi hermano que me acompaño y me escucho siempre.
- ✓ A Vane que es gran parte de todo esto, por ser mi compañera tanto en el trabajo como en casa y por ser multifuncional, siempre ayudándome en absolutamente todo, siempre bancándome.
- ✓ A Andrea y José por todo lo que me enseñaron y enseñan desde que empecé a hacer mi tesis de grado y por darme no solo un lugar en el grupo, sino también por valorar mi participación y opinión en todas las cosas que hacemos con GIEPCO además de investigar.
- ✓ A Dani que estuvo siempre siendo un pilar fundamental de esta tesis, por sus aportes su dedicación y su compromiso.
- ✓ A Pao y Hernán que siempre estuvieron y ahora con Lola.
- ✓ A Ernesto, un gran amigo que me dio este doctorado y que muchas veces me escuchó y aconsejó y que también me salvó las papas en más de una oportunidad.
- ✓ A todos los del grupo que me acompañaron al campo que sin ellos esto no sería posible: José, Dani, Flori, Vane, Belén, Ailin, Ernesto, Facu, Javi, Marcos.
- ✓ A todo el grupo GIEPCO.
- ✓ A David, Margarita y Camilo por todos sus consejos, comentarios y por su predisposición durante todo el desarrollo de la tesis.
- ✓ A toda la gente de los establecimientos “Dos Hermanas”, “Las Gaviotas” y “Altos Verdes” que no solo me abrieron las puertas de sus campos para hacer mi Doctorado, sino también por creer que se puede producir de una manera diferente.
- ✓ A la Universidad de Río Cuarto por permitirme completar mis estudios y brindarme la oportunidad, una vez más, de continuar formándome.



## RESUMEN

La producción de alimentos a nivel mundial ocupa casi la mitad de la superficie de la tierra y amenaza con expandirse sobre lo que resta de tierras naturales. En los agroecosistemas donde se producen estos alimentos, el manejo más ampliamente representado es el convencional, el cual está caracterizado por la aplicación de pesticidas sintéticos y el uso de fertilizantes solubles. La intensificación en el uso de la tierra, tanto a nivel local como de paisaje, es la mayor promotora de pérdida de biodiversidad. Alternativamente a este manejo intensivo, el manejo orgánico involucra prácticas similares a los sistemas más antiguos debido a que posee mayores niveles de heterogeneidad de hábitat y contiene altas densidades de tierras no cultivadas. Considerando el importante rol que cumplen los pequeños mamíferos en las cadenas alimenticias en los agroecosistemas, el mantenimiento de altos números poblacionales sería una importante medida para la conservación de la biodiversidad. De esta manera, el objetivo general de esta de tesis fue evaluar el efecto de los manejos agrícolas, orgánico y convencional, sobre las poblaciones de roedores en agroecosistemas del centro de Argentina. El estudio fue llevado a cabo desde primavera del 2011 a otoño de 2013 en paisajes agrícolas del sudeste de la provincia de Córdoba, Argentina. Este periodo incluyó dos ciclos anuales de abundancia de roedores (CA1 y CA2). Se llevaron a cabo sesiones de captura, marcado y recaptura durante primavera, verano y otoño de CA1 y CA2 en hábitats de borde de campos bajo manejo orgánico y convencional. Se evaluó riqueza, abundancia, actividad reproductiva de las hembras e índices de estrés (asimetría fluctuante (AF) y condición corporal). El manejo no explicó la riqueza de especies, el número de especies por borde fue bajo con pequeñas variaciones entre el manejo orgánico y convencional. El manejo, la estación y el volumen vegetal explicaron la abundancia tanto de las especies especialistas como generalistas. Durante el verano, *Calomys musculinus*, *C. laucha* (especies generalistas) y *Akodon azarae* (especie especialista) fueron más abundantes en hábitat de borde de manejo orgánico en relación al convencional. El manejo orgánico mostró un importante efecto en las abundancias de las especies especialistas al comienzo y final del periodo reproductivo (primavera y otoño) época en donde los bordes presentan la menor calidad en los agroecosistemas. Durante los dos veranos (2012 y 2013) se registraron más hembras reproductivas (independientemente de la especie) en el manejo orgánico que en el convencional. La tasa de celo post-parto mostró el mismo patrón. Los individuos de la especie especialista tuvieron mayores valores de AF en el manejo convencional mientras que no hubo diferencias en las especies generalistas. No se observaron diferencias en la condición corporal en las tres especies estudiadas para los dos manejos. Las especies especialistas fueron más dependientes de la calidad de hábitat. Sus mayores abundancias y menores niveles de estrés registrados en el manejo orgánico serian un buen indicador de

calidad de hábitat en los agroecosistemas. Así, este estudio sugiere que la implementación de manejo orgánico podría ser una buena estrategia de conservación para los pequeños mamíferos en los agroecosistemas intensivos argentinos.

## ABSTRACT

Food production takes up almost half of the planet's land surface and threatens to consume the natural land that still remains. In the agroecosystems, where food is produced, the most worldwide farming is conventional management, characterized by external inputs of synthetic pesticides and soluble fertilizers. Local and landscape scale agricultural intensification is a major driver of global biodiversity loss. Alternatively to this intensive management, organic farming involves practices similar to traditional farming systems since it has higher levels of habitat heterogeneity, and contains greater densities of uncropped habitats. Considering the important positive role that small mammals have on food webs in agricultural systems, the maintenance of high population numbers may be important for biodiversity conservation. Thus, the aim of this thesis was to assess the effect of farming managements (organic vs. conventional) on small mammal populations in border habitats of central Argentinian agroecosystems. This study was carried out since spring 2011 to autumn 2013 in an agricultural landscape of south-eastern Córdoba province, Argentina. This period included two annual abundance cycles of rodents (AC1 and AC2). Capture, mark and recapture trapping sessions were conducted during spring, summer and autumn for AC1 and AC2 in border habitats of organic and conventional farms. Richness, abundances, female reproductive activity and stress indexes (fluctuating asymmetry (FA) and body condition) were evaluated. Farming managements did not explain species richness; the number of species in border habitats was low with small variation between conventional and organic. Management, season and vegetation volume explained abundance of both specialist and generalist species in border habitats. During summer, *Calomys musculus*, *C. laucha* (generalist species) and *Akodon azarae* (specialist species) were more abundant in border habitats of organic than of conventional farms. Organic farms showed an important role for specialist species in poor-quality habitats at the beginning and at the end of the reproductive period (spring and autumn). During the two summers (2012 and 2013) there were more reproductive females (independently of rodent species) in organic than in conventional borders. The rate of postpartum estrus showed the same pattern. Individuals of the specialist species had higher values of FA under conventional management while there were not differences in generalist species. There were no differences in body condition for the three studied species between managements. Small mammal specialist species were more dependent on habitat quality. Their higher abundance and the lower levels of stress (fluctuating asymmetry) registered in organic farms could be useful as a good indicator of habitat quality in agroecosystems. Thus, this study suggests that the implementation of organic farming may be a good conservation strategy for small mammals in intensive Argentinian agroecosystems.

# ÍNDICE DE CONTENIDOS

<b>CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN GENERAL .....</b>	<b>4</b>
<b>1.1. Antecedentes .....</b>	<b>5</b>
1.1.1. Intensificación y expansión de la agricultura.....	5
1.1.2. Agricultura en Argentina .....	8
1.1.3. Manejos agrícolas .....	14
1.1.4. Biodiversidad en sistemas agrícolas: los roedores como modelo de estudio ..	20
1.1.5. El ensamble de pequeños mamíferos del sur de Córdoba .....	23
<b>1.2. Objetivos .....</b>	<b>28</b>
1.2.1. Objetivo general .....	28
1.2.2. Objetivos específicos .....	28
<b>CAPÍTULO II: ÁREA DE ESTUDIO .....</b>	<b>29</b>
<b>2.1. Descripción del área de muestreo.....</b>	<b>30</b>
<b>2.2. Fauna característica de la zona .....</b>	<b>32</b>
<b>2.3. Descripción de los establecimientos agrícolas.....</b>	<b>33</b>
<b>CAPÍTULO III: RIQUEZA, DIVERSIDAD Y ABUNDANCIA DE ESPECIES.....</b>	<b>35</b>
<b>3.1. Introducción .....</b>	<b>36</b>
<b>3.2. Hipótesis .....</b>	<b>38</b>
<b>3.3. Materiales y Métodos.....</b>	<b>39</b>
3.3.1. Relevamiento de roedores .....	39
3.3.2. Heterogeneidad de hábitat .....	44
3.3.3. Variables ambientales asociadas al borde.....	44
3.3.4. Análisis estadístico de los datos.....	44
3.3.4.1. Composición de la comunidad .....	44
3.3.4.2. Variables vegetales .....	45
3.3.4.3. Riqueza y abundancias de <i>Calomys musculinus</i> , <i>Calomys laucha</i> y <i>Akodon azarae</i> .....	45
<b>3.4. Resultados .....</b>	<b>47</b>
3.4.1. Relevamiento de roedores .....	47
3.4.2. Heterogeneidad de hábitat .....	49
3.4.3. Composición de la comunidad.....	51
3.4.4. Variables de vegetación .....	52

3.4.5.	Riqueza y abundancia de las especies.....	55
3.5.	<b>Discusión</b> .....	61
3.6.	<b>Conclusiones</b> .....	64
3.7.	<b>ANEXO 1</b> .....	66
<b>CAPÍTULO IV: LA REPRODUCCIÓN COMO INDICADOR DE CALIDAD DE HÁBITAT . 70</b>		
4.1.	<b>Introducción</b> .....	71
4.2.	<b>Hipótesis</b> .....	72
4.3.	<b>Materiales y Métodos</b> .....	73
4.3.1.	Variables de vegetación y asociadas al borde.....	73
4.3.2.	Relevamiento de roedores .....	73
4.3.3.	Análisis estadístico de los datos.....	74
4.3.3.1.	Variables vegetales .....	74
4.3.3.2.	Hembras reproductivas.....	74
4.4.	<b>Resultados</b> .....	75
4.4.1.	Variables de vegetación .....	75
4.4.2.	Hembras reproductivas .....	75
4.5.	<b>Discusión</b> .....	79
4.6.	<b>Conclusiones</b> .....	82
4.7.	<b>ANEXO 2</b> .....	84
<b>CAPÍTULO V: CONDICIÓN CORPORAL Y ASIMETRÍA FLUCTUANTE ..... 88</b>		
5.1.	<b>Introducción</b> .....	89
5.2.	<b>Hipótesis</b> .....	93
5.3.	<b>Materiales y Métodos</b> .....	94
5.3.1.	Asimetría Fluctuante .....	94
5.3.2.	Condición Corporal.....	95
5.3.3.	Análisis estadístico de los datos.....	95
5.3.3.1.	Asimetría fluctuante .....	95
5.3.3.2.	Condición Corporal .....	96
5.4.	<b>Resultados</b> .....	97
5.4.1.	Asimetría fluctuante.....	97
5.4.2.	Condición corporal .....	99
5.5.	<b>Discusión</b> .....	100
5.6.	<b>Conclusiones</b> .....	102

<b>CAPÍTULO VI: DISCUSIÓN GENERAL.....</b>	<b>104</b>
6.1. Manejo orgánico y factibilidad.....	105
6.2. Manejo agrícola y escalas espaciales .....	108
6.3. Conclusiones .....	110
6.4. Perspectivas.....	112
<b>BIBLIOGRAFÍA.....</b>	<b>114</b>
<b>PUBLICACIONES DERIVADAS DE LA TESIS .....</b>	<b>134</b>

# **CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN GENERAL**

## 1.1. Antecedentes

### 1.1.1. Intensificación y expansión de la agricultura

Durante las últimas décadas, la pérdida de biodiversidad a nivel mundial ha ocurrido a una escala sin precedentes y la agricultura ha sido un importante motor de este cambio global (Matson et al. 1997, Tilman et al. 2001, Benton et al. 2003). Aproximadamente un 40% de la superficie de la tierra se encuentra dedicada al uso agrícola y se estima que entre el 16 y el 40% de esta tierra se encuentra altamente degradada (Chappell & LaValle 2011). La expansión de la agricultura sobre las áreas naturales y la intensificación del uso de la tierra han generado una gran homogenización en los agroecosistemas (Green et al. 2005). En función de obtener tierras de cultivo o pasturas permanentes, el desmonte ha reducido la extensión de los hábitat naturales del planeta en más de un 50% (Richards 1990), y muchas de las áreas restantes han sido alteradas por pastoreo temporal (Groombridge & Jenkins 2002). Incluso en las áreas productivas, la pérdida de las rotaciones tradicionales en el manejo agrícola ha conducido a la disminución de los hábitat no cultivados, como los bordes de campos y caminos, lagunas y bosques aledaños (Robinson & Sutherland 2002). Estos hábitat pueden ser utilizado como refugios, sitios de alimentación y reproducción para la fauna y flora nativa (Wickramasinghe et al. 2003). En los últimos años, el uso de cultivos genéticamente modificados profundizó el grado de intensificación agrícola. Estos cultivares ofrecen a los productores nuevas oportunidades de incrementar los rindes, sin embargo ellos están asociados a un importante uso de agroquímicos, lo que genera efectos secundarios de alto riesgo (Hails 2002, Groot & Dicke 2002). Tscharrntke et al. (2005) identificaron las actividades agrícolas que producen intensificación del uso de la tierra a escala local y de paisaje (Tabla 1).



**Tabla 1.** Actividades agrícolas que producen intensificación a nivel al local y de paisaje (Extraído de Tschamtke et al., 2005)

Intensificación a nivel local	Intensificación a nivel de paisaje
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Acortamiento de los ciclos de rotación</li> <li>• Disminución de la diversidad de cultivos</li> <li>• Incremento en el uso de fertilizantes minerales y pesticidas (herbicidas, fungicidas, insecticidas, etc.)</li> <li>• Siembra de cereales en invierno y no en primavera</li> <li>• Implementación de cultivos genéticamente modificados</li> <li>• Arado profundo, no labranza mínima</li> <li>• Monocultivos de variedades de alto rinde</li> <li>• Incremento del tamaño de los lotes</li> <li>• Incremento en el uso de maquinaria agrícola</li> <li>• Reducción de la freática por drenaje</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Producción focalizada en uno o pocos cultivos en lugar de una agricultura mixta</li> <li>• Conversión de hábitat perennes (pastizales) en campos de cultivo</li> <li>• Destrucción de hábitat de borde</li> <li>• Relocalización de tierras para incrementar los tamaños de lote y generar establecimientos más compactos</li> <li>• Simplificación del paisaje, con un limitado número de uso de tierra tanto temporal como espacial, incrementando la homogeneidad del paisaje</li> <li>• Evitación de manejos tradicionales de baja intensidad de uso de la tierra</li> <li>• Evitación del uso de set-aside (lotes de descanso en los cuales no se producen cultivos durante un ciclo de siembra), y cultivo sobre áreas abandonadas (lotes viejos o con pastizal)</li> <li>• Reducción de la resistencia a la invasión de especies introducidas</li> <li>• Reducción de los niveles freáticos de todo el paisaje</li> <li>• Fragmentación de hábitats naturales</li> </ul>

A escala de paisaje, un cambio en el uso de la tierra sumado a un aumento de la superficie productiva, con el fin de mejorar la eficiencia de la agricultura, han dado como resultado paisajes altamente homogéneos con poca área no cultivada (Tschamtke et al. 2005). Benton et al. (2003) argumentan que una consecuencia universal de la

intensificación de la agricultura es el reemplazo de la heterogeneidad en la estructura del paisaje, en el tiempo y en el espacio, por homogeneidad. Planteado de esta manera, los autores proponen a la heterogeneidad de hábitat como una valiosa medida de la intensidad de uso de la tierra en sistemas agrícolas. En el mismo trabajo los autores exponen cuáles son los mecanismos que causan un incremento de la homogeneidad en agroecosistemas, considerando escalas espaciales y temporales. La homogeneidad espacial se produce por: a) una reducción botánica y de las variedades de cultivos y pasturas que son producidas (Robinson & Sutherland 2002); b) una pérdida de hábitat seminaturales, tales como bordes de cultivo y camino, aguadas, relictos de bosque, etc. (Lack 1992); c) un aumento en el tamaño de los lotes, y por lo tanto mayores áreas contiguas bajo el mismo manejo; d) una reducción en la diversidad de especies de plantas y animales por el uso de pesticidas (Vickery et al. 2001). En el caso de la homogeneidad temporal, ésta se debe a: a) la simplificación de las rotaciones de cultivo, donde grandes extensiones de cultivos similares se mantienen bajo un manejo agrícola muy semejante durante largos periodos de tiempo (Robinson & Sutherland 2002); b) la mecanización e incremento en la capacidad de trabajo de la maquinaria agrícola, posibilitando que los procesos agrícolas (siembra, cosecha, etc.) sean llevados a cabo más rápidamente, quedando de esta manera más tierras en el mismo estado de manejo al mismo tiempo (Austin et al. 1993); c) los avances en mejoramiento de cultivo y nutrición por agroquímicos, los cuales hacen que las superficies estén todo el año con cultivos de producción sin la posibilidad de dejar campos con barbecho o en descanso (Robinson & Sutherland 2002); d) el mejoramiento en variedades de pasturas, donde una cosecha múltiple de pasturas dentro de la misma estación conduce a una alta sincronización y rápida cosecha (Bradbury et al. 2001).

Estudios realizados en diversas taxa hallaron que los sistemas agrícolas sometidos a una menor intensidad de uso de la tierra producen menor impacto sobre la vida silvestre. En un trabajo realizado a diferentes escalas espaciales, Fisher et al. (2011) hallaron una menor riqueza, diversidad y abundancia de roedores en paisajes más intensificados. En un estudio llevado a cabo en aves, Filippi-Codaccioni et al. (2010) hallaron que las especies más especialistas en el uso del hábitat se vieron negativamente afectadas por la intensificación agrícola en relación a las especies generalistas. Weibull et al. (2003) reportaron que la riqueza de especies de plantas, mariposas y carábidos, incrementaron con la heterogeneidad del paisaje o la cantidad de bordes de campos.

El aumento de la biodiversidad hallado en sistemas agrícolas con alta heterogeneidad de hábitat, no ha sido reconocido por la mayoría de los ecólogos que presentan un énfasis tradicional en los ecosistemas prístinos (Pimentel et al. 1992, Jackson & Jackson 2002). En relación a la superficie ocupada por las áreas dedicadas a producción agrícola y las áreas silvestres, las primeras superan ampliamente a estas últimas, las cuales han tenido

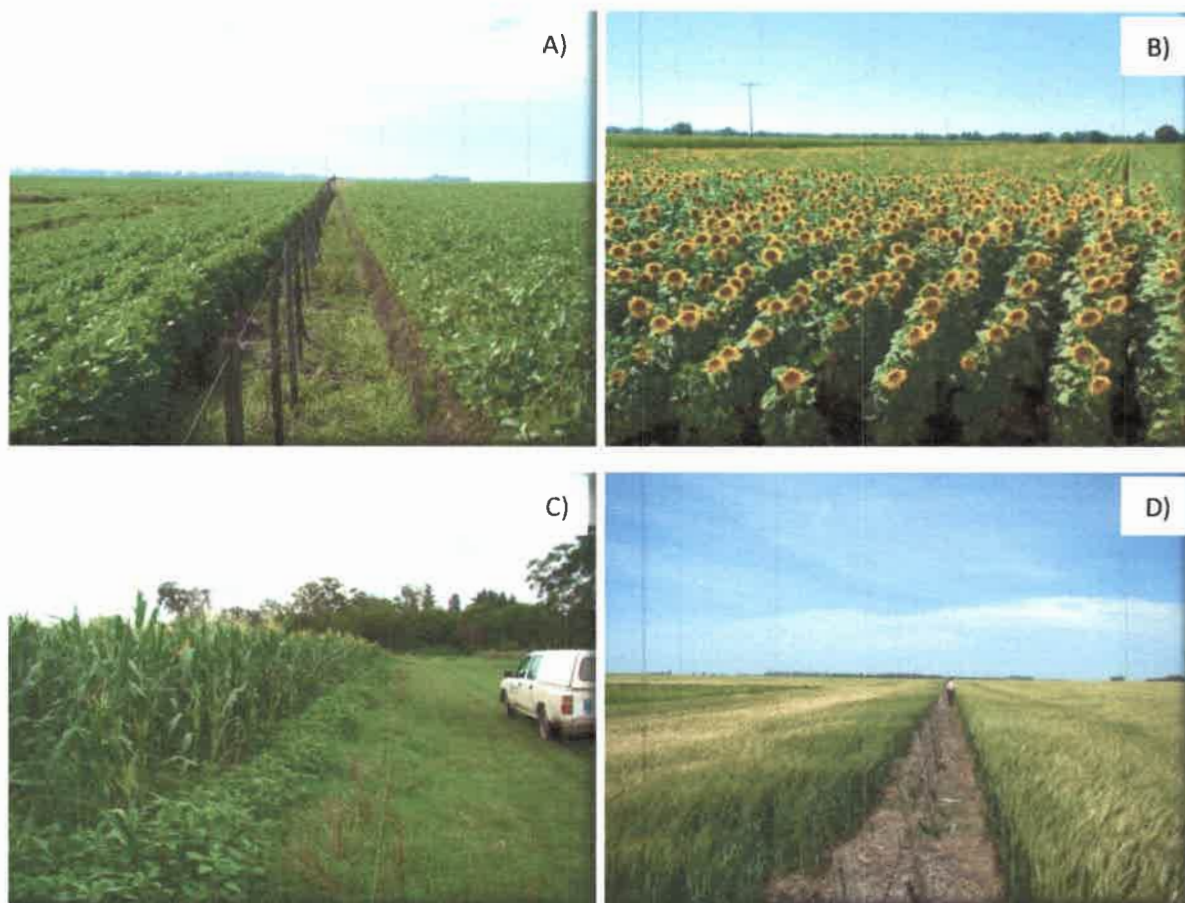
históricamente prioridad en la conservación (Pimentel et al. 1992, Tscharntke et al. 2005). Para realizar un enfoque en la conservación de biodiversidad en regiones con actividades humanas, es particularmente importante entender las relaciones entre la biodiversidad presente en el sistema y la heterogeneidad espacial tanto a escala local como de paisaje (Benton et al. 2003, Tscharntke et al. 2005, Tuck et al. 2014). Así, es importante analizar simultáneamente los efectos ecológicos de las prácticas agrícolas y el contexto de paisaje en las tierras dedicadas a la producción de alimentos (Tscharntke et al. 2005, Kleijn et al. 2006). Fischer et al. (2011) hallaron que el porcentaje de tierra cultivada parece ser un predictor simple de la complejidad del paisaje y estar negativamente correlacionado con la diversidad de hábitat. Los antecedentes muestran que el aumento de intensificación en el uso de la tierra es un proceso crítico en la pérdida de biodiversidad en las tierras agrícolas y es por ello que se hace necesario obtener una herramienta eficiente para medir el grado de intensificación. La cuantificación de la homogenización en los agroecosistemas ha demostrado ser un buen indicador de la intensificación.

#### 1.1.2. Agricultura en Argentina

En la región pampeana los cambios de uso de la tierra se vienen produciendo con distintos grados de intensidad, prácticamente desde la época de la colonización (Cantú et al. 2009). Durante los primeros 300 años se presentó una etapa marcada por la introducción y posterior expansión del ganado vacuno, lanar y caballar (Bilenca et al. 2012). A fines del siglo XIX se produce una aceleración debido al desarrollo de grandes colonias agrícolas a medida que los ferrocarriles se expandían por toda la región. Esto marca un hito importante ya que, de productores con grandes extensiones y producción eminentemente ganadera, se introducen sistemas productivos agroganaderos más pequeños donde la agricultura ganó terreno paulatinamente (Cantú et al. 2009).

Actualmente, la agricultura de nuestro país está fuertemente identificada en cuatro tipos de granos: soja, girasol, maíz y trigo (Figura 1).

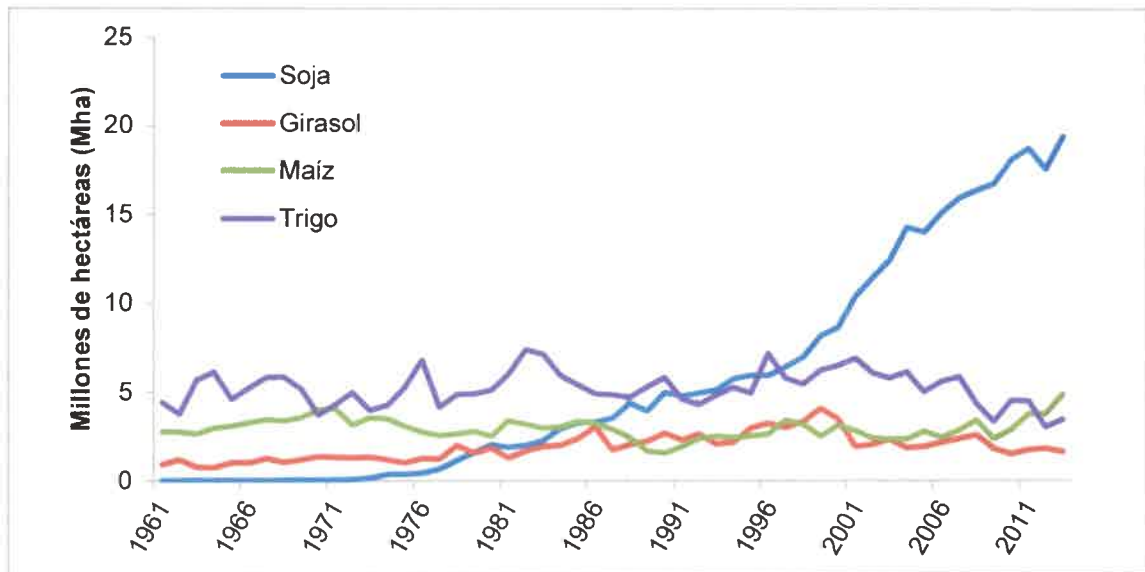




**Figura 1.** Cultivos de grano más representados en la agricultura de Argentina: A) soja (*Glycine max*), B) girasol (*Helianthus annuus*), C) maíz (*Zea mays*), D) trigo (*Triticum aestivum*).

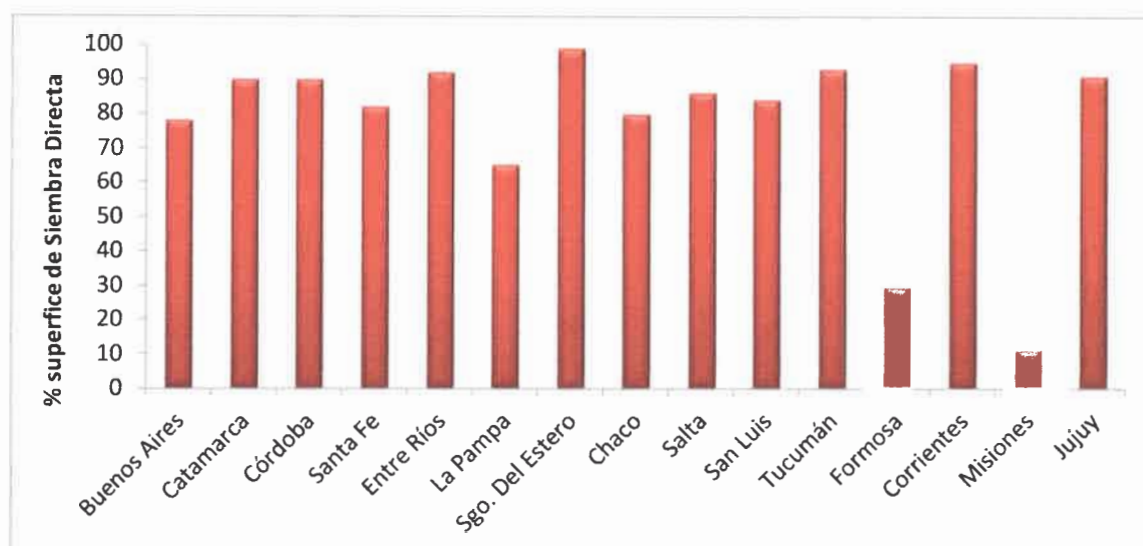
Las condiciones de Argentina para tales cultivos están entre las más productivas del mundo convirtiendo al país en uno de los pocos capaces de producir alimentos para otras regiones (Satorre 2005). Los dos procesos claves que convirtieron a nuestro país en un gran exportador en las décadas recientes fueron: a) el cambio de producción, de una agricultura mixta a una producción exclusiva de granos, y b) la expansión de la frontera agropecuaria sobre las áreas naturales, tanto en las grandes zonas productivas como en el norte del país (Paruelo et al. 2005, Satorre 2005, Pengue 2005). En el año 1975 irrumpe en el territorio argentino, específicamente en la provincia de Misiones, el cultivar de soja (*Glycine max*) el cual se expandió rápidamente al resto del país (Martínez-Ghersa & Ghersa 2005). Posteriormente en 1996, un cultivar de soja transgénica resistente al glifosato, fue introducido en el mercado y rápidamente adoptado por los productores, generando un gran incremento en el área de producción de este cultivo (Bilenca et al. 2007). A nivel productivo,

la soja resistente al glifosato llegó a más del 95% del total de la soja producida en la región (Martínez-Ghersa & Ghersa 2005, Satorre 2005). Actualmente, según datos de la Organización de Agricultura y Alimentos (FAO) la producción de soja en Argentina ocupa una superficie cercana a las 20 Mha, cuadruplicando a los tres granos que le siguen en importancia productiva, de los cuales ninguno supera los 5 Mha (Figura 2) (FAO 2013).



**Figura 2.** Área (Mha) cosechada de los cuatro cultivos principales de Argentina (Soja, Girasol, Maíz y Trigo) para el periodo 1961 – 2013 (Datos FAO).

Simultáneamente a la introducción de la soja transgénica, en la década del 90 se extendió en nuestro país el sistema de Siembra Directa (SD) o labranza cero, el cual se caracteriza por una remoción mínima del suelo, por el mantenimiento del rastrojo del cultivo anterior, y por un control de malezas a través de herbicidas (Álvarez 2005). La aparición simultánea de nuevas tecnologías durante la década del 90 (un cultivar de soja resistente al glifosato y la técnica de SD) coincide con el comienzo de la expansión de la soja en nuestro país (Figura 2). Así, como una consecuencia directa de una fuerte campaña en cambios tecnológicos y del precio de los *commodities* a nivel mundial, la soja se ha vuelto el cultivo de mayor importancia en Argentina (Pengue 2005). Si bien la SD es utilizada para sembrar diversos tipos de cultivo, en nuestro país se encuentra íntimamente asociada al cultivo de soja. Según cifras de la Asociación Argentina de Productores en Siembra Directa (Aapresid), la superficie bajo este método se ha incrementado de, aproximadamente 1 Mha en 1990, a 27 Mha para la campaña 2010/2011, alcanzando el 78% de la superficie agrícola del país (Aapresid 2012) (Figura 3).



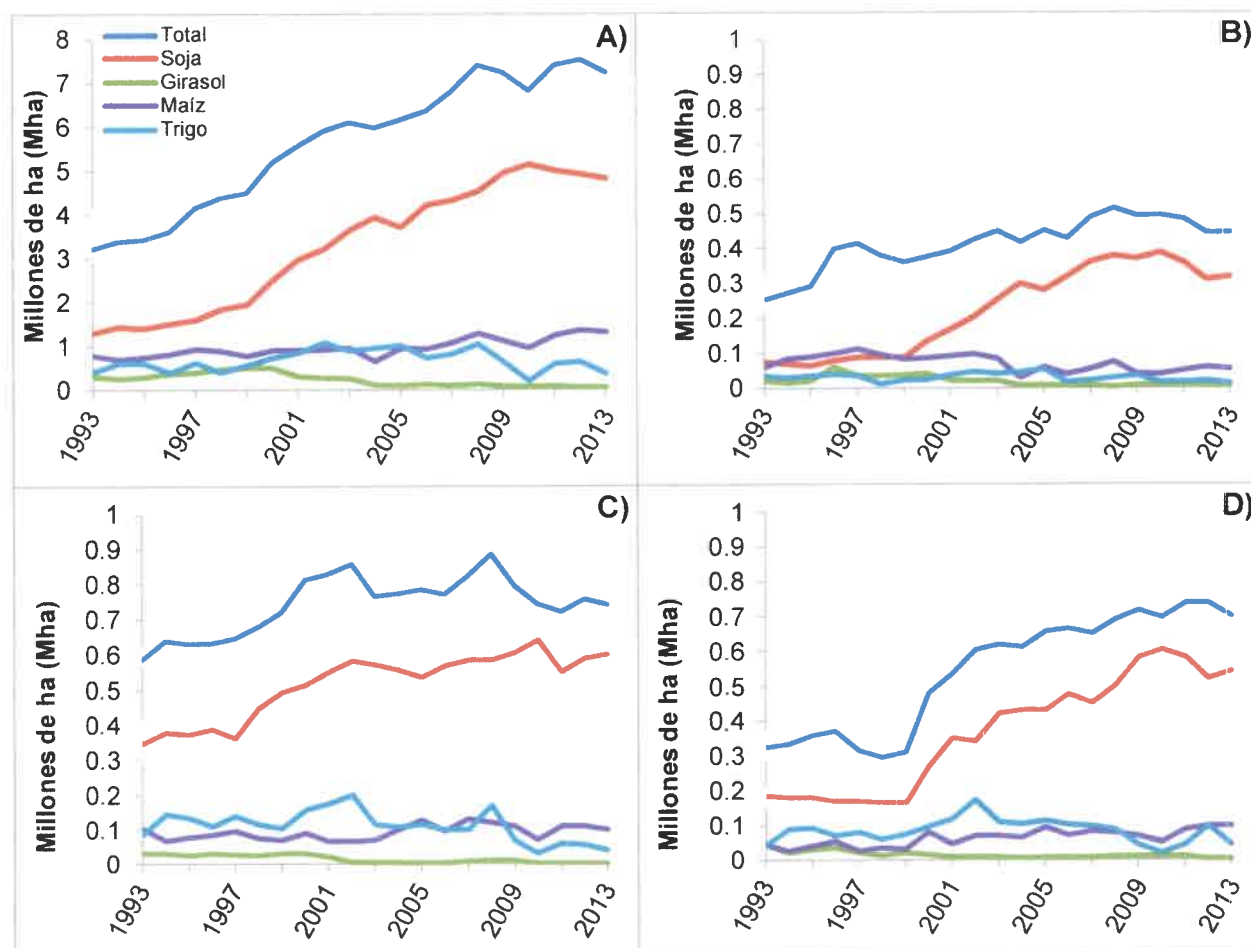
**Figura 3.** Superficie en Siembra Directa expresada en porcentajes durante la campaña 2010/2011, discriminada por provincias de Argentina (Datos Aapresid 2012).

La expansión de este modelo productivo tuvo su origen en la región más productiva de Argentina (región Pampeana), afectando especialmente las provincias de Córdoba, Entre Ríos, Santa Fe y Buenos Aires (Paruelo et al. 2005). Sin embargo, la mejora en paquetes agrotecnológicos ha llevado actualmente, a la expansión de la frontera agrícola sobre áreas con altos niveles de biodiversidad, tales como las ecorregiones de las Yungas, Gran Chaco y Mesopotamia (Pengue 2005). De esta manera, la intensificación y expansión de la agricultura generaron grandes modificaciones ambientales, deteriorando simultáneamente la composición, estructura y funcionamiento de sus sistemas naturales y su biodiversidad (Martínez-Ghersa & Ghersa 2005, Baldi & Paruelo 2008).

En la región Pampeana, la cual comprende gran parte de las provincias antes mencionadas, se constituye el centro de actividad productiva agropecuaria de nuestro país. En ella se desarrolla el 90% de la producción de los principales cultivos de grano. Originalmente esta región estaba constituida por extensos pastizales naturales, que posteriormente fueron transformadas en áreas con uso agrícola ganadero, siendo predominante en la actualidad el uso casi exclusivamente agrícola. Como se observa en la Figura 3, en las provincias de Córdoba, Entre Ríos, Santa Fe y Buenos Aires, los valores de siembra directa oscilan entre el 80 y el 90%. Si bien la implementación de un manejo que implica el uso de SD se presentó originalmente como una alternativa para controlar la erosión del suelo y la eficiencia en nutrientes y agua (Panigatti et al. 1998, Satorre 2005), actualmente, en ciertos contextos climáticos y de suelo, se discute su impacto positivo sobre el medio ambiente (Domínguez et al. 2010). Este tipo de manejo, el cual en Argentina

está asociado a la utilización de herbicidas/fertilizantes y semillas genéticamente modificadas, ha generado grandes cambios a nivel de paisaje. Así, actualmente la región Pampeana presenta un paisaje altamente homogéneo, compuesto en su mayoría por campos de cultivo con una muy baja proporción de hábitat naturales (pastizales, bosques nativos y humedales, bordes de camino, terraplenes).

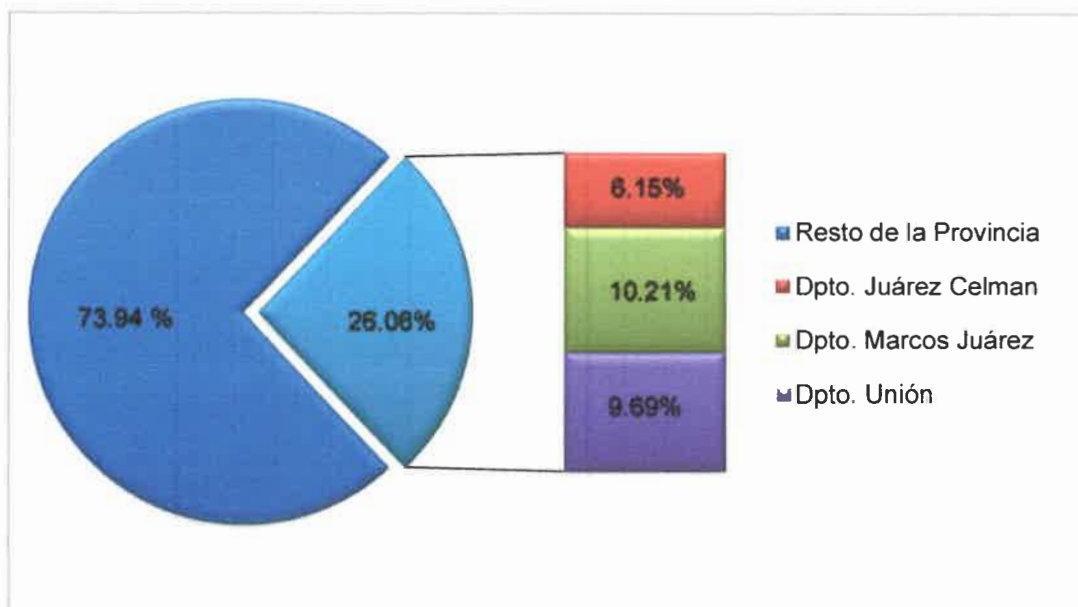
La Provincia de Córdoba no ha sido ajena a la expansión e intensificación de la agricultura. A partir del año 1993 el Ministerio de Agricultura, Ganadería y Alimentos de la provincia de Córdoba (MAGyA) ha registrado las superficies sembradas y cosechadas (ha), rendimiento (kg/ha) y producto obtenido (Tm) para los seis cultivos más representativos (soja, girasol, maíz, trigo, maní y sorgo). Para la campaña 2012/2013 la soja alcanzó valores cercanos a las 5 Mha sembradas, alcanzando las 6,5 Mha al sumarle los cultivos de girasol, maíz y trigo) (Figura 4 A) (MAGyA 2013).



**Figura 4.** Superficies dedicadas a los cuatro principales tipos de grano (Soja, Girasol, Maíz y Trigo) y Totales para el periodo 1993–2013, para, A) la provincia de Córdoba, B) departamento Juárez Celman, C) departamento Marcos Juárez y D) departamento Unión (Datos MAGyA).



Para el sur-este de la provincia de Córdoba, específicamente los departamentos Juárez Celman, Unión y Marcos Juárez, se registró un total de 1.879 Mha dedicadas a la producción de cultivos, representando el 26% de la superficie cultivada de la provincia de Córdoba (Figura 5) (MAGyA 2013).



**Figura 5.** Superficies dedicadas a agricultura, expresadas en porcentaje (%), para los Departamentos Juárez Celman, Marcos Juárez y Unión en relación al total de la superficie de la provincia de Córdoba (Datos MAGyA).

Los tres departamentos presentaron un comportamiento similar entre sí y con respecto a la provincia. El cultivo de soja siempre representó un porcentaje importante tanto a nivel provincial, donde duplicó a los otros cultivos para la campaña de 1993, así como en los tres departamentos, particularmente en Marco Juárez donde se registraron valores cercanos a las 0,6 Mha para dicha campaña. Para la provincia y los departamentos no se observó ningún cambio abrupto en el tiempo para los demás cultivos, siendo solo la soja la que comenzó su alza a finales de la década del 90, llegando en algunos casos a triplicar a la producción de los demás granos (Figura 4 A, B, C, D). Un dato que revela la intensificación de la agricultura en estos tres departamentos, es que en promedio, para el año 2013, el 63,5% de la superficie total de cada uno de ellos estuvo dedicada solamente a la producción de granos (soja, girasol, maíz, trigo, maní y sorgo) (MAGyA 2013).

Paruelo et al. (2005) plantean que el cambio que ocurrió en todo el territorio argentino se debió a causas sociales, económicas, políticas y ambientales, donde la expansión y adopción de la técnica de SD, el cambio en el precio de ciertos *commodities*, el cambio de escala de la empresa agrícola y la disponibilidad de capital financiero que se canalizó a los



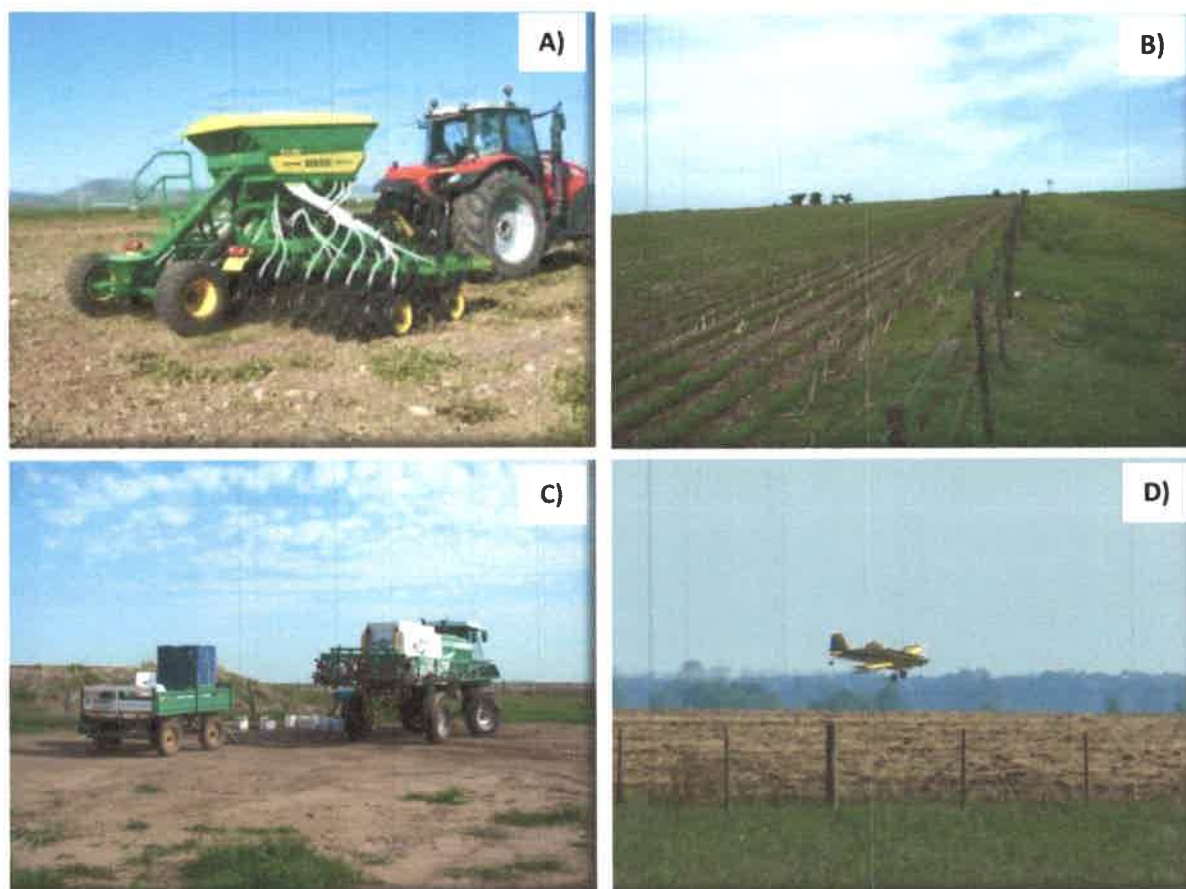
consorcios de siembra, son las causas más frecuentemente invocadas para explicarlo. Estos factores no afectaron con la misma intensidad a todas las zonas productivas de la Argentina, sino que probablemente interaccionaron en relación a características productivas, económicas y sociales propias de cada provincia o departamento.

### 1.1.3. Manejos agrícolas

Antes de definir los manejos agrícolas que se analizan en esta tesis, es necesario tener una visión de cómo son estructuralmente los agroecosistemas o ecosistemas agrícolas. Estos son sistemas manejados por el hombre con el fin de producir alimentos, fibras y combustibles. Estructuralmente los ecosistemas agrícolas, en comparación con los naturales, se caracterizan por ser sistemas simples donde la cobertura de la vegetación natural ha sido reemplazada por una escasa variedad de cultivos (Benton et al. 2003, Tschardt et al. 2005, Bilencia et al. 2007, Frascina et al. 2012). Estos sistemas consisten de un mosaico homogéneo de campos de cultivos separados por una red de hábitat lineales o unidimensionales (hábitat más largos que anchos): bordes de cultivos, bordes de caminos, terraplenes de ferrocarril y bordes de cursos de agua, etc. Estos hábitat representan áreas poco perturbadas, los cuales mantienen a lo largo de todo el año una alta cobertura de plantas nativas y malezas introducidas, y son considerados muy importantes en la conservación de la biodiversidad de pequeños mamíferos y sus predadores (Boatman et al. 1999, Butet et al. 2006, Sommaro et al. 2010, Gomez et al. 2011). De los hábitat lineales mencionados, los más afectados por la agricultura en general y los sistemas de manejo de la tierra en particular, son los bordes de cultivo, reflejándose en la cobertura vegetal del suelo y en la disponibilidad de semillas de malezas e insectos (Fitzgibbon 1997).

A nivel mundial, dentro de los agroecosistemas el manejo más representado es el convencional. El término convencional es un término que abarca un gran rango de sistemas de manejo de la tierra. Debido a esta gran variedad de sistemas de manejos convencionales, Trewavas (2004) los define como todos aquellos manejos donde se utilizan minerales solubles como fertilizantes y pesticidas sintéticos para control de plagas. Particularmente en Argentina, el manejo convencional se halla directamente ligado al sistema de SD. Anteriormente a la SD, la preparación del suelo o de la cama de siembra llamada labranza convencional, se llevaba a cabo con arados de reja y vertedera, siendo originalmente mediante tracción a sangre y luego reemplazada por maquinaria. Con este preparado del suelo y con el objeto de refinarlo y controlar las malezas, se llegaba al momento de siembra con un suelo totalmente descubierto. En los años 90, como se menciona en la sección 1.1.2 aparece en nuestro país el método de SD, donde el rastreo

del cultivo anterior se mantiene en la superficie y no se realizan labranzas, siendo el control de malezas exclusivamente a través de herbicidas (Figura 6).



**Figura 6.** Procedimientos realizados en el manejo convencional: A) siembra directa sobre un rastrojo de soja; B) soja en crecimiento sobre rastrojo de maíz; C) Fumigadora empleada para control de maleza y D) avión fumigador aplicando herbicidas sobre un rastrojo de soja.

Este tipo de siembra ha sido ampliamente reconocida como una estrategia de siembra alternativa con menor impacto ambiental debido a que disminuye tanto la erosión eólica como hídrica (Álvarez 2005). Sin embargo, varios autores proponen que la SD genera beneficios solo cuando es implementado como "sistema", en el cual este comprendido: una gran cobertura de rastrojos, un esquema de rotación que incluya cultivos de cobertura (Díaz-Zorita et al. 2002, Lal et al. 2007, Lal 2007) y una minimización de la compactación del suelo producida por la maquinaria usada en la fertilización, fumigación y cosecha (Lal 1999, Reynolds et al. 2007). En nuestro país muchas de las variables que componen el sistema anteriormente mencionado se encuentran ausentes o modificadas. De esta manera los valores registrados por Aapresid (2012) cercanos a un 80% de SD en Argentina (sección

1.1.1) no representan un “sistema” de SD como el mencionado anteriormente, sino solamente la superficie donde se utiliza la maquinaria asociada a este sistema.

En Argentina, en los campos bajo manejo convencional los hábitat de borde frecuentemente reciben, de forma intencional o no, herbicida de los lotes aledaños (Ghersa et al. 2002, de la Fuente et al. 2010). Además, el monocultivo de soja, la ausencia de cultivos de cobertura y el pastoreo de los rastrojos, son prácticas muy comunes que a menudo generan erosión y procesos de degradación (Bedano et al. 2006). En la actualidad, esta forma de implementación de la SD es discutida en cuanto a si representa un manejo ambientalmente más amigable para el suelo (Domínguez et al. 2010).

Alternativamente al manejo convencional existen otros más conservacionistas como la agricultura orgánica, la cual propone entre otras cuestiones, mantener la diversidad genética de los sistemas productivos y de sus alrededores, incluyendo la protección de plantas y hábitat naturales, y producir solamente productos orgánicos biodegradables (Pimentel et al. 1992, Gabriel et al. 2013, Tuck et al. 2014). Los lineamientos para la agricultura orgánica a nivel internacional están expresados por el Código de Guía Alimentaria (establecido por la FAO y la Organización Mundial de la Salud) y por la Federación internacional de Movimientos de Agricultura Orgánica (IFOAM). Dos puntos importantes que estas organizaciones presentan como prioridades para este tipo de producción son: 1) Salud: la agricultura orgánica está destinada a producir alimentos de alta calidad sin el uso de fertilizantes minerales, pesticidas sintéticos, medicamentos para animales y aditivos alimentarios que puedan tener efectos nocivos a la salud; 2) Ecología: este tipo de agricultura debe adaptarse a los ciclos y equilibrios de la naturaleza sin explotarla mediante el uso de recursos locales, reciclar, reutilizar y promover una gestión eficiente de materiales y energía.

