

TESIS DE DOCTORADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

**PATRONES DE ACTIVIDAD Y DE USO DE HÁBITAT
DE OSOS HORMIGUEROS (*Myrmecophaga tridactyla*)
REINTRODUCIDOS EN IBERÁ, CORRIENTES, ARGENTINA**

por

Lic. Yamil E. Di Blanco

Director: Mario S. Di Bitetti

**Instituto de Biología Subtropical (IBS) - nodo Iguazú
Universidad Nacional de Misiones (UNaM) - CONICET**



**FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS, FÍSICAS Y NATURALES
UNIVERSIDAD NACIONAL DE CÓRDOBA**

**Córdoba, Argentina
2015**

COMISIÓN ASESORA

Dr. Mario Santiago Di Bitetti, Instituto de Biología Subtropical, nodo Iguazú, Universidad Nacional de Misiones-CONICET.

Dra. Gabriela Cardozo, IDEA-CONICET, Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba.

Dr. Carlos Borghi, CICEOBIO (UNSJ-CONICET), Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de San Juan.

DEFENSA ORAL Y PÚBLICA

Lugar y Fecha:

Calificación:

TRIBUNAL

Firma:

Aclaración:

Firma:

Aclaración:

Firma:

Aclaración:

Al Gringo y la Lili.

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar quiero agradecer a CLT, que me confiaron el trabajo de monitoreo de los primeros osos hormigueros reintroducidos. Especialmente a Doug y Kris Tompkins, que hacen posible creer que se pueden lograr cosas importantes para la conservación. A Ignacio Jiménez-Pérez, Sofía Heinonen, Gustavo Solís, Sebastián Cirignoli, Alicia Delgado, Guichi Fernandez, Marcela Orozco, Javier Fernández, Malena Srur, Federico Pontón, Rut Pernigotti, Karina Spørring, Emanuel Galetto, y todo el gran equipo de CLT en Rincón del Socorro que llevaron a un proyecto exitoso de reintroducción del oso hormiguero en Iberá.

A las autoridades provinciales y nacionales, que acompañaron e hicieron posible que el proyecto de reintroducción tuviera lugar: al Gobierno y la Dirección de Parques y Reservas de la provincia de Corrientes y a la Dirección Nacional de Fauna Silvestre de Argentina y a los Gobiernos de las provincias de Santiago del Estero, Chaco, Formosa, Jujuy y Salta. A las instituciones y privados que cuidaron y fueron donantes de animales para ser reintroducidos: la Reserva Experimental Horco Molle de Tucumán, el Zoológico de Florencio Varela, la Fundación Crecer Juntos y flia. Rivera, al hermano Rodolfo, Chuma Cura y otros.

A quienes ofrecieron su consejo y experiencia, fundamental en las fases iniciales del proyecto de reintroducción: Flávio Rodrigues, Guilherme de Miranda Mourão, Flávia Miranda, Mariela Superina, Fernanda Braga, Juan Jiménez, Marcela Uhart, Susana Merani, Guillermo Pérez Gimeno y Wanderley de Moraes. A Gabriel Zunino y Martín Kowalesky que ofrecieron el apoyo del personal y las instalaciones de la Estación Biológica Corrientes del CONICET.

Al Instituto de Biología Subtropical (IBS) nodo Iguazú, de la Universidad Nacional de Misiones y el CONICET, por haberme dado el lugar de trabajo en Puerto Iguazú. Al CONICET por haberme otorgado las becas doctorales y a la Universidad Nacional de Córdoba por haberme aceptado para estudiar la carrera de doctorado.

Quisiera agradecerles profundamente a mis compañeros y amigos con quienes conviví, compartí muchas horas de campo e hicieron mucho de este trabajo: Constanza Pasián, Chele Martínez, Pablito Díaz, Gigie Welter, Valeria Androsiuk, Miranda Collett, Talía Zamboni, Viviana Tartarini, Lorena Coelho, Natalia Silva, Clara Díaz, Manolo Cordón, Imanol Cabaña, Pau Sanz, María Ángeles Párraga Aguado, Rosanne Blijleven, Diana Friedrich, Emanuel Galetto y Karina Spørring.

A quienes me ayudaron en los análisis de datos: Ryan Nielson, Santiago Benitez-Vieira, Carlos Zucco, Manuel Spinola y Carlitos De Angelo. A Hernán Maturo, Luis Oakley

y Darién Prado de la cátedra de Botánica de la Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional de Rosario y a Luis Calcaterra de la Fundación para el Estudio de Especies Invasivas (FuEDEI) y el CONICET, con quienes trabajé en muestreos y publicaciones derivadas de esta tesis.

A los Dres. Carlos Borghi y Gabriela Cardozo, por aportar sus sugerencias como parte de la comisión de seguimiento y del comité evaluador, las cuales enriquecieron mucho este trabajo de investigación. También al Dr. Juan Manuel Busso, por las valiosas sugerencias y comentarios en su evaluación.

Le agradezco a mi director, Mario Di Bitetti, y al gallego, Ignacio Jiménez Pérez, sin cuya guía y amistad no habría podido quedar así este trabajo.

A mis amigos de Misiones, del CeIBA, del IBS y del Proyecto Yaguareté, que siempre dieron el ejemplo, me acompañaron y ayudaron en distintas etapas de esta tesis: Agustín Paviolo, Carlitos De Angelo, Verónica Quiroga, Tiri Cruz, la Tana Agostini, Diego Varela, Julia Martinez y Débora di Francescantonio.

Me gustaría agradecerle a toda mi familia, que aunque algo lejos, siempre estuvo cerca, apoyándose en cada cosa que hacía. Especialmente a los viejos, a quienes dedico esta tesis, que con sus visitas anuales me acompañaron a lo largo de todo el doctorado.

Finalmente, tengo que agradecerle a Ivoty Porá (o Beba para su familia adoptiva, los Rivera), la primera osa reintroducida. Este animal superó toda expectativa, dándole al Iberá sus primeros osos hormigueros silvestres después de mucho tiempo y haciendo posible el retorno de esta especie a Corrientes.

PUBLICACIONES DERIVADAS

- Di Blanco, Y.E., Jiménez Pérez, I. y Di Bitetti, M.S. Habitat selection in reintroduced giant anteaters: the critical role of conservation areas. *Journal of Mammalogy*. En prensa.
- Di Blanco, Y.E., Spørring, K.L. y Di Bitetti, M.S. Daily activity pattern of reintroduced giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*): effects of seasonality and experience, *Mammalian Biology*. En revisión.
- Di Blanco, Y.E., Jiménez Pérez, I., Díaz, P. y Spørring, K. 2012. Cinco años de radiomarcaje de osos hormigueros (*Myrmecophaga tridactyla*): mejoras implementadas y lecciones aprendidas. *Edentata* 13: 49–55 . Apéndice 1.
- Calcaterra, L.A., Di Blanco, Y.E., Srur, M. y Briano, J. 2014. Fire effect on ground-foraging ant assemblages in northeastern Argentina. *Journal of Insect Conservation* 18: 339–352. Apéndice 2.

ÍNDICE

COMISIÓN ASESORA Y TRIBUNAL	i
DEDICATORIA	ii
AGRADECIMIENTOS	iii
LISTADO DE PUBLICACIONES DERIVADAS	v
ÍNDICE	vi
ÍNDICE DE TABLAS	10
ÍNDICE DE FIGURAS	11
ABREVIATURAS	15
RESUMEN	17
SUMMARY	18
CAPÍTULO I. SITUACIÓN DEL OSO HORMIGUERO EN EL NORTE DE ARGENTINA. REINTRODUCCIÓN DE LA ESPECIE EN LA ECORREGIÓN IBERÁ	19
1.1. Resumen	19
1.2. Introducción	19
1.2.1. El oso hormiguero y su problemática de conservación a nivel global y en la Argentina	19
1.2.2. La reintroducción como estrategia de conservación del oso hormiguero	22
1.3. Marco teórico e hipótesis generales	24
1.4. Objetivos de la tesis	26
1.4.1. Objetivo general	26
1.4.2. Objetivos particulares	26
1.5. Metodología general	26
1.5.1. Sitio de estudio	28
1.5.2. Planificación para la reintroducción de osos hormigueros	28
1.5.3. Origen de los ejemplares	29
1.5.4. Manejo de los animales previo a la liberación: cría y cuarentena	29
1.5.5. Inmovilización de los individuos	29
1.5.6. Radiomarcaje y liberación	30

1.5.7. Animales de estudio y monitoreo	31
1.6. Referencias bibliográficas	36
CAPÍTULO II. PATRÓN HORARIO DE ACTIVIDAD DE OSOS HORMIGUEROS REINTRODUCIDOS: EL EFECTO DE FACTORES EXTRÍNSECOS E INTRÍNSECOS	42
2.1. Resumen	42
2.2. Introducción	43
2.3. Metodología	46
2.4. Resultados	51
2.5. Discusión	57
2.6. Referencias bibliográficas	61
CAPÍTULO III. USO Y SELECCIÓN DE HÁBITAT POR OSOS HORMIGUEROS REINTRODUCIDOS: EL ROL CRÍTICO DE LAS ÁREAS DE CONSERVACIÓN	69
3.1. Resumen	69
3.2. Introducción	70
3.3. Metodología	72
3.4. Resultados	85
3.5. Discusión	98
3.6. Referencias bibliográficas	101
CAPÍTULO IV. ÁREAS DE ACCIÓN DE OSOS HORMIGUEROS REINTRODUCIDOS: SU ESTABLECIMIENTO Y FIDELIDAD AL SITIO DE LIBERACIÓN	109
4.1. Resumen	109
4.2. Introducción	110
4.3. Metodología	112
4.4. Resultados	117
4.5. Discusión	128
4.6. Referencias bibliográficas	135
CAPÍTULO V. CONCLUSIONES GENERALES Y RECOMENDACIONES PARA EL MANEJO Y CONSERVACIÓN DE OSOS HORMIGUEROS	141
5.1. Resumen	141
5.2. Recapitulación de los resultados de esta tesis	142

5.3. Síntesis sobre el primer núcleo poblacional de osos hormigueros reintroducidos	145
5.4. Recomendaciones para la reintroducción de osos hormigueros	148
5.5. Pautas de conservación y conclusiones finales.....	152
5.6. Referencias bibliográficas	153
APÉNDICES	158

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1.1. Animales liberados y monitoreados mediante radiotelemetría desde octubre 2007 a agosto 2014	33
Tabla 2.1. Rango horario de actividad, núcleo de actividad y porcentaje de actividad en horarios diurnos y nocturnos a través de radiotelemetría y cámaras-trampa	53
Tabla 2.2. Número de horas de actividad promedio por estación	54
Tabla 2.3. Pruebas de Watson-Wheeler sobre las distintas fuentes de datos de horarios de actividad	55
Tabla 3.1. Número de localizaciones registradas en cada uno de los cuatro ambientes y en zonas ganaderas o de conservación, y la contribución de cada uno en superficie absoluta y porcentaje relativo de acuerdo a la escala de análisis	81
Tabla 3.2. Resultados de ANOVAs de dos factores entre estaciones, ambientes y su interacción para las temperaturas máximas, medias, mínimas y la amplitud térmica diarias	88
Tabla 3.3. Funciones de selección de recursos: sets de datos y su correspondiente modelo de mayor rango	92
Tabla 4.1. Animales incluidos en la estimación de curvas de acumulación del tamaño de las áreas de acción anuales	113
Tabla 4.2. Número de individuos incluidos en las estimaciones de áreas de acción anuales mediante kernel del 95%	115
Tabla 4.3. Áreas de acción estimadas para los osos hormigueros en distintos sitios de estudio en Sudamérica	129

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1. Sitio de estudio	28
Figura 2.1. Rango horario de actividad y núcleo del rango de actividad generales de los osos hormigueros estimados a través de radiotelemetría y cámaras trampa.	52
Figura 2.2. Temperaturas medias diarias de las distintas estaciones definidas para el estudio	54
Figura 2.3. Abundancia de hormigas en el verano y en el invierno en el área de estudio .	54
Figura 2.4. Solapamiento de los horarios de actividad tomando aleatoriamente un registro de actividad del período de 24 h de seguimiento mediante radiotelemetría entre distintas categorías de individuos: sexos, edad y tipo de cría.....	56
Figura 2.5. Solapamiento de los horarios de actividad tomando aleatoriamente un registro de actividad del período de 24 h de seguimiento mediante radiotelemetría entre distintas estaciones definidas para el estudio	56
Figura 2.6. Solapamiento de los horarios de inicio actividad entre distintas estaciones definidas para el estudio.....	57
Figura 2.7. Solapamiento de los horarios de finalización de actividad entre distintas estaciones definidas para el estudio	57
Figura 2.8. Solapamiento de los horarios de actividad de los registros de fotografías mediante cámaras-trampa entre distintas estaciones definidas para el estudio	57
Figura 3.1. Ubicación de las parcelas para caracterizar la estructura de la vegetación herbácea en tierras de uso ganadero y de conservación estricta	75

Figura 3.2. Disposición espacial de las 40 transectas y sus puntos de muestreo para la caracterización de los ambientes de acuerdo a su estructura vegetal y el número de hormigueros y termiteros en Rincón del Socorro 77

Figura 3.3. Ejemplo del método usado para estimar el porcentaje de cobertura arbórea mediante fotografías de dirección cenital tomadas a 2 m de altura 77

Figura 3.4. Diseño de sitios de muestreo con trampas de caída para estimar la abundancia de hormigas de los distintos ambientes de la Reserva Privada Rincón del Socorro 79

Figura 3.5. Sitio de estudio, localizaciones de los osos hormigueros, puntos de liberación y superficies de las distintas escalas de análisis con referencias para sus definiciones 81

Figura 3.6. Ejemplo de 5.000 puntos generados aleatoriamente para la superficie del 2do orden de selección. La sub-figura (a) representa los puntos totalmente al azar y la (b) los puntos de disponibilidad generados al azar, pero condicionados por el efecto de la distancia al punto de liberación, utilizados para los análisis finales 83

Figura 3. 7. *Nonmetric Multidimensional Scalling* mostrando en dos ejes la segregación entre los ambientes de acuerdo a características estructurales de la vegetación y el número de hormigueros y termiteros de cada ambiente 80

Figura 3.8. Porcentaje de cobertura y altura de la capa de vegetación herbácea (pastos y hierbas) en zonas de conservación estricta y de producción ganadera 86

Figura 3.9. Comparación de la abundancia de hormigas entre los distintos ambientes 87

Figura 3.10. Temperaturas máximas, medias, mínimas y amplitud térmica diarias de los distintos ambientes y estaciones 89

Figura 3.11. Interacciones entre los ambientes y las estaciones sobre las temperaturas mínimas, máximas, medias, y la amplitud térmica diarias 90

Figura 3.12. Coeficientes± ICs para los diferentes ambientes de acuerdo a los modelos de funciones de selección de recursos construidos para dos escalas y diferentes edades y sexos 93

Figura 3.13. Coeficientes± ICs para los diferentes ambientes para la escala de 3er orden de selección de acuerdo a la actividad de los animales y las estaciones 94

Figura 3.14. Gráficos marginales predictivos de la probabilidad relativa de selección de acuerdo a la Distancia al Borde del Bosque Higrófilo, y comparaciones entre las distintas escalas, sexo y clase etaria 95

Figura 3.15. Gráficos marginales predictivos de la probabilidad relativa de selección de animales adultos para el 3er orden de selección de acuerdo a la Distancia al Borde del Bosque Higrófilo, y comparaciones de acuerdo a la actividad y las estaciones 95

Figura 3.16. Mapas de probabilidades de uso de osos hormigueros a partir de las covariables que afectaron la selección de hábitat 97

Figura 4.1. Curvas de acumulación del tamaño de las áreas de acción (Polígonos Mínimos Convexos) a lo largo del tiempo en escala logarítmica 118

Figura 4.2. Curvas de acumulación del tamaño de las áreas de acción (Polígonos Mínimos Convexos) de diez individuos a lo largo del tiempo 122

Figura 4.3. Áreas de acción de todos los individuos en distintos períodos anuales de acuerdo a las distintas clases de edad y sexo 124

Figura 4.4. Áreas de acción anuales de cada individuo con al menos tres años de estimaciones y sus centroides correspondientes 126

Figura 4.5. Áreas de acción anuales y sus centroides de los distintos machos juveniles y adultos en dos años sucesivos 127

Figura 4.6. Áreas de acción y sus centroides anuales de dos hembras que pasaron de la etapa juvenil a la adulta, durante dos años de seguimiento sucesivos	128
Figura 4.7. Tamaños de las áreas de acción promedio estimadas en distintos sitios de estudio en Sudamérica	131
Figura 4.8. Todas las estimaciones de las áreas de acción anuales a los largo del tiempo y referencias de los ambientes circundantes	133
Figura 5.1. Primer registro fotográfico de un puma en el sitio de estudio mediante una cámara-trampa, en uno de los puntos cebados para registrar osos hormigueros	144
Figura 5.2. Tasa de supervivencia anual e intervalos de confianza de los animales reintroducidos hasta el año 2011 a través del estimador no paramétrico de la función de incidencia acumulada	146
Figura 5.3. Registro fotográfico mediante una cámara-trampa de la primer cría nacida en Iberá y Corrientes, perteneciente a la primer hembra reintroducida, Ivoty Porá (HC1)....	148

ABREVIATURAS

AIC	<i>Akaike Information Criterion</i>
ANOVA	Análisis de la Varianza
BA	Bosques Abiertos
BH	Bosques Higrófilos
CLT	<i>The Conservation Land Trust</i>
DAP	Diámetro a la Altura del Pecho
DU	Distribución de Utilización
DBBH	Distancia al Borde del Bosque Higrófilo
DE	Desviación Estándar
DR	Distancia a la Ruta
DU	Distribución de Utilización
EI	Estacia Iberá
FSR	Función de Selección de Recursos
F. Varela	Florencio Varela
gl	Grados de Libertad
HC#	Hembra criada en Cautiverio y número de identificación
HM	Reserva Horco Molle
HS#	Hembra criado en vida Silvestre y número de identificación
IC	Intervalo de Confianza
INR	<i>Iberá Nature Reserve</i>
IUCN/SSC	<i>Internationa Union for Conservation of Nature/Species Survival Commission</i>
J	Jaguariaíva
M	Malezales
M.	Meses
MC#	Macho criado en Cautiverio y número de identificación
MS#	Macho criado en vida Silvestre y número de identificación
MGS	Mato Grosso do Sul
NMDS	<i>Nonmetric Multidimensional Scalling</i>
NPNC	Fazenda Nhumirim, Pantanal da Nhecolândia, Corumbá
PMC	Polígono Mínimo Convexo
PNSC	Parque Nacional Serra da Canastra
PEE	Parque Estadual Das Emas

PU	Paraje Uguay
RNI	Reserva Natural del Iberá
RS	Reserva Privada Rincón del Socorro
S	Sabanas
Sgo. del E.	Santiago del Estero
SIG	Sistemas de Información Geográfica
STVB	Fazenda Santa Teresa, Boa Vista
VHF	<i>Very High Frequency</i>
VIF	<i>Variable inflation Factors</i>
UICN	Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza
Zoo.	Zoológico

RESUMEN

El oso hormiguero (*Myrmecophaga tridactyla*) está catalogado como Vulnerable en la Argentina y en el mundo. Entre los años 2007 y 2013 se liberaron 31 osos hormigueros (14 hembras y 17 machos) con el objetivo de reintroducir una población de la especie en la Reserva Natural Iberá (RNI), Corrientes. Los animales fueron monitoreados intensivamente luego de su liberación principalmente a través de radiotelemetría. El objetivo principal de esta tesis fue describir e identificar factores que influyen sobre los patrones de uso del hábitat y de horarios de actividad de los osos hormigueros para evaluar el grado de adecuación de estos animales reintroducidos. Evalué los patrones de actividad diaria (Capítulo II), el uso y selección de hábitat (Capítulo III) y el establecimiento y las variaciones de las áreas de acción a lo largo del proceso de aclimatación (Capítulo IV), con el fin de generar pautas de manejo que sean útiles para la formación de otros núcleos poblacionales en la región y considerar la reintroducción como una estrategia de conservación para la especie (Capítulo V). En general, los osos reintroducidos presentaron un patrón de actividad catemeral, presentando tanto actividad nocturna como diurna, siendo más nocturnos durante épocas cálidas y más diurnos durante épocas frías. También resultaron ser más nocturnos los animales criados en vida silvestre y los adultos que aquellos criados en cautiverio o juveniles. Los animales reintroducidos evitaron las tierras bajo uso ganadero. Los bosques fueron seleccionados y, en los períodos de actividad, el uso de otros ambientes se incrementó en relación a los períodos de inactividad. El establecimiento de áreas de conservación estricta, combinado con el manejo apropiado de los bosques y el ganado puede ser esencial para la supervivencia a largo plazo de estas poblaciones. Las áreas de acción de los osos hormigueros no se estabilizaron claramente a lo largo del tiempo y alcanzaron un tamaño similar a las mayores estimaciones registradas para la especie. La fidelidad al sitio resultó alta, probablemente favorecida por la configuración del hábitat y la liberación de más de un individuo por evento de suelta durante la reintroducción. Este estudio muestra pistas sobre el pasado, presente y futuro del oso hormiguero en la RNI. La falta de bosques y el manejo ganadero tradicional serían causas probables de la extinción de esta y otras especies en Iberá. Es importante que las tierras de conservación estricta incluyan muestras representativas de tierras altas como los bosques y pastizales, que son esenciales para la viabilidad a largo plazo de esta población de osos hormigueros reintroducidos y la restauración de otras poblaciones silvestres dentro de la RNI.

SUMMARY

The giant anteater (*Myrmecophaga tridactyla*) is a widespread species that is categorized as Vulnerable in Argentina and the World. Between years 2007 and 2013, 31 giant anteaters were released (14 females and 17 males) with the aim of reintroducing a population of the species in the Iberá Nature Reserve (INR), in Corrientes province, northeastern Argentina. Animals were intensively monitored mainly by radio-telemetry. The main objective of this thesis was to describe and identify factors influencing habitat use and activity patterns of giant anteaters to test the degree of acclimatization of this reintroduced population. I surveyed the daily activity patterns (Chapter II), habitat use and selection (Chapter III) and home ranges establishment and its variation (Chapter IV) with the aim of generating management tools useful to develop other populations in the region and to consider reintroduction as a strategy for the conservation of the species (Chapter V). In general, reintroduced giant anteaters presented a cathemeral activity pattern, showing diurnal and nocturnal activity, but being more diurnal during colder months and more nocturnal during warmer months. Wild and adult animals were more nocturnal than captive reared and juvenile ones. Reintroduced animals strongly selected lands dedicated to wildlife conservation, avoiding lands under cattle production. Forests were positively selected and, during activity periods, the use of other habitat types increased in relation to inactivity periods. The establishment of strict conservation areas, combined with the proper management of forests and cattle can be essential for the long term survival of reintroduced giant anteater populations. Home ranges of giant anteaters did not clearly stabilize along time, and were similar in size to the largest estimations recorded for the species. Release site fidelity was high, probably favoured by the habitat configuration and the type of release procedures implemented. This study provides clues about the past, present and future of the giant anteater in the INR. Lack of forests and traditional cattle management are probable causes of this and other species extinction in Iberá. It is important that strict conservation lands include representative samples of highlands with forests and grasslands, which are essential for long term viability of this giant anteater population and the restoration of wildlife within the INR.

CAPÍTULO I

SITUACIÓN DEL OSO HORMIGUERO EN EL NORTE DE ARGENTINA. REINTRODUCCIÓN DE LA ESPECIE EN LA ECORREGIÓN IBERÁ

1.1. Resumen

El oso hormiguero (*Myrmecophaga tridactyla*) está catalogado como Vulnerable en la Argentina y en el mundo. Decenas de estos animales son criados y mantenidos en cautiverio en casas privadas de la región chaqueña argentina y en zoológicos y centros de rescate de fauna. Entre los años 2007 y 2013 se liberaron un total de 31 osos hormigueros (14 hembras y 17 machos) con el objetivo de crear el primer núcleo poblacional en el marco de un programa de reintroducción de la especie en la Reserva Natural Iberá, Corrientes, Argentina, donde la especie se extinguió localmente. El principal objetivo de esta tesis fue describir e identificar factores que influyan sobre patrones espaciales y de horarios de actividad de los osos hormigueros para evaluar el grado de adecuación de este núcleo poblacional reintroducido a un nuevo sitio. Los objetivos particulares fueron: (1) describir el patrón de actividad diaria y sus variaciones de acuerdo a características ambientales e intrínsecas de los individuos (Capítulo II); (2) evaluar los patrones de uso y selección de hábitat que los osos hormigueros hacen sobre los distintos ambientes del sitio de estudio y sus variaciones de acuerdo a edad y sexo, grado de actividad y estacionalidad (Capítulo III), (3) estimar las áreas de acción, su establecimiento y variaciones a lo largo del proceso de aclimatación (Capítulo IV); con el fin de generar pautas de manejo que sean útiles para la formación de otros núcleos poblacionales en la región y evaluar la reintroducción como una estrategia de conservación para la especie (Capítulo V). Para alcanzar estos objetivos los animales fueron estudiados y monitoreados intensivamente luego de su liberación a través de técnicas de radiotelemetría y otras metodologías.

1.2. Introducción

1.2.1. El oso hormiguero y su problemática de conservación a nivel global y en la Argentina

El oso hormiguero (*Myrmecophaga tridactyla*) es un mamífero Neotropical perteneciente al superorden Xenarthra, orden Pilosa, suborden Vermilingua. Es la mayor especie viviente de la familia Myrmecophagidae, llegando a medir 2 m de longitud y pesar

más de 40 kg en estado adulto (McNab 1984). No muestra un dimorfismo sexual evidente, es una especie con una baja tasa reproductiva (tiene una tasa de natalidad promedio de una cría por año y una gestación media de 190 días) y alcanza la madurez sexual aproximadamente a los tres años de edad (Redford y Eisenberg 1992). Los osos hormigueros son animales solitarios la mayor parte del tiempo, con la excepción de los encuentros de apareamiento que pueden durar de tres a cinco días o durante los largos periodos de cría, cuando la madre carga a su cachorro durante 8 a 9 meses en su espalda (Jerez y Halloy 2003). Los osos hormigueros carecen de un sistema territorial claramente definido (Camilo-Alves 2003, Braga de Miranda 2004, Medri y Mourão 2005), aunque hay algunos autores que sostienen cierto grado de territorialidad, especialmente entre machos (Shaw *et al.* 1987, Braga *et al.* 2010). Presentan áreas de acción cuyo tamaño varía entre dos (Shaw *et al.* 1985) y 25 km² (Montgomery y Lubin 1977), dependiendo del sitio de estudio. Las densidades de población estimadas también varían mucho entre estudios, con un rango que va desde 0,4 a 1,3 individuos por km² (Shaw *et al.* 1987, Braga de Miranda 2004, Medri y Mourão 2005).

El oso hormiguero tiene una amplia distribución geográfica que va, en la actualidad, desde Honduras hasta el norte de Argentina (Gardner 2007). A pesar de ello, parece ser especialmente sensible a temperaturas extremas, lo cual limita su distribución a las regiones tropicales y subtropicales de baja altitud (Camilo-Alves 2003, Rodriguez *et al.* 2008). Dentro de esta distribución no parece ser un especialista de hábitat, encontrándose naturalmente distribuido por bosques tropicales lluviosos y secos, sabanas y pastizales (Gardner 2007), aunque en los primeros parece ser menos abundante (Quiroga *et al.* en revisión).

El oso hormiguero se alimenta principalmente de hormigas y termitas, variando su dieta de acuerdo a la disponibilidad de estos grupos (Montgomery 1985, Redford 1985, Shaw *et al.* 1987, Eisenberg 1989, Drumond 1992, Medri *et al.* 2003). Estos artrópodos son un alimento de un contenido nutricional relativamente bajo, lo cual se refleja en una tasa metabólica basal y una temperatura corporal inferiores a las esperadas para un mamífero de su tamaño (McNab 1984). Las limitaciones metabólicas del oso hormiguero parecen afectar diversos aspectos de su biología, incluyendo sus patrones de actividad y el uso que hacen del hábitat. Estos animales requieren acceso a “refugios térmicos” que amortiguan las temperaturas más extremas (Mourão y Medri 2007, Camilo-Alves y Mourão 2006). También parecen capaces de adecuar su patrón diario de actividad, acomodando su actividad nocturna y diurna para evitar temperaturas extremas (McNab 1984, Mourão y Medri 2007). Ante bajas temperaturas, también parecen disminuir la actividad total, dedicando una mayor cantidad de tiempo al descanso para evitar la pérdida de calor (Camilo-Alves y Mourão 2006).

Esta especie ha sido catalogada como “Vulnerable” a nivel global (VU A2c, IUCN 2014). Las amenazas más importantes identificadas para la especie son la pérdida y fragmentación de su hábitat por la transformación agrícola o urbana, y la mortalidad directa ocasionada por incendios de grandes proporciones, por perros (*Canis lupus familiaris*) de caza o cimarrones, por atropellamientos en rutas y, en menor medida, por la cacería deliberada (Silveira *et al.* 1999, Koster 2008, Lacerda *et al.* 2009, Cáceres *et al.* 2010). En la Argentina también está catalogado como Vulnerable (Superina *et al.* 2012) y su distribución ha ido disminuyendo durante el último siglo, habiéndose extinguido en las provincias de Tucumán, Córdoba, Santa Fe y Corrientes (Pérez Jimeno y Llarín Amaya 2007, Chebez y Cirignoli 2008).

A pesar del grado de amenaza del oso hormiguero en la Argentina, en la actualidad se lo puede encontrar en los bosques lluviosos de la provincia de Misiones, y parece ser una especie abundante en la región del Gran Chaco argentino de las provincias de Formosa, Chaco, Santiago del Estero, Salta y Jujuy (Jiménez Pérez 2013a, Quiroga *et al.* en revisión). En esta región el principal problema que se detectó para el oso hormiguero y otras especies es la pérdida de hábitat (Quiroga *et al.* 2014). Además, los osos hormigueros parecen sufrir una alta mortalidad durante el trabajo de maquinarias durante los desmontes, atropellamientos en rutas, y especialmente por conflictos con pobladores o sus perros. En general, las situaciones de conflicto entre los osos hormigueros y los pobladores y sus perros resultan, para el caso de hembras adultas que muchas veces llevan a sus crías en el lomo, en la consecuente captura de las crías, que son llevadas como “mascotas” a los poblados. Normalmente estas crías terminan muriendo a los pocos días, y unas pocas sobreviven unos meses (Jiménez Pérez 2013a).

La presencia del oso hormiguero en la provincia de Corrientes y en los Esteros del Iberá está pobremente documentada y es mayormente anecdótica, pero sugiere una reciente extinción local de la especie. En el año 1826 el explorador D’Orbigny (1945) documenta la presencia del oso hormiguero en el Iberá. Muchos años más tarde, en 1951, un periódico de Corrientes muestra la fotografía de un oso hormiguero cazado en los esteros de Batel y Batelito. Parera (2004) hace referencia a la aparición de una pareja de osos hormigueros en la zona de Concepción en la década de 1970. Este mismo autor relata un avistamiento de la especie en el área de Ypucú y la captura de un ejemplar en la Estancia Rincón de las Mercedes en 1986. No existen registros posteriores a este último. Numerosos autores se refieren a su extinción alrededor de mediados del siglo XX (Fabri *et al.* 2003, Parera 2004, Pérez Gimeno y Llarín Amaya 2007, Chebez y Cirignoli 2008).