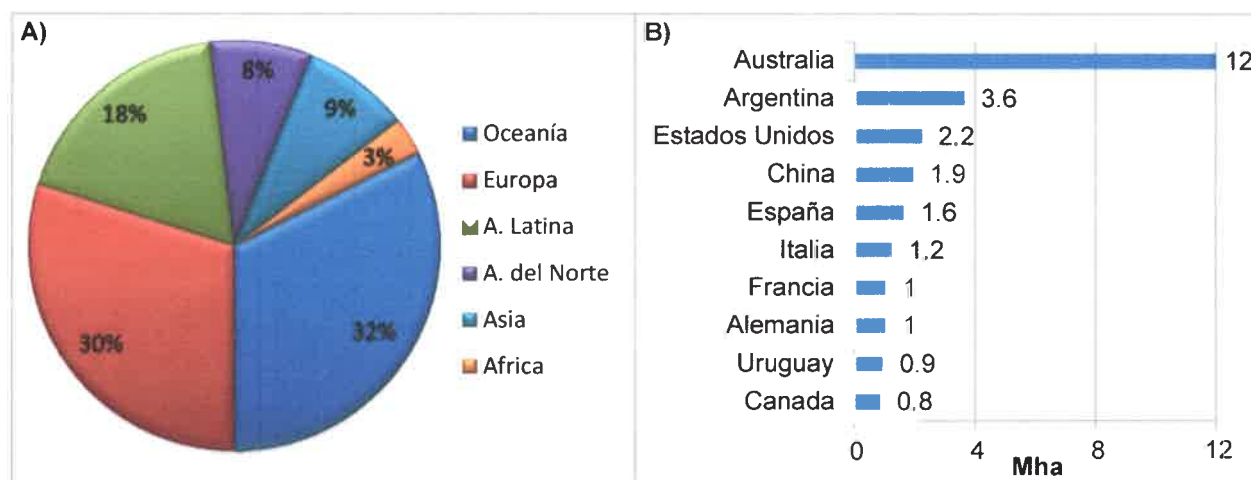
En este manejo donde no se utilizan herbicidas, el control de malezas se lleva a cabo mediante labranza mecánica, y particularmente en nuestro país suelen realizarse controles de malezas mediante extracción manual (Figura 7). Al estar excluidos también los herbicidas y fertilizantes artificiales, se utilizan productos naturales para combatir plagas y fertilizantes naturales, pero solo ocasionalmente



**Figura 7.** Procedimientos realizados en el manejo orgánico: A) preparado de la cama de siembra mediante arado de doble acción con rolo; B) control de malezas mecánico mediante escardillo; C) control de malezas mediante extracción manual.

Este manejo involucra prácticas similares a las de los sistemas de manejos tradicionales (anteriores a la SD) debido a que tiene altos niveles de heterogeneidad de hábitat, y contiene mayores densidades de hábitat no cultivados, comparado con el manejo convencional (Fuller et al. 2005). Según Krebs et al. (1999) estos mayores niveles de heterogeneidad de hábitat, ofrecen una oportunidad para la restauración de las tierras cultivadas. Sin embargo, este manejo está pobremente representado en la agricultura a nivel mundial. Actualmente 37,5 Mha se encuentran bajo producción orgánica en el mundo (FIBL & IFOAM 2014), las cuales representan menos del 1% del total de tierras dedicadas a la agricultura (FAO 2013). De la superficie total destinada a la producción orgánica, Europa y Oceanía poseen más del 60% (Figura 8 A) y América Latina ocupa el tercer puesto con un 18%; al caracterizar la producción por países se observa que Argentina se ubica en el segundo puesto, con 3,6 Mha (Figura 8 B).

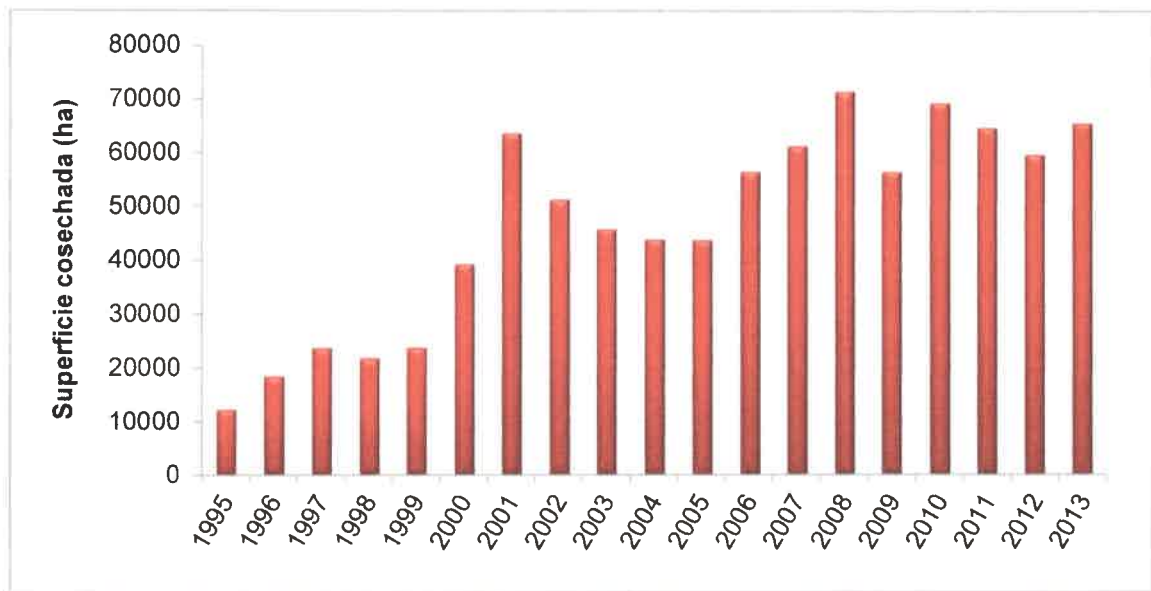




**Figura 8.** A) Distribución mundial (en porcentaje) de superficie bajo manejo orgánico por región; B) Superficie dedicada a manejo orgánico (agroganadero) expresada en millones de ha (Mha) de los 10 países con mayor producción a nivel mundial (Datos FIBL y IFOAM, 2014).

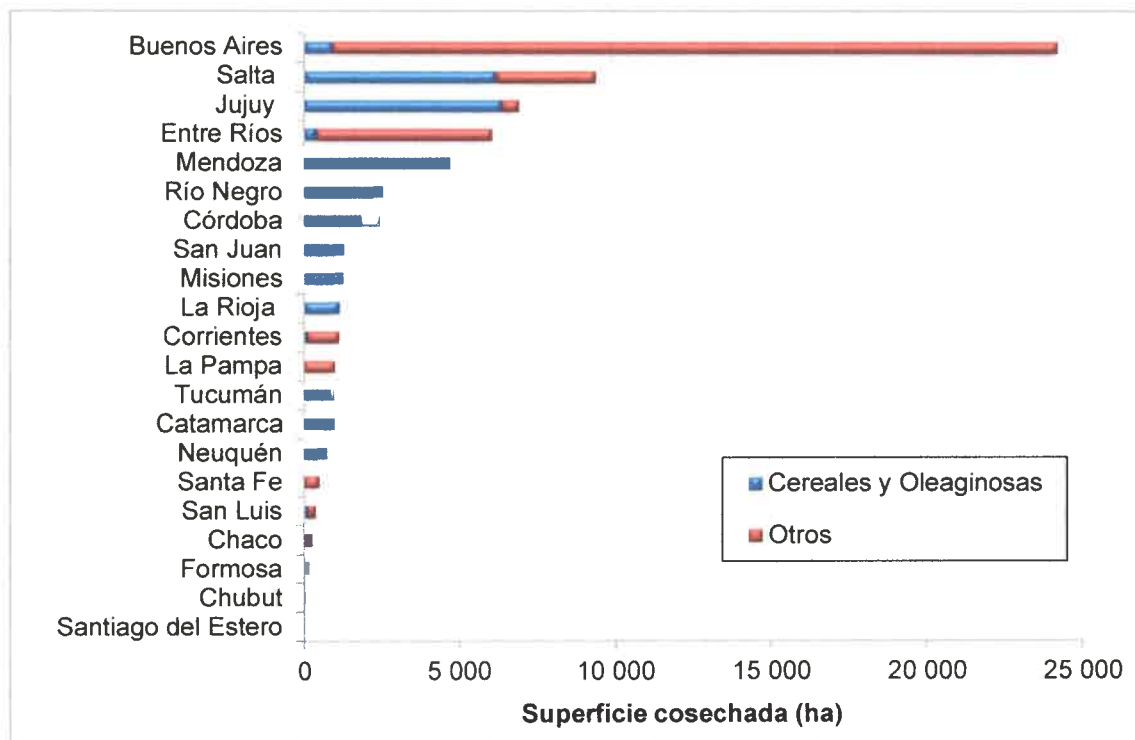
La agricultura orgánica en Argentina tiene una historia relativamente breve. Su origen se ubica en 1985 con la creación del Cenecos (Centro de Estudios de Cultivos Orgánicos), la primera asociación que se ocupó de la agricultura orgánica (IICA et al. 2009). En la actualidad el Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria (SENASA) realiza informes anuales de seguimiento de la agricultura orgánica, incluyendo superficies, rindes, establecimientos, exportaciones, etc.

La superficie bajo seguimiento orgánico en el país durante el 2013 se ubicó en los 3,3 Mha (no se incluyen datos de recolección silvestre y producción de miel), disminuyendo un 10% respecto al año anterior y continuando con la tendencia descendente que muestra desde el año 2009 (SENASA 2014). De esta superficie, 3 millones de hectáreas se dedican a la producción ganadera, mientras que 203.000 hectáreas se dedican a la producción agrícola. De este total de hectáreas dedicadas a producción vegetal, 65.555 correspondieron a superficie cosechada, esto es cultivos industriales, aromáticas, hortalizas, legumbres, frutales, cereales y oleaginosas (Figura 9).



**Figura 9.** Superficie orgánica cosechada (ha) en Argentina durante el periodo 1995-2013 (Datos SENASA).

Sin embargo, al comparar la superficie dedicada a la agricultura orgánica con aquella dedicada a la agricultura convencional (28 Mha) el contraste es muy grande. Incluso esta diferencia se acrecienta cuando tenemos en cuenta que la mayoría de la agricultura convencional se centra en la producción de cereales y oleaginosas, mientras que de las hectáreas totales de producción agrícola orgánica, sólo el 55% de la producción está destinada a estos productos. El 45% restante corresponde a otros tipos de producciones vegetales como frutales, hortalizas, aromáticas, legumbres, etc. (Figura 10) (SENASA 2014).



**Figura 10.** Superficies cosechadas (ha) de cultivos orgánicos: “Cereales y Oleaginosas” (barras azules) y “Otros” tipos de cultivo (barras rojas) en Argentina, discriminadas por provincia para el periodo 2013 (Datos SENASA).

Al desglosar la superficie orgánica cosechada podemos observar que, si bien la provincia de Buenos Aires registró los mayores valores, solo muy poco de este total estuvo dedicado a la producción de cereales y oleaginosas. Otro aspecto interesante es que la provincia de Córdoba, si bien registró valores cercanos a las 2.500 ha, la mayoría de ellas fueron dedicadas a cereales y oleaginosas, haciendo que se ubique en el quinto lugar del país en la producción de estos cultivos (Figura 10).

#### 1.1.4. Biodiversidad en sistemas agrícolas: los roedores como modelo de estudio

Estudios realizados en un amplio rango de taxa han demostrado que la riqueza de especies y/o abundancia tienden a ser mayores en campos orgánicos que en campos con agricultura convencional (Hole et al. 2005). Bengtsson et al. (2005) realizaron un meta-análisis comparando la biodiversidad en tierras bajo manejo convencional y orgánico. En este estudio fueron incluidos aves, artrópodos, organismos del suelo y plantas. Cuando se analizaron todos los grupos taxonómicos juntos la riqueza aumentó en el manejo orgánico.

Al analizar cada grupo por separado, sólo los insectos no predadores y los organismos del suelo no mostraron una respuesta positiva frente al manejo orgánico. En cuanto al efecto del manejo orgánico sobre las abundancias, éste varió para los diferentes grupos de organismos y presentó resultados más complejos que la riqueza. Si bien cada grupo presentó diferentes respuestas, se encontró un efecto positivo de este manejo en 96 de 117 estudios. En un trabajo más recientes Tuck et al. (2014) también hallaron una respuesta similar en donde la riqueza de especies en campos orgánicos fue un 34% mayor que en los convencionales. Nuevamente la respuesta varió en función del grupo taxonómico, donde los artrópodos, aves y microorganismos mostraron efectos positivos sustanciales. En cuanto a los grupos funcionales (descomponedores, productores, polinizadores, herbívoros y predadores) el mayor efecto se observó en los polinizadores.

La mayoría de los trabajos que comparan el manejo orgánico y convencional han sido realizados en invertebrados (Kromp 1989, Pfiffner & Niggli 1996, Feber et al. 1997, Fahrig & Jonsen 1998) y plantas (Hyvönen & Salonen 2002, Hyvönen et al. 2003, Aude et al. 2003). En cuanto a los vertebrados, existen pocos trabajos que comparen estos dos manejos (Hole et al. 2005), y la mayoría han sido realizados en aves (Christensen et al. 1996, Lokemoen & Beiser 1997, Freemark & Kirk 2001, Morris et al. 2001, Beecher et al. 2002, Filippi-Codaccioni et al. 2009, 2010). Tuomisto et al. (2012) incluye en su meta-análisis, además de plantas, microorganismos del suelo e invertebrados, algunos vertebrados, específicamente aves y mamíferos. De este trabajo surge que los vertebrados sólo aportan el 13% de los grupos estudiados (10% aves y 3% mamíferos), confirmando el bajo protagonismo de este grupo en este tipo de trabajos, y que fue el único que no presentó efectos negativos o ausencia de efecto con respecto a la agricultura orgánica. Específicamente en mamíferos, Wickramasinghe et al. (2003), encontraron que los murciélagos seleccionaban activamente aquellos cultivos bajo manejo orgánico en desmedro de aquellos bajo manejo convencional. En pequeños roedores, como el ratón de campo europeo (*Apodemus sylvaticus*) y el topillo rojo (*Clethrionomys glareolus*), se observaron mayores niveles de actividad en sistemas orgánicos que en convencionales (Brown 1999). En un estudio realizado en poblaciones de *A. sylvaticus* Macdonald et al. (2007) registraron en campos bajo manejo orgánico mayores abundancias y un mayor número de hembras reproductivas.

El efecto de la intensificación de la agricultura sobre la diversidad y abundancia de especies podría variar con el grado de especialización de las mismas. Debido que las especies especialistas dependen más profundamente de la calidad de hábitat, ellas sufren más los disturbios producidos por la actividad agrícola que las especies generalistas. En un estudio llevado a cabo en aves, Filippi-Codaccioni et al. (2009) hallaron que las especies



especialistas fueron menos abundantes que las generalistas en tierras bajo manejo convencional en comparación con aquellas bajo manejo orgánico. La intensificación de la agricultura parece favorecer a las especies más comunes (generalistas), mientras que las especies raras y amenazadas parecen ser más frecuentes en agroecosistemas menos modificados (Millan de la Peña et al. 2003, Bilenca et al. 2012). De este modo, la mayor o menor abundancia de especies especialistas o generalistas de hábitat puede ser usada como indicador del grado de disturbio que ha sufrido un sistema.

En estudios recientes existe un cierto consenso en que la agricultura orgánica incrementa los niveles de biodiversidad cuando es comparada con la convencional. Sin embargo, la magnitud del efecto de la agricultura orgánica sobre la biodiversidad parece variar de manera muy importante entre grupos de organismos (Tuomisto et al. 2012). Otra variable que influye directamente en la diferencia entre manejos, es la escala a la cual se realiza el estudio. Varios autores han demostrado que la complejidad a escalas mayores (contexto de paisaje) explicaría las diferencias respecto a biodiversidad entre campos bajo manejo orgánico y convencional (Weibull et al. 2003, Purtauf et al. 2005, Clough et al. 2005, Fischer et al. 2011). En un trabajo realizado en pequeños mamíferos a diferentes escalas espaciales, Fischer et al. (2011) hallaron que la composición del ensamble de pequeños mamíferos respondió al contexto de paisaje (porcentaje de tierra cultivada y diversidad de hábitat) a pequeñas escalas espaciales (100 m de radio del lote muestreado) y no a variables locales. La abundancia, riqueza de especies y diversidad presentaron un modelo de interacción, siendo mayores en el manejo convencional en paisajes complejos (<80% de tierra cultivada), mientras que en campos orgánicos aumentaron con el incremento del porcentaje de tierra cultivada. Este tipo de interacción ha sido encontrado por otros autores en distintas grupos de organismos (Weibull et al. 2003, Purtauf et al. 2005, Bengtsson et al. 2005). De esta manera, la introducción del manejo orgánico como una alternativa para la renovación de la biodiversidad en tierras cultivadas sólo tendría impactos positivos en paisajes homogéneos (simples) con altos niveles de porcentaje de tierra cultivada (Bengtsson et al. 2005, Batáry et al. 2010, Fischer et al. 2011).

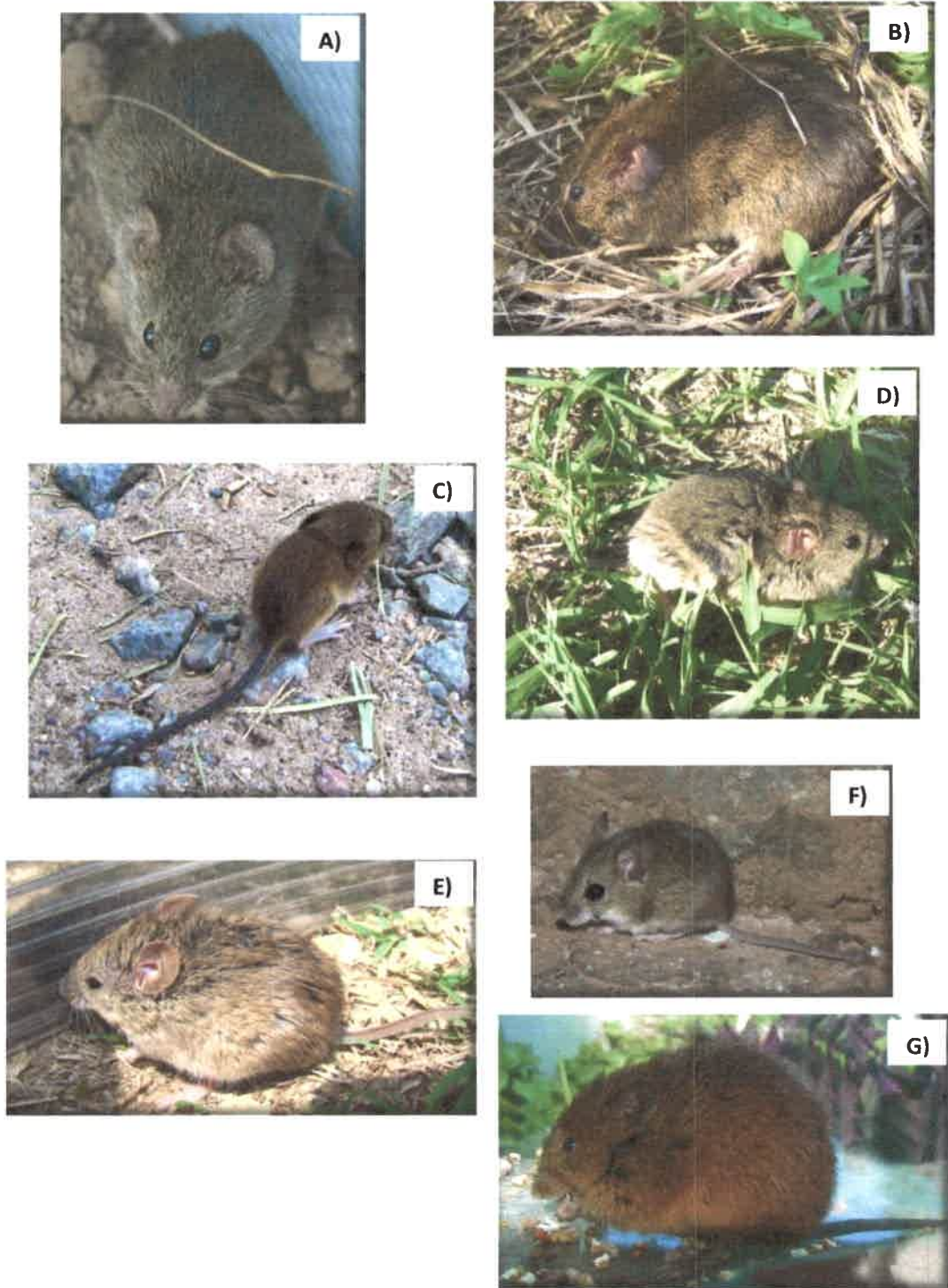
Los pequeños roedores son habitualmente utilizados como "sistemas modelo" en numerosos estudios realizados en distintas áreas del conocimiento, tanto observacionales con relevamientos en sistemas naturales como experimentales en Bioterio y clausuras experimentales (Steinmann & Priotto 2011). Esto es debido principalmente a su diversidad de especies, comportamientos, estrategias fisiológicas, y facilidad con que pueden ser mantenidos en cautiverio (Wolff & Sherman 2007). Las especies de pequeños mamíferos han sido objeto de numerosas investigaciones de ecología comportamental y dinámica poblacional debido a que presentan un ciclo de vida de corta duración, son altamente prolíficas y relativamente fáciles de capturar. Sumado a lo mencionado anteriormente,

coexisten en los sistemas agrícolas una gran diversidad de especies que se diferencian en su grado de especialización de hábitat, sistemas sociales, sistemas de apareamiento, etc., lo que permite un análisis muy rico tanto de las abundancias de cada especie por separado, como en su conjunto a través de la composición de la comunidad. En los sistemas agrícolas la mayoría de los herbívoros nativos medianos y grandes han sido reemplazados por ganado doméstico. Así, los roedores se encuentran entre los principales herbívoros/omnívoros nativos que cumplen importantes funciones ecológicas, tales como: principales presas de mamíferos y aves (contribuyendo así a complejizar las cadenas tróficas), consumidores de invertebrados, y dispersores de semillas (Gliwicz & Taylor 2002) y micorrizas (Schickmann et al. 2011), aireadores del suelo (Laundre & Reynolds 1993), reguladores de poblaciones de ectoparásitos (Kaunisto et al. 2012), hospedadores de parásitos y vectores de enfermedades (Charles et al. 2012). También pueden actuar como ingenieros del ecosistema (Whitford & Steinberger 2010) y ser considerados como indicadores de calidad de hábitat.

Todas las características mencionadas anteriormente hacen de ellos, buenos modelos de estudio para evaluar el impacto del uso de la tierra sobre la biodiversidad. Las respuestas de estas especies pueden ser medidas a través de sus abundancias, su actividad reproductiva, sus condiciones anatomo-fisiológicas y estrés durante su desarrollo.

#### 1.1.5. El ensamble de pequeños mamíferos del sur de Córdoba

El ensamble de pequeños mamíferos de la región pampeana del Sur de Córdoba está representado por siete especies de roedores: *Calomys musculinus*, *C. venustus*, *C. laucha*, *Akodon azarae*, *A. dolores*, *Oxymycterus rufus* y *Oligoryzomys flavescens* (Polop & Sabattini 1993, Simone et al. 2010) (Figura 11). Sumados a estas especies nativas se hallan también roedores exóticos comensales: *Mus musculus*, *Rattus rattus* y *R. norvegicus*.



**Figura 11.** Ensamble de pequeños mamíferos del Sur de Córdoba, A) *Akodon azarae*; B) *A. dolores* C) *Oligoryzomys flavescens*; D) *Calomys venustus*; E) *C. musculinus*; F) *C. laucha*; G) *Oxymycterus rufus*.



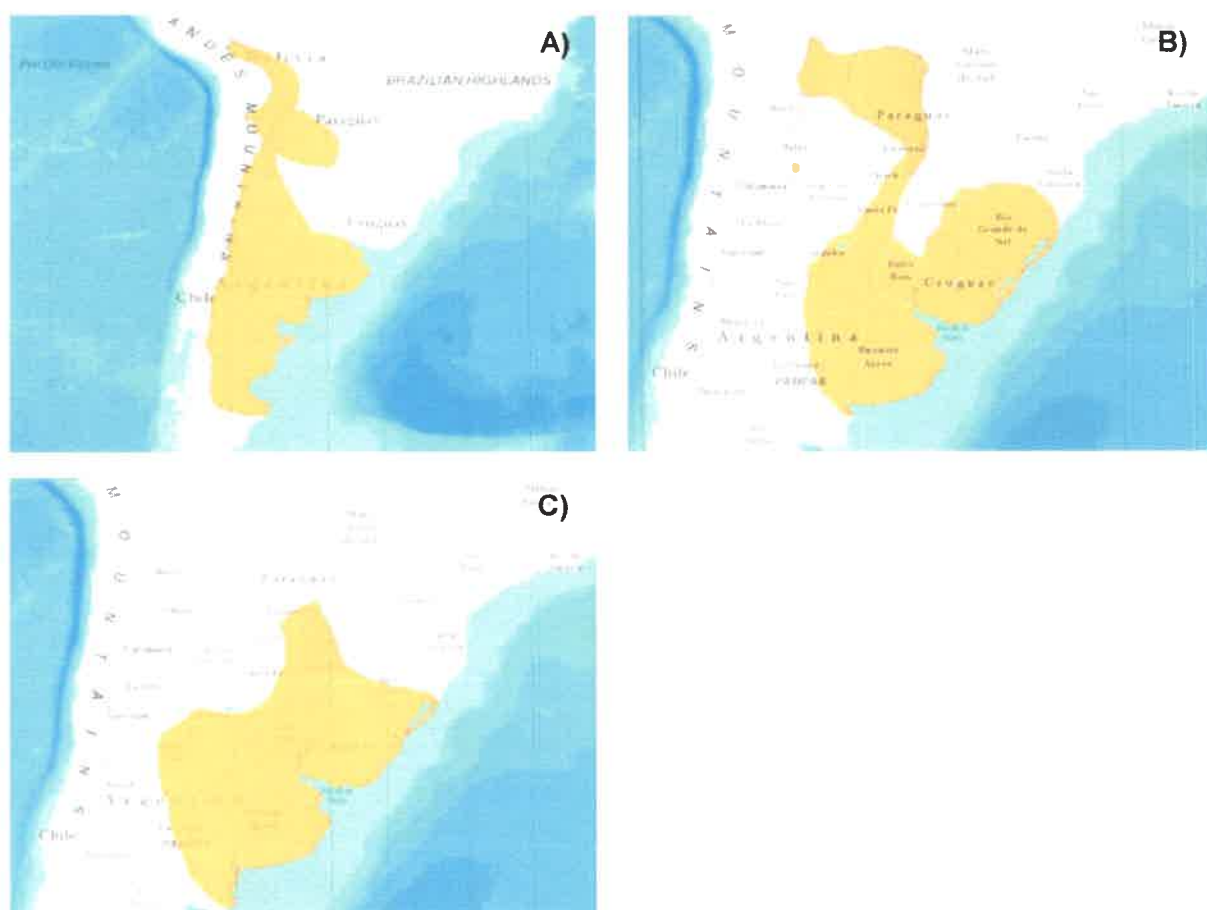
Estas especies fueron categorizadas de generalistas a especialistas considerando relaciones de hábitat especie-específicas, que van desde las generalistas de hábitat (especies que ocurren en casi todos los hábitat dentro del paisaje agrícola) a especialistas de hábitat (especies que ocurren en hábitat con alta cobertura vegetal): *C. musculinus*, *C. laucha*, *A. azarae*, *O. flavescens*, *C. venustus*, *A. dolores* y *O. rufus* (Martínez et al. 2014). Dentro de las especies numéricamente dominantes en bordes de cultivos, *C. musculinus* y *C. laucha* han sido descritas como especies generalistas que ocupan una gran variedad de hábitat y buenas colonizadoras de hábitat perturbados o de baja calidad (Mills et al. 1991, Steinmann et al. 1996, Ellis et al. 1997, Busch et al. 2000). La otra especie que aporta en número es *A. azarae*, la especie más especialista de las tres, la cual ocupa hábitat más estables (poco perturbados) y más similares a los originales dentro del agroecosistema (Busch et al. 1984, 2001, Zuleta et al. 1988, Busch & Kravetz 1992, Polop & Sabattini 1993, de Villafañe et al. 1994, Ellis et al. 1997). Si bien las tres especies presentan ciclos anuales donde las poblaciones son renovadas, los picos de abundancia cambian para cada una de ellas.

*Calomys musculinus* ha sido ampliamente estudiada en la Argentina por ser probado reservorio del virus Junín, agente etiológico de la Fiebre Hemorrágica Argentina (FHA) (Busch et al. 1984, Mills et al. 1992, Mills & Childs 1998). Es una especie oportunista que ocupa una gran variedad de hábitat, desde el nivel del mar hasta 4.000 metros de altura. Esta es una de las especies de roedores más ampliamente distribuida en la Argentina (Figura 12). Es capturada en pastizales naturales, terraplenes de ferrocarril, bordes de camino, bordes de campo de cultivo, clausuras alrededor de los molinos de aguadas, campos con rastrojos y campos de cultivo. Se distribuye desde las provincias de Formosa y Salta en el norte, hasta la provincia de Chubut en el sur (Reig 1984, Redford & Eisenberg 1992), ocupando un amplio rango de hábitat (Crespo et al. 1970) (Figura 12). Estudios sobre dieta realizados en campos de cultivo y en sus bordes por Dellafiore y Polop (1994), detectaron la presencia de semillas y artrópodos, lo cual indicaría una dieta oligófaga-omnívora. En relación a los patrones de actividad diaria, es una especie de hábitos vespertinos (Gómez Villafañe et al. 2005). En general a *C. musculinus* se la clasifica dentro de un patrón de abundancia con ciclos estacionales extremos, con un pico en el verano tardío o principios del otoño, y con bajos números de abundancia en el invierno y comienzos de la primavera (Mills et al., 1992). Su período reproductivo comienza en la primavera y se extiende hasta otoño y presenta un sistema de apareamiento promiscuo (Laconi & Castro-Vazquez 1998, Steinmann et al. 2009, Sommaro et al. 2015).

*Calomys laucha* es una especie numéricamente dominante en áreas cultivadas (Ellis et al. 1997, Hodara et al. 2000, Busch et al. 2001). En Argentina, se distribuye sobre la llanura chaco pampeana y noreste del país (Figura 12). Es principalmente granívora-

herbívora, aunque consume también una cantidad moderada de invertebrados (Bilenca et al. 1992, Dellafiore & Polop 1994). Sus abundancias poblacionales muestran un ciclo de variación anual, alcanzando mínimos niveles en primavera, máximos a fines de otoño y una caída abrupta con las primeras heladas invernales (Gómez Villafañe et al. 2005). Según Laconi et al. (2000) el sistema de apareamiento de esta especie tendería hacia la monogamia, sin embargo, no existen estudios de campo sobre su comportamiento reproductivo.

*Akodon azarae* es una especie capturada principalmente en pastizales y dentro de los agroecosistemas preferentemente en hábitat lineales, poco perturbados y con alta cobertura vegetal, como terraplenes de ferrocarril, bordes de caminos y de campos de cultivos, áreas remanentes de vegetación natural y, en menor grado, en campos cultivados (Zuleta et al. 1988, Busch & Kravetz 1992, de Villafañe et al. 1994, Ellis et al. 1997, Busch et al. 2001). Presenta una amplia distribución geográfica y en nuestro país se distribuye en las provincias de Formosa, Chaco, Corrientes, Entre Ríos, Santa Fé, Córdoba, La Pampa y Buenos Aires (Gómez Villafañe et al., 2005) (Figura 12). Es una especie omnívora que se alimenta de hojas, semillas y artrópodos (Bilenca et al. 1992, Gómez Villafañe et al. 2005). Diversos estudios realizados en ambientes naturales unidimensionales (Gomez et al. 2011) y bidimensionales (Zuleta et al. 1988, Priotto & Polop 1997, Priotto & Steinmann 1999) han reportado variaciones estacionales en los valores de densidad poblacional de *A. azarae*. En primavera la densidad poblacional alcanza valores mínimos, mientras que en otoño la densidad adquiere los máximos valores, los cuales caen hacia fines del invierno (Agosto-Septiembre). Según Bonatto et al. (2012, 2015) esta especie presenta un sistema de apareamiento poligínico con defensa de hembras.



**Figura 12.** Distribución espacial de A) *Calomys musculinus*; B) *Calomys laucha* y C) *Akodon azarae* (datos IUCN Red List, 2015)

Generalmente, los estudios realizados en pequeños mamíferos han focalizado su atención en su rol como plagas agrícolas y/o agentes zoonóticos (Mills et al. 1991, 1992), incluyéndolos muy raramente en estudios de biodiversidad (Butet et al. 2006). Sin embargo, estas especies constituyen la principal biomasa de presa que influye directamente en la abundancia y diversidad de especies predatoras, contribuyendo a la complejidad de las cadenas tróficas (Salamolard et al. 2000, Butet & Leroux 2001, Korpimäki & Norrdahl 2013). Si bien en los agroecosistemas del centro de Argentina se han realizado numerosos estudios de abundancia, distribución y movimiento de roedores en relación a los tipos y características de cultivos y sus bordes (Busch et al. 1984, de Villafañe & Bonaventura 1987, Mills et al. 1991, Ellis et al. 1997, Bilencia & Kravetz 1998, Hodara et al. 2000, Hodara & Busch 2006, Bilencia et al. 2007, Sommaro et al. 2010, Simone et al. 2010, Gomez et al. 2011), ellos no se focalizaron en la comparación simultánea del efecto de diferentes manejos agrícolas (orgánico versus convencional) sobre la biodiversidad y la estructura de poblaciones de pequeños mamíferos.

## 1.2. Objetivos

### 1.2.1. Objetivo general

Esta tesis está comprendida en un estudio más amplio que apunta a conciliar la producción agropecuaria con la conservación de la biodiversidad en sistemas agrícolas del centro-sur de Córdoba, mediante la evaluación y análisis comparativo de las respuestas de los pequeños mamíferos a diferentes prácticas agrícolas y a la intensificación en el uso de la tierra.

### 1.2.2. Objetivos específicos

1. Estudiar el efecto de los diferentes manejos agrícolas, orgánico y convencional, sobre la composición, riqueza y diversidad del ensamble de roedores.
2. Entender cuáles son los factores principales (cobertura vegetal del suelo, uso del lote y estación) que explican la abundancia de las especies de roedores numéricamente dominantes *Akodon azarae* (especialista en el uso del hábitat) y *Calomys musculus* y *C. laucha* (generalistas) en campos bajo manejo convencional y orgánico.
3. Analizar el efecto del manejo orgánico y convencional sobre el número y la actividad reproductiva de hembras de roedores, y su relación con las características de los bordes de hábitat.
4. Evaluar el efecto de los diferentes manejos (orgánico y convencional) sobre la condición corporal y asimetría fluctuante de los individuos pertenecientes a las tres especies numéricamente dominantes (*A. azarae*, *C. musculus* y *C. laucha*).

## **CAPÍTULO II: ÁREA DE ESTUDIO**



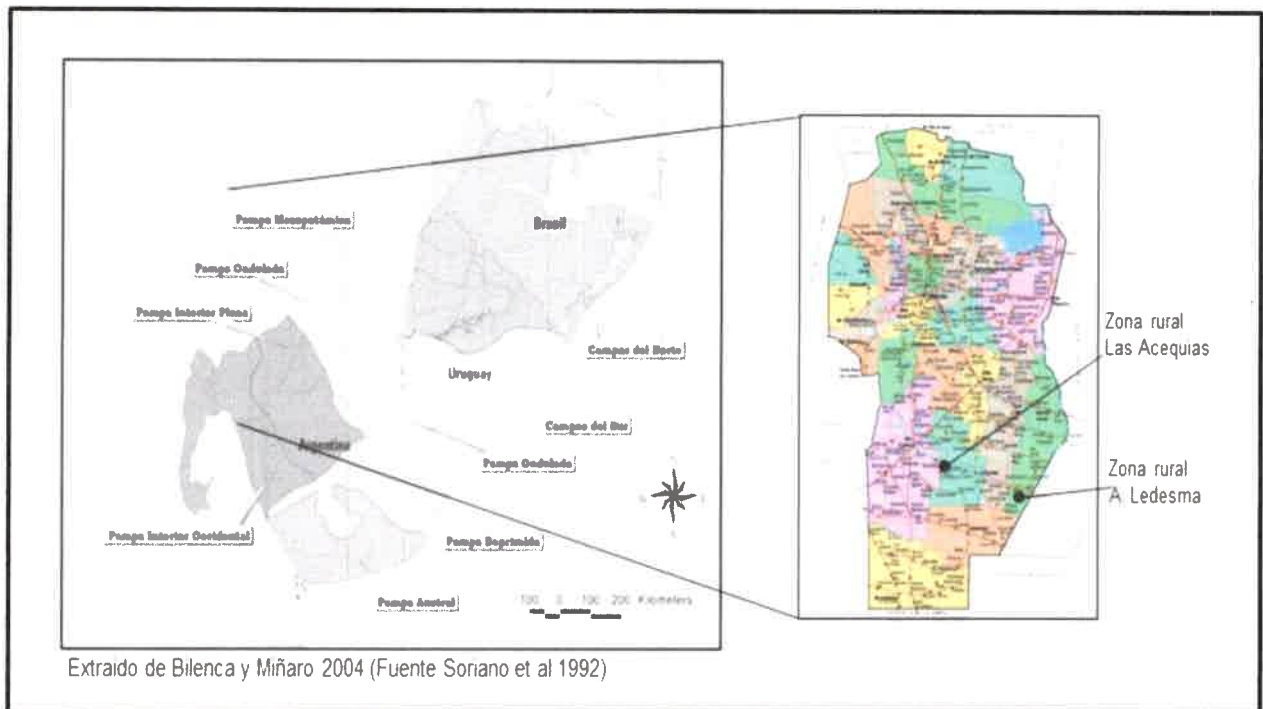
## 2.1. Descripción del área de muestreo

Los Pastizales del Río de la Plata pueden ser considerados como una vasta y continua planicie en la que se alternan, a lo largo de grandes distancias, paisajes totalmente planos con otros de relieve ligeramente ondulado (Bilenca & Miñarro 2004). Es una de las regiones de pastizal más importante del mundo, que se extiende entre los 28° y 38° de latitud, cubriendo unos 700.000 km<sup>2</sup> del este de Argentina, Uruguay y sur de Brasil. La región posee un clima templado debido a la influencia del Océano Atlántico (Soriano et al. 1992). Las precipitaciones ocurren a lo largo de todo el año y varían de 1.300 mm anuales en el Noreste hasta los 500 mm anuales en el Suroeste (Soriano et al. 1992, Nabinger et al. 2000). La región posee características mesotérmicas, con una temperatura media anual que oscila entre los 14°C en el sur y los 18°C en el norte (Bilenca & Miñarro 2004). Los Pastizales del Río de la Plata son subdivididos en 7 subregiones: la Pampa Ondulada, la Pampa Inundable o Pampa Deprimida, la Pampa Austral, la Pampa Interior o Pampa Arenosa, la Pampa Mesopotámica, los Campos del Sur y los Campos del Norte (Fig. 13) (León et al. 1984, Soriano et al. 1992).

La subregión Pampa Interior comprende el oeste de la provincia de Buenos Aires, norte y este de La Pampa, sur de Córdoba, suroeste de Santa Fe y el centro-sur de San Luis. A esta unidad se la divide en dos subunidades de la Pampa Plana o Central al este y Pampa Occidental. Posee una media anual de lluvias desde los 900 mm en el este a 750 en el oeste (Sierra et al. 1993). En cuanto a los suelos, en ella predominan los Hapludoles típicos y énticos con moderado a bajo contenido de materia orgánica (menor de 2,5%) y textura franco arenosa. La red de drenaje natural de la Pampa Interior es endorreica y pobremente desarrollada. La Pampa Interior Plana tiene extensas áreas con lagunas permanentes y temporarias, mientras que la Pampa Interior Occidental ha sido fuertemente moldeada por el viento (Damiano & Toboada 2000). En ambientes sin agricultura, y de acuerdo con la historia del pastoreo por el ganado, los pastizales pueden estar dominados por distintas especies de pastos nativos (*Sorghastrum pellitum*, *Elionurus muticus*, etc.) y especies de dicotiledóneas perennes, o incluso por especies exóticas (Soriano, 1991). Originalmente esta región fue una gran planicie cubierta por pastizales, con una baja presencia de árboles (Paruelo et al. 2007). Desde 1900 fue transformada por las actividades agrícola-ganaderas en un mosaico de paisaje agrícola (Hall et al. 1992).

El área de estudio se encuentra ubicada en la zona norte de la Pampa interior, al sureste de la provincia de Córdoba. Específicamente comprende los departamentos Juárez Celman (zona rural de Las Acequias) y Marcos Juárez (zona rural de Alejo Ledesma). La zona rural de Las Acequias se halla ubicada en la Pampa Interior Occidental, próxima al

ecotono con la región del Espinal, mientras que la zona rural de Alejo Ledesma lo está en la Pampa Interior Plana (Bilenca & Miñaró 2004) (Figura 13).



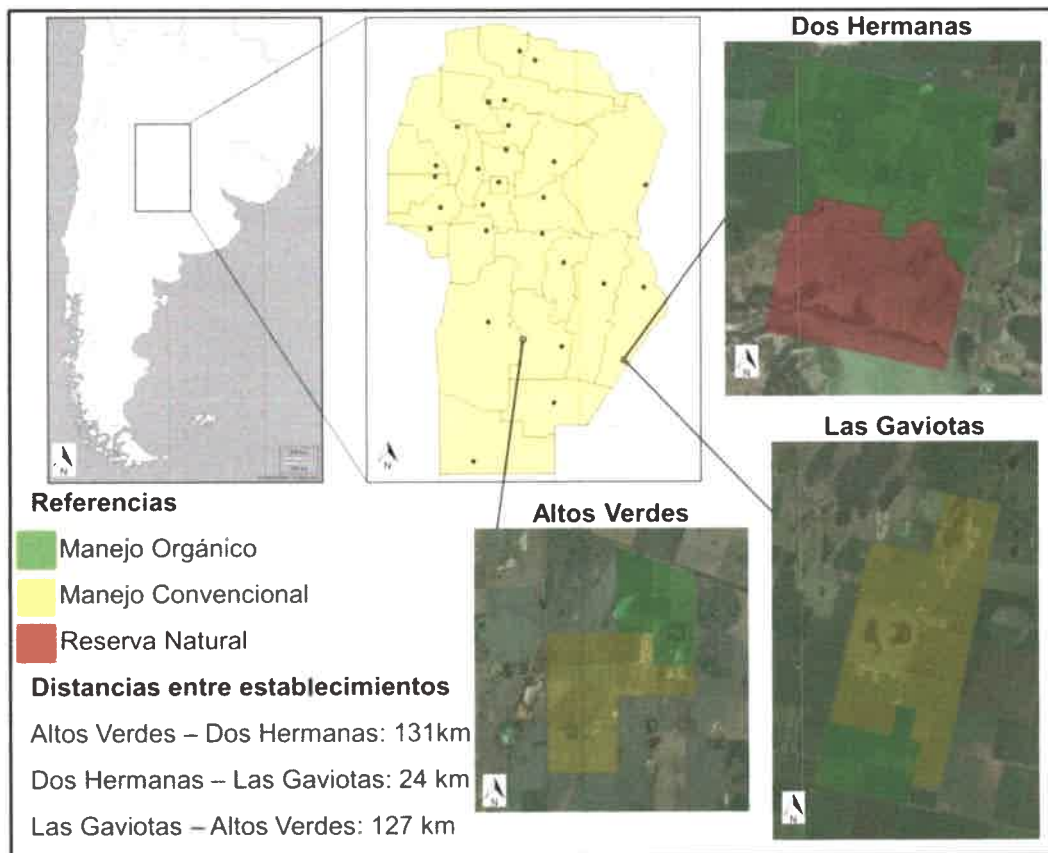
**Figura 13.** Zonificación de los pastizales del Río de la Plata (Izquierda) y zonas rurales donde se llevaron a cabo los muestreos de roedores (derecha).

## 2.2. Fauna característica de la zona

La fauna de mamíferos nativos del área de estudio, excluyendo los roedores sigmodontinos y murinos exóticos mencionados anteriormente, está representada por: comadrejas (*Didelphis albiventris*, *Lutrolina crassicaudaa*, *Monodelphis dimidiata*, *Thylamys pusillus*), mulitas y peludos (*Dasyopus hybridus*, *Chaetophractus villosus*), murciélagos (*Desmodus rotundus*, *Lasiurus cinereus*, *Tadarida brasiliensis*, *Myotis levis*), zorro gris de las pampas (*Lycalopex gymnocercus*), zorrino (*Conepatus chinga*), hurones (*Galictis cuja*), gato de pajonal (*Lynchailurus pajeros*), gato montés (*Oncifelis geoffroyi*), puma (*Puma concolor*), cuis (*Cavia aperea*), nutria (*Myocastor coypus*) entre otras especies (Morando & Polop 1997).

### 2.3. Descripción de los establecimientos agrícolas

El estudio se realizó en bordes de cultivo de campos con manejo convencional y orgánico de la provincia de Córdoba. Los relevamientos fueron llevados a cabo en tres establecimientos que realizan total, o parcialmente agricultura orgánica: “Altos Verdes”, “Las Gaviotas” y “Dos Hermanas”. Los dos últimos se ubican al Sureste de la provincia, en el límite con la provincia de Santa Fe, en la zona rural de la localidad de Alejo Ledesma. El establecimiento Altos Verdes (Huanqui S. A.) se ubica en el centro-Sur de la provincia, en la zona rural de Las Acequias (Figura 14).



**Figura 14.** Ubicación geográfica de los lugares de estudio: “Altos Verdes” ( $33^{\circ} 18' 52''$  S,  $63^{\circ} 51' 38''$  O); “Las Gaviotas” ( $33^{\circ} 50' 28''$  S,  $62^{\circ} 39' 02''$  O) y “Dos Hermanas” ( $33^{\circ} 39' 17''$  S,  $62^{\circ} 30' 50''$  O). Las distancias entre establecimientos son establecidas en línea recta. Imagen extraída de Map Link/Tele Atlas (<http://earth.google.es>) 2009.

En Altos Verdes se realizan ambos tipos de manejo, y de un total de 1.010 ha, 346 corresponden a manejo orgánico y las restantes a convencional. Por otro lado, en Las Gaviotas (Postel S. A.) 330 ha corresponden a manejo orgánico y 1.359 ha a convencional, incluyéndose aproximadamente 150 ha de lotes cubiertos por bañados y pastizales.

Finalmente, Dos Hermanas posee una extensión de 4.023 ha de las cuales 2.031 ha son utilizadas para agricultura y ganadería orgánica, mientras que las 1.922 ha restantes corresponden a una reserva natural formada por bañados, pastizales y una laguna que se incluye dentro de la red de refugios privados de vida silvestre. Este último establecimiento ha estado bajo manejo orgánico históricamente (más de 50 años), mientras que los establecimientos Altos Verdes y Las Gaviotas han estado bajo manejo orgánico desde hace aproximadamente diez años. La media de los lotes para los tres establecimientos variaron entre las 33 y 69 ha sin mostrar un patrón específico por manejo (Tabla 2).

**Tabla 2.** Descripción de los establecimientos muestreados para cada manejo durante el periodo de estudio. Superficie total destinada a cada manejo en cada uno de los establecimientos, y valor medio de los lotes en ha ( $\pm$ ES).

Establecimiento	Manejo Orgánico		Manejo Convencional	
	Total	Medi a lote (ha $\pm$ ES)	Total	Media lote (ha $\pm$ ES)
Altos Verdes	346	33,7 $\pm$ 6,49	664	47,5 $\pm$ 3,72
Las Gaviotas	330	64,8 $\pm$ 8,7	1.359	69,4 $\pm$ 6,94
Dos Hermanas	2.031	53,7 $\pm$ 3,79		

En los tres establecimientos relevados los lotes bajo manejo orgánico no incluyeron el uso de fertilizantes ni agroquímicos para el control de plagas (tanto animales como vegetales). Los controles de malezas fueron realizados utilizando labranza mecánica. Contrapuesto a esto, en los establecimientos donde se realizaron manejos convencionales, se utilizaron semillas transgénicas, herbicidas y pesticidas sintéticos para el control de malezas y plagas, fertilizantes sintéticos y sistema de labranza cero. Tanto en el manejo convencional como en el orgánico todos los lotes permanecieron bajo estrictos esquemas de rotación de cultivos. Los productos orgánicos pertenecientes a los 3 establecimientos cumplimentan con todas las normas de calidad, y han sido aprobados por certificadoras privadas para su comercialización (Certificadoras: Argencert y OIA S.A).

**CAPÍTULO III: RIQUEZA,  
DIVERSIDAD Y ABUNDANCIA DE  
ESPECIES**



### 3.1. Introducción

Una de los impactos antrópicos más ampliamente distribuidos a nivel mundial es la conversión de paisajes naturales en campos de cultivo y pasturas (Foley et al. 2005). Esta actividad introduce alteraciones en la calidad y adecuación de los hábitat, produciendo paisajes agrícolas ampliamente variables en su grado de heterogeneidad espacial (Fahrig et al. 2011). Los paisajes más heterogéneos son característicos de sistemas de manejo tradicionales donde varios tipos diferentes de cultivos se entremezclan con lotes que no se encuentran bajo ningún manejo. Tales paisajes contrastan en gran medida con los de los sistemas agrícolas intensivos del siglo XXI, caracterizados por poseer uno o pocos tipos de cultivo en grandes lotes y donde no existen zonas que no estén dedicadas a la producción (Sirami et al. 2007, Fahrig et al. 2011). El manejo orgánico, el cual fue descrito en la sección 1.1.3, involucra prácticas similares a los manejos tradicionales, debido a que posee mayores niveles de heterogeneidad y contienen mayores densidades de hábitat sin cultivar, comparado con el manejo convencional detallado en la misma sección. Estudios llevados a cabo en plantas, insectos, aves y mamíferos han mostrado que la agricultura orgánica puede contrarrestar los efectos negativos de la intensificación agrícola (Beecher et al. 2002, Roschewitz et al. 2005, Holzschuh et al. 2006, Macdonald et al. 2007, Fischer et al. 2011). Sin embargo, la magnitud de los efectos parece variar de manera considerable, particularmente entre taxa y a través del paisaje (Bengtsson et al. 2005, Batáry et al. 2011, Winqvist et al. 2012). En paisajes simples (con menos de un 20% de áreas seminaturales) la introducción del manejo orgánico sería una medida importante para la conservación de la biodiversidad en áreas bajo agricultura intensiva (Tscharrntke et al. 2005).

Los sistemas agrícolas europeos, que han sido muy estudiados en las últimas décadas, están caracterizados por lotes y campos de pequeño tamaño con densas redes de bordes de campo y caminos. Esta complejidad estructural difiere ampliamente de los grandes mosaicos de cultivo característicos de la mayoría de las áreas rurales en los sistemas agrícolas argentinos. Estos sistemas comprenden lotes de gran tamaño, los cuales se encuentran en su mayoría con uno o pocos tipos de cultivos y poseen redes dispersas de hábitat lineales (Baldi et al. 2006, Poggio et al. 2010). En paisajes agrícolas que se encuentran bajo un uso intensivo, el mantenimiento de hábitat lineales no disturbados puede atenuar los efectos de la intensificación, promoviendo hábitat adecuados para la conservación de la biodiversidad (Simone et al. 2010, Gomez et al. 2011, 2015).

Como se mencionó en la sección 1.1.3, la superficie de tierras bajo manejo orgánico en nuestro país es de 3,6 Mha, sin embargo, de éstas solo 240.000 ha están dedicadas a la producción de cultivos. En contraste con esto, la superficie dedicada a la agricultura convencional ocupa aproximadamente 27 Mha (sección 1.1.1 y 1.1.3) (Aapresid 2012, FAO

2013, FIBL & IFOAM 2014). A nivel regional en la provincia de Córdoba solo se mantienen bajo manejo orgánico 2.500 ha, la mayoría de ellas está dedicada a la producción de granos (sección 1.1.3) (SENASA 2014).

Los efectos de la intensificación agrícola sobre la diversidad y abundancia de las especies pueden variar en función del grado de especialización de hábitat de las mismas. Las especies especialistas son más dependientes de la calidad del hábitat, ya que se ven más afectadas por modificaciones en sus hábitat que las generalistas, las cuales son capaces de usar otros hábitat y recursos (Filippi-Codaccioni et al. 2010). El aumento de la intensificación agrícola afectó la diversidad y abundancia de pequeños mamíferos en la región Pampeana (Medan et al. 2011), favoreciendo a especies hábitat generalistas como *C. musculinus* y *C. laucha* mientras que las especies hábitat especialistas tales como *A. azarae* se vieron negativamente afectadas (Bilenca & Kravetz 1995, Cavia et al. 2005, Fraschina et al. 2012). A pesar del importante rol que cumplen los pequeños mamíferos en los agroecosistemas, en relación a otras taxa de vertebrados hay pocos estudios que analicen sus abundancias y biodiversidad (Brown 1999, Macdonald et al. 2000, Fischer et al. 2011).

Casi la totalidad de los estudios que han analizado los efectos de la agricultura orgánica sobre la biodiversidad, han sido realizados principalmente en sistemas agrícolas de Europa y América del Norte. Tuck et al. (2014) plantean que, con el objeto de tener una evaluación global balanceada de los efectos de la agricultura orgánica sobre la biodiversidad, son necesarios estudios en otras regiones y a diferentes escalas espaciales.

### 3.2. Hipótesis

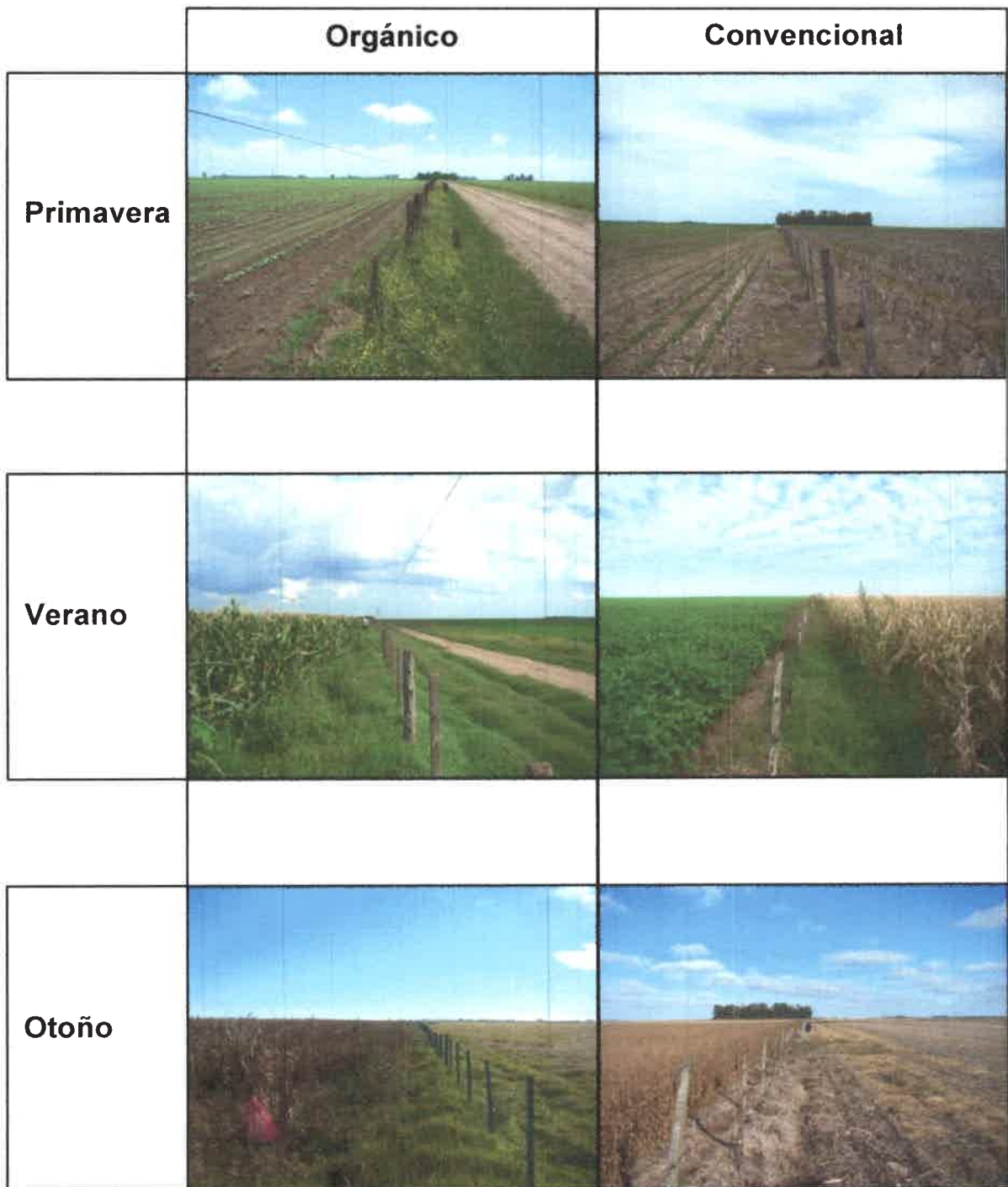
- La riqueza y diversidad de especies de pequeños mamíferos es mayor en bordes de campo bajo manejo orgánico que en campos bajo manejo convencional.
- Las abundancias de especies especialistas de hábitat son mayores en campos bajo manejo orgánico que bajo manejo convencional, mientras que las abundancias de las especies generalistas de hábitat no responde a las diferentes prácticas agrícolas o muestran un patrón inverso al mencionado anteriormente.

### **3.3. Materiales y Métodos**

#### **3.3.1. Relevamiento de roedores**

Para cada ciclo anual (2011-2012 y 2012-2013) que incluyó primavera, verano y otoño se realizó un muestreo de captura, marcado y recaptura (CMR) de cuatro noches consecutivas. Los establecimientos fueron muestreados durante dos semanas, la primera semana fueron relevados los establecimientos pertenecientes al departamento Marcos Juárez (Las Gaviotas y Dos Hermanas) mientras que la segunda semana fue relevado el perteneciente al departamento Rio Cuarto (Altos Verdes).

En cada muestreo, en bordes de lotes para cada situación de manejo (convencional y orgánico), se ubicaron líneas de 20 trampas de captura viva tipo Sherman separadas cada 10 metros (Figura 15).



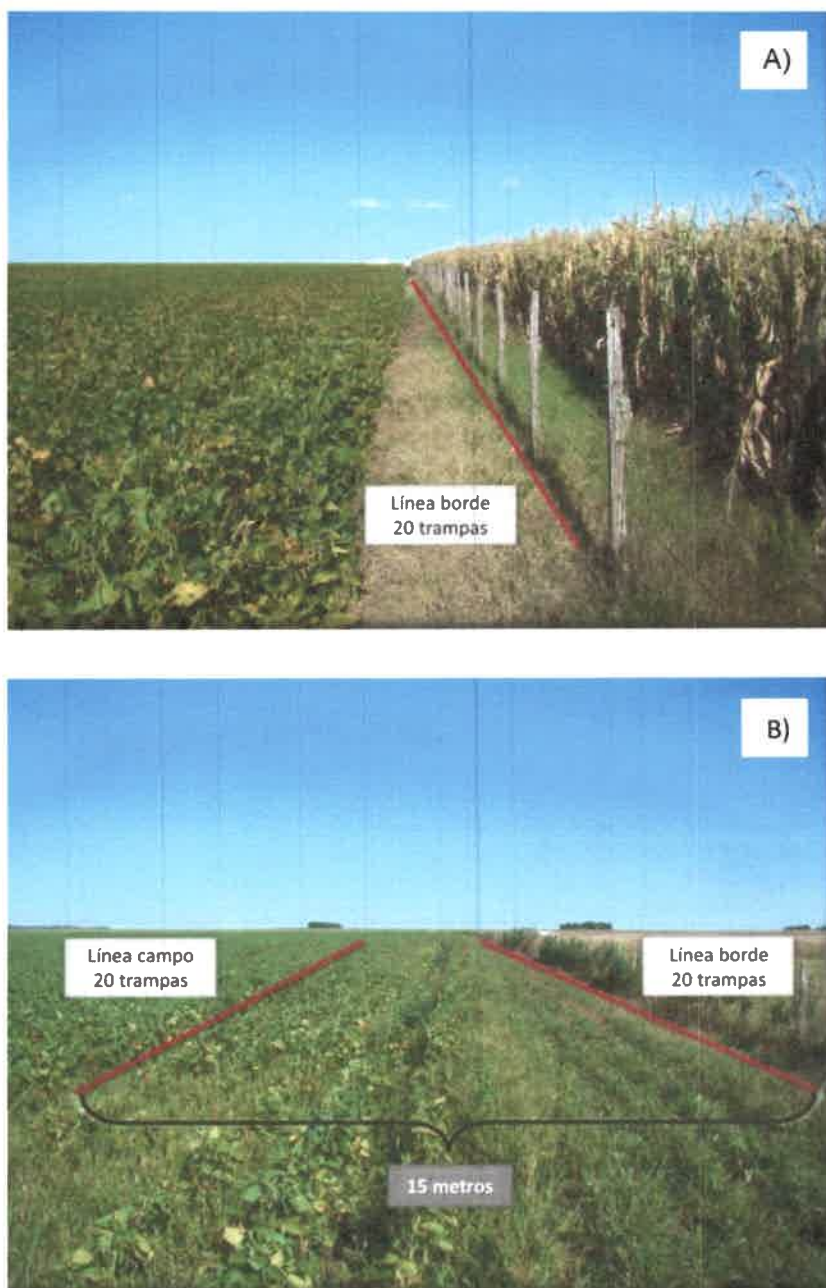
**Figura 15.** Bordes de campo donde se ubicaron las líneas de captura representando las tres estaciones (Primavera, Verano y Otoño) en cada uno de los manejos agrícolas (Orgánico y Convencional).

Durante el CA1 y el CA2, para cada estación se dispusieron líneas en manejo orgánico y convencional (Tabla 3). Para el CA2 se anexó una línea paralela ubicada en el interior del cultivo, y separadas entre sí por 15 m con la misma cantidad de trampas (Tabla 3, Figura 16).

**Tabla 3.** Distribución de las líneas de trampeo por ciclo anual (CA1: ciclo anual 1; CA2: ciclo anual 2), estación (primavera, verano y otoño), manejo (O: orgánico; C: convencional) y establecimiento. Entre paréntesis se enumeran cuantas líneas fueron dobles en cada estación (líneas con trampas en el borde y en cultivo).

	CA1						CA2					
	Primavera		Verano		Otoño		Primavera		Verano		Otoño	
	O	C	O	C	O	C	O	C	O	C	O	C
<b>Altos Verdes</b>	10	10	10	10	10	10	9	7	10	9	10(2)	10
<b>Dos Hermanas</b>	8	-	8	-	8	-	7(2)	-	8(2)	-	8(1)	-
<b>Las Gaviotas</b>	3	11	3	11	3	11	3	9(2)	2	10(3)	3(1)	10(2)
<b>Total</b>	21	21	21	21	21	21	19	16	20	19	21	20





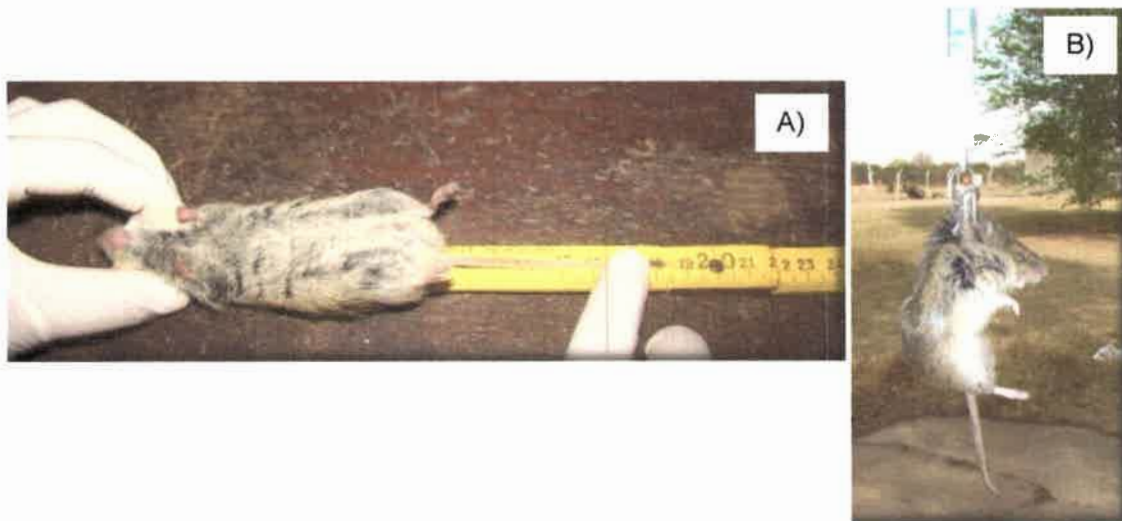
**Figura 16.** Disposición de las líneas, A) solo en el borde de cultivo (utilizadas durante el CA1 y CA2) y B) líneas dobles (agregadas durante el CA2).

La dificultad encontrada para disponer este tipo de líneas radicó en lograr la sincronización de la entrada de maquinaria a los lotes por parte de los propietarios de los establecimientos. Debido a ello fue que solo se modificaron 4, 5 y 6 líneas para primavera,

verano y otoño respectivamente. Debido a estos cambios la cantidad de líneas por manejo para el CA2 varió por estación

Considerando los movimientos de los roedores en hábitat lineales (Sommaro et al. 2010, Gomez et al. 2011), y con el fin de que cada línea funcione como una unidad experimental independiente, la distancia mínima entre las mismas fue de 300 m para ambos ciclos anuales.

En cada borde se registró el uso asociado de los lotes aledaños (Uso), siendo posible tres combinaciones: cultivo/cultivo (CC), cultivo/pastura (CP) y pastura/pastura (PP). Cada ejemplar capturado fue marcado con clave numérica en las orejas, registrándose además la localización de cada captura y recaptura, sexo, peso y largo corporal (Figura 17).



**Figura 17.** Medidas exomorfológicas tomadas a los ejemplares capturados; A) largo de cuerpo y cola; B) Peso.

La condición reproductiva de las hembras fue determinada en base a caracteres externos siguiendo el protocolo que se describe posteriormente en la sección (4.3.2).

La abundancia fue estimada como el número de animales de la misma especie capturados por línea. También se estimó para cada línea, la riqueza (número de especies diferentes capturadas), la diversidad (Índice de Simpson) y la equitatividad (Índice de Simpson/Riqueza). Los análisis de abundancia fueron realizados con las especies numéricamente dominantes: *C. musculinus*, *C. laucha* y *A. azarae*

### 3.3.2. Heterogeneidad de hábitat

El estudio se realizó estacionalmente durante primavera, verano y otoño considerando dos ciclos anuales: ciclo anual 1 durante 2011-2012 (CA1) y ciclo anual 2 durante 2012-2013 (CA2).

Utilizando Google Earth y los mapas de cada establecimiento se calcularon los tamaños de cada uno de los lotes. Además, cotejando con los datos de campo correspondiente a cada ciclo anual de muestreo se calculó para cada establecimiento, la superficie relativa (expresada en %) de cultivo, pastizales, pasturas, relictos de bosques, bordes de hábitat y cuerpos de agua permanentes o temporales. Así, para los dos ciclos para cada manejo se estimó un índice de diversidad de hábitat (Índice de Shannon) basado en todas las superficies calculadas.

### 3.3.3. Variables ambientales asociadas al borde

El porcentaje de cobertura vegetal, materia orgánica y de suelo desnudo de los bordes, por línea y sesión de trampeo, se establecieron a través del promedio de 10 mediciones. Estas se realizaron utilizando un cuadrado de 1 m<sup>2</sup> de superficie centrado en la trampa. Para obtener el valor de la altura de la cobertura total (vegetal y materia orgánica) se tomaron diez medidas al azar dentro del cuadrado. Combinando las medidas de altura y los porcentajes de cobertura vegetal y materia orgánica, se calculó el volumen vegetal (m<sup>3</sup>).

Para caracterizar los bordes se registró el ancho y el uso de los lotes asociados (cultivo/cultivo (CC), cultivo/pastura (CP) o pastura/pastura (PP), el tipo y la fenología del cultivo y presencia o ausencia de caminos asociados (PACam). Se registraron además variables climáticas como temperatura promedio (promedio de temperaturas máximas y mínimas) y precipitación (valores mensuales).

### 3.3.4. Análisis estadístico de los datos

#### 3.3.4.1. Composición de la comunidad

La composición de la comunidad fue descrita para el CA1 y CA2 usando análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) implementado en el paquete para R vegan (Oksanen et al. 2009), el cual es un método de ordenación robusto no restringido para representar la composición de la comunidad (Minchin 1987). Para generar la matriz líneas-especies se usó el índice de disimilitud de Bray-Curtis. Los vectores ambientales (porcentaje de tierra cultivada, Índice de Shannon y volumen vegetal) fueron ajustados y se

calcularon los valores de  $p$  utilizando 1000 permutaciones. Para probar si las matrices de especies y ambientes estuvieron correlacionadas, se utilizó una prueba de Mantel con disimilitudes Euclidianas basada en una correlación producto-momento de Pearson. Todos los análisis fueron llevados a cabo utilizando el software R 3.0.2 (R Development Core Team 2013).

#### 3.3.4.2. Variables vegetales

El volumen vegetal (Vv), cobertura vegetal y materia orgánica fueron analizados usando Modelos Lineales Mixtos (MLM). Para estos análisis las líneas con uso PP fueron removidas debido a que ellas solo se encontraron asociadas al manejo orgánico. Ciclo anual (CA1 y CA2) y establecimiento (Altos Verdes, Dos Hermanas y Las Gaviotas) fueron incluidos como factores aleatorios, mientras que manejo (M: orgánico o convencional) y estación (Est: primavera, verano u otoño) fueron los factores fijos. Todos los modelos aditivos posibles, el modelo de interacción y el modelo nulo fueron contrastados utilizando el paquete para R MuMIn. Para medir el ajuste del modelo se utilizó el Índice de Información de Akaike corregido para muestras pequeñas (AICc). La comparación de modelos estuvo basada en diferencias en valores de AICc, así cuando los valores de  $\Delta AICc$  fueron mayores que tres unidades, el modelo con menor AICc fue considerado como aquel que mejor describe el conjunto de datos. También fueron calculados los pesos de cada modelo ( $w_i$ ); este valor es el peso de la evidencia de que el modelo  $i$  es el mejor dentro del conjunto de modelos candidatos (Burnham & Anderson 2002). Todos los análisis fueron llevados a cabo utilizando el software R 3.0.2 (R Development Core Team, 2013).

#### 3.3.4.3. Riqueza y abundancias de *Calomys musculinus*, *Calomys laucha* y *Akodon azarae*

La abundancia de cada especie y la riqueza fueron analizadas usando Modelos Lineales Generalizados Mixtos (MLGM) con la función *glmer*. Para el análisis de la riqueza y la abundancia de *C. musculinus* y *C. laucha* se utilizó la distribución de Poisson. Para *A. azarae* se utilizó la distribución binomial debido a que la variable respuesta considerada fue la presencia/ausencia por línea. Esto debido a que esta especie no estuvo presente en muchas líneas. Al igual que en el análisis de la vegetación, las líneas con uso PP fueron removidas debido a que no se hallaban representadas en el manejo convencional. Como factores fijos fueron considerados el manejo (M), la estación (Est), el uso en los lotes aledaños (Uso) y el volumen vegetal (Vv). Ciclo y establecimiento fueron incluidos como factores aleatorios. El conjunto de modelos contrastados incluyó todos los modelos aditivos



con una, dos, tres y hasta cuatro variables predictoras. Además se consideraron modelos de interacción de interés biológico (cinco modelos de interacción doble: 1)  $M * Vv$ ; 2)  $Est * Vv$ ; 3)  $M * Est$ ; 4)  $M * Uso$ ; 5)  $Vv * Uso$ ; y una interacción triple:  $M * Est * Vv$ ). También fue evaluado el modelo nulo. Con el fin de evitar problemas con el número de parámetros (el cual se incrementa al aumentar el número de interacciones), solo se contrastaron estos modelos de interacción, y no todos los posibles. La selección de los modelos se llevó a cabo siguiendo la misma metodología descrita en la sección 3.3.4.2. Todos los análisis se realizaron utilizando el software R 3.0.2 (R Development Core Team 2013).



### 3.4. Resultados

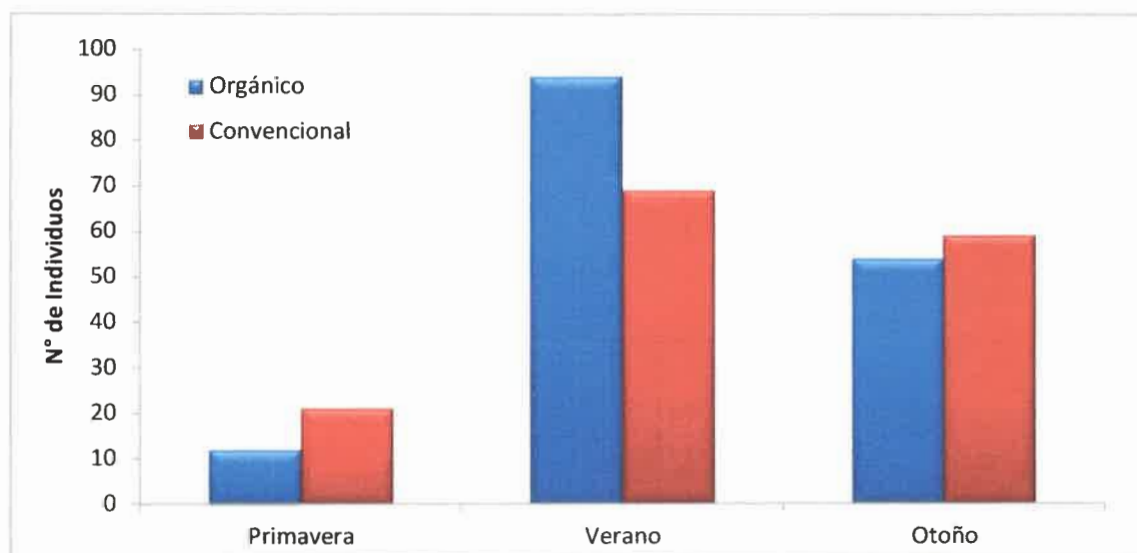
#### 3.4.1. Relevamiento de roedores

Durante los dos ciclos anuales se capturó un total de 725 individuos, representado por 6 especies de roedores sigmodontinos (*C. venustus*, *C. musculinus*, *C. laucha*, *A. azarae*, *O. flavescens* y *O. rufus*) y un múrido (*M. musculus*) en 20.480 trampas noche (Tabla 4).

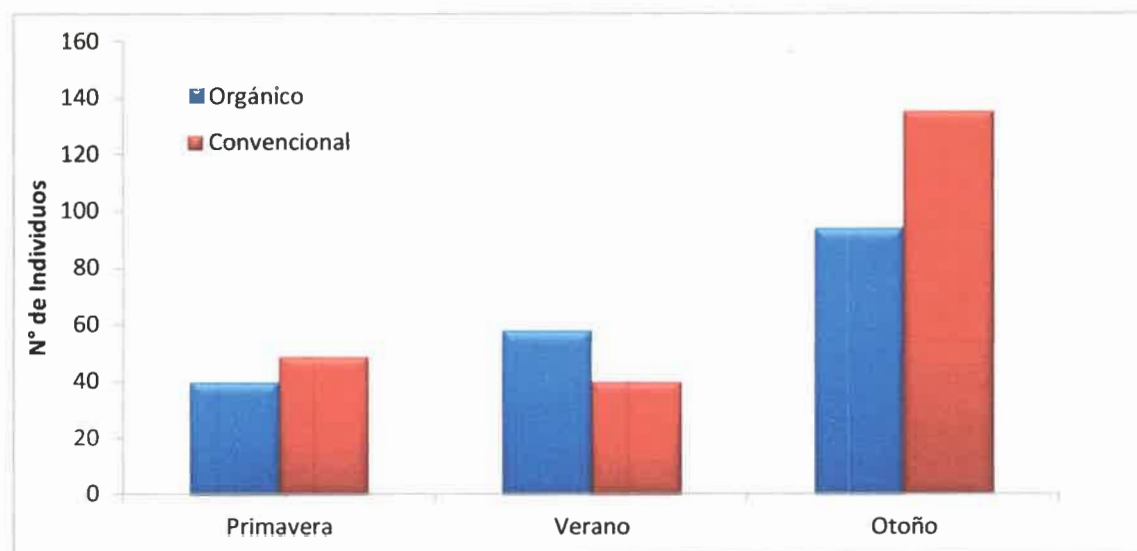
**Tabla 4.** Número de individuos pertenecientes a las 7 especies de roedores capturados durante el CA1 y CA2, en bordes de cultivo bajo manejo convencional y orgánico.

Manejo	Especie	CA1	CA2
Convencional	<i>A. azarae</i>	9	37
	<i>C. venustus</i>	2	1
	<i>C. musculinus</i>	88	134
	<i>C. laucha</i>	43	45
	<i>O. flavescens</i>	1	4
	<i>O. rufus</i>	0	3
	<i>M. musculus</i>	6	0
	Total	<b>149</b>	<b>224</b>
Orgánico	<i>A. azarae</i>	13	31
	<i>C. venustus</i>	0	0
	<i>C. musculinus</i>	66	117
	<i>C. laucha</i>	61	27
	<i>O. flavescens</i>	7	15
	<i>O. rufus</i>	0	1
	<i>M. musculus</i>	13	1
	Total	<b>160</b>	<b>192</b>
TOTAL		<b>309</b>	<b>416</b>

Durante el CA1, en las tres estaciones se capturó un total de 309 animales, 160 en el manejo orgánico y 149 en convencional (Figura 18). Por otro lado, en el CA2, se capturaron 416 animales en las tres estaciones, de los cuales 224 se encontraron en campos bajo manejo convencional y 192 en el orgánico (Figura 19).



**Figura 18.** Número de individuos capturados en bordes de campos asociados a manejo orgánico (azul) y manejo convencional (rojo) en cada una de las estaciones durante el CA1.



**Figura 19.** Número de individuos capturados en bordes de campos asociados a manejo orgánico (azul) y manejo convencional (rojo) en cada una de las estaciones durante el CA2.

Los valores de riqueza no reflejaron diferencias ni entre manejos ni entre los dos ciclos anuales. Con respecto a la Diversidad y Equitatividad se observó el mismo patrón que la riqueza, sin diferencias entre manejos y ciclos anuales (Tabla 5)

**Tabla 5.** Valores (Media ± ES) de riqueza, Diversidad y Equitatividad para cada manejo (orgánico y convencional) para los dos ciclos anuales (CA1 y CA2).

	CA1				CA2			
	Orgánico		Convencional		Orgánico		Convencional	
	Media ± ES	Total	Media ± ES	Total	Media ± ES	Total	Media ± ES	Total
<b>Riqueza</b>	1,11 ± 0,14	5	1,13 ± 0,14	6	1,20 ± 0,14	5	1,23 ± 0,14	6
<b>Diversidad</b>	0,20 ± 0,04		0,23 ± 0,03		0,25 ± 0,04		0,25 ± 0,04	
<b>Equitatividad</b>	0,08 ± 0,01		0,10 ± 0,02		0,11 ± 0,02		0,11 ± 0,02	

Durante el CA2, y en relación a las líneas que fueron dispuestas dentro de los cultivos, se capturó un total de 24 individuos pertenecientes a 5 especies (*C. musculus*, *C. laucha*, *A. azarae*, *M. musculus* y *O. flavescens*) para las 3 estaciones. Diecisiete individuos fueron capturados en cultivos orgánicos (9 *C. musculus*, 6 *C. laucha*, 1 *M. musculus* y 1 *O. flavescens*) y 7 en cultivos convencionales (3 *C. musculus*, 3 *C. laucha* y 1 *A. azarae*). La estación con más captura fue el verano con 11 individuos, seguida por primavera con 9 otoño con 4.

### 3.4.2. Heterogeneidad de hábitat

Durante el CA1 y CA2 los porcentajes de tierra cultivada fueron mayores en el manejo convencional que en el manejo orgánico (Tabla 6). En el manejo convencional ninguno de los establecimientos registró valores menores al 66%, mientras que en el manejo orgánico este valor fue el máximo de los valores observados. Los mayores niveles de diversidad de hábitat (Índice de Shannon) se presentaron siempre en el manejo orgánico. En cuanto al porcentaje de borde fue similar en los dos manejos y sus valores oscilaron entre 1,09 – 1,58. Los tamaños promedio de los lotes no presentaron variación entre manejos. Las pasturas estuvieron presentes solamente en el manejo orgánico y en general los porcentajes de pastizal fueron menores en el manejo convencional.

**Tabla 6.** Descripción de los establecimientos muestreados discriminados por manejo (Orgánico y Convencional) y Ciclo Anual (CA1 y CA2). Área total (ha) cubierta por cada manejo, tamaño medio de lote (ha), porcentajes (%) de tierras cultivadas, de pasturas, pastizal, bordes y relictos de bosque, e índice de diversidad de hábitat

<b>Orgánico</b>									
	Ciclo anual	Total (ha)	Lote (ha)	Cultivado (%)	Pastura (%)	Pastizal (%)	Bordes (%)	R. bosque (%)	Div. Hab.
<b>Altos Verdes</b>	1	343	33,70	12,74	0	76,71	1,58	4,63	0,67
	2	343	33,70	28,37	5,79	55,29	1,58	4,63	1,06
<b>Las Gaviotas</b>	1	328	64,80	66,66	31,29	0,45	1,13	0,21	0,73
	2	328	64,80	53,65	44,55	0,45	1,13	0,21	0,78
<b>Dos Hermanas</b>	1	4.001	53	16,13	21,23	49,81	1,24	0,48	1,05
	2	4.001	53	11,86	24,06	51,25	1,24	0,48	1,02
<b>Convencional</b>									
<b>Altos Verdes</b>	1	662	47,50	66,01	0	28,15	1,31	1,20	0,74
	2	662	47,50	74,14	0	20,02	1,31	1,20	0,65
<b>Las Gaviotas</b>	1	1.359	69,40	76,11	0	14,99	1,09	1,10	0,59
	2	1.359	69,40	67,79	0	23,21	1,09	1,10	0,70

3.4.3. Composición de la comunidad

Los sitios y especies fueron agrupados con un análisis NMDS en un espacio-especie de dos dimensiones (CA1: dos dimensiones, stress = 0,126, dos soluciones convergentes después de 1 corrida; CA2: dos dimensiones, stress = 0,112, dos soluciones convergentes después de 8 corridas). Para el CA1 la composición de la comunidad estuvo explicada por variables ambientales (porcentaje de tierra cultivada, diversidad de hábitat, volumen vegetal, porcentaje de pastura, porcentaje de relicto de bosque y porcentaje de pastizal) (estadístico de Mantel  $r = 0,118$ ,  $p = 0,002$ ). Por el contrario, para el CA2 la composición de la comunidad no estuvo explicada por las variables ambientales (estadístico de Mantel  $r = 0,005$ ,  $p = 0,448$ ). Debido a que la matriz de especies no estuvo significativamente correlacionada con la matriz de variables ambientales para el CA2, solo se presentan los resultados para el CA1. Para este último, el porcentaje de tierra cultivada, la diversidad de hábitat y porcentaje de pasturas tuvieron impacto en la composición de la comunidad, mientras que el volumen vegetal tuvo menor importancia (Tabla 7).

**Tabla 7.** Resultado del análisis NMDS para el CA1. En negrita se muestran las variables ambientales que se ajustaron significativamente con la matriz de especies.

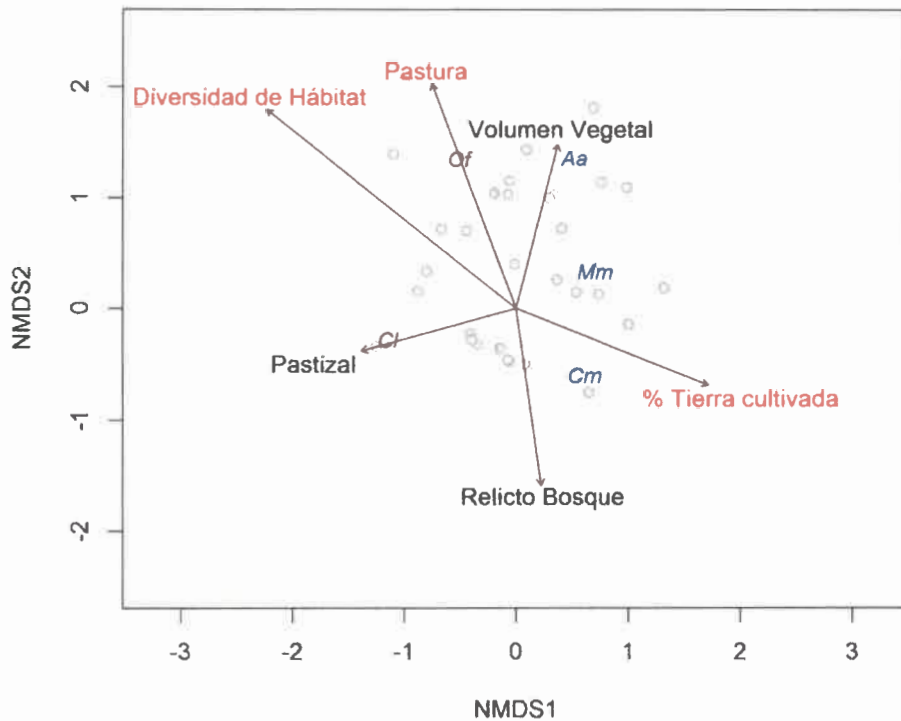
Variable ambiental	$r^2$	$p$
Diversidad de hábitat	0,23	<b>0,002 *</b>
% Pastura	0,13	<b>0,015 *</b>
% Tierra cultivada	0,09	<b>0,045 *</b>
% Relicto de bosque	0,07	0,076
Volumen vegetal	0,07	0,099
% de Pastizal	0,05	0,160

\* Estadísticamente significativo ( $p < 0,05$ )

Las dos especies especialistas *A. azarae* y *O. flavescens* estuvieron asociadas positivamente con los porcentajes de Pastura y de volumen vegetal, que si bien no fue estadísticamente significativo, su valor de  $p$  fue marginal (Tabla 7). Por otro lado, *C. musculus* estuvo asociada a altos porcentajes de tierra cultivada y bajos índices de



heterogeneidad de hábitat. La otra especie generalista *C. laucha*, si bien mostró una asociación positiva con los porcentajes de pastizal esta variable no fue estadísticamente significativa. El comensal *M. musculus* no mostró patrones claros asociados las variables ambientales (Figura 20).



**Figura 20.** Interpretación gráfica de las disimilitudes de la comunidad de pequeños mamíferos calculada a partir de las abundancias totales por especie (Cm: *C. musculus*, Ci: *C. laucha*, Aa: *A. azarae*, Of: *O. flavescens*, Mm: *M. musculus*) para el CA1. Puntos grises: líneas de muestreo. En rojo: parámetros ambientales que influyeron significativamente en la composición de la comunidad. En negro: parámetros no significativos.

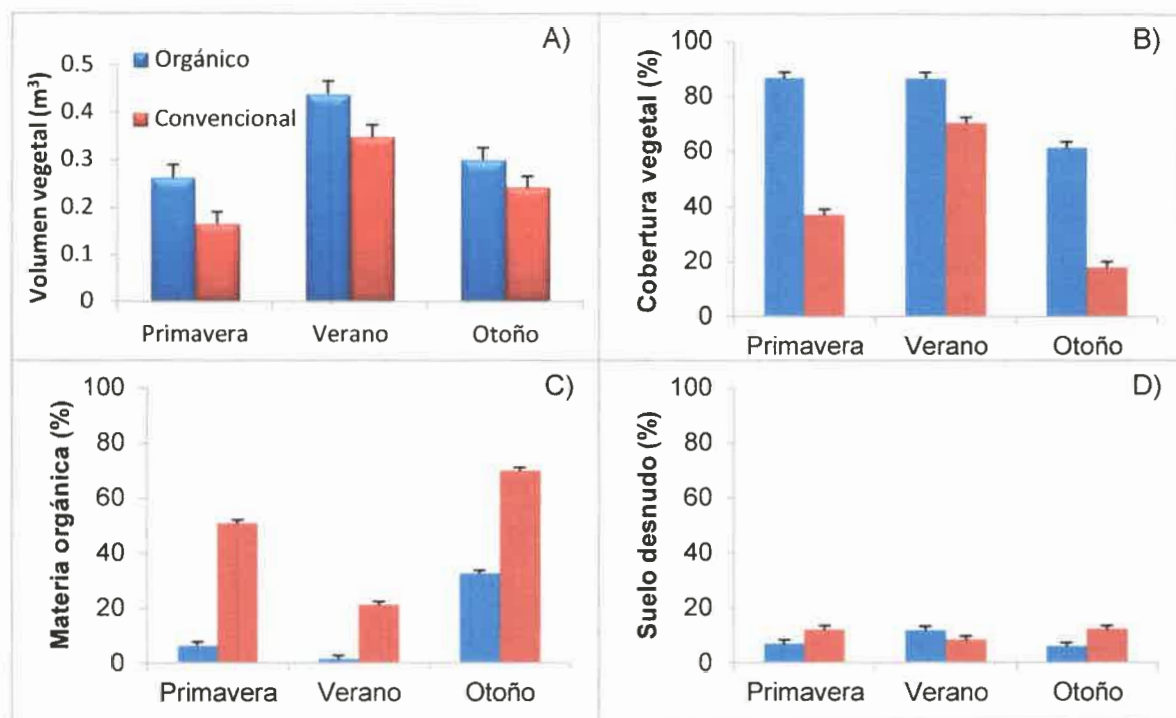
#### 3.4.4. Variables de vegetación

El mejor modelo estadístico que describió la cobertura vegetal, materia orgánica y suelo desnudo incluyó la interacción entre estación y el manejo, mientras que para el volumen vegetal incluyó el efecto aditivo de estas variables (la selección de modelo completa se muestra al final de esta sección en la Tabla 8). En toda las estaciones el volumen vegetal mostró mayores valores en bordes de manejo orgánico que en manejo convencional (Figura 21 A). La cobertura vegetal fue siempre mayor en el manejo orgánico que en el convencional. Estas diferencias por manejo no fueron iguales en todas las

estaciones; durante primavera y otoño la cobertura vegetal en el manejo orgánico fue el doble en relación al convencional, mientras que en el verano la diferencia no fue tan notoria (Figura 21 B). Los porcentajes de materia orgánica presentaron el patrón inverso, siendo mayores en el manejo convencional. Las diferencias por estaciones, al igual que la cobertura vegetal, fueron mayores durante primavera y otoño. Teniendo solo en cuenta el manejo orgánico se observó que durante las estaciones de primavera y verano los valores de materia orgánica no superaron el 10% (Figura 21 C). En cuanto a los porcentajes de suelo desnudo no se observaron diferencias por manejo ni estación, y los valores nunca superaron el 12% (Figura 21 D).

**Tabla 8.** Selección de modelos basadas en comparaciones de AIC de los Modelos Lineales Mixtos que describen las variables de vegetación: Volumen vegetal, Cobertura vegetal, Materia orgánica y Suelo desnudo. Est: estación; M: manejo.

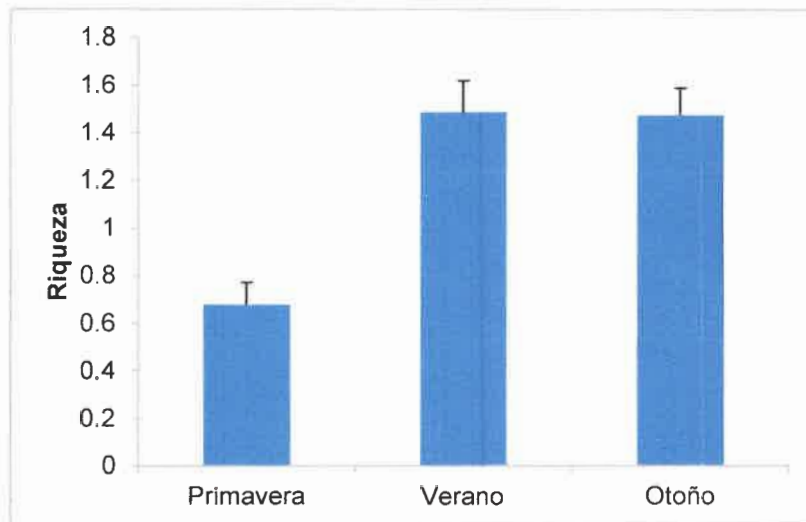
VARIABLES	Modelos	Parámetros	AICc	$\Delta AICc$	Peso
Volumen Vegetal	Est + M	7	-130,747	0,000	0,855
	Est	5	-127,170	3,577	0,143
	Est * M	8	-118,807	11,939	0,002
	M	3	-105,652	25,095	0,000
	Nulo	3	-105,150	25,597	0,000
Cobertura Vegetal	Est * M	8	2.037,317	0,000	1,000
	Est + M	7	2.062,877	25,560	0,000
	Est	5	2.134,453	97,136	0,000
	M	3	2.147,306	109,989	0,000
	Nulo	3	2.200,229	162,911	0,000
Materia Orgánica	Est * M	8	2.002,956	0,000	1,000
	Est + M	7	2.021,238	18,281	0,000
	Est	5	2.086,923	83,967	0,000
	M	3	2.120,870	117,913	0,000
	Nulo	3	2.166,761	163,805	0,000
Suelo desnudo	Est * M	8	1.716,690	0,000	0,996
	Est + M	7	1.728,237	11,547	0,003
	M	3	1.730,241	13,551	0,001
	Est	5	1.734,155	17,465	0,000
	Nulo	3	1.736,232	19,542	0,000



**Figura 21.** (A) Volumen vegetal (Media + ES); (B) cobertura vegetal (Media + ES); (C) Materia orgánica (Media + ES) y (D) suelo desnudo (Media + ES), en bordes bajo manejo orgánico (barras azules) y convencional (barras rojas) discriminado por estación correspondientes a los dos ciclos anuales.

### 3.4.5. Riqueza y abundancia de las especies

Durante los dos ciclos anuales se capturaron 7 especies: *C. venustus*, *C. musculus*, *C. laucha*, *A. azarae*, *M. musculus*, *O. flavescens* y *O. rufus*. Los mayores valores de riqueza se observaron durante las estaciones de verano y otoño, disminuyendo casi a la mitad para primavera (Figura 22). El menor valor de riqueza registrado en primavera coincide con los menores valores de volumen vegetal registrados (Figura 22 y 21 A).



**Figura 22.** Valores de riqueza promedio (Media  $\pm$  ES) de pequeños mamíferos durante las tres estaciones (Primavera, Verano e Invierno).

De los análisis de la riqueza cuatro modelos tuvieron similar soporte estadístico ( $\Delta AICc < 3$ ) y las variables más representadas fueron el volumen vegetal y la estación (Tabla 9). La totalidad de los modelos correspondientes al análisis de la riqueza se presentan en el ANEXO 1 al final del capítulo (Tabla 11).

**Tabla 9.** Selección de modelos basadas en comparaciones de AIC de los Modelos Lineales Mixtos que describen la riqueza, Est: estación; M: manejo; Vv: volumen vegetal; U: uso.

Modelos	Parámetros	AICc	$\Delta AICc$	Peso
Est + Vv	6	579,986	0	0,532
Est * Vv	6	581,626	0,164	0,069
Est + Vv + U	8	581,945	1,959	0,200
S + Vv + M	8	581,967	1,981	0,198

Debido a que no hubo un modelo único que se separara del resto, se estimó el peso de los parámetros utilizando un promedio de los modelos. Finalmente, para explorar la influencia relativa de las variables predictoras, se implementó una partición jerárquica en el

paquete de R hier.part. La influencia de cada variable fue: volumen vegetal (coeficiente = 1,44; ES = 0,45; % Iy = 63,49), estación (primavera: coeficiente = 0,74; ES = 0,25; verano: coeficiente = 0,23; ES = 0,23; % Iy = 35,34), manejo (orgánico: coeficiente = 0,01; ES = 0,24, % Iy = 0,68) y uso (C/P: coeficiente = 0,05; ES = 0,12; % Iy = 0,49).

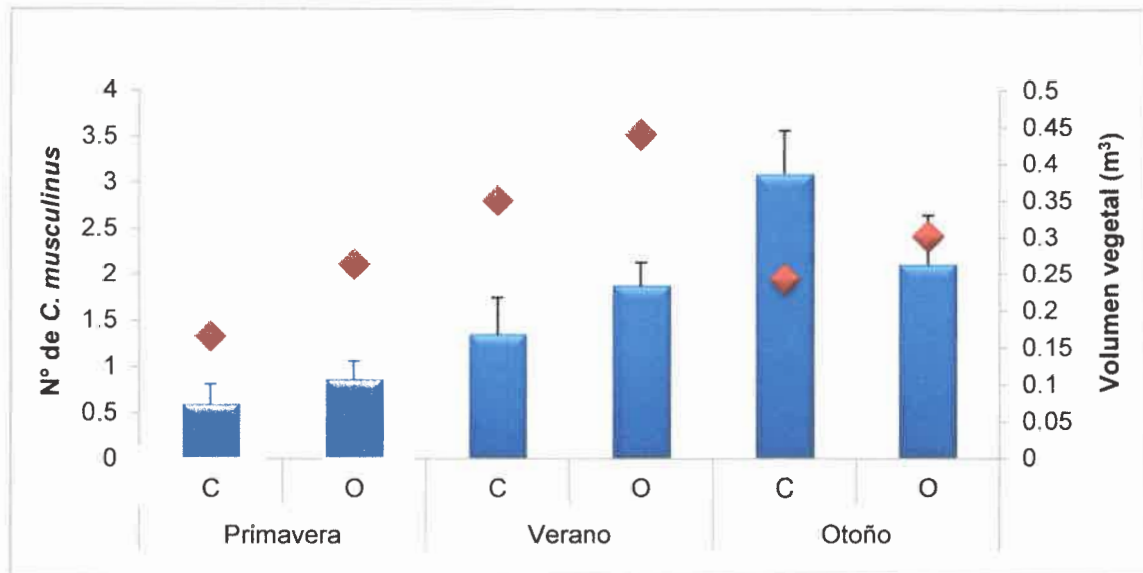
En cuanto a las abundancias de las especies los análisis de MLGM mostraron que la abundancia de *C. musculus* y *C. laucha* estuvo explicada por la interacción entre el manejo, la estación y el volumen vegetal. Por otro lado, la abundancia de *A. azarae* estuvo explicada por tres modelos aditivos que incluyeron estación, manejo, uso y volumen vegetal (Tabla 10). La totalidad de los modelos correspondientes a cada una de las especies se presenta en el ANEXO 1 al final del capítulo (Tabla 12, 13, 14).

**Tabla 10.** Selección de modelos basada en comparaciones de AICc de los análisis Lineales Generalizados Mixtos, que describen la abundancia de *C. musculus*, *C. laucha* y *A. azarae*. Est: estación; Vv: volumen vegetal; M: manejo y U: uso.