Durante los últimos dos siglos la provincia de Corrientes ha experimentado el peor proceso de defaunación en el norte de Argentina, probablemente por ser una de las regiones que primero fueron colonizadas y transformadas principalmente para uso ganadero. Esta prolongada historia de colonización europea, combinada con el tradicional manejo ganadero basado en el uso frecuente del fuego y perros, y la intensa cacería de subsistencia y comercial que existió hasta los 1970s podrían ser las causas de este proceso de defaunación. Además del oso hormiguero, se extinguieron localmente otras cuatro especies de mamíferos grandes: el yaguararé (*Panthera onca*), la nutria gigante o lobo gargantilla (*Pteronura brasiliensis*), el pecarí de collar (*Pecari tajacu*) y el tapir (*Tapirus terrestris*). También desaparecieron de Corrientes tres especies de aves grandes: el guacamayo de alas rojas (*Ara chloroptera*), el moitú (*Crax fasciolata*) y una especie endémica de la región, el guacamayo azul (*Anodorhynchus glaucus*), que se extinguió globalmente (Parera 2004, Canevari y Vaccaro 2007, Chebez 2008a,b). Otros mamíferos grandes, como el ciervo de los pantanos (*Blastocerus dichotomus*), el venado de las pampas (*Ozotoceros bezoarticus*) y el aguará guazú (*Chrysocyon brachyurus*), se volvieron muy escasos (Schaller y Tarak 1976). A su vez, los esteros de Iberá se encuentran cerca del límite sur de la distribución geográfica del oso hormiguero, lo que podría explicar que no haya sido una especie naturalmente abundante en la región.

Cuando la Reserva Natural del Iberá (RNI) fue creada en 1983 se impusieron restricciones a la cacería, la vida silvestre remanente comenzó a recuperarse y muchos autores propusieron la reintroducción de la fauna extirpada (Parera 2004, CLT 2007). Siguiendo esta recomendación, en 2006, la organización no-gubernamental The Conservation Land Trust (CLT, <http://www.theconservationlandtrust.org>) y el gobierno de Corrientes dieron iniciativa a la primer experiencia de restaurar una población extinta de osos hormigueros en la RNI (Jiménez Pérez 2013a).

1.2.2. La reintroducción como estrategia de conservación del oso hormiguero

La reintroducción de especies que se han extinguido localmente dentro de su distribución original es una de las medidas que pueden ser empleadas para conservar especies amenazadas en un hábitat particular. Esta práctica ha probado ser una herramienta valiosa para la recuperación de especies que se han extinguido global o localmente, como así también de la restauración de los procesos ecológicos en los que éstas intervienen (Cade 1986, Woodroffe y Ginsberg 1999). Se entiende por reintroducción, entonces, al conjunto de actividades destinadas a restablecer una población silvestre nativa que ha desaparecido de

una región donde estaba originalmente presente. A su vez, las reintroducciones pueden también darnos idea sobre las razones por las cuales la especie desapareció de áreas donde antes estaba presente, por lo que deben desarrollarse con una experimentación genuina y un monitoreo apropiado (Sutherland 2004). Las poblaciones naturales más cercanas de osos hormigueros se encuentran separadas del Iberá por un paisaje altamente modificado. Además, la provincia de Corrientes está rodeada por ríos caudalosos, con áreas urbanas en sus márgenes que pueden actuar como barreras físicas, por lo que la recolonización natural del oso hormiguero en los esteros de Iberá parece improbable. El programa de recuperación de la especie debe basarse en una reintroducción a través del traslado deliberado y liberación de ejemplares provenientes de otros lugares (Jiménez Pérez 2006).

El plan de recuperación del oso hormiguero (Jiménez Pérez 2006) surge como respuesta a tres problemas: 1) la desaparición de los osos hormigueros en el área de los esteros de Iberá durante el siglo pasado, 2) la aparición de osos hormigueros cautivos en diferentes provincias del Norte argentino y la ausencia de mecanismos establecidos para su reincorporación al medio natural o para su incorporación a programas de cría en cautividad con fines humanitarios o de conservación y 3) la escasa disponibilidad de información sobre la ecología y el estado de conservación de la especie en territorio argentino.

The Conservation Land Trust adquirió en los últimos años más de 150.000 ha de tierras dentro o en la vecindad de la RNI con el fin declarado de promover la conservación de la naturaleza y sentar las bases para crear un área natural protegida estricta de propiedad pública dentro de la región. Como parte de esta meta, esta organización ha propuesto restaurar poblaciones de animales que han sido extirpadas del área de Iberá, como es el caso del oso hormiguero.

En el año 2006 se inició el Proyecto de Reintroducción del Oso Hormiguero, el cual tuvo como principales objetivos restablecer al menos una población de la especie en la región, y que ésta sea viable a largo plazo. Este proyecto, liderado por CLT, se enmarca dentro de un programa más amplio destinado a la conservación, restauración ecológica y manejo de áreas protegidas dentro de la RNI. Entre los años 2007 y 2013 se liberaron 31 ejemplares en una propiedad dentro de la RNI en Corrientes, con el objetivo de establecer el primer núcleo poblacional de osos hormigueros en el Iberá y la provincia de Corrientes.

1.3. Marco teórico e hipótesis generales

La existencia de información confiable sobre la ecología básica, el comportamiento, el uso de hábitat y la habilidad de animales reintroducidos para aclimatarse a una nueva área pueden determinar el éxito de las reintroducciones, especialmente de aquellas nutridas por animales provenientes de cautiverio (Converse *et al.* 2013). Para minimizar los costos metabólicos, los osos hormigueros silvestres parecen evitar estar activos durante las horas de temperaturas extremas (McNab 1984, Medri 2002, Mourão y Medri 2007) y disminuir la actividad total para evitar la pérdida de calor durante bajas temperaturas (Camilo-Alves y Mourão 2006). Este patrón puede ser especialmente marcado en las latitudes más extremas de su distribución, como lo es el Iberá, por la relativamente marcada diferencia de temperatura entre las estaciones del año. La primera hipótesis que puse a prueba en esta tesis es que la temperatura ambiente es la principal determinante de los patrones horarios de actividad. De esta hipótesis predije que los animales estarán inactivos (en reposo o descanso) en condiciones de temperaturas más extremas (horas de bajas temperaturas en invierno y temperaturas más altas de verano) y, por ello, serán más diurnos en épocas invernales y más nocturnos en épocas estivales. Esta hipótesis también predice que los osos hormigueros pasarán relativamente menos horas del día activos en invierno, ya que disminuirán su actividad total para evitar la pérdida de calor ante las bajas temperaturas.

El uso del hábitat también puede estar determinado por el bajo metabolismo de esta especie. Algunos trabajos sugieren que los osos hormigueros en el Pantanal regulan las posibles oportunidades para ganar calor a través de la exposición a la radiación solar y que utilizan sitios de mayor cobertura para los períodos de reposo, cuando la capacidad de regulación de la temperatura corporal es menor (Medri 2002, Mourão y Medri 2007, Camilo-Alves y Mourão 2006). Otro factor que puede determinar el uso de hábitat es la disponibilidad de alimentos en los distintos ambientes presentes en ese hábitat. Camilo-Alves y Mourão (2006) muestran que durante los períodos de actividad, la relación entre el uso del hábitat y la temperatura media diaria fue más débil que en períodos de descanso, atribuyendo este patrón a que la selección de hábitat durante los períodos de actividad está principalmente relacionada a la disponibilidad de alimentos. Una segunda hipótesis es que los osos hormigueros reintroducidos utilizan en forma diferencial hábitats según su actividad, dependiendo de la disponibilidad de alimentos y la temperatura ambiente. Bajo esta hipótesis predije que en los períodos de descanso los osos seleccionarán hábitats de mayor cobertura y con menor amplitud térmica (*i.e.* bosques). Asimismo, para los períodos de actividad, los

osos hormigueros seleccionarán hábitats con mayor abundancia relativa de alimentos. Algunas de las regiones donde ocurre esta especie, como el Pantanal y el Cerrado, al igual que Iberá, tienen una fisonomía diversa que incluye pastizales, sabanas y bosques de diferente grado de cobertura. Los osos hormigueros utilizan áreas abiertas para sus actividades de forrajeo (Drumond 1992, Camilo-Alves 2003, Morão y Medri 2007), pero se ha sugerido que los parches de bosque son importantes para la conservación de esta especie debido a que funcionan como refugio de temperaturas extremas y depredadores (Morão y Medri 2007). Por ello, independientemente de su actividad, la cobertura boscosa puede ser un recurso importante y requerido en la selección de las áreas de acción por los animales.

Las áreas de acción son aquellas áreas donde un animal o grupo de animales realizan sus actividades normales, como alimentación, reproducción y cuidado de crías, en un período de tiempo definido (Burt 1943). El establecimiento de estas áreas para individuos reinsertados, puede ser un proceso complejo en el que los animales perciben las condiciones del sitio a través de la exploración y el reconocimiento. El ajuste espacial, expresado por diferentes características de las áreas de acción, es un criterio importante para entender el nivel de aclimatación de animales relocados y la viabilidad de la población reintroducida (Saltz *et al.* 2000). En muchos casos, los mamíferos reintroducidos o traslocados, pueden presentar movimientos erráticos o cubrir áreas de acción relativamente grandes en el período inicial luego de la liberación (Wauters *et al.* 1997, Perelberg *et al.* 2003, Saltz *et al.* 2000, Göttert *et al.* 2010). Por ello, evalué la hipótesis de que el establecimiento de las áreas de acción es un proceso gradual durante el cual las mismas se establecen y estabilizan a lo largo del tiempo. Es esperable que haya una primera etapa de exploración, donde la localización de los individuos sea muy variable entre registros sucesivos y que inicialmente usen áreas grandes y con patrones erráticos poco predecibles. Luego, a lo largo del tiempo, se espera que haya una reducción en el tamaño de las áreas de acción, como así también una estabilización en la ubicación espacial de las mismas. A su vez, se plantea que la fidelidad al sitio de liberación depende de las estrategias de suelta implementadas, siendo esperable que el uso de sueltas blandas y la liberación de más de un individuo generen una mayor fidelidad al sitio de liberación, en contraposición a sueltas duras y de animales solos. El conocimiento de los patrones expuestos es importante para describir y evaluar algunos aspectos de la ecología general del oso hormiguero, para comparar si los individuos de esta población reintroducida poseen un comportamiento similar al de poblaciones silvestres y, a su vez, como herramienta en la toma de decisiones para el manejo en la reintroducción de esta especie.

1.4. Objetivos de la tesis

1.4.1. Objetivo general

El principal objetivo de esta tesis fue describir e identificar factores que influyan sobre los patrones de uso del espacio y los horarios de actividad de los osos hormigueros reintroducidos para evaluar el grado de adecuación de los mismos a un nuevo sitio y generar pautas de manejo que sean útiles para considerar la reintroducción como una estrategia de conservación para esta especie.

1.4.2. Objetivos particulares

- Describir el patrón de actividad diaria del oso hormiguero y sus variaciones según características intrínsecas de los animales (*e.g.* edad, sexo), evaluar cómo varía estacionalmente y comparar estas estimaciones obtenidas a través de distintas metodologías: radiotelemetría y cámaras-trampa (Capítulo II).
- Evaluar el uso y la selección de hábitat que los osos hormigueros hacen en relación a los distintos ambientes naturales y usos de la tierra y sus variaciones de acuerdo al sexo, edad, grado de actividad y estacionalidad (Capítulo III).
- Estimar las áreas de acción, su establecimiento y variaciones a lo largo del proceso de aclimatación, según la edad y sexo de los individuos y los tipos de suelta implementadas (Capítulo IV).
- Elaborar recomendaciones para la conservación y reintroducción de osos hormigueros (Capítulo V).

1.5. Metodología general

1.5.1. Sitio de estudio

El macroecosistema Iberá comprende un mosaico de ecosistemas que es reconocido como una ecorregión en sí misma. El paisaje es heterogéneo, con grandes extensiones de esteros, lagunas, pastizales, sabanas y bosques que poseen influencias paranaenses en el sector noreste, del Espinal en el sector sur, y chaqueña en el noroeste (Neiff y Poi de Neiff 2006). El clima de los Esteros del Iberá es subtropical. La temperatura media del mes más frío (julio) varía entre 15 y 16° C, y puede alcanzar temperaturas mínimas absolutas de -2° C, con una baja frecuencia de heladas. Durante el verano las temperaturas medias de los meses más cálidos (enero y febrero) varían entre los 27 y los 28° C y la temperatura máxima absoluta puede alcanzar los 44° C. Las precipitaciones pluviales medias anuales varían entre los 1.500 y los 1.800 mm (Neiff y Poi de Neiff 2006). El fotoperiodo anual es poco variable,

yendo de un promedio de 10,95 horas de luz en invierno hasta 13,28 horas de luz durante el verano (datos obtenidos a través de la función *daylength()* del paquete *geosphere*; Hijmans 2014).

Los Esteros del Iberá fueron declarados Reserva Natural Provincial (Ley provincial 3773/83) en el año 1983, en ese momento el área natural protegida más extensa del país, con 1.300.000 ha. La RNI es un área protegida de uso múltiple, con un 40% perteneciente al estado provincial (áreas inundadas de esteros, bañados y lagunas) y un 60% correspondiente a tierras privadas en las zonas más elevadas y mejor drenadas dominadas por pastizales y sabanas. La mayoría de los campos privados de la RNI están dedicados a actividades productivas, como la ganadería extensiva, la explotación forestal y la agricultura.

Dentro de la reserva, en el margen suroriental y contando con ambientes de pastizales y los últimos relictos de Espinal, se encuentra la Reserva Privada Rincón del Socorro (RS; 12.400 ha; S 28° 32', O 57° 10'; Fig. 1.1). Esta propiedad fue una estancia ganadera hasta el año 2002, momento en el que el ganado fue excluido y comenzó a restaurarse con fines de conservación de la vida silvestre y ecoturismo por CLT. Rincón del Socorro cuenta con personal dedicado a actividades de control y vigilancia para evitar la entrada de cazadores ilegales y, ya que la exclusión de ganado produce una gran acumulación de biomasa combustible, con un programa de quemas controladas, destinado a evitar incendios de grandes dimensiones que podrían afectar las actividades de restauración.

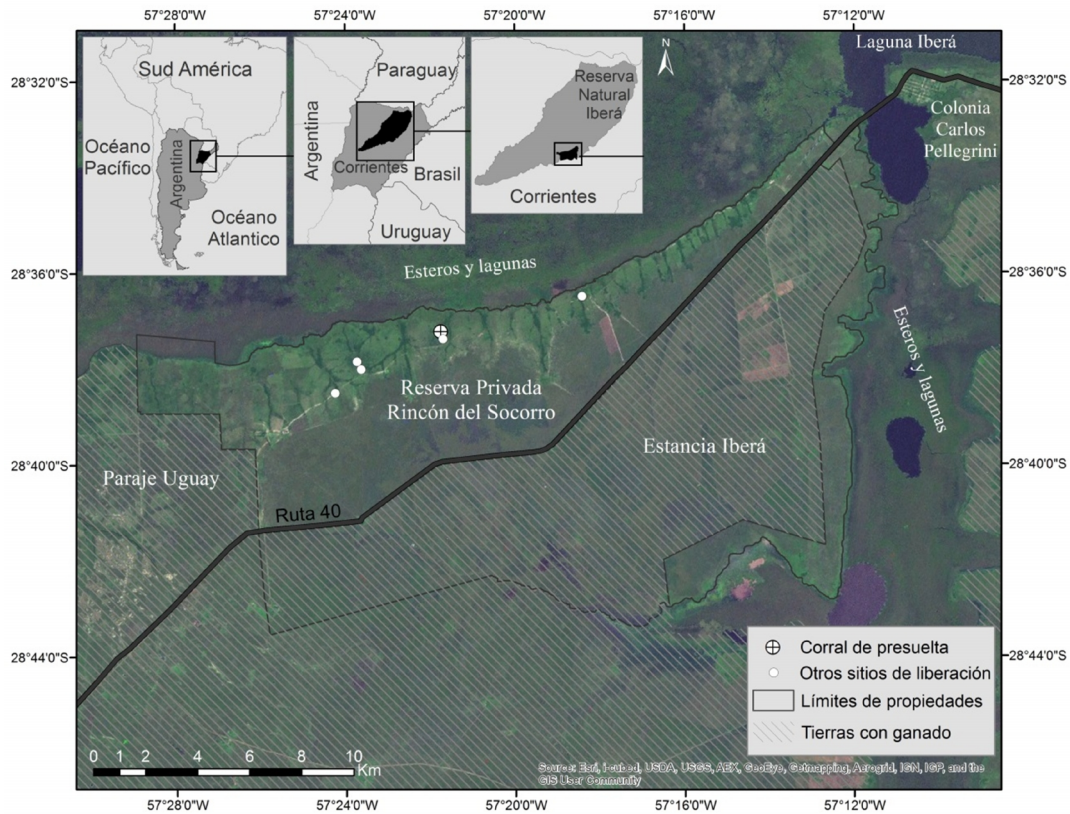


Figura 1.1. Sitio de estudio.

1.5.2. Planificación para la reintroducción de osos hormigueros

El “Plan de recuperación del oso hormiguero gigante” define objetivos a corto, mediano y largo plazo para el proceso de reintroducción (Jiménez Pérez 2006). Para establecer dichos objetivos se realizaron estudios previos que sirvieron para proyectar posibles escenarios del proceso. Se realizó un estudio con Sistemas de Información Geográfica (SIG) destinado a identificar las áreas potenciales para la reintroducción, combinando capas de vegetación con capas catastrales y la vocación de conservación de los campos (Srur 2006). También se realizaron análisis de viabilidad poblacional con el programa VORTEX (Burgman *et al.* 1993, Lindenmayer *et al.* 1993, 1995) para evaluar estrategias de reintroducción como, por ejemplo, el número de animales a liberar, los núcleos poblacionales a crear y los tiempos de liberación (Jiménez Pérez 2006). Esto fue acompañado por un estudio destinado a conocer las percepciones, actitudes y conocimientos de los pobladores locales sobre la especie y su reintroducción en comunidades vecinas (Paraje Uguay y Colonia Carlos Pellegrini) y cuyos resultados mostraron que existía una actitud neutra a positiva sobre el proceso y un gran desconocimiento sobre la especie (Delgado *et al.* 2008). Todos estos estudios, además de

consultas con especialistas sobre la especie, sugirieron que la reintroducción de una población de osos hormigueros en la RNI no sólo era deseable, sino también factible.

1.5.3. Origen de los ejemplares

Por motivos genéticos, demográficos y de oportunidad, los animales incluidos en el proceso de reintroducción fueron animales provenientes del Gran Chaco argentino, incluyendo las provincias de Santiago del Estero, Chaco, Formosa, Tucumán y el este de las provincias de Salta y Jujuy. Como se indicó anteriormente, muchas de las situaciones de conflicto entre los osos hormigueros y los pobladores y sus perros resultan en la consecuente captura de animales lactantes (Jiménez Pérez 2013a). Una alta proporción de los animales reintroducidos fueron ejemplares de temprana edad criados en cautividad, ya sea en zoológicos u otras instituciones de manejo de fauna en cautiverio o por CLT. También se incluyeron animales silvestres, que fueron removidos de su hábitat natural por encontrarse heridos por atropellamientos u otras causas, y que fueron tratados y recuperados para su inclusión en el proceso de reintroducción en Iberá (Tabla 1.1).

1.5.4. Manejo de los animales previo a la liberación: cría y cuarentena

Cada animal incluido en el proceso de reintroducción pasó por una fase de cuarentena previo a su liberación. Los individuos que poseían una edad o tamaño corporal insuficiente para ser liberados (10–18 meses de edad y/o < 18 kg de peso) fueron criados en instalaciones de CLT destinadas a ese fin, hasta que alcanzaran la edad o tamaño adecuado para ser radiomarcados. Estas instalaciones se encuentran en la localidad de San Cayetano, a más de 200 km del sitio de liberación, dentro de la provincia de Corrientes y cercanas a la ciudad homónima. Durante la fase de cuarentena se evaluó el estado general y comportamiento de cada animal, y se realizó una batería de pruebas biomédicas destinadas a evaluar el estado fisiológico y la presencia de enfermedades o parasitosis relevantes de acuerdo a protocolos establecidos (Miranda *et al.* 2007, Jiménez Pérez 2013a). Los animales adultos fueron alimentados, observados y, de ser necesario, tratados médicamente, proceso que duró entre uno y dos meses. Los infantes, además, tuvieron una fase de cría prolongada, de entre 12 y 18 meses (Jiménez Pérez 2013a).

1.5.5. Inmovilización de los individuos

Para manipular a los animales para radiomarcaje, tratamientos, intervenciones quirúrgicas o recapturas para controles posteriores a la liberación, se utilizaron dos procedimientos anestésicos de inmovilización: Zelazol® (3 mg/kg, Fort Dodge Animal Health, Colonia Portales, México, D.F.) y una combinación de Ketamina (5 mg/kg) y Midazolam (0,1 mg/kg, Richmond, Vet Pharma, Buenos Aires, Argentina). Para suplementar

o prolongar el efecto de los anestésicos, se utilizó sólo Ketamina en la mitad de la concentración inicial, y en ambiente controlado (cuarentena y centro de cría), se utilizó Isoflurano inhalatorio.

En general, los animales anestesiados a campo (luego de la liberación) fueron inoculados intramuscularmente en el miembro anterior o posterior a través de dardos tranquilizantes de 1,5 y 3 cm³ (Dan-Inject®, Dinamarca) disparados con un rifle de precisión (MOD 1M, NO 1122, Dan-Inject®, Dinamarca) o con una cerbatana de fabricación artesanal. El dardo utiliza un sistema de presión de aire en la jeringa y un tapón cilíndrico de silicona sobre los orificios inyectores de la aguja que, al ser es deslizado hacia atrás cuando la aguja penetra la piel del animal, inyecta la droga. Cuando el animal estaba inmovilizado, se envolvieron las garras con cintas adhesivas para evitar heridas tanto para el animal como para los humanos. Cada animal fue pesado y recibió un examen físico general. Se registró la tasa respiratoria visualmente, la temperatura corporal mediante un termómetro rectal, la tasa cardíaca vía auscultación y con un pulso-oxímetro (Nellcor Inc., Pleasanton, California), que también permite lecturas de saturación de oxígeno. Se obtuvieron muestras de sangre para análisis y almacenamiento. No se utilizaron reversores de las drogas. La recuperación se desarrolló bajo observación visual continua hasta que el animal era capaz de desplazarse por sus propios medios. Los animales recapturados a campo para controles generales, ajustes o cambios de arneses (ver sección siguiente) fueron mantenidos en los sitios de captura protegidos de las temperaturas extremas y generalmente revisados al día siguiente del procedimiento. Durante todo el proceso de reintroducción de este núcleo poblacional, el peso de los animales incluidos varió ampliamente (desde 1 kg hasta más de 50 kg) y se realizaron más de 150 procedimientos, donde cada animal fue anestesiado repetidas veces. Una vez liberados, los animales fueron recapturados aproximadamente cada seis meses y, aquellos que estaban aún en período de crecimiento, cada 2–3 meses. Durante el período de cuarentena los procedimientos anestésicos se realizaron más cercanos en el tiempo durante los exámenes y/o tratamientos.

1.5.6. Radiomarcaje y liberación

Cuando los animales pasaron por todas las pruebas médicas, y/o alcanzaron el tamaño apropiado, fueron equipados con transmisores de radio de *Very High Frequency* (VHF) con sensor de actividad y mortalidad (Telonics®, Mesa, Arizona. <http://www.telonics.com/products/vhfStandard/anteater.php>) con el fin de posibilitar su estudio y monitoreo y así evaluar la aclimatación de los animales liberados a un nuevo medio natural. Los transmisores fueron fijados al animal a través de un modelo de arnés propuesto por Rodrigues *et al.* (2003)

pero cuya forma, tamaño y diseño fueron ajustados y mejorados a lo largo de cinco años de trabajo con estos dispositivos (Di Blanco *et al.* 2012, Apéndice 1).

Una vez que los animales fueron radiomarcados, se trasladaron a corrales de manejo y aclimatación (dos corrales adyacentes de 0,25 ha cada uno) ubicados cerca del casco principal de RS, donde pasaron un tiempo variable (de tres hasta alrededor de 90 días) y/o a corrales de presuelta, para luego ser liberados. La liberación de los animales se realizó de dos formas alternativas. La primera fue una suelta más “dura”, en la que se transportó a los animales desde los corrales de aclimatación y manejo en una caja o jaula al punto de liberación, donde se produjo la apertura de la misma y la liberación definitiva. La otra forma, que se realizó para la mayoría de los individuos (22 de un total de 31 individuos liberados), fue un tipo de suelta más “blanda” a partir de los corrales de presuelta (Scott y Carpenter 1987), ya sea que permanecieran o no durante un período de tiempo en corrales de manejo y aclimatación. Los corrales de presuelta son dos corrales adyacentes de 3,5 ha cada uno, ubicados en el interior del área destinada a establecer el núcleo poblacional. Dependiendo del estado físico y etológico (*e.g.* el grado de “*imprinting*” hacia personas) de los individuos y de la estación del año (se evitaron las liberaciones durante el invierno, ya que es la época de mayor estrés térmico y alimentario) los animales permanecieron de 7 a 30 días en el corral de presuelta, siendo alimentados con comida artificial suplementaria durante este período. Las puertas de los corrales eran finalmente abiertas para que los individuos comiencen su vida libre a elección. Desde la llegada a los corrales de presuelta la alimentación se fue retirando gradualmente (desde diariamente hasta una ración cada cuatro días), inclusive hasta 30 días o más luego de estar en vida libre, dependiendo del comportamiento y estado aparente de los individuos. Generalmente se realizó una captura alrededor de los 30 días luego de la liberación y, de acuerdo al estado general y el peso corporal de los individuos, se decidió si se continuaba con la suplementación alimentaria de los mismos. Los animales de origen silvestre o que ya tenían experiencia en vida libre en el sitio de estudio (reliberaciones) fueron generalmente liberados de la forma más dura en distintos sitios dentro del área destinada para la reintroducción (ver Fig. 1.1).

1.5.7. Animales de estudio y monitoreo

Desde octubre 2007 a abril 2013 fueron liberados un total de 31 osos hormigueros (14 hembras y 17 machos) en el sitio destinado a la reintroducción. Los individuos tuvieron diferentes edades cuando fueron liberados (desde diez meses hasta aproximadamente seis años), poseían distinto origen geográfico (dentro del Gran Chaco argentino) y las sueltas ocurrieron en distintos momentos a lo largo del período de estudio (Tabla 1.1). La mayoría

de los animales fueron criados en cautiverio (26 individuos), ya sea por CLT (20 individuos) o por las instituciones donantes. En general, estos ejemplares fueron rescatados y decomisados tras haber sido capturados a temprana edad, luego de que sus madres fueran muertas por cazadores, situación casi siempre asociada a conflictos con perros de caza. Hubo cinco animales que fueron criados en vida silvestre. Estos corresponden a uno de los ejemplares donados por un zoológico, pero que ingresó al mismo ya en edad avanzada, y a cuatro individuos adultos recuperados y traslocados que fueron removidos de su hábitat natural por encontrarse heridos por atropellamientos u otras causas. Tres crías silvestres nacidas en el sitio de estudio a partir de hembras reintroducidas también fueron radiomarcadas y monitoreadas por periodos cortos de tiempo (Tabla 1.1).

Tabla 1.1. Animales liberados y monitoreados mediante radiotelemetría desde octubre 2007 a agosto 2014.

Individuo	Nombre	Sexo	Procedencia	Tipo de Cría	Edad de liberación (meses)	Fecha de liberación	Días de monitoreo	Vivo al 2014	Fecha de muerte aprox.	Capítulos en que se incluyó†
HC1	Ivoty Porá	Hembra	El Talar - Jujuy (Familia Rivera)	Cautiverio	30	17/10/07	494	Sí	--	II, III, IV
MS1	Preto	Macho	Huachana - Sgo. del E. (Zoo. F. Varela)	Silvestre	30	17/10/07	104	Sí	--	II, III, IV
MC1	Arandú	Macho	San Martín - Jujuy	Cautiverio	17	15/08/08	826	No	11/11/10	II, III, IV
HC2	Tota	Hembra	Tartagal - Salta (Zoo. Salta)	Cautiverio	75	15/08/08	2.179	Sí	--	II, III, IV
MC2	Guayacán	Macho	Huachana - Sgo. del E. (Zoo. F. Varela)	Cautiverio	> 36	01/11/08	19	No	15/12/08	--
HC3	Mishky	Hembra	Santo Domingo - Sgo. del E. (HM, Tucumán)	Cautiverio	35	09/01/09	2.033	Sí	--	II, III, IV
MC2	Machetero	Macho	Monte Rico - Sgo. del E.	Cautiverio	13	14/05/09	209	Sí	--	II, III, IV
HC4	Puyuska	Hembra	Monte Rico - Sgo. del E.	Cautiverio	17	08/09/09	447	?	--	II, III, IV
MS2	Supay	Macho	Añatuya - Sgo. del E.	Silvestre	29	01/10/09	1.036	Sí	--	II, III, IV
HS1	Formoseña	Hembra	Loma Sene - Formosa	Silvestre	> 38	01/06/10	1.147	Sí	--	II, III, IV
MS3	Hatá	Macho	Quimilí - Sgo. del E.	Silvestre	> 48	01/07/10	645	Sí	--	II, III, IV
HC5	Bomba	Hembra	Frentones - Chaco (HM, Tucumán)	Cautiverio	> 36	14/10/10	996	Sí	--	III, IV
MC3	Cochi	Macho	Embarcación - Salta	Cautiverio	16	14/10/10	608	No	13/06/12	II, III, IV
HC6	Panchita	Hembra	Monte Quemado - Sgo. del E.	Cautiverio	19	14/10/10	109	No	11/02/11	II
HC7	Tancu	Hembra	Campo Gallo - Sgo. del E.	Cautiverio	20	14/10/10	293	No	31/07/11	II, IV
MC4	Valentino	Macho	Añatuya - Sgo. del E.	Cautiverio	16	14/10/10	297	No	07/08/11	II, III, IV
MC5	Lionel	Macho	Embarcación - Salta	Cautiverio	11	23/02/11	924	Sí	--	II, III, IV
MS4	Scarface	Macho	Pampa de los Guanacos - Sgo. del E.	Silvestre	> 38	13/08/11	9	No	28/11/11	--
MC6	Evaristo	Macho	Monte Quemado - Sgo. del E.	Cautiverio	19	01/11/11	772	Sí	--	III, IV

MC7	Hoci	Macho	Monte Quemado - Sgo. del E.	Cautiverio	18	01/11/11	635	No	21/01/13	III, IV
HC8	Emi	Hembra	Campo Gallo - Sgo. del E.	Cautiverio	10	05/12/11	376	Sí	--	III, IV
HC9	Olivia	Hembra	Monte Rico - Sgo. del E.	Cautiverio	12	02/02/12	161	No	12/07/12	--
HC10	Tusca	Hembra	Los Pirpintos - Sgo. del E.	Cautiverio	11	08/03/12	872	Sí	--	III, IV
HC11	Candela	Hembra	Monte Quemado - Sgo. del E.	Cautiverio	25	02/06/12	35	No	07/07/12	--
HC12	Renata	Hembra	Monte Quemado - Sgo. del E.	Cautiverio	14	02/06/12	756	Sí	--	IV
MC8	Arturo	Macho	Pampa de los Guanacos - Sgo. del E.	Cautiverio	18	14/08/12	85	?	--	--
MC9	Chumito	Macho	Campo Gallo - Sgo. del E.	Cautiverio	19	20/12/12	594	Sí	--	IV
MC10	Francisco	Macho	Monte Quemado - Sgo. del E.	Cautiverio	21	20/12/12	68	No	22/02/13	--
MC11	Roberto	Macho	Monte Quemado - Sgo. del E.	Cautiverio	20	19/02/13	58	?	--	--
MC12	Pocho	Macho	Castelli - Chaco	Cautiverio	12	21/02/13	527	Sí	--	IV
HC13	Poty	Hembra	Zoo. F. Varela	Cautiverio	> 36	14/04/13	247	Sí	--	IV
C1	Capo	Macho	Iberá	Silvestre	5	19/02/12*	33	?	--	--
C2	Coco	Macho	Iberá	Silvestre	5	06/04/12*	225	?	--	IV
C3	Cunumí	Hembra	Iberá	Silvestre	5	06/05/12*	61	No	06/07/12	--

†Detalla si los datos de estos individuos fueron utilizados para alguno de los análisis correspondientes a los capítulos II, III o IV. *Fecha de captura y radiomarcado de animales nacidos en Iberá no reintroducidos. ()Institución donante y de cría en cautiverio de animales de esta categoría. Sgo del E.= Santiago del Estero, HM= Reserva Experimental Horco Molle, HC= hembra criada en cautiverio, HS= hembra criada en vida silvestre, MC= macho criado en cautiverio, MS= macho criado en vida silvestre, C= cría nacida en Iberá.