Especie	Modelos	Parámetros	AICc	$\Delta$ AICc	Peso
<i>C. musculus</i>	M * Est * Vv	9	803,437	0	0,998
<i>C. laucha</i>	M * Est * Vv	9	553,444	0	0,994
<i>A. azarae</i>	Est + Vv	6	196,808	0	0,452
	M + Est + Vv	8	198,129	1,322	0,233
	U + Est + Vv	9	198,908	2,100	0,158

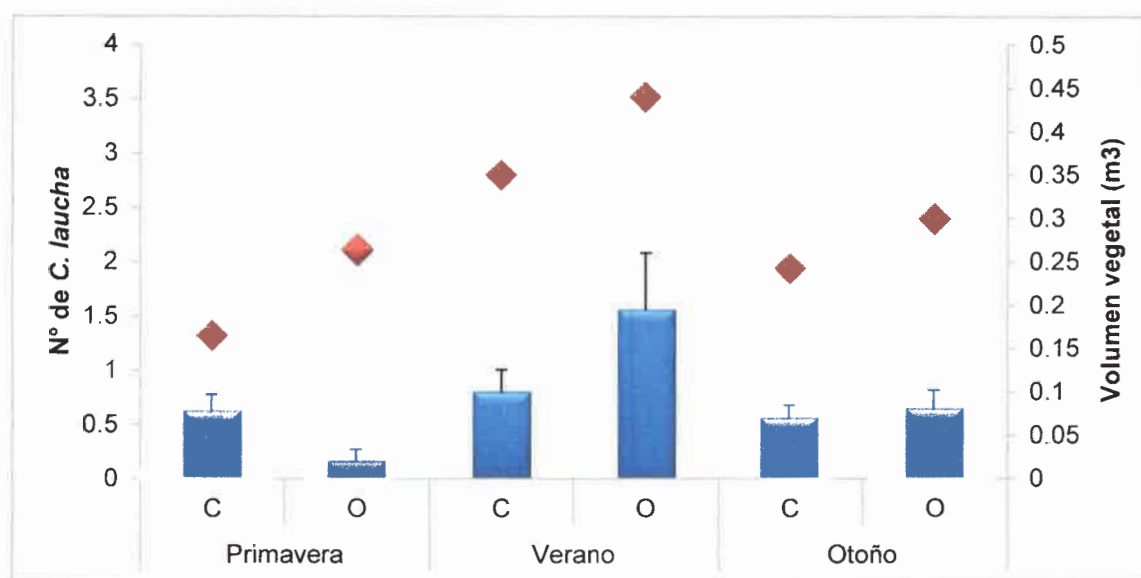
En *C. musculus*, durante primavera y verano se observaron mayores abundancias asociadas al manejo orgánico, mientras que para el otoño, la estación con mayor abundancia, la relación fue inversa registrándose mayor cantidad de animales en el manejo convencional. En cuanto al volumen vegetal, durante la primavera y verano, este se asoció positivamente con las abundancias de *C. musculus* y fue mayor en el manejo orgánico. Para el otoño se invirtieron las relaciones y se observó una asociación negativa con las abundancias y menores valores en el manejo orgánico (Figura 23).





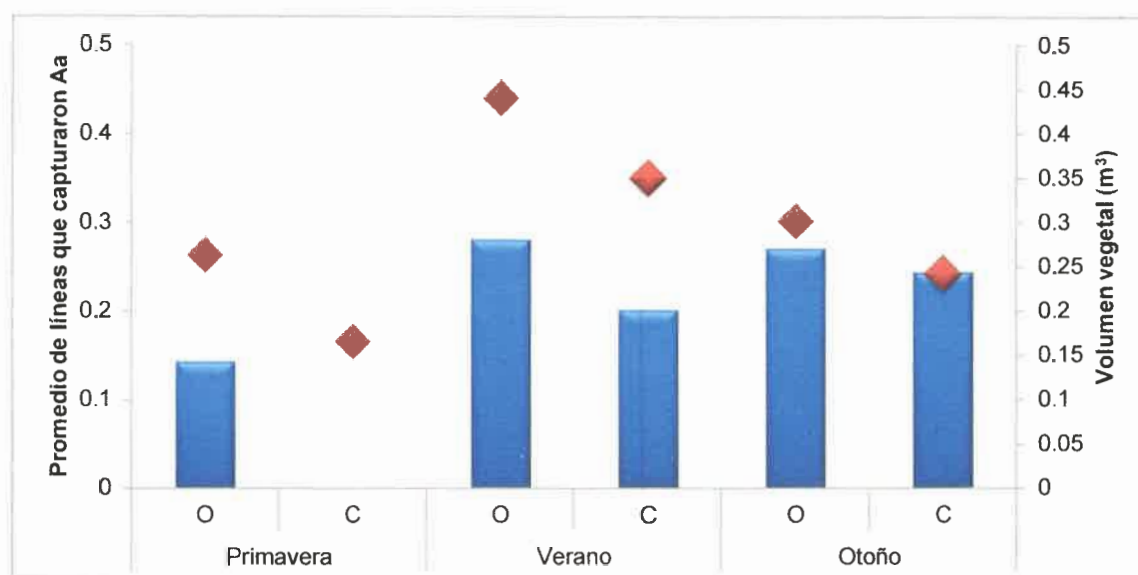
**Figura 23.** Número promedio de *C. musculus* (Media + ES) capturados por línea para los dos ciclos anuales, discriminados por estación (primavera, verano y otoño) y por manejo (C: convencional y O: orgánico) (barras azules) y sus volúmenes vegetales asociados (cuadrados rojos).

Para la abundancia de *C. laucha* al igual *C. musculus*, el modelo con mejor soporte estadístico fue el modelo de interacción entre manejo, estación y volumen vegetal (Tabla 10). Durante verano y otoño se observaron mayores abundancias asociadas al manejo orgánico, siendo esta diferencia de mayor magnitud durante el verano. La relación entre los dos tipos de manejos se invirtió durante la primavera donde se capturaron más animales en el manejo convencional. El volumen vegetal siempre fue mayor en el manejo orgánico que en el convencional y se asoció positivamente con las abundancias de *C. laucha* durante verano y otoño y negativamente durante primavera (Figura 24).



**Figura 24.** Número promedio de *C. laucha* (Media + ES) capturados por línea para los dos ciclos anuales, discriminados por estación (primavera, verano y otoño) y por manejo (C: convencional y O: orgánico) (barras azules) y sus volúmenes vegetales asociados (cuadrados rojos).

Para *A. azarae* debido a que tres modelos presentaron similar soporte estadístico, se exploró la influencia relativa de las variables predictoras implementando una partición jerárquica. El efecto de cada una de ellas fue: volumen vegetal (coeficiente = 4,30; SE = 1,11; % Iy = 60,75), estación (primavera: coeficiente = 1,59; ES = 0,58; verano: coeficiente = 0,75; ES = 0,45; % Iy = 34,36), manejo (orgánico: coeficiente = 0,38; ES = 0,42; % Iy = 4,89) y uso (C/P: coeficiente = 0,08; SE = 0,41; % Iy = 0,98). Durante la primavera, cuando se registraron los menores valores de volumen vegetal, *A. azarae* solo fue capturado en bordes de manejo orgánico. Durante el verano, esta especie tuvo una mayor frecuencia de ocurrencia en el manejo orgánico que en el convencional. Para el otoño se observó el mismo patrón que en verano pero la diferencia fue menos marcada (Figura 25).



**Figura 25.** Promedio de líneas que capturaron individuos de *A. azarae* discriminadas por estación (primavera, verano y otoño) y por manejo (C: convencional y O: orgánico) (barras azules) y sus volúmenes vegetales asociados (cuadrados rojos).

### 3.5. Discusión

Hay consenso general de que el manejo orgánico incrementa la riqueza de artrópodos, aves, microbios y plantas en los agroecosistemas (Tuck et al. 2014); sin embargo la evidencia es escasa en grupos con bajo número de especies como los pequeños mamíferos (Fischer et al. 2011). Así, el objetivo de este Capítulo fue comparar los efectos del manejo convencional y orgánico sobre la riqueza y abundancia de especies de pequeños mamíferos en bordes de agroecosistemas del sur de Córdoba.

En base a las hipótesis planteadas en la sección 3.2, se esperaba que los bordes de manejo orgánico sostuvieran una mayor riqueza y abundancia de especies especialistas que los bordes de manejo convencional. Sin embargo, los resultados mostraron una relación más compleja entre las variables respuesta y el manejo. No se observó un efecto del manejo sobre la riqueza y el número de especies registradas por borde fue bajo, variando muy poco entre los dos manejos.

Fischer et al. (2011) hallaron que el manejo orgánico tuvo un efecto positivo en la riqueza de especies en paisajes simples (> 80% de tierra cultivada) a pequeñas escalas espaciales (100 m). En nuestro estudio, el porcentaje de tierra dedicada a cultivo fue siempre menor en el manejo orgánico que en el convencional; sin embargo, esto no fue suficiente para producir un efecto en la riqueza de especies a la escala espacial considerada en este estudio. Sin embargo, de manera similar a los resultados de Fischer et al. (2011), cuando se analizó la composición de la comunidad, se encontró que ésta respondió a variables de complejidad de paisaje (diversidad de hábitat, porcentaje de tierra cultivada y pastura, Figura 20). La especie generalista *C. musculinus* estuvo asociada con altos porcentajes de tierra cultivada. Esto debido a la amplitud de nicho trófico y de hábitat de esta especie lo que le permitiría ser un buen colonizador de hábitat disturbados (Bilenca & Kravetz 1995, Busch et al. 2000, Sommaro et al. 2010). Por otro lado, especies especialistas como *A. azarae* y *O. flavescens*, estuvieron relacionadas a valores positivos de diversidad de hábitat y porcentaje de pastura, y con menor importancia al volumen vegetal (Figura 20). En este estudio los paisajes complejos (<65% de tierra cultivada) con altos valores de volumen vegetal, constituidos principalmente por cobertura verde, fueron característico del manejo orgánico.

En los sistemas agrícolas, la reducción en la aplicación de agroquímicos incrementa la diversidad de plantas e invertebrados en los bordes (Tew et al. 1992, Frieben & Kopke 1995). Las tierras bajo manejo orgánico generalmente presentan una mayor abundancia y riqueza de especies de malezas e invertebrados, independientemente del cultivo (Frieben & Kopke 1995, Hald 1999, Macdonald et al. 2000, Hole et al. 2005). Aunque muchos de estos resultados provienen de estudios realizados en Europa, ellos pueden ser aplicados en



sistemas argentinos debido a que el denominador común es la ausencia en el uso de pesticidas y fertilizantes artificiales. Así, se espera que este tipo de manejo proporcione cultivos y bordes de hábitat más adecuados para una mayor variedad de taxa. Particularmente, los resultados muestran que la calidad de hábitat del manejo orgánico fue mayor debido al incremento del volumen vegetal, el cual estuvo formado en su mayoría por cobertura verde. Por otro lado, la calidad de hábitat de borde en los campos bajo manejo convencional fue menor como consecuencia del menor volumen vegetal, principalmente constituido por materia orgánica (Figura 21 A, B y C).

Respecto a la abundancia de las especies especialistas y generalistas, esta fue explicada por el manejo, la estación y el volumen vegetal, con efectos aditivos y de interacción respectivamente. La mayor calidad relativa de los hábitat de borde del manejo orgánico registrada durante primavera y verano explicó las mayores capturas de la especie especialista *A. azarae* en el verano, y el hecho de que en primavera esta especie solo fuera capturada en estos bordes de hábitat. La ausencia de *A. azarae* en los bordes de hábitat de manejo convencional en primavera está dada probablemente por baja calidad de estos hábitat (Figura 25). Mayores capturas de esta especie especialista en hábitat más vegetados y estables han sido documentados en estudios previos de esta especie (Busch et al. 2001, Andreo et al. 2009). Durante el otoño, la calidad de hábitat es menor debido a la perturbación producida por la cosecha tanto en el manejo convencional como en el orgánico. Consecuentemente, las diferencias en las capturas de *A. azarae* entre los dos tipos de manejo fueron menos evidentes durante el otoño (Figura 25). Durante el verano, la respuesta de las especies generalistas fue similar a la de la especie especialista, con mayores números de *C. musculus* y *C. laucha* en los hábitat de mayor calidad como los del manejo orgánico. Durante primavera y otoño, cuando la calidad de hábitat es menor que en el verano, el manejo orgánico parece tener menor influencia en la abundancia de las especies generalistas (Figuras 23 y 24).

Si bien no se dispuso una gran número de líneas en campos de cultivo, debido a que fueron incluidas solo durante del CA2 y en promedio no superaron las 4 líneas por estación, se observó que las mayores capturas de la especie generalista *C. laucha* en campos de cultivo de manejo orgánico podrían estar en función de la mayor calidad de hábitat debido a la ausencia del uso de agroquímicos en este manejo. En efecto, el éxito de trampeo de esta especie fue mayor en campos de cultivo que en bordes en los campos bajo manejo orgánico. Hodara y Busch (2010) observaron que esta especie usa los campos de cultivo con alta cobertura de malezas, como sería el caso de los campos orgánicos.

En un estudio reciente llevado a cabo en agroecosistemas europeos, Fischer et al. (2011) hallaron que en los paisajes complejos se incrementa la abundancia, riqueza y

diversidad de pequeños mamíferos en campos convencionales comparados con los orgánicos. Los paisajes complejos parecen sostener la colonización de pequeños mamíferos desde los campos de cultivo y pueden incrementar la conectividad de hábitat (Butet et al. 2006, Fischer et al. 2011). En Argentina, el tamaño medio de lote de los sistemas agrícolas es mucho mayor que el de los sistemas europeos (en este estudio la media del tamaño de lote fue  $>30$  ha versus  $< 10$  ha en promedio de los sistemas europeos como es el caso del trabajo de Fischer et al., 2011), excediendo ampliamente la escala de dispersión de las especies de roedores (Sommaro et al. 2010, Gomez et al. 2011). Así, los lotes de cultivo en campos bajo manejo convencional con escasa cobertura de malezas no conectarían hábitat adecuados para pequeños mamíferos ni proveerían refugio de los predadores; reforzando la importancia de los hábitat de borde como corredores y fuente de refugio para la supervivencia y reproducción de las especies silvestres de estos agroecosistemas (Sommaro et al. 2010, Gomez et al. 2011). A pesar de que los tamaños de los lotes de los campos orgánicos fueron similares a los de los convencionales, los primeros podrían proveer más recursos (comida y refugio) para los pequeños mamíferos, tanto en el borde como en el lote de cultivo, lo cual podría estar relacionado con la exclusión de agroquímicos. De acuerdo con esto, se esperaría que el manejo orgánico tenga un efecto positivo en la abundancia y riqueza de especies de pequeños mamíferos en paisajes simples, tales como los agroecosistemas argentinos bajo agricultura intensiva. Se registraron mayores números de roedores en manejo orgánico solo durante el verano, cuando las tres especies en estudio fueron más abundantes en los hábitat de borde del manejo orgánico que en los de convencional. Estos hallazgos podrían estar relacionados a una mayor actividad reproductiva asociada con esta estación y con la mayor calidad de los bordes orgánicos. Incluso, esta mayor calidad de hábitat podría estar relacionada con una mayor tasa de movimiento hacia hábitat más adecuados como lo son los hábitat de borde del manejo orgánico.



### 3.6. Conclusiones

Los beneficios de la agricultura orgánica sobre la conservación de la biodiversidad han sido intensamente debatidos durante los últimos años (Hole et al. 2005, Bengtsson et al. 2005, Tuck et al. 2014). Sin embargo, hasta la fecha, este es el primer trabajo que investiga los efectos del manejo orgánico sobre la riqueza y abundancia de especies de pequeños mamíferos en Argentina. Esta tesis intentó cuantificar las diferencias entre manejo orgánico y convencional utilizando pequeños mamíferos como modelos de estudio. Los resultados mostraron que el manejo orgánico no tiene efecto sobre la riqueza de especies, tiene una influencia positiva sobre la abundancia de la especie especialista y no muestra efecto consistente sobre las abundancias de las especies generalistas. Los análisis de la composición de la comunidad mostraron asociaciones positivas de la especie generalista *C. musculus* con altos porcentajes de tierra cultivada mientras que las especies especialistas *A. azarae* y *O. flavescens* estuvieron asociados positivamente con los porcentajes de pastura y de volumen vegetal.

Debido a que las especies especialistas de pequeños mamíferos son más dependientes de la calidad de hábitat (medida como cobertura verde), sus abundancias podrían ser un buen indicador de calidad de hábitat en los agroecosistemas, como ha sido previamente propuesto para las aves (Filippi-Codaccioni et al. 2010). Considerando el importante rol que los pequeños mamíferos tienen en las cadenas alimenticias en los paisajes agrícolas, el mantenimiento de altos números poblacionales puede ser importante para la conservación de la biodiversidad. Aunque este estudio sugiere que la implementación del manejo orgánico puede ser una buena estrategia de conservación para los pequeños mamíferos de Argentina, son necesarios futuros estudios a diferentes escalas espaciales para evaluar la interacción entre la complejidad del paisaje y las prácticas agrícolas.

Del presente capítulo se conformó el siguiente trabajo científico (sección: Publicaciones derivadas de la tesis):

Coda, J., Gomez, D., Steinmann, A. R., Priotto, J. (2015). Small mammals in farmlands of Argentina: Responses to organic and conventional farming. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. Vol 211; 17-23.

Link: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167880915001899>

3.7. ANEXO 1

**Tabla 11.** Conjunto total de Modelos Lineales Generalizados Mixtos basadas en comparaciones de AIC que describen para la riqueza. Est: estación; M: manejo; Vv: volumen vegetal; U: uso.

Modelos	Parámetros	AICc	$\Delta AICc$
Est + Vv	6	579,986	0,000
Est * Vv	5	581,626	1,640
Est + U + Vv	8	581,945	1,959
Est + M	7	581,967	1,981
Est + M + U + Vv	10	584,057	4,071
M * Est * Vv	11	585,478	5,492
Vv	3	593,076	13,090
Vv * U	4	593,860	13,874
M + Vv	5	594,819	14,833
U + Vv	5	595,115	15,129
M + U + Vv	7	596,926	16,940
M * Vv	4	596,928	16,942
Est	5	602,186	22,200
Est + M	7	603,752	23,766
Est + U	7	604,170	24,184
Est + M + U	9	605,081	25,095
M * Est	8	607,345	27,359
Nulo	3	626,277	46,291
M	4	627,974	47,988
U + Vv	5	628,335	48,349
M + U	6	630,013	50,026
M * U	6	631,903	51,917

**Tabla 12.** Conjunto total de Modelos Lineales Generalizados Mixtos basadas en comparaciones de AIC que describen para la abundancia de *Calomys musculinus*. Est: estación; M: manejo; Vv: volumen vegetal; U: uso.

Modelos	Parámetros	AICc	$\Delta$ AICc
M * Est * Vv	8	803,437	0,000
Est + Vv	6	817,455	14,018
Est + M + Vv	8	819,173	15,735
Est + U + Vv	8	819,535	16,098
Est * Vv	5	821,137	17,700
Est + M + U + Vv	10	821,316	17,879
Vv * U	4	894,577	91,140
M * Est	8	898,049	94,611
VV	3	898,510	95,073
M + Vv	4	900,552	97,115
U + Vv	4	900,603	97,166
M * Vv	4	901,299	97,862
M + U + Vv	7	902,655	99,218
Est	5	904,336	100,899
Est + U	7	905,139	101,702
Est + M + U	9	905,341	101,904
Est + M	7	906,077	102,640
M * U	8	980,484	177,047
Nulo	3	981,354	177,917
U	4	983,106	179,669
M	4	983,128	179,691
M + U	6	984,302	180,864

**Tabla 13.** Conjunto total de Modelos Lineales Generalizados Mixtos basadas en comparaciones de AIC que describen para la abundancia de *Calomys laucha*. Est: estación; M: manejo; Vv: volumen vegetal; U: uso.

Modelos	Parámetros	AICc	$\Delta$ AICc
M * Est * Vv	8	553,444	0,000
M * Est	8	563,771	10,327
Est	5	575,224	21,780
Est + Vv	6	575,458	22,014
Est + M	7	577,272	23,828
Est + U	7	577,334	23,890
Est + M + Vv	8	577,359	23,915
Est + U + Vv	8	577,589	24,145
Est * Vv	5	578,243	24,799
Est + M + U	9	579,403	25,959
Est + M + U + Vv	10	579,491	26,047
Vv	3	590,650	37,206
M + Vv	5	591,832	38,388
U + Vv	5	592,518	39,075
M + U + Vv	7	593,145	39,701
M * Vv	4	593,883	40,439
Vv * U	4	594,174	40,731
Nulo	3	600,379	46,935
U	4	602,120	48,676
M	4	602,127	48,683
M * U	6	602,526	49,082
M + U	6	603,462	50,019

**Tabla 14.** Conjunto total de Modelos Lineales Generalizados Mixtos basadas en comparaciones de AIC que describen para la abundancia de *Akodon azarae*. Est: estación; M: manejo; Vv: volumen vegetal; U: uso.

Modelos	Parámetros	AICc	$\Delta AICc$
Est + Vv	6	196,808	0,000
Est + M + Vv	8	198,129	1,322
Est + U + Vv	8	198,908	2,100
Est + M + U + Vv	10	200,194	3,387
Est * Vv	5	200,314	3,506
Vv	3	201,814	5,006
M * Est * Vv	8	201,947	5,140
Vv * U	4	203,123	6,315
M + Vv	5	203,342	6,535
U + Vv	5	203,879	7,071
M * Vv	5	205,176	8,368
M + U + Vv	8	205,412	8,605
M * Est	8	210,337	13,529
Est + M	7	212,026	15,218
Est	5	212,438	15,630
Est + M + U	9	213,432	16,625
Est + U	7	214,545	17,737
M	4	219,426	22,618
Nulo	3	219,575	22,767
M + U	6	221,283	24,475
U	4	221,547	24,739
M * U	6	223,382	26,575



**CAPÍTULO IV: LA REPRODUCCIÓN  
COMO INDICADOR DE CALIDAD DE  
HÁBITAT**

#### 4.1. Introducción

Como se mencionó en la sección 3.1 del capítulo 3, la ausencia de pesticidas y fertilizantes inorgánicos en campos bajo manejo orgánico hace que presenten mayores niveles de heterogeneidad de hábitat, y una mayor densidad de hábitat no cultivados que los convencionales. Debido a sus características, este manejo promueve hábitat de bordes de mejor calidad y más adecuados, los cuales son importantes corredores para el movimiento de pequeños mamíferos y sitios de alimentación y nidificación para aves. En paisajes heterogéneos, las variaciones en la calidad de hábitat, tanto en términos de alimento como de cobertura, crean el contexto en el cual los individuos eligen los distintos tipos de hábitat. Particularmente en los agroecosistemas, los hábitat de borde juegan un rol clave en la supervivencia y reproducción de muchas especies de pequeños mamíferos, proporcionando alimento y refugio. Los individuos de diferentes sexos, edades e historias de vida responden de diversas maneras a la variación en la calidad de hábitat (Lin & Batzli 2014). Considerando los altos costos asociados a la preñez, la lactancia y la crianza, las hembras generalmente invierten más en sus crías que los machos, y compiten con otras hembras por el alimento y el espacio para criar su descendencia, mientras que los machos compiten principalmente por el acceso a hembras reproductivas (Trivers 1972, Steinmann et al. 2009). De este modo, los efectos del tipo de manejo de la tierra serían más aparentes en hembras que en machos, influenciando el número de hembras y su actividad reproductiva en los hábitat de borde. Así, los campos orgánicos, en contraste con los convencionales, jugarían un rol importante en los agroecosistemas proporcionando hábitat adecuados para las hembras de pequeños mamíferos.

Mientras que pocos estudios han mostrado el efecto de los manejos agrícolas sobre la actividad reproductiva en especies silvestres, la mayoría de ellos han sido realizados en aves (Bradbury et al. 2000, Kragten & de Snoo 2008). Hasta la fecha solo un estudio ha sido llevado a cabo en roedores, pero a una escala pequeña (Macdonald et al. 2007). En Argentina, este es el primer estudio en evaluar en hábitat de borde los efectos del manejo convencional y orgánico en la biología de poblaciones de pequeños mamíferos. Así, se investigaron las variaciones en el número de hembras de roedores y su actividad reproductiva durante el verano, el periodo con mayor actividad reproductiva en bordes del sureste de la provincia de Córdoba (Polop et al. 2005).

## 4.2. Hipótesis

- Los bordes de campos bajo manejo orgánico sostienen un mayor número de hembras reproductivamente activas que los bordes de campos bajo manejo convencional

### 4.3. Materiales y Métodos

#### 4.3.1. Variables de vegetación y asociadas al borde

Siguiendo el protocolo de la sección 3.3.3: se estimó para cada línea: la cobertura vegetal, materia orgánica, suelo desnudo y el volumen vegetal; con respecto a características asociadas al borde, fue registrado el manejo y uso de los lotes asociados al mismo.

#### 4.3.2. Relevamiento de roedores

El relevamiento de animales para evaluar la reproducción de las hembras en bordes de campos bajo los dos manejos, fue llevado a cabo durante el verano de 2012 y 2013. Esta estación fue elegida debido a que es la época con mayor actividad reproductiva en los hábitat de bordes (Polop et al. 2005). En cuanto a la descripción del muestreo de CMR, cantidad y conformación de las líneas para este muestreo, los detalles correspondientes a los dos veranos se hallan descriptos en la sección 3.3.2. Al igual que lo descripto para el análisis de las abundancias de las especies (sección 3.3.4.3). Las líneas con uso PP fueron removidas debido a que ellas solo se encontraron asociadas manejo orgánico. De esta manera, para el verano 2012, 15 y 21 líneas fueron ubicadas en bordes bajo manejo orgánico y convencional, respectivamente. Para el verano de 2013, 18 y 19 líneas fueron ubicadas en bordes asociados a manejo orgánico y convencional. Los animales capturados fueron identificados, sexados, pesados y marcados en los pabellones auriculares. El estado reproductivo de las hembras fue determinado en base a caracteres externos. Así, hembras con evidencia de preñez (mediante la forma del cuerpo) y/o lactancia (mamas visibles, elongadas y desnudas) fueron consideradas como reproductivas, y aquellas sin evidencia de estos dos estados fueron identificadas como no reproductivas. El estado simultáneo de preñez y lactancia fue considerado como un indicador de aprovechamiento de celo postparto. En machos se registró la posición de los testículos (abdominales, escrotales). Considerando que en mamíferos el patrón general es que las hembras busquen activamente hábitat que garanticen comida y refugio para criar su descendencia (Trivers 1972), en este estudio se usó como variable respuesta el número total de hembras reproductivas para cada línea, independientemente a la especie a la cual pertenecen. Así, para todas las especies combinadas se estimó: a) la tasa de celo postparto, como el número de hembra que simultáneamente presentaron mamas visibles y evidencia de preñez / el número total de hembras reproductivas, y b) la proporción de hembras reproductivas, como el número de hembras reproductivas / número total de hembras.

### 4.3.3. Análisis estadístico de los datos

#### 4.3.3.1. Variables vegetales

La cobertura vegetal, materia orgánica, volumen vegetal y suelo desnudo fueron analizadas usando MLM. El establecimiento fue incluido como factor aleatorio y año (2012 y 2013) y manejo (orgánico y convencional) como factores fijos. Se evaluaron todos los modelos aditivos posibles y el modelo nulo. Para medir el ajuste del modelo se empleó la misma metodología descrita en el análisis de vegetación de la sección 3.3.4.2. En este caso cuando los valores de  $\Delta AICc$  fueron mayores que dos unidades, el modelo con menor AICc fue considerado como aquel que mejor describe el conjunto de datos. De esta manera se calculó para cada modelo su AICc y su  $w_i$  correspondiente.

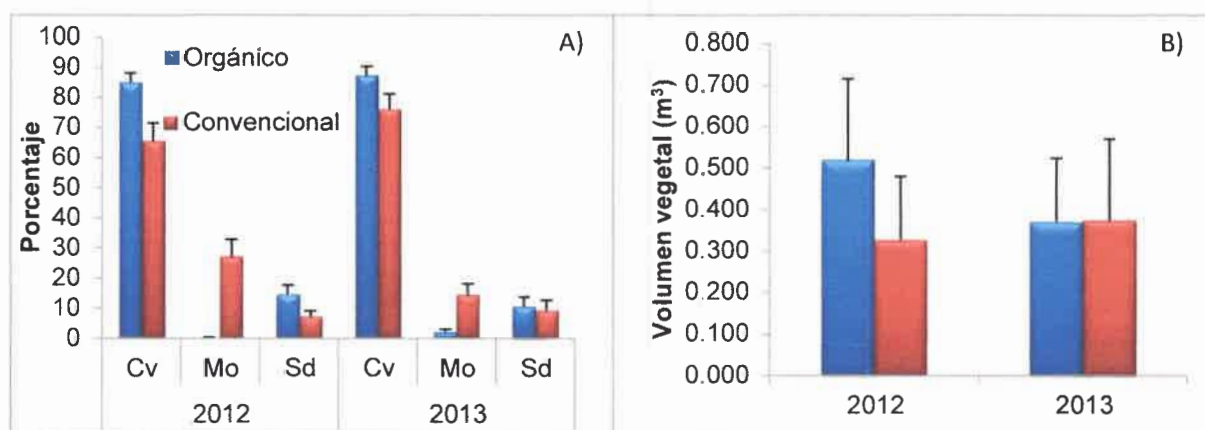
#### 4.3.3.2. Hembras reproductivas

Para la construcción de los modelos la variable respuesta fue el número total de hembras reproductivas. Dicha decisión se basó, en la argumentación biológica mencionada anteriormente y en el argumento estadístico de que, al combinar todas las especies en un solo análisis, se incrementa el tamaño de la muestra y así el poder estadístico. Como se mencionó anteriormente las líneas con uso PP fueron removidas para el análisis debido a que solo se hallaban presentes en el manejo orgánico. La actividad reproductiva de las hembras fue evaluada utilizando MLGM con distribución de Poisson. El establecimiento fue incluido como factor aleatorio, mientras que los factores fijos fueron año (A), manejo (M), uso asociado al borde (U) y volumen vegetal (Vv). Todos los modelos aditivos posibles y el modelo nulo fueron evaluados. La selección de modelos fue realizada de la misma manera que lo descrito en el punto anterior. Todos los análisis fueron llevados a cabo utilizando el software R 3.0.2 (R Development Core Team 2013).

## 4.4. Resultados

### 4.4.1. Variables de vegetación

Se obtuvieron dos modelos con similar poder estadístico para cobertura vegetal, porcentaje de materia orgánica y volumen vegetal que incluyeron el manejo (M), o el efecto aditivo de año y manejo (A + M). La cobertura vegetal fue mayor en bordes bajo manejo orgánico, siendo las diferencias más notorias el primer año (modelo M: AICc= 656,52;  $w_i$ = 0,51; modelo A + M: AICc= 656,69;  $w_i$ = 0,47) (Figura 26 A). En cuanto a la materia orgánica, ésta mostró un patrón opuesto con mayores valores para el manejo convencional (modelo A + M: AICc= 666,07;  $w_i$ = 0,54; modelo M: AICc= 626,41;  $w_i$ = 0,46 (Figura 26 A). Por otro lado, el volumen vegetal exhibió mayores valores en bordes bajo manejo orgánico solo en 2012 (modelo M: AICc= -36,90;  $w_i$ = 0,51; modelo A + M: AICc= -35,55;  $w_i$ = 0,16; Figura 26 B). Para el porcentaje de suelo desnudo fueron seleccionados dos modelos, el modelo nulo (AICc= 575,2;  $w_i$ = 0,53) y manejo (AICc= 577,00;  $w_i$ = 0,22; Figura 26 A).



**Figura 26.** (A) Porcentajes (Media + ES) de la cobertura vegetal (Cv), materia orgánica (Mo) y suelo desnudo (Sd); (B) volumen vegetal (Media + ES), para los dos años de estudio (2012 y 2013). Bordes bajo manejo orgánico (barras azules) y convencional (barras rojas).

### 4.4.2. Hembras reproductivas

En la tabla 15 se muestra el número total de roedores capturados, observándose un total de 258 individuos pertenecientes a 6 especies, en 5.840 trampas noche. De esta manera, se contabilizó un total de 110 y 148 individuos en bordes de manejo convencional y orgánico respectivamente.



**Tabla 15.** Número total de individuos de seis especies de roedores, discriminados por sexo, y lugar de captura (bordes bajo manejo convencional y orgánico), para los dos años de muestro (2012 y 2013). Entre paréntesis se observa el porcentaje de hembras reproductivas.

Especies	Convencional		Orgánico	
	Macho	Hembra	Macho	Hembra
<i>A. azarae</i>	9	3(67)	7	6(83)
<i>C. laucha</i>	23	10(80)	40	12(92)
<i>C. musculus</i>	41	15(67)	43	21(86)
<i>M. musculus</i>	3	2(50)	7	7(57)
<i>O. flavescens</i>	2	0	3	2(50)
<i>O. rufus</i>	2	0	0	0
Total	80	30(70)	100	48(81)

La especie más capturada en ambos manejos fue *C. musculus*, registrándose 21 (70%) y 39 (81%) hembras reproductivas en manejo convencional y orgánico respectivamente.

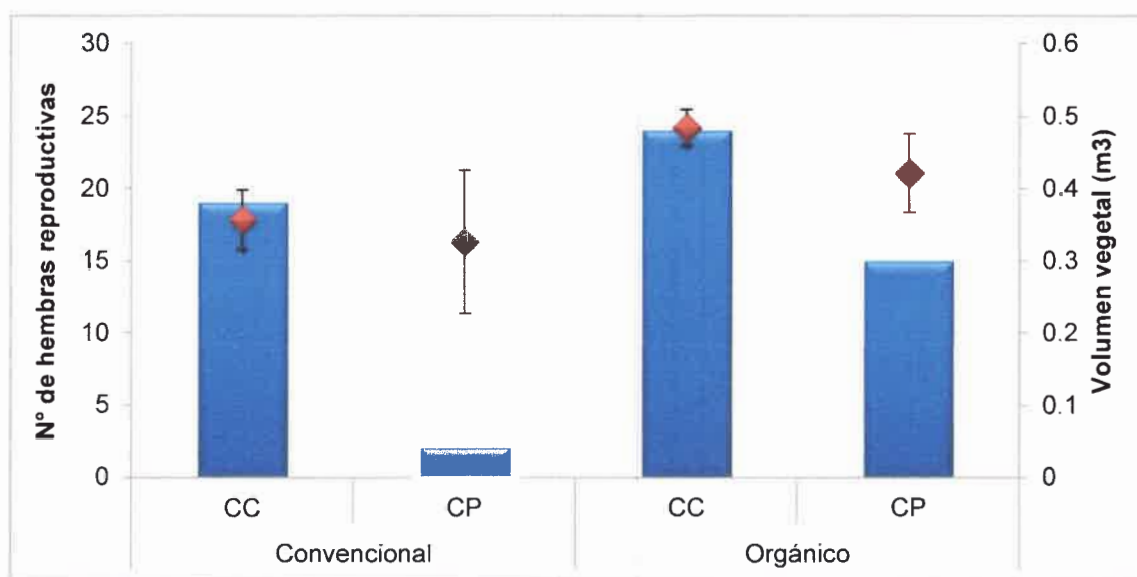
La tasa de celo postparto (Media  $\pm$  ES) de las totalidad de las hembras en bordes bajo manejo orgánico fue de  $0,56 \pm 0,01$ , mientras que para el manejo convencional fue de  $0,42 \pm 0,08$ . En cuanto a la proporción de hembras reproductivas (Media  $\pm$  ES) el valor fue de  $0,83 \pm 0,07$  y  $0,71 \pm 0,15$  para el manejo orgánico y convencional respectivamente.

Los análisis de los MLGM revelaron que dos modelos tuvieron similar soporte estadístico, en los cuales el manejo, uso asociado al lote y volumen vegetal, fueron los factores más importantes que afectaron el número de hembras reproductivas en los hábitat de borde (Tabla 16). La totalidad de los modelos se presentan en el ANEXO 2 al final del capítulo (Tabla 17).

**Tabla 16.** Selección de modelos, basada en comparaciones de AICc, de los Modelos Lineales Generalizados Mixtos que describen la actividad reproductiva de las hembras. M: manejo; Vv: volumen vegetal; Uso: uso de los lotes colindantes al borde.

Modelos	Parámetros	AICc	$\Delta AICc$	Peso
M + Uso + Vv	6	166,88	0,00	0,476
M + Uso	5	168,07	1,19	0,263

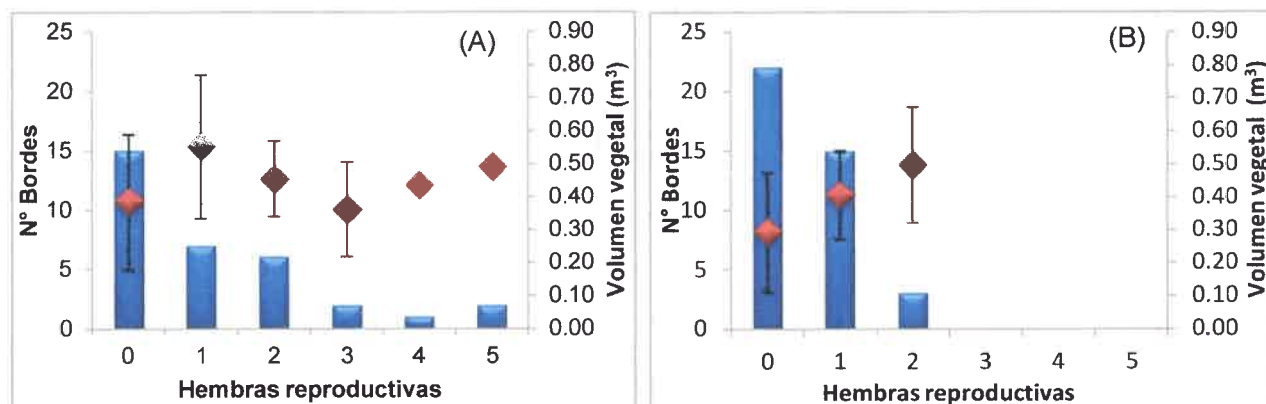
Se registraron más hembras reproductivas en hábitat de borde de manejo orgánico que en los convencionales. Además, independientemente del manejo se capturaron más en bordes con uso CC que CP. Por otro lado las diferencias en el número de hembras reproductivas con respecto al volumen vegetal fueron menos evidentes (Figura 27).



**Figura 27.** Número total de hembras reproductivas (barras azules) capturadas en bordes asociados a diferentes usos (CC: cultivo/cultivo y CP: cultivo/pastura) y volumen vegetal (Media ± ES) (rombos rojos) para los manejos orgánico y convencional.

El volumen vegetal fue analizado considerando el número de hembras reproductivas por borde. Mientras que en el manejo orgánico fueron capturadas hasta 5 hembras reproductivas en un mismo borde, en el manejo convencional nunca hubo más de dos por borde (Figura 28 A y B). El número de hembras reproductivas en bordes orgánicos fue

independiente del volumen vegetal, mientras que en el convencional se incrementó con el volumen vegetal (Figura 28 A y B).



**Figura 28.** Número de bordes con un el número de hembras reproductivas capturadas en los mismos (barras azules) y su volumen vegetal (Media  $\pm$  ES) asociado con dichos bordes, para (A) manejo orgánico y (B) manejo convencional.

Cuando se realizó un análisis discriminando las especies se observó que la especie más abundante (*C. musculinus*) fue la que más contribuyó al patrón general observado en el análisis global donde se incluyen todas las especies (ANEXO 2, Tabla 17, 18, 19, 20). La ausencia de modelos estadísticos claros para las otras especies podrían deberse al pequeño tamaño de muestra (Tabla 15).

## 4.5. Discusión

En los sistemas agrícolas, los hábitat de bordes proveen recursos potenciales para procesos ecológicos como la reproducción, en roedores y otras especies que ocupan estos hábitat, independientemente de su grado de especialización (Gelling et al. 2007, Sommaro et al. 2010, Gomez et al. 2011). Así, este estudio estuvo basado en la comparación de los efectos del manejo orgánico y convencional sobre la actividad reproductiva de roedores hembras en hábitat de bordes. Además, considerando que las hembras de cualquier especie de roedor seleccionan hábitat con suficiente comida y cobertura para criar su descendencia, y que los resultados muestran que las especies numéricamente dominantes fueron las mismas en las dos prácticas (*C. musculus*, *C. laucha* y *A. azarae*), es que se unieron todas las especies en un solo análisis.

Varios estudios han mostrado efectos positivos de los manejos orgánicos en la abundancia y diversidad de especies (Hole et al. 2005). Sin embargo, son escasos aquellos trabajos que analicen el efecto de las prácticas agrícolas sobre patrones demográficos tales como la reproducción. Así, este trabajo sería uno de los primeros en investigar el efecto de las prácticas orgánicas en los parámetros reproductivos de pequeños mamíferos. Este trabajo fue llevado a cabo durante el verano, estación donde se halla el pico de actividad reproductiva de los roedores de la región pampeana (Mills et al. 1992), y fue realizado en una amplia escala espacial, con establecimientos que variaron desde las 1.000 a 2.000 ha de tierras agrícola-ganaderas. La mayoría de las hembras capturadas pertenecieron a las dos especies de *Calomys* (*C. musculus* y *C. laucha*) mientras que *A. azarae* y *M. musculus* fueron las menos abundantes. A pesar de que las especies involucradas poseen diferentes sistemas de apareamiento: *C. musculus* promiscuo (Steinmann et al. 2009), *C. laucha* monógamo (Lacóni et al. 2000), y *M. musculus* y *A. azarae* poligínicos (Wolff 1985, Bonatto et al. 2012), el patrón general es que las hembras busquen activamente un hábitat que garanticen alimento y cobertura para criar su descendencia (Trivers 1972). De este modo, en este estudio se utilizó la actividad reproductiva de las hembras como un indicador de calidad de hábitat. Considerando que un manejo ambientalmente más “amigable” de los hábitat de borde incrementa la disponibilidad de comida y refugio para las especies de mamíferos silvestres en agroecosistemas (Brown 1999), es predecible que los hábitat de borde de campos bajo manejo orgánico puedan sostener una mayor abundancia de hembras reproductivas que aquellos bajo manejo convencional. Los resultados de esta tesis muestran que en bordes bajo manejo orgánico hubo un mayor número de hembras reproductivas y un mayor porcentaje de aprovechamiento de celo postparto que en los convencionales.

El número de hembras reproductivas en bordes estuvo principalmente determinado por el manejo agrícola, el uso asociado al borde y el volumen vegetal. En un estudio a un



escala espacial chica, Macdonald et al. (2007) registraron un mayor número de hembras reproductivas de *Apodemus sylvaticus* en campos bajo manejo orgánico que en convencionales. En Argentina, la exclusión de pesticidas sintéticos y fertilizantes inorgánicos es la diferencia fundamental entre estos dos sistemas de manejo agrícola. La reducción en la aplicación de agroquímicos incrementa la diversidad de plantas e invertebrados en los bordes de los cultivos (Tew et al. 1992). Campos bajo manejo orgánico registraron mayores abundancias y riqueza de malezas, independientemente del cultivo del lote (Hole et al. 2005). Frieben y Kopke (1995) registraron que el número medio de especies de malezas tanto en el borde como en el cultivo fue dos veces más grande en campos bajo manejo orgánico que en convencionales. De manera similar Hald (1999) observó que la densidad de vegetación diferente al cultivo en el manejo convencional fue aproximadamente un tercio de la observada en campos orgánicos. En consecuencia, los cultivos son menos densos y las comunidades de invertebrados son más abundantes y diversas en estos últimos (Macdonald et al. 2000). Aunque estos resultados fueron obtenidos para sistemas agrícolas europeos, también pueden aplicarse a campos orgánicos de Argentina. Así, todas las características descritas anteriormente hacen que los campos orgánicos en general, y en particular sus bordes, sean hábitat más adecuados para la reproducción de las hembras de pequeños mamíferos, debido a que ellos proveen una gran disponibilidad de alimento y cobertura. Estos resultados claramente apoyan que los bordes de manejo orgánico, con mayor cobertura verde, registraron una mayor actividad reproductiva de las hembras (Figura 26 y 27).

Otro resultado importante de resaltar es la relación entre el número de hembras reproductivas en los bordes y el volumen vegetal. Los bordes de campos bajo manejo convencional tuvieron una menor cantidad de hembras reproductivas, las cuales estuvieron restringidas a bordes con un alto volumen vegetal. La mayor parte del volumen vegetal en el manejo convencional estuvo constituida por materia orgánica, haciendo que estos hábitat de bordes sean de menor calidad para la reproducción de las hembras. Por lo contrario, en el manejo orgánico, el volumen vegetal estuvo principalmente compuesto por cobertura verde, constituyendo así una mayor calidad de hábitat para las hembras reproductivas (Figura 27 y 28).

Se observó un bajo número de hembras reproductivas en bordes con pasturas independientemente del manejo (Figura 27). Estos resultados podrían ser debido al hecho que el ganado influye en la cantidad y calidad de la vegetación, modificando el uso del hábitat de los roedores (Arsenault & Owen-Smith 2002). La actividad ganadera remueve tanto la vegetación viva como la muerta (Altesor et al. 2006) y produce compactación del suelo, erosión y modificación de los nutrientes (Steffens et al. 2008). Los impactos negativos de la actividad ganadera sobre la diversidad y abundancia de pequeños

mamíferos ya han sido reportados previamente (Moser & Witmer 2000). Keesing (1998) observó una alta tasa de reclutamiento de pequeños mamíferos, como resultado de un mayor número de hembras en hábitat no pastoreados que en los pastoreados.



#### 4.6. Conclusiones

Se confirmó la hipótesis de que en bordes asociados a manejo orgánico la actividad reproductiva de hembras de roedores es mayor que en los bordes de campo con manejo convencional. Los bordes de los campos orgánicos proveen hábitat de calidad para la reproducción y persistencia de las poblaciones. Este hallazgo tiene varias implicancias, entre las cuales se puede mencionar el beneficio potencial para el éxito reproductivo de depredadores, dado que los pequeños mamíferos representan un importante recurso presa. Así, los campos orgánicos podrían ser claves en la conservación de la complejidad de las cadenas tróficas de los agroecosistemas. Sin embargo, es ampliamente conocido que dichas prácticas, más amigables con el medio ambiente, deben ser consideradas en el contexto de paisaje (Batáry et al. 2010). Por lo tanto, un incremento en el área de tierras bajo manejo orgánico, como plan para la conservación de la biodiversidad, solo tendría un impacto importante en paisajes simples (Tschardt et al. 2005), como sería el caso de los agroecosistemas de Argentina, los cuales están sujetos a una alta intensidad de uso de la tierra.

Del presente capítulo se conformó el siguiente trabajo científico (sección:  
Publicaciones derivadas de la tesis):

Coda, J., Gomez, D., Steinmann, A. R., Priotto, J. (2014). The effects of agricultural management on the reproductive activity of female rodents in Argentina. *Basic and Applied Ecology*. doi:10.1016/j.baae.2014.06.005.

Link: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1439179114000668>

## 4.7. ANEXO 2

**Tabla 17.** Conjunto de Modelos Lineales Generalizados Mixtos totales que describen la actividad reproductiva de las hembras. M: manejo; Vv: volumen vegetal; Uso: uso de los lotes colindantes al borde; A) año.

Modelos	Parámetros	AICc	$\Delta$ AICc
M + U + Vv	6	166,883	0,000
M + U	5	168,074	1,190
Y + M + U + Vv	8	169,186	2,303
A + M + U	7	170,372	3,489
M + Vv	4	174,452	7,568
M	3	176,274	9,391
A + M + Vv	6	176,480	9,597
U + Vv	4	176,527	9,644
A + M	5	178,514	11,630
A + U + Vv	6	178,732	11,849
Vv	2	179,335	12,452
A + Vv	4	181,272	14,389
U	3	182,202	15,318
A + U	5	184,441	17,557
Nulo	2	184,673	17,790
A	3	186,849	19,966

**Tabla 18.** Conjunto de Modelos Lineales Generalizados Mixtos totales que describen la actividad reproductiva de *Calomys musculinus*. M: manejo; U: uso a ambos lados del borde; Vv: volumen vegetal; A: año.

Modelos	Parámetros	AICc	$\Delta$ AICc
M + U + Vv	6	116,735	0,000
M + U	5	116,947	0,211
A + M + U + Vv	8	118,141	1,406
A + M + U	7	118,747	2,012
M + Vv	4	121,282	4,547
U + Vv	4	121,647	4,912
M	3	122,030	5,295
A + M + Vv	6	122,046	5,311
Vv	2	122,546	5,811
A + U + Vv	6	123,020	6,284
A + Vv	4	123,404	6,668
A + M	5	123,717	6,982
U	3	124,997	8,262
Nulo	2	125,579	8,844
A + U	5	126,592	9,857
A	3	127,160	10,425

**Tabla 19.** Conjunto de Modelos Lineales Generalizados Mixtos totales que describen la actividad reproductiva de *Calomys laucha*. M: manejo; U: uso a ambos lados del borde; Vv: volumen vegetal; A: año.

Modelos	Parámetros	AICc	$\Delta$ AICc
Nulo	2	97,428	0,000
Vv	2	98,148	0,720
A	3	98,153	0,725
M	3	98,427	1,000
A + M	5	98,993	1,566
A + Vv	4	99,198	1,770
U	3	99,604	2,176
M + Vv	4	99,690	2,262
M + U	5	100,224	2,796
U + Vv	4	100,383	2,955
A + U	5	100,390	2,963
A + M + Vv	6	100,719	3,292
A + M + U	7	100,934	3,507
A + U + Vv	6	101,501	4,073
M + U + Vv	6	101,681	4,254
A + M + U + Vv	8	102,791	5,364

**Tabla 20.** Conjunto de Modelos Lineales Generalizados Mixtos totales que describen la actividad reproductiva de *Akodon azarae*. M: manejo; U: uso a ambos lados del borde; Vv: volumen vegetal; A: año.