Para cumplir con los objetivos de esta tesis utilicé, principalmente, técnicas de radiotelemetría (White y Garrot 1990) con el uso de receptores TR4 y antenas direccionales (Modelo R14K, Telonics®, Mesa, Arizona). Los sensores de actividad del equipo transmisor dispuesto sobre cada individuo de oso hormiguero permitieron, además, identificar si el animal se encuentra activo o inactivo de forma remota para responder a los objetivos del Capítulo II. Para alcanzar los objetivos de los capítulos III y IV registré localizaciones de los individuos mediante el método de rastreo (Samuel y Fuller 1994), donde los animales son localizados a corta distancia, y tomé su posición con un GPS manual (Garmin etrex). De esta forma, también registré otros datos de interés, como el estado del animal y el tipo de ambiente donde se encontraba. Monitoreé a los individuos, luego de la liberación, por diferentes períodos de tiempo (desde nueve días hasta 73 meses, $\text{media} \pm \text{DE} = 17,53 \pm 17,27$ meses; ver Tabla 1.1). El número de animales monitoreados simultáneamente y sus localizaciones varió a lo largo del estudio, dependiendo del momento de liberación, la supervivencia de los individuos o averías o remoción de los equipos transmisores. En general, los primeros animales reintroducidos fueron monitoreados más intensivamente (más observaciones por unidad de tiempo) que los últimos, debido al número creciente de individuos que necesitaron ser monitoreados simultáneamente a medida que avanzó el proceso de reintroducción. También varió el número de individuos, y sus datos correspondientes, que fueron incluidos a lo largo de los capítulos de esta tesis. Acumulé un total de 596 meses de seguimiento de osos hormigueros marcados. Hubo casos en que los animales se deshicieron del arnés (los primeros animales liberados perdieron su arnés a los pocos meses de su liberación, a principios del año 2008) y, partir del año 2012, se comenzó a quitar los radioarneses a aquellos animales adultos que fueron monitoreados por más de dos años, especialmente a los machos. Por ello, a medida que transcurrió el proceso de reintroducción se fue limitando el monitoreo intensivo mediante radiotelemetría a una parte de la población (Fig 1.2). A partir del año 2008 fue implementado también el uso de cámaras-trampa para evaluar parcialmente el estado físico, supervivencia y reproducción de los animales liberados y nacidos en vida libre que no estaban radiomarcados (ver Capítulo II).

1.1. Referencias bibliográficas

- Braga de Miranda, G.H. 2004. Ecología e conservação do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) no Parque Nacional das Emas. Tesis de Doctorado. Universidad de Brasilia, Brasilia.
- Braga, F.G., Santos, R.E.F. y Batista A.C. 2010. Marking behavior of the giant anteater *Myrmecophaga tridactyla* (Mammalia: Myrmecophagidae) in southern Brazil. *Zoologia* 27: 7–12.
- Burgman, M.A., Ferson, S. y Akçakaya, H.R. 1993. Risk assessment in conservation biology. Chapman & Hall, London.
- Burt, W. 1943. Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *Journal of Mammalogy* 24: 346–352.
- Cáceres, N.C., Hannibal, W., Freitas, D.R., Silva, E.L., Roman, C. y Casella J. 2010. Mammal occurrence and roadkill in two adjacent ecoregions Atlantic Forest and Cerrado in southwestern Brazil. *Zoologia* 27: 709–717.
- Cade, T.J. 1986. Reintroduction as a method of conservation. *Raptor Research Reports* 5: 72–84.
- Camilo-Alves, C. 2003. Adaptações dos tamanduás-bandeira à variação da temperatura ambiente no Pantanal da Nhecolândia, MS. Tesis de Maestría, Universidad Federal de Mato Grosso do Sul, Mato Grosso do Sul.
- Camilo-Alves, C. y Morão, M. 2006. Responses of a specialized insectivorous mammal (*Myrmecophaga tridactyla*) to variation in ambient temperature. *Biotropica* 38: 52–56.
- Canevari, M. y Vaccaro, O. 2007. Guía de mamíferos del sur de América. LOLA, Buenos Aires.
- Chebez, J.C. y S. Cirignoli. 2008. Yurumí. En: Los que se van. Tomo 3 (ed. J.C. Chebez), pp. 31–40. Albatros, Buenos Aires. 333 pp.
- Chebez, J.C. 2008a. Los que se van: aves. Tomo 2. Albatros, Buenos Aires.
- Chebez, J.C. 2008b. Los que se van: mamíferos. Tomo 3. Albatros, Buenos Aires.
- CLT 2007. Esteros del Iberá: la importancia de su conservación. The Conservation Land Trust, Buenos Aires. http://salvemosalibera.org/vetus/descargas/informes/bibliografia/Manual_Esteros.pdf.

- Converse, S.J., Moore, C.T. y Armstrong, D.P. 2013. Demographics of reintroduced populations: Estimation, modeling, and decision analysis. *The Journal of Wildlife Management, Demographics of Reintroduction Special Section*: 1–13.
- Delgado, A., Cirignoli, S. y Jiménez Pérez, I. 2008. Visión de las comunidades vecinas sobre el proyecto de reintroducción del oso hormiguero gigante (*Myrmecophaga tridactyla*) en los esteros del Iberá. Paraje Uguay y colonia Carlos Pellegrini. The Conservation Land Trust. http://www.proyectoibera.org/download/osohormiguero/vision_de_las_comunidades_vecinas.pdf.
- Di Blanco, Y.E., Jiménez Pérez, I., Díaz, P. y Spørring, K. 2012. Cinco años de radiomarcaje de osos hormigueros (*Myrmecophaga tridactyla*): mejoras implementadas y lecciones aprendidas. *Edentata* 13: 49–55.
- D'Orbigny, A. 1945. Viaje a la América Meridional. 4 tomos. Pp. 238–254. Editorial Futuro, Buenos Aires.
- Drumond, M.A. 1992. Padrões de forrageamento do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) no Parque Nacional da Serra da Canastra: dieta, comportamento alimentar e efeito de queimadas. Tesis de Maestría. Instituto de Ciencias Biológicas, Belo Horizonte.
- Eisenberg, J. 1989. Mammals of the Neotropics: Panama, Colombia, Venezuela, Guyana, Suriname, French Guiana. University of Chicago Press, Chicago.
- Fabri, S., Heinonen Fortabat, S., Soria, A. y Pardiñas, U.F.J. 2003. Los Mamíferos de la Reserva Provincial Iberá, provincia de Corrientes, Argentina. En: Fauna del Iberá. (ed. B. Alvarez), pp. 305–342. EUDENE, Corrientes.
- Gardner, A.L. 2007. Mammals of South America, volume 1: marsupials, xenarthrans, shrews and bats. The University of Chicago Press, Chicago.
- Götttert, T., Schöner, J., Zinner, D., Hodges, J.K. y Böer, M. 2010. Habitat use and spatial organisation of relocated black rhinos in Namibia. *Mammalia* 74: 35–42.
- Hijmans, R.J. 2014. geosphere: Spherical Trigonometry. R package version 1.3-11. <http://CRAN.R-project.org/package=geosphere>.
- IUCN 2014. *Myrmecophaga tridactyla*. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.1. <http://www.iucnredlist.org>. Consultada el 15 de noviembre de 2014.
- Jerez, S.V. y Halloy, M. 2003. El oso hormiguero, *Myrmecophaga tridactyla*: crecimiento e independización de una cría. *Mastozoología Neotropical* 10: 323–330.

- Jiménez Pérez, I. 2006. Plan de recuperación del oso hormiguero gigante en los esteros de Iberá, Corrientes (2006–2010). The Conservation Land Trust. http://www.proyectoibera.org/download/osohormiguero/plan_de_recuperacion.pdf.
- Jiménez Pérez, I. ed. 2013a. Oso hormiguero: Regreso al monte correntino. The Conservation Land Trust, Buenos Aires, Argentina. Páginas sin numerar. http://www.proyectoibera.org/download/osohormiguero/libro_oso_hormiguero.pdf.
- Jiménez Pérez, I. 2013b. Logros, aprendizaje y pasos futuros. En: Oso hormiguero: Regreso al monte correntino (ed. I. Jiménez Pérez). The Conservation Land Trust. Buenos Aires, Argentina. Páginas sin numerar. http://www.proyectoibera.org/download/osohormiguero/libro_oso_hormiguero.pdf.
- Koster, J.M. 2008. Giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*) killed by hunters with dogs in the Bosawas Biosphere Reserve, Nicaragua. *The Southwestern Naturalist* 53: 414–416.
- Lacerda, A.C.R., Tomas, W.M. y Marinho-Filho, J. 2009. Domestic dogs as an edge effect in the Brasília National Park, Brazil: interactions with native mammals. *Animal Conservation* 12: 477–487.
- Lindenmayer, D.B., Clark, T.W., Lacy, R.C. y Thomas, V.C. 1993. Population viability analysis as a tool in wildlife conservation policy: with reference to Australia. *Environmental management* 17: 745–758.
- Lindenmayer, D.B., Burgman, M.A., Akçakaya, H.R., Lacy, R.C. y Possingham, H.P. 1995. A review of the generic computer programs ALEX, RAMAS/Space and VORTEX for modelling the viability of wildlife metapopulations. *Ecological modelling* 82: 161–174.
- McNab, B. 1984. Physiological convergence amongst ant-eating and termite-eating mammals. *Journal of Zoology* 203: 485–510.
- Medri, I. 2002. Área de vida e uso de hábitat de tamanduá-bandeira – *Myrmecophaga tridactyla* Linnaeus, 1758 – nas fazendas Nhumirim e Porto Alegre, Pantanal da Nhecolândia, MS. Tesis Doctoral. Universidad Federal de Mato Grosso do Sul, Mato Grosso do Sul.
- Medri, I., Mourão, G. y Harada, A.Y. 2003. Dieta do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) no Pantanal da Nhecolândia, Brasil. *Edentata* 5: 29–34.
- Medri, M.I. y Mourão, G. 2005. A brief note on the sleeping habits of the giant anteater (*Myrmecophaga tridactyla*). *Revista Brasileira de Zoologia*. 22: 1213–1215.

- Miranda, F., Solís, G., Superina, M. y Jiménez, I., eds. 2006. Manual clínico para el manejo del oso hormiguero gigante (*Myrmecophaga tridactyla*). The Conservation Land Trust. http://www.ambiente.gov.ar/archivos/web/Pesp_amenazadas/File/Manual_Clinico_Oso_Hormiguero.pdf
- Miranda, F., Superina, M., Orozco, M. y Jiménez, I., eds. 2007. Manual de cuarentena del oso hormiguero gigante (*Myrmecophaga tridactyla*). The Conservation Land Trust. http://www.proyectoibera.org/download/osohormiguero/manual_cuarenta.pdf
- Montgomery, G.G. y Lubin, Y.D. 1977. Prey influences on movements of Neotropical anteaters. En: Proceedings of the 1975 predator symposium (eds. R. L. Phillips y C. Jonkel), pp. 103-131. Montana Forest and Conservation Experiment Station, Missoula, Montana, USA.
- Montgomery, G.G. 1985. Movements, foraging and food habits of the four extant species of neotropical vermilinguas (Mammalia: Myrmecophagidae). En: The evolution and ecology of armadillos, sloths and vermilinguas. (ed. G.G. Montgomery), pp. 219–232. Smithsonian Institution Press, Washington DC.
- Mourão, M. y Medri, I. 2007. Activity of a specialized insectivorous mammal (*Myrmecophaga tridactyla*) in the Pantanal of Brazil. *Journal of Zoology* 271: 187–192.
- Neiff, J. y Poi de Neiff, A. 2006. Situación ambiental en la ecorregión Iberá. La Situación Ambiental Argentina 2005 (eds. A. Brown, U. Martinez Ortiz, M. Acerbi y J. Corcuera), pp. 177–184. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires.
- Perelberg, A., Saltz, D., Bar-David, S., Dolev, A. y Yom-Tov Y. 2003. Seasonal and circadian changes in the home ranges of reintroduced persian fallow deer. *The Journal of Wildlife Management* 67: 485–495.
- Parera, A. ed. 2004. Fauna de Iberá: composición, estado de conservación y propuestas de manejo. Fundación Biodiversidad Argentina. Informe técnico sin publicar.
- Pérez Jimeno, G. y Llarín Amaya, L. 2007. Contribución al conocimiento de la distribución del oso hormiguero gigante (*Myrmecophaga tridactyla*) en Argentina. *Edentata* 8: 1–5.
- Quiroga, V.A., Boaglio, G.I., Noss, A.J. y Di Bitetti, M.S. 2014. Critical population status of the jaguar *Panthera onca* in the Argentine Chaco: camera-trap surveys suggest recent collapse and imminent regional extinction. *Oryx* 48: 141–148.

- Quiroga, V.A., Noss, A.J., Boaglio, G.I. y Di Bitetti, M.S. Local and continental determinants of giant anteater (*Myrmecophaga tridactyla*) abundance: human and jaguar roles in population regulation. En revision.
- Rodrigues, F.H.G., Braga de Miranda, G.H., Medri, I., dos Santos, F.V., Mourao, G., Hass, A., Tavares Amaral, P.S. y Lopes Rocha, F. 2003. Fitting radio transmitters to giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*). *Edentata* 5: 37–40.
- Rodrigues, F.H.G., Medri, I., Braga de Miranda, G.H., Camilo-Alves, C. y Mourão, G. 2008. Anteater behavior and ecology. En: *The Biology of the Xenarthra* (eds. S.F. Vizcaino y W.J. Loughry), pp. 257–268. University Press of Florida, Gainesville, USA.
- Redford, K.H. 1985. Feeding and food preference in captive and wild Giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*). *Journal of Zoology – London* 205: 559–572.
- Redford, K. y Eisenberg, J. 1992. *Mammals of the Neotropics*. University of Chicago Press, Chicago.
- Saltz D., Rowen M. y Rubenstein D.I. 2000. The effect of space-use patterns of reintroduced Asiatic wild ass on effective population size. *Conservation Biology* 14: 1852–1861.
- Samuel, M.D. y Fuller, M.R. 1994. *Wildlife Radiotelemetry*. En: *Research and management techniques for wildlife and habitats* (ed. T.A. Bookhout), pp. 370–418. The Wildlife Society, Bethesda, Mariland.
- Schaller, G. y Tarak, A. 1976. Estudio de vida silvestre en el norte de Argentina y el Parque Nacional Das Emas. Informe técnico sin publicar. The Wildlife Conservation Society.
- Scott, J.M. y Carpenter, J.W. 1987. Release of captive-reared or translocated endangered birds: what do we need to know? *Auk* 104: 544–545.
- Shaw, J., Carter, T. y Machado-Neto, J. 1985. Ecology of the giant anteater *Myrmecophaga tridactyla* in Serra da Canastra, Minas Gerais, Brasil: a pilot study. En: *The evolution and ecology of armadillos, sloths and vermilinguas* (ed. G.G. Montgomery), pp. 379–384. Smithsonian Institution Press, Washington DC.
- Shaw, J.H., Machado-Neto, J. y Carter, T.S. 1987. Behavior of free-living Giant Anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*). *Biotropica* 19: 255–259.
- Silveira, L., Rodrigues, F.H.G., de Almeida Jácomo, A.T. y Diniz Filho, J.A.F. 1999. Impact of wildfires on the megafauna of Emas National Park, central Brazil. *Oryx* 33: 108–114.

- Srur, M. 2006. Desarrollo de un sistema de información geográfica para seleccionar sitios aptos para la reintroducción del oso hormiguero gigante en los esteros del Iberá. The Conservation Land Trust. Informe técnico sin publicar.
- Superina, M., Abba, A.M. y Vizcaíno, S.F. 2012. Orden Pilosa. En: Libro Rojo de los mamíferos amenazados de la Argentina. (eds. R.A. Ojeda, V. Chillo y G.B. Diaz Isenrath), pp. 59–60. SAREM, Argentina.
- Sutherland, W.J. 2004. The Conservation Handbook: Research Management and Policy. Blackwell Science Limited, Oxford, UK.
- Wauters, L., Casale, P. y Fornasari, L. 1997. Post-release behaviour, home range establishment and settlement success of reintroduced red squirrels. Italian Journal of Zoology 64: 169–175.
- Wetzel, R.M. 1982. Systematic, distribution, ecology and conservation of the South American Edentates. Special Publications Pymatuning Laboratory of Ecology 6: 345–375.
- White, G. y Garrott, R. 1990. Analysis of wildlife radio-tracking data. Academic Press, New York.
- Woodroffe, R. y Ginsberg, J.R. 1999. Conserving the African wild dog *Lycaon pictus* I. Diagnosing and treating causes of decline. Oryx 33: 132–42.

CAPÍTULO II

PATRÓN HORARIO DE ACTIVIDAD DE OSOS HORMIGUEROS REINTRODUCIDOS: EL EFECTO DE FACTORES EXTRÍNSECOS E INTRINSECOS

2.1. Resumen

Para minimizar los costos metabólicos, los osos hormigueros silvestres evitan estar activos durante las horas de temperaturas extremas y disminuyen la actividad total para evitar la pérdida de calor ante bajas temperaturas. La hipótesis general puesta a prueba fue que la temperatura ambiente es la principal determinante de los patrones horarios de actividad, reflejándose en variaciones estacionales. El objetivo de este capítulo fue describir el patrón de actividad diaria del oso hormiguero, sus variaciones según características intrínsecas de los animales (*e.g.* edad, sexo) y evaluar cómo varía estacionalmente. Un segundo objetivo fue comparar estas estimaciones obtenidas a través de distintas metodologías: radioteleetría y cámaras-trampa; y evaluar los posibles sesgos de cada una. Realicé, sobre 15 individuos focales, 159 seguimientos de 24 h entre los años 2007 y 2011. También realicé un muestreo con cámaras-trampa entre 2008 y 2012 (3.345 días trampa). De los 15 animales estudiados, 11 fueron criados en cautiverio y cuatro criados en vida silvestre; siete fueron adultos y ocho juveniles o subadultos. Para describir los horarios de actividad de los osos hormigueros utilicé (1) los seguimientos de 24 h sobre animales radiomarcados, (2) registros *ad libitum* de cambios de actividad (inicio o finalización de un período de actividad) mediante radioteleetría y (3) registros de cámaras-trampa. Estimé el rango horario de actividad, el núcleo del rango horario, el porcentaje de horas de actividad en horarios diurnos y nocturnos y el solapamiento entre horarios de actividad utilizando la hora del día como una variable circular aleatoria en estimaciones de densidad de kernel. Utilicé los registros de actividad de los seguimientos de 24 h para evaluar el número de horas de actividad y comparar variaciones estacionales mediante ANOVAs. Evalué las diferencias del patrón horario de actividad entre sexos, edad (adultos y juveniles), el tipo de cría de los animales (en vida silvestre o cautiverio) y entre las estaciones definidas para este estudio (meses cálidos, meses de transición y meses fríos) a través de pruebas de Watson-Wheeler seleccionando sólo un registro de actividad al azar dentro de los seguimientos de 24 h para evitar problemas de independencia de los datos. Comparé con el mismo método estadístico los registros de

cámaras-trampa y de inicio y finalización de los períodos de actividad para evaluar sólo variaciones estacionales. Los osos hormigueros presentaron un amplio rango horario de actividad en el ciclo diario, de 16 a 18 h, dependiendo de la metodología de muestreo, localizado entre las 09:00–03:00 h, con una mayor concentración entre las 13:00–20:00 h. Los osos presentaron tanto actividad nocturna (41–44%) como diurna (55–59%), pero con marcadas variaciones estacionales y dependiendo del tipo de cría (silvestres *vs.* cautiverio) y la edad de los individuos (adultos *vs.* juveniles). El número promedio de horas de actividad diaria fue de 8:43 h y fue mayor en los meses más cálidos, coincidiendo con una mayor abundancia de hormigas. Los animales criados en vida silvestre y adultos fueron más nocturnos que los animales criados en cautiverio o juveniles. Los osos hormigueros fueron más nocturnos durante los meses cálidos y más diurnos durante los meses más fríos, patrón corroborado por las distintas metodologías de muestreo. Hubo un alto solapamiento entre los horarios de actividad de animales de distinto sexo y uno menor entre adultos y juveniles y animales de distinto tipo de cría. El inicio de actividad se concentró al anochecer en los meses cálidos y al medio día en los meses fríos, y la finalización de actividad fue especialmente abrupta al anochecer durante los meses fríos. Ambas metodologías de muestreo probaron ser efectivas y poco sesgadas para estimar los horarios de actividad de estos animales. Las cámaras-trampa tienen la ventaja de ser menos intrusivas, pero son limitadas a la hora de comparar factores intrínsecos de los individuos. El oso hormiguero posee la capacidad de modificar su comportamiento de acuerdo a algunas de sus características intrínsecas, como la forma en que fueron criados. Las condiciones ambientales locales afectaron el patrón horario de actividad, presentando variaciones estacionales, lo que sugiere la importancia de la termorregulación para la especie y sus implicancias a la hora de plantear pautas de manejo.

2.2. Introducción

El patrón de actividad diario es un aspecto importante de la historia natural y evolutiva de los mamíferos (*i.e.* presiones de selección). Los mamíferos muestran una gran variedad de patrones de actividad, desde diurnos, nocturnos, crepusculares hasta catemerales, donde la actividad está distribuida a lo largo del todo el período de las 24 horas diarias (Curtis y Rasmussen 2006, Tattersall 2006). Existen factores extrínsecos (ambientales) e intrínsecos (fisiológicos) y una posible interrelación entre ellos que actúan sobre los patrones horarios de actividad (Speakman 1997, Speakman et al. 2003, Anderson y Jetz 2005, Costa 2008). Entre

los factores extrínsecos podemos incluir el clima (Donati y Borgognini-Tarli 2006), los ciclos de luz diario, lunar y estacional (Erkert y Kappeler 2004, Fernandez-Duque y Erkert 2006), la calidad del hábitat (Wauters *et al.* 2001), el riesgo de depredación (Griffin *et al.* 2005) y la densidad de competidores (Halle y Stenseth 2000, Di Bitetti *et al.* 2009, Di Bitetti *et al.* 2010). Los factores intrínsecos incluyen el sexo (Zschille *et al.* 2010), la edad y el tamaño corporal (Mott *et al.* 2011), el estado reproductivo (Eriksen *et al.* 2011) e incluso características individuales (Wagner *et al.* 2001, Kaczensky *et al.* 2006) que pueden ser genéticas o adquiridas a través de la experiencia y aprendizaje de los individuos. A su vez, algunas especies pueden mostrar mayor flexibilidad que otras, lo cual se refleja en la variación intra e interpoblacional. Estas presiones selectivas y limitaciones determinan colectivamente el grado en que el tiempo es particionado como un recurso entre individuos de una población de diferentes edades y sexos.

Los niveles de actividad de especies presa reflejarían el compromiso entre la adquisición de energía y la evitación de depredación (Bednekoff 2007, Houston *et al.* 1993, Lima y Dill 1990). Éstos pueden concentrar su actividad diaria en horarios de menor riesgo de depredación, disminuyendo así la exposición a los depredadores (Di Bitetti *et al.* 2009, Higginson *et al.* 2012, Lima y Bednekoff 1999, Van Buskirk *et al.* 2002, Whitham y Mathis 2000), por lo que es especialmente importante conocer las variaciones en los horarios de actividad en individuos reintroducidos de distintos origen y experiencia, ya que refleja su plasticidad y la posibilidad de adecuación de los individuos al ambiente.

Los animales distribuyen su tiempo entre periodos de actividad (que reflejan la realización de distintos comportamientos como de alimentación, interacciones sociales, etc.) y periodos de reposo (Halle y Stenseth 2000). Los periodos de actividad son energéticamente más costosos, además de representar mayor riesgo de depredación (Suselbeek *et al.* 2014) y estrés térmico (Owen-Smith 1998). Por ello, los animales deben optimizar la cantidad de tiempo que están activos en orden de satisfacer sus necesidades básicas y minimizar esos costos (Downes 2001). En comparación a otros mamíferos, el oso hormiguero posee una relativamente baja temperatura corporal (27–33° C) y una baja tasa metabólica (Enger 1957, McNab 1984, Bosque *et al.* 1996, Stahl 2011), con largos periodos de descanso (Camilo-Alves y Mourão 2006) y un uso periódico de un torpor superficial (Wislocki y Enders 1935, Fernandes y Young 2008). La mayor parte de los periodos de actividad de los osos hormigueros es dedicada a la búsqueda de presas pequeñas (*e.g.* hormigas), en contraposición a la regla general de que grandes carnívoros dependen de presas también grandes (Carbone *et al.* 1999). Por ello, el oso hormiguero parece sostener su gran tamaño corporal

contrarrestando las limitaciones energéticas a través de la reducción de sus requerimientos metabólicos (Stahl *et al.* 2011). Para minimizar los costos metabólicos, los osos hormigueros silvestres parecen evitar estar activos durante las horas de temperaturas extremas (McNab 1984, Mourão y Medri 2007). Este patrón puede ser especialmente marcado en las latitudes límite de su distribución como lo es el Iberá, por su acentuada estacionalidad térmica. La hipótesis que puse a prueba en este capítulo es que la temperatura ambiente es la principal determinante de los patrones horarios de actividad de los osos hormigueros reintroducidos, por lo que es esperable que muestren cambios de acuerdo a las estaciones del año, siendo más diurnos en épocas frías y más nocturnos en épocas cálidas. A su vez, predigo que durante las épocas de mayor estrés térmico ante bajas temperaturas, los osos disminuirán la actividad total, dedicando una mayor cantidad de tiempo al descanso o reposo.

Los equipos de radio sensibles al movimiento se han utilizado extensamente para el estudio de los patrones de actividad de mamíferos (Beltran y Delibes 1994, Lariviere *et al.* 1994, Schmidt 1999). También se han usado para este fin las cámaras-trampa (van Schaik y Griffiths 1996, Gómez *et al.* 2005, Azlan y Sharma 2006, Ridout y Linkie 2009, Bridges y Noss 2011, Linkie y Ridout 2011, Oliveira-Santos *et al.* 2013). Este último método tiene la ventaja de ser menos (o nada) intrusivo, pero tiene más limitaciones a la hora de evaluar factores intrínsecos ya que, dependiendo de la especie, puede ser más difícil su identificación individual, o determinar el sexo o la edad de los animales (Rowcliffe *et al.* 2014, Suselbeek *et al.* 2014). Además, cada uno de estos métodos puede tener sesgos propios. Los animales pueden estar activos pero no desplazándose, lo que puede generar que esta actividad sea detectada más fácilmente a través de radiotelemetría que con cámaras-trampa (DiBitetti *et al.* 2006, Suselbeek *et al.* 2014). Una comparación de ambas metodologías puede ayudar a evaluar los posibles sesgos de cada una y brindar una mejor representación de los patrones de actividad.

Las variaciones intrapoblacionales en los patrones horarios de actividad no han sido muy estudiadas en los xenartros, salvo algunas excepciones (*e.g.* Montgomery y Lubin 1977). El objetivo de este capítulo fue describir el patrón de actividad de los osos hormigueros y sus variaciones según el sexo, edad y el tipo de cría de los individuos (si fueron criados en vida silvestre o en cautiverio), y evaluar el efecto de variables ambientales (estacionalidad). Además, me propuse comparar los patrones de actividad estimados a través de dos técnicas alternativas, la radiotelemetría y el uso de cámaras-trampa, para evaluar ventajas y desventajas de ambas metodologías.

2.3. Metodología

Animales de estudio y registros de actividad. Realicé muestreos de horarios de actividad entre los años 2007 y 2011 sobre 15 individuos (ocho machos y siete hembras) reintroducidos. La mayoría de los individuos (N= 11) fueron animales criados en cautiverio y cuatro de ellos animales criados en vida silvestre (tres machos y una hembra; ver Capítulo I, Tabla 1.1). De los 15 animales, siete eran adultos (≥ 36 meses de edad) y el resto eran juveniles y subadultos (< 36 meses de edad; Redford y Eisenberg 1992). Todos los animales estuvieron equipados con transmisores de radio de *Very High Frequency* (VHF) con sensor de actividad y mortalidad (Telonics®, Mesa, Arizona). Los sensores de actividad del equipo transmisor dispuesto sobre cada individuo de oso hormiguero permiten, por medio de variaciones en la señal emitida, identificar si el animal se encuentra activo o inactivo. Se entiende por estado de actividad a los momentos del día en que el animal se desplaza, forrajea o realiza actividades de vigilia, mientras que el estado de inactividad corresponde a los momentos de reposo, caracterizados por una casi total falta de movimiento, cuando los individuos están echados en el suelo. El transmisor indica la actividad o inactividad con variaciones en el ritmo de pulsos (*bips*) emitidos. Para que el transmisor cambie desde el ritmo de actividad al de inactividad, el animal debe haber permanecido inmóvil al menos 5 min. Realicé numerosas observaciones directas escuchando simultáneamente la señal de los animales previamente a la liberación y luego en el campo en orden de determinar que la tasa de pulsos era confiable. Para el registro de datos escuché la señal durante al menos un minuto de forma continua para estar seguro del estado de actividad del animal.

Las cámaras-trampa son una herramienta muy utilizada para determinar la presencia de una especie o estimar las abundancias, los patrones de comportamiento, los horarios de actividad u otros aspectos de distintas poblaciones o comunidades. Estos dispositivos funcionan mediante un sensor infrarrojo de calor y movimiento que, al detectar un animal pasando frente a ellas, dispara una fotografía. La fotografía brinda información sobre la especie, el punto geográfico, como así también de la fecha y la hora en que fue registrada (O'Connell *et al.* 2011).

Durante el proceso de reintroducción, cuando algunos de los animales liberados perdieron los arneses que llevaban su transmisor incorporado, y considerando la dificultad de su recaptura, se decidió utilizar las cámaras-trampa como método alternativo de monitoreo para evaluar, al menos, la supervivencia y reproducción de los individuos no radiomarcados. Desde agosto de 2008 hasta noviembre de 2012 dispuse 14 estaciones de muestreo dentro del

área de estudio, cada una constando de una cámara-trampa. Utilicé cámaras con rollo Leaf River Trail Scan (Modelo C-1, Vibra Shine, Taylorsville, Mississippi, USA) y digitales Moultrie® (M40 Digital Game Camera, Alabaster, Alabama, USA) y Reconyx, Inc. (Modelo Rapidfire HC500, Holmen, Wisconsin, USA). Ubiqué las estaciones de muestreo en sitios que los animales utilizaban habitualmente y las cebé periódicamente (cada una semana aproximadamente) con el alimento con que los animales eran nutridos artificialmente durante el cautiverio. El alimento fue colocado en un comedero especialmente diseñado para que otras especies no pudieran alcanzarlo. Este constaba de una pequeña jaula metálica que protege una botella plástica conteniendo el alimento, que sólo podía ser consumido por los osos hormigueros a través de su lengua larga y protractil. Fijé las cámaras en un árbol o estaca a 25–50 cm del suelo y limpié la vegetación entre el cebo y la cámara. Esta metodología resultó ser efectiva y permitió fotografiar y monitorear a los animales durante varios años. Las cámaras estuvieron activas durante las 24 h y funcionaron por períodos variables de tiempo (3.345 días trampa totales, promedio \pm DE= 239 \pm 336 días por estación de muestreo). Las cámaras cebadas tienden a producir fotografías sucesivas de los mismos individuos a intervalos cortos de tiempo. Por ello consideré como registros independientes a aquellas fotografías obtenidas con por lo menos 1 h de separación entre sí, o si se trataba de individuos distintos que pude diferenciar claramente (*e.g.* con radioarnés o sin él).

Realicé 159 seguimientos de 24 h mediante radiotelemetría, durante los cuales registré si el animal se encontraba activo o inactivo a intervalos de 1 h (00:30, 01:30, ..., 23:30) a través de la señal recibida y/o por observación directa. Realicé estos seguimientos de 24 h de forma continua (N= 29) o divididos en cuatro bloques de 6 h (00:30–05:30, 06:30–11:30, 12:30–17:30 y 18:30–23:30; N= 130), completando uno o dos seguimientos de 24 h por cada individuo dentro de un mes. Ya que mientras realicé los seguimientos o para localizar al animal escuchaba la señal con mayor frecuencia (cada 15 min o menos), también registré *ad libitum* y de forma oportunista el horario cuando detecté un cambio de actividad del animal focal (*i.e.* el inicio o finalización de un período de actividad), si tenía la seguridad de que este cambio de actividad no había sido provocado por el observador (considerando la distancia al animal y la dirección del viento).

Un problema común en el estudio del comportamiento animal es que los datos puntuales colectados de forma continua (*i.e.* series temporales) no son independientes entre sí, como suele ocurrir con datos provenientes de animales radiomarcados. El análisis de períodos de actividad necesariamente requiere observaciones continuas obtenidas de los mismos individuos, produciendo datos no independientes que pueden “inflar” el tamaño de

muestra y producir efectos estadísticos espúreos (*i.e.* significativos y sesgados; Machlis *et al.* 1985). Por ello, utilicé el número total de registros de actividad en los seguimientos de 24 h sólo para estimar y comparar la cantidad de horas de actividad diaria. Para describir y comparar los otros aspectos de los patrones horarios de actividad (*i.e.* rango horario, concentración o picos horarios, solapamiento, etc.), traté este problema de independencia utilizando (1) solo un registro de actividad seleccionado al azar dentro de un seguimiento de 24 h por individuo, (2) los registros puntuales *ad libitum* de cambios de actividad y (3) registros independientes de cámaras-trampa.

Análisis. Para el estudio de los patrones de actividad usé funciones de densidad de kernel. Estas funciones siguen las mismas bases matemáticas usadas para describir el uso del espacio, distribución y áreas de acción. Las funciones de kernel son un método no paramétrico para estimar la densidad de eventos a partir de un conjunto de datos (Worton 1989), que puede ser una serie bidimensional, como coordenadas geográficas de localizaciones de un animal, o una serie temporal unidimensional de fotografías tomadas por una cámara-trampa. Estas estimaciones poseen las mismas características que las usadas para describir áreas de acción, como el parámetro de “suavizado” (*smoothing*) y el isopleto de densidad condicional. El parámetro de suavizado define cuán suave (poco detallado) será el contorno de un área de acción o cuán precisos (más detallados) serán los picos y valles de una función de actividad alrededor de una escala temporal. El isopleto de densidad condicional es el umbral de probabilidad que especifica la sección de la función que cuenta para una proporción dada de una función de probabilidad completa. En términos prácticos, un isopleto del 95% en un análisis de áreas de acción equivale al área que contiene el 95% de su distribución de utilización o, presuntamente, donde el animal pasaría el 95% de su tiempo. En los análisis de actividad, un isopleto del 95% es el intervalo de tiempo en el cual ocurre el 95% de la actividad. La mayor ventaja del uso de funciones de kernel para ajustar datos de actividad está relacionada con su estructura continua y la posibilidad de utilizarlas de manera circular (Oliveira-Santos *et al.* 2013). Estos factores permiten sortear problemas asociados con la arbitrariedad de la categorización de la escala temporal y la definición arbitraria del origen (generalmente medianoche o mediodía). Las funciones de densidad de kernel fueron corridas con la función *modal.region()* del paquete *circular* (Agostinelli y Lund 2013) de R (R Core Team 2013) para identificar los períodos de concentración de actividad o los momentos de la escala temporal cuando la actividad es máxima condicionados por los isopleto del 95 y el 50% como “rango horario de actividad” (*activity range*) y “núcleo de actividad” (*core activity range*) respectivamente. Estos rangos horarios corresponden al

intervalo de tiempo, dentro de un período de 24 h, donde ocurre el 95 (rango horario) o el 50% (núcleo del rango horario) de la actividad. El parámetro de ancho de banda (equivalente al factor de suavizado para los análisis de áreas de acción) fue fijado en 5, siguiendo las recomendaciones de Oliveira-Santos (2013), y la precisión fue estimada por los intervalos de confianza (ICs) del 95% como intervalos percentiles basados en 1.000 muestras de *bootstraps* (Ridout y Linkie 2009). Con los datos de 24 h y cámaras-trampa estimé el nivel de actividad (porcentaje de horas de actividad) diurna y nocturna (Rowcliffe et al. 2014). Si bien el sitio de estudio se encuentra en una latitud subtropical y el fotoperíodo diario varía a lo largo del año (a las 06:00 h es de noche el 21 de junio y de día el 21 de diciembre; Daan y Aschoff 1975), para este estudio estandaricé el horario de 06:00 a 18:00 como horario mayormente diurno y de 18:00 a 06:00 como horario mayormente nocturno para las distintas comparaciones. Para medir la densidad total de actividad dentro de cada uno de estos períodos circadianos, utilicé la función *area.region.circular()* (compartido por C. Zucco y C. Agostinelli).

Factores intrínsecos de los animales. Para explorar el posible efecto de factores intrínsecos en el patrón de actividad diario de los osos hormigueros evalué diferencias entre las distintas categorías de acuerdo su sexo, edad (juvenil o adulto) y la forma en que fueron criados (en cautiverio o en vida libre; ver Tabla 1.1, Capítulo I). Se consideró como animales juveniles a aquellos animales menores a 36 meses de edad (Redford y Eisenberg 1992).

Factor extrínseco: estacionalidad. Para este estudio definí tres estaciones de cuatro meses, cuya clasificación no necesariamente refleja las condiciones medias de las cuatro estaciones del año (*i.e.* verano, primavera, etc.). Basé esta clasificación en función de los contrastes en temperatura ambiente en el sitio de estudio, asumiendo que ésta variable podría afectar de manera más directa a los osos hormigueros, pero considerando que pueden existir otras variables que pueden influir de forma indirecta (radiación, evapotranspiración, productividad vegetal, actividad de presas, etc.). Dividí el año en: 1) meses cálidos (los meses con mayor radiación y temperatura media, de noviembre a febrero), 2) meses fríos (los meses con menor radiación y temperatura media, de mayo a agosto) y 3) meses de transición (incluye los meses con valores de temperatura y radiación media: marzo, abril, septiembre y octubre).

Estacionalidad en la temperatura ambiente y el fotoperíodo. Para caracterizar las estaciones propuestas en cuanto a sus diferencias de temperatura utilicé los registros de temperatura obtenidos mediante una estación meteorológica a lo largo de tres años. Ésta se encontraba localizada en un punto del sitio de estudio y permaneció activa desde mayo 2008

hasta septiembre 2010 registrando la temperatura a intervalos de 30 min. Ya que la distribución de los datos no cumplió los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianza, comparé las diferencias de las temperaturas medias diarias entre estas estaciones mediante una prueba de Kruskal-Wallis. También estimé las horas de luz diaria promedio a través de la función *daylength()* del paquete *geosphere* (Hijmans 2014) de R (R Core Team 2013).

Estacionalidad en la disponibilidad de alimentos. Evalué la variación estacional en la abundancia de hormigas mediante dos muestreos con trampas de caída que fueron realizados en un verano (febrero de 2008) y en un invierno (agosto del mismo año; ver Capítulo III, Calcaterra *et al.* 2014, Apéndice 2). Para este muestreo seguí la metodología propuesta por Calcaterra *et al.* (2008, 2010a,b). En sectores accesibles e incluidos en las áreas utilizadas por algunos de los osos hormigueros dispuse 24 puntos de muestreo separados entre sí por un mínimo de 100 m. En cada punto de muestreo dispuse cinco trampas (una central y cuatro a 5 m hacia cada punto cardinal) que consistieron en tubos plásticos de centrífuga de 50 ml de 3 cm de diámetro, enterrados a nivel del suelo y llenos hasta la mitad con agua con detergente. Las trampas permanecieron activas durante 48 h y luego su contenido fue removido y preservado en alcohol al 96% (Calcaterra *et al.* 2010a,b, 2014). Las hormigas fueron separadas de otros artrópodos e identificadas a nivel de especie o morfoespecie. Siguiendo a Calcaterra *et al.* (2008, 2010a,b) utilicé como indicador de la abundancia relativa de hormigas de cada punto, la suma del número de veces que cada especie fue capturada en las cinco trampas. Comparé las diferencias entre las dos estaciones del año mediante pruebas no paramétricas de Kruskal-Wallis, ya que la distribución de los datos no cumplió los supuestos de normalidad y homocedasticidad.

Evaluación del efecto de factores intrínsecos y extrínsecos. Para evaluar si existieron diferencias en la cantidad de horas actividad diaria entre las estaciones definidas para este estudio utilicé el número total de registros de actividad en los seguimientos de 24 h en un ANOVA de una vía y una prueba de Tukey. Además de estimar el rango horario de actividad, núcleo horario de actividad y el porcentaje de horarios nocturnos y diurnos, evalué estadísticamente si existieron diferencias entre las distintas estaciones definidas para este estudio, y de acuerdo al tipo de cría, edad y sexo de los individuos, utilizando pruebas de Watson-Wheeler (o Mardia-Watson-Wheeler; Batschelet 1981, Mardia y Jup 2000). Esta es una prueba no paramétrica para comparar si dos o más muestras circulares poseen la misma distribución, donde el valor de p es estimado asumiendo que el valor del estadístico (W) sigue una distribución Chi cuadrado. Para ello utilicé los registros independientes de

cámaras-trampa y los registros de actividad seleccionados al azar dentro de los seguimientos de 24 h.

También realicé un análisis de solapamiento para evaluar y describir gráficamente las relaciones entre los horarios de actividad de los osos hormigueros reintroducidos utilizando el paquete *overlap* (Meredith y Ridout 2013). El coeficiente de solapamiento (Δ), que varía desde 0 (sin solapamiento) hasta 1 (solapamiento total), también utiliza la hora del día como una variable circular aleatoria en estimaciones de densidad de kernel (Ridout y Linkie 2009). Existen numerosos métodos alternativos para calcular el coeficiente de solapamiento. Aquí, utilicé el estimador recomendado Δ_1 para muestras pequeñas (< 75 registros) y el Δ_4 para muestras con más de 75 registros, y calculé la precisión del estimador de solapamiento a través de la estimación de los ICs del 95% como intervalos percentiles basados en 1.000 muestras de *bootstraps* (Ridout y Linkie 2009). Todos los procedimientos estadísticos fueron realizados con el programa R 3.0.2 (R Core Team 2013).

2.4. Resultados

El número promedio (\pm DE) de horas de actividad en períodos de 24 h para todos los individuos combinados fue de 8:43 h (\pm 2:22; variando entre 1 a 18 h, N= 159 seguimientos). Los osos hormigueros presentaron largos períodos de descanso o reposo y, en general, la actividad también se desarrolló de forma continua en un solo período diario: de los 29 seguimientos de 24 h continuos, 25 (82,76%) constaron de un solo lapso de actividad continua y uno o dos períodos de inactividad. Cuando los lapsos de actividad fueron interrumpidos, lo estuvieron por breves siestas de una hora o menos.

Los osos hormigueros concentraron los períodos de actividad en un amplio rango horario, estimado en 16:41 h con el análisis de densidad de kernel basado en los registros de seguimientos de 24 h, y en 18:37 h para las estimaciones con cámaras trampa. Los períodos de actividad estuvieron ubicados principalmente entre las 09:00 y las 03:00 h del día siguiente. Los núcleos de actividad (kernel del 50%) arrojaron estimaciones similares con ambas metodologías: 5:56 y 5:32 h para seguimientos de 24 h y cámaras-trampa respectivamente. Los núcleos de actividad estuvieron localizados entre las 13:00 y las 20:00 h (Tabla 2.1, Fig. 2.1).

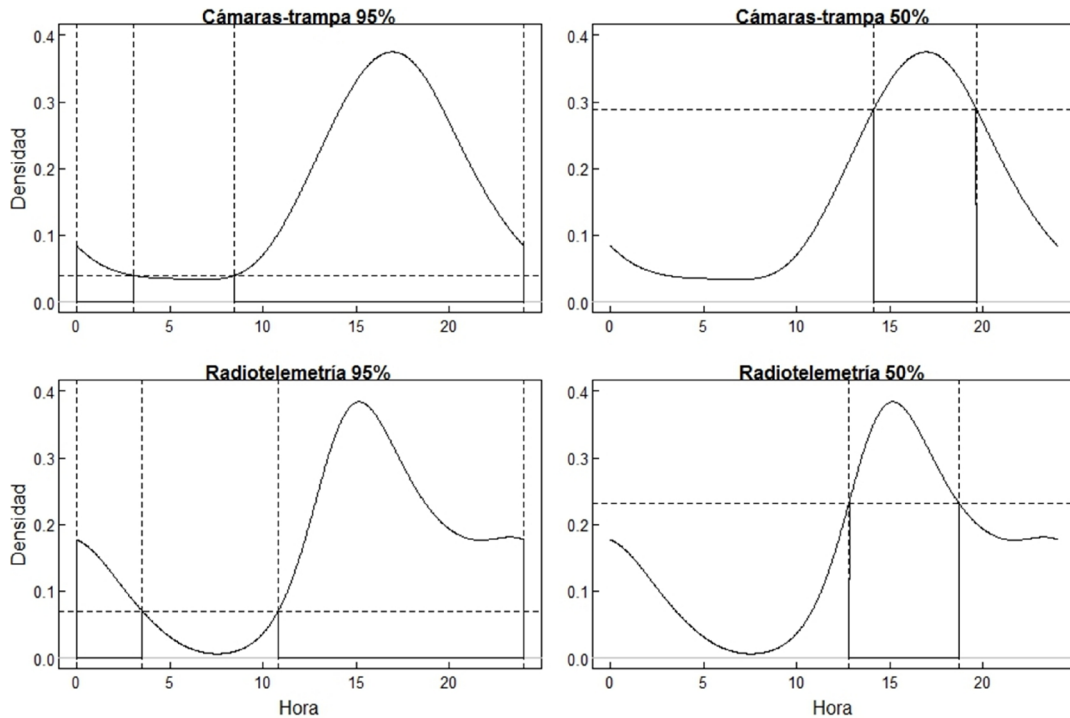


Figura 2.1. Rango horario de actividad (kernel 95%) y núcleo del rango de actividad (kernel 50%) de los osos hormigueros estimados a través de dos metodologías de muestreo: radioteleetría y cámaras trampa.

Los osos hormigueros mostraron un patrón de actividad repartido entre horarios diurnos y nocturnos, tanto para los datos de seguimientos de 24 h (55,00 y 45,00% respectivamente) como para los de cámaras-trampa (58,53 y 41,47% respectivamente; Tabla 2.1). Este patrón varió drásticamente entre las estaciones definidas para este estudio. En los meses más cálidos los animales pasaron un mayor porcentaje del tiempo activos durante los horarios nocturnos (alrededor del 70% entre las 18:00–06:00 h) y muestran el patrón opuesto durante los meses más fríos (Tabla 2.1). Los datos de cámaras-trampa indicaron un rango de actividad más amplio durante los meses cálidos (19:15 h) que durante los meses fríos (13:35 h) mientras que los datos de radioteleetría mostraron el patrón opuesto (17:28 h durante los meses cálidos y 20:02 h en los fríos). Los animales criados en vida silvestre y los adultos fueron más nocturnos (cerca del 70% de actividad entre las 18:00 y las 06:00 h) que sus conspecíficos criados en cautiverio y los juveniles (60% de actividad entre las 06:00 y las 18:00 h; Tabla 2.1).

Tabla 2.1. Rango horario de actividad (kernel 95%) y núcleo del rango de actividad (kernel 50%) con sus ICs del 95%, y porcentaje de actividad en horarios diurnos y nocturnos. Estimaciones a través de las dos metodologías de muestreo para los sets de datos completos y las distintas estaciones definidas para este estudio (meses cálidos: noviembre a febrero, meses fríos: mayo a agosto), y de las distintas categorías de edad y tipo de cría de los individuos para los datos de radiotelemetría.

Metodología	Set de datos	N	Rango horario de actividad (h (ICs))	Núcleo horario de actividad (h (ICs))	Actividad 06:00–18:00 (%)	Actividad 06:00–18:00 (%)
Cámaras-trampa	Completo	454	18:37 (16:58–19:46) ~ 09:00–03:30	5:32 (5:09–5:56) ~ 14:30–20:00	58,53	41,47
	M. cálidos	123	19:15 (17:22–20:26) ~ 12:00–07:00	5:43 (4:52–6:39) ~ 17:00–23:00	34,37	65,63
	M. fríos	221	13:35 (12:19–14:54) ~ 09:00–22:30	4:26 (4:03–4:47) ~ 14:30–19:00	72,25	27,75
Radio-telemetría	Completo	159	16:41 (15:40–17:32) ~ 11:00–03:00	5:56 (5:08–6:48) ~ 13:00–18:00	55,00	45,00
	M. cálidos	40	17:28 (14:28–19:14) ~ 12:30–06:00	5:49 (4:30–7:22) ~ 16:00–22:00	29,09	70,91
	M. fríos	66	20:19 (17:14–21:15) ~ 09:00–05:00	6:12 (4:59–7:32) ~ 13:00–19:00	60,73	39,27
	Cautiverio	116	20:02 (17:18–21:03) ~ 08:00–04:00	6:12 (5:15–7:17) ~ 14:00–20:00	60,76	39,24
	Silvestre	43	18:53 (16:27–20:57) ~ 11:00–06:00	7:32 (5:56–8:42) ~ 16:30–00:00	31,24	68,76
	Adultos	97	19:41 (15:15–20:32) ~ 10:00–05:00	7:32 (6:12–8:48) ~ 15:00–22:30	43,13	56,87
	Juveniles	62	18:49 (15:44–20:52) ~ 05:00–00:00	5:20 (4:18–6:39) ~ 14:00–19:00	67,85	32,15

~ Intervalo horario aproximado donde se encuentra el rango de actividad.

El número de horas de actividad resultó ser mayor en los meses más cálidos que durante los meses más fríos ($F_{2,156} = 4,381$, $p = 0,0141$; prueba de Tukey: meses cálidos-meses fríos, $p = 0,0110$; meses cálidos-transición, $p = 0,0906$; transición-meses fríos, $p = 0,7173$; Tabla 2.2). Las temperaturas medias diarias resultaron, como era esperable, significativamente mayores en los meses más cálidos que en los meses más fríos (χ^2 K-W = 618,7366, $gl = 2$, $p < 0,0001$; Fig. 2.2). El fotoperiodo promedio (\pm DE) para cada una de estas estaciones fue de 13:58 h (\pm 0:20) para los meses más cálidos, 10:40 h (\pm 0:19) para los meses más fríos y h 12:00 (\pm 0:33) para los meses de transición. También la abundancia de

hormigas fue mayor en el muestreo de verano que en el de invierno (χ^2 K-W= 27,7383, $gl=1$, $p < 0,0001$; Fig. 2.3; ver Calcaterra *et al.* 2014, Apéndice 2).

Tabla 2.2. Número de horas de actividad promedio (\pm DE) por estación definida para este estudio (meses cálidos: noviembre a febrero; meses fríos: mayo a agosto; meses de transición: marzo, abril, septiembre y octubre). Existe una reducción de la cantidad de horas de actividad desde los meses cálidos hacia los fríos.

Estación	N	Horas de actividad promedio	DE
Meses cálidos	40	9:37	2:14
Transición	53	8:36	2:05
Meses fríos	66	8:16	2:31

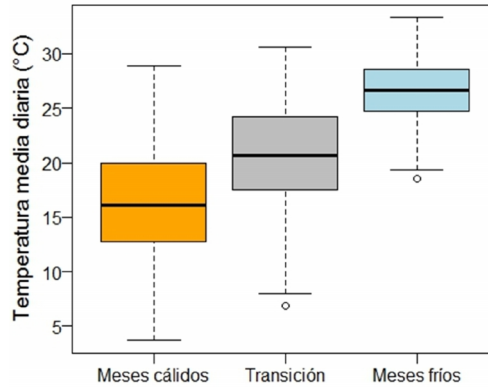


Figura 2.2. Temperaturas medias diarias de las distintas estaciones definidas para el estudio (meses cálidos: noviembre a febrero; meses fríos: mayo a agosto; transición: marzo, abril, septiembre y octubre).

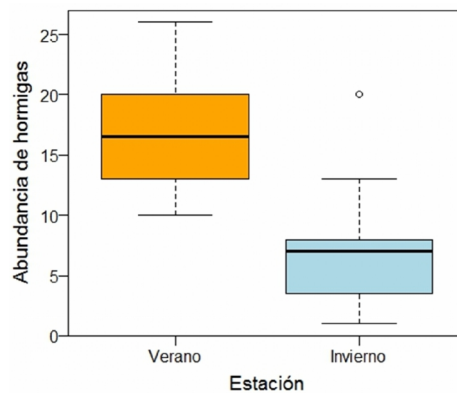


Figura 2.3. Abundancia de hormigas en el verano y en el invierno en el área de estudio. Como indicador de la abundancia relativa de hormigas consideré la suma del número de veces que cada especie de hormiga fue capturada en cada una de las cinco trampas de caída dispuestas en cada uno de los 24 puntos de muestreo en el sitio de estudio. La abundancia de hormigas fue marcadamente mayor en el muestreo de verano (febrero 2008) que en el de invierno (agosto 2008).

Los osos hormigueros fueron más nocturnos en los meses más cálidos, más diurnos en los meses más fríos y mostraron patrones intermedios durante los meses de transición. Las pruebas de Watson-Wheeler indican que estas diferencias entre estas estaciones fueron estadísticamente significativas para todos los sets de datos y metodologías (Tabla 2.3).

Tabla 2.3. Pruebas de Watson-Wheeler sobre las distintas fuentes de datos para comparar las distintas estaciones definidas para este estudio (M. cálidos: noviembre a febrero; Transición: marzo, abril, septiembre y octubre; M. fríos: mayo a agosto), y los distintos tipos de cría, categorías de edad y sexo de los individuos. W es el estadístico de la prueba, equivalente al valor de χ^2 .

Set de datos	Comparación	N	W	gl	P
Cámaras-trampa	M. cálidos-Transición-M. fríos	132-111-221	63,6316	4	< 0,0001*
Radiotelemetría-24 h	M. cálidos-Transición-M. fríos	40-53-66	16,849	2	0,0032*
	Cautiverio-Silvestre	116-43	13,8715	2	0,0011*
	Macho-Hembra	72-87	3,756	2	0,1739
	Adulto-Juvenil	97-62	15,6158	2	0,0007*
Inicio de actividad	M. cálidos-Transición-M. fríos	65-38-29	25,593	4	< 0,0001*
	Cautiverio-Silvestre	92-40	21,7932	2	< 0,0001*
	Macho-Hembra	59-73	3,0423	2	0,2361
	Adulto-Juvenil	84-48	5,4998	2	0,0641
Fin de actividad	M. cálidos-Transición-M. fríos	24-24-36	33,2697	4	< 0,0001*
	Cautiverio-Silvestre	66-18	16,2993	2	< 0,0001*
	Macho-Hembra	40-44	3,8674	2	0,1453
	Adulto-Juvenil	43-41	4,33185	2	0,1158

*Diferencias estadísticamente significativas para un α del 5%.

El patrón horario de actividad no difirió entre sexos (Tabla 2.3), mostrando un alto solapamiento de los horarios de actividad entre machos y hembras (Fig. 2.4a). Los animales adultos resultaron más nocturnos que los animales juveniles y los criados en vida silvestre más nocturnos que los animales criados en cautiverio (Tabla 2.1, 2.3), mostrando también un menor solapamiento entre estas categorías que entre machos y hembras (Fig. 2.4). Los osos hormigueros mostraron una tendencia hacia horarios de actividad más nocturnos en los meses más cálidos y más diurnos en los meses fríos, siendo estos los períodos de menor solapamiento entre sí, y los de mayor solapamiento los meses fríos con los de transición

(Figs. 2.5–2.8). Los osos iniciaron y finalizaron su actividad siguiendo un patrón similar al descrito anteriormente, pero con picos y diferencias más acentuados: durante los meses cálidos tienden a iniciar su actividad al anochecer, mientras que durante los meses fríos y los de transición lo hacen al medio día (Fig. 2.6). La finalización de la actividad fue más laxa, pero centrada al amanecer, durante los meses cálidos y muy concentrada al anochecer durante los meses de transición y los fríos (Fig. 2.7). Los patrones de solapamiento de la actividad observados con las cámaras-trampa son similares a los obtenidos con los datos de telemetría, con menor solapamiento entre meses fríos y cálidos, aunque en este caso hay un solapamiento similar en los contrastes entre los meses fríos con los de transición y de los meses cálidos con los de transición (Fig. 2.8).

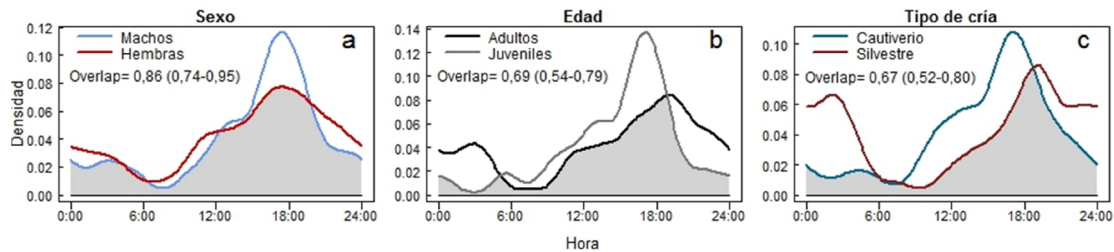


Figura 2.4. Solapamiento de los horarios de actividad tomando aleatoriamente un registro de actividad del período de 24h de seguimiento mediante radiotelemetría entre distintas categorías de individuos: (a) sexos, (b) edad y (c) origen. Dentro de cada subgráfico está indicado el coeficiente de solapamiento (*overlap*) y sus correspondientes ICs.

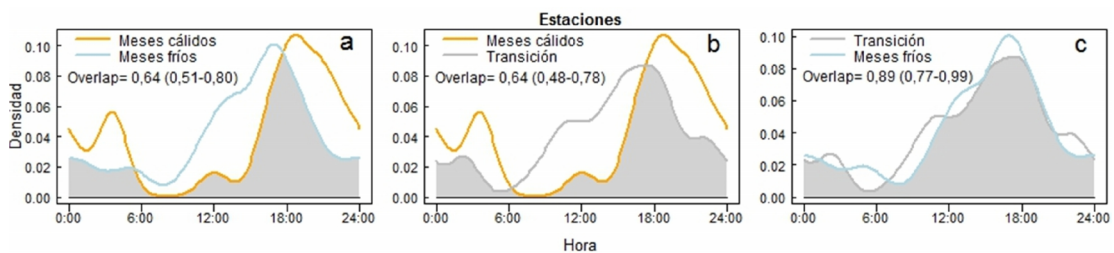


Figura 2.5. Solapamiento de los horarios de actividad tomando aleatoriamente un registro de actividad del período de 24 h de seguimiento mediante radiotelemetría entre distintas estaciones definidas para este estudio (meses cálidos: noviembre a febrero; meses fríos: mayo a agosto; transición: marzo, abril, septiembre y octubre): (a) muestra el solapamiento entre los meses cálidos y fríos, (b) entre los meses cálidos y los de transición y (c) entre estos últimos y los meses fríos. Dentro de cada subgráfico está indicado el coeficiente de solapamiento (*Overlap*) y sus correspondientes ICs.

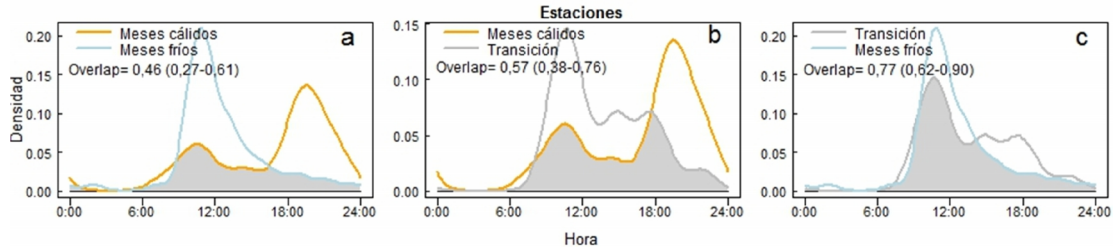


Figura 2.6. Solapamiento de los horarios de inicio actividad entre distintas estaciones propuestas (meses cálidos: noviembre a febrero; meses fríos: mayo a agosto; transición: marzo, abril, septiembre y octubre): (a) muestra el solapamiento entre los meses cálidos y fríos, (b) entre los meses cálidos y los de transición y (c) entre la transición y los meses fríos. Dentro de cada subgráfico está indicado el coeficiente de solapamiento (*Overlap*) y sus correspondientes ICs.

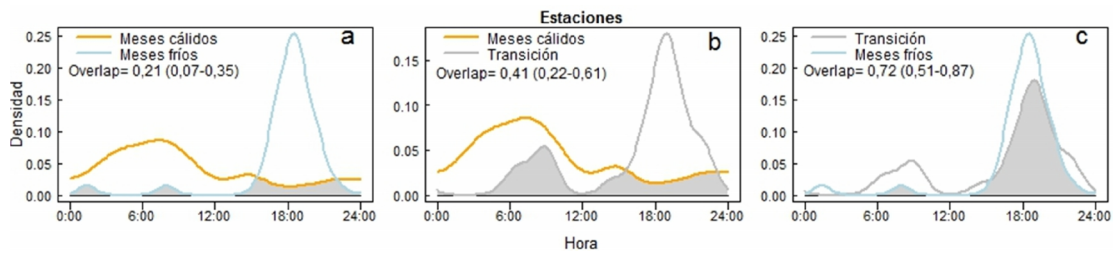


Figura 2.7. Solapamiento de los horarios de finalización de actividad entre distintas estaciones definidas para el estudio (meses cálidos: noviembre a febrero; meses fríos: mayo a agosto; transición: marzo, abril, septiembre y octubre): (a) muestra el solapamiento entre los meses cálidos y fríos, (b) entre los meses cálidos y los de transición y (c) el solapamiento entre los meses de transición y los fríos. Dentro de cada subgráfico está indicado el coeficiente de solapamiento (*Overlap*) y sus correspondientes ICs.

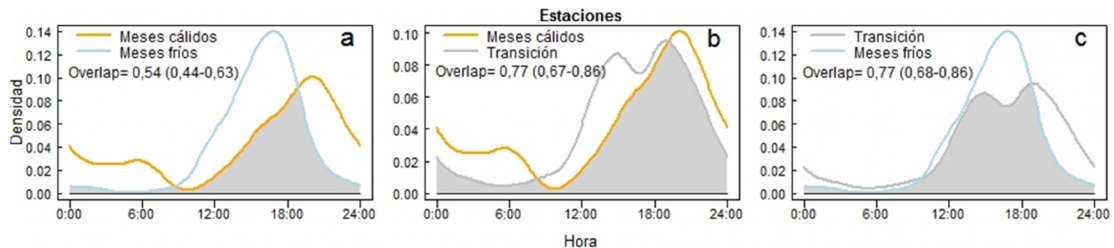


Figura 2.8. Solapamiento de los horarios de actividad de los registros de fotografías mediante cámaras-trampa entre las distintas estaciones establecidas para este estudio (meses cálidos: noviembre a febrero; meses fríos: mayo a agosto; transición: marzo, abril, septiembre y octubre): (a) solapamiento entre los meses cálidos y los fríos, (b) entre los meses cálidos y los de transición y (c) entre la transición los meses fríos. Dentro de cada subgráfico está indicado el coeficiente de solapamiento (*Overlap*) y sus correspondientes ICs.