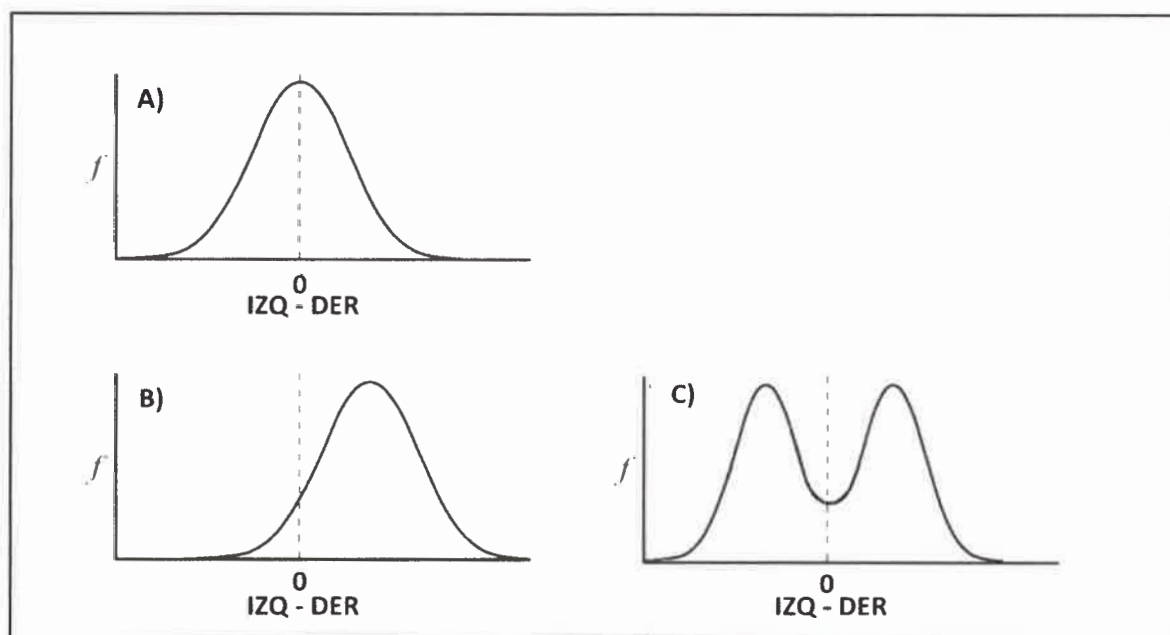
Modelos	Parámetros	AICc	$\Delta$ AICc
M + U	5	52,324	0,000
Vv	2	52,355	0,031
Nulo	2	52,381	0,057
M	3	52,588	0,264
A + Vv	4	52,901	0,576
A	3	53,310	0,986
A + M + U	7	53,404	1,080
M + Vv	4	53,419	1,095
M + U + Vv	6	53,508	1,184
A + M	5	53,782	1,458
A + M + Vv	6	53,785	1,461
U + Vv	4	53,900	1,576
U	3	53,980	1,656
A + M + U + Vv	8	54,000	1,676
A + U + Vv	6	54,709	2,385
A + U	5	54,848	2,524



**CAPÍTULO V: CONDICIÓN  
CORPORAL Y ASIMETRÍA  
FLUCTUANTE**

## 5.1. Introducción

El estrés ambiental causado por actividades humanas tiene efectos significativos sobre las poblaciones animales (Pimm et al. 1995, Hughes et al. 1997). Lazic et al. (2013) han propuesto que es crucial para la biología de la conservación obtener indicadores sensibles que puedan ser implementados para detectar signos de disturbios en la población antes de que ocurran cambios demográficos irreversibles. Debido a que la precisión en el desarrollo es afectada por un amplio rango de estresores, el grado de inestabilidad del desarrollo ha sido sugerido como un buen indicador de disturbios (Palmer & Strobeck 1986, Palmer 1994, Beasley et al. 2013). La inestabilidad del desarrollo de un organismo está reflejada en la capacidad de producir una forma ideal bajo una determinada serie de condiciones particulares (Zakharov 1992). Cuanto menor sea su estabilidad mayor será la probabilidad de que se aleje de la forma ideal, pero raramente podemos conocer cuál es esa forma ideal. Sin embargo las estructuras bilaterales en organismos bilateralmente simétricos ofrecen una forma ideal concreta, la simetría perfecta, con la que pueden compararse las distintas desviaciones (Cuervo 2000). Existen tres clases de asimetría bilateral: la asimetría fluctuante (AF), que corresponde a pequeñas desviaciones al azar de rasgos bilateralmente simétricos (Figura 29 A), la asimetría direccional (AD), que ocurre cuando el valor de uno de los lados del rasgo es más grande que el otro (distribución normal con media distinta de cero) (Figura 29 B); y la antisimetría (An), que corresponde al caso en que los rasgos presentan una distribución bimodal con media cero (Figura 29 C) (Palmer & Strobeck 1986, Palmer 1994)



**Figura 29.** Distribuciones de frecuencias comunes para las diferencias entre los valores del lado izquierdo (IZQ) y derecho (DER) de un rasgo bilateral, expresadas como la diferencia IZQ - DER: A) asimetría fluctuante, B) asimetría direccional y C) antisimetría.

Estos tres tipos de asimetrías son producidas por diferentes mecanismos fisiológicos que operan en el control del desarrollo de estructuras particulares (Leary & Allendorf 1989). Según varios autores la AF es considerada como la única forma de asimetría que puede ser utilizada como indicador de estrés (Palmer & Strobeck 1986, Leary & Allendorf 1989). Palmer y Strobeck (2003) plantean que el uso de la AF como indicador implica varios desafíos tales como: a) algunas variaciones fenotípicas pueden surgir por otras razones más allá de la inestabilidad del desarrollo; b) los descriptores de la AF con frecuencia presentan una baja repetibilidad; c) las desviación de la simetría a menudo son tan pequeñas que son difíciles de medir con precisión; d) la medida del error y el tamaño de la característica medida interactúan de manera compleja; e) los test de desviación de la normalidad de AF con signo son débiles para muestras pequeñas. Debido a esto es que se hace imprescindible un minucioso preanálisis de los valores de AF antes de evaluar este índice como una respuesta a la inestabilidad del desarrollo por estrés.

En los últimos tiempos la AF se ha vuelto un método popular para medir respuestas fenotípicas al estrés ambiental (Hopton et al. 2009, Lazić et al. 2013, Alves-Silva & Del-Claro 2013, Beasley et al. 2013, Maestri et al. 2015). Debido a que es el mismo genoma el que controla el desarrollo del lado izquierdo y derecho de los rasgos bilaterales y a que ambos lados se desarrollan en el mismo ambiente, un incremento significativo de los niveles

de AF podría estar indicando que los individuos están teniendo dificultades para mantener un desarrollo preciso, resultando en efectos negativos sobre la población con el correr del tiempo (Markow 1995). Varios estudios han reportado AF en plantas y animales expuestos a diferentes tipos de estrés. En estos estudios, la manipulación de la temperatura (Bubly et al. 2000), disponibilidad de agua (Talloen et al. 2004), contaminantes (Graham et al. 1993), comida (Sciulli et al. 1979, Swaddle & Witter 1994), densidad de poblacional (Imasheva et al. 1999), fragmentación de hábitat (Anciaes & Marini 2000, Marchand et al. 2003), predadores (Stoks 2001), parásitos y patógenos (Brown & Brown 2002, Bize et al. 2004), urbanización (Lazić et al. 2013), endogamia e hibridación (Waldmann 2001) resultaron en un incremento de AF. Específicamente, en pequeños mamíferos silvestres, altos niveles de AF han sido asociados con fragmentación de hábitat (Wauters et al. 1996, Marchand et al. 2003, Teixeira et al. 2006), desastres naturales (Hopton et al. 2009) y remoción de vegetación (Badyaev et al. 2000). En experimentos con ratas de laboratorio Sciulli et al. (1979) expusieron hembras preñadas a distintas combinaciones de estrés (calor, frío, ruido y privación de proteínas). Estos autores hallaron un aumento de la AF de las descendencias, para todas las combinaciones de estrés en relación a las del grupo control. Originalmente los trabajos de AF fueron realizados mediante técnicas invasivas, donde se utilizan principalmente cráneos con el consecuente sacrificio de los individuos. Trabajos más recientes (Wauters et al. 1996, Cuervo & Restrepo 2007, Lazić et al. 2013) han aplicado técnicas no invasivas utilizando medidas exomorfológicas, permitiendo realizar una evaluación de los individuos sin sacrificarlos.

Las relaciones alométricas definidas, en un sentido amplio, como las relaciones de tamaño y sus consecuencias anatómicas, fisiológicas y ecológicas (Gould 1966, Klingenberg 1996), pueden influenciar y ser influenciadas por adaptaciones ecológicas a factores ambientales (Rosalino et al. 2013). Considerando que la condición corporal representa un conjunto de factores que incluye el estado nutricional, estado sanitario, experiencia y desgaste fisiológico (Schluter & Gustafsson 1993), ésta podría reflejar el "fitness" del individuo y sería un buen indicador del estrés ambiental al que se halla sometido (Peig & Green 2009). Existe una gran evidencia del uso de índices corporales como herramienta para medir el efecto de ambientes disturbados por urbanización, realizados la mayoría de ellos en aves (Bókony et al. 2012). Estudios recientes, realizados en gorriones, han demostrado que el tamaño y la masa corporal de los adultos en la temporada no reproductiva es menor en las poblaciones más urbanizadas (Liker et al. 2008, Fokidis et al. 2008, Bókony et al. 2010). Específicamente, Bókony et al. (2010), observaron que los gorriones adultos en zonas urbanas tiene un menor tamaño y peso comparado con animales coespecíficos provenientes de hábitat rurales. En otro trabajo experimental realizado en aves, Crino et al. (2013) hallaron que los pichones expuestos a estrés sonoro

(ruidos de tráfico) presentaron un menor condición corporal. En mamíferos Patton y Brylski (1987) hallaron en *Thomomys bottae* diferencias en tamaño corporal en relación a características del hábitat.

El manejo orgánico, involucra prácticas similares a los manejos tradicionales debido a que posee mayores niveles de heterogeneidad, y contiene mayores densidades de hábitat sin cultivar comparado con el manejo convencional. Estudios llevados a cabo en plantas, insectos, aves y mamíferos han mostrado que la agricultura orgánica puede contrarrestar los efectos negativos de la intensificación agrícola (Beecher et al. 2002, Roschewitz et al. 2005, Holzschuh et al. 2006, Macdonald et al. 2007, Fischer et al. 2011). En un trabajo realizado en nuestro país, Coda et al. (2014, Capítulo 4) observaron una mayor actividad reproductiva en hembras de roedores en bordes de cultivo de manejo orgánico que en los bordes de manejo convencional. Estos resultados indican que los bordes del manejo orgánico proporcionan un hábitat de mayor calidad para la reproducción y persistencia de las poblaciones de roedores. En un trabajo posterior los mismos autores hallaron una respuesta diferencial en las abundancias de las especies numéricamente dominantes, en manejo orgánico y convencional (Coda et al., 2015, Capítulo 3). Si bien no observó un efecto en la riqueza de especies, hubo una influencia positiva en la abundancia de la especie especialista *A. azarae* y no se observó una efecto consistente en la abundancia de las especies generalistas (*C. musculus* y *C. laucha*). La influencia del manejo orgánico sobre la abundancia de una especie especialista (mayores requerimientos de hábitat) como lo es *A. azarae*, estaría reafirmando la hipótesis de que los bordes de cultivo en el manejo orgánico poseen una mayor calidad que los del manejo convencional. En base a estos resultados es imprescindible plantear el uso de indicadores sensibles, los cuales puedan ser implementados para detectar signos de disturbios en la población antes de que los componentes del fitness se vean afectados y ocurran cambios demográficos irreversibles (Lazić et al. 2013). Un amplio rango de indicadores de estrés han sido usados en animales para detectar disturbios, a través de exámenes moleculares, celulares, histológicos y/o características morfológicas, tanto a nivel individual como poblacional (John & Shugart 1990). Sin embargo muchos de estos métodos son muy costosos, consumen mucho tiempo y son invasivos. El estudio y aplicación de métodos no invasivos, como las medidas exomorfológicas (AF y CC), son cruciales para aportar técnicas de validación en estudios de conservación y preservación de biodiversidad.

## 5.2. Hipótesis

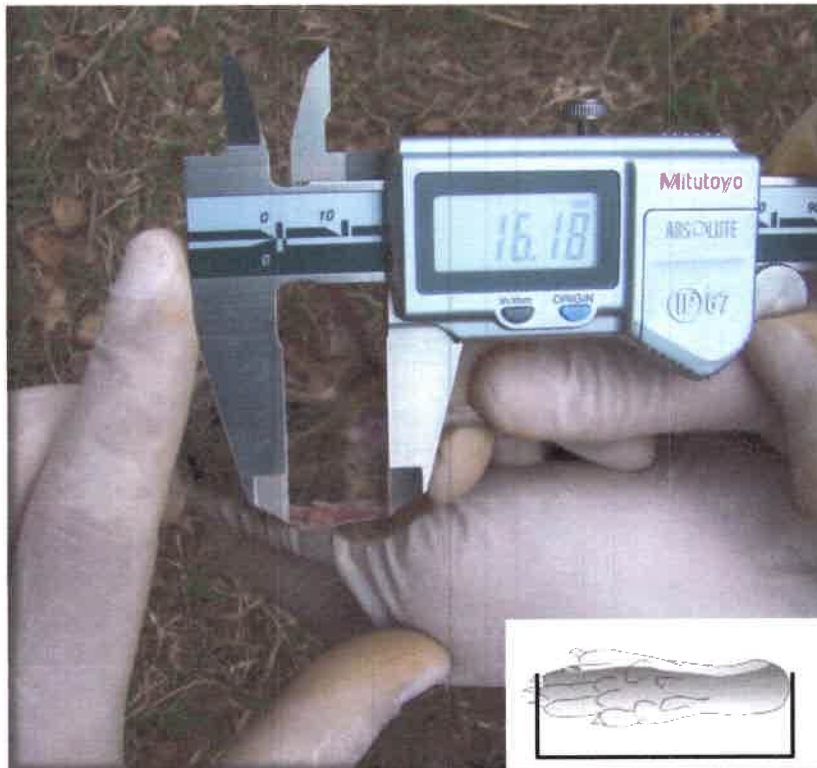
- En campos bajo manejo orgánico los individuos presentan un menor grado de asimetría fluctuante que en campos bajo manejo convencional.
- En campos bajo manejo orgánico los individuos presentan una mejor condición corporal que en campos bajo manejo convencional.



### 5.3. Materiales y Métodos

#### 5.3.1. Asimetría Fluctuante

Para el análisis de AF se utilizaron las tres especies más numerosas: *C. musculus*, *C. laucha* y *A. azarae*. Durante CA2 (2012-2013) se incorporaron a las mediciones exomorfológicas, las mediciones para evaluar AF de los individuos capturados en los dos manejos agrícolas. Puesto que se trata de evaluar la inestabilidad en el desarrollo de los ejemplares por medio de las AF es necesario estimar el error de medición asociado a las diferencias entre estructuras bilaterales. Para ello se tomaron las medidas de la longitud de las patas traseras, tanto izquierda como derecha (ambas medidas se tomaron desde el talón hasta el extremo anterior del dedo más largo, sin incluir la uña) (Figura 30).



**Figura 30.** Medición de la pata trasera para obtención de las medidas de asimetría fluctuante.

Para el registro de la longitud de las patas se procedió a tomar las medidas en tres oportunidades siguiendo el protocolo: izquierda-derecha, derecha-izquierda e izquierda-derecha (protocolo modificado de Wauters et al., 1996), utilizando un calibre digital (error:

0.01 mm, Mitutoyo Digimatic series 500). Las medidas fueron realizadas siempre por la misma persona y el calibre fue llevado a cero después de medir cada pata dentro del protocolo.

### 5.3.2. Condición Corporal

Al igual que para la AF, para los análisis se utilizaron las tres especies más numerosas: *C. musculus*, *C. laucha* y *A. azarae*. Para este índice, a diferencia de AF, se utilizaron animales pertenecientes a los dos ciclos anuales. Para determinar la condición corporal de los individuos se utilizaron las siguientes medidas corporales: largo total (desde el extremo anterior del hocico hasta la punta de la cola), largo de cola (desde el punto de inserción de la cola al cuerpo hasta la última vertebra caudal) y peso corporal. Como estimador de los índices de condición corporal, se utilizó el índice de masa escalado de la condición corporal ( $M_i$ ) (Peig & Green 2009). Se realizaron regresiones lineales del logaritmo natural del peso corporal en función del logaritmo natural del largo corporal, ajustado por una estandarización de los ejes mayores (SMA) o regresión de tipo II. Luego se seleccionaron los datos que no presentaron anomalías (previa inspección de la relación entre largo del cuerpo y peso corporal). Una vez obtenida la pendiente de la regresión  $b_{SMA}$ , ésta paso a formar parte de la ecuación para obtener el índice de masa escalado:  $M_{i\text{estimado}} = M_i \cdot [L_o/L_i]^{b_{SMA}}$ . Donde  $M_{i\text{estimado}}$  es el índice de masa escalado individual;  $M_i$  es el peso corporal;  $L_o$  es la media del largo corporal;  $L_i$  es el valor individual del largo corporal, y  $b_{SMA}$  es el valor de la pendiente resultante de la regresión lineal. Con el fin de evitar una sobrestimación del peso debido a la preñez, solo se calcularon los índices corporales para los machos.

### 5.3.3. Análisis estadístico de los datos

#### 5.3.3.1. Asimetría fluctuante

A continuación se describe el conjunto de análisis estadísticos que se llevaron a cabo para cada especie. Se realizó un ANOVA con la longitud de la pata como variable dependiente y cada individuo como clase (tamaño de la muestra en cada clase = 3). A partir de ello se calculó el coeficiente de correlación intraclase  $r_i$ ; cuando  $r_i$  es grande, la variación entre individuos es mucho más grande que dentro de cada individuo. Valores de correlación intraclase para las patas traseras derecha  $r_i = 0,92$ , e izquierda  $r_i = 0,87$  de *C. musculus*; patas traseras derecha  $r_i = 0,85$ , e izquierda  $r_i = 0,89$  de *C. laucha*; patas traseras derecha  $r_i = 0,88$ , e izquierda  $r_i = 0,82$  de *A. azarae*. Posteriormente se realizó un ANOVA mixto en el

cual individuo y lado (pata izquierda y derecha, con tres medidas repetidas cada una) fueron incluidos como factor aleatorio y fijo respectivamente (Palmer y Strobeck 2003). La significancia estadística del termino lado sugiere AD (Palmer y Strobeck, 2003), mientras que la significancia de la interacción (individuo \* lado) sugiere la presencia de asimetría o An. Para determinar los niveles absolutos de AF ( $|DERECHA - IZQUIERDA|$ ) se calculó la diferencia entre la media de la pata derecha e izquierda para cada individuo. Por otro lado, se inspeccionó la distribución de la asimetría con signo. La Normalidad fue evaluada utilizando la prueba de Shapiro-Wilk, y para comprobar si la media se desviaba de cero se aplicó la prueba de la t. Posteriormente se realizó un análisis de regresión para analizar la relación entre la AF y el peso (para determinar la dependencia en relación al tamaño del cuerpo) y largo de la pata (para determinar la dependencia de la AF en relación al tamaño del rasgo). Finalmente, para evaluar la AF, se llevó a cabo un ANOVA de dos vías incluyendo al sexo y al manejo como factores fijos. Todos los análisis fueron llevados a cabo utilizando el software R 3.0.2 (R Development Core Team, 2013).

#### 5.3.3.2. Condición Corporal

Los índices corporales de cada especie fueron analizados mediante la aplicación de un ANOVA mixto donde el factor fijo fue el manejo y ciclo (CA1 y CA2) el factor aleatorio. Todos los análisis fueron llevados a cabo utilizando el software R 3.0.2 (R Development Core Team, 2013).

## 5.4. Resultados

### 5.4.1. Asimetría fluctuante

Para el análisis de AF se utilizaron 325 individuos pertenecientes a las 3 especies más capturadas: *C. musculinus*, *C. laucha* y *A. azarae*. El número de individuos se muestra en la Tabla 21.

**Tabla 21.** Número de individuos analizados pertenecientes a las tres especies dominantes en el manejo orgánico y convencional, discriminados por sexo.

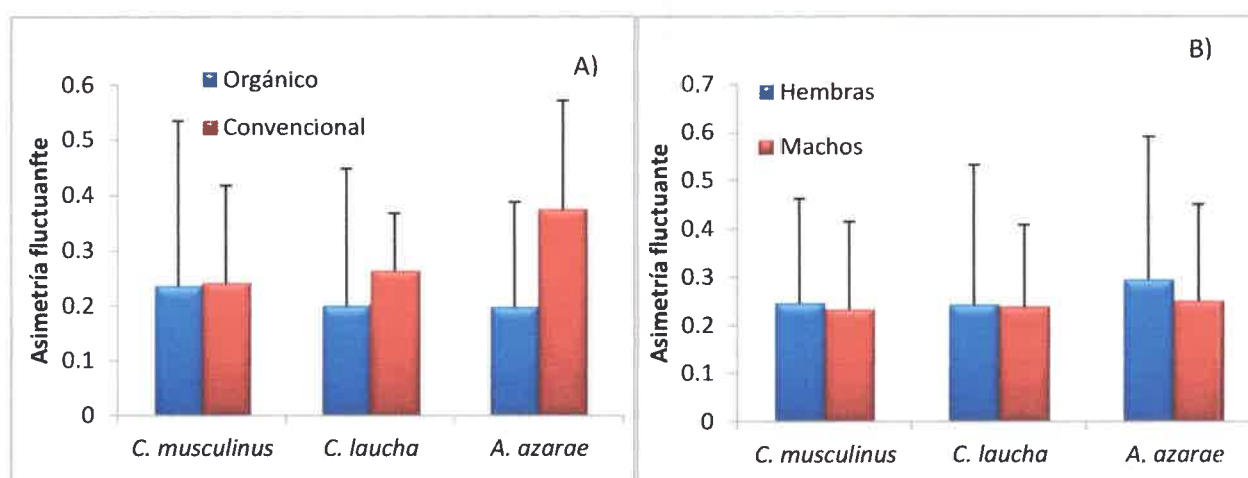
	Orgánico	Convencional
Especies	Individuos (machos / hembras)	
<i>Akodon azarae</i>	30 (15 / 15)	22 (12 / 10)
<i>Calomys musculinus</i>	110 (76 / 34)	105 (60 / 45)
<i>Calomys laucha</i>	21 (13 / 8)	36 (28 / 8)

La interacción lado \* individuo del ANOVA mixto fue significativa para las tres especies: *C. musculinus*,  $F_{1,643} = 1,463$ ,  $p = 0,000$ ; *C. laucha*  $F_{1,169} = 1,746$ ,  $p = 0,002$ ; *A. azarae*  $F_{1,154} = 1,836$ ,  $p = 0,002$ . La distribución de la AF en *C. musculus* y *A. azarae* fue normal y con media cero (Shapiro-Wilk tests,  $p > 0,05$ ; t-tests,  $p > 0,05$ ). En *C. laucha* la distribución de la AF no fue normal, sin embargo la media no difirió de cero (Shapiro-Wilk tests,  $p < 0,05$ ; t-tests,  $p > 0,05$ ). Las regresión del valor absoluto de AF sobre el peso y la longitud de la pata mostraron una independencia de la AF con el tamaño en las tres especies (Tabla 22).

**Tabla 22.** Resultados obtenidos de la regresión lineal de los valores absolutos de AF sobre el peso y la longitud de la pata

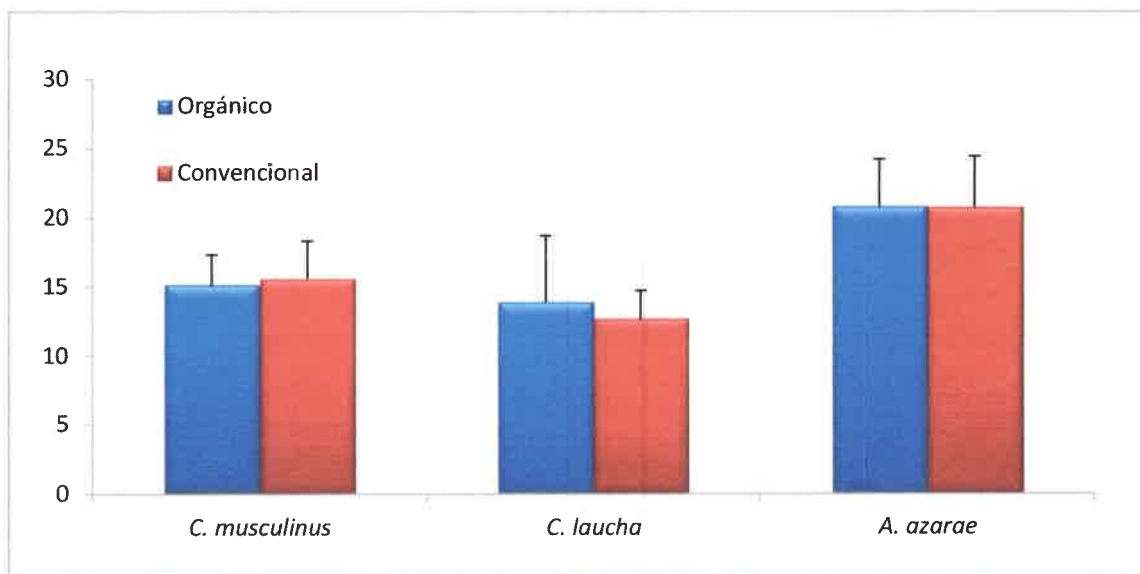
Especies	Peso			Longitud de la pata		
	<i>F</i>	<i>R</i>	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>r</i>	<i>p</i>
<i>Calomys musculinus</i>	0,189	-0,004	0,664	1,443	0,002	0,231
<i>Calomys laucha</i>	3,636	0,045	0,062	0,698	-0,005	0,407
<i>Akodon azarae</i>	0,149	-0,017	0,701	0,128	-0,017	0,722

Para el análisis de AF en relación al manejo y sexo, los datos de *C. musculinus* y *A. azarae* fueron transformados con el fin de cumplir con el supuesto de homogeneidad de varianza. Para *C. laucha* se llevó a cabo una prueba de Mann-Whitney debido a que no se cumplieron bajo ninguna transformación los supuestos de ANOVA. No se observaron diferencias significativas en el grado de AF por manejo para *C. musculinus* y *C. laucha* ( $F_{1,211} = 0,011$ ,  $p = 0,916$ ;  $W = 408,5$ ,  $p = 0,620$ , respectivamente) ni por sexo ( $F_{1,211} = 0,214$ ,  $p = 0,644$ ;  $W = 408,5$ ,  $p = 0,620$ , respectivamente) (Figura 31 A y B). En *A. azarae*, si bien no se registraron diferencias entre sexos, si se registraron en relación al manejo; los individuos pertenecientes al manejo convencional presentaron un mayor grado de AF que los pertenecientes al manejo orgánico (manejo:  $F_{1,48} = 7,208$ ,  $p = 0,010$ ; sexo:  $F_{1,48} = 0,114$ ,  $p = 0,737$ ) (Figura 31 A y B).

**Figura 31.** Valores de asimetría fluctuante (Media $\pm$ ES) de las patas traseras, A) en manejo convencional y orgánico y B) discriminado por sexo; para las tres especies de estudio: *C. musculinus*, *C. laucha* y *A. azarae*.

## 5.4.2. Condición corporal

Para el estudio de la condición corporal fueron analizados un total de 190 animales: 91 *C. musculus*, 65 *C. laucha*, 34 *A. azarae*. Para *C. musculus* y *C. laucha* los índices fueron transformados a logaritmo natural para cumplir con los supuestos del ANOVA. Ninguna de las especies presentó diferencias en los índices corporales entre los dos manejos (*C. musculus*:  $F_{1,88} = 0,155$ ,  $p = 0,695$ ; *C. laucha*:  $F_{1,62} = 3,180$ ,  $p = 0,079$ ; *A. azarae*:  $F_{1,31} = 0,048$ ,  $p = 0,828$ ) (Figura 32).



**Figura 32.** Índice corporal (Media±ES) discriminado por manejo, para las tres especies numéricamente dominantes: *C. musculus*, *C. laucha* y *A. azarae*.



## 5.5. Discusión

La cuantificación del fitness de un individuo es uno de los objetivos más importantes en la ecología evolutiva y a su vez, uno de las más difíciles de llevar a cabo. El fitness posee una definición teóricamente simple, pero la medida práctica de éste se vuelve rápidamente una tarea multidimensional y compleja (Endler 1986). Existe la necesidad de contar con un índice simple de fitness que pueda ser medido en un punto específico de tiempo, y pueda evitar una evaluación completa de todos los factores selectivos que se encuentran presentes en el hábitat de un individuo (Campbell et al. 1998, Bergstrom & Reimchen 2000). El grado de AF de características morfológicas bilaterales puede proveer un indicador valioso del estrés ambiental/genético de las poblaciones animales (Leary & Allendorf 1989, Wauters et al. 1996, Lazić et al. 2013). Un gran número de estudios han mostrado una relación positiva entre la AF y el estrés ambiental en roedores (Leamy 1984, Pankakoski 1985, Wauters et al. 1996, Nunes et al. 2001, Marchand et al. 2003, Oleksyk et al. 2004, Teixeira et al. 2006).

En esta tesis se utilizó una técnica no invasiva para medir el grado de AF en roedores y se evaluó el efecto de los manejos agrícolas sobre la estabilidad del desarrollo. La metodología que se empleó presenta la ventaja de obtener información morfológica sin la necesidad de sacrificar los animales. Los resultados muestran que el grado de AF en relación a los manejos agrícolas varió por especie. Se observaron mayores valores de AF en los individuos de la especie especialista *A. azarae* capturados en campos bajo manejo convencional, mientras que los individuos de las especies generalistas, *C. musculus* y *C. laucha*, no presentaron diferencias entre los dos manejos agrícolas. En cuanto a la condición corporal no se hallaron diferencias entre los dos manejos para ninguna de las especies analizadas.

El estrés antrópico producido por el manejo convencional a través del uso de pesticidas sintéticos y fertilizantes solubles, incrementaría la inestabilidad del desarrollo en las poblaciones animales. Particularmente en Argentina los disturbios producidos por el manejo convencional serían muy estresantes debido al hecho que el control de malezas depende exclusivamente del uso de agroquímicos. Además, los hábitat de borde en este manejo frecuentemente reciben, de forma intencional o no, herbicidas de los lotes aledaños (Ghersa et al. 2002, de la Fuente et al. 2010). Por otro lado el manejo orgánico, sin uso de agroquímicos está caracterizado por prácticas de labranza mecánica para el control de malezas así también como por una ausencia de manejo de los bordes. De este modo, este manejo se presenta como una alternativa ambientalmente más amigable que el manejo convencional debido a que produce un menor estrés ambiental en las poblaciones animales. La mayor calidad y adecuación de los cultivos y sus bordes en campos orgánicos

ya ha sido documentada para los agroecosistemas argentinos. Los bordes de campos orgánicos con altos porcentajes de cobertura verde registraron una mayor cantidad de hembras reproductivas (Coda et al. 2014) y una mayor abundancia de especies especialistas (Coda et al. 2015).

La menor AF registrada para los individuos de *A. azarae* en los campos orgánicos estaría explicada por una mayor posibilidad de dispersión de esta especie en un hábitat más continuo. En los paisajes simples como los agroecosistemas argentinos, los campos bajo manejo orgánico, con exclusión de pesticidas sintéticos, poseen más recursos (cobertura y comida) para los pequeños mamíferos tanto en sus bordes como en los cultivos, incrementando así la conectividad entre hábitat. Marchand et al. (2003) hallaron que los individuos pertenecientes a la especie especialista *Myodes glareolus* presentaron menores valores de AF en bordes extensos y conectados de áreas no disturbadas en relación a bordes fragmentados de áreas disturbadas. Las prácticas agrícolas intensivas como las que se emplean en el manejo convencional, producen campos de cultivo con escasa cobertura de malezas y bordes de baja calidad, los cuales no conectarían hábitat adecuados para las poblaciones de pequeños mamíferos ni proveerían refugio contra los predadores. Esto produciría pequeñas subpoblaciones, más o menos aisladas, en las cuales los individuos sufrirían tanto estrés genético como ambiental (Wauters et al., 1996). Análisis de la estructura genética espacial en *A. azarae* muestran que la presencia de barreras tales como campos de cultivo restringen la dispersión de esta especie en los agroecosistemas, lo cual explicaría un incremento de la consanguinidad (Vera 2014) que podría verse reflejado en un aumento de la AF de los individuos de esta especie.

A pesar que la hipótesis de aumento de AF por consanguinidad parece ser la más adecuada para *A. azarae* es relevante considerar otras alternativas. Los pequeños mamíferos de los campos orgánicos pueden verse beneficiados por un aumento de alimento el cual estaría relacionado con la ausencia de agroquímicos. Contrariamente se ha demostrado la disminución en la disponibilidad de alimento (invertebrados y banco de semillas) debido al uso de agroquímicos en el manejo convencional (Hole et al. 2005, Bengtsson et al. 2005, Winqvist et al. 2012, Tuomisto et al. 2012, Gonthier et al. 2014). Esto podría producir un estrés nutricional y un consecuente aumento de la AF en especies especialistas como *A. azarae*. Algunos estudios experimentales han mostrado que el estrés nutricional causa inestabilidad del desarrollo en aves y roedores (Sciulli et al. 1979, Swaddle & Witter 1994). Sin embargo, cuando se midió la condición corporal (medida como la relación entre peso y longitud de los machos) se halló que las poblaciones de *A. azarae* tienen similar condición corporal entre los dos manejos. Esta falta de efecto del manejo sobre la condición corporal podría estar dada debido al hecho que en la estimación del índice, las hembras fueron descartadas del análisis para evitar desviaciones por preñez.

Considerando los altos costos asociados a la preñez, lactancia y crianza, las hembras generalmente invierten más en sus crías que los machos y compiten con otras hembras por la comida y el espacio, mientras que los machos compiten por el acceso a hembras reproductivas (Trivers 1972, Steinmann et al. 2009). Se ha documentado que las hembras de *A. azarae* tienen un mayor consumo de invertebrados como recurso de proteínas cumpliendo así con los requerimientos nutricionales para la reproducción (Bilenca y Kravetz 1998). Así el efecto del tipo de manejo sobre la condición corporal sería más esperado en hembras que en machos.

Los individuos de *C. musculus* y *C. laucha* no mostraron diferencias tanto en la AF como en la condición corporal entre los dos manejos. Ambas especies han sido descritas como las más oportunistas y generalistas del ensamble, debido a que muestran un amplio nicho trófico y de hábitat y ocupan casi todos los hábitat dentro de los paisajes agrícolas (Bilenca & Kravetz 1995, Busch et al. 2000, Sommaro et al. 2010, Martínez et al. 2014). Las especies especialistas son más dependientes de la calidad de hábitat y sufren más de los disturbios que las generalistas, las cuales son capaces de usar una mayor variedad de hábitat y recursos (Filippi-Codaccioni et al. 2010, Fischer & Schröder 2014). Así, las especies generalistas podrían no verse afectadas por el estrés ambiental producido por la fragmentación de hábitat o los agroquímicos utilizados en campos bajo manejo convencional. Además, algunos autores han propuesto que estas especies se beneficiarían con los disturbios producidos por la agricultura (Mills et al. 1991, Busch et al. 2000, 2001, Gonzales Fischer et al. 2012, Gomez et al. 2015). La falta de estructuración genética espacial observada en *C. musculus* sugiere que la fragmentación de hábitat presente en los agroecosistemas no representa una barrera para la dispersión de esta especie (Sommaro 2012).

## 5.6. Conclusiones

En resumen, los resultados expresaron una relación más compleja entre el manejo y la inestabilidad en el desarrollo de los individuos que la planteada en la hipótesis original. Los individuos de *A. azarae* presentaron mayores valores de AF en el manejo convencional mientras que las especies generalistas *C. musculus* y *C. laucha* no mostraron diferencias. Esta tesis provee importantes tópicos para el estudio de las asimetrías, tanto desde una perspectiva biológica como metodológica, apoyando el uso de la AF como un indicador temprano de estrés. Además, existen poco trabajos que evalúan la AF en pequeños mamíferos sin la necesidad de sacrificar los individuos. Hasta la fecha este estudio es el primero en investigar el efecto del manejo orgánico versus convencional en la AF pequeños

mamíferos a través de una técnica no invasiva. Sin embargo, estos resultados deben ser considerados cuidadosamente debido a que solo se utilizó una sola característica para evaluar la AF (largo de las pastas traseras). Varios trabajos sugieren que para una evaluación más exhaustiva de la inestabilidad del desarrollo se debe incluir más de un rasgo morfológico. Aunque el uso de una sola característica permitió hallar diferencias en la especie especialista, no sería suficiente para establecer la ausencia de efecto del manejo sobre las especies generalistas. Es posible que para revelar los efectos del manejo en estas especies más tolerantes a los disturbios humanos se debe incluir más de un rasgo morfológico.

## **CAPÍTULO VI: DISCUSIÓN GENERAL**



## 6.1. Manejo orgánico y factibilidad

En el año 2001, Tilman y colaboradores predijeron que en los próximos 50 años la biodiversidad de todo el planeta se verá amenazada por la expansión agrícola mundial, a una escala sin precedentes. Actualmente habitan en la tierra 7.000 millones de personas (UN 2014) y las predicciones para el 2050 dan como resultado un aumento de la población mundial humana a unos 9.000 millones. Esto podría dar lugar a que millones de hectáreas de hábitat natural, principalmente en países subdesarrollados, sean convertidas a tierras destinadas a la producción de alimentos (Hole et al. 2005). Aparejado a los cambios en el uso de la tierra, se asocia el aumento en el uso de fertilizantes, pesticidas, combustibles fósiles y consumo de agua. Visto desde esta perspectiva, si se pretende una agricultura sustentable, ésta debe por un lado responder a la creciente demanda de alimentos a nivel mundial, y por otro minimizar su impacto sobre el ambiente (Godfray et al. 2010, Foley et al. 2011). En este contexto, un manejo ambientalmente más amigables como el orgánico, con un uso restringido de agroquímicos y fertilizantes inorgánicos es propuesto como una solución.

Los esquemas agroambientales han formado parte de las políticas ambientales de Europa desde la década de los 80. Estos esquemas tienen numerosos objetivos, y uno de los principales es alentar a los productores a adoptar prácticas agrícolas ambientalmente más amigables, como la agricultura orgánica, en función de promover la biodiversidad en los agroecosistemas (Hole et al. 2005, Bengtsson et al. 2005, Holzschuh et al. 2006, Macdonald et al. 2007, Winqvist et al. 2011). En una revisión realizada por Badgley et al. (2007), sus datos indican que la agricultura orgánica podría producir suficiente comida para sostener a la población mundial actual, e incluso a una mayor, sin la necesidad de incrementar la cantidad de tierras dedicadas a la agricultura. A pesar de esto, las críticas siguen girando en torno a que la agricultura orgánica en general, produce rendimientos bajos comparados con la convencional. Bajo este último argumento, sería necesario una mayor cantidad de superficie bajo manejo orgánico para producir la misma cantidad de alimento que en tierras bajo manejo convencional. Esto resultaría en una mayor expansión de la frontera agropecuaria sobre áreas naturales (deforestación y pérdida de biodiversidad), socavando los beneficios de las prácticas orgánicas (Trewavas 2001). Así, se plantea un dilema en el que entran en juego distintas variables ya que la agricultura orgánica provee beneficios compartidos tanto para los humanos como para el medio ambiente, mientras que el manejo convencional, al menos en tiempos cortos, maximiza los rendimientos (evitando potencialmente un mayor incremento de la expansión sobre tierras silvestres). Considerando estos argumentos se ha enmarcado este dilema en la confrontación de modelos teóricos denominados "*land sharing*" (compartir tierras – el cual



incluye manejos más amigables con el medio ambiente como la agricultura orgánica) y “*land sparing*” (ahorrar tierras – agricultura industrializada) (Green et al. 2005, Vandermeer & Perfecto 2007, Fischer et al. 2008, Phalan et al. 2011, Tscharrntke et al. 2012, Gabriel et al. 2013). Sin embargo, varios autores han argumentado que estos modelos teóricos (“*land sparing*” versus “*land sharing*”) no representan una simple solución dicotómica, sino que proponen que las decisiones sobre la tierras productivas deben ser evaluadas en un contexto de paisaje y rendimientos potenciales (Tscharrntke et al. 2012, Gabriel et al. 2013).

Debido al carácter político/económico del proceso de producción de alimentos y de la conservación de biodiversidad, no es sorprendente que ciertos contenidos ideológicos jueguen un papel importante en definir el debate entre *land sharing* versus *land sparing* (Perfecto & Vandermeer 2012). Según Perfecto y Vandermeer (2012) la discusión de estos dos modelos se lleva a cabo bajo una serie de supuestos que se presentan de manera implícita o explícita. Estos autores han realizado una exposición y discusión de estos supuestos. En primer lugar, muchas de estas discusiones giran en torno a la creciente producción y demanda de alimentos a nivel mundial. De acuerdo a esto, si la producción bajo manejo convencional no alcanzara para toda la población, se produciría un gran avance de la frontera agropecuaria si se implementaran manejos orgánicos. Según varios autores este argumento tiene inconsistencias, debido a que la producción actual de alimentos ya es suficiente para alimentar a la a la población mundial, no sólo la de hoy día sino también la proyectada de 9.000 mil millones de personas que se esperan para el 2050 (Badgley et al. 2007, Chappell & LaValle 2011). Por otra parte, la problemática de la desnutrición a nivel mundial es una cuestión de redistribución más que de escasez de alimentos (Chappell & LaValle 2011). Un segundo supuesto se enmarca en el hecho de que en esta dicotomía, el modelo *land sparing* plantea pérdidas solo a nivel de biodiversidad, sin poner en tela de juicio otros impactos ambientalmente negativos asociados a una agricultura intensiva (Tscharrntke et al. 2012), tal como el aumento del uso de fertilizantes y pesticidas, los cuales producen contaminación tanto en los hábitat terrestres como acuáticos (Tilman et al. 2002). Esto no significa que la agricultura orgánica no tenga impactos negativos sobre el medio ambiente, pero se considera que estos son insignificantes en relación a la agricultura intensiva. En tercer lugar, el modelo de *land sparing* asume que el rendimiento de la producción en tierras agrícolas resulta automáticamente en un incremento del área de hábitat natural y por ende en una mayor conservación de la biodiversidad. Este argumento, sumamente teórico, supone que al generarse áreas de alta producción se liberarían, o no ocuparían, otras áreas naturales que pueden ser destinadas a la conservación de la biodiversidad. Sin embargo, se ha demostrado que la posibilidad de que esto ocurra es muy baja debido a que, la ecuación que plantea un aumento o mantención de tierras naturales a expensas de la intensificación

de otras, no se comporta linealmente (Rudel et al. 2002, 2009, Angelsen & DeFries 2010, Perfecto & Vandermeer 2010). Por último, el cuarto supuesto que plantean estos autores, es el más complicado de racionalizar y tiene que ver con el problema de la superproducción. Esto sucede cuando en función de aumentar los rindes se sobrepasa el límite y la oferta es mucho mayor que la demanda y por lo tanto, el precio del producto en el mercado alcanzaría valores inferiores al del costo de producción.

Todo lo expuesto anteriormente pone en discusión que la agricultura convencional, altamente intensiva, no es la única opción para la producción de alimentos y propone que el debate entre este sistema de manejo y el orgánico no debe plantearse como una simple dicotomía, sino más bien en el contexto económico/político/social de cada país. Las evidencias de que sistemas menos intensivos como la agricultura orgánica podrían generar una producción como para alimentar a toda la población mundial se encuentran disponibles (Badgley et al. 2007). Sin embargo, estos cambios solo pueden ocurrir mediante una reforma agraria que enfatice producciones más amigables con el medio ambiente sobre la convencional (Perfecto & Vandermeer 2012).

## 6.2. Manejo agrícola y escalas espaciales

Mientras que existe un consenso general de que el manejo orgánico incrementa la biodiversidad comparado con el manejo convencional, la magnitud de este efecto parece variar de gran manera particularmente entre taxa y a través del paisaje (Weibull et al. 2003, Purtauf et al. 2005, Bengtsson et al. 2005, Clough et al. 2006, Holzschuh et al. 2006, Batáry et al. 2011, Fischer et al. 2011, Winqvist et al. 2011, 2012, Gonthier et al. 2014). Debido a que las especies varían en muchas características funcionales tales como movilidad, tamaño, capacidad de dispersión y sensibilidad a las actividades agrícolas, la biodiversidad en diferentes grupos taxonómicos puede responder a diferentes escalas de intensificación agrícola (Tscharntke et al. 2005, Mckenzie et al. 2013). En un meta-análisis Gonthier et al. (2014) compararon la biodiversidad a distintos grados de intensificación (intensidad alta: manejo convencional; intensidad bajo: manejo orgánico) y diferentes escalas espaciales (local y de paisaje). Estos autores, probaron que la riqueza de especies de plantas responde más consistentemente a factores locales que a variables de paisaje, mientras que la de vertebrados lo hace de manera inversa, respondiendo significativamente a variables de paisaje. Además, ellos plantean que esta respuesta diferencial está asociada a la aplicación de plaguicidas y a la capacidad de movimiento de las especies: las plantas poseen una gran capacidad de dispersión de semillas pero son incapaces de moverse, por lo cual el impacto de los herbicidas a escala local es muy alto. Por otro lado, otros organismos como aves y mamíferos tienen la capacidad de moverse, permitiéndoles de esta manera poder hacer frente a estas situaciones. En un trabajo realizado con roedores, Fischer et al. (2011) hallaron una respuesta inversa entre los manejos (medidos como variable local) y la intensidad de uso de la tierra (porcentaje de tierra cultivada medida como variable de paisaje). Ellos observaron que el manejo orgánico tenía un impacto positivo sobre la abundancia y riqueza de roedores solo en paisajes simples (>80% de tierra cultivada), mientras que en paisajes complejos (<20% de tierra cultivada) este efecto se invertía. Los paisajes agrícolas pueden variar en su estructura, yendo desde paisajes extremadamente simples, dominados por cultivos anuales o perennes, o más complejos donde aparecen otros tipos de hábitat dispersos en el paisaje, tales como pastizales, bañados, hábitat natural, etc. El manejo orgánico, debido a sus esquemas de rotación y a la ausencia de pesticidas, presenta una mayor heterogeneidad que el manejo convencional. En un paisaje simple el manejo orgánico puede ofrecer una mayor cantidad de refugio y alimento, básicamente debido a la ausencia de agroquímicos. Por el contrario, en un paisaje complejo los recursos se encuentran disponibles en otros hábitat como por ejemplo parches naturales, pastizales, etc. Esta diversidad de hábitat presente en el paisaje complejo aporta una gran heterogeneidad al paisaje, haciendo que el impacto de la agricultura orgánica no sea significativo (Tscharntke et al. 2005).

La biodiversidad en los paisajes agrícolas está también afectada por varios otros factores además del manejo agrícola. En Argentina, casi toda la zona productiva se halla bajo manejo convencional y los hábitat de borde frecuentemente reciben, de forma intencional o no, herbicidas de los lotes aledaños (Ghersa et al. 2002, de la Fuente et al. 2010). A esta práctica se le suma el monocultivo de soja, la ausencia de cultivos de cobertura y el pastoreo de los rastrojos (Bedano et al. 2006, Cantú et al. 2009). Todas estas características generan una gran homogeneidad de paisaje que contrasta con manejos donde prima la ausencia de agroquímicos como en el manejo orgánico. De esta manera, independientemente de cual sea el manejo, el mantenimiento de la biodiversidad en agroecosistemas en paisajes agrícolas depende en gran medida de la preservación y manejo de los hábitat naturales mencionados anteriormente (Baudry et al. 2003, Tscharrntke et al. 2012). Esto debido a que, en los agroecosistemas las áreas no cultivadas tales como los bordes de camino y cultivo, zonas de borde, pasturas naturales, zonas inundables, acequias, entre otros, actúan como fuentes proveedoras de organismos.

La bibliografía muestra que bajos ciertos contextos el manejo orgánico se presenta como una medida efectiva para la conservación de la biodiversidad de los agroecosistemas. A pesar de que el manejo orgánico se presente como una alternativa amigable con el medio ambiente, debido a la importancia del contexto de paisaje y las especies blanco, deben realizarse evaluaciones a nivel regional antes de proponer a este manejo como una única opción para la restauración de la biodiversidad en los sistemas agrícolas.



### 6.3. Conclusiones

Los resultados obtenidos a lo largo de esta tesis, comparando el efecto del manejo convencional y orgánico sobre la biodiversidad y las poblaciones de pequeños mamíferos son los primeros que se obtienen para Argentina. Los aportes de esta tesis abarcan: a) la utilización de los roedores como especie modelo, los cuales constituyen la principal biomasa de presa que influye directamente en la abundancia y diversidad de especies predatoras, contribuyendo a la complejidad de las cadenas tróficas; b) un enfoque poblacional, en el cual se generan abordajes desde los distintos grados de especialización de las especies y su relación con la calidad de hábitat; c) estudios reproductivos que permiten evaluar la calidad del hábitat en función de la actividad reproductiva de las hembras y la persistencia de las poblaciones; y d) la exploración de índices no invasivos que permiten detectar signos de disturbios en la población (inestabilidad del desarrollo) asociados a la calidad de hábitat, antes de que ocurran cambios demográficos; e) la utilización de una extensa escala espacial con establecimientos que variaron de 1000 a 2000 ha con promedios de lotes de 30 a 70 ha.

A continuación se sintetizan las principales conclusiones alcanzadas en esta tesis:

- Los mayores valores de diversidad de hábitat medido como índice de Shannon están asociados al manejo orgánico
- Los bordes de manejo orgánico tienen hábitat de alta calidad representada por mayores valores de volumen vegetal formado principalmente por cobertura verde.
- El manejo no explica la riqueza de especies de pequeños mamíferos en los bordes.
- Los análisis de composición de comunidad muestran que la especie generalista *C. musculinus* estuvo asociada con altos porcentajes de tierra cultivada (menor heterogeneidad de hábitat), mientras que las especies especialistas, *A. azarae* y *O. flavescens*, se relacionaron positivamente con las variables de diversidad de hábitat, porcentaje de pastura y volumen vegetal de los bordes.
- El manejo, la estación y el volumen vegetal explican tanto las abundancias de las especies especialistas como las generalistas
- La especie especialista *A. azarae* registra mayores abundancias en el manejo orgánico durante el verano cuando los bordes tiene mayor calidad. En primavera, estación en donde se registra la menor calidad de los bordes en los agroecosistemas, esta especie solo fue capturada en el manejo orgánico.

- Las especies generalistas responden de manera similar a la especialista durante el verano, con mayores números de *C. musculus* y *C. laucha* en los bordes del manejo orgánico. Durante primavera y otoño, cuando la calidad de hábitat es más baja, el manejo orgánico tiene menor influencia en la abundancia de estas especies.
- En bordes bajo manejo orgánico hay un mayor número de hembras reproductivas y un mayor porcentaje de aprovechamiento de celo postparto que en los convencionales.
- La especie especialista *A. azarae* muestra mayor inestabilidad en el desarrollo bajo manejos ambientalmente más estresantes como el convencional.



## 6.4. Perspectivas

En base a estos resultados, una alternativa para la obtención de una repuesta más clara sería incluir al estudio más variables de complejidad de hábitat, tanto a nivel local como de paisaje. Esto aportaría información sobre la interacción de los manejos agrícolas y el paisaje, lo cual ha mostrado tener una gran importancia sobre la biodiversidad en agroecosistemas europeos.

Los muestreos dentro de los lotes de cultivos alertan sobre la importancia de indagar sobre cuáles son las especies que están utilizando el campo de cultivo y cómo influye el tipo de cultivo sobre las especies. Dada las dificultades que se presentaron durante esta tesis para realizar este tipo de muestreo (coordinación con los establecimientos debido al ingreso de maquinaria), una solución alternativa podría ser realizar muestreos más acotados temporalmente.