2.5. Discusión

Los osos hormigueros reintroducidos mostraron un amplio rango durante el cual pueden estar activos a lo largo del día, con variación en sus patrones horarios de acuerdo a la clase de edad y la forma en que estos animales fueron criados. Los animales adultos y los de origen

silvestre fueron más nocturnos que los animales juveniles y aquellos criados en cautiverio. También presentaron una menor cantidad de horas de actividad durante los cuatro meses más fríos en comparación con los meses más cálidos. Las diferencias estacionales fueron evidentes también en otros aspectos de los patrones horarios de actividad, presentando horarios más diurnos de actividad durante los meses fríos y más nocturnos en los meses cálidos, un patrón corroborado consistentemente con ambas metodologías de muestreo. El menor grado de solapamiento entre los meses fríos y los meses de transición sugiere que durante estos últimos los individuos se comportaron de una manera semejante a los meses más fríos (con mayor actividad diurna que nocturna).

El número de horas de actividad fue similar a los encontrados en poblaciones silvestres. La gran mayoría de los animales estudiados mediante radioteleetría en el Pantanal de Brasil mostraron sólo un período de actividad en un ciclo de 24 h, cuya duración fue en promedio (\pm DE) de 7:45 h (\pm 2:22). Estos animales también tendieron a comenzar y finalizar su actividad más temprano y a reducir la actividad total cuando la temperatura ambiente media disminuyó, lo que fue atribuido a una estrategia para evitar la pérdida de calor ante las bajas temperaturas (Camilo-Alves y Mourão 2006). Los osos hormigueros reintroducidos presentaron una menor actividad total en los meses fríos, es decir, dedicaron una mayor cantidad de tiempo al descanso ante las bajas temperaturas durante estos meses.

La cantidad de horas de actividad también puede ser afectada por la abundancia de alimentos. Los mamíferos pueden optimizar el balance energético de dos formas alternativas: 1) aumentando la ingesta de alimentos, lo que puede requerir una mayor inversión de tiempo de forrajeo (y por ende una mayor actividad) o, 2) cuando la tasa de retorno de energía por unidad de tiempo de forrajeo es baja, pueden reducir el gasto de energía (reduciendo la actividad). El segundo es típico de animales que consumen alimentos de bajo contenido energético (*e.g.* Milton 1998, Rezende y Bozinovic 2001), como es el caso del oso hormiguero. Teniendo en consideración que en el sitio de estudio la abundancia de hormigas disminuye en épocas frías (Calcaterra *et al.* 2008, 2014, Apéndice 2, Fig. 2.3), es probable que esto, además de la temperatura, explique en parte la reducción de la actividad de los osos hormigueros durante el invierno. El mayor rango horario de actividad en los meses fríos estimado por telemetría podría sugerir el patrón opuesto, pero el número de registros fue reducido para los meses cálidos (40 registros, cuando el mínimo sugerido para el análisis es de 50), lo que pudo generar una deformación del patrón real (C. Zucco, com. pers.). Además, los ICs fueron amplios y muy solapados entre ambas estaciones, mientras que esto no sucedió en la información obtenida a través de cámaras-trampa, que contó con un tamaño

de muestra más apropiado y mostró el patrón esperado de un rango horario más acotado durante los meses fríos (Tabla 2.2).

Los osos hormigueros parecen ser animales catemerales, lo que les brindaría plasticidad para adecuar sus patrones horarios de actividad a las condiciones ambientales. En este caso, adecúan su patrón estacionalmente, siendo más diurnos durante las épocas frías y más nocturnos en épocas cálidas, evitando así estar activos durante los horarios de temperaturas más extremas (Camilo-Alves y Mourão 2006, Mourão y Medri 2007). Los animales estrictamente diurnos o nocturnos no podrían superar las 12 h de actividad durante un ciclo diario, por lo que se ha propuesto que la catemeralidad es una respuesta comportamental que les permite a los organismos contar con tiempo adicional de forrajeo (van Schaik y Griffiths 1996, Halle 2000, Merritt y Vessey 2000). La flexibilidad que brinda la catemeralidad también les permite organizar los horarios para evitar depredadores (Zielinsky 1988, Lode 1995) y competidores (Ziv *et al.* 1993, Fenn y Macdonald 1995, Kronfeld-Schor y Dayan 1999, Jones *et al.* 2001) o para reducir los costos energéticos de la termorregulación (Beltran y Delibes 1994, Chiarello 1998, Zielinsky 2000, Rezende *et al.* 2003, Curtis y Rasmussen 2006). Para esta población reintroducida en Iberá, donde el estrés térmico dado por la marcada estacionalidad puede ser importante, los lapsos de actividad fueron relativamente cortos (no superaron las 10 h). Además, al no haber importantes competidores y depredadores, el cambio estacional en el patrón horario de actividad sugiere que la termorregulación es una importante presión de selección que favorecería la catemeralidad de la especie. Un patrón de actividad catemeral implica un comportamiento más generalista, y es menos esperado en especies con especializaciones morfológicas y fisiológicas para explotar un nicho en particular o una dieta específica (Schoener 1974). A pesar de ello, el oso hormiguero, un animal altamente especializado en cuanto a su dieta, presenta un patrón de actividad diario muy flexible, siendo generalmente diurno ante bajas temperaturas y nocturno a mayores temperaturas ambiente. La catemeralidad también fue encontrada en especies similares, como los osos meleros del norte (*Tamandua mexicana*; Brown 2011). A su vez, los horarios en que finalizan la actividad los osos hormigueros parecieron ser más laxos durante las épocas cálidas, pero muy concentrados al anochecer durante los meses más fríos (Fig. 2.8). Esto sugiere la importancia de la caída de la temperatura en los patrones horarios de actividad de los osos hormigueros.

Los osos hormigueros parecen variar su patrón horario de actividad de acuerdo a factores intrínsecos o propios de cada individuo, como el haber sido criado en cautiverio o en vida silvestre y la edad de los individuos. Los animales de criados en vida silvestre y de edad

adulta parecen ser más nocturnos que los animales criados en cautiverio o los animales juveniles. Esto está probablemente relacionado a la experiencia de los animales. Los animales de que fueron criados en vida silvestre pueden tener mayor experiencia o aprendizaje adquirido a través de sus madres con respecto al riesgo de depredación o cacería. Los niveles de actividad de especies presa reflejarían el compromiso entre la adquisición de energía y la evitación de depredación. En general, los animales reducen sus niveles de actividad de forrajeo cuando la presión de depredación aumenta y a medida que aumenta la energía disponible (Bednekoff 2007, Houston *et al.* 1993, Lima y Dill 1990). Los animales presa pueden concentrar su actividad diaria en horarios de menor riesgo de depredación, disminuyendo así la exposición a los depredadores (Higginson *et al.* 2012, Lima y Bednekoff 1999, Van Buskirk *et al.* 2002, Whitham y Mathis 2000). Este tipo de comportamiento ha sido reportado en una gran diversidad de mamíferos, especialmente en aquellos de mayor plasticidad comportamental (Di Bitetti *et al.* 2009). Si bien este no es un resultado inesperado, el hecho de que los animales más “silvestres” y de mayor edad tiendan a tener un patrón horario más nocturno, sugiere una mayor experiencia en cuanto a estrategias para reducir el riesgo de depredación. También es otro indicador de la plasticidad que poseen estos animales a la hora de modificar su comportamiento a pesar de sus limitaciones metabólicas.

Los patrones observados a través de dos técnicas de muestreo alternativas fueron similares, lo que sugiere que tanto la radioteleetría como las cámaras-trampa son metodologías efectivas y poco (o similarmente) sesgadas para describir los patrones horarios de actividad (al menos con los protocolos de muestreo utilizados en este estudio). Si bien la radioteleetría es una técnica que necesita una mayor inversión de tiempo y esfuerzo, permite evaluar el efecto de los factores intrínsecos como el sexo, la edad (Suselbeek *et al.* 2014, Rowcliffe *et al.* 2014) y características particulares, como el distinto origen de los animales. Esto es especialmente importante en especies difícilmente identificables en los registros fotográficos, como es el caso del oso hormiguero. Los registros de los cambios de estado de actividad, que sólo pueden obtenerse a partir de los datos obtenidos con radioteleetría, dan otro tipo de información para detectar diferencias entre horarios de actividad bajo distintas condiciones. Esto depende también del protocolo de colección de datos que se emplee. Este debe ser riguroso, evitando disturbios que puedan causar un cambio en la actividad del animal estudiado. También debe contemplar un muestreo equilibrado a lo largo del ciclo horario de 24 h. Las cámaras-trampa son más eficientes si se considera el esfuerzo humano de muestreo. Tienen también la ventaja de no afectar, al menos

de manera importante, el comportamiento de la especie objetivo. Sin embargo, cierta información, como el horario de inicio de la actividad, no es posible de registrar con este método de estudio, salvo en situaciones excepcionales que permiten utilizar diseños específicos para este fin, como cámaras dispuestas en las entradas a madrigueras o dormideros (*e.g.* Suselbeek *et al.* 2014).

Los osos hormigueros reintroducidos respondieron a un patrón horario de actividad catemeral, con variaciones de acuerdo a las condiciones ambientales como la estacionalidad y de acuerdo a ciertas condiciones intrínsecas, como la forma en que fueron criados y la edad de los ejemplares. De todas formas, debe considerarse que los animales provenientes de cautiverio o juveniles a lo largo del tiempo podrían confluír en un comportamiento más nocturno similar al de osos provenientes de vida silvestre. Para probar esta hipótesis es necesario realizar estudios sobre individuos provenientes de cautiverio por períodos más prolongados de tiempo. Los resultados de este estudio muestran que, a pesar de sus limitaciones metabólicas, la especie tiene gran plasticidad para ajustar su comportamiento. Las condiciones ambientales locales afectaron el patrón de actividad, por lo cual son de importancia para comprender otros aspectos, como el uso de espacio, y plantear posibles pautas de manejo para esta especie.

2.6. Referencias bibliográficas

- Agostinelli, C. y Lund, U. 2013. R package 'circular': Circular Statistics (version 0.4-7). <https://r-forge.r-project.org/projects/circular/>.
- Anderson, K.J. y Jetz, W. 2005. The broad-scale ecology of energy expenditure of endotherms. *Ecological Letters* 8: 310–318.
- Azlan, J.M. y Sharma, D.S.K. 2006. The diversity and activity patterns of wild felids in a secondary forest in Peninsular Malaysia. *Oryx* 40: 36–41.
- Batschelet, E. 1981. *Circular statistics in biology*. Academic Press, New York.
- Beltran, J.F. y Delibes, M. 1994. Environmental determinants of circadian activity of free-ranging Iberian lynxes. *Journal of Mammalogy* 75: 382–393.
- Bednekoff, P.A. 2007. Foraging in the face of danger. En: *Foraging: Behavior and ecology* (eds. D.W. Stephens, J.S. Brown y R.C. Ydenberg), pp. 305–330. The University of Chicago Press, Chicago.

- Bosque, C., Hernández, M., Pannier, E. 1996: Metabolic rate and food digestibility in free-living southern tamanduas. *Proceedings of the Comparative Nutrition Society* 1: 16–17.
- Bridges, A.S. y Noss, A.J. 2011. Behavior and activity patterns. *Camera-Traps in Animal Ecology* (eds. A.F. O’Connell, J.D. Nichols y K.U. Karanth), pp. 57–70. Springer, New York.
- Brown, D.D. 2011. Activity patterns and space use of northern tamandua anteaters (*Tamandua mexicana*) on Barro Colorado Island, Panamá. Tesis de PhD, University of California, Davis, USA.
- Calcaterra, L.A., Cabrera, S.M., Cuezco, F. Jiménez Pérez, I. y Briano, J.A. 2010b. Habitat and Grazing influence on terrestrial ant diversity in subtropical grassland and savannah of Argentina. *Annals of the Entomological Society of America* 103: 635–646.
- Calcaterra, L.A., Cuezco, F., Cabrera, S.M. y Briano, J.A. 2010a. Ground ant diversity in the Iberá Nature Reserve, the largest wetland of Argentina. *Annals of the Entomological Society of America* 103: 71–83.
- Calcaterra, L.A., Di Blanco, Y.E., Srur, M. y Briano, J. 2014. Fire effect on ground-foraging ant assemblages in northeastern Argentina. *Journal of Insect Conservation* 18: 339–352. Apéndice 2.
- Calcaterra, L.A., Livore, J.P., Delgado A. y Briano, J.A. 2008. Ecological dominance of the red imported fire ant, in its native range. *Oecologia* 156: 411–421.
- Camilo-Alves, C. y Mourão, M. 2006. Responses of a specialized insectivorous mammal (*Myrmecophaga tridactyla*) to variation in ambient temperature. *Biotropica* 38: 52–56.
- Carbone, C., Mace, G.M., Roberts, S.C. y Macdonald, D.W. 1999: Energetic constraints on the diet of terrestrial carnivores. *Nature* 402, 286–288.
- Chiarello, A.G. 1998. Activity budgets and ranging patterns of the Atlantic forest maned sloth *Bradypus torquatus* (Xenarthra: Bradypodidae). *Journal of Zoology* 246: 1–10.
- Costa, D.P. 2008. A conceptual model of the variation in parental attendance in response to environmental fluctuation: foraging energetics of lactating sea lions and fur seals. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 17: S44–S52.

- Curtis, D.J. y Rasmussen, M.A. 2006. The evolution of cathemerality in primates and other mammals: a comparative and chronoecological approach. *Folia Primatologica* 77: 178–193.
- Di Bitetti, M.S., De Angelo, C.D., Di Blanco Y.E. y Paviolo A. 2010. Niche partitioning and species coexistence in a Neotropical felid assemblage. *Acta Oecologica* 36: 403–412.
- Di Bitetti, M.S., Di Blanco, Y.E., Pereira, J.A., Paviolo, A. y Jiménez-Pérez, I. 2009. Time partitioning favors the coexistence of sympatric crab-eating fox (*Cerdocyon thous*) and pampas fox (*Lycalopex gymnocercus*). *Journal of Mammalogy* 90: 479–490.
- Di Bitetti, M.S., Paviolo, A. y De Angelo, C. 2006. Density, habitat use and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina. *Journal of Zoology* 270: 153–163.
- Donati, G. y Borgognini-Tarli, S.M. 2006. Influence of abiotic factors on cathemeral activity: the case of *Eulemur fulvus collaris* in the littoral forest of Madagascar. *Folia Primatologica* 77: 104–122.
- Downes, S. 2001. Trading heat and food for safety: costs of predator avoidance in a lizard. *Ecology* 82: 2870–2881.
- Enger, P.S. 1957. Heat regulation and metabolism in some tropical mammals and birds. *Acta Physiologica* 40: 161–166.
- Eriksen, A., Wabakken, P., Zimmermann, B., Andreassen, H.P., Arnemo, J.M., Gundersen, H., Liberg, O., Linnell, J., Milner, J.M., Pedersen, H.C., Sand, H., Solberg, E.J. y Storaas, T. 2011. Activity patterns of predator and prey: a simultaneous study of GPS-collared wolves and moose. *Animal Behaviour* 81: 423–431.
- Erkert, H. G. y Kappeler, P. M. 2004. Arrived in the light: diel and seasonal activity patterns in wild Verreaux's sifakas (*Propithecus v. verreauxi*; Primates: Indridae). *Behavioral Ecology and Sociobiology* 57: 174–186.
- Fenn, M.G. y Macdonald, D.W. 1995. Use of middens by red foxes: risk reverses rhythms of rats. *Journal of Mammalogy* 76: 130–136.
- Fernandes, T.N. y Young, R.J. 2008. Fluctuations in the tympanic membrane temperatures of non-restrained captive giant anteaters and southern tamanduas. *Journal of Zoology* 274: 94–98.
- Fernandez-Duque, E. y Erkert H.G. 2006. Cathemerality and lunar periodicity of activity rhythms in owl monkeys of the Argentinean Chaco. *Folia Primatologica* 77:123–138.

- Gómez, H., Wallace, R.B., Ayala, G. y Tejada, R. 2005. Dry season activity periods of some Amazonian mammals. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 40: 91–95.
- Griffin, P.C., Griffin, S.C., Waroquiers, C. y Mills, L.S. 2005. Mortality by moonlight: predation risk and the snowshoe hare. *Behavioral Ecology* 16: 938–944.
- Halle, S. y Stenseth, N.C. 2000. *Activity Patterns in Small Mammals. An Ecological Approach*. Springer, Berlin.
- Halle, S. 2000. Voles: small graminivores with polyphasic patterns. En: *Activity patterns in small mammals: An ecological approach* (eds. S. Halle y N.C. Stenseth), pp. 191–215. Springer, Berlin.
- Halle, S. 2006. Polyphasic activity patterns in small mammals. *Folia Primatologica* 77: 15–26.
- Higginson, A.D., Fawcett, T.W., Trimmer, P.C., McNamara, J.M. y Houston, A.I. 2012. Generalized optimal risk allocation: foraging and antipredator behavior in a fluctuating environment. *American Naturalist* 180: 589–603.
- Hijmans, R.J. 2014. geosphere: Spherical Trigonometry. R package version 1.3-11. <http://CRAN.R-project.org/package=geosphere>.
- Houston, A.I., McNamara, J.M. y Hutchinson, J.M. 1993. General results concerning the trade-off between gaining energy and avoiding predation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 341(1298): 375–397.
- Jones, M., Mandelik, Y. y Dayan, T. 2001. Coexistence of temporally partitioned spiny mice: roles of habitat structure and foraging behavior. *Ecology* 82: 2164–2176.
- Kaczensky, P., Huber, D., Knauer, F., Roth, H., Wagner, A. y Kusak, J. 2006. Activity patterns of brown bears in Slovenia and Croatia. *Journal of Zoology – London* 269: 474–485.
- Kappeler, P.M. y Erkert, H.G. 2003. On the move around the clock: correlates and determinants of cathemeral activity in wild redfronted lemurs (*Eulemur fulvus rufus*). *Behavioral Ecology and Sociobiology* 54: 359–369.
- Kronfeld-Schor, N. y Dayan, T. 1999. The dietary basis for temporal partitioning: food habits of coexisting *Acomys* species. *Oecologia* 121: 123–128.
- Lariviere, S., Hout, J. y Samson, C. 1994. Daily activity patterns of females black bears in northern mixed-forest environment. *Journal of Mammalogy* 75: 613–620.

- Lima, S.L. y Bednekoff, P.A. 1999. Temporal variation in danger drives antipredator behavior: the predation risk allocation hypothesis. *American Naturalist* 153: 649–659.
- Lima, S.L. y Dill, L.M. 1990. Behavioral decisions made under the risk of predation: a review and prospectus. *Canadian Journal of Zoology* 68: 619–640.
- Linkie, M. y Ridout, M.S. Assessing tiger-prey interactions in Sumatran rainforests. *Journal of Zoology* 284: 224–229.
- Lode, T. 1995. Activity patterns of polecats, *Mustela putorius*, in relation to food habits and prey activity. *Ethology* 100: 295–308.
- Machlis, L., Dodd, P.W.D. y Fentress, J.C. 1985. The pooling fallacy: problems arising when individuals contribute more than one observation to the data set. *Zeitschrift fur Tierpsychologie* 68: 201–214.
- Mardia, K.V. y Jupp, P.E. 2000. *Directional Statistics*. Wiley, Chichester. Pp. 156–157.
- McNab, B.K. 1984. Physiological convergence amongst ant-eating and termite-eating mammals. *Journal of Zoology – London* 203: 485–510.
- Meredith, M. y Ridout, M. 2013. overlap: Estimates of coefficient of overlapping for animal activity patterns. R package version 0.2.0. <http://CRAN.R-project.org/package=overlap>.
- Merritt, J.F. y Vessey, S.H. 2000. Shrews: small insectivores with polyphasic patterns. En: *Activity Patterns in Small Mammals. An Ecological Approach* (eds. S. Halle y N.C. Stenseth), pp. 235–252. Springer, Berlin.
- Milton, K. 1998. Physiological ecology of howlers (*Alouatta*): energetic and digestive considerations and comparison with the Colobinae. *International Journal of Primatology* 19: 513–547.
- Montgomery, G.G. y Lubin, Y.D. 1977. Prey influences on movements of neotropical anteaters. En: *Proceedings of the 1975 Predator Symposium* (eds. R.L. Phillips y C. Jonkel), pp. 103–131. Montana forest and conservation experiment station, University of Montana, Missoula, Montana. 268 pp.
- Mott, C., Bloomquist, C., y Nielsen, C. 2011. Seasonal, diel, and ontogenetic patterns of within-den behavior in beavers (*Castor canadensis*). *Mammalian Biology* 76: 436–444.
- Mourão, M. y Medri, I. 2007. Activity of a specialized insectivorous mammal (*Myrmecophaga tridactyla*) in the Pantanal of Brazil. *Journal of Zoology* 271: 187–192.

- O’Connell, A., Nichols, J.D. y Karanth K.U. (eds.) 2011. Camera traps in animal ecology: methods and analyses. Springer Tokyo Inc. Tokyo, Japón. 286 pp.
- Oliveira-Santos, L.G.R., Zucco, C.A. y Agostinelli, C. 2013. Using conditional circular kernel density functions to test hypotheses on animal circadian activity. *Animal Behaviour* 85: 269–280.
- Owen-smith, N. 1998. How high ambient temperature affects the daily activity and foraging time of a subtropical ungulate, the greater kudu (*Tragelaphus strepsiceros*). *Journal of Zoology* 246: 183–192.
- R Core Team 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>.
- Rezende, E.L. y Bozinovic, F. 2001. Patterns of daily activity in the leaf-eared mouse (*Phyllotis darwini*): effects of food availability. *Journal of Arid Environments* 47: 95–100.
- Rezende, E.L., Cortes, A., Bacigalupe, L.D., Nespolo, R.F. y Bozinovic, F. 2003. Ambient temperature limits above-ground activity of the subterranean rodent *Spalacopus cyanus*. *Journal of Arid Environments* 55: 63–74.
- Ridout, M.S. y Linkie, M. 2009. Estimating overlap of daily activity patterns from camera trap data. *Journal of Agricultural, Biological and Environmental Statistics* 14: 322–337.
- Rowcliffe, J.M., Kays, R., Kranstauber, B., Carbone, K. y Jansen, P.A. 2014. Quantifying levels of animal activity using camera trap data. *Methods in Ecology and Evolution* DOI: [10.1111/2041-210X.12278](https://doi.org/10.1111/2041-210X.12278).
- Schoener, T.W. 1974. Resource partitioning in ecological communities. *Science* 185: 27–39.
- Schmidt, K. 1999. Variation in daily activity of the free living Eurasian Lynx in Bielowieza Primeval Forest, Poland. *Journal of Zoology – London* 249: 417–425.
- Speakman, J.R. 1997. Factors influencing the daily energy expenditure of small mammals. *Proceedings of the Nutrition Society* 56: 1119–1136.
- Speakman, J.R., Ergon, T., Cavanagh, R., Reid, K., Scantlebury, D.M. y Lambin, X. 2003. Resting and daily energy expenditures of free-living field voles are positively correlated but reflect extrinsic rather than intrinsic effects. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA* 100: 14057–14062.
- Stahl, M., Osmann, C., Ortmann, S., Kreuzer, M., Hatt, J.M. y Clauss M. 2011. Energy intake for maintenance in a mammal with a low basal metabolism, the giant

- anteater (*Myrmecophaga tridactyla*). *Journal of Animal Physiology and Animal Nutrition*. DOI: [10.1111/j.1439-0396.2011.01226.x](https://doi.org/10.1111/j.1439-0396.2011.01226.x).
- Suselbeek, L., Emsens, W.-J., Hirsch, B.T., Kays, R., Rowcliffe, J.M., Zamora-Gutierrez, V. y Jansen, P.A. 2014. Food acquisition and predator avoidance in a Neotropical rodent. *Animal Behaviour* 88: 41–48.
- Tattersall, I. 2006. The concept of cathemerality: history and definition. *Folia Primatologica* 77: 7–14.
- Van Buskirk, J., Müller, C., Portmann, A., y Surbeck, M. 2002. A test of the risk allocation hypothesis: tadpole responses to temporal change in predation risk. *Behavioral Ecology* 13: 526–530.
- van Schaik, C.P. y Griffiths, M. 1996. Activity periods of Indonesian rain forest mammals. *Biotropica* 28: 105–112.
- Wagner, R.O., Hightower, D.A. y Pace, R.M. 2001. Measuring levels and patterns of activity in black bears. *Ursus* 12: 181–188.
- Wauters, L.A., Gurnell, J., Preatoni, D., Tosi, G., 2001. Effects of spatial variation in food availability on spacing behaviour and demography of Eurasian red squirrels. *Ecography* 24: 525–538.
- Weckel, M., Giuliano, W. y Silver, S. 2006. Jaguar (*Panthera onca*), feeding ecology: distribution of predator and prey through time and space. *Journal of Zoology* 270: 25–30.
- Whitham, J., y Mathis, A. 2000. Effects of hunger and predation risk on foraging behavior of graybelly salamanders, *Eurycea multiplicata*. *Journal of Chemical Ecology* 26: 1659–1665.
- Wislocki, B.G. y Enders, K.R. 1935. Body temperature of sloths, anteaters, and armadillos. *Journal of Mammalogy* 16: 328–329.
- Worton, B. 1989. Kernel methods for estimating utilization distribution in home-range studies. *Ecology* 70: 164–168.
- Zielinsky, W.J. 1988. The influence of daily variation in foraging cost on the activity of small carnivores. *Animal Behaviour* 36: 239–249.
- Zielinsky, W.J. 2000. Weasels and martens: carnivores in northern latitudes. En: *Activity patterns in small mammals: an ecological approach*: (eds. S. Halle y N.C. Stenseth), pp. 95–118. Springer, Berlin.
- Ziv, Y., Abramsky, Z., Kotler, B.P. y Subach, A. 1993. Interference competition and temporal and habitat partitioning in two gerbil species. *Oikos* 66: 237–246.

Zschille, J., Stier, N. y Roth, M. 2010. Gender differences in activity patterns of American mink *Neovison vison* in Germany. *European Journal of Wildlife Research* 56: 187–194.

CAPÍTULO III

USO Y SELECCIÓN DE HÁBITAT POR OSOS HORMIGUEROS REINTRODUCIDOS: EL ROL CRÍTICO DE LAS ÁREAS DE CONSERVACIÓN

3.1. Resumen

Estudí la selección de hábitat para la primera población de osos hormigueros reintroducidos en el mundo, estudio que tuvo lugar en la Reserva Natural del Iberá, un área dominada por esteros, pastizales, sabanas y bosques, ubicadas en tierras bajo uso ganadero y en tierras dedicadas para la conservación estricta de la vida silvestre. El objetivo de este capítulo fue evaluar el uso y la selección de hábitat que los osos hormigueros hacen en relación a los distintos ambientes naturales y usos de la tierra y sus variaciones de acuerdo al sexo, edad, grado de actividad y estacionalidad. Se liberaron y monitorearon a través de radiotelemetría 18 animales entre los años 2007 y 2012 que monitoreé por períodos de 6–46 meses, produciendo 1.181 localizaciones. Evalué el efecto del uso de la tierra mediante pruebas de independencia de Chi cuadrado comparando las proporciones de localizaciones en tierras con ganado o en tierras de conservación con las esperadas por azar. Para evaluar la selección de hábitat utilicé Funciones de Selección de Recursos (FSRs) a dos escalas espaciales, usando como variables predictoras el Ambiente (malezales, sabanas, bosques abiertos espinosos y bosques higrófilos), la distancia al borde del bosque higrófilo (DBBH) y distancia a la ruta que atraviesa el área de estudio (DR). Modelé la selección de hábitat para diferentes edades (adultos y juveniles), actividad (en actividad o reposo) y estaciones definidas para este estudio (meses cálidos, meses de transición y meses fríos). Validé los modelos con individuos previamente excluidos de los análisis. Los osos hormigueros seleccionaron fuertemente tierras dedicadas a la conservación de vida silvestre, evitando las áreas bajo uso ganadero. Los animales adultos mostraron mejor ajuste a los modelos de selección de recursos. Los bosques higrófilos fueron seleccionados y las sabanas evitadas. Para los períodos de reposo los osos hormigueros seleccionaron casi exclusivamente los bosques higrófilos. En los períodos de actividad el uso de otros ambientes se incrementó, con excepción de las sabanas. Durante los meses fríos los osos hormigueros aumentaron el uso de malezales, probablemente porque éstos proveen recursos alimenticios más constantes y una mayor protección por cobertura vegetal que las sabanas. Aunque $< 4\%$ del paisaje está

cubierto por bosques higrófilos, este ambiente parece ser muy importante para los osos hormigueros. La falta de bosques y ambientes de pastizales altos y el manejo ganadero tradicional podrían ser causas probables de la extinción de esta especie en Iberá. El establecimiento de áreas de conservación estricta en áreas no inundables, combinado con el manejo apropiado de los bosques y el ganado puede ser esencial para la supervivencia a largo plazo de poblaciones reintroducidas de osos hormigueros en Iberá.

3.2. Introducción

La reintroducción de especies amenazadas se ha vuelto una actividad común en la agenda de la conservación (Ewen *et al.* 2012). Conocer cuáles condiciones del hábitat son necesarias para sostener una población es crítico para el éxito de un proyecto de reintroducción (Armstrong y Seddon 2008). Los recursos seleccionados positivamente por una especie serían indicadores de las condiciones requeridas por la población y, los evitados, reflejarían condiciones negativas (Manly *et al.* 2002).

Entendemos por hábitat de una especie al área con la combinación de recursos (como alimento, agua y refugio) y condiciones ambientales (temperatura, precipitaciones, presencia o ausencia de depredadores y competidores) que promueve la ocupación de individuos de una especie o población dada y les permite su supervivencia y reproducción (Morrison *et al.* 1998). Los animales seleccionan el hábitat de forma jerárquica. Johnson (1980) describió cuatro escalas espaciales u “órdenes de selección de recursos” que deben considerarse a la hora de evaluar la selección de recursos. El primero corresponde al área de distribución geográfica de una especie; el segundo orden corresponde a dónde los animales establecen sus áreas de acción dentro de su rango de distribución; el tercero es la selección de ambientes o recursos dentro de las áreas de acción; y el cuarto orden es la selección de ítems o recursos específicos (alimentos, sitios de descanso o refugio, etc.). La mayoría de los estudios se centran en la selección de segundo y tercer orden con animales que ya han establecido sus áreas de acción. Los animales reintroducidos pueden proveer información valiosa para comprender los factores que determinan la selección de segundo y tercer orden a lo largo del proceso de establecimiento de sus áreas de acción y mientras seleccionan los ambientes dentro de éstas.

A lo largo de su distribución, el oso hormiguero ocupa una gran diversidad de ambientes incluyendo pastizales, sabanas y bosques (Gardner 2007). Esta especie, como otros miembros del superorden Xenarthra, posee una baja tasa metabólica y temperatura

corporal cuando se lo compara con otros mamíferos de tamaño similar (McNab 1985). Por esta razón, la presencia de una cobertura vegetal adecuada que funcione como protección contra temperaturas extremas máximas o mínimas puede ser un factor clave determinando el uso de hábitat por los osos hormigueros. A su vez, la cobertura vegetal es utilizada como protección contra la depredación, ya que dificulta la detección de animales presa por depredadores y puede ser utilizada como vía de escape.

El patrón de uso de hábitat por osos hormigueros puede depender de su actividad, favoreciendo áreas abiertas para el forrajeo y áreas más cerradas para el descanso (Camilo-Alves y Mourão 2006, Mourão y Medri 2007). Pueden aumentar el uso de bosques tanto para la actividad como para el reposo durante los días más fríos o más cálidos (Camilo-Alves y Mourão 2006), sugiriendo que la selección de hábitat puede también variar con las temperaturas extremas y estacionalmente.

Como se introdujo en el primer capítulo, durante los últimos dos siglos la provincia de Corrientes ha experimentado el peor proceso de defaunación en el norte de Argentina, donde cinco especies de mamíferos, incluyendo al oso hormiguero, se extinguieron localmente (Parera 2004, Canevari y Vaccaro 2007, Chebez 2008a,b). Es importante considerar las características o elementos del paisaje de origen humano que puedan influir en el uso de hábitat y en la biología general de los animales. La población humana utiliza y transforma los ambientes silvestres para la agricultura, la producción y el desarrollo urbano y, en consecuencia, pueden convertirse en ambientes no aptos para la vida silvestre. Es esperable que los osos hormigueros eviten o interactúen de alguna forma con muchos de estos ambientes modificados por el hombre. Los atropellamientos son una de las principales causas de muerte directa de osos hormigueros (Cáceres *et al.* 2010, da Cunha *et al.* 2010), por lo que los caminos también pueden influir sobre la selección de hábitat. Otras causas de muerte directa de osos hormigueros son los incendios de grandes proporciones (Silveira *et al.* 1999, Prada y Marinho-Filho 2004) y los perros (Koster 2008, Lacerda *et al.* 2009). El manejo ganadero tradicional, además del uso intensivo del fuego y los perros, a través del pastoreo intensivo produce grandes cambios en la estructura y composición de la vegetación y otra vida silvestre (Scimone *et al.* 2007), por lo que es otro factor importante a tener en cuenta en los análisis de uso y selección de hábitat por los osos hormigueros.

El objetivo de este capítulo es evaluar la selección de hábitat de la primera población reintroducida de osos hormigueros en relación a los distintos ambientes naturales y usos de la tierra y sus variaciones de acuerdo al sexo, edad, grado de actividad y con la estacionalidad del sitio de estudio. Conocer los patrones de uso de hábitat de estos animales podría, a su vez,

ayudar a comprender los requerimientos de hábitat de esta especie y evaluar sitios adecuados para futuras reintroducciones.

3.3. Metodología

Sitio de estudio. Como fue descrito en el primer capítulo de esta tesis, la Reserva Natural del Iberá (RNI) es una reserva de uso múltiple que incluye un diverso mosaico de ambientes. En la actualidad, el 40% de las 1.300.000 ha totales de la Reserva (553.000 ha) comprende las tierras públicas que han sido declaradas Parque Provincial, una zona de conservación estricta. Este Parque está compuesto por esteros inundados permanentemente, rodeados por propiedades privadas en ecosistemas de mayor elevación, lo que permite el desarrollo de actividades productivas. La actividad más común en las tierras privadas dentro de la Reserva es la ganadería extensiva de vacunos y ovinos en grandes estancias (2.000–20.000 ha) o en pequeñas a medianas propiedades agrupadas en Parajes (10–2.000 ha) que están habitadas por sus dueños y familias. El sitio de reintroducción, la Reserva Privada Rincón del Socorro (RS), de 12.400 ha, fue una típica tierra dedicada a la ganadería hasta el año 2002, cuando fue adquirida por The Conservation Land Trust (CLT) para ser manejada con fines de conservación para la vida silvestre. En esta propiedad, además de haberse excluido el ganado, hay un manejo de fuegos prescritos limitados a parches y a una determinada época del año para evitar fuegos de grandes proporciones, como así también un estricto control de la cacería. Hacia el este, RS limita con la laguna Iberá y la Colonia Carlos Pellegrini. Hacia el oeste se encuentra el Paraje Uguay (PU), donde viven alrededor de 30 familias dispersas en pequeñas propiedades dedicadas a la producción de ganado bovino, ovino y equino en altas densidades (1,3 a 5,5 cabezas/ha) para los estándares regionales. Los perros son abundantes y la cacería no es controlada. Dentro del PU es frecuente la cacería de animales silvestres para carne (*e.g.* la vizcacha, *Lagostomus maximus*, el tatú negro, *Dasyopus novemcinctus*), para carne y cuero (*e.g.* el carpincho, *Hydrochoeris hydrochoerus*) o como control de potenciales depredadores de ganado (*e.g.* zorros, *Cerdocyon thous* y *Lycalopex gymnocercus*; Di Bitetti *et al.* 2009). Ambas propiedades, RS y PU, cuentan con diversos ambientes de bosques, sabanas y pastizales. Hacia el sureste, la ruta provincial 40 separa RS de la Estancia Iberá (EI), de 17.000 ha, también propiedad de CLT, pero arrendada para producción ganadera bajo ciertas restricciones: la carga ganadera está fijada a 0,29 cabezas/ha o cerca del 50% de lo usual para la región, el uso de perros está prohibido, como así también la cacería (Perea Muñoz *et al.* 2010). Esta propiedad está dominada por

pastizales inundables conocidos como Malezales y escasos, pequeños y dispersos parches de bosque.

Animales de estudio y registro de localizaciones. Utilicé individuos que fueron monitoreados por un mínimo de seis meses (N= 18 individuos, promedio± DE= 18,94± 11,43 meses, rango= 6–46 meses) hasta el año 2012. Todos los animales estaban equipados con transmisores de radio de *Very High Frequency* (VHF; Telonics®, Mesa, Arizona), lo que permitió que fueran localizados por rastreo (siguiendo la señal hasta que el animal fue visto u oído; Samuel y Fuller 1994) y asociar con precisión la localización con el ambiente en el que se encontraba.

El sensor de actividad del transmisor permitió conocer si el animal se encontraba activo o inactivo previo a la aproximación final del observador (para evitar el posible cambio del comportamiento por el disturbio). Para cada localización registré la hora, la fecha y estación, además de la identidad del animal, su sexo y edad. Adquirí diferentes cantidades de localizaciones por unidad de tiempo e individuo, desde una cada hora hasta una cada 30 días, dependiendo del momento del estudio, y fueron colectadas en distintos horarios de las 24 h del día. Para evitar cualquier sesgo en el comportamiento del animal inducido por el observador, y para asegurar la independencia entre los datos, se descartaron todas las localizaciones, exceptuando la primera, de cada individuo en un período de 24 h. Utilicé para los análisis un total de 1.181 localizaciones cuyo número fue variable entre los individuos (rango= 23–211). El esfuerzo de muestreo se detalla en la Tabla 3.3.

Ambientes del sitio de estudio. Consideré *a priori* cuatro ambientes de acuerdo a su fisonomía y estructura vegetal, descriptos aquí en orden creciente de complejidad estructural: 1) malezales, 2) sabanas, 3) bosques abiertos espinosos y 4) bosques higrófilos. 1) Los malezales corresponden a pastizales inundables dominados por la gramínea *Andropogon lateralis*, con una estructura de canales y pedestales que alojan una comunidad vegetal herbácea de alrededor de 1,5 m de altura. Este ambiente cubre la porción sur de RS y el PU, y la mayor parte de la superficie de la EI (ver Fig. 3.1). En tierras con ganado (PU y EI) la matriz de pastizal es más baja y heterogénea que en RS. 2) Las sabanas son ambientes arbolados pertenecientes al Espinal y dominadas por la palmera caranday (*Copernicia alba*) y dos especies de Fabáceas de baja–media altura (< 10 m), el ñandubay (*Prosopis affinis*) y el espinillo (*Acacia caven*) aislados y dispersos en una extensa matriz de pastizal de baja a media altura y de composición diversa. 3) Los bosques abiertos también pertenecen al Espinal y se caracterizan por las mismas especies que las sabanas, pero incluyen pequeños parches de bosques cerrados (< 200 m²) y arbustos, también inmersos en una matriz de

pastizal. Los bosques higrófilos, que se extienden sobre las márgenes de arroyos temporarios, representan una pequeña porción del área de estudio (ver Tabla 3.1), pero forman áreas de cobertura arbórea continua que alcanzan los 15–20 m de altura e incluye especies típicas del Bosque Atlántico, como la palmera pindó (*Syagrus romanzoffianum*) entre otras (Tressens *et al.* 2002). Estos bosques se encuentra normalmente rodeados de sabanas y bosques abiertos, y estos tres ambientes están concentrados en la zona norte de RS y el PU (ver Fig. 3.1).

Caracterización de la estructura de la vegetación en zonas bajo uso ganadero y en zonas de conservación estricta. Junto a investigadores de la cátedra de Botánica de la Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional de Rosario condujimos un muestreo de vegetación para comparar la estructura de la vegetación herbácea (incluyendo herbáceas gramínoideas de las familias Poaceae y Cyperaceae y latifoliadas) entre las tierras con uso ganadero (PU y EI) y las tierras de conservación estricta (RS). Realizamos el muestreo durante noviembre de 2007 en el área de reintroducción y alrededores. Para este caso se diferenciaron sólo dos ambientes generales que se consideran más afectados por el uso ganadero: el Espinal (incluyendo sabanas y bosques abiertos) y los malezales. Si bien los bosques higrófilos están representados tanto en tierras de conservación como ganaderas, especialmente en el PU y RS, la capa de herbáceas es incipiente en este ambiente, por lo que no lo consideramos para esta comparación. Dispusimos un total de 45 parcelas distribuidas en los distintos ambientes (de Espinal y malezales) y tratamientos (con y sin ganado): Espinal en tierras de conservación (RS, N= 13) y en tierras de producción de ganado (PU, N= 12), y Malezales de conservación estricta (RS, N= 10) y dentro de tierras con ganado (EI, N= 10, Fig. 3.1). Las parcelas fueron dispuestas a aproximadamente 50 m de caminos internos de tierra y separadas entre sí por una distancia promedio (\pm DE) de $1.217 \text{ m} \pm 631$. En cada parcela circular de 5 m de diámetro estimamos el porcentaje de cobertura y medimos la altura promedio de la matriz de pastos y herbáceas. Comparamos mediante pruebas no paramétricas de Kruskal-Wallis las diferencias entre tratamientos para cada ambiente (ya que los datos no cumplían con los supuestos de normalidad y homocedasticidad).

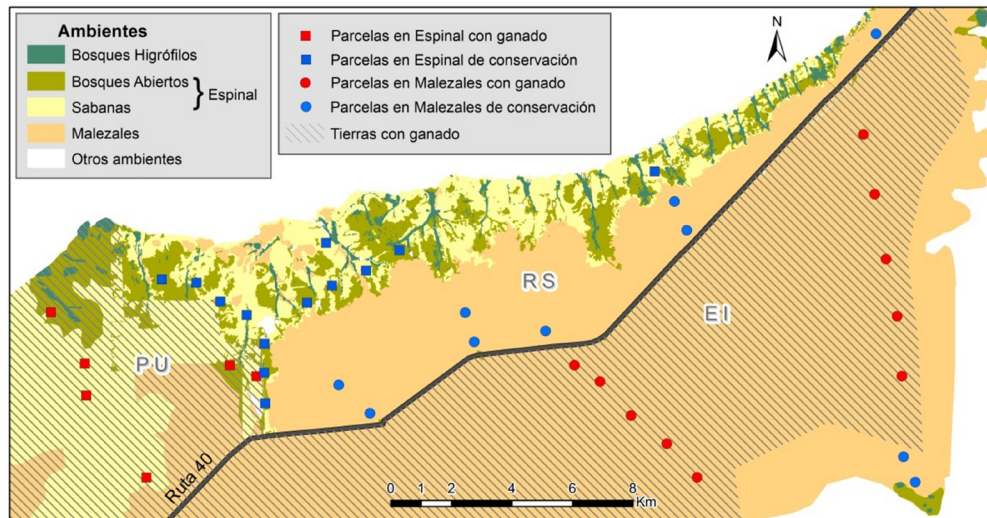


Figura 3.1. Ubicación de las parcelas para caracterizar la estructura de la vegetación herbácea en tierras de uso ganadero y de conservación estricta.

Caracterización de los cuatro ambientes en la zona de conservación estricta. Entre los años 2008 y 2012 dispuse, por cada ambiente de bosques higrófilos, bosques abiertos, sabanas y malezales, 10 transectas de 200 m de largo y de orientación aproximada N–S, separadas entre sí por un mínimo de 200 m, dentro del área de conservación estricta de RS. Establecí previamente la ubicación de las transectas en una capa de Sistemas de Información Geográfica (SIG; programa ArcGis 9.2 y 10.1, Environmental Systems Research Institute Inc.) siguiendo la clasificación de ambientes *a priori* en una imagen satelital de alta resolución (Ikonos 2008). A lo largo de cada transecta dispuse cinco puntos de muestreo cada 50 m (Fig. 3.2). Para estimar la densidad y el área basal de árboles utilicé el método de cuadrantes centrados (Matteucci y Colma 1982). Consideré como árboles a aquellos individuos arborescentes de un diámetro a la altura del pecho (DAP) mayor a 10 cm. De cada árbol medí el DAP y la altura. En cada punto estimé el porcentaje de cobertura arbórea con fotografías digitales de dirección cenital y tomadas a 2 m de altura, superponiendo una grilla de 100 intersecciones (11* 11) en la computadora y contando el número de intersecciones que tocaban vegetación (Fig. 3.3; Walker y Hopkins 1990). Para estimar la cobertura y altura máxima de pastos, vegetación herbácea, arbustiva y renovales de árboles, delimité parcelas circulares de 2 m de diámetro alrededor de cada uno de los cinco puntos de la transecta. Estimé visualmente la cobertura de cada categoría dentro de la parcela considerando 10 intervalos de cobertura: I = 1–10%, II: 11–20%, ..., X: 91–100%. Para la altura de estas categorías utilicé el promedio de cuatro alturas máximas obtenidas en la intersección del círculo de la parcela con dos líneas perpendiculares entre sí (con dirección N–S y E–O) y que

se cruzan en el centro de la parcela. Consideré como pastos a las plantas gramíneas de las familias Poaceae y Cyperaceae; como herbáceas al resto de las latifoliadas, enredaderas y helechos; arbustos a las plantas leñosas y subleñosas que, en general, en el área de estudio no superan los 2 m de altura en estado adulto; y, como renovales, a los individuos de especies arbóreas con DAP menor a 10 cm. A su vez, a lo largo de cada transecta y 1 m hacia cada lado de la misma, conté el número de termiteros y hormigueros dentro de esta faja de 2 m de ancho por 100 de largo (400 m²). Para evaluar si los ambientes difieren de acuerdo a estas nueve variables de estructura de la vegetación y el número de hormigueros y termiteros utilicé la ordenación *Nonmetric Multidimensional Scaling* (NMDS) con los valores promedios de cada variable utilizando la transecta como unidad de muestreo. La ordenación NMDS es una aproximación gráfica para detectar patrones en la estructura de una comunidad. Esto normalmente se logra ajustando vectores ambientales en la ordenación. Estos vectores señalan en la dirección de los cambios ambientales más marcados y su largo relativo indica la correlación entre las variables ambientales y la ordenación. Estas correlaciones pueden ser evaluadas usando el coeficiente cuadrático de correlación (r^2) y la probabilidad estadística estimada a través de permutaciones aleatorias (9.999 en este caso) de los datos (Oksanen *et al.* 2011). Los ambientes pueden ser graficados en la ordenación para evaluar cómo se segregan y correlacionan con los vectores ambientales. Realicé los NMDS con el programa R (R Core Team 2013), utilizando el paquete *vegan()* (Oksanen *et al.* 2011). Evalué gráficamente y a través del valor de estrés de Kruskal el número de ejes para incluir en la ordenación y si los resultados son ecológicamente interpretables (para ello los valores de estrés deben estar por debajo de 0,1; Quinn y Keough 2002).

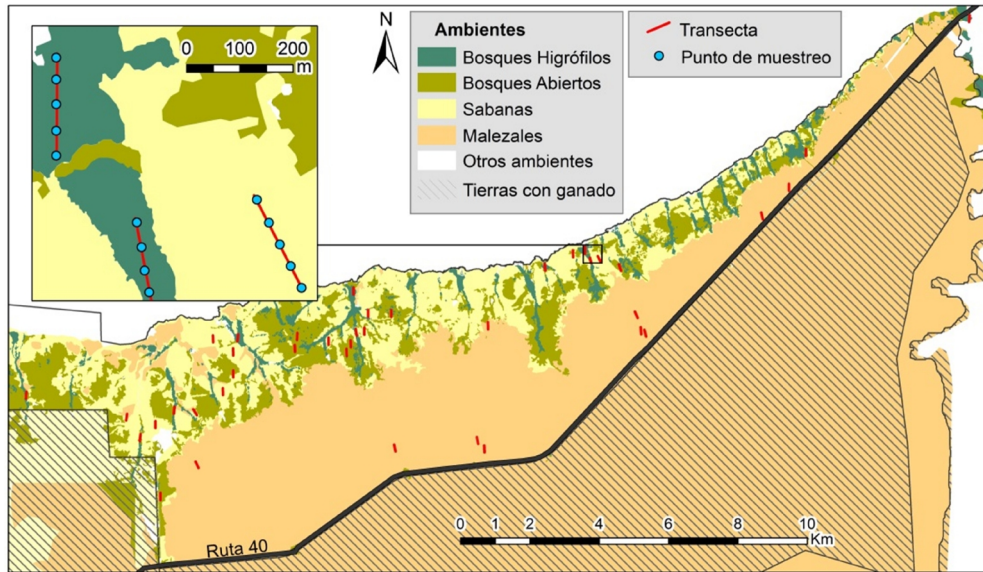


Figura 3.2. Disposición espacial de las 40 transectas y sus puntos de muestreo para la caracterización de los ambientes de acuerdo a su estructura vegetal y el número de hormigueros y termiteros en Rincón del Socorro, tierra de conservación estricta.

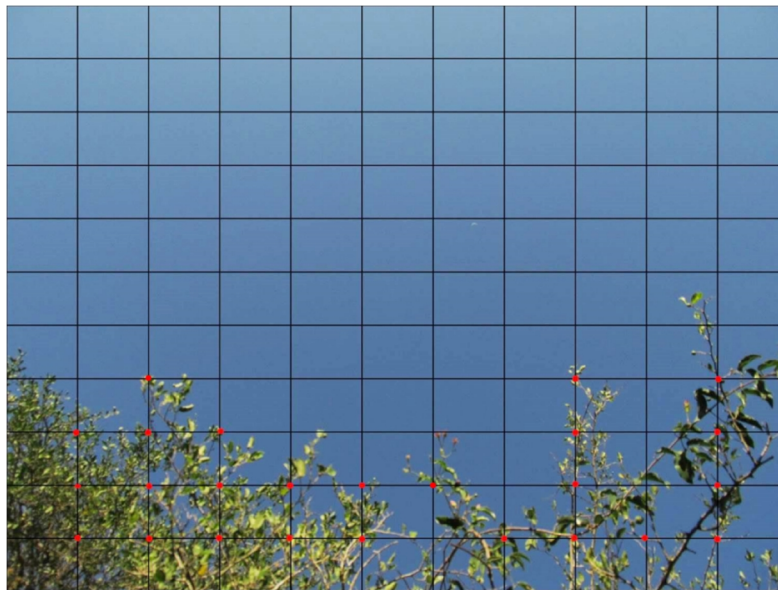


Figura 3.3. Ejemplo del método usado para estimar el porcentaje de cobertura arbórea mediante fotografías de dirección cenital tomadas a 2 m de altura. Conté el número de intersecciones que tocaban la vegetación superponiendo una grilla de 100 intersecciones (11* 11), indicado con puntos rojos. En este caso estimé un 25% de cobertura.

Abundancia de hormigas. Para evaluar la abundancia de hormigas y sus variaciones estacionales realicé dos muestreos con trampas de caída en los cuatro ambientes dentro del área de conservación estricta (RS). En sectores accesibles e incluidos en las áreas de acción de algunos de los osos hormigueros dispuse, en cada hábitat, seis puntos de muestreo

separados entre sí por un mínimo de 100 m (Fig. 3.4). Relevé estos puntos en un verano (febrero de 2008) y en un invierno (agosto del mismo año). En cada punto de muestreo dispuse cinco trampas (una central y cuatro a 5 m hacia cada punto cardinal) que consistieron en tubos plásticos de centrífuga de 50 ml y 3 cm de diámetro, enterrados a nivel del suelo y llenos hasta la mitad con agua con detergente. El detergente rompe la tensión superficial y evita el posible escape de las hormigas capturadas. Las trampas permanecieron activas durante 48 h y luego removí su contenido que fue preservado en alcohol al 96% (Calcaterra *et al.* 2010a,b). Las hormigas fueron separadas de otros artrópodos e identificadas a nivel de especie o morfoespecie bajo lupa por mí y L. A. Calcaterra mediante claves de referencia depositadas en la colección entomológica de la Fundación para el Estudio de Especies Invasivas de Buenos Aires y el Instituto Miguel Lillo de Tucumán, donde luego los especímenes quedaron depositados (Calcaterra *et al.* 2014, Apéndice 2). El número de hormigas capturadas no resultó ser un buen indicador de la abundancia de hormigas, ya que éste fue muy variable de acuerdo a la disposición espacial de las trampas y la cercanía a distintos hormigueros. Por ello, siguiendo la metodología propuesta por Calcaterra *et al.* (2008, 2010a,b), para este estudio utilicé como indicador de la abundancia relativa de hormigas de cada punto a la suma del número de veces que cada especie fue capturada en las cinco trampas. Comparé las diferencias entre los cuatro ambientes y las dos estaciones del año mediante pruebas no paramétricas de Kruskal-Wallis, ya que no se cumplieron los supuestos de normalidad y homocedasticidad.

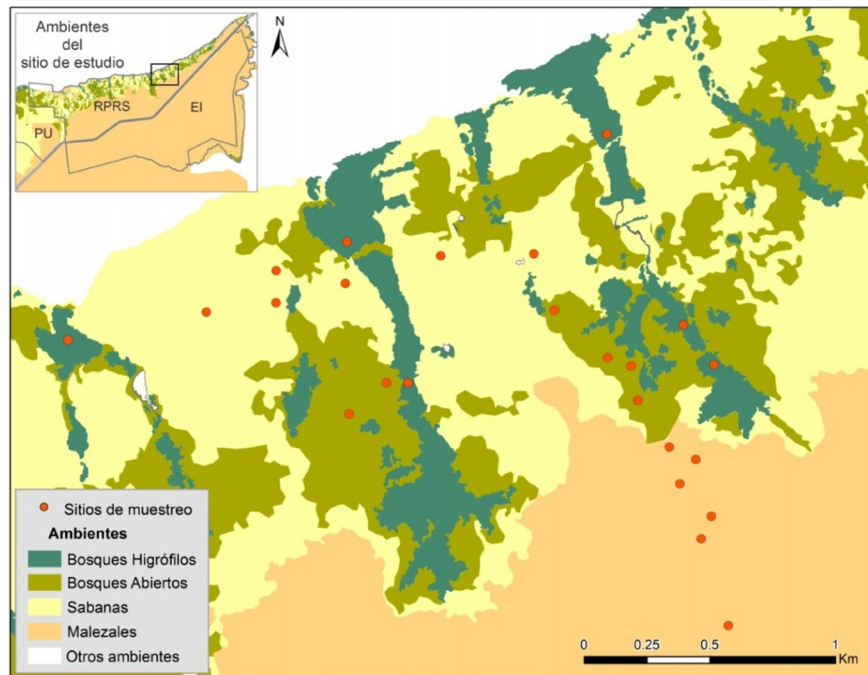


Figura 3.4. Diseño de sitios de muestreo con trampas de caída para estimar la abundancia de hormigas de los distintos ambientes de la Reserva Privada Rincón del Socorro.

Variaciones de la temperatura. En cada uno de los cuatro ambientes dispuse uno o dos *data loggers* (HOBO H8, Onset Computer Corporation, Bourne, Massachusetts) a 1 m del suelo y a la sombra, que registraron paralelamente la temperatura cada una hora. Obtuve los registros por ambiente de períodos variables de tiempo, dependiendo del funcionamiento del equipo. Con los registros obtenidos en los cuatro ambientes simultáneamente y durante períodos de 24 h completos estimé y evalué las diferencias de las temperaturas medias, máximas, mínimas y amplitud térmica diarias entre las estaciones definidas para este estudio (meses cálidos, fríos y de transición; ver capítulo II) y ambientes y sus posibles interacciones con ANOVAs de dos factores (N total= 198 días de registros; N en meses cálidos= 40, N transición= 61, N meses fríos= 97).

Escalas de análisis. Para evaluar la consistencia de los patrones de uso de hábitat, estudié la selección de hábitat a dos escalas espaciales que corresponden aproximadamente a los 2do y 3er órdenes de selección de recursos (Johnson 1980). Seguí individuos para identificar un set de recursos usados, pero evalué su disponibilidad a nivel de la población (aproximación de Diseño II), asumiendo que la disponibilidad de recursos no varió durante el período de estudio (Manly *et al.* 2002). Definí la superficie de 2do orden a través de la capacidad de desplazamiento de los individuos, asumiendo que representa el área disponible donde potencialmente podrían establecer sus áreas de acción. Ésta fue el área comprendida

por la suma de *buffers* alrededor del punto de liberación de cada individuo, con un radio igual a la máxima distancia recorrida por el individuo (Fig. 3.5). Tres animales desaparecieron del área de estudio luego de una gran dispersión; fueron localizados un tiempo después a través de vuelos, capturados y regresados al sitio de estudio. Consideré estas localizaciones extremas como atípicas y no las incluí en la definición del área de 2do orden de selección.

Debido a las diferencias en el número de localizaciones colectadas para cada individuo, determiné la superficie de 3er orden de selección mediante la estimación del área utilizada por toda la población en conjunto. Estimé este área con el set completo de localizaciones de todos los individuos que fueron monitoreados por un mínimo de seis meses durante el estudio, pero excluyendo las localizaciones adquiridas dentro de los 30 días inmediatos luego de la liberación. Realicé esta estimación con el programa Geospatial Modelling Environment (GME, Versión 0.7.2.1; Beyer 2012) utilizando una función de estimaciones de densidad de kernel gaussiano fijo con el isopleto del 95%, con un ancho de banda definido por el método de validación cruzada de mínimos cuadrados (*least squares cross-validation*, LSCV; Powell 2000, Gitzen y Millspaugh 2003; Fig. 3.5).

Usé información de campo y un SIG para tener los distintos ambientes como capas de información en ArcGis. Este SIG incluyó los cuatro ambientes principales y otros no aptos para los osos hormigueros, como esteros, lagunas y ambientes antropizados (arroceras, caseríos). Geo-referenció los ambientes con observaciones de campo a través de puntos de GPS tomados en los límites de los diferentes ambientes y las localizaciones de los osos hormigueros con su ambiente asociado para mejorar el mapa inicial. Descarté del análisis los ambientes no aptos para la especie, al igual que las localizaciones de los animales registradas excepcionalmente en esos ambientes (< 1% del total de las localizaciones).

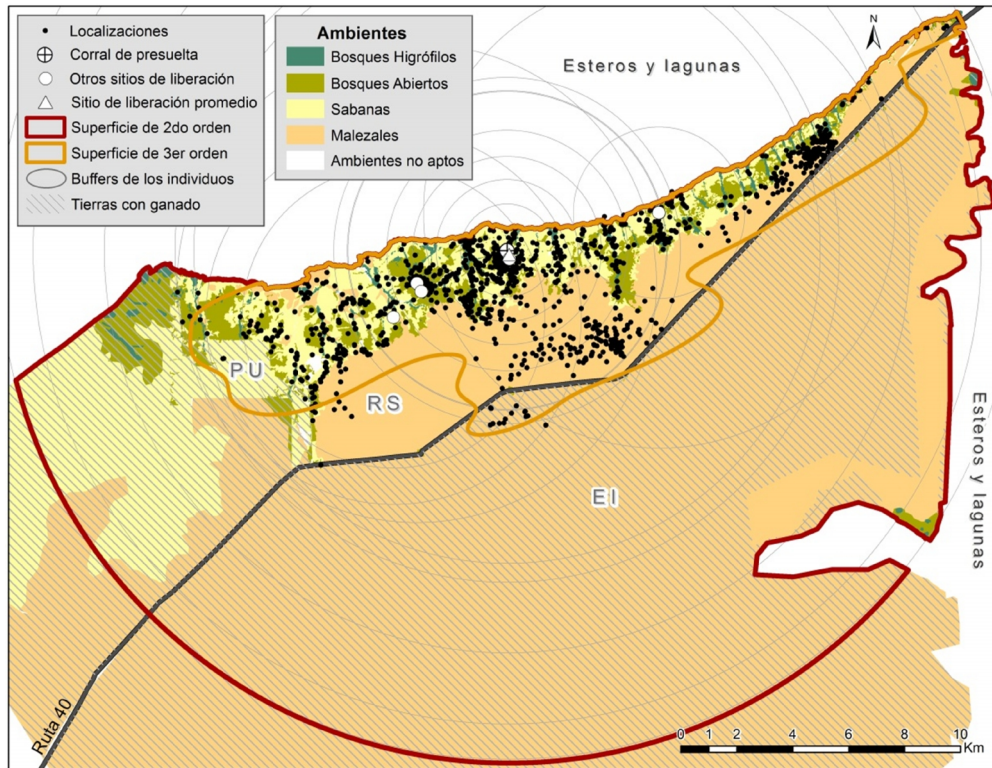


Figura 3.5. Sitio de estudio, localizaciones de los osos hormigueros, puntos de liberación y superficies de las distintas escalas de análisis con referencias para sus definiciones. PU= Paraje Uruguay, RS= Rincón del Socorro, EI= Estancia Iberá.

Tabla 3.1. Número de localizaciones de osos hormigueros en cada uno de los cuatro ambientes y en las zonas ganaderas o de conservación, y la contribución de estas categorías en superficie absoluta y porcentaje relativo en el sitio de estudio, de acuerdo a las escalas de análisis.

Ambientes y usos de la tierra	N localizaciones	Superficie 2do orden (ha)	Contribución 2do orden (%)	Superficie 3er orden (ha)	Contribución 3er orden (%)
Bosques Higrófilos	376	725	1,34	559	4,79
Bosques Abiertos	344	2.847	5,28	1.952	16,72
Sabanas	141	7.473	13,86	3.139	26,89
Malezales	320	42.878	79,52	6.023	51,70
Zonas de conservación	1.161	11.656	21,62	9647	82,64
Zonas ganaderas	20	42.267	78,38	2.026	17,36
Total	1.181	53.923	100	11.673	100

Análisis estadístico de selección de hábitat. Las Funciones de Selección de Recursos (FSRs) son funciones proporcionales a la probabilidad de uso de una unidad de recurso. Permiten la evaluación de variables predictoras y su peso en la selección de hábitat o

recursos por animales. El algoritmo más común usado por las FSRs es la regresión logística en modelos lineales generalizados (Manly *et al.* 2002) comparando localizaciones de uso (datos de presencia) con localizaciones de disponibilidad (datos de pseudo-ausencia). Comparé las localizaciones “usadas” por los osos hormigueros con sets de localizaciones “disponibles” generadas al azar para hallar los valores de máxima verosimilitud de los coeficientes de modelos (Johnson *et al.* 2006). Utilicé el criterio de información de Akaike (AIC; Burnham y Anderson 2002) con el procedimiento de selección mediante pasos hacia adelante y hacia atrás (*backward and forward procedure*) sobre el modelo que incluyó el set completo de covariables para encontrar el modelo de mayor rango para cada set de datos. Si el ΔAIC fue < 2 entre el modelo de mayor rango y el segundo, reporté el modelo más parsimonioso (Johnson *et al.* 2006).

Los coeficientes resultantes para cada variable explicatoria o categoría indican selección si son positivos y evitación si son negativos. Utilicé a los animales en vez de sus localizaciones como unidad experimental (Aebischer *et al.* 1993). Para evitar efectos espúreos debido al peso de los individuos en particular, cada individuo fue pesado de acuerdo a su número de localizaciones estimando mediante *bootstraps*, seleccionando individuos al azar y repitiendo el proceso 1.000 veces. Los *bootstraps* resultaron en intervalos de confianza (ICs) del 90% más conservadores (Thomas y Taylor 2006). Consideré como seleccionada (*i.e.* significativamente en sentido estadístico) a la variable o categoría para la cual los ICs de su coeficiente después del *bootstrap* no incluyeron el cero (0), evitando los valores menos conservadores de p o los ICs más estrechos de los modelos iniciales. Evalué gráficamente el desempeño de los *bootstraps* mediante histogramas de distribución considerando la simetría como criterio de buen desarrollo (la asimetría indica mucho peso relativo para alguno de los animales). Utilicé el programa R para todos los análisis estadísticos (R Core Team 2013).