En cuanto al uso de la condición corporal sería interesante indagar sobre sensibilidad de este índice. Considerando que solo se incluyeron machos para calcular este índice, la posibilidad de incorporar de alguna manera a las hembras sería una alternativa interesante. En los mamíferos en general los altos costos asociados a la preñez, la lactancia y la crianza, hacen que las hembras generalmente inviertan más en sus crías que los machos, y compitan con otras hembras por el alimento y el espacio para criar su descendencia. Estas características revelan que las hembras aportan valiosa información al momento de evaluar índices relacionados a recursos alimenticios.

En relación a la AF, un objetivo futuro sería realizar una validación de los valores obtenidos por métodos no invasivos (exomorfológicos), con las tradicionales medidas de morfometría de cráneos. Esta validación podría reafirmar el uso de AF como un indicador eficaz del estrés al que son sometidas las poblaciones. Para este objetivo en particular sería interesante explorar nuevas medidas exomorfológicas como el largo de las orejas, ancho del fémur, etc. Los resultados obtenidos en el objetivo de AF abren el interrogante de cuál sería el desencadenante más probable que produce la inestabilidad del desarrollo; disponibilidad de comida y refugio, versus endogamia. Para esto serían necesarias comparaciones de disponibilidad de alimento y refugio entre los dos manejos o estudios genéticos que permitan validar los niveles de consanguinidad.

La evidencia que existe sobre la importancia de los hábitat no cultivados dentro de los agroecosistemas como refugio de vida silvestre, independientemente de los manejos, plantean la necesidad de estudios donde se incluyan otros manejos además del orgánico y convencional. Estos manejos, a menudo denominados buenas prácticas, si bien utilizan pesticidas, su uso es más restringido. En ellos los hábitat no cultivados como los bordes de

cultivo no son fumigados y se mantienen a lo largo de todo el año. Esto hace que se encuentren en una situación intermedia entre el manejo orgánico y el convencional intensivo.

Finalmente se hace imprescindible una transferencia de toda la información obtenida para que ella se encuentre disponible tanto para organismos de investigación como para los productores y la población en general. Esto, para que forme parte tanto de informes agrícolas como de futuros planes de manejo para la conservación de biodiversidad en agroecosistemas.

**BIBLIOGRAFÍA**

- Aapresid. (2012) Evolución de la superficie en Siembra Directa en Argentina. [http://www.aapresid.org.ar/wp-content/uploads/2013/02/aapresid.evolucion\\_superficie\\_sd\\_argentina.1977\\_a\\_2011.pdf](http://www.aapresid.org.ar/wp-content/uploads/2013/02/aapresid.evolucion_superficie_sd_argentina.1977_a_2011.pdf). Último acceso: Noviembre 2015.
- Altesor, A; Piñeiro, G; Lezama, F; Jackson, RB; Sarasola, M; Paruelo, JM. (2006) Ecosystem changes associated with grazing in subhumid South American grasslands. *Journal of Vegetation Science*, 17:323–332.
- Álvarez, CR. (2005) Métodos de labranza. *Ciencia Hoy*, 15:19.
- Alves-Silva, E; Del-Claro, K. (2013) Effect of post-fire resprouting on leaf fluctuating asymmetry, extrafloral nectar quality, and ant-plant-herbivore interactions. *Die Naturwissenschaften*, 100:525–32.
- Anciaes, M; Marini, MA. (2000) The effects of fragmentation on fluctuating asymmetry in passerine birds of Brazilian tropical forests. *Journal of Applied Ecology*, 37:1013–1028.
- Andreo, V; Lima, MA; Provencal, C; Priotto, JW; Polop, JJ. (2009) Population dynamics of two rodent species in agro-ecosystems of central Argentina : intra-specific competition , land-use , and climate effects. *Population Ecology*, 51:297–306.
- Angelsen, A; DeFries, RS. (2010) Policies for reduced deforestation and their impact on agricultural production. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107:19639–19644.
- Arsenault, R; Owen-Smith, N. (2002) Facilitation versus competition in grazing herbivore assemblages. *Oikos*, 97:313–318.
- Aude, E; Tybirk, K; Bruus Pedersen, M. (2003) Vegetation diversity of conventional and organic hedgerows in Denmark. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 99:135–147.
- Austin, RB; Ford, MA; Morgan, CL; Yeoman, D. (1993) Old and modern wheat cultivars compared on the Broadbalk wheat experiment. *European Journal of Agronomy*, 2:141–147.
- Badgley, C; Moghtader, J; Quintero, E; Zakem, E; Chappell, MJ; Avilés-Vázquez, K; Samulon, A; Perfecto, I. (2007) Organic agriculture and the global food supply. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 22:86–108.
- Badyaev, A V; Foresman, KR; Fernandes, M V. (2000) Stress and developmental stability : vegetation removal causes increased fluctuating asymmetry in Shrews. *Ecological Society of America*, 81:336–345.

- Baldi, G; Guerschman, JP; Paruelo, JM. (2006) Characterizing fragmentation in temperate South America grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 116:197–208.
- Baldí, G; Paruelo, JM. (2008) Land-use and land cover dynamics in South American temperate grasslands. *Ecology and Society*, 13:6.
- Batáry, P; Báldi, A; Kleijn, D; Tschardtke, T. (2011) Landscape-moderated biodiversity effects of agri-environmental management: a meta-analysis. *Proceedings of the Royal Society B*, 278:1894–1902.
- Batáry, P; Matthiesen, T; Tschardtke, T. (2010) Landscape-moderated importance of hedges in conserving farmland bird diversity of organic vs. conventional croplands and grasslands. *Biological Conservation*, 143:2020–2027.
- Baudry, J; Burel, F; Aviron, S; Martin, M; Ouin, A; Pain, G; Thenail, C. (2003) Temporal variability of connectivity in agricultural landscapes: Do farming activities help? *Landscape Ecology*, 18:303–314.
- Beasley, DAE; Bonisoli-Alquati, A; Mousseau, TA. (2013) The use of fluctuating asymmetry as a measure of environmentally induced developmental instability: A meta-analysis. *Ecological Indicators*, 30:218–226.
- Bedano, JC; Cantú, MP; Doucet, ME. (2006) Influence of three different land management practices on soil mite (Arachnida: Acari) densities in relation to a natural soil. *Applied Soil Ecology*, 32:293–304.
- Beecher, NA; Johnson, RJ; Brandle, JR; Case, RM; Linda, J; Young, LJ. (2002) Agroecology of birds in organic and nonorganic farmland. *Conservation Biology*, 16:1620–1631.
- Bengtsson, J; Ahnström, J; Weibull, A-C. (2005) The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 42:261–269.
- Benton, TG; Vickery, JA; Wilson, JD. (2003) Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution*, 18:182–188.
- Bergstrom, C a; Reimchen, TE. (2000) Functional implications of fluctuating asymmetry among endemic populations of *Gasterosteus aculeatus*. *Behaviour*, 137:1097–1112.
- Bilenca, DN; Codesido, M; Fischer González, C; Pérez Carusi, L; Zufiaurre, E; Abba, A. (2012) Impactos de la transformación agropecuaria sobre la biodiversidad en la provincia de Buenos Aires. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales*, 14:189–198.

- Bilenca, DN; Gonzales Fischer, CM; Teta, P; Zamero, M. (2007) Agricultural intensification and small mammal assemblages in agroecosystems of the Rolling Pampas, central Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 121:371–375.
- Bilenca, DN; Kravetz, FO. (1995) Patrones de abundancia relativa en ensambles de pequeños roedores, de la región pampeana. *Ecología Austral*, 5:21–30.
- Bilenca, DN; Kravetz, FO. (1998) Seasonal variations in microhabitat use and feeding habits of the pampas mouse *Akodon azarae* in agroecosystems of central Argentina. *Acta Theriologica*, 43:195–203.
- Bilenca, DN; Kravetz, FO; Zuleta, GA. (1992) Food habits of *Akodon azarae* and *Calomys laucha* (Cricetidae, Rodentia) in agroecosystems of central Argentina. *Mammalia*, 56:371–384.
- Bilenca, DN; Miñarro, F. (2004) Identificación de áreas valiosas del Pastizal en las pampas y campos de Argentina, Uruguay y Sur de Brasil (AVPs) 1° ed. Buenos Aires: Fundación Vida Silvestre.
- Bize, P; Roulin, A; Richner, H. (2004) Parasitism, developmental plasticity and bilateral asymmetry of wing feathers in alpine swift, *Apus melba*, nestlings. *Oikos*, 106:317–323.
- Boatman, ND; Davies, DHK; Chaney, K; Feber, RE; de Snoo, GR; Sparks, TH. (1999) *Field Margins and Buffer Zones: Ecology, Management and Policy*. Ed Association of Applied Biologists. Warwick, UK.
- Bókony, V; Kulcsár, A; Liker, A. (2010) Does urbanization select for weak competitors in house sparrows? *Oikos*, 119:437–444.
- Bókony, V; Seress, G; Nagy, S; Lendvai, ÁZ; Liker, A. (2012) Multiple indices of body condition reveal no negative effect of urbanization in adult house sparrows. *Landscape and Urban Planning*, 104:75–84.
- Bonatto, F; Gomez, D; Steinmann, AR; Priotto, JW. (2012) Mating strategies of Pampean mouse males. *Animal Biology*, 62:381–396.
- Bonatto, F; Steinmann, AR; Gomez, D. (2015) Do polygynous males of *Akodon azarae* (Rodentia: Sigmodontinae) vary their mating tactics at low availability of females? *Mammalia*, 79:159–168.
- Bradbury, RB; Kyrkos, A; Morris, AJ; Clark, SC; Perkins, AJ; Wilson, JD. (2000) Habitat associations and breeding success of yellowhammers on lowland farmland. *Journal of Applied Ecology*, 37:789–805.
- Bradbury, RB; Payne, RJH; Wilson, JD; Krebs, JR. (2001) Predicting population responses to resource management. *Trends in Ecology & Evolution*, 16:440–445.



- Brown, CR; Brown, MB. (2002) Ectoparasites cause increased bilateral asymmetry of naturally selected traits in a colonial bird. *Journal of Evolutionary Biology*, 15:1067–1075.
- Brown, RW. (1999) Margin/field interfaces and small mammals. *Aspects of Applied Biology*, 54:203–206.
- Bubliy, OA; Loeschcke, V; Imasheva, AG. (2000) Effect of stressful and nonstressful growth temperatures on variation of sternopleural bristle number in *Drosophila melanogaster*. *Evolution*, 54:1444.
- Burnham, KP; Anderson, DR. (2002) Model selection and multimodel inference: A practical information theoretic approach. New York: Springer.
- Busch, M; Kravetz, FO. (1992) Competitive interactions among rodents (*Akodon azarae*, *Calomys laucha*, *C. musculinus* and *Oligoryzomys flavescens*) in a two-habitat system. I. Spatial and numerical relationships. *Mammalia*, 56:541–554.
- Busch, M; Kravetz, FO; Percich, RE; Zuleta, GA. (1984) Propuestas para un control ecologico de la fiebre hemorragica Argentina a traves del manejo del habitat. *Medicina*, 44:34–40.
- Busch, M; Miño, MH; Dadon, JR; Hodara, K. (2001) Habitat selection by *Akodon azarae* and *Calomys laucha* (Rodentia, Muridae) in pampean agroecosystems. *Mammalia*:29–48.
- Busch, M; Miño, MH; Dadon, JR; Hodara, K. (2000) Habitat selection by *Calomys musculinus* (Muridae, Sigmodontinae) in crop areas of the pampean region, Argentina. *Ecología Austral*, 10:15–16.
- Butet, A; Leroux, A. (2001) Effects of agriculture development on vole dynamics and conservation of Montagu's harrier in western French wetlands. *Biological Conservation*, 100:289–295.
- Butet, A; Paillat, G; Delettre, Y. (2006) Seasonal changes in small mammal assemblages from field boundaries in an agricultural landscape of western France. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 113:364–369.
- Campbell, WB; Emlen, JM; Hershberger, WK. (1998) Thermally induced chronic developmental stress in coho salmon: integrating measures of mortality, early growth, and developmental stability. *Oikos*, 81:398–410.
- Cantú, MP; Becker, AR; Bedano, JC; Schiavo, HF; Parra, BJ. (2009) Evaluación del impacto del cambio de uso y manejo de la tierra mediante indicadores de calidad de suelo, Córdoba, Argentina. *Cadernos do Laboratorio Xeolóxico de Laxe*, 34:203–214.



- Cavia, R; Gómez Villafañe, IE; Cittadino, EA; Bilenca, DN; Miño, MH; Busch, M. (2005) Effects of cereal harvest on abundance and spatial distribution of the rodent *Akodon azarae* in central Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 107:95–99.
- Chappell, MJ; LaValle, LA. (2011) Food security and biodiversity: Can we have both? An agroecological analysis. *Agriculture and Human Values*, 28:3–26.
- Charles, RA; Kjos, S; Ellis, AE; Dubey, JP; Shock, BC; Yabsley, MJ. (2012) Parasites and vector-borne pathogens of southern plains woodrats (*Neotoma micropus*) from southern Texas. *Parasitology Research*, 110:1855–62.
- Christensen, KD; Jacobsen, EM; Nøhr, H. (1996) A comparative study of bird faunas in conventionally and organically farmed areas. *Buildings*, 90:21–28.
- Clough, Y; Kruess, A; Kleijn, D; Tschardtke, T. (2005) Spider diversity in cereal fields: comparing factors at local, landscape and regional scales. *Journal of Biogeography*, 32:2007–2014.
- Clough, Y; Kruess, A; Tschardtke, T. (2006) Local and landscape factors in differently managed arable fields affect the insect herbivore community of a non-crop plant species. *Journal of Applied Ecology*, 44:22–28.
- Coda, J; Gomez, D; Steinmann, AR; Priotto, JW. (2015) Small mammals in farmlands of Argentina: Responses to organic and conventional farming. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 211:17–23.
- Coda, J; Gomez, D; Steinmann, AR; Priotto, JW. (2014) The effects of agricultural management on the reproductive activity of female rodents in Argentina. *Basic and Applied Ecology*, 15:407–415.
- Crespo, JA; Sabattini, MS; Piantanida, M; de Villafañe, G. (1970) Estudios ecológicos sobre roedores silvestres. Observaciones sobre densidad, reproducción y estructura de comunidades de roedores silvestres en el sur de Córdoba. Ministerio de Bienestar Social, República Argentina.
- Crino, OL; Johnson, EE; Blickley, JL; Patricelli, GL; Breuner, CW. (2013) Effects of experimentally elevated traffic noise on nestling white-crowned sparrow stress physiology, immune function and life history. *The Journal of experimental biology*, 216:2055–62.
- Cuervo, AM; Restrepo, C. (2007) Assemblage and population-level consequences of forest fragmentation on bilateral asymmetry in tropical montane birds. *Biological Journal of the Linnean Society*, 92:119–133.
- Cuervo, JJ. (2000) El estudio de la asimetría fluctuante. *Etología*, 18:27–60.

- Damiano, F; Tobaada, MA. (2000) Predicción del agua disponible usando funciones de pedotransferencia en suelos agrícolas de la región pampeana. *Ciencia del Suelo*, 18:77–88.
- Dellafiore, CM; Polop, JJ. (1994) Feeding habits of *Calomys musculinus* in the crop fields and its borders. *Mastozoología Neotropical*, 1:45–50.
- Díaz-Zorita, M; Duarte, GA; Grove, JH. (2002) A review of no-till systems and soil management for sustainable crop production in the subhumid and semiarid Pampas of Argentina. *Soil and Tillage Research*, 65:1–18.
- Domínguez, A; Bedano, JC; Becker, AR. (2010) Negative effects of no-till on soil macrofauna and litter decomposition in Argentina as compared with natural grasslands. *Soil and Tillage Research*, 110:51–59.
- Ellis, BA; Mills, JN; Childs, JE; Muzzini, MC; Mckee, KT; Enria, DA; Glass, GE. (1997) Structure and floristics of habitats associated with five rodent species in an agroecosystem in Central Argentina. *Journal of Zoology*, 243:437–460.
- Endler, JA. (1986) *Natural selection in the wild*. Princeton, New Jersey: Princeton University Press.
- Fahrig, L; Baudry, J; Brotons, L; Burel, F; Crist, TO; Fuller, RJ; Sirami, CC; Siriwardena, GM; Martin, J-L. (2011) Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters*, 14:101–112.
- Fahrig, L; Jonsen, ; Ian. (1998) Effect of habitat patch characteristics on abundance and diversity of insects in an agricultural landscape. *Ecosystems*, 1:197–205.
- FAO. (2013) Food and Agriculture Organization of the United Nations, Statistics Division. <http://faostat3.fao.org/download/Q/QC/E>.
- Feber, RE; Firbank, LG; Johnson, PJ; Macdonald, DW. (1997) The effects of organic farming on pest and non-pest butterfly abundance. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 64:133–139.
- FIBL; IFOAM. (2014) Research Institute of Organic Agriculture y International Federation of Organic Agriculture Movements. *The World of Organic Agriculture. Statistics & emerging trends 2014*. Die Deutsche Bibliothek.
- Filippi-Codaccioni, O; Devictor, V; Bas, Y; Clobert, J; Julliard, R. (2010) Specialist response to proportion of arable land and pesticide input in agricultural landscapes. *Biological Conservation*, 143:883–890.

- Filippi-Codaccioni, O; Jean, C; Romain, J. (2009) Effects of organic and soil conservation management on specialist bird species. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 129:140–143.
- Fischer, C; Schröder, B. (2014) Predicting spatial and temporal habitat use of rodents in a highly intensive agricultural area. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 189:145–153.
- Fischer, C; Thies, C; Tschamtke, T. (2011) Small mammals in agricultural landscapes: Opposing responses to farming practices and landscape complexity. *Biological Conservation*, 144:1130–1136.
- Fischer, J; Brosi, B; Daily, GC; Ehrlich, PR; Goldman, R; Goldstein, J; Lindenmayer, DB; Manning, AD; Mooney, HA; Pejchar, L; Ranganathan, J; Tallis, H. (2008) Should agricultural policies encourage land sparing or wildlife-friendly farming? *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6:380–385.
- Fitzgibbon, CD. (1997) Small mammals in farm woodlands: The effects of habitat, isolation and surrounding land-use patterns. *Journal of Applied Ecology*, 34:530–539.
- Fokidis, HB; Greiner, EC; Deviche, P. (2008) Interspecific variation in avian blood parasites and haematology associated with urbanization in a desert habitat. *Journal of Avian Biology*, 39:300–310.
- Foley, JA; Defries, R; Asner, GP; Barford, C; Bonan, G; Carpenter, SR; Chapin, FS; Coe, MT; Daily, GC; Gibbs, HK; Helkowski, JH; Holloway, T; Howard, E a; Kucharik, CJ; Monfreda, C; Patz, J a; Prentice, IC; Ramankutty, N; Snyder, PK. (2005) Global consequences of land use. *Science*, 309:570–574.
- Foley, JA; Ramankutty, N; Brauman, KA; Cassidy, ES; Gerber, JS; Johnston, M; Mueller, ND; O'Connell, C; Ray, DK; West, PC; Balzer, C; Bennett, EM; Carpenter, SR; Hill, J; Monfreda, C; Polasky, S; Rockström, J; Sheehan, J; Siebert, S; Tilman, D; Zaks, DPM. (2011) Solutions for a cultivated planet. *Nature*, 478:337–42.
- Fraschina, J; León, VA; Busch, M. (2012) Long-term variations in rodent abundance in a rural landscape of the Pampas, Argentina. *Ecological Research*, 27:191–202.
- Freemark, KE; Kirk, DA. (2001) Birds on organic and conventional farms in Ontario: partitioning effects of habitat and practices on species composition and abundance. *Biological Conservation*, 101:337–350.
- Frieben, B; Kopke, U. (1995) Biodiversity and Land Use: The role of Organic Farming. Effect of farming systems on biodiversity, In *Proceeding of the First ENOF Workshop* -

- Biodiversity and Land Use: The role of Organic Farming, pp. 11–21. Barcelona: Multitex.
- Fuller, RJ; Norton, LR; Feber, R; Johnson, PJ; Chamberlain, DE; Joys, AC; Mathews, F; Stuart, RC; Townsend, MC; Manley, WJ; Wolfe, MS; Macdonald, DW; Firbank, LG. (2005) Benefits of organic farming to biodiversity vary among taxa. *Biology letters*, 1:431–434.
- Gabriel, D; Steven, SM; Kunin, WE; Benton, TG. (2013) Food production vs. biodiversity: comparing organic and conventional agriculture. *Journal of Applied Ecology*, 50:355–364.
- Gelling, M; Macdonald, DW; Mathews, F. (2007) Are hedgerows the route to increased farmland small mammal density? Use of hedgerows in British pastoral habitats. *Landscape Ecology*, 22:1019–1032.
- Ghersa, CM; Ferraro, DO; Omacini, M; Martínez-Ghersa, MA; Perelman, S; Satorre, EH; Soriano, A. (2002) Farm and landscape level variables as indicators of sustainable land-use in the Argentine Inland-Pampa. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 93:279–293.
- Gliwicz, J; Taylor, JRE. (2002) Comparing life histories of shrews and rodents. *Acta Theriologica*, 47:185–208.
- Godfray, HCJ; Beddington, JR; Crute, IR; Haddad, L; Lawrence, D; Muir, JF; Pretty, J; Robinson, S; Thomas, SM; Toulmin, C. (2010) Food Security : the challenge of feeding 9 billion people. *Science*, 327:812–818.
- Gomez, D; Coda, J; Simone, I; Martínez, JJ; Bonatto, F; Steinmann, AR; Priotto, JW. (2015) Agricultural land-use intensity and its effects on small mammals in the central region of Argentina. *Mammal Research*.
- Gomez, D; Sommaro, L; Steinmann, AR; Chiappero, M; Priotto, JW. (2011) Movement distances of two species of sympatric rodents in linear habitats of Central Argentine agro-ecosystems. *Mammalian Biology*, 76:58–63.
- Gómez Villafaña, IE; Miño, MH; Cavia, R; Hodara, K; Courtalón, P; Suarez, O; Busch, M. (2005) Guía de roedores de la Provincia de Buenos Aires. L.O.L.A. (Literature of Latin America). Buenos Aires.
- Gonthier, DJ; Ennis, KK; Farinas, S; Hsieh, H; Iverson, AL; Batáry, P; Rudolphi, J; Tschardtke, T; Cardinale, BJ; Perfecto, I. (2014) Biodiversity conservation in agriculture requires a multi-scale approach. *Proceedings of the Royal Society B*, 281:20141358.



- Gonzales Fischer, CM; Baldi, G; Codesido, M; Bilenca, DN. (2012) Seasonal variations in small mammal-landscape associations in temperate agroecosystems: a study case in Buenos Aires province, central Argentina. *Mammalia*, 76:399–406.
- Gould, SJ. (1966) Allometry and size in ontogeny and phylogeny. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 41:587–640.
- Graham, JH; Freeman, DC; Emlen, JM. (1993) Developmental stability: A sensitive indicator of populations under stress, In *Environmental Toxicology and Risk Assessment*, , ASTM STP 1179, pp. 136–158. Eds J. S. Hughes, W. G. Landis, and M. A. Lewis. Philadelphia: American Society for Testing and Materials.
- Green, RE; Cornell, SJ; Scharlemann, JPW; Balmford, A. (2005) Farming and the fate of wild nature. *Science*, 307:550–555.
- Groombridge, B; Jenkins, MD. (2002) *World Atlas of Biodiversity: earth's living resources in the 21st century*. Berkeley: University of California.
- Groot, AT; Dicke, M. (2002) Insect-resistant transgenic plants in a multi-trophic context. *The Plant journal : for cell and molecular biology*, 31:387–406.
- Hails, RS. (2002) Assessing the risks associated with new agricultural practices. *Nature*, 418:685–688.
- Hald, AB. (1999) Weed vegetation (wild flora) of long established organic versus conventional cereal fields in Denmark. *Annals of Applied Biology*, 134:307–314.
- Hall, AJ; Rebella, CM; Ghera, CM; Culot, PH. (1992) Crop systems of the Pampas, In *Ecosystems of the world*, pp. 413–449. Ed C. J. Pearson. Amsterdam: Elsevier.
- Hodara, K; Busch, M. (2010) Patterns of macro and microhabitat use of two rodent species in relation to agricultural practices. *Ecological Research*, 25:113–121.
- Hodara, K; Busch, M. (2006) Return to preferred habitats (edges) as a function of distance in *Akodon azarae* (Rodentia, Muridae) in cropfield-edge systems of central Argentina. *Journal of Ethology*, 24:141–145.
- Hodara, K; Busch, M; Kittlein, MJ; Kravetz, FO. (2000) Density-dependent habitat selection between maize cropfields and their borders in two rodent species (*Akodon azarae* and *Calomys laucha*) of Pampean agroecosystems. *Evolutionary Ecology*, 14:571–593.
- Hole, DG; Perkins, AJ; Wilson, JD; Alexander, IH; Grice, P V; Evans, AD. (2005) Does organic farming benefit biodiversity? *Biological Conservation*, 122:113–130.

- Holzschuh, A; Steffan-Dewenter, I; Kleijn, D; Tschamtkke, T. (2006) Diversity of flower-visiting bees in cereal fields: effects of farming system, landscape composition and regional context. *Journal of Applied Ecology*, 44:41–49.
- Hopton, ME; Cameron, GN; Cramer, MJ; Polak, M; Uetz, GW. (2009) Live animal radiography to measure developmental instability in populations of small mammals after a natural disaster. *Ecological Indicators*, 9:883–891.
- Hughes, JB; Daily, GC; Ehrlich, PR. (1997) Population Diversity : Its Extent and Extinction. *Science*, 278:689–692.
- Hyvönen, T; Ketoja, E; Salonen, J; Jalli, H; Tiainen, J. (2003) Weed species diversity and community composition in organic and conventional cropping of spring cereals. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 97:131–149.
- Hyvönen, T; Salonen, J. (2002) Weed species diversity and community composition in cropping practices at two intensity levels a six-year experiment. *Plant Ecology*, 154:73–81.
- IICA; SENASA; MinAgri. (2009) La producción orgánica en Argentina: Compilación de experiencias institucionales y productivas. Buenos Aires.
- Imasheva, AG; Bosenko, D V; Bubli, O. (1999) Variation in morphological traits of *Drosophila melanogaster* (fruit fly) under nutritional stress. *Heredity*, 82:187–192.
- IUCN Red list of threatened species. Version 2015.3. [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org). Último acceso: Octubre 2015.
- Jackson, DL; Jackson, LL. (2002) The farm as natural habitat: reconnecting food systems with ecosystems Island Pre. Washington, DC, USA.
- John, M; Shugart, LR. (1990) Biomarkers of environmental contamination Eds M. John and L. R. Shugart.
- Kaunisto, S; Kortet, R; Härkönen, S; Kaitala, A; Laaksonen, S; Ylönen, H. (2012) Do small mammals prey upon an invasive ectoparasite of cervids? *Canadian Journal of Zoology*, 90:1044–1050.
- Keesing, F. (1998) Impacts of ungulates on the demography and diversity of small mammals in central Kenya. *Oecologia*, 116:381–389.
- Kleijn, D; Baquero, RA; Clough, Y; Díaz, M; de Esteban, J; Fernández, F; Gabriel, D; Herzog, F; Holzschuh, A; Jöhl, R; Knop, E; Kruess, A; Marshall, EJP; Steffan-Dewenter, I; Tschamtkke, T; Verhulst, J; West, TM; Yela, JL. (2006) Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. *Ecology Letters*, 9:243–254.



- Klingenberg, CP. (1996) Multivariate allometry, In *Advances in Morphometrics*, pp. 23–49. Eds L. F. Marcus, M. Corti, A. Loy, G. J. P. Naylor, and D. E. Slice. New York: Plenum Press.
- Korpimäki, E; Norrdahl, K. (2013) Numerical and functional responses of kestrels, short-eared owls, and long-eared owls to vole densities. *Ecology*, 72:814–826.
- Kragten, S; de Snoo, GR. (2008) Field-breeding birds on organic and conventional arable farms in the Netherlands. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 126:270–274.
- Krebs, JR; Wilson, JD; Bradbury, RB; Gavin, M. (1999) The second Silent Spring? *Nature*, 400:611–612.
- Kromp, B. (1989) Carabid beetle communities (Carabidae, coleoptera) in biologically and conventionally farmed agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 27:241–251.
- De la Fuente, EB; Perelman, S; Ghersa, CM. (2010) Weed and arthropod communities in soyabean as related to crop productivity and land use in the Rolling Pampa, Argentina. *Weed Research*, 50:561–571.
- Lack, P. (1992) *Birds on lowland farms* Ed Her Majesty's Stationery Office. London: HMSO.
- Laconi, MR; Castro-Vazquez, A. (1998) Precopulatory fighting and other aggressive interactions during mating encounters in the corn mouse, *Calomys musculinus* (Muridae, Sigmodontinae). *Mastozoología Neotropical*, 5:21–28.
- Laconi, MR; Jahn, GA; Castro-Vazquez, A. (2000) Influence of different social partners on the survival and growth of pups in two species of *Calomys* (Muridae Sigmodontinae). *Ethology Ecology & Evolution*, 12:187–196.
- Lal, R. (2007) Constraints to adopting no-till farming in developing countries. *Soil and Tillage Research*, 94:1–3.
- Lal, R. (1999) Long-term tillage and wheel traffic effects on soil quality for two central Ohio soils. *Journal of Sustainable Agriculture*, 14:67–84.
- Lal, R; Reicosky, DC; Hanson, JD. (2007) Evolution of the plow over 10,000 years and the rationale for no-till farming. *Soil and Tillage Research*, 93:1–12.
- Laundre, JW; Reynolds, TD. (1993) Effects of soil structure on burrow characteristics of five small mammal species. *Great Basin Naturalist*, 53:358–366.
- Lazić, MM; Kaliontzopoulou, A; Carretero, M a; Crnobrnja-Isailović, J. (2013) Lizards from urban areas are more asymmetric: using fluctuating asymmetry to evaluate environmental disturbance. *PloS one*, 8:e84190.

- Leamy, L. (1984) Morphometric studies in inbred and hybrid house mice. V. Directional and Fluctuating Asymmetry. *The American Naturalist*, 123:579–593.
- Leary, RF; Allendorf, FW. (1989) Fluctuating asymmetry as an indicator of stresses: Implications for conservation biology. *Trends in Ecology and Evolution*, 4:214–217.
- León, RJC; Rusch, GM; Oesterheld, M. (1984) Pastizales pampeanos impacto agropecuario. *Phytocoenologia*, 12:201–218.
- Liker, A; Papp, Z; Bókony, V; Lendvai, ÁZ. (2008) Lean birds in the city: body size and condition of house sparrows along the urbanization gradient. *Journal of Animal Ecology*, 77:789–795.
- Lin, KY; Batzli, GO. (2014) Movement of voles across habitat boundaries: effects of food and cover. *Journal of Mammalogy*, 85:216–224.
- Lokemoen, JT; Beiser, JA. (1997) Bird use and nesting in conventional, minimum-tillage, and organic cropland. *Journal of Wildlife Management*, 61:644–655.
- Macdonald, DW; Tattersall, FH; Service, KM; Firbank, LG; Feber, R. (2007) Mammals, agri-environment schemes and set-aside? What are the putative benefits? *Mammal Review*, 37:259–277.
- Macdonald, DW; Tew, TE; Todd, IA; Garner, JP; Johnson, PJ. (2000) Arable habitat use by wood mice (*Apodemus sylvaticus*). 3. A farm-scale experiment on the effects of crop rotation. *Journal of Zoology*, 250:313–320.
- Maestri, R; Fornel, R; Galiano, D; de Freitas, TRO. (2015) Niche suitability affects development: Skull asymmetry increases in less suitable areas. *Plos One*, 10:e0122412.
- MAGyA. (2013) Resultados campaña agrícola 2012-2013. Provincia de Córdoba.
- Marchand, H; Paillat, G; Montuire, S; Butet, A. (2003) Fluctuating asymmetry in bank vole populations (Rodentia, Arvicolinae) reflects stress caused by landscape fragmentation in the Mont-Saint-Michel Bay. *Biological Journal of the Linnean Society*, 80:37–44.
- Markow, TA. (1995) Evolutionary ecology and developmental instability. *Annual Review of Entomology*, 40:105–120.
- Martínez, JJ; Millien, V; Simone, I; Priotto, JW. (2014) Ecological preference between generalist and specialist rodents: spatial and environmental correlates of phenotypic variation. *Biological Journal of the Linnean Society*, 112:180–203.
- Martínez-Ghersa, MA; Ghersa, CM. (2005) Consecuencias de los recientes cambios agrícolas. *Ciencia Hoy*, 15:37–45.

- Matson, PA; Parton, WJ; Power, AG; Swift, MJ. (1997) Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science*, 277:504–509.
- Mckenzie, AJ; Emery, SB; Franks, JR; Whittingham, MJ. (2013) FORUM: Landscape-scale conservation: Collaborative agri-environment schemes could benefit both biodiversity and ecosystem services, but will farmers be willing to participate? *Journal of Applied Ecology*, 50:1274–1280.
- Medan, D; Torretta, JP; Hodara, K; Fuente, EB; Montaldo, NH. (2011) Effects of agriculture expansion and intensification on the vertebrate and invertebrate diversity in the Pampas of Argentina. *Biodiversity and Conservation*, 20:3077–3100.
- Millan de la Peña, N; Butet, A; Delettre, Y; Paillat, G; Morant, P; Le Du, L; Burel, F. (2003) Response of the small mammal community to changes in western French agricultural landscapes. *Landscape Ecology*, 18:265–278.
- Mills, JN; Childs, JE. (1998) Ecologic studies of rodent reservoirs: their relevance for human health. *Emerging Infectious Diseases*, 4:529–537.
- Mills, JN; Ellis, BA; Mckee, KT; Maiztegui, JI; Childs, JE. (1991) Habitat associations and relative densities of rodent populations in cultivated areas of central Argentina. *Journal of Mammalogy*, 72:470–479.
- Mills, JN; Ellis, BA; McKee, KT; Maiztegui, JI; Childs, JE. (1992) Reproductive characteristics of rodent assemblages in cultivated regions of central Argentina. *Journal of Mammalogy*, 73:515–526.
- Minchin, PR. (1987) An evaluation of the relative robustness of techniques for ecological ordination. *Vegetatio*, 69:89–107.
- Morando, M; Polop, JJ. (1997) Annotated checklist of mammal species of Cordoba Province, Argentina. *Mastozoología Neotropical*, 4:129–136.
- Morris, AJ; Whittingham, MJ; Bradbury, RB; Wilson, JD; Kyrkos, A; Buckingham, DL; Evans, AD. (2001) Foraging habitat selection by yellowhammers (*Emberiza citrinella*) nesting in agriculturally contrasting regions in lowland England. *Biological Conservation*, 101:197–210.
- Moser, BW; Witmer, GW. (2000) The effects of elk and cattle foraging on the vegetation, birds, and small mammals of the Bridge Creek Wildlife Area, Oregon. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 45:151–157.
- Nabinger, C; De Moraes, A; Maraschin, G. (2000) Campos in southern Brazil, In *Grassland ecophysiology and grazing ecology*, pp. 355–376.

- Nunes, AC; Auffray, JC; Mathias, ML. (2001) Developmental instability in a riparian population of the Algerian mouse (*Mus spretus*) associated with a heavy metal-polluted area in central Portugal. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 41:515–21.
- Oksanen, J; Kindt, R; Legendre, P; O'Hara, B; Simpson, GL; Solymos, P; Stevens, MHH; Wagner, H. (2009) *Vegan: Community Ecology Package*. R package Version 1.15-4.
- Oleksyk, TK; Novak, JM; Purdue, JR; Gashchak, SP; Smith, MH. (2004) High levels of fluctuating asymmetry in populations of *Apodemus flavicollis* from the most contaminated areas in Chernobyl. *Journal of Environmental Radioactivity*, 73:1–20.
- Palmer, AR. (1994) Fluctuating asymmetry analyses: A Primer, In *Developmental Instability: Its origins and evolutionary implications*, pp. 335–364. Ed T. A. Markow. Kluwer, Netherlands.
- Palmer, AR; Strobeck, C. (1986) Fluctuating asymmetry: Measurement, analysis, patterns. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 17:391–421.
- Palmer, AR; Strobeck, C. (2003) Fluctuating asymmetry analyses revisited, In *Developmental Instability (DI): Causes and Consequences*, pp. 279–319. Ed M. Polak. New York: Oxford University Press.
- Panigatti, JL; Marelli, H; Buschiazzo, D; Gil, R. (1998) *Siembra Directa*. INTA:333.
- Pankakoski, E. (1985) Epigenetic Asymmetry as an Ecological Indicator in Muskrats. *Journal of Mammalogy*, 66:52–57.
- Paruelo, JM; Guerschman, JP; Verón, SR. (2005) Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. *Ciencia hoy*, 15:14–23.
- Paruelo, JM; Jobbágy, EG; Oesterheld, M; Golluscio, RA; Aguiar, MR. (2007) The Grasslands and Steppes of Patagonia and the Río de la Plata Plains, In *The Physical Geography of South America*, pp. 232–248. Eds T. T. Veblen, K. R. Young, and A. R. Orme. New York: Oxford University Press.
- Patton, JL; Brylski, P V. (1987) Pocket gophers in alfalfa fields: causes and consequences of habitat-related body size variation. *American Society of Naturalist*, 130:493–506.
- Peig, J; Green, AJ. (2009) New perspectives for estimating body condition from mass/length data: the scaled mass index as an alternative method. *Oikos*, 118:1883–1891.
- Pengue, WA. (2005) Transgenic Crops in Argentina: The ecological and social debt. *Bulletin of Science, Technology and Society*, 25:314–322.

- Perfecto, I; Vandermeer, J. (2012) Separación o integración para la conservación de biodiversidad: la ideología detrás del debate "land-sharing" frente a "land-sparing." *Ecosistemas*, 21:180–191.
- Perfecto, I; Vandermeer, J. (2010) The agroecological matrix as alternative to the land-sparing/agriculture intensification model. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107:5786–5791.
- Pfiffner, L; Niggli, U. (1996) Effects of bio-dynamic, organic and conventional farming on ground beetles (Col. Carabidae) and other epigeic Arthropods in winter wheat. *Biological Agriculture & Horticulture*, 12:353–364.
- Phalan, B; Onial, M; Balmford, A; Green, RE. (2011) Reconciling food production and biodiversity conservation: land sharing and land sparing compared. *Science*, 333:1289–91.
- Pimentel, D; Stachow, U; Takacs, DA; Brubaker, HW; Dumas, AR; Meaney, JJ; O'Neil, JASO; Onsi, DE; Corzilius, DB; Neil, O. (1992) Conserving biological diversity in agricultural / forestry systems. *Bioscience*, 42:354–362.
- Pimm, SL; Russell, GJ; Gittleman, JL; Brooks, TM. (1995) The future of biodiversity. *Science*, 269:347–350.
- Poggio, SL; Chaneton, EJ; Ghera, CM. (2010) Landscape complexity differentially affects alpha, beta, and gamma diversities of plants occurring in fencerows and crop fields. *Biological Conservation*, 143:2477–2486.
- Polop, JJ; Provencal, MC; Dauría, P. (2005) Reproductive characteristics of free-living. *Acta Theriologica*, 50:357–366.
- Polop, JJ; Sabattini, MS. (1993) Rodent abundance and distribution in habitats of Agrocenosis in Argentina. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 28:39–46.
- Priotto, JW; Polop, JJ. (1997) Space and time use in syntopic populations of *Akodon azarae* and *Calomys venustus* (Rodentia, Muridae). *Mammalian Biology*, 62:30–36.
- Priotto, JW; Steinmann, AR. (1999) Factor affecting home range size and overlap in *Akodon azarae*. *Acta Theriologica*, 44:37–44.
- Purtauf, T; Roschewitz, I; Dauber, J; Thies, C; Tschardtke, T; Wolters, V. (2005) Landscape context of organic and conventional farms: Influences on carabid beetle diversity. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 108:165–174.
- R Development Core Team, R. (2013) R: A language and environment for statistical computing.



- Redford, KH; Eisenberg, JF. (1992) *Mammals of the Neotropics, Volume 2: The Southern Cone: Chile, Argentina, Uruguay, Paraguay*. Chicago: The University of Chicago.
- Reig, OA. (1984) Significado de los métodos citogenéticos para la distinción y la interpretación de las especies con especial referencia a los mamíferos. *Revista Museo Argentino de Ciencias Naturales «Bernardino Rivadavia» e Instituto Nacional de Investigaciones de las Ciencias Naturales. Zoología*, 13:19–94.
- Reynolds, WD; Drury, CF; Yang, XM; Fox, CA; Tan, CS; Zhang, TQ. (2007) Land management effects on the near-surface physical quality of a clay loam soil. *Soil and Tillage Research*, 96:316–330.
- Richards, JF. (1990) Land Transformation, In *The Earth as transformed by human action*, pp. 163–178. Eds B. L. Turner, W. C. Clark, W. K. Robert, J. F. Richards, J. T. Mathews, and W. B. Meyer. Cambridge: Press, Cambridge University.
- Robinson, RA; Sutherland, WJ. (2002) Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology*, 39:157–176.
- Rosalino, LM; Martin, PS; Gheler-Costa, C; Lopes, PC; Verdade, LM. (2013) Allometric relations of neotropical small rodents (sigmodontinae) in anthropogenic environments. *Zoological science*, 30:585–590.
- Roschewitz, I; Gabriel, D; Tschamtker, T; Thies, C. (2005) The effects of landscape complexity on arable weed species diversity in organic and conventional farming. *Journal of Applied Ecology*, 42:873–882.
- Rudel, TK; Bates, D; Machinguashi, R. (2002) A tropical forest transition? Agricultural change, out-migration, and secondary forests in the Ecuadorian Amazon. *Annals of the Association of American Geographers*, 92:87–102.
- Rudel, TK; Schneider, L; Uriarte, M; Turner, BL; DeFries, R; Lawrence, D; Geoghegan, J; Hecht, S; Ickowitz, A; Lambin, EF; Birkenholtz, T; Baptista, S; Grau, R. (2009) Agricultural intensification and changes in cultivated areas, 1970–2005. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 106:20675–80.
- Salamolard, M; Butet, A; Leroux, A; Bretagnolle, V. (2000) Responses of an avian predator to variations in prey density at a temperate latitude. *Ecology*, 81:2428–2441.
- Satorre, EH. (2005) Cambios tecnológicos en la agricultura argentina actual. *Ciencia Hoy*, 15:24–31.
- Schickmann, S; Kräutler, K; Kohl, G; Nopp-Mayr, U; Krisai-Greilhuber, I; Hackländer, K; Urban, A. (2011) Comparison of extraction methods applicable to fungal spores in faecal samples from small mammals. *Sydowia*, 63:237–247.



- Schluter, D; Gustafsson, L. (1993) Maternal inheritance of condition and clutch size in the collared flycatcher. *Evolution*, 47:658–667.
- Sciulli, PW; Doyle, WJ; Kelley, C; Siegel, P; Siegel, MI. (1979) The interaction of stressors in the induction of increased levels of fluctuating asymmetry in the laboratory rat. *American Journal of Physical Anthropology*, 50:279–284.
- SENASA. (2014) Situación de la producción orgánica en la Argentina durante el año 2013.
- Sierra, E; Hurtado, R; Specha, L. (1993) Corrimiento de las isoyetas anuales medias decenales en la región pampeana 1941–1990. *Revista de la Facultad de Agronomía*, 14:139–144.
- Simone, I; Cagnacci, F; Provencal, C; Polop, JJ. (2010) Environmental determinants of the small mammal assemblage in an agroecosystem of central Argentina: The role of *Calomys musculinus*. *Mammalian Biology*, 75:496–509.
- Sirami, C; Brotons, L; Martin, J. (2007) Vegetation and songbird response to land abandonment: from landscape to census plot. *Diversity and Distributions*, 13:42–52.
- Sommaro, L. (2012) Movimiento de *Calomys musculinus* en poblaciones naturales y experimentales. Universidad Nacional de Río Cuarto.
- Sommaro, L; Chiappero, MB; Vera, NS; Coda, J; Priotto, JW; Steinmann, AR. (2015) Multiple paternity in a wild population of the corn mouse: its potential adaptive significance for females. *Journal of Mammalogy*:gyv091.
- Sommaro, L; Gomez, D; Bonatto, F; Steinmann, AR; Chiappero, M; Priotto, JW. (2010) Corn mice (*Calomys musculinus*) movement in linear habitats of agricultural ecosystems. *Journal of Mammalogy*, 91:668–673.
- Soriano, A; León, RJC; Sala, OE; Lavado, RS; Deregibus, VA; Cahuépe, MA; Scaglia, OA; Velázquez, CA; Lemcoff, JH. (1992) Río de la Plata grasslands, In *Ecosystems of the world 8A. Natural grasslands. Introduction and western hemisphere*, pp. 267–407. Ed R. T. Coupland. New York: Elsevier.
- Steffens, M; Kölbl, A; Totsche, KU; Kögel-Knabner, I. (2008) Grazing effects on soil chemical and physical properties in a semiarid steppe of Inner Mongolia (P.R. China). *Geoderma*, 143:63–72.
- Steinmann, AR; Priotto, JW. (2011) Inter-male aggression in relation to female availability and residence status in corn mice *Calomys musculinus*. *Acta Theriologica*, 56:81–89.
- Steinmann, AR; Priotto, JW; Polop, JJ. (1996) Efecto de las quemadas Invernales en poblaciones de roedores de terraplenes de ferrocarril, In *Libro de resúmenes de las XI Jornadas Argentinas de Mastozoología*,

- Steinmann, AR; Priotto, JW; Polop, JJ. (2009) Territorial behaviour in corn mice, *Calomys musculus* (Muridae: Sigmodontinae), with regard to mating system. *Journal of Ethology*, 27:51–58.
- Stoks, R. (2001) Food stress and predator-induced stress shape developmental performance in a damselfly. *Oecologia*, 127:222–229.
- Swaddle, JP; Witter, MS. (1994) Food, feathers and fluctuating asymmetries. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 255:147–152.
- Talloen, W; Van Dyck, H; Lens, L. (2004) The cost of melanization: butterfly wing coloration under environmental stress. *Evolution*, 58:360–366.
- Teixeira, CP; Hirsch, A; Perini, H; Young, RJ. (2006) Marsupials from space: fluctuating asymmetry, geographical information systems and animal conservation. *Proceedings of the Royal Society B*, 273:1007–1012.
- Tew, TE; Macdonald, DW; Rands, WRW. (1992) Herbicide application affects microhabitat use by arable wood mice (*Apodemus sylvaticus*). *Journal of Applied Ecology*, 29:532–539.
- Tilman, D; Cassman, KG; Matson, P a; Naylor, R; Polasky, S. (2002) Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature*, 418:671–677.
- Tilman, D; Fargione, J; Wolff, B; D'Antonio, C; Dobson, A; Howarth, R; Schindler, D; Schlesinger, WH; Simberloff, D; Swackhamer, D. (2001) Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science*, 292:281–284.
- Trewavas, A. (2004) A critical assessment of organic farming-and-food assertions with particular respect to the UK and the potential environmental benefits of no-till agriculture. *Crop Protection*, 23:757–781.
- Trewavas, A. (2001) Urban myths of organic farming. *Nature*, 410:409–410.
- Trivers, R. (1972) Parental investment and sexual selection, In *Sexual selection and the descent of man*, pp. 136–179, Ed B. Campbell. Chicago, Illinois: Aldine Press.
- Tscharntke, T; Clough, Y; Wanger, TC; Jackson, L; Motzke, I; Perfecto, I; Vandermeer, J; Whitbread, A. (2012) Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. *Biological Conservation*, 151:53–59.
- Tscharntke, T; Klien, M; Kruess, A; Steffan-Dewenter, I; Thies, C. (2005) Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecology Letters*, 8:857–874.

- Tuck, SL; Winqvist, C; Mota, F; Ahnström, J; Turnbull, L a.; Bengtsson, J. (2014) Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: a hierarchical meta-analysis Ed A. McKenzie. *Journal of Applied Ecology*, 51:746–755.
- Tuomisto, HL; Hodge, ID; Riordan, P; Macdonald, DW. (2012) Does organic farming reduce environmental impacts? A meta-analysis of European research. *Journal of Environmental Management*, 112:309–20.
- UN. (2014) La situación demográfica en el mundo, 2014. Informe conciso.
- Vandermeer, J; Perfecto, I. (2007) The agricultural matrix and a future paradigm for conservation. *Conservation biology*, 21:274–7.
- Vera, N. (2014) Estructura genética poblacional de roedores de la especie *Akodon azarae* en ambientes fragmentados de la Pampa Interior. Universidad Nacional de Córdoba.
- Vickery, JA; Tallowin, JR; Feber, RE; Asteraki, EJ; Atkinson, PW; Fuller, RJ; Brown, VK. (2001) The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. *Journal of Applied Ecology*, 38:647–664.
- De Villafañe, G; Bonaventura, SM. (1987) Ecological studies in croe fields of the endemic area of Argentina Hemorrhagic Fever. *Calomys musculinus* movements in relation to habit and abundance. *Mammalia*, 51:234–248.
- De Villafañe, G; Quintana, RD; Merler, JA. (1994) Selección de hábitat en *Akodon azarae* y *Calomys laucha* en semicautividad . Efecto de la densidad de *Calomys laucha* sobre *Akodon azarae*. *Mastozoología Neotropical*, 1:123–133.
- Waldmann, P. (2001) The effect of inbreeding on fluctuating asymmetry in *Scabiosa canescens* (Dipsacaceae). *Evolutionary Ecology*, 15:117–127.
- Wauters, LA; Dhondt, AA; Knothe, H; Parkin, DT. (1996) Fluctuating asymmetry and body size as indicators of stress in red squirrel populations in woodland fragments. *The Journal of Applied Ecology*, 33:735–740.
- Weibull, A; Östman, Ö; Granqvist, A. (2003) Species richness in agroecosystems: the effect of landscape, habitat and farm management. *Biodiversity and Conservation*, 12:1335–1355.
- Whitford, WG; Steinberger, Y. (2010) Pack rats (*Neotoma* spp.): Keystone ecological engineers? *Journal of Arid Environments*, 74:1450–1455.
- Wickramasinghe, LP; Harris, S; Jones, G; Vaughan, N. (2003) Bat activity and species richness on organic and conventional farms: impact of agricultural intensification. *Journal of Applied Ecology*, 40:984–993.