La mayoría de los individuos incluidos en este análisis fueron liberados desde los corrales de presuelta (N= 12; ver Capítulo I) y seis fueron liberados en distintos sitios a no más de 5 km de este encierro (Fig. 3.5), dentro de la zona de conservación estricta. Estos sitios de suelta no fueron seleccionados aleatoriamente y siempre estuvieron localizados cercanos a áreas de bosque. Para abordar este sesgo, utilicé la distancia al punto de liberación como una única variable predictora en modelos de FSRs. Para ello generé 5.000 y 2.000 puntos al azar en las superficies de 2do y 3er orden de selección, respectivamente (Recomendado por R. Nielson, pero ver Nielson *et al.* 2004; Fig. 3.6a). Medí la distancia al punto de liberación para cada localización de osos hormigueros y la distancia de cada punto aleatorio a un punto de liberación promedio, calculado como las coordenadas promedio de

todos los puntos de liberación de cada individuo. Este punto de liberación promedio se encontró a tan sólo 150 m de los corrales de presuelta (ver Capítulo I y IV), ya que la mayoría de los individuos fueron liberados desde este punto (ver Fig. 3.5). En este modelo simple, la distancia al punto de liberación fue un importante predictor de la selección de hábitat (límites inferiores de IC= -0,0006 y -0,0004, límites superiores de IC= -0,0004 y -0,0001 para el 2do y 3er orden de selección respectivamente). Con los coeficientes resultantes (-0,0005 para 2do orden y -0,0002 para 3er orden) generé un nuevo set de 5.000 y 2.000 puntos al azar afectados por estas probabilidades para cada escala, que fueron las localizaciones de disponibilidad que utilicé para desarrollar los modelos finales (Fig. 3.6b).

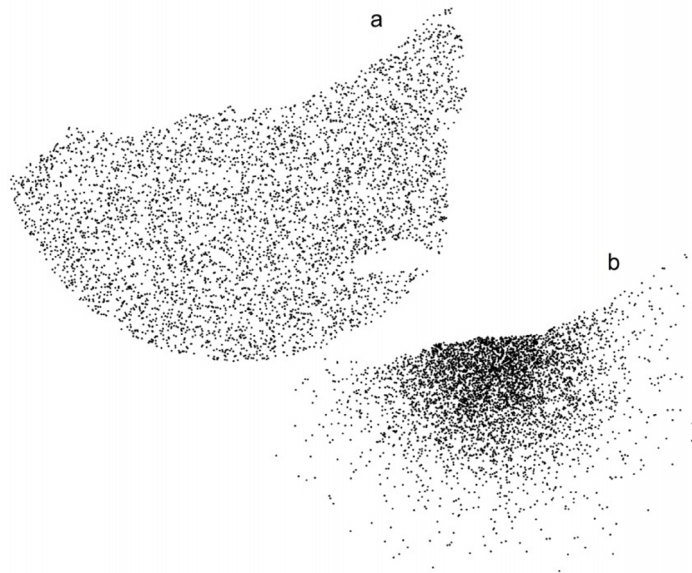


Figura 3.6. Ejemplo de 5.000 puntos generados aleatoriamente para la superficie del 2do orden de selección. La sub-figura (a) representa los puntos totalmente al azar y la (b) los puntos de disponibilidad generados al azar, pero condicionados por el efecto de la distancia al punto de liberación, utilizados para los análisis finales.

Definé dos variables explicatorias categóricas: Ambiente, con cuatro categorías (bosques higrófilos, bosques abiertos, sabanas y malezales; y Zonas, dependiendo si en las tierras se practica la actividad ganadera (EI y PU) o si son áreas de conservación estricta (RS). Sin embargo, excluí esta variable explicatoria en los modelos a competir, porque luego de los filtros realizados (inclusión de sólo individuos con localizaciones de más de seis meses y eliminación de las correspondientes a los 30 primeros días luego de la liberación), sólo quedaron 20 localizaciones de tres individuos en tierras ganaderas, de las cuales 17 pertenecían a un solo individuo. Estos modelos no se desempeñan bien con diferencias tan marcadas. Por ello, evalué el efecto de esta covariable en la selección de hábitat mediante

pruebas de χ^2 entre las proporciones de localizaciones usadas y disponibles (corregidas por la distancia al sitio de liberación) en tierras con o sin ganado (Neu *et al.* 1974) para ambas escalas.

Incluí también dos variables continuas en los modelos de FSRs: la distancia al borde del bosque higrófilo (DBBH) y la distancia a la ruta (DR), medidas para cada localización usada y disponible. Todas las mediciones y cálculos los realicé con GME o ArcMap 10.1. Antes del modelado evalué la colinearidad entre variables con pruebas de correlación de Spearman para variables continuas ($r > |0,6|$ indicando colinearidad) y factores de inflación de la varianza (*variance inflation factors*, VIF; Menard 1995), que permiten incluir covariables categóricas (VIF > 5 para parámetros individuales indica colinearidad). El modelo incluyendo el set completo de variables fue Ambiente+ DBBH+ DR para ambas escalas. Modelé el uso de hábitat para ambas escalas para los distintos sexos y edades (adulto o juvenil), y para la escala de 3er orden modelé el uso de hábitat durante períodos de actividad y de reposo y las distintas estaciones del año definidas para este estudio (Tabla 3.2). Consideré como juveniles a los animales < 36 meses de edad (Redford y Eisenberg 1992).

Validé los modelos con individuos que removí previamente de los sets de datos analizados para asegurar la independencia del proceso (Boyce *et al.* 2003, Johnson *et al.* 2006, Aarts *et al.* 2008, Hebblewhite y Merrill 2008). Excluí una muestra aleatoria de aproximadamente el 20% de los individuos que usé luego como “datos de prueba”. Para evitar el potencial sesgo y para validaciones posteriores elegí como datos de prueba proporciones iguales de cada sexo y clase de edad (Tabla 3.2). Para validar los modelos predije la probabilidad relativa de selección del set de datos original y de los datos de prueba, y combiné y clasifiqué todas las predicciones en 10 paquetes de 10% de probabilidad de selección. Contabilicé el número de localizaciones observadas en cada paquete y comparé con pruebas de correlación de rangos de Spearman la relación entre los rangos de paquetes y el número de localizaciones observadas en el orden creciente de los rangos de paquetes. Consideré como una alta validación del modelo con $r > |0,7|$ (Boyce *et al.* 2002).

Para ambas escalas de selección, usé los modelos de mayor rango para generar mapas predictivos de la probabilidad de uso del hábitat de osos hormigueros (*e.g.* Johnson *et al.* 2004, Treves *et al.* 2004). Construí los mapas de probabilidades con la herramienta *Raster Calculator* de ArcGis, incluyendo las variables que fueron seleccionadas por los osos hormigueros en cada modelo. Definí cinco paquetes de probabilidades (20% cada uno) como (1) pobre, (2) baja, (3) media, (4) buena y (5) alta probabilidad de uso por osos hormigueros.

3.4. Resultados

Ambientes. Los ambientes fueron claramente distintos en muchas de sus variables estructurales y en cuanto al número de hormigueros y termiteros registrados a lo largo de las transectas ($r^2= 0,8648$, $p= 0,0001$). Luego de la evaluación gráfica de los valores de estrés, los ambientes pudieron ser agrupados en sólo las dos primeras dimensiones (ejes) de un NMDS, y el eje 1 explicó la mayoría de la variación (Fig. 3.7). Como era esperable, ambos ambientes de Espinal, los bosques abiertos y las sabanas, fueron los ambientes más similares o cercanos, y los malezales y los bosques higrófilos los más disímiles. A lo largo del eje 1 del biplot puede observarse un gradiente que desde ambientes muy complejos estructuralmente y con dominio de vegetación arbórea cerrada (bosques higrófilos) hasta pastizales con ausencia de vegetación arbórea y dominio de gramíneas y vegetación herbácea (malezales). Es notorio que en esta ordenación los hormigueros estuvieron asociados a los malezales mientras que los termiteros lo estuvieron con los bosques.

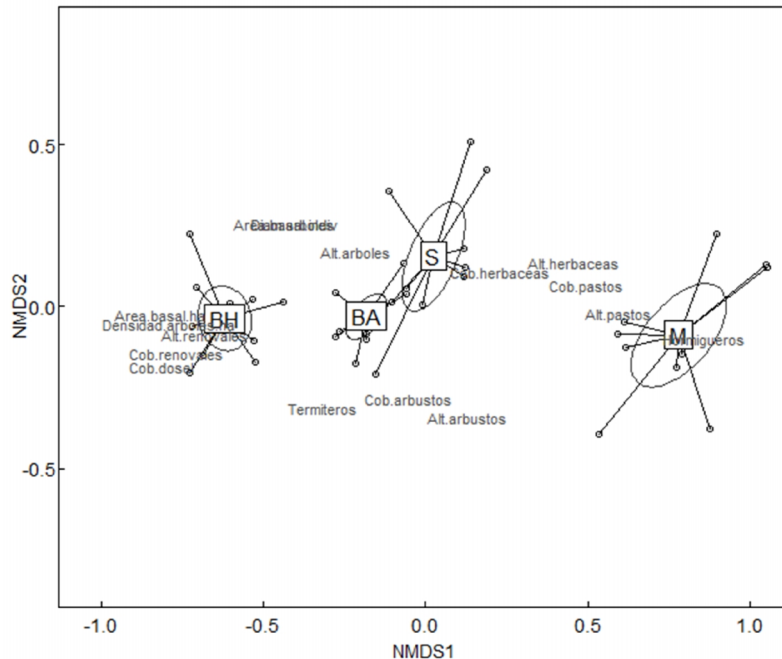


Figura 3.7. *Nonmetric Multidimensional Scalling* mostrando en dos ejes la segregación entre los ambientes de acuerdo a características estructurales de la vegetación y el número de hormigueros y termiteros de cada ambiente (BH= bosques higrófilos, BA= bosques abiertos, S= sabanas, M= malezales). El eje 1 muestra claras diferencias entre los ambientes, siendo BA y S los más similares entre sí y BH y M los más distintos.

Estructura de la vegetación en zonas ganaderas o de conservación. Las zonas de conservación estricta mostraron una estructura de la vegetación más compleja y una mayor

cobertura vegetal en su matriz de herbáceas que las áreas dedicadas a la producción de ganado. Las tierras dedicadas a ganadería presentaron un menor porcentaje de cobertura que las tierras de conservación estricta, tanto en áreas de Espinal (mediana de zonas de conservación= 60% de cobertura, mediana de zonas de uso ganadero= 40%, χ^2 K-W= 9,7289, gl= 1, p= 0,0018), como en los Malezales (zonas de conservación= 80%, mediana de uso ganadero= 55%, χ^2 K-W= 12,5051, gl= 1, p= 0,0004; Fig. 3.8). La altura de la capa de pastos y herbáceas fue mayor en zonas de conservación que en tierras ganaderas tanto en ambientes de Espinal (valores de medianas, áreas de conservación= 35 cm, tierras de producción ganadera= 8 cm, χ^2 K-W= 7,3083, gl= 1, p= 0,0069) como de Malezales (medianas, zonas de conservación= 135 cm, áreas de ganadería= 40 cm, χ^2 K-W= 14,5038, gl= 1, p= 0,0001; Fig. 3.8).

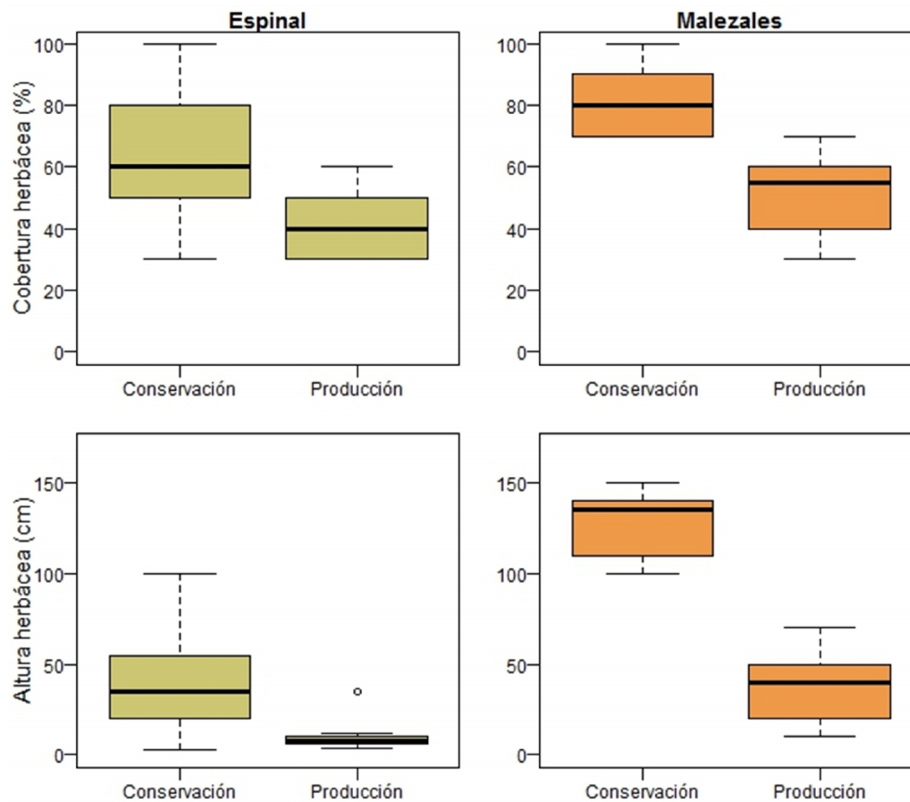


Figura 3.8. Porcentaje de cobertura y altura de la capa de vegetación herbácea (pastos y hierbas) en ambientes en zonas de conservación estricta y de producción ganadera.

Abundancia de hormigas. La abundancia de hormigas en las zonas de conservación no varió entre los ambientes (χ^2 K-W= 3,1653, gl= 3, p= 0,3668), pero fue marcadamente mayor durante el verano que durante el invierno (χ^2 K-W= 27,7383, gl= 1, p< 0,0001; Fig.

3.9; para mayores detalles en cuanto a riqueza y otros resultados ver Calcaterra *et al.* 2014, Apéndice 2).

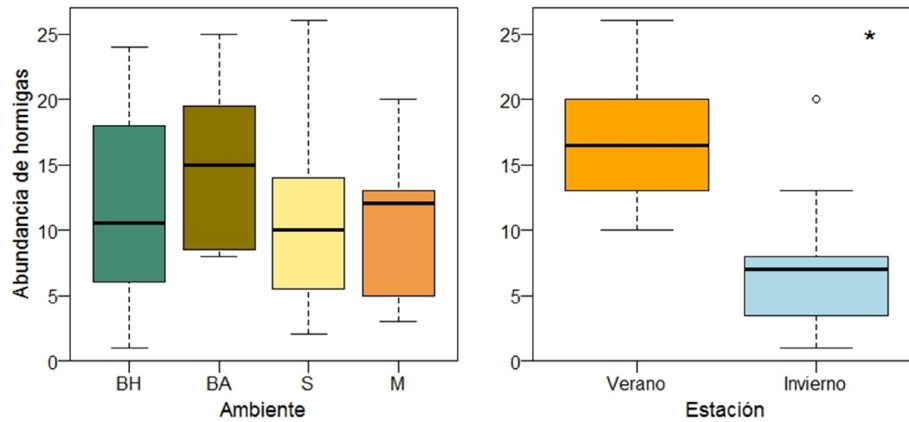


Figura 3.9. Comparación de la abundancia de hormigas entre los distintos ambientes (BH= bosques higrófilos, BA= bosques abiertos, S= sabanas, M= malezales) y entre los muestreos de febrero (verano) y agosto (invierno) en el año 2008. *indica diferencias estadísticamente significativas.

Temperatura. Los ambientes fueron distintos en cuanto a sus características térmicas (Tabla 3.2). Los malezales presentan temperaturas máximas y medias diarias más altas durante los meses cálidos y más bajas durante los meses fríos en comparación con los otros ambientes, aunque esta última no difirió mucho con la temperatura máxima de los bosques higrófilos. Las sabanas presentaron las temperaturas máximas diarias más elevadas durante los meses fríos (Fig. 3.10). La temperatura mínima diaria en los meses cálidos fue inferior en las sabanas y muy similar en los otros ambientes. Durante los meses más fríos los bosques abiertos presentaron temperaturas mínimas más elevadas que los otros ambientes. La amplitud térmica fue mayor en los malezales durante los meses cálidos y menor en los bosques higrófilos. Ésta fue mayor en las sabanas durante los meses fríos (Fig. 3.10). Los análisis mostraron que las diferencias estacionales en la temperatura y la interacción entre las estaciones y los ambientes definidos para este estudio también fueron estadísticamente significativas (Tabla 3.2). La interacción es probablemente debida al comportamiento de los malezales a lo largo de las estaciones, que presentaron en general temperaturas más altas durante los meses cálidos y más bajas durante los meses fríos en comparación con los otros ambientes (Fig. 3.11).

Tabla 3.2. Resultados de los ANOVAs de dos factores entre estaciones definidas para este estudio (meses cálidos: noviembre a febrero; meses fríos: mayo a agosto; transición: marzo, abril, septiembre y octubre), ambientes y su interacción para las temperaturas máximas, medias, mínimas y la amplitud térmica diarias.

Temperatura	Factor	gl	F	p
Máxima	Ambiente	3-780	5,605	0,0008*
	Estación	2-780	702,409	< 0,0001*
	Ambiente* Estación	6-780	15,06	< 0,0001*
Media	Ambiente	3-780	14,448	< 0,0001*
	Estación	2-780	849,559	< 0,0001*
	Ambiente* Estación	6-780	5,357	< 0,0001*
Mínima	Ambiente	3-780	40,18	< 0,0001*
	Estación	2-780	548,57	< 0,0001*
	Ambiente* Estación	6-780	5,27	< 0,0001*
Amplitud térmica	Ambiente	3-780	33,06	< 0,0001*
	Estación	2-780	130,49	< 0,0001*
	Ambiente* Estación	6-780	21,29	< 0,0001*

*Diferencias estadísticamente significativas para un α del 5%.

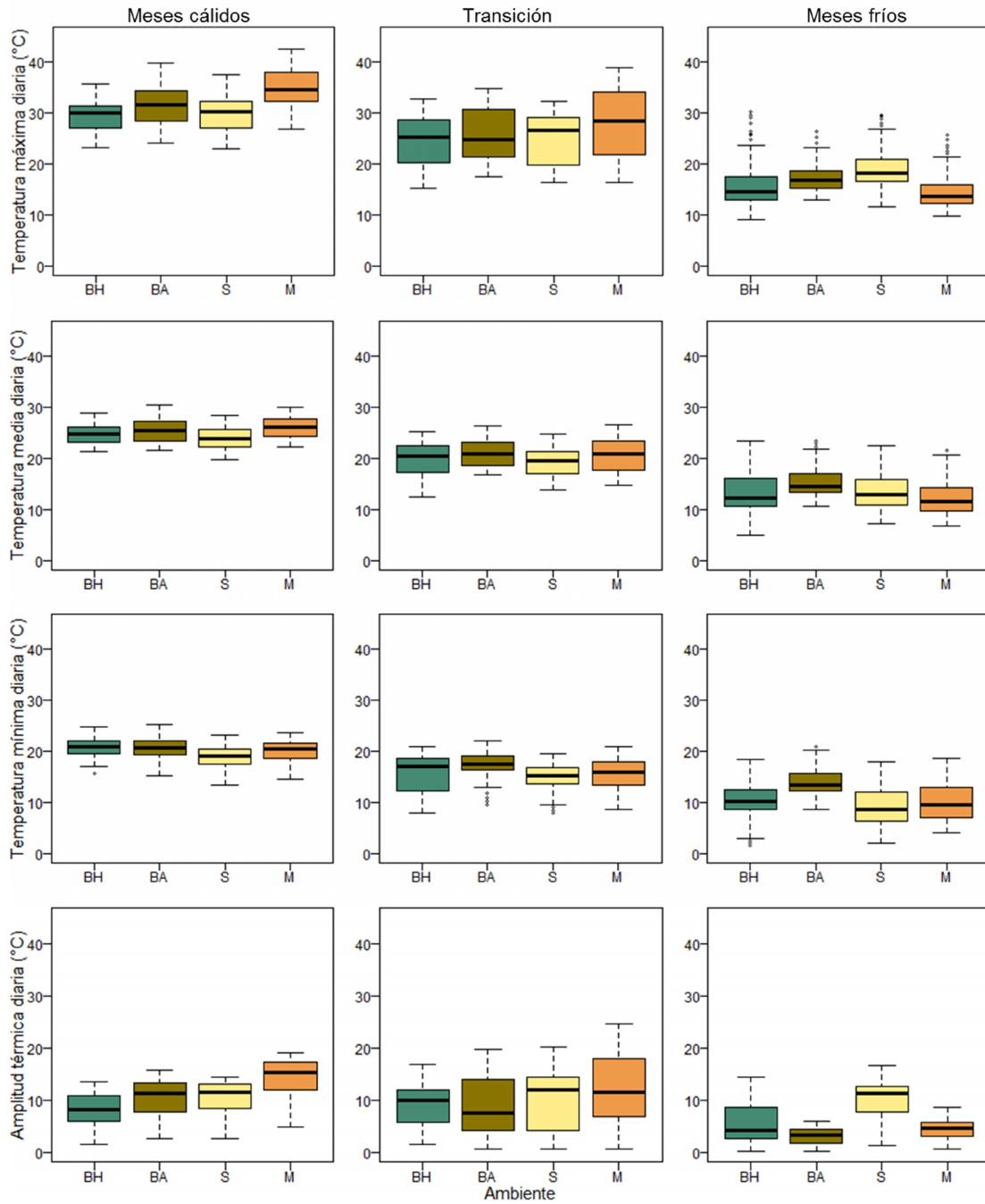


Figura 3.10. Temperaturas máximas, medias, mínimas y amplitud térmica diarias de los distintos ambientes (BH= bosques higrófilos, BA= bosques abiertos, S= sabanas, M= malezales) y estaciones definidas para este estudio (meses cálidos: noviembre a febrero; meses fríos: mayo a agosto; transición: marzo, abril, septiembre y octubre).

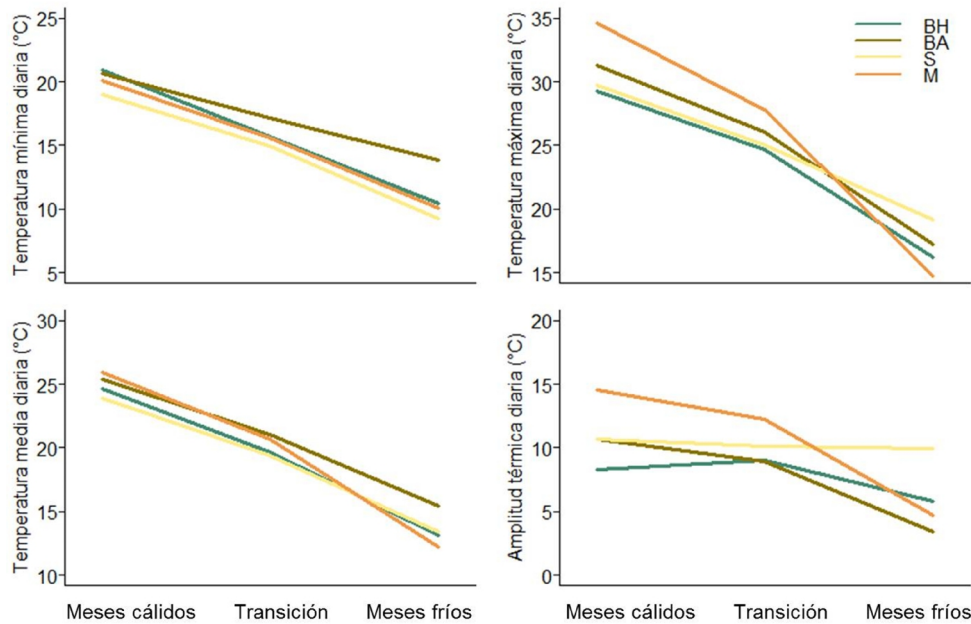


Figura 3.11. Interacciones entre los ambientes (BH= bosques higrófilos, BA= bosques abiertos, S= sabanas, M= malezales) y las estaciones definidas para este estudio (meses cálidos: noviembre a febrero; meses fríos: mayo a agosto; meses de transición: marzo, abril, septiembre y octubre) sobre las temperaturas mínimas, máximas, medias, y la amplitud térmica diarias.

Selección de hábitat. Luego de que los ambientes no aptos fueron excluidos, las áreas para el 2do y 3er órdenes de selección fueron de 53.923 y 11.673 ha respectivamente. A ambas escalas de análisis los malezales fueron el ambiente más representado y el menos representado fue el bosque higrófilo (Tabla 3.1). El área estimada para el 2do orden de selección comprendió sólo el *buffer* de un individuo que incluyó a todos los demás (Fig. 3.5).

Los osos hormigueros estuvieron prácticamente ausentes en áreas dedicadas a la ganadería, sin importar la escala del análisis (2do orden, $\text{Chi}^2 = 375,52$, $\text{gl} = 1$, $p < 0,0001$; 3er orden, $\text{Chi}^2 = 75,23$, $\text{gl} = 1$, $p < 0,0001$). Como fue explicado arriba, el uso de la tierra (ganadería vs. conservación) fue excluido como variable de los modelos debido a la falta de localizaciones de osos hormigueros en áreas bajo uso ganadero. El modelo de FSRs que incluyó el set completo de variables fue Ambiente+ DBBH+ DR. Los modelos incluyendo Ambiente tuvieron un mejor ajuste a los datos observados, junto con DBBH y, en menor grado, DR (Tabla 3.2). Los modelos que incluyeron sólo individuos adultos mostraron mayor porcentaje de devianza (*i.e.* termino equivalente a la varianza para modelos lineales generalizados) explicada (39 y 34% para 2do y 3er orden de selección respectivamente) y un mayor porcentaje de validación ($r > |0,90|$) que los modelos que incluyeron individuos inmaduros. Los animales juveniles mostraron una pobre explicación de la devianza (de

menos del 10%). El modelo que incluyó al set completo de individuos para el 3er orden de selección también mostró un ajuste pobre (16% de devianza explicada). Esto también fue reflejado en una baja validación en ambos casos ($r < |0,6|$). Los modelos para hembras adultas mostraron un mejor ajuste que los modelos para machos adultos (Tabla 3.3). La DR quedó incluida en los modelos de mayor rango, pero los resultados del *bootstrapping* mostraron que esta variable no afecta la selección de hábitat (los ICs siempre incluyeron al 0).

Los patrones de selección de hábitat no difirieron entre las escalas de análisis (Fig. 3.12). Los bosques higrófilos fueron el ambiente más seleccionado, las sabanas el más evitado y los bosques abiertos y los malezales no siempre fueron seleccionados o evitados. Los resultados reportados toman al bosque abierto como intercepto o referencia para todas las situaciones. Los juveniles no seleccionaron ambientes tan marcadamente como los adultos (Fig. 3.12b–c). Los machos adultos sólo mostraron una selección positiva por los bosques higrófilos en la escala mayor de 2do orden y evitaron las sabanas y los malezales en ambas escalas (Fig. 3.12d). Los machos adultos mostraron un patrón de selección de hábitat diferente al de las hembras, evitando los ambientes más abiertos y sin mostrar selección por el bosque higrófilo en la menor escala espacial (Fig. 3.12d). Sin embargo, los histogramas de distribución de frecuencias de los *bootstraps* resultaron asimétricos, indicando una alta variabilidad entre individuos machos adultos o un tamaño de muestra insuficiente, implicando ICs poco confiables para este modelo.

Tabla 3.3. Sets de datos y su correspondiente modelo de mayor rango de FSRs. El esfuerzo de muestreo está descripto a través del número promedio de localizaciones por individuo± DE y el número de localizaciones e individuos (número de localizaciones/número de individuos) para los datos de análisis y los datos de validación. El ajuste de los modelos está indicado por el porcentaje de devianza (*i.e.* análogo a varianza en modelos lineales generalizados) explicada y el rango de validación de Spearman. Las estaciones corresponden a las definidas para este estudio (meses cálidos: noviembre a febrero; meses fríos: mayo a agosto; transición: marzo, abril, septiembre y octubre).

	N promedio loc./ individuo± DE	Datos de análisis [†]	Datos de validación [†]	Orden de selección	Modelo de mayor Rango	Devianza explicada (%) [*]	Rango de validación de Spearman
Todos (N= 18)	66± 46	980/14	217/4	2do	Ambiente+ DBBH+ DR	24,03	0,90
				3er	Ambiente+ DBBH+ DR	15,63	0,51
Adultos (N= 9)	84± 54	575/7	128/2	2do	Ambiente+ DBBH+ DR	39,02	0,94
				3er	Ambiente+ DBBH+ DR	33,56	0,91
Juveniles (N= 10)	47± 27	403/7	89/2	2do	Ambiente+ DBBH+ DR	9,35	0,72
				3er	Ambiente+ DBBH+ DR	3,04	0,41
Hembras adultas (N= 5)	104± 65	467/4	51/1	2do	Ambiente+ DBBH+ DR	41,08	0,89
				3er	Ambiente+ DBBH+ DR	36,01	0,85
Machos adultos (N= 4)	60± 28	110/3	77/1	2do	Ambiente+ DBBH	24,94	0,92
				3er	Ambiente+ DR	22,24	0,88
Adultos-Actividad (N= 9)	36± 37	277/7	50/2	3er	Ambiente+ DBBH+ DR	23,25	0,72
Adultos-Inactividad (N= 9)	41± 26	294/7	72/2	3er	Ambiente+ DBBH+ DR	39,50	0,87
Adultos-Meses cálidos (N= 9)	26± 14	199/7	34/2	3er	Ambiente+ DBBH+ DR	35,03	0,97
Adultos-Transición (N= 9)	27± 25	202/7	40/2	3er	Ambiente+ DBBH	31,03	0,81
Adultos-Meses fríos (N= 8)	29± 26	174/6	54/2	3er	Ambiente+ DBBH	21,86	0,78

[†] Número de localizaciones/Número de individuos. ^{*}Calculado como 100 - ((Devianza residual* 100)/Devianza nula)

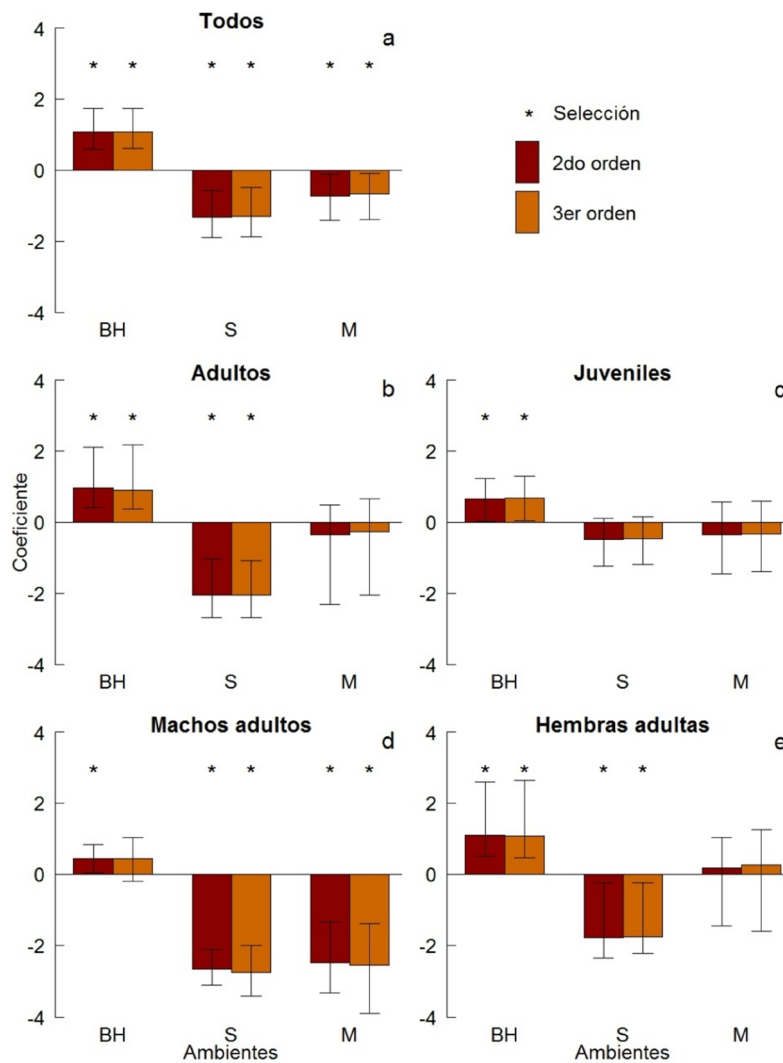


Figura 3.12. Coeficientes \pm 90% ICs para los diferentes ambientes (BH= bosques higrófilos, S= sabanas, M= malezales) de acuerdo a los modelos de FSRs construidos para las dos escalas y diferentes edades y sexos. El bosque abierto fue utilizado como intercepto en los modelos.