- Winqvist, C; Ahnström, J; Bengtsson, J. (2012) Effects of organic farming on biodiversity and ecosystem services: taking landscape complexity into account. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1249:191–203.
- Winqvist, C; Bengtsson, J; Aavik, T; Berendse, F; Clement, LW; Eggers, S; Fischer, C; Flohre, A; Geiger, F; Liira, J; Pärt, T; Thies, C; Tschardtke, T; Weisser, WW; Bommarco, R. (2011) Mixed effects of organic farming and landscape complexity on farmland biodiversity and biological control potential across Europe. *Journal of Applied Ecology*, 48:570–579.
- Wolff, RJ. (1985) Mating behaviour and female choice : their relation to social structure in wild caught House mice (*Mus musculus*) housed in a semi-natural environment. *Journal of Zoology*, 207:43–51.
- Wolff, RJ; Sherman, PW. (2007) Rodent societies as model systems, In *Rodent societies: an ecological and evolutionary perspective*, pp. 3–7. Eds R. J. Wolff and P. W. Sherman. Chicago, United States of America: University of Chicago Press.
- Zakharov, VM. (1992) Population phenogenetics: analysis of developmental stability in natural populations. *Acta Zoologica Fennica*, 191:17–30.
- Zuleta, GA; Kravetz, FO; Busch, M; Percich, RE. (1988) Dinámica poblacional del ratón del pastizal pampeano (*Akodon azarae*) en ecosistemas agrarios de Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural*, 61:231–244.

**PUBLICACIONES DERIVADAS DE LA  
TESIS**





## Small mammals in farmlands of Argentina: Responses to organic and conventional farming



José Coda, Daniela Gomez, Andrea R. Steinmann, José Priotto \*

Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Departamento de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Río Cuarto, Argentina

### ARTICLE INFO

#### Article history:

Received 2 January 2015

Received in revised form 5 May 2015

Accepted 19 May 2015

Available online xxx

#### Keywords:

Agricultural management  
Small mammal abundance  
Specialist species  
Generalist species  
Vegetation volume  
Border habitats  
Cricetidae rodents

### ABSTRACT

Despite the important positive role that small mammals have in agricultural systems, mainly through their contribution to food webs, few studies have been conducted on the biodiversity and abundance of this group. Considering that Argentina is one of the most important agricultural regions of the world, our objective was to assess the effect of farming practices (organic vs. conventional) on species richness and abundance of small mammals in border habitats from agroecosystems of central Argentina. We predicted that the effects of farming practices on small mammal populations would vary with the degree of habitat specialization of species. We expected higher species richness and abundance of specialist species in border habitats of organic than on conventional farms. We found that farming practices did not explain species richness; the number of species in border habitats was low with small variation between managements. Management, season and vegetation volume explained abundance of both specialist and generalist species in border habitats, but with additive effects in the former and interactive effects in the latter. During summer, *Calomys musculinus*, *Calomys laucha* and *Akodon azarae* were more abundant in border habitats of organic than on conventional farms. This could be related to the highest reproductive activity of these species in this season, associated to the highest habitat quality of organic border habitats. Also, organic farms may have an important role for specialist species in poor-quality habitats at the beginning and at the end of the reproductive period (spring and autumn). Our results showed a positive trend in small mammal abundance of organic farms in farmlands under intensive agriculture. The differences between Argentinian and European agriculture systems are discussed.

©2015 Elsevier B.V. All rights reserved.

### 1. Introduction

One of the most worldwide land-use activities is the conversion of natural landscapes to croplands and pastures (Foley et al., 2005). This activity introduces alterations in habitat quality and suitability, producing agricultural landscapes widely variable in their degree of spatial heterogeneity (Fahrig et al., 2011). More heterogeneous landscapes are characteristic of traditional farming systems where many different production cover types are interspersed with more natural ones. Such patterns contrast with intensive agricultural systems characterized by only a few crop types in large uniform fields (Fahrig et al., 2011; Sirami et al., 2007). Organic farming involves practices similar to traditional farming systems since it has higher levels of

habitat heterogeneity, and contains greater densities of uncropped habitats compared to conventional farming (Fuller et al., 2005). Also, insecticides, herbicides, fungicides and inorganic fertilizers are entirely or largely avoided, favouring well-maintained and more suitable border habitats (Norton et al., 2009). This practice is more environmentally friendly than conventional agriculture, which is mainly dependent on external inputs for crop and animal productions (Bengtsson et al., 2005; Tuck et al., 2014).

Studies conducted on plants, insects, birds and mammals have shown that organic farming practices can counteract the negative effects of agriculture intensification (Beecher et al., 2002; Fischer et al., 2011; Holzschuh et al., 2006; Macdonald et al., 2007; Roschewitz et al., 2005). However, the magnitude of their effects seems to vary greatly, particularly among taxa and across landscapes (Batáry et al., 2011; Bengtsson et al., 2005; Winqvist et al., 2012). In simple landscapes (<20% semi-natural areas), the introduction of organic farming would be important for the conservation of biodiversity in farmlands under intensive agriculture (Tscharntke et al., 2005).

\* Corresponding author. Tel.: +54 358 4676236; fax: +54 358 4676230.

E-mail addresses: joseacoda@gmail.com (J. Coda), mdgomez1907@gmail.com (D. Gomez), asteinmann@exa.unrc.edu.ar (A.R. Steinmann), jpriotto@gmail.com, jpriotto@exa.unrc.edu.ar (J. Priotto).



The well-studied European systems are characterised by fine-grained farmland mosaics with relatively small fields, dense networks of hedgerows and roads, and highly intermingled rural and urban areas. This structural complexity differs deeply from the extensive and homogeneous cropland mosaic characteristic of many rural areas in Argentinian agricultural systems, which comprise large arable fields and sparse linear habitat networks (Baldi et al., 2006; Poggio et al., 2010). These linear habitats frequently receive intentional or unintentional spraying of broad-spectrum herbicides from the neighbouring crops (de la Fuente et al., 2010; Ghersa et al., 2002). In intensively managed agricultural landscapes, the maintenance of undisturbed linear habitat networks can attenuate the effects of agricultural intensification by providing suitable habitats for biodiversity conservation (Coda et al., 2014; Gomez et al., 2011; Simone et al., 2010).

In the last decades, the rate of agricultural expansion in Argentina has increased considerably due to technological changes (e.g. no-tillage techniques, genetically modified crops) and market conditions (e.g. global increase in soybean demand) (Baldi and Paruelo, 2008). The farming area dedicated to no-tillage cropping system increased from 2 Mha in 1992–1993 to 27 Mha in 2010–2011 (Aapresid, 2012); and during this process, many field borders were removed to enlarge crop areas (Aizen et al., 2009). In Argentina, the area of organic farmland is small; currently there are 3.6 Mha under this practice, only 240,000 of them are intended to crop production, whereas, the rest is dedicated to pastures for cattle production (SENASA, 2013). Organic farming is characterised by the use of tillage for mechanical control of weeds and no-use of synthetic fertilizers or pesticides, and there is no intentional management on border habitats. On the other hand, conventional management includes external inputs of synthetic pesticides and soluble fertilizers and no-tillage systems where the weed control depends almost exclusively on the use of herbicides (Satorre, 2005).

The effects of agriculture intensification on the diversity and abundance of species could vary with the degree of specialization of species. Specialist species are more dependent on habitat quality and they suffer more from habitat disturbance than generalists, which

are able to use other habitats and resources (Filippi-Codaccioni et al., 2010). An increase in agriculture intensification affected small mammal diversity and abundance in the Pampean region (Medan et al., 2011), with habitat generalist species such as the Cricetidae rodent *Calomys laucha* and *Calomys musculinus* being favoured, and habitat specialist species such as *Akodon azarae* being negatively influenced (Bilenca and Kravetz, 1995; Cavia et al., 2005; Frascina et al., 2012). The south-eastern area of Córdoba province (central Argentina, Juárez Celman, Unión and Marcos Juárez Departments) has not been free from agricultural intensification, with approximately 1,879,900 ha under crop production, and only 2700 ha of these are under organic management (MAGyA, 2013).

Although many studies have shown the effects of organic farming on biodiversity, they have been heavily biased towards agricultural systems in Europe and North America. In order to have a balanced global assessment of organic farming effects on biodiversity, studies on other regions and at different spatial scales are needed (Tuck et al., 2014). In spite of the important positive role that small mammals play in agricultural systems, mainly through their contribution to food webs (Michel et al., 2006; Salamolard et al., 2000), few studies have been conducted on their biodiversity and abundance (Brown, 1999; Fischer et al., 2011; Macdonald et al., 2000).

Our objective was to assess the effect of farming practices (organic vs. conventional) on species richness and abundance of small mammals in border habitats of agroecosystems of central Argentina. We predicted that the effects of farming practices on small mammal populations would vary with the degree of specialization of the species. We expected higher species richness and abundance of specialist species in border habitats of organic than of conventional farms.

## 2. Materials and methods

This study was carried out since spring 2011 to autumn 2013 in an agricultural landscape of south-eastern Córdoba province, Argentina (Fig. 1). This period included two annual abundance

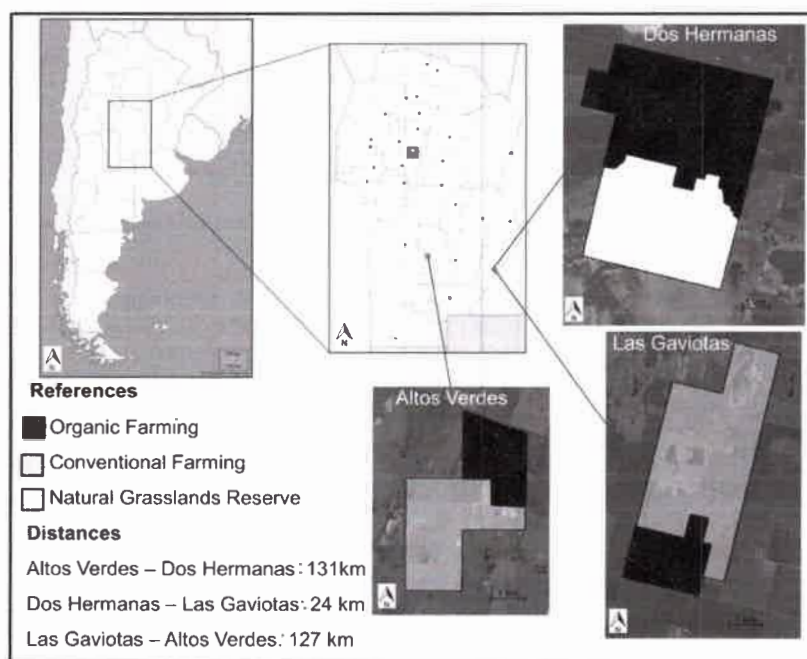


Fig. 1. Study area, agricultural systems of south-eastern Córdoba province with the three farms (Dos Hermanas, Las Gaviotas and Altos Verdes) that include organic and conventional managements, with distances between them.

cycles of rodents. Cycle 1 (AC1): November 2011 (spring in the Southern Hemisphere), February–March 2012 (summer) and May–June 2012 (autumn); cycle 2 (AC2): November 2012, February–March 2013 and May–June 2013. This region is a land mosaic where the original flora is restricted to uncultivated border habitats. These linear habitats support a mixed vegetation type dominated by native and invasive herbaceous species. The most frequent crop sequences are wheat–soybean or soybean–maize (as alternate single summer crops per year with a winter fallow), even though the soybean monoculture as a single summer crop per year is also a common practice (Puricelli and Tiesca, 2005; Satorre, 2005).

In this region, the small mammal assemblage is mainly represented by the Cricetidae rodents *C. musculus*, *C. venustus*, *C. laucha*, *A. azarae*, *A. dolores*, *Oxymycterus rufus* and *Oligoryzomys flavescens* (Simone et al., 2010). Rodent species were ranked from generalists to specialists considering species-specific habitat specialization; ranging from habitat generalist (species occur in almost all habitats within the agriculture landscape) to habitat specialist (species occur in habitats with high vegetation cover): *C. musculus*, *C. laucha*, *A. azarae*, *O. flavescens*, *C. venustus*, *A. dolores* and *O. rufus* (Martínez et al., 2014).

Considering the low number of hectares under organic farming in Argentina, and particularly in south-eastern Córdoba province, we were able to survey the entire surface under this management. Three farms were sampled: Las Gaviotas (Postel S.A.) (33°50'S, 62°39'W) (1689 ha), Dos Hermanas (Foundation Rachel and Pamela Schiele) (33°39'S, 62°30'W) (4023 ha) and Altos Verdes (Huanqui S.A.) (33°18'S, 63°51'W) (1010 ha) (Fig. 1 and Fig. A1). Dos Hermanas farm includes a natural grassland reserve of 1922 ha and a productive area which has been under organic management since 1992 (Table 1, Fig. 1 and Fig. A1). Las Gaviotas and Altos Verdes farms have both organic and conventional managements (Table 1, Fig. 1 and Fig. A1); organic plots of these two farms have been under this management for 10 years. Weeds of plots under organic management were mechanically controlled using disk plough, chisel plough, roll and weeder, whereas farms under conventional management used herbicides (glyphosate, atrazine, acetochlor, nicosulfuron, 2,4-D, chlorimuron and metolachlor) for weed control. Other external inputs as fertilizers (sulfur, urea and ammonium) and insecticides (chlorpyrifos, alphasmetrin, cyclopropane carboxylate, endosulphan and lambda-cyhalothrin) are regularly used in conventional plots; while fungicides (epoxiconazole, pyraclostrobin, azoxystrobin, difenoconazol) are used as required. During the study period the main crops were soybean and maize, both in organic and conventional farms. Organic fields are certified by private companies, OIA

(Organización Internacional Agropecuaria, 2014) for Las Gaviotas and Argencert (Argencert, 2014) for Altos Verdes and Dos Hermanas. Both private companies operate as certifier of crop and livestock organic products. To characterise each farm by management and annual cycle we calculated the percentages of arable land (cereal crops), grassland, pasture (alfalfa) and forest relict. We estimated habitat diversity with the Shannon index using percentages of arable land, grassland, pasture, forest relict and border habitat. In general, this index showed higher values for organic than for conventional farms (Table 1).

Our study was conducted in border habitats of organic and conventional farms, a border is a 1.5–2.5 m wide vegetation strip located in the inner margin of fields. The use of land on both sides of the border was classified as: crop/crop (C/C, fields cultivated with soybean or maize) or crop/pasture (C/P, fields cultivated with soybean or maize/fields used for cattle).

Capture, mark and recapture (CMR) trapping sessions were conducted during spring, summer and autumn for AC1 and AC2, over two weeks in each session. Altos Verdes was sampled during the first week and Dos Hermanas and Las Gaviotas during the second week; for each week, trapping was conducted during four consecutive nights. A total of 116 and 106 trap lines were placed in AC1 and AC2, respectively. Each line had 20 traps similar to Sherman live-traps, with a trap every 10 m in the middle of a border. Eight and seven additional trap lines of 20 traps each were placed in organic and conventional crop fields in AC2. These lines were located parallel to border lines at 15 m within crop fields (see details in Appendix: Table A1). The minimum distance between lines was 300 m to avoid correlation between neighbouring lines and the influence of neighbouring farms (Gomez et al., 2011; Sommaro et al., 2010). Traps were baited with a mixture of peanut butter and cow fat.

In each line, vegetation measurements were made using a quadrat of 1 m<sup>2</sup> centred in a trap, 10 traps were surveyed. Variables recorded in each quadrat unit were (1) percentage of green cover, (2) percentage of plant litter, (3) height (cm) of green cover and plant litter and (4) vegetation volume (m<sup>3</sup>). Height was obtained as the mean value of ten measurements randomly registered in the 1 × 1 m quadrat and vegetation volume was estimated as shelter × height, where shelter was the combination of the percentage of green cover and plant litter. Values from the ten quadrats were averaged to obtain a unique value of each variable for each line. Trapped animals were identified, sexed, weighed and ear-tagged. Body and tail length were also registered. We estimated the abundance of each species as the number of individuals in each trap-line.

**Table 1**  
Description of sampled farms by management and annual cycle. Mean plot size (ha) ± standard deviation (SD), total percent area covered by arable land, pastures, grasslands, border habitats, forest relicts, and habitat diversity (Shannon index) are shown. AC1: from November 2011 to May 2012; AC2: from November 2012 to May 2013.

	Annual cycle	Total (ha)	Mean plots (ha) ± SD	Arable land (%)	Pastures (%)	Grasslands (%)	Borders (%)	Forest relict (%)	Habitat diversity
<b>Organic</b>									
Altos Verdes	AC1	346	33.70 ± 19.46	12.74	0	76.71	1.58	4.63	0.67
	AC2		33.70 ± 19.46	28.37	5.79	55.29	1.58	4.63	1.06
Las Gaviotas	AC1	330	64.80 ± 19.45	66.66	31.29	0.45	1.13	0.21	0.73
	AC2		64.80 ± 19.45	53.65	44.55	0.45	1.13	0.21	0.78
Dos Hermanas	AC1	4023	53 ± 24.02	16.13	21.23	49.81	1.24	0.48	1.05
	AC2		53 ± 24.02	11.86	24.06	51.25	1.24	0.48	1.02
<b>Conventional</b>									
Altos Verdes	AC1	664	47.50 ± 10.48	66.01	0	28.15	1.31	1.20	0.74
	AC2		47.50 ± 10.48	74.14	0	20.02	1.31	1.20	0.65
Las Gaviotas	AC1	1359	69.40 ± 33.07	76.11	0	14.99	1.09	1.10	0.59
	AC2		69.40 ± 33.07	67.79	0	23.21	1.09	1.10	0.70



For vegetation analyses we used green cover, plant litter and vegetation volume as response variables, and implemented the Linear Mixed Models (LMMs), with the *lme* function. We included farming (organic and conventional) and season (spring, summer and autumn) as fixed factors and annual cycle (temporal pseudoreplication) and farm (spatial pseudoreplication) as random factors. We used random factors to control for the lack of independence between observations. Random effects have factor levels that are drawn from a large population in which the observations differ in many ways, but we do not know exactly how or why they differ. Thus, it does not make any sense to concentrate on estimating means of a small subset of factor levels (Crawley, 2007). We evaluated all possible models containing additive and interaction effects. The null model with intercept only was also considered. Models were compared using Akaike Information Criterion, corrected for small sample size (AICc),  $\Delta$ AICc values and Akaike weights. To estimate the relative variable importance and weighted averages of parameter estimates we averaged models with  $\Delta$ AICc  $\leq 3$  that provide substantial empirical evidence for the model (Burnham and Anderson, 2002; Fischer and Schröder, 2014).

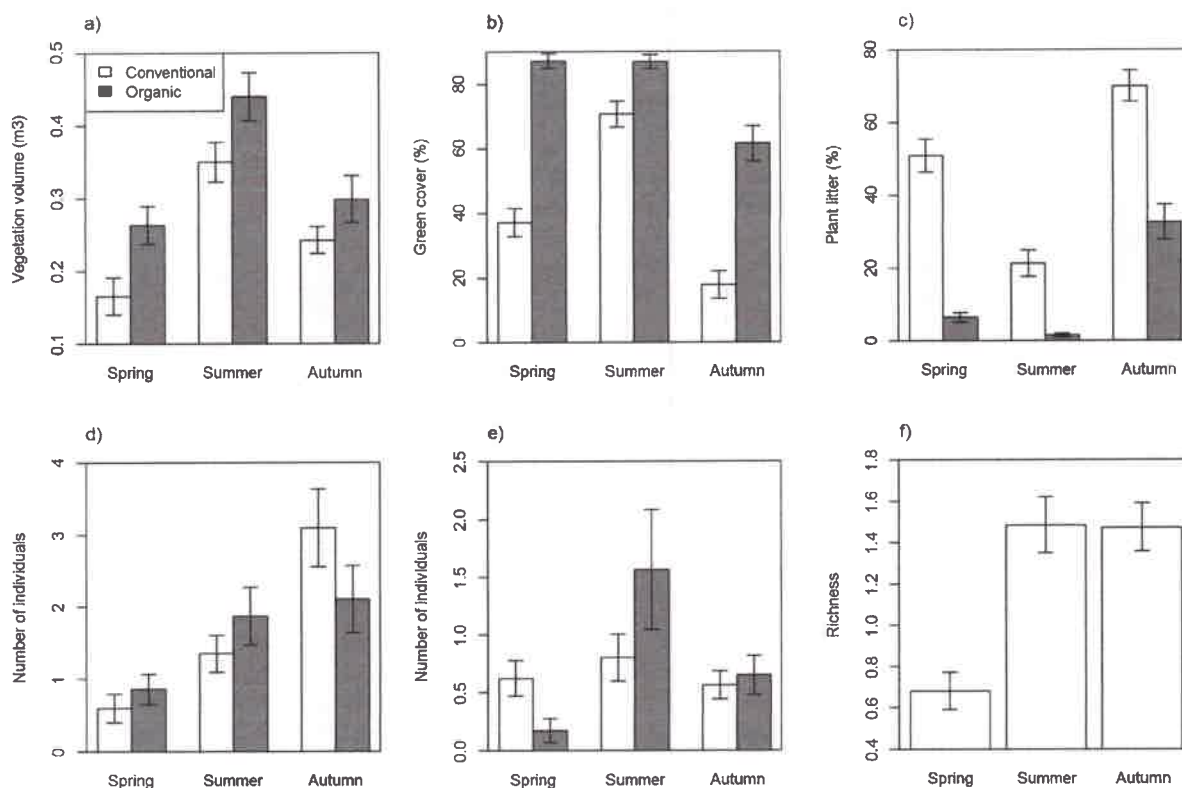
Abundance of each species and richness were analysed using Generalized Linear Mixed Models (GLMMs) with the *glmer* function, and for richness we used the Poisson distribution. The abundance analyses were performed with the most abundant species: the generalists *C. musculus* and *C. laucha* and the specialist *A. azarae*. For *C. musculus* and *C. laucha*, the response variable was the number of individuals, and we used the Poisson distribution. Due to the fact that *A. azarae* was not captured in several trap lines, for this species we considered presence/absence of individuals in each line as the response variable, and we used the binomial distribution. Farming management (*M*), season (*S*), land

use on both sides of the border (*U*) and vegetation volume ( $V_v$ ) were considered as fixed factors. We included farm and cycle as random factors. The set of models contained explanatory variables (*M*, *S*, *U* and  $V_v$ ), the additive effects of two, three or four predictor variables and the interaction effects considering only those models with biological meaning ( $M \times V_v$ ;  $S \times V_v$ ;  $M \times S$ ;  $M \times U$ ;  $V_v \times U$  and  $M \times S \times V_v$ ). The interaction models were performed to avoid problems with the number of parameters to be estimated in the analyses and considering only those models with biological meaning. The null model was also evaluated. Model selection was performed using the previously described procedure. We used R 3.0.2 software (R Development Core Team, 2013) for all analyses.

### 3. Results

The best statistical models for green cover and plant litter included the interaction effects of season and management, whereas for vegetation volume it included additive effects of these variables (Appendix: Table A2). Green cover was higher in organic than in conventional farms, but seasonal variations were higher in the latter. Percentages of plant litter were higher in conventional than in organic farms, there was little plant litter during spring and summer in organic farms. In all seasons, vegetation volume showed higher values in borders of organic farms (Fig. 2a–c).

We trapped a total of 663 individuals corresponding to seven species in 17,760 trap-nights, 309 and 354 individuals in border habitats in AC1 and AC2, respectively (Table 2). Weights and body lengths by species and sex are detailed in Appendix: Table A3. The total abundance of rodents was similar in organic and conventional farms of both cycles (Table 2). The abundance of the specialist



**Fig. 2.** (a) Vegetation volume (mean  $\pm$  SE) and percentages of (b) green cover (mean  $\pm$  SE), (c) plant litter (mean  $\pm$  SE) in border habitats under organic or conventional managements by season. Number of individuals (d) *Calomys musculus*, (e) *Calomys laucha* in border habitats under organic and conventional managements by season. (f) Small mammal species richness in border habitats by season.

**Table 2**  
Total small mammal abundance, species richness and abundance of captured species in organic and conventional border habitats for AC1 and AC2. Small mammal species were ranked from generalists to specialists considering species-specific habitat specialization. Mean values ± standard deviation (M ± SD). The number of individual captured in lines placed within crop fields is shown in brackets.

	AC1				AC2			
	Organic		Conventional		Organic		Conventional	
	M ± SD	Total	M ± SD	Total	M ± SD	Total	M ± SD	Total
Abundance	2.54 ± 3.62	160	2.37 ± 2.77	149	2.90 ± 3.51	175	3.22 ± 3.60	179
Richness	1.11 ± 1.14	5	1.13 ± 0.94	6	1.17 ± 1.01	5	1.20 ± 1.01	5
<i>C. musculus</i>	1.05 ± 1.75	66	1.40 ± 2.18	88	1.80 ± 2.46	108(9)	2.09 ± 2.88	115(3)
<i>C. laucha</i>	0.97 ± 2.24	61	0.68 ± 1.04	43	0.35 ± 0.82	21(3)	0.64 ± 0.99	35(6)
<i>A. azarae</i>	0.21 ± 0.48	13	0.14 ± 0.43	9	0.52 ± 1.28	31	0.42 ± 1.03	23(1)
<i>O. flavescens</i>	0.11 ± 0.32	7	0.02 ± 0.13	1	0.23 ± 0.72	14	0.07 ± 0.26	4
<i>C. venustus</i>			0.03 ± 0.25	2				
<i>O. rufus</i>					0.01 ± 0.13	1	0.04 ± 0.19	2

species *A. azarae* was higher in border habitats of organic than of those in conventional farms; the other specialist species (*O. flavescens*, *C. venustus* and *O. rufus*) had low captured numbers during the study. The most captured species in border habitats of both managements were the generalists *C. musculus* and *C. laucha*. Besides nine *C. musculus* and three *C. laucha* were captured in 640 trap-nights within crop fields in organic farms, and one *A. azarae*, three *C. musculus* and six *C. laucha* were captured in 560 trap-nights in conventional farms (Table 2).

Since for richness analyses, four models had similar statistical support ( $\Delta AICc \leq 3$ ; Table 3), we used weighted parameter estimates for variables using model averaging. Finally, to explore the relative influence of the predictor variables, we used hierarchical partitioning as implemented in the hier.part package. The relative influence of each predictor variable was: vegetation volume (coefficient = 1.44, SE = 0.45; %  $I_y = 63.49$ ), season (spring: coefficient = -0.74, SE = 0.25; summer: coefficient = -0.23, SE = 0.23; %  $I_y = 35.34$ ), management (organic: coefficient = 0.0147, SE = 0.2435, %  $I_y = 0.6786$ ) and land use (C/P: coefficient = -0.0519, SE = 0.1247, %  $I_y = 0.4914$ ). Richness was lowest in spring corresponding to the lowest vegetation volume (Fig. 2a and f).

GLMM analyses revealed that management in interaction with season and vegetation volume had a significant effect on *C. musculus* and *C. laucha* abundance (Table 3). During summer, the abundance of generalist species was higher in border habitats of organic than on conventional farms. These findings were in agreement with the highest values of vegetation volume registered during this season. For the other seasons, the relationship between management and abundance varied by species. In spring, *C. laucha* was more captured in borders under conventional management, and *C. musculus* showed little difference between farming practices. On the contrary, during autumn *C. laucha* did not show

differences of abundance between managements and *C. musculus* was more abundant in borders of conventional farming (Fig. 2d and e). For the specialist *A. azarae*, we found that three models had similar statistical support ( $\Delta AICc \leq 3$ ; Table 3); thus, we applied model averaging and hierarchical partitioning. The relative influence of each predictor variable was vegetation volume (coefficient = 4.3010, SE = 1.1081; %  $I_y = 60.7507$ ), season (spring: coefficient = -1.5877, SE = 0.5773; summer: coefficient = -0.7520, SE = 0.4451; %  $I_y = 34.3590$ ), management (organic: coefficient = 0.3819, SE = 0.4206, %  $I_y = 4.8903$ ) and land use (C/P: coefficient = 0.0755, SE = 0.4078, %  $I_y = 0.9774$ ). During spring, the values of vegetation volume were lowest and we captured *A. azarae* only in border habitats of organic farms. During summer, *A. azarae* had a higher frequency of occurrence in organic farms that made up 28.13% (caught in 9 trap lines from the total of 32). In conventional farms, individuals of this species were caught in 8 trap lines from the total of 40 (20%). During autumn, *A. azarae* was captured in 10 of 37 trap lines (27.03%) and 10 of 41 trap lines (24.39%) of organic and conventional farms, respectively.

**4. Discussion**

There is a general consensus that organic farming increases species richness of arthropods, birds, microbes and plants (Tuck et al., 2014); however, the evidence is scarce in groups with lower species numbers as small mammals in agroecosystems (Fischer et al., 2011). Our study aimed to compare effects of conventional and organic farming on species richness and abundance of small mammals in border habitats of Argentinian agroecosystems.

We expected that border habitat on organic farms would have higher richness and abundance of specialist species than those of conventional farms. However, our results showed a more complex relationship between response variables and management. Farming practices did not explain richness, as the number of species per border was low with small variation between managements. Fischer et al. (2011) found that organic farming had a positive effect on species richness in simple landscapes (>80% of arable land) at a small spatial scale (100 m). In our study, the percentages of arable land were always lower in organic than in conventional farms; however, this was not enough to produce an effect on species richness at the spatial scale considered in this study.

In agricultural systems, the reduction of agrochemical application increases the diversity of plants and invertebrates in field borders (Tew et al., 1992; Frieben and Kopke, 1995). Also, fields under organic management generally exhibit higher abundance and species richness of weeds and invertebrates, regardless of the arable crop being grown (Frieben and Kopke, 1995; Hald, 1999; Macdonald et al., 2000; Hole et al., 2005). Although most of these results are from European systems, they may also apply to organic

**Table 3**  
Model selection, based on AICc comparison, of Generalized Linear Mixed Model (GLMM) describing species richness and rodent abundance. S: season; M: management;  $V_v$ : Vegetation volume; U: land use on both sides of the border.

	Best model	AICc	$\Delta AICc$	K	Deviance	
Richness	S + $V_v$	202.7288	-1.9589	6	190.3381	
	S + $V_v$ + U	204.6877	-0.0216	8	190.1644	
	S + $V_v$ + M	204.7093	-0.3409	8	190.1860	
	S × $V_v$	204.3684	-3.8319	6	187.6924	
Species						
	<i>C. musculus</i>	M × S × $V_v$	472.9381	-14.0575	9	442.9091
	<i>C. laucha</i>	M × S × $V_v$	365.5933	-10.3569	9	335.5644
	<i>A. azarae</i>	S + $V_v$	196.8076	-1.3216	6	184.4169
		M + S + $V_v$	198.1292	-0.778	8	183.6059
	U + S + $V_v$	198.9074	-1.2870	9	184.3840	



farms in Argentina that do not use synthetic pesticides and fertilizers (Coda et al., 2014). It is expected that this type of management renders crop fields and border habitats of organic farms more suitable habitats for a variety of taxa. Particularly, our findings showed that habitat quality of organic farm borders was the highest due to the increased vegetation volume mainly comprised of green cover. On the other hand, border habitat quality on conventional farm was the lowest as a consequence of the small vegetation volume mainly comprised of plant litter.

Management, season and vegetation volume explained abundance of both specialist and generalist species in border habitats, but with additive effects in the former and interactive effects in the latter. The highest habitat quality of organic farm borders explains the higher captures of specialist *A. azarae* in the summer, whereas, during the spring, it was only captured in those border habitats. The absence of this species in border habitats of conventional farms most probably is due to the low suitability of these habitats. The higher captures of the specialist species *A. azarae* in more vegetated and stable habitat is in line with previous studies of this species (Andreo et al., 2009; Busch et al., 2001). During autumn, the border habitat quality is lower due to habitat perturbation produced by harvest in both management. Consequently, capture differences for this specialist species between management was less noticeable during autumn. During summer, the response of generalist species was similar to the specialist species, with higher numbers of *C. musculinus* and *C. laucha* in highest quality habitats of organic farm borders. During spring and autumn, when border habitat quality decreases, organic management appears to have less influence on the abundance of the generalist species. The higher captures of generalist species in trap lines located in crop fields of organic farms may be in response to their highest habitat quality. Indeed trap success of *C. laucha* was higher in crop fields than in borders of organic farms. Hodara and Busch (2010) observed that this species uses crop fields with a high weed cover, as would be the case in crop fields of organic farms.

In a recent study conducted in European agroecosystems, Fischer et al. (2011) found that complex landscapes increased abundance, richness and diversity of small mammals in conventional compared to organic fields. Complex landscapes appear to support small mammal colonization of crop fields and may increase habitat connectivity (Alain et al., 2006; Fischer et al., 2011). In Argentina, mean plot sizes of agricultural systems are larger than those of European systems (in our study, mean plot size >30 ha versus <10 ha in average in European systems, e.g. Fischer et al., 2011), fully exceeding dispersal scale of rodent species (Gomez et al., 2011; Sommaro et al., 2010). Thus, crop fields in conventional farms with scarce weed cover could not connect suitable habitats for small mammals nor provide shelter from predators; reinforcing the importance of border habitats as corridors and as source of resources for long-term survival and reproduction in these agroecosystems (Coda et al., 2014; Gomez et al., 2011; Sommaro et al., 2010). Although, mean plot sizes of organic farms are similar to those of conventional ones, the formers could provide more resources (coverage and food) for small mammals, both in border habitat and crop fields; which could be related to the exclusion of external inputs (Coda et al., 2014). If this is the case, we expected that organic farming has positive effects on abundance and richness of small mammals in simple landscapes such as Argentinian farmland under intensive agriculture. We registered higher rodent numbers in organic farms only during summer, when the three studied species were more abundant in border habitats of organic than on conventional farms. These findings could be related to the highest reproductive activity associated to this season and the best habitat quality of organic border habitats (Coda et al., 2014). Also, this better habitat quality

may be related to a higher movement rate towards more suitable border habitats of organic farms.

## 5. Conclusions

The overall benefits of organic farming for biodiversity conservation have been intensely debated during the last years (Bengtsson et al., 2005; Hole et al., 2005; Tuck et al., 2014). However, to our knowledge, this is the first study that investigates the effect of organic management on species richness and abundance of small mammals in Argentina. Our study intended to quantify the differences between organic and conventional management using small mammals as a study model.

Our results showed that organic management in farmlands under intensive agriculture has no effect on species richness, has a positive influence on specialist species abundance and show no consistent effect on generalist species abundance. Since our abundance and species richness estimates were low, it is possible that they were not enough to show clear statistical effects of organic farming, thus our results should be considered carefully.

Given that small mammal specialist species are more dependent on habitat quality (measured as green cover), their abundance could be a good indicator of habitat quality in farmlands, as it was previously emphasised for farmland birds (Filippi-Codaccioni et al., 2010). Considering the important positive role that small mammals have on food webs in agricultural systems, the maintenance of high population numbers may be important for biodiversity conservation. Although our study may suggest that the implementation of organic farming may be a good conservation strategy for small mammals in Argentina, future studies at different spatial scales, are needed in order to assess the interaction between landscape complexity and farming practice.

## Acknowledgements

We thank Foundation Rachel and Pamela Schiele, Las Gaviotas and Altos Verdes farms. We are thankful to Mariana Morando for help with correcting the English and two anonymous reviewers for helpful comments on the manuscript. Financial support was provided by Consejo Nacional de Investigación Científica y Técnica (CONICET) (PIP CONICET No. 11220100100003) and Fondo para la Investigación Científica y Tecnológica (PICT 838/11 Préstamo BID).

## Appendix A. Supplementary data

Supplementary data associated with this article can be found, in the online version, at <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2015.05.007>.

## References

- Aapresid, 2012. Evolución de la superficie en Siembra Directa en Argentina. Evolución de la superficie en Siembra Directa en Argentina. [http://www.aapresid.org.ar/wp-content/uploads/2013/02/aapresid\\_evolucion\\_superficie\\_sd\\_argentina\\_1977\\_a\\_2011.pdf](http://www.aapresid.org.ar/wp-content/uploads/2013/02/aapresid_evolucion_superficie_sd_argentina_1977_a_2011.pdf).
- Aizen, M., Garibaldi, L., Dondo, M., 2009. Expansión de la soja y diversidad de la agricultura argentina. *Ecol. Austral* 19, 45–54.
- Alain, B., Gilles, P., Yannick, D., 2006. Factors driving small rodents assemblages from field boundaries in agricultural landscapes of western France. *Landscape Ecol.* 21, 449–461.
- Andreo, V., Provencal, C., Scavuzzo, M., Lamfri, M., Polop, J., 2009. Environmental factors and population fluctuations of *Akodon azarae* (Muridae: Sigmodontinae) in central Argentina. *Austral Ecol.* 34, 132–142.
- Argencert, 2014. Servicio Internacionales de Certificación. <http://argencert.com.ar/sitio/>.
- Baldi, G., Guerschman, J.P., Paruelo, J.M., 2006. Characterizing fragmentation in temperate South America grasslands. *Agric. Ecosyst. Environ.* 111, 197–208.
- Baldi, G., Paruelo, J.M., 2008. Land-use and land cover dynamics in South American temperate grasslands. *Ecol. Soc.* 13 6.

- Batáry, P., Báldi, A., Kleijn, D., Tscharntke, T., 2011. Landscape-moderated biodiversity effects of agri-environmental management: a meta-analysis. *Proc. R. Soc. B* 278, 1894–1902.
- Beecher, N.A., Johnson, R.J., Brandle, J.R., Case, R.M., Young, L.J., 2002. Agroecology of birds in organic and nonorganic farmland. *Conserv. Biol.* 16, 1620–1631.
- Bengtsson, J., Ahnström, J., Weibull, A.C., 2005. The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *J. Appl. Ecol.* 42, 261–269.
- Bilenca, D.N., Kravetz, F.O., 1995. Daño a maíz por roedores en la región Pampeana (Argentina), y un plan para su control. *Vida Silv. Neotrop.* 4, 51–57.
- Brown, R.W., 1999. Margin/field interfaces and small mammals. *Asp. Appl. Biol.* 54, 203–206.
- Burnham, K.P., Anderson, D.R., 2002. *Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach*, second ed. Springer-Verlag, New York, USA.
- Busch, M., Miño, M.H., Dadón, J.R., Hodara, K., 2001. Habitat selection by *Akodon azarae* and *Calomys laucha* (Rodentia, Muridae) in Pampean agroecosystems at different spatial scales. *Mammalia* 65, 29–48.
- Cavia, R., Gómez Villafañe, I.E., Cittadino, E.A., Bilenca, D.N., Miño, M.H., Busch, M., 2005. Effects of cereal harvest on abundance and spatial distribution of the rodent *Akodon azarae* in central Argentina. *Agric. Ecosyst. Environ.* 107, 95–99.
- Coda, J., Gomez, D., Steinmann, A.R., Priotto, J.W., 2014. The effects of agricultural management on the reproductive activity of female rodents in Argentina. *Basic Appl. Ecol.* 15, 407–415.
- Crawley, M.J., 2007. *The R Book*. John Wiley & Sons, Chichester, UK.
- de la Fuente, E.B., Perelman, S., Ghersa, C.M., 2010. Weed and arthropod communities in soybean as related to crop productivity and land use in the Rolling Pampa, Argentina. *Weed Res.* 50, 561–571.
- Fahrig, L., Baudry, J., Brotons, L., Burel, F., Crist, T.O., Fuller, R.J., Sirami, C., Siriwardena, G.M., Martin, J.L., 2011. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecol. Lett.* 14, 101–112.
- Filippi-Codaccioni, O., Devictor, V., Bas, Y., Clobert, J., Julliard, R., 2010. Specialist response to proportion of arable land and pesticide input in agricultural landscapes. *Biol. Conserv.* 143, 883–890.
- Fischer, C., Thies, C., Tscharntke, T., 2011. Small mammals in agricultural landscapes: opposing responses to farming practices and landscape complexity. *Biol. Conserv.* 144, 1130–1136.
- Fischer, C., Schröder, B., 2014. Predicting spatial and temporal habitat use of rodents in a highly intensive agricultural area. *Agric. Ecosyst. Environ.* 189, 145–153.
- Foley, J.A., Defries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J., Prentice, I.C., Ramankutty, N., Snyder, P.K., 2005. Global consequences of land use. *Science* 309, 570–574.
- Fraschina, J., León, V.A., Busch, M., 2012. Long-term variations in rodent abundance in a rural landscape of the Pampas, Argentina. *Ecol. Res.* 27, 191–202.
- Frieben, B., Kopke, U., 1995. Biodiversity and land use: the role of organic farming. Effect of farming systems on biodiversity. *Proceeding of the First ENOF Workshop—Biodiversity and Land Use: The Role of Organic Farming*, Multitex, Barcelona, pp. 11–21.
- Fuller, R.J., Norton, L.R., Feber, R., Johnson, P.J., Chamberlain, D.E., Joys, A.C., Mathews, F., Stuart, R.C., Townsend, M.C., Manley, W.J., Wolfe, M.S., Macdonald, D.W., Firbank, L.G., 2005. Benefits of organic farming to biodiversity vary among taxa. *Biol. Lett.* 1, 431–434.
- Ghersa, C.M., Ferraro, D.O., Omacini, M., Martínez-Ghersa, M.A., Perelman, S., Satorre, E.H., Soriano, A., 2002. Farm and landscape level variables as indicators of sustainable land-use in the Argentine Inland-Pampa. *Agric. Ecosyst. Environ.* 93, 279–293.
- Gomez, D., Sommaro, L., Steinmann, A.R., Chiappero, M., Priotto, J.W., 2011. Movement distances of two species of sympatric rodents in linear habitats of Central Argentine agro-ecosystems. *Mamm. Biol.* 76, 58–63.
- Hald, A.B., 1999. Weed vegetation (wild flora) of long established organic versus conventional cereal fields in Denmark. *Ann. Appl. Biol.* 134, 307–314.
- Hodara, K., Busch, M., 2010. Patterns of macro and microhabitat use of two rodent species in relation to agricultural practices. *Ecol. Res.* 25, 113–121.
- Hole, D.G., Perkins, A.J., Wilson, J.D., Alexander, I.H., Grice, P.V., Evans, A.D., 2005. Does organic farming benefit biodiversity. *Biol. Conserv.* 122, 113–130.
- Holzschuh, A., Steffan-Dewenter, I., Kleijn, D., Tscharntke, T., 2006. Diversity of flower-visiting bees in cereal fields: effects of farming system, landscape composition and regional context. *J. Appl. Ecol.* 44, 41–49.
- Macdonald, D.W., Tattersall, F.H., Service, K.M., Firbank, L.G., Feber, R., 2007. Mammals, agri-environment schemes and set-aside? What are the putative benefits? *Mamm. Rev.* 37, 259–277.
- Macdonald, D.W., Tew, T.E., Todd, I.A., Garner, J., Johnson, P.J., 2000. Arable habitat use by wood mice (*Apodemus sylvaticus*). 3. A farm-scale experiment on the effects of crop rotation. *J. Zool.* 250, 313–320.
- MAGyA (Ministerio de Agricultura, Ganadería y Alimentos, Provincia de Córdoba), 2013. Resultados campaña agrícola 2012–2013. Dirección general de coordinación de agencias zonales. Unidad Ministerial de Sistema Integrado de Información Agropecuaria. [http://magya.cba.gov.ar/upload/UMSIIA\\_Res\\_12\\_13.pdf](http://magya.cba.gov.ar/upload/UMSIIA_Res_12_13.pdf).
- Martínez, J.J., Millien, V., Simone, I., Priotto, J., 2014. Ecological preference between generalist and specialist rodents: spatial and environmental correlates of phenotypic variation. *Biol. J. Linn. Soc.* 112, 180–203.
- Medan, D., Torretta, J.P., Hodara, K., Fuente, E.B., Montaldo, N.H., 2011. Effects of agriculture expansion and intensification on the vertebrate and invertebrate diversity in the Pampas of Argentina. *Biodivers. Conserv.* 20, 3077–3100.
- Michel, N., Burel, F., Butet, A., 2006. How does landscape use influence small mammal diversity, abundance and biomass in hedgerow networks of farming landscapes? *Acta Oecol.* 30, 11–20.
- Norton, L., Johnson, P., Joys, A.C., Stuart, R.C., Chamberlain, D.E., Feber, R., Firbank, L.G., Manley, W., Wolfe, M., Hart, B.J., Mathews, F., Macdonald, D.W., Fuller, R.J., 2009. Consequences of organic and non-organic farming practices for field, farm and landscape complexity. *Agric. Ecosyst. Environ.* 129, 221–227.
- Organización Internacional Agropecuaria (OIA), 2014. <http://www.oia.com.ar>.
- Poggio, S.L., Chaneton, E.J., Ghersa, C.M., 2010. Landscape complexity differentially affects alpha, beta, and gamma diversities of plants occurring in fencerows and crop fields. *Biol. Conserv.* 143, 2477–2486.
- Puricelli, E., Tuesca, D., 2005. Weed density and diversity under glyphosate-resistant crop sequences. *Crop Prot.* 24, 533–542.
- R Development Core Team, 2013. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>.
- Roschewitz, I., Gabriel, D., Tscharntke, T., Thies, C., 2005. The effects of landscape complexity on arable weed species diversity in organic and conventional farming. *J. Appl. Ecol.* 42, 873–882.
- Salamolard, M., Butet, A., Leroux, A., Bretagnolle, V., 2000. Responses of an avian predator to variations in prey density at a temperate latitude. *Ecology* 81, 2428–2441.
- Satorre, E.H., 2005. Cambios tecnológicos en la agricultura argentina actual. *Cienc. Hoy* 15, 24–31.
- SENASA (Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria), 2013. Situación de la Producción Orgánica en la Argentina durante el año 2012. Dirección Nacional de Fiscalización Agroalimentaria Dirección de Calidad Agroalimentaria Coordinación de Productos Ecológicos. [http://www.senasa.gov.ar/seccion\\_res.php?in=239&titulo=Estad%EDsticas](http://www.senasa.gov.ar/seccion_res.php?in=239&titulo=Estad%EDsticas).
- Simone, I., Cagnacci, F., Provencal, C., Polop, J.J., 2010. Environmental determinants of the small mammal assemblage in an agroecosystem of central Argentina: the role of *Calomys musculinus*. *Mamm. Biol.* 75, 496–509.
- Sirami, C., Brotons, L., Martin, J., 2007. Vegetation and songbird response to land abandonment: from landscape to census plot. *Divers. Distrib.* 13, 42–52.
- Sommaro, L., Gomez, D., Bonatto, F., Steinmann, A., Chiappero, M., Priotto, J., 2010. Corn mice (*Calomys musculinus*) movement in linear habitats of agricultural ecosystems. *J. Mammal.* 91, 668–673.
- Tew, T.E., Macdonald, D.W., Rands, W.R.W., 1992. Herbicide application affects microhabitat use by arable wood mice (*Apodemus sylvaticus*). *J. Appl. Ecol.* 29, 532–539.
- Tscharntke, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., Thies, C., 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity-ecosystem service management. *Ecol. Lett.* 8, 857–874.
- Tuck, S.L., Winqvist, C., Mota, F., Ahnström, J., Turnbull, L.A., Bengtsson, J., 2014. Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: a hierarchical meta-analysis. *J. Appl. Ecol.* 51, 746–755.
- Winqvist, C., Ahnström, J., Bengtsson, J., 2012. Effects of organic farming on biodiversity and ecosystem services: taking landscape complexity into account. *Ann. N. Y. Acad. Sci.* 1249, 191–203.



## Appendix

Figure A1: Study area, agricultural systems of south-eastern Córdoba province with the three farms that include organic and conventional managements, with distances between them (see KMZ file).

Table A1. Distribution of the trap lines by cycle (AC1: annual cycle 1; AC2: annual cycle 2), season, management (O: organic; C: conventional) and farm. Numbers of additional lines placed within crop fields are shown in brackets.

	AC1						AC2					
	Spring		Summer		Autumn		Spring		Summer		Autumn	
	O	C	O	C	O	C	O	C	O	C	O	C
Altos Verdes	9	10	4	10	7	10	5	7	7	9	8(2)	10
Dos Hermanas	8	-	8	-	8	-	7(2)	-	8(2)	-	8(1)	-
Las Gaviotas	3	11	3	11	3	11	3	9(2)	2	10(3)	3(1)	10(2)
Total	20	21	15	21	18	21	15	16	17	19	19	20

Table A2. Model selection, based on AICc comparison, of Linear Mixed Models (LMMs) describing vegetation variables. S: season; M: management.

Vegetation variables	Best model	AICc	$\Delta$ AICc	K	Deviance
Green cover	S * M	2037.34	0	8	2018.47
	S + M	2062.88	-25.56	7	2048.35
	S	2134.45	-97.13	5	2122.06
	M	2147.31	-109.99	3	2137.03
	Null	2200.23	-162.91	3	2192.04
Plant litter	S * M	2002.98	0	8	1984.11
	S + M	2021.24	-18.26	7	2006.71
	S	2086.92	-83.94	5	2074.53
	M	2120.87	-117.89	3	2110.59
	Null	2166.76	-163.78	3	2158.58
Vegetation volume	S + M	-130.73	0	7	-145.27
	S	-127.17	-3.56	5	-139.56
	S * M	-118.81	-11.92	8	-137.66
	M	-105.65	-25.08	3	-115.93
	Null	-105.15	-25.58	3	-113.33

Table A3. Mean values (M) and standard deviation (SD) of weight (W) and body length (BL) by sex of species captured in border habitats of organic and conventional farms for AC1 and AC2. Rodent species were ranked from generalists to specialists considering species-specific habitat specialization.

	Sex	AC1				AC2			
		Organic		Conventional		Organic		Conventional	
		W (M±SD)	BL (M±SD)	W (M±SD)	BL (M±SD)	W (M±SD)	BL (M±SD)	W (M±SD)	BL (M±SD)
<i>C. musculus</i>	♂	15.95 ± 7.72	78.90 ± 14.92	17.87 ± 6.70	84.98 ± 10.88	16.57 ± 7.70	83.28 ± 13.26	14.13 ± 7.59	78.24 ± 12.35
	♀	17.48 ± 8.90	80.11 ± 14.57	13.38 ± 5.66	77.10 ± 14.65	15.39 ± 7.61	82.16 ± 14.29	12.73 ± 5.12	76.71 ± 11.20
<i>C. laucha</i>	♂	14.63 ± 4.86	78.06 ± 9.72	12.46 ± 4.05	75.46 ± 9.06	11.46 ± 4.71	70.92 ± 9.84	12.79 ± 5.61	76.75 ± 11.48
	♀	16.15 ± 6.57	79.54 ± 12.03	11.54 ± 4.70	72.67 ± 9.60	11.94 ± 4.57	77.75 ± 13.37	13.88 ± 5.87	75.25 ± 10.28
<i>A. azarae</i>	♂	22.93 ± 4.45	96.43 ± 6.24	23.81 ± 2.71	99.38 ± 4.96	19.94 ± 5.06	96.13 ± 9.26	20.83 ± 5.89	94.42 ± 10.57
	♀	19.83 ± 5.46	92.17 ± 12.32	14.00(n=1)	86.00(n=1)	18.33 ± 4.48	95.27 ± 7.52	19.41 ± 8.13	88.91 ± 10.97
<i>O. flavescens</i>	♂	15.42 ± 6.84	76.83 ± 12.17	15.00(n=1)	92.00(n=1)	13.17 ± 2.14	77.17 ± 8.98	10.50 ± 1.73	71.00 ± 10.98
	♀	7.50 (n=1)	57.00(n=1)			14.69 ± 4.57	83.50 ± 13.27		
<i>C. venustus</i>	♂			47(n=1)	120.00(n=1)				
	♀			34(n=1)	110.00(n=1)				
<i>O. rufus</i>	♂					110(n=1)	151(n=1)	100.00 ± 14.14	141.50 ± 28.99



# GfÖ

GfÖ Ecological Society of Germany,  
Austria and Switzerland

Basic and Applied Ecology 15 (2014) 407–415

# Basic and Applied Ecology

www.elsevier.com/locate/baaec

## The effects of agricultural management on the reproductive activity of female rodents in Argentina

José Coda, Daniela Gomez, Andrea R. Steinmann, José Priotto\*



*Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Universidad Nacional de Río Cuarto, X5804BYA, Ruta 36 Km 601, Río Cuarto, Argentina*

Received 4 October 2013; accepted 18 June 2014  
Available online 24 June 2014

### Abstract

The aim of this study was to test if female rodents in border habitats of organic farms have higher reproductive activity than those of conventional farms in south-east Córdoba province, Argentina. The study was conducted in field borders of organic and conventional farms in 2012 and 2013 during the summer months, the time of the year when reproductive activity is more likely. We sampled field borders through a CMR trapping session and recorded vegetation cover, plant litter, vegetation volume, bare ground cover and land use of the field on both sides of the border (crop/crop or crop/pasture). We recorded the number of reproductive females and the rate of postpartum estrus. Green vegetation cover was higher in organic borders whereas plant litter was higher in borders of conventional farms. We used Generalized Linear Mixed Models (GLMM) to determine the factors that influence the number of reproductive females in borders of organic and conventional farms. The number of reproductive females was mainly determined by agriculture management and field type. There were more reproductive females in organic than in conventional borders, and borders associated with crop fields at both sides supported the highest number of reproductive females. The rate of postpartum estrus was higher in organic than in conventional borders. Our results showed that in border habitats of farms under organic management reproductive activity of female rodents was higher than in borders of conventional farms. Organic farm borders may provide high quality habitats that provide resources for reproduction and persistence of rodent populations.

### Zusammenfassung

Das Ziel dieser Untersuchung war zu überprüfen, ob Kleinsäugerweibchen in Saumhabitaten biologischer Betriebe höhere reproduktive Aktivität zeigten als in jenen von konventionellen Betrieben. Die Untersuchung wurde in Saumhabitaten von biologischen und konventionellen Betrieben in der südöstlichen Córdoba-Provinz (Argentinien) durchgeführt, und zwar in den Sommermonaten 2012 und 2013, der Jahreszeit, zu der reproduktive Aktivität wahrscheinlicher ist. Wir beproben die Feldsäume mit der Fang-Wiederfang-Methode und registrierten die Vegetationsbedeckung, Pflanzenstreu, Vegetationsvolumen, Kahlstellen und die Landnutzung auf beiden Seiten des Saumhabitats (Feld/Feld oder Feld/Weide). Wir registrierten die Zahl reproduktiver Weibchen und das Auftreten von Post-partum-Östrus. Die grüne Vegetationsschicht der Saumhabitate war höher bei biologischen Betrieben, während es bei den konventionellen Betrieben mehr Pflanzenstreu in den Saumhabitaten gab. Wir nutzten Generalisierte lineare gemischte Modelle (GLMM), um die Faktoren zu bestimmen, die die Anzahl der reproduktiven Weibchen in Saumhabitaten von biologischen und konventionellen Betrieben beeinflussten. Die Zahl der reproduktiven Weibchen wurde hauptsächlich von der Bewirtschaftungsform und dem Feldtyp beeinflusst. Es gab mehr

\*Corresponding author. Tel.: +54 358 4676236; fax: +54 358 4676230.

E-mail addresses: jpriotto@exa.unrc.edu.ar, jpriotto@gmail.com (J. Priotto).



reproduktive Weibchen auf biologischen als auf konventionellen Betrieben, und Saumhabitats mit Feldern auf beiden Seiten beherbergten die meisten reproduktiven Weibchen. Post-partum-Östrus trat in biologischen Saumhabitats häufiger auf als in konventionellen Saumhabitats. Unsere Ergebnisse zeigten, dass die reproduktive Aktivität der Kleinsäugerweibchen in Saumhabitats von biologischen Betrieben höher war als in denen von konventionellen Betrieben. Die Saumhabitats von biologischen Betrieben sind vermutlich qualitativ hochwertige Lebensräume, die den Kleinsäugerpopulationen Ressourcen für die Reproduktion und das Überleben bieten.

© 2014 Gesellschaft für Ökologie. Published by Elsevier GmbH. All rights reserved.

**Keywords:** Organic vs. conventional farms; Border habitat; Habitat quality; Rodent populations; Reproductive activity; Postpartum estrus; Vegetation volume; GLMM

## Introduction

Agricultural intensification is one of the key causes of habitat destruction and subsequent biodiversity loss, due mainly to the increasing use of pesticides and fertilizers at local scales (Bengtsson et al. 2003; Hole et al. 2005) and the loss of natural habitats at landscape scales (Roschewitz, Gabriel, Tschardt, & Thies 2005; Tschardt, Klein, Krüss, Steffan-Dewenter, & Thies 2005). Organic farming practices are more environmental friendly than conventional agriculture, which is dependent on the routine use of herbicides, pesticides and inorganic nutrient applications in the production of crops and animals (Bengtsson, Ahnström, & Weibull 2005). Studies conducted in plants, insects, birds and mammals have shown that organic farming practices can counteract the negative effects of agriculture intensification in Europe (Beecher, Johnson, Brandle, Case, & Young 2002; Roschewitz et al. 2005; Holzschuh, Steffan-Dewenter, Kleijn, & Tschardt 2007; Macdonald, Tattersall, Service, Firbank, & Feber 2007; Fischer, Thies, & Tschardt 2011). However, some studies about the effects of organic agriculture on biodiversity have shown that complexity at the farm and landscape scale, independent of farming system, explain biodiversity differences between organic and conventional farms (Weibull, Ostman, & Granqvist 2003; Clough, Krüss, Kleijn, & Tschardt 2005). The introduction of organic farming practices would make a difference for biodiversity in simple landscapes (Batáry, Matthies, & Tschardt 2010; Fischer et al. 2011).

Argentina agricultural systems differ from the well-studied European systems (D'Acunto, Semmartin, & Ghersa 2014). They consist of a homogeneous cropland mosaic made of large arable fields and a sparse network of linear habitats such as field borders, roadsides and railways that maintain high plant cover of native flora and introduced weeds throughout the year. The linear habitats frequently receive intentional or unintentional spraying of total herbicides from the neighbouring crops (Ghersa et al. 2002; de la Fuente, Perelman, & Ghersa 2010; Poggio, Chaneton, & Ghersa 2010). In spite of the large structural and functional differences between Argentina and Europe agricultural systems, linear habitats can also attenuate the effects of agricultural intensification by providing suitable habitats for conservation of species

biodiversity in modified environments (Simone, Cagnacci, Provencal, & Polop 2010; Gomez, Sommaro, Steinmann, Chiapero, & Priotto 2011).

In the last decades the rate of agricultural expansion in Argentina has increased considerably due to technological changes (e.g., no-tillage techniques, genetically modified crops) and market conditions (e.g., global increase in soybean demand) (Baldi & Paruelo 2008). The farming area dedicated to no-tillage cropping systems increased from 2 Mha in 1992–1993 to 27 Mha in 2010–2011 (Aapresid 2012). During this process, many field borders were removed to enlarge crop areas (Aizen, Garibaldi, & Dondo 2009). In Argentina, the area of organic farmland relative to conventional is small; currently there are 3.6 Mha under organic practices, only 240,000 of them are intended to crop production, whereas the rest is dedicated to pastures for cattle production (SENASA 2013).

The south-east area of the Córdoba province (Juárez Celman, Unión and Marcos Juárez Departments) has not been free from agricultural intensification with approximately 1,879,900 ha under crop production, and only 7344 ha of these are under organic management (MAGyA 2013; SENASA 2013). In this region, the small mammal assemblage is mainly represented by the sigmodontine rodents *Calomys musculinus*, *Calomys venustus*, *Calomys laucha*, *Akodon azarae*, *Akodon dolores*, *Oxymycterus rufus* and *Oligoryzomys flavescens* (Simone et al. 2010). In agricultural systems, all species use more stable linear habitats like field borders (Priotto & Polop 1997; Polop & Suárez 2010). Besides *C. musculinus* and *C. laucha* are considered habitat generalists since they occasionally use highly modified habitats such as crop fields (Mills, Ellis, McKee, Maiztegui, & Childs 1992).

Organic farms have higher levels of habitat heterogeneity, and contain greater densities of uncropped habitats compared with conventional farms (Fuller et al. 2005). Organic practices recognize the importance of providing uncropped border habitats for wildlife. The lack of pesticides and inorganic fertilized treatment promote well maintained and more suitable border habitats (Norton et al. 2009) providing important corridors for movement of small mammals (Gelling, Macdonald, & Mathews 2007; Sommaro et al. 2010; Gomez et al. 2011) and nesting and feeding sites for birds (Chamberlain, Fuller,



Garthwaite, & Impey 2001). In heterogeneous landscapes, variations in habitat quality, either in terms of food or cover, create the context in which individuals choose habitat types. Particularly, the border habitats play an essential role for the survival and reproduction of many small mammal species by providing food and shelter. Individuals of different sex, age, and life history respond in diverse ways to variation in habitat quality (Lin & Batzli 2004). Considering the high costs associated with pregnancy, lactation and young guarding, females generally invest more in their offspring than males, and typically compete with each other for food and space to rear offspring, whereas males mainly compete for access to estrous females (Trivers 1972; Steinmann, Priotto, & Polop 2009). Thus the effects of the type of farming management should be more apparent in females than in males, influencing the number of females and their reproductive activity in border habitats. Thus organic farms in contrast with conventional farms could play an important role in the agricultural ecosystem providing suitable habitat for female small mammals.

While some studies have shown effects of agriculture management on wildlife reproductive activity, most of them were conducted in birds (Bradbury et al. 2000; Kragten, Geert, & de Snoo 2008), and to our knowledge only one study has been conducted on rodents, yet at a small spatial scale (Macdonald et al. 2007). In Argentina, this is the first study to evaluate in border habitats the effects of conventional and organic farming on the biology of small mammal populations. Thus, we investigated the variations in the number of rodent females and their reproductive activity during the summer, the period with the highest reproductive activity in field borders of south-east Córdoba (Polop, Provencal, & Dauria 2005). The aim of this study was to test if border habitats of organic farms hold a higher female reproductive activity than those of conventional farms.

## Materials and methods

This study was carried out in the summers of 2012 and 2013 in an agricultural landscape situated in south-east Córdoba province, Argentina. This region is a land mosaic where the original flora is restricted to uncultivated border habitats. These linear habitats support a mixed vegetation type dominated by native and invasive herbaceous species. The most frequent crop sequences are wheat-soybean or soybean-maize (as alternate single summer crops per year with a winter fallow), even though the soybean monoculture as a single summer crop per year is also a common practice (Puricelli & Tiesca 2005; Satorre 2005).

Conventional practices refer to a range of modern land management systems characterized by external inputs of synthetic pesticides and soluble fertilizers (Trewavas 2004). In Argentina this management includes no-tillage systems where weed control depends almost exclusively on the use of herbicides (Satorre 2005). In this management border

habitats frequently receive intentional or unintentional spraying of total herbicides from the neighbouring crops. On the other hand, organic farming is characterized by the use of tillage to mechanical control weed and no use of synthetic fertilizers or pesticides, as well as there is not an intentional management on border habitats.

Our study was conducted in border habitats of organic and conventional farms. A border was defined as a 1.5–2.5 m wide vegetation strip located in the inner margin of crop or pasture fields. The fields associated with borders were classified as crop fields (fields cultivated with soybean or maize) or pasture fields (fields with grasses or alfalfa).

Farm selection was restricted to the scarce number of organic crop production fields found in the study area. Three farms were sampled: Las Gaviotas (Postel S.A.) (33°50' S, 62°39' W), Dos Hermanas (Foundation Rachel and Pamela Schiele) (33°39' S, 62°30' W) and Altos Verdes (Huanqui S.A.) (33°18' S, 63°51' W) (Table 1). The Dos Hermanas farm has always been under organic management; meanwhile organic plots of the other two farms have been under organic management for around 10 years. The three farms followed strict crop rotation schemes both in organic and conventional management. During the study period the main crops were soybean and maize both in organic and conventional farms. Organic fields from Las Gaviotas were certified by OIA (Organización Internacional Agropecuaria) (2014) while Altos Verdes and Dos Hermanas by Argencert (2014).

Capture, mark and recapture (CMR) trapping sessions were conducted in the summers of 2012 and 2013 (February–March). Trappings were carried out in two weeks. Altos Verdes was sampled during the first week and Dos Hermanas and Las Gaviotas during the second week. In each week trapping was conducted during four consecutive nights. During the summer of 2012, 15 and 21 lines were placed in border habitats of organic and conventional farms, respectively, while in the summer of 2013, 18 and 19 lines were placed in organic and conventional border habitats, respectively. Each line had 20 traps similar to Sherman live-traps, a trap was placed every 10 m in the middle of a border between two plots. The distribution of trap lines by year, farm and management is shown in Table 2. The minimum distance between lines was 300 m to avoid a correlation between neighbouring lines. Traps were baited with a mixture of peanut butter and cow fat.

In each line, vegetation measurements were made using a quadrat of 1 m<sup>2</sup> centred in a trap, 10 traps were surveyed. Variables recorded in each quadrat unit were: (1) percentage of vegetation cover, (2) percentage of plant litter, (3) height (cm) of vegetation and plant litter, (4) vegetation volume (m<sup>3</sup>), and (5) percentage of bare ground cover. Height was obtained as the mean value of ten measurements randomly registered in the 1 × 1 m quadrat and vegetation volume was estimate as shelter × height, where shelter was the combination of the percentage of vegetation cover and plant litter. Values from the ten quadrats were averaged to obtain a unique value of each variable for each line. The land use of the fields on

**Table 1.** Description of sampled farms by management during the study period. Mean plot size (ha) and percent area covered by crops, pastures and border habitats are shown.

	Organic					Conventional				
	Total (ha)	Mean plots (ha)	Crops (%)	Pastures (%)	Borders (%)	Total (ha)	Mean plots (ha)	Crops (%)	Pastures (%)	Borders (%)
Las Gaviotas	400	64.8	67.2	31.6	1.2	1000	69.4	92.0	7.0	1.0
Dos Hermanas	2000	53.0	20.7	78.0	1.3	–	–	–	–	–
Altos Verdes	400	33.7	15.5	82.9	1.6	600	47.5	82.9	15.8	1.3

both sides of the border was also recorded: crop/crop (CC) or crop/pasture (CP).

Trapped animals were identified, sexed, weighed and ear-tagged. Body and tail length were also registered. Reproductive condition of females was determined on the basis of external characters. We classified reproductive females as: females with pregnancy evidence and/or visible nipples. Considering that, independently of rodent species, the general pattern is that females choose habitats that guarantee food and cover to rear their offspring (Trivers 1972), we did not consider species differences. We decided to use as the response variable the total number of reproductive females for each line. Combining all species in a single analysis was also necessary to increase the statistical power as the sample size for each species was relatively low. However, separate analyses for individual species are presented in Appendix A: Table 2. For all species combined, we estimated: (a) the rate of postpartum estrus as number of females with both visible nipples and pregnancy evidence/total number of reproductive females, and (b) the proportion of reproductive females as the number of reproductive females/total number of females.

Vegetation cover, plant litter, vegetation volume and bare ground cover were analyzed using Linear Mixed Models (LMMs). We included farm as a random factor (to control for the lack of independence between observations from the same farm, Crawley 2007) and year (2012 and 2013) and farming management (organic and conventional) as fixed factors. The null model with the intercept only was also evaluated. Akaike Information Criterion, corrected for small sample size (AICc), was used as a measure of the fit of a model. Model comparison was based on the differences in

AICc values ( $\Delta AICc$ ), when these were greater than two units, the model with the lowest AICc was considered as a statistically better description of the process that generated the data. We also calculated normalized Akaike weights ( $w_i$ ) for each model; this value is the evidence strength of model  $i$  relative to other models in the set of models considered (Burnham & Anderson 2002).

Reproductive activity of females was analyzed using Generalized Linear Mixed Models (GLMMs, with Poisson distribution). We included farm as a random factor. The number of reproductive females was considered as the response variable, and year (Y), farming management (M), field (F) and vegetation volume (Vv) as predictors. Due to the fact that vegetation variables were highly correlated, only Vv was used to analyze reproductive activity of females. This variable was selected as it was found to be a better descriptor of the vegetation of the border. Several models were correlated using one explanatory variable and the combinations of two, three or four explanatory variables. The null model was also evaluated. Model selection was performed using the same procedure as that for the analyses of the vegetation variables. All analyses were performed using package “MuMIn” implemented in R 2.15.1 software (R Development Core Team 2011).

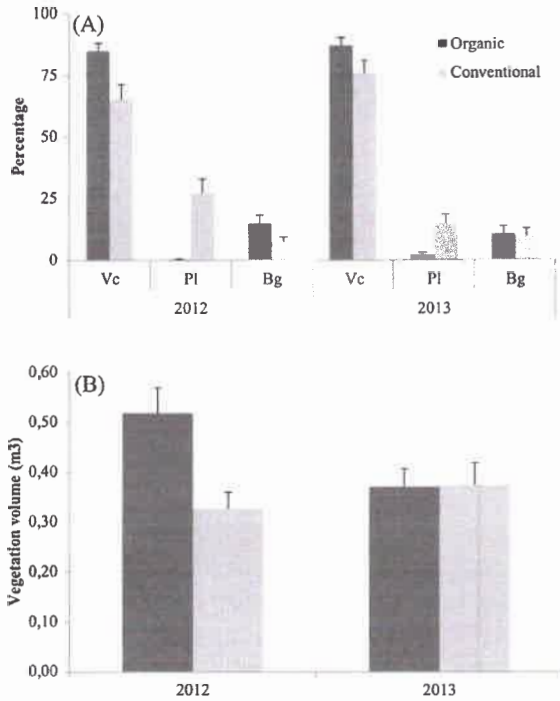
## Results

There were two models with similar statistical support for vegetation cover, percentage of plant litter and vegetation volume that included management (M) or the additive effect of year and management (Y + M). Vegetation cover was higher in field borders under organic management, with the highest differences in the first year (model M: AICc = 656.52,  $w_i = 0.51$ ; model Y + M: AICc = 656.69,  $w_i = 0.47$ ; Fig. 1A). Percentage of plant litter showed the opposite pattern (model Y + M: AICc = 666.07,  $w_i = 0.54$ ; model M: AICc = 626.41,  $w_i = 0.46$ ; Fig. 1A). Vegetation volume showed higher values in borders under organic management only in 2012 (model M: AICc = -36.90,  $w_i = 0.51$ ; model Y + M: AICc = -35.55,  $w_i = 0.16$ ; Fig. 1B). For percentage of bare ground cover, two models had similar statistical support, Null model (AICc = 575.2,  $w_i = 0.53$ ) and management (AICc = 577.00,  $w_i = 0.22$ ; Fig. 1A).

**Table 2.** Distribution of trap lines by year, farm and management type.

Farm	Year			
	2012		2013	
	Organic	Conventional	Organic	Conventional
Altos Verdes	4	10	7	9
Dos Hermanas	8	–	8	–
Las Gaviotas	3	11	3	10
Total	15	21	18	19





**Fig. 1.** (A) Percentages (mean + SE) of vegetation cover (Vc), plant litter (Pl) and bare ground cover (Bg) and (B) vegetation volume (mean + SE) under organic or conventional management for the two study years (2012 and 2013).

During the samplings a total of 258 individuals belonging to six rodent species were caught in 5840 trap-nights, 110 and 148 individuals in border habitats of conventional and organic managements, respectively. The number of individuals of each species is shown in Table 3. The most captured species was *C. musculus* in both managements. Twenty one (70%) and 39 (81%) females were reproductively active in conventional and organic management, respectively (Table 3 and Appendix A: Table 1). GLMM analysis revealed that there were two models with similar statistical

**Table 3.** Total number of individuals of the six rodent species captured in border habitats under conventional or organic management combined for summers 2012 and 2013. Percentages of reproductive females are given in parentheses.

Species	Conventional		Organic	
	Male	Female	Male	Female
<i>Akodon azarae</i>	9	3 (67)	7	6 (83)
<i>Calomys laucha</i>	23	10 (80)	40	12 (92)
<i>C. musculus</i>	41	15 (67)	43	21 (86)
<i>Mus musculus</i>	3	2 (50)	7	7 (57)
<i>Oligoryzomys flavescens</i>	2	0	3	2 (50)
<i>Oxymycterus rufus</i>	2	0	0	0
Total	80	30 (70)	100	48 (81)

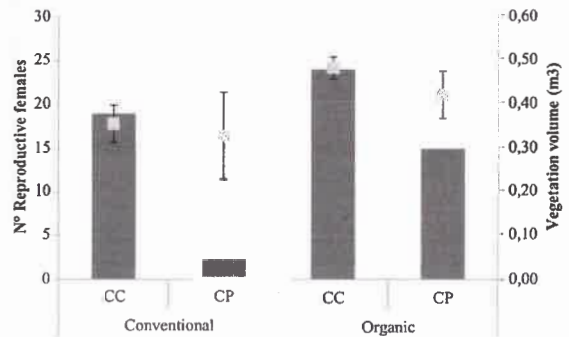
**Table 4.** Model selection, based on AICc comparison, of Generalized Linear Mixed Model (GLMM) describing female reproductive activity. M: management; F: field on both sides of the border; Vv: vegetation volume; Y: year.

Model	AICc	ΔAICc	Weight
M + F + Vv	166.88	0.00	0.476
M + F	168.07	1.19	0.263
Y + M + F + Vv	169.19	2.30	0.151
Y + M + F	170.37	3.49	0.083

Only models with ΔAICc < 4.

support; management, field and vegetation volume were the most important factors affecting the number of reproductive females in borders (Table 4). There were more reproductive females in border habitats of organic than of conventional farms, and also in borders between C/C than in borders between C/P fields regardless of management type; the differences in vegetation volume were less evident (Fig. 2). Vegetation volume was analyzed considering the number of reproductive females by border. In organic farms up to five reproductive females were captured per border, whereas in conventional farms there was no more than two reproductive female trapped per border (Fig. 3). The number of reproductive females in borders of organic farms was independent of vegetation volume (Fig. 3A) while in conventional ones it increased with vegetation (Fig. 3B). Separate analyses for each species (Appendix A: Table 2) shows that the most abundant species (*C. musculus*), seems to contribute more to the general pattern observed in the pooled analysis. However, the absence of clear statistical models for the other species would be due to the small sample size (Appendix A: Table 1).

The other reproductive variables were estimated for the two years combined. The rate of postpartum estrus (mean ± SE) in organic farm borders was 0.56 ± 0.01 while in conventional farms it was 0.42 ± 0.08. The proportions of reproductive females (mean ± SE) were 0.83 ± 0.07 and



**Fig. 2.** Total number of reproductive females (dark grey bars) caught in borders neighbouring different fields (CC, crop/crop; CP, crop/pasture); and vegetation volume (mean ± SE) (light grey squares) for organic and conventional managements.

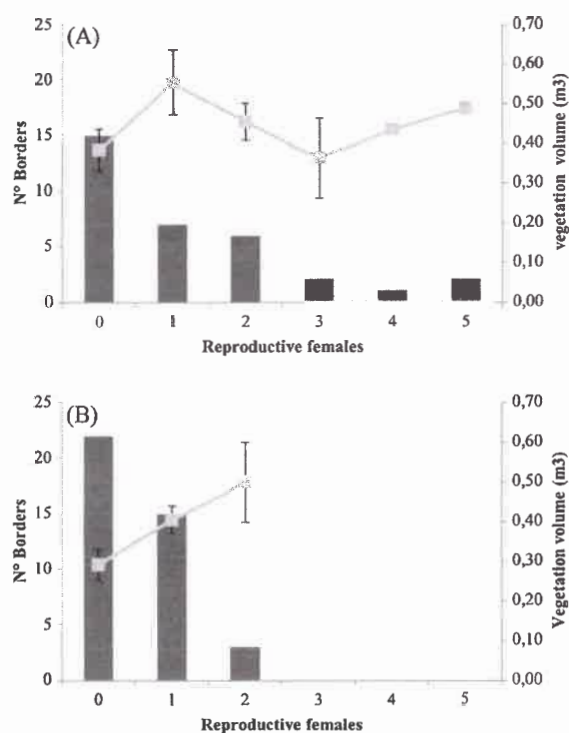


Fig. 3. Number of borders with a given number of reproductive females caught (dark grey bars) and vegetation volumes (mean  $\pm$  SE, light grey line) associated with those borders for (A) organic and (B) conventional management.

0.71  $\pm$  0.15 for organic and conventional farm borders, respectively.

## Discussion

In agricultural systems, border habitats provide potential resources for ecological process as reproduction in rodents and species occurred in these habitats independently of their specialization grade (Gelling et al. 2007; Sommaro et al. 2010; Gomez et al. 2011). Thus, our study design was based on the comparison of the effects of organic and conventional farming practices on reproductive activity in rodent females in border habitats. Besides, considering that females of any rodent species choose habitats with enough food and cover to rear their offspring and that our results showed that the numerically dominant rodent species were the same in both farming practices (*C. musculus*, *C. laucha* and *A. azarae*), we pooled all the species in a single analysis.

Several studies have shown positive effects of organic farming on abundance and diversity of species (Hole et al. 2005). However, there are scarce studies that analyze the effect of farming practices on demographic parameters such as reproduction. To our knowledge, this is the first study to investigate the effect of farming practices on small mammal reproductive parameters. This study was conducted in

the summer as this is the season with the peak of reproductive activity of rodents in the Argentina Pampa region (Mills et al. 1992), and it was conducted at a wide scale, since farm sizes varied from 1000 to 2000 ha with an average plot size of 54 ha. The majority of captured females belonged to *C. musculus* and *C. laucha*, while those of *A. azarae* and *M. musculus* were less abundant (Table 3). Even though the involved species have different mating systems: *C. musculus* is promiscuous (Steinmann et al. 2009), *C. laucha* is monogamous (Laconi, Jahn, & Castro-Vazquez 2000), and *M. musculus* and *A. azarae* are polygynous (Wolff 1985; Bonatto, Gomez, Steinmann, & Priotto 2012), the general pattern is that females choose habitats that guarantee food and cover to rear their offspring (Trivers 1972). Thus, in this study we used reproductive parameters of rodent females as an indicator of habitat quality. Considering that sympathetic management of border habitats increases availability of food and shelter to mammalian species in farmlands (Brown 1999), we predicted that border habitats of organic farms would hold a higher abundance of reproductive females than those of conventional farms. Our results showed that in borders under organic management there were higher rates of post-partum estrus and number of reproductive females than in conventional ones.

The number of reproductive females in borders was mainly determined by agriculture management, field and vegetation volume (Table 4). Macdonald et al. (2007), in a small spatial scale study, registered a higher number of *Apodemus sylvaticus* breeding females in organic than in conventional farms. In Argentina the exclusion of synthetic pesticides and fertilizers from organic farms would be the fundamental difference between the management systems. The reduction of agrochemical application increases the diversity of plants and invertebrates in field borders (Tew, Macdonald, & Rands 1992). Fields under organic management record higher weed abundance and species richness, regardless of the arable crop being grown (Hole et al. 2005). Frieben and Kopke (1995) recorded that the mean number of weed species in both margins and crop fields was more than twice as high under organic than under conventional management; similarly Hald (1999) observed that density of non-crop vegetation in conventional crop fields was about one-third of that in organic fields. Consequently, the crops themselves are less dense and invertebrate communities are more abundant and diverse in the latter (Macdonald, Tew, Tod, Garner, & Johnson 2000). Although these results were obtained in European habitats, they also may apply to organic farms in Argentina. Thus all characteristics described above, make the organic farms in general, and in particular their border habitats more suitable habitats for reproductive females of small mammals since they provide the highest availability of shelter and food. Our results clearly support that borders of organic farms with higher percentage of green cover (Fig. 1A), registered the highest female reproductive activity.

Another noticeable result is the relationship between the number of reproductive females in borders and vegetation



volume. Borders in conventional farms hold a low number of reproductive females which are restricted to borders with high vegetation volume (Fig. 3B). Most of the vegetation volume in conventional farms is constituted by plant litter, making these borders less suitable habitats for reproductive females. Vegetation volume in borders of organic farms is mainly composed of green vegetation cover, constituting a higher quality habitat for reproductive females, thus holding a greater number of them than borders in conventional farms (Fig. 3A).

We observed the lowest numbers of reproductive females in borders with pasture fields regardless of management (Fig. 2). This result could be due to the fact that cattle grazing influences the quality and quantity of vegetation modifying habitat use of small rodents (Arsenault & Owen-Smith 2002). Grazing activity removes both live and dead vegetation (Altesor et al. 2006) and produces soil compaction, erosion and soil nutrient modification (Steffens, Kolbl, Totsche, & Kogel-Knabner 2008). A negative impact of cattle grazing on diversity and abundance of small mammals has been reported previously (Moser & Witmer 2000). Keesing (1998) observed a higher recruitment rate of small mammals, as a result of a higher number of females in non-grazed habitats than in grazed habitats.

## Conclusions

We confirm that reproductive activity of rodent females is higher in border habitats of organic than of conventional farms. Borders of organic farms are quality habitats that provide resources for reproduction and persistence of rodent populations. This finding has many implications, among which we can mention the potential benefit to the breeding success of predators given that small mammals represent an important prey source. Thus, organic farms could be key to the conservation of the complexity of food webs. However, it is now widely recognized that wildlife friendly farmland practices need to consider landscape context (Batáry et al. 2010). Therefore an increase of the area under organic management would be important to the conservation of biodiversity in simple landscapes (Tschamtko et al. 2005) such as Argentine farmland under intensive agriculture.

## Acknowledgements

We thank Foundation Rachel and Pamela Schiele, Las Gaviotas and Altos Verdes farms. We are thankful to Andrea Previtali for help with correcting the English and three anonymous reviewers for improvements of the manuscript. This research was made possible by grants of the Consejo Nacional de Investigación Científica y Técnica (CONICET)(PIP CONICET N° 11220100100003) and Fondo para la Investigación Científica y Tecnológica (PICT 838/11 Préstamo BID).

## Appendix A. Supplementary data

Supplementary data associated with this article can be found, in the online version, at <http://dx.doi.org/10.1016/j.baae.2014.06.005>.

## References

- Aapresid (Asociación Argentina de Productores en Siembra Directa). (2012). *Evolución de la superficie en Siembra Directa en Argentina*. [http://www.Aapresid.org.ar/wp-content/uploads/2013/02/aapresid.evolucion\\_superficie\\_sd\\_argentina.1977\\_a.2011.pdf](http://www.Aapresid.org.ar/wp-content/uploads/2013/02/aapresid.evolucion_superficie_sd_argentina.1977_a.2011.pdf)
- Aizen, M. A., Garibaldi, L. A., & Dondo, M. (2009). Expansión de la soja y diversidad de la agricultura argentina. *Ecología Austral*, *19*, 45–54.
- Altesor, A., Pineiro, G., Lezama, F., Jackson, R. B., Sarasola, M., & Paruelo, J. M. (2006). Ecosystem changes associated with grazing in subhumid South American grasslands. *Journal of Vegetation Science*, *17*, 323–332.
- Argencert. (2014) Servicio Internacionales de Certificación. <http://argencert.com.ar/sitio/>
- Arsenault, R., & Owen-Smith, N. (2002). Facilitation versus competition in grazing herbivore assemblages. *Oikos*, *97*, 313–318.
- Baldi, G., & Paruelo, J. M. (2008). Land-use and land-cover dynamics in South American temperate grasslands. *Ecology and Society*, *13*, 6.
- Batáry, P., Matthiesen, T., & Tschamtko, T. (2010). Landscape-moderated importance of hedges in conserving farmland bird diversity of organic vs. conventional croplands and grasslands. *Biological Conservation*, *143*, 2020–2027.
- Beecher, N. A., Johnson, R. J., Brandle, J. R., Case, R. M., & Young, L. J. (2002). Agroecology of birds in organic and nonorganic farmland. *Conservation Biology*, *16*, 1620–1631.
- Bengtsson, J., Angelstam, P. A., Elmquist, T., Emanuelsson, U., Forbes, C., Ihse, M., et al. (2003). Reserves, resilience and dynamic landscapes. *Ambio*, *32*, 389–396.
- Bengtsson, J., Ahnström, J., & Weibull, A. (2005). The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, *42*, 261–269.
- Bonato, M. F., Gomez, M. D., Steinmann, A. R., & Priotto, J. W. (2012). Mating strategies of Pampean mouse males. *Animal Biology*, *62*, 381–396.
- Bradbury, R. B., Kyrkos, A., Morris, A. J., Clark, S. C., Perkins, A. J., & Wilson, J. D. (2000). Habitat associations and breeding success of yellowhammers on lowland farmland. *Journal of Applied Ecology*, *37*, 789–805.
- Brown, R. W. (1999). Margin/field interfaces and small mammals. *Aspects of Applied Biology*, *54*, 203–206.
- Burnham, K. P., & Anderson, D. R. (2002). *Model selection and multimodel inference: A practical information-theoretic approach* (2nd ed.). New York: Springer.
- Chamberlain, D. E., Fuller, R. J., Garthwaite, D. G., & Impey, A. J. (2001). A comparison of farmland bird density and species richness in lowland England between two periods of contrasting agricultural practice. *Bird Study*, *48*, 24–251.



- Clough, Y., Kruess, A., Kleijn, D., & Tschamtkke, T. (2005). Spider diversity in cereal fields: Comparing factors at local, landscape and regional scales. *Journal of Biogeography*, *32*, 2007–2014.
- Crawley, M. J. (2007). *The R book*. Chichester, UK: John Wiley & Sons.
- D'Acunto, L., Semmartin, M., & Ghersa, C. M. (2014). Uncropped field margins to mitigate soil carbon losses in agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, *183*, 60–80.
- de la Fuente, E., Perelman, S., & Ghersa, C. M. (2010). Weed and arthropod communities in soybean as related to crop productivity and land use in the Rolling Pampa, Argentina. *Weed research*, *50*, 561–571.
- Fischer, C., Thies, C., & Tschamtkke, T. (2011). Small mammals in agricultural landscapes: Opposing responses to farming practices and landscape complexity. *Biological Conservation*, *144*, 1130–1136.
- Friebe, B., & Kopke, U. (1995). Effect of farming systems on biodiversity. In J. Isart, & J. J. Llerena (Eds.), *Proceeding of the first ENOF workshop – biodiversity and land use: The role of organic farming* (pp. 11–21). Barcelona: Multitext.
- Fuller, R. J., Norton, L. R., Feber, R. E., Johnson, P. J., Chamberlain, D. E., Joys, A. C., et al. (2005). Benefits of organic farming to biodiversity vary among taxa. *Biology Letters*, *1*, 431–434.
- Gelling, M., Macdonald, D. W., & Mathews, F. (2007). Are hedgerows the route to increased farmland small mammals density? Use of hedgerows in British pastoral habitats. *Landscape Ecology*, *22*, 1019–1032.
- Ghersa, C. M., Ferraro, D. O., Omacinia, M., Martinez-Ghersa, M. A., Perelmana, M., Satorre, E. H., et al. (2002). Farm and landscape level variables as indicators of sustainable land-use in the Argentine Inland-Pampa. *Agriculture, Ecosystems and Environments*, *93*, 279–293.
- Gomez, D., Sommaro, L., Steinmann, A., Chiapero, M., & Priotto, J. (2011). Movement distances of two species of sympatric rodents in linear habitats of Central Argentine agro-ecosystems. *Mammalian Biology*, *76*, 58–63.
- Hald, A. B. (1999). Weed vegetation (wild flora) of long established organic versus conventional cereal fields in Denmark. *Annals of Applied Biology*, *134*, 307–314.
- Hole, D. G., Perkins, A. J., Wilson, J. D., Alexander, I. H., Grice, P. V., & Evans, A. D. (2005). Does organic farming benefit biodiversity? *Biological Conservation*, *122*, 113–130.
- Holzschuh, A., Steffan-Dewenter, I., Kleijn, D., & Tschamtkke, T. (2007). Diversity of flower-visiting bees in cereal fields: Effects of farming system, landscape composition and regional context. *Journal of Applied Ecology*, *44*, 41–49.
- Keesing, F. (1998). Impacts of ungulates on the demography and diversity small mammals in central Kenya. *Oecologia*, *116*, 381–389.
- Kragten, S., Geert, R., & de Snoo, G. R. (2008). Field-breeding birds on organic and conventional arable farms in the Netherlands. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, *126*, 270–274.
- Laconi, M. R., Jahn, G. A., & Castro-Vazquez, A. (2000). Influence of different social partners on the survival and growth of pups in two species of *Calomys* (Muridae Sigmodontinae). *Ethology, Ecology & Evolution*, *12*, 187–196.
- Lin, Y. K., & Batzli, G. O. (2004). Movements across habitat boundaries: Effects of food and cover. *Journal of Mammalogy*, *85*, 216–224.
- Macdonald, D. W., Tew, T. E., Tod, I. A., Garner, J. P., & Johnson, P. J. (2000). Arable habitat use by wood mice (*Apodemus sylvaticus*). 3. A farm-scale experiment on the effects of crop rotation. *Journal of Zoology*, *250*, 313–320.
- Macdonald, D. W., Tattersall, F. H., Service, K. M., Firkbank, L. G., & Feber, R. E. (2007). Mammals agri-environment schemes and set-aside-what are the putative benefits? *Mammal Review*, *37*, 259–277.
- MAGyA (Ministerio de Agricultura, Ganadería y Alimentos, Provincia de Córdoba). (2013). *Resultados campaña agrícola 2012–2013*. Dirección general de coordinación de agencias zonales. Unidad Ministerial de Sistema Integrado de Información Agropecuaria. [http://magya.cba.gov.ar/upload/UMSIIA\\_Res.12.13.pdf](http://magya.cba.gov.ar/upload/UMSIIA_Res.12.13.pdf)
- Mills, J. N., Ellis, B. A., McKee, K. T., Maiztegui, J. I., & Childs, J. E. (1992). Reproductive characteristics of rodent assemblages in cultivated regions of central Argentina. *Journal of Mammalogy*, *73*, 515–526.
- Moser, B. W., & Witmer, G. W. (2000). The effects of elk and cattle foraging on the vegetation, birds, and small mammals of the Bridge Creek Wildlife Area, Oregon. *International Biodeterioration & Biodegradation*, *45*, 151–157.
- Norton, L., Johnson, P., Joys, A., Stuart, R., Chamberlain, D., Feber, R., et al. (2009). Consequences of organic and non-organic farming practices for field, farm and landscape complexity. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, *129*, 221–227.
- OIA. Organización Internacional Agropecuaria. 2014 <http://www.oia.com.ar>
- Poggio, S. L., Chaneton, E. J., & Ghersa, C. M. (2010). Landscape complexity differentially affects alpha, beta, and gamma diversities of plants occurring in fencerows and crop fields. *Biological Conservation*, *143*, 2477–2486.
- Polop, J. J., & Suárez, O. (2010). Ecología de poblaciones de roedores Sigmodontinos de la zona central de Argentina. In J. J. Polop, & M. Busch (Eds.), *Biología y Ecología de pequeños roedores en la región Pampeana de Argentina* (pp. 289–324). Córdoba, Argentina: Editorial Universidad Nacional de Córdoba.
- Polop, J. J., Provencal, M. C., & Dauria, P. (2005). Reproductive characteristics of free-living *Calomys venustus* (Rodentia, Muridae). *Acta Theriologica*, *50*, 357–366.
- Priotto, J., & Polop, J. J. (1997). Space and time use in syntopic populations of *Akodon azarae* and *Calomys venustus* (Rodentia, Muridae). *Mammalian Biology*, *62*, 30–36.
- Puricelli, E., & Tuesca, D. (2005). Weed density and diversity under glyphosate-resistant crop sequences. *Crop Protection*, *24*, 533–542.
- R Development Core Team. (2011). *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria: R foundation for statistical computing. <http://www.R-project.org>
- Roschewitz, I., Gabriel, D., Tschamtkke, T., & Thies, C. (2005). The effects of landscape complexity on arable weed species diversity in organic and conventional farming. *Journal of Applied Ecology*, *42*, 873–882.
- Satorre, E. H. (2005). Cambios tecnológicos en la agricultura argentina actual. *Ciencia Hoy*, *87*, 24–31.
- SENASA (Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria). (2013). *Situación de la Producción Orgánica en la Argentina durante el año 2012*. Dirección Nacional de Fiscalización Agroalimentaria Dirección de Calidad Agroalimentaria Coordinación de Productos Ecológicos. [http://www.senasa.gov.ar/seccion\\_res.php?in=239&titulo=Estad%EDsticas](http://www.senasa.gov.ar/seccion_res.php?in=239&titulo=Estad%EDsticas)

- Simone, I., Cagnacci, F., Provencal, C., & Polop, J. J. (2010). Environmental determinants of the small mammal assemblage in an agroecosystem of central Argentina: The role of *Calomys musculus*. *Mammalian Biology*, 75, 496–509.
- Sommaro, L., Gomez, D., Bonatto, F., Steinmann, A., Chiapero, M., & Priotto, J. (2010). Corn mice (*Calomys musculus*) movement in linear habitats of agricultural ecosystems. *Journal of Mammalogy*, 91, 668–673.
- Steffens, M., Kolbl, A., Totsche, K. U., & Kogel-Knabner, I. (2008). Grazing effects on soil chemical and physical properties in a semiarid steppe of Inner Mongolia (PR China). *Geoderma*, 143, 63–72.
- Steinmann, A. R., Priotto, J. W., & Polop, J. J. (2009). Territorial behaviour in corn mice, *Calomys musculus* (Muridae: Sigmodontinae), with regard to mating system. *Journal of Ethology*, 27, 51–58.
- Tew, T. E., Macdonald, D. W., & Rands, R. W. (1992). Herbicide application affects microhabitat use by arable wood mice (*Apodemus sylvaticus*). *Journal of Applied Ecology*, 29, 532–539.
- Trewavas, A. (2004). A critical assessment of organic farming-and-food assertions with particular respect to the UK and the potential environmental benefits of no-till agriculture. *Crop Protection*, 23, 757–781.
- Trivers, R. L. (1972). Parental investment and sexual selection. In B. Campbell (Ed.), *Sexual selection and the descent of man* (pp. 136–179). Chicago: Aldine.
- Tscharntke, T., Klein, A. M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., & Thies, C. (2005). Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity-ecosystem service management. *Ecology Letters*, 8, 857–874.
- Weibull, A. C., Ostman, O., & Granqvist, A. (2003). Species richness in agroecosystems: The effect of landscape, habitat and farm management. *Biodiversity and Conservation*, 12, 1335–1355.
- Wolff, R. J. (1985). Mating behavior and female choice: Their relation to social structure in wild caught house mice (*Mus musculus*) housed in semi-natural environment. *Journal of Zoology*, 207, 43–51.

Available online at [www.sciencedirect.com](http://www.sciencedirect.com)

**ScienceDirect**

Appendix A.

Table 1. Total number of reproductive females (RF) and number of reproductive females (number of no reproductive females) by species (*Calomys musculinus*: Cm, *Calomys laucha*: Cl, *Akodon azarae*: Aa, *Mus musculus*: Mm, *Oligoryzomys flavescens*: Of) caught in each line in different management (M) during the two years (Y) of the study. O: organic, C: conventional. Farm: Altos verdes (AV), Dos Hermanas (DH), Las Gaviotas (LG). F: field on both sides of the border: crop/crop (CC) and crop/pasture (CP). Vv: vegetation volume (m<sup>3</sup>).

Y	Farm	M	F	Line	Vv	RF	C. m	C. l	A. a	M. m	O. f	
2012	AV	O	CC	1	0.662	0	0	0(1)	0	0	0	
			CP	2	0.698	0	0	0	0	0	0	
			CP	3	0.561	1	0	1	0	0	0	
			CP	4	0.099	0	0	0	0	0	0	
		C	CP	5	0.396	0	0(2)	0	0	0	0	0
			CC	6	0.212	1	0	1	0	0	0	0
			CC	7	0.108	0	0	0(1)	0	0	0	0
			CC	8	0.069	0	0	0	0	0	0	0
			CC	9	0.098	0	0	0	0	0	0	0
			CC	10	0.243	0	0	0	0	0	0	0
			CC	11	0.191	0	0	0	0	0	0	0
			CC	12	0.480	1	1	0	0	0	0	0
			CP	13	0.354	1	0(1)	1	0	0(1)	0	

		CP	14	0.411	0	0	0	0	0	0
DH	O	CC	15	0.436	4	1	1	1	1	0
		CP	16	0.430	0	0	0	0	0	0
		CP	17	0.495	0	0	0	0	0(1)	0
		CP	18	0.565	0	0	0	0	0	0
		CP	19	0.348	1	0	1	0	0	0
		CP	20	0.938	1	1	0	0	0	0
		CP	21	0.647	1	0	1	0	0	0
		CP	22	0.291	2	0	2	0	0(1)	0
LG	O	CC	23	0.497	5	4	0	1(1)	0	0
		CC	24	0.483	4	0(1)	2	0	2(1)	0
		CC	25	0.644	2	2(1)	0	0	0	0
	C	CC	26	0.380	0	0	0	0	0	0
		CC	27	0.139	0	0	0	0	0	0
		CC	28	0.319	1	1	0	0	0	0
		CC	29	0.440	0	0	0	0(1)	0	0
		CC	30	0.489	1	0	1	0	0	0
		CC	31	0.243	0	0	0	0	0	0
		CC	32	0.585	1	0	1	0	0	0
		CC	33	0.549	1	1	0	0	0	0
		CC	34	0.279	0	0	0	0	0	0
		CP	35	0.448	1	1	0	0	0	0
		CC	36	0.442	1	0(1)	0	0	1	0

2013	AV	O	CP	1	0.428	0	0	0	0	0	0
			CP	2	0.112	0	0	0	0	0	0
			CP	3	0.551	0	0	0	0	0	0
			CP	4	0.329	0	0	0	0	0	0
			CP	5	0.053	0	0	0	0	0	0
			CP	6	0.446	0	0	0	0	0	0
			CP	7	0.451	2	1	1	0	0	0(1)
		C	CP	8	0.471	0	0	0	0	0	0
			CC	9	0.669	1	0	0	1	0	0
			CC	10	0.538	0	0	0	0	0	0
			CC	11	0.340	2	1(1)	0	1	0	0
			CP	12	0.065	0	0	0	0	0	0
			CC	13	0.466	2	2	0	0	0	0
			CC	14	0.833	0	0	0	0	0	0
			CC	15	0.178	0	0	0	0	0	0
			CP	16	0.254	0	0	0	0	0	0
	DH	O	CC	17	0.410	2	2(1)	0	0	0	0
			CP	18	0.320	0	0	0	0	0	0
			CC	19	0.417	2	1	1	0	0	0
			CP	20	0.139	0	0	0	0	0	0
			CP	21	0.328	1	0	1	0	0	0
			CP	22	0.461	3	1	0	2	0	0
			CP	23	0.560	2	2	0	0	0	0



		CC	24	0.420	0	0	0	0	0	0
		CP	25	0.402	1	0	0	0	1	0
LG	O	CC	26	0.606	3	2	0	1	0	0
		CC	27	0.260	2	1	0	0	0	1
	C	CC	28	0.349	0	0	0	0	0	0
		CC	29	0.391	1	0	1	0	0	0
		CC	30	0.211	0	0	0	0	0	0
		CC	31	0.275	1	0	1	0	0	0
		CC	32	0.330	0	1	0	0	0	0
		CC	33	0.683	2	0	2	0	0	0
		CC	34	0.368	1	0	0	0	0	0
		CC	35	0.265	1	0	0(1)	0	0	0
		CC	36	0.233	1	1	0	0	0	0
		CP	37	0.205	0	1	0	0	0	0
		Total			60	28(8)	19(3)	7(2)	5(4)	1(1)

Table 2. Model selection, based on AICc comparison, of Generalized Linear Mixed Model (GLMM) describing *C. musculus*, *C. laucha* and *A. azarae* female reproductive activity.

M: management; F: field on both sides of the border; Vv: Vegetation volume; Y: year.

Species	Model	AICc	$\Delta$ AICc*	wi
<i>C. musculus</i>	M + F + Vv	116.74	0.00	0.303
	M + F	116.95	0.21	0.273
	Y + M + F + Vv	118.14	1.41	0.150
	Y + M + F	118.75	2.01	0.111
<i>C. laucha</i>	Null	97.43	0.00	0.169
	Vv	98.15	0.72	0.118
	Y	98.15	0.73	0.118
	M	98.43	1.00	0.103
	Y + M	98.99	1.57	0.077
	Y + Vv	99.20	1.77	0.070
<i>A. azarae</i>	M + F	52.32	0.00	0.102
	Vv	52.36	0.03	0.101
	Null	52.38	0.06	0.099
	M	52.59	0.26	0.090
	Y + Vv	52.90	0.58	0.077
	Y	53.31	0.99	0.062
	Y + M + F	53.40	1.08	0.060
	M + Vv	53.42	1.10	0.059
	M + F + Vv	53.51	1.18	0.057

Y + M	53.78	1.46	0.049
Y + M + Vv	53.78	1.46	0.049
F + Vv	53.90	1.58	0.046
F	53.98	1.66	0.045
Y + M + F + Vv	54.00	1.68	0.044

---

\*Only models with  $\Delta AICc < 2$

113

92