Los adultos mostraron un patrón de uso de hábitat mejor definido y un mejor ajuste a los modelos, por lo que usé sólo esta categoría de edad para representar las variaciones en cuanto a la actividad y las estaciones en la selección de hábitat. Los osos hormigueros adultos seleccionaron los bosques higrófilos y evitaron las sabanas para los períodos de reposo. En actividad, mostraron evitación por las sabanas y no presentaron ninguna preferencia por otros ambientes (Fig. 3.13a). Los bosques higrófilos fueron seleccionados a lo largo de las estaciones, pero menos intensamente, hasta no ser seleccionados o evitados durante los meses más fríos. Las sabanas fueron evitadas todo el año. Los malezales mostraron un cambio

estacional importante, desde una completa evitación en los meses más cálidos hasta no ser seleccionados ni evitados durante los meses más fríos o los de transición (Fig. 3.13b).

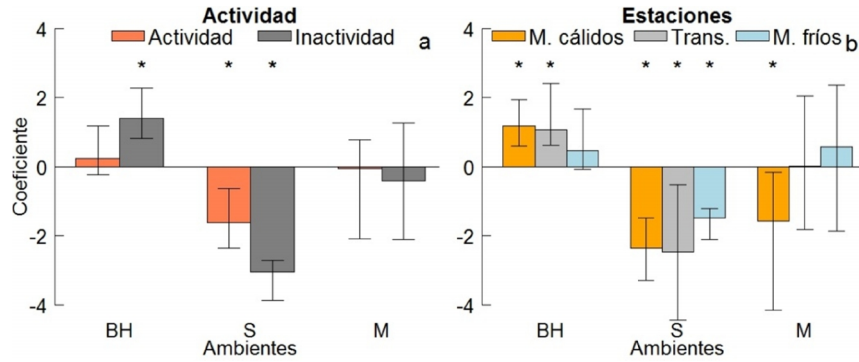


Figura 3.13. Coeficientes \pm 90% ICs para los diferentes ambientes (BH= bosques higrófilos, S= sabanas, M= malezales) para la escala de 3er orden se selección de acuerdo a la (a) actividad de los animales y (b) las estaciones definidas para este estudio (meses cálidos: noviembre a febrero; meses fríos: mayo a agosto; transición: marzo, abril, septiembre y octubre). Los bosques abiertos fueron utilizados como intercepto en los modelos.

La distancia al borde del bosque higrófilo (DBBH) fue un importante predictor en la selección de hábitat del oso hormiguero (Fig. 3.14). Cuando aislamos esta variable predictora se puede observar que no varió con respecto a la actividad de los animales (Fig. 3.15a) y presentó una aparente variación entre las estaciones establecidas para este estudio (Fig. 3.15b), pero los ICs de las estaciones estuvieron altamente solapados, indicando que no hubo diferencias significativas.

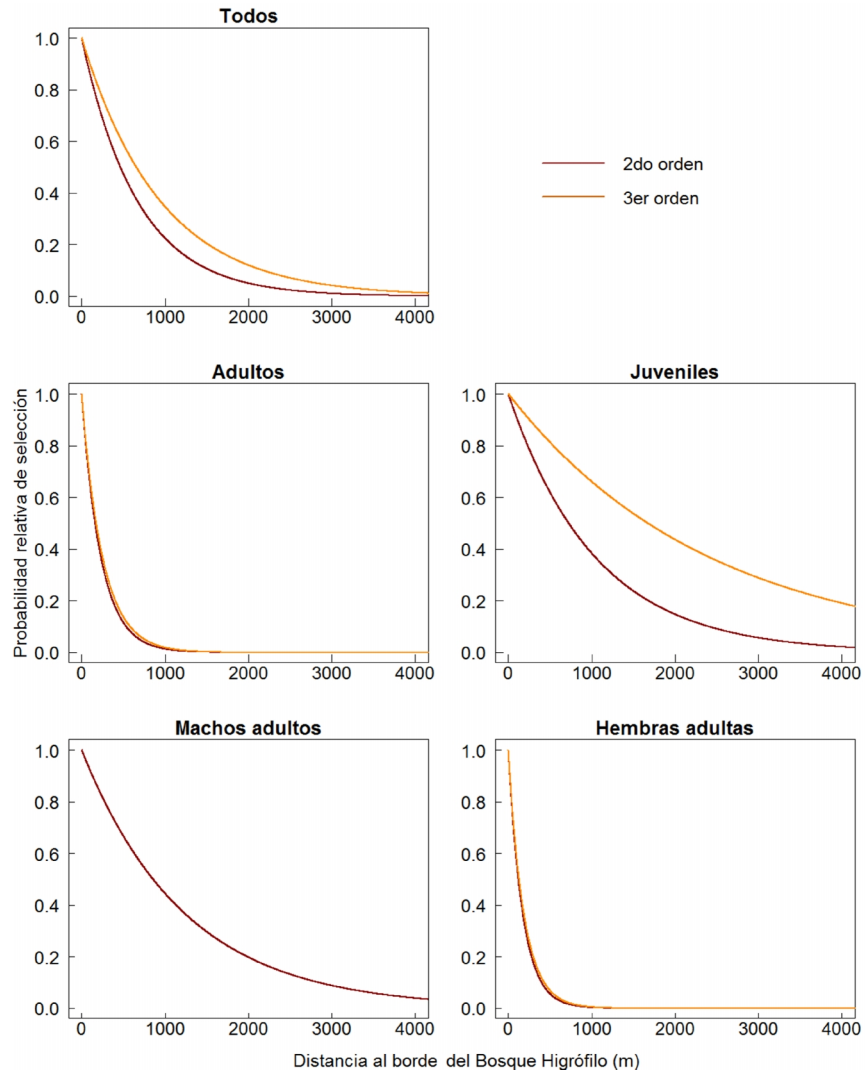


Figura 3.14. Gráficos marginales predictivos de la probabilidad relativa de selección de acuerdo a la distancia al borde del bosque higrófilo, y comparaciones entre las distintas escalas, sexos y clases etarias.

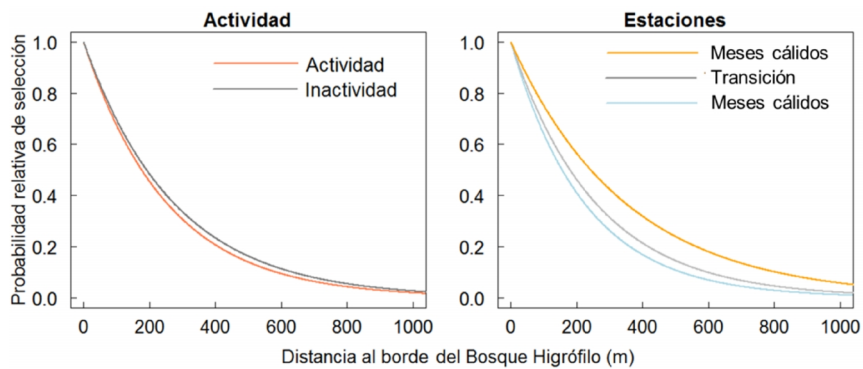


Figura 3.15. Gráficos marginales predictivos de la probabilidad relativa de selección de animales adultos para el 3er orden de selección de acuerdo a la distancia al borde del bosque higrófilo, y comparaciones de acuerdo a la actividad y las estaciones definidas para este estudio (meses cálidos: noviembre a febrero; meses fríos: mayo a agosto; transición: marzo, abril, septiembre y octubre).

De acuerdo al modelo para el set completo de individuos para el 2do orden de selección, sólo un 3,8% del paisaje mostró una buena–alta probabilidad de ocurrencia de osos hormigueros. Estas mayores probabilidades estuvieron concentradas en los bosques higrófilos y sus alrededores (Fig. 3.16a). Ya que los adultos mostraron un mejor ajuste a los modelos, sólo usé esta categoría de edad para representar la selección de hábitat para el 3er orden de selección (Fig. 3.16b–g). En actividad, el rango de probabilidad de ocurrencia fue más amplio o laxo (Fig. 3.16c) que durante el reposo, cuando las mayores probabilidades estuvieron casi exclusivamente restringidas a los bosques higrófilos (Fig. 3.16d). La variación estacional en el uso del hábitat fue también evidente, con la probabilidad de ocurrencia aumentando en ambientes más abiertos y desde los meses más cálidos hacia los más fríos, pero siempre siendo mayor en cercanía a los bosques higrófilos (Fig. 3.16e–g).

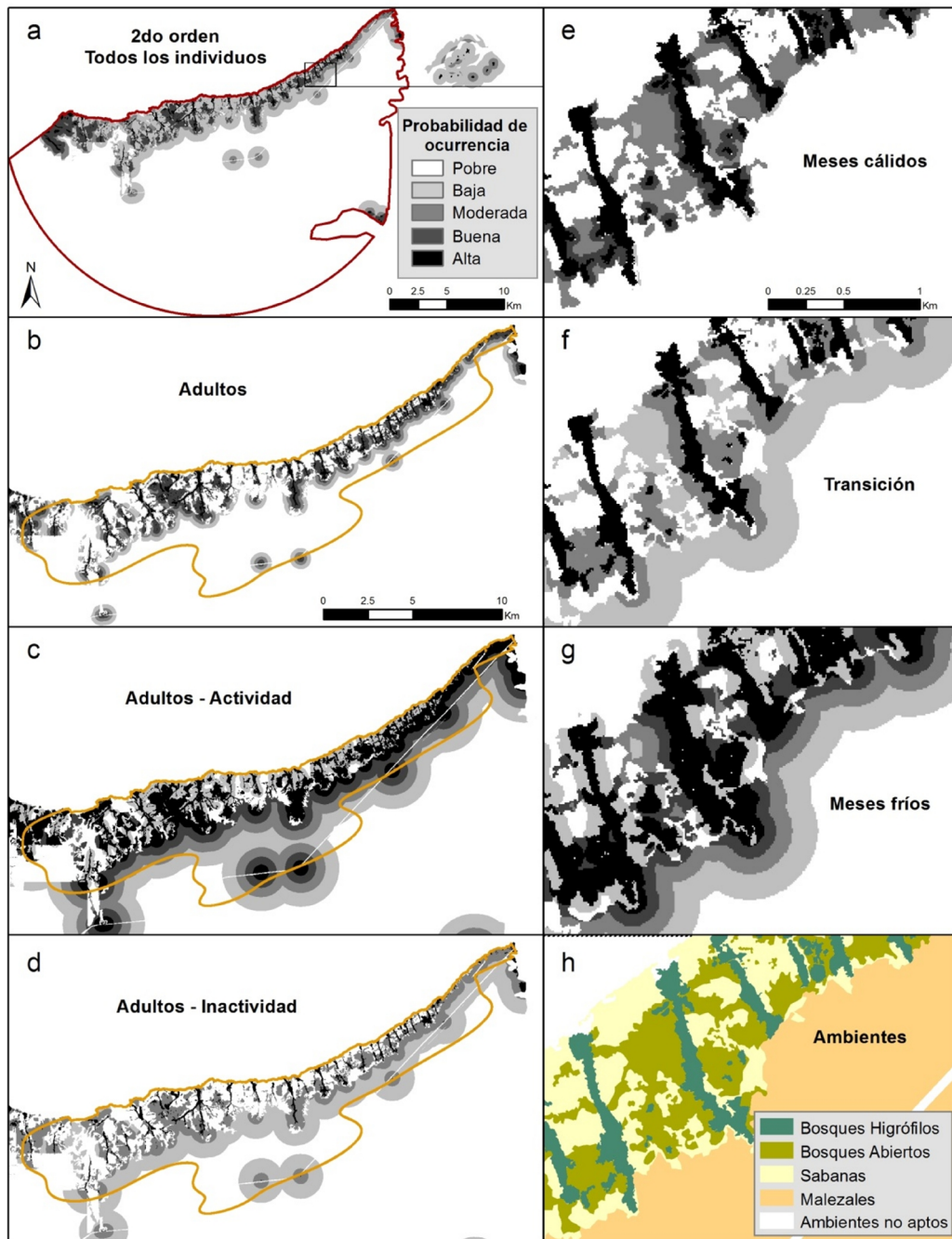


Figura 3.16. Mapas de probabilidades de uso de osos hormigueros a partir de las variables que afectaron la selección de hábitat. (a) muestra el patrón de selección de hábitat para el 2do orden de selección de todos los individuos. (b) a (d) muestran las probabilidades para el 3er orden de selección de diferentes sets de datos. (e) a (g): detalle de las áreas predichas de selección para las distintas estaciones definidas para este estudio (meses cálidos: noviembre a febrero; meses fríos: mayo a agosto; meses de transición: marzo, abril, septiembre y octubre). (h) muestra los ambientes del área como referencia.

3.5. Discusión

Las características asociadas a mayores escalas espaciales y temporales deben revelar características ambientales más importantes para el fitness del animal que aquellas asociadas a escalas menores (Rettie y Messier 2000), pero hay un dominio o rango de escalas a las que los patrones ecológicos son similares (Wiens 1989). Los resultados de este estudio muestran que, a los dos niveles de escala de análisis abordados, la estructura de la vegetación es un predictor importante y consistente de la selección de hábitat del oso hormiguero.

La Reserva Natural del Iberá es una reserva de uso múltiple, donde la ganadería es uno de los principales usos de la tierra. El pastoreo intensivo produce alteraciones en la composición de especies y un decremento en la diversidad estructural (Scimone *et al.* 2007). Aunque no existen barreras físicas reales entre las tierras de conservación estricta (RS) y las áreas con ganado (PU y EI), y en ambas situaciones los bosques higrófilos están bien representados (especialmente RS y PU), la mayoría de las localizaciones estuvieron confinadas al área de conservación estricta de RS, indicando una evitación hacia las tierras de producción ganadera. Este es un patrón que también parece darse para otros mamíferos, como es el caso de los carpinchos, ciervos de los pantanos y otras especies de gran tamaño en el sitio de estudio (Di Bitetti y Di Blanco 2007). Los ambientes de Espinal (sabanas y bosques abiertos) y malezales bajo uso ganadero en la EI y el PU mostraron una menor altura y cobertura en la capa herbácea en comparación con los mismos ambientes dentro de RS (Fig. 3.7). Los impactos ecológicos del sobrepastoreo incluyen alteraciones en la composición de fauna y flora y una disminución de la diversidad estructural (Jones 2002, Scimone *et al.* 2007), generalmente resultando en una estructura de la vegetación extremadamente abierta que probablemente es evitada por los osos hormigueros y otras especies.

La ganadería tradicional en la RNI ha estado asociada al desmonte, la cacería, el uso frecuente del fuego para el rebrote de las pasturas y el uso regular de perros (CLT 2007). Los fuegos y los perros, junto con atropellamientos, representan las causas más reportadas como causas de muerte directa de osos hormigueros en otras regiones (Silveira *et al.* 1999, Prada y Marinho-Filho 2004, Koster 2008, Lacerda *et al.* 2009, Cáceres *et al.* 2010, da Cunha *et al.* 2010, Diniz y Brito 2013), por lo que estos factores pueden sumar más condiciones negativas para el oso hormiguero. Rincón del Socorro, tierra de conservación estricta, también se encuentra sujeta a quemas prescritas, pero éstas son realizadas con una frecuencia mucho menor, en una época determinada del año y en parches demarcados que son rotados

anualmente. Vale remarcar que en la EI no se utilizan perros y existe en la misma una política estricta de limitar la cacería al igual que en RS, lo que también sugiere que la estructura de la vegetación puede ser el factor más importante.

La evitación de las tierras con ganado por el oso hormiguero también podría ser explicada por el efecto que el pastoreo puede generar sobre la comunidad de hormigas. El pastoreo puede tener un efecto positivo o negativo sobre este grupo de insectos, dependiendo de su intensidad, la complejidad del ambiente y las jerarquías en la comunidad de hormigas (Bestelmeyer y Wiens 1996, Farji-Brener *et al.* 2002, Hoffmann y Andersen 2003). Cuando se compararon zonas ganaderas con zonas de conservación en el sitio de estudio, se encontró un efecto positivo (aunque no significativo) del pastoreo sobre la riqueza de hormigas en las sabanas locales y un mayor número de obreras y mayor biomasa tanto en los malezales como en las sabanas y bosques abiertos (Calcaterra *et al.* 2010a). Esto sugiere que la evitación de las tierras con ganado por los osos hormigueros puede estar principalmente explicada por los efectos del manejo ganadero en la estructura de la vegetación herbácea, en lugar de ser resultado de una disminución en la disponibilidad de alimentos.

El efecto negativo de la distancia al borde del bosque higrófilo, la selección positiva de este ambiente y la evitación de las sabanas también están probablemente relacionados al riesgo de depredación percibido y a la evitación del estrés térmico. La clara preferencia por los bosques más cerrados también fue reportada para poblaciones silvestres (Medri y Mourão 2005, Camilo-Alves y Mourão 2006, Mourão y Medri 2007). Sin embargo, se reportaron mayores tasas de encuentro (Rodrigues *et al.* 2008) y una selección positiva de ambientes abiertos para los períodos de actividad (Camilo-Alves y Mourão 2006) en el Cerrado y el Pantanal de Brasil respectivamente, lo cual fue atribuido a que en ambientes abiertos los recursos alimenticios están más agregados y son más abundantes. Cuando se encuentran en reposo, los osos hormigueros reintroducidos están prácticamente restringidos a los bosque higrófilos e, incluso cuando están en actividad, este ambiente o la distancia hacia él son los mejores predictores de su presencia. En Iberá, donde los bosques son menos abundantes, queda más claramente evidenciada la importancia del refugio sobre la disponibilidad de alimentos en la selección de hábitat por esta especie.

La selección de hábitat varió estacionalmente, con un uso creciente de los malezales desde los meses cálidos hacia los meses fríos (Fig. 3.15e–g). Algunos mamíferos pueden aumentar sus movimientos y agrandar sus áreas de acción de la primavera-verano hacia el invierno a medida que la disponibilidad de alimentos declina (Schradin *et al.* 2010) o pueden presentar cambios estacionales en el uso de hábitat relacionados a la variación estacional en

la disponibilidad de alimentos entre distintos ambientes (Di Bitetti 2001). La abundancia de hormigas disminuye durante el invierno en todos los ambientes en el sitio de estudio (Calcaterra *et al.* 2014). La reducción en la disponibilidad de alimentos puede causar que los animales expandan sus áreas de forrajeo a medida que la abundancia de hormigas disminuye, o a visitar sitios percibidos como de mayor riesgo de depredación para satisfacer los requerimientos nutricionales (Stephens y Krebs 1986, Verdolin 2006). Las sabanas y bosques abiertos en el sitio de estudio mostraron más especies, individuos, biomasa y grupos funcionales de hormigas que los malezales (Calcaterra *et al.* 2010b). Sin embargo, los malezales, aún teniendo una comunidad de hormigas menos diversa, presenta zonas con alta concentraciones de grandes hormigueros pertenecientes a la hormiga *Camponotus punctulatus*, que son raros en otros ambientes. Esta especie parece ser importante en la dieta del oso hormiguero (observación personal) y sus hormigueros de gran tamaño pueden resultar más resistentes a los cambios estacionales, constituyendo así una importante y constante fuente de alimentos para animales mirmecófagos. Además, a pesar de que los malezales no posean una cobertura arbórea, su densa y alta estructura de pastizal (de más de 1 m de altura en tierras de conservación estricta) también puede ser percibida como una efectiva protección contra depredadores (pero no necesariamente contra temperaturas extremas), cuando lo comparamos con las sabanas o bosques abiertos.

Los animales juveniles presentaron un patrón de selección de hábitat menos contrastado que los adultos. Los patrones de movimientos de los animales puede variar entre grupos de edad debido a diferencias en el potencial de dispersión y la actividad reproductiva (Mueller y Fagan 2008, Owen-Smith *et al.* 2010). Es esperable que animales jóvenes e inexpertos sean menos eficientes que los adultos en la búsqueda y obtención de alimentos (Janson y van Schaik 1993, MacKinnon 2005), llevándolos a movimientos más aleatorios. La competencia intraespecífica también puede explicar el patrón observado para los juveniles. Los individuos forzados a dispersar son frecuentemente los miembros socialmente subordinados, más jóvenes o débiles de la población (Archer 1970, Watson y Moss 1970), siendo animales de menor capacidad competitiva que quedan restringidos a ambientes marginales y menos preferidos. Se ha observado algún grado de territorialidad en osos hormigueros, especialmente entre machos (Shaw *et al.* 1987, Braga *et al.* 2010). En este estudio se observó un caso de un cambio total de área de acción de una hembra ante la llegada y establecimiento de otra (ver Capítulo IV) y dos casos de machos juveniles heridos, presumiblemente por otro oso hormiguero (observación personal), sugiriendo que la competencia intraespecífica agresiva y la territorialidad podrían jugar un papel importante en los patrones de selección de

hábitat de los osos hormigueros. Un estudio a largo plazo sobre el uso de hábitat y dinámica de áreas de acción cuando la población se acerque a su capacidad de carga podría poner a prueba esta hipótesis. En el Capítulo IV se aborda nuevamente este tema.

La ruta no tuvo ningún efecto sobre la selección de hábitat de los osos hormigueros. De hecho, la mayoría de los individuos nunca alcanzó o cruzó dicha ruta, por lo que este atributo del paisaje puede no haber generado estímulo alguno sobre estos animales. En el Cerrado brasileño, los osos hormigueros seleccionaron áreas alejadas de las rutas en áreas protegidas, pero tendían a usar áreas cercanas a caminos en sitios más disturbados (Vynne *et al.* 2011) sugiriendo que, a pesar de que los atropellamientos son una amenaza importante para los individuos de esta especie, los caminos no son un predictor confiable para el uso y selección de hábitat del oso hormiguero.

Este estudio puede mostrar algunas pistas sobre el estado pasado, presente y futuro del oso hormiguero en la RNI y otras regiones subtropicales. Es conocido que la expansión de la ganadería en la región estuvo asociada al uso regular de quemas de pastizales nativos, perros y deforestación (CLT 2007). La cacería también estuvo ampliamente arraigada en el área hasta probablemente mediados de los 80s, pudiendo haber tenido un efecto importante en la extinción local de esta especie. Sin embargo, los resultados de este estudio muestran que estos animales son también sensibles a otros efectos derivados de la producción ganadera expresados en la disminución de áreas forestadas y de altos y densos pastizales. A pesar de la gran variedad de hábitats usados por el oso hormiguero, la presencia de bosques o pastizales altos parece ser un factor clave en el éxito de la reintroducción de esta especie, donde la escasez de estos ambientes podría limitar la capacidad de carga de esta nueva población. La evitación de ambientes altamente pastoreados o de baja cobertura por osos hormigueros sugiere que el manejo ganadero tradicional puede no sólo afectar la abundancia a largo plazo de la población reintroducida, sino que también sugiere una potencial causa de la extinción de esta y otras especies. Áreas boscosas y/o sin el manejo ganadero tradicional, donde pastizales altos pueden ofrecer alimentos y cobertura, parecen ser un requisito importante para el éxito de la reintroducción y persistencia de los osos hormigueros.

3.6. Referencias bibliográficas.

Aarts, G., MacKenzie, M., McConnell, B., Fedak, M. y Matthiopoulos, J. 2008. Estimating space-use and habitat preference from wildlife telemetry data. *Ecography* 31: 140–160 .

- Aebischer, N.J., Robertson, P.A. y Kenward, R.E. 1993. Compositional analysis of habitat use from animal radio-tracking data. *Ecology* 74: 1313–1325.
- Archer, J. 1970. Effects of population density on behaviour in rodents. En: *Social Behaviour in Birds and Mammals* (ed. J.H. Crook), pp. 169–210. Academic Press, London.
- Armstrong, D.P. y Seddon P.J. 2008. Directions in reintroduction biology. *Trends in Ecology and Evolution* 23: 20–25.
- Bestelmeyer, B.T. y Wiens, J. 1996. The effect of land use on the structure of ground-foraging ant communities in the Argentine Chaco. *Ecological Applications* 6: 1225–1240.
- Beyer, H.L. 2012. Geospatial Modelling Environment (Software Version 0.7.2.1). <http://www.spatial ecology.com/gme>.
- Boyce, M.S., Vernier, P.R., Nielsen, S.E. y Schmiegelow, F.K.A. 2002. Evaluating resource selection functions. *Ecological Modelling* 157: 281–300.
- Boyce, M.S., Mao, J.S., Merrill, E.H., Fortin, D., Turner, M.G., Fryxell, J. y Turchin, P. 2003. Scale and heterogeneity in habitat selection by elk in Yellowstone National Park. *Ecoscience* 10: 421–431.
- Braga, F.G., Santos, R.E.F y Batista, A.C. 2010. Marking behavior of the giant anteater *Myrmecophaga tridactyla* (Mammalia: Myrmecophagidae) in Southern Brazil. *Zoologia* 27: 7–12.
- Burnham, K.P. y Anderson, D.R. 2002. *Model selection and inference: a practical information-theoretic approach*, 2nd edn. Springer-Verlag, New York.
- Cáceres, N.C., Hannibal, W., Freitas, D.R., Silva, E.L., Roman, C. y Casella J. 2010. Mammal occurrence and roadkill in two adjacent ecoregions Atlantic Forest and Cerrado in southwestern Brazil. *Zoologia* 27: 709–717.
- Calcaterra, L.A., Cuezco, F, Cabrera, S.M. y Briano, J.A. 2010a. Ground ant diversity in the Iberá Nature Reserve, the largest wetland of Argentina. *Annals of the Entomological Society of America* 103: 71–83.
- Calcaterra, L.A., Cabrera, S.M, Cuezco, F, Jiménez Pérez, I. y Briano, J.A. 2010b. Habitat and Grazing influence on terrestrial ant diversity in subtropical grassland and savannah of Argentina. *Annals of the Entomological Society of America* 103: 635–646.

- Calcaterra, L.A., Di Blanco, Y.E., Srur, M. y Briano, J. 2014. Fire effect on ground-foraging ant assemblages in northeastern Argentina. *Journal of Insect Conservation* 18: 339–352. Apéndice 2.
- Camilo-Alves, C. y Morão, M. 2006. Responses of a specialized insectivorous mammal (*Myrmecophaga tridactyla*) to Variation in ambient temperature. *Biotropica* 38: 52–56.
- Canevari, M. y Vaccaro, O. 2007. Guía de mamíferos del sur de América. LOLA, Buenos Aires.
- Canziani, G., Rossi, C., Loiselle, S. y Ferrati, R. 2003. Los Esteros del Iberá. El Manejo Sustentable de Humedales en el Mercosur. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires.
- Chebez, J.C. 2008a. Los que se van: aves. Tomo 2. Albatros, Buenos Aires.
- Chebez, J.C. 2008b. Los que se van: mamíferos. Tomo 3. Albatros, Buenos Aires.
- CLT 2007. Esteros del Iberá: la importancia de su conservación. The Conservation Land Trust. Buenos Aires.
- da Cunha, H.F., Moreira, F.G.A. y de Sousa Silva, S. 2010. Roadkill of wild vertebrates along the GO-060 road between Goiânia and Iporá, Goiás State, Brazil. *Acta Scientiarum: Biological Sciences* 257–263.
- Delgado, A., Cirignoli, S. y Jiménez Pérez, I. 2008. Visión de las comunidades vecinas sobre el proyecto de reintroducción del oso hormiguero gigante (*Myrmecophaga tridactyla*) en los esteros del Iberá. Paraje Uguay y Colonia Carlos Pellegrini. The Conservation Land Trust. http://www.proyectoibera.org/download/osohormiguero/vision_de_las_comunidades_vecinas.pdf.
- Di Bitetti, M.S. 2001. Home range use by the tufted capuchin monkey, *Cebus apella nigritus*, in a subtropical rainforest of Argentina. *Journal of Zoology – London* 253: 33–45.
- Di Bitetti, M.S., Di Blanco, Y.E., Pereira, J.A., Paviolo, A. y Jiménez Pérez, I. (2009) Time partitioning favors the coexistence of sympatric crab-eating foxes (*Cerdocyon thous*) and pampas foxes (*Lycalopex gymnocercus*) *Journal of Mammalogy* 90: 479–490.
- Di Bitetti, M.S. y Di Blanco, Y.E. 2007. Efecto del ganado y otros efectos antrópicos en la diversidad de mamíferos de la Reserva Natural del Iberá, Corrientes. En Informe técnico para The Conservation Land Trust. Mayo a Septiembre 2007. pp 19.

- Di Blanco, Y.E., Jiménez Pérez, I., Díaz, P. y Spørring, K. 2012. Cinco años de radiomarcaje de osos hormigueros (*Myrmecophaga tridactyla*): mejoras implementadas y lecciones aprendidas. *Edentata* 13: 49–55. Apéndice 1.
- Ewen, J.G., Armstrong, D.P., Parker, K.A. y Seddon, P.J. 2012. *Reintroduction Biology: Integrating Science and Management*. Wiley-Blackwell, Hoboken, New Jersey.
- Farji-Brener, A., Corley, J.C. y Bettineli, J. 2002. The effects of the fire on ant communities in north-western Patagonia: the importance of habitat structure and regional context. *Diversity and Distributions* 8: 235–243.
- Gardner, A.L. 2007. *Mammals of South America volume 1: marsupials, xenarthrans, shrews and bats*. The University of Chicago Press, Chicago.
- Gitzen, R.A. y Millspaugh, J.J. 2003. Comparison of least squares cross-validation bandwidth options for kernel home range estimation. *Wildlife Society Bulletin* 31: 823–831.
- Godvik, I.M.R., Low, L.E., Vik, J.O., Veiberg, V., Langvatn, R. y Mysterud, A. 2009. Temporal scales, trade-offs, and functional responses in red deer habitat selection. *Ecology* 90: 699–710.
- Hebblewhite, M. y Merrill, E. 2008. Modelling wildlife-human relationships for social species with mixed-effects resource selection models. *Journal of Applied Ecology* 45: 834–844.
- Hoffmann, B.D. y Andersen, A.N. 2003. Responses of ants to disturbance in Australia, with particular references to functional groups. *Austral Ecology* 28: 444–464.
- UICN 2013. *IUCN Red List of Threatened Species*. Versión 2013.1. <http://www.iucnredlist.org>. Consultado el 10 de octubre de 2013.
- Janson, C.H. y van Schaik, C.P. 1993. Ecological risk aversion in juvenile primates: Slow and steady wins the race. En: *Juvenile primates: Life history, development, and behaviour* (eds. M.E. Pereira y L.A. Fairbanks), pp. 57–74. Oxford University Press, New York.
- Jiménez Pérez, I. 2006. Plan de recuperación del oso hormiguero gigante en los Esteros de Iberá, Corrientes (2006–2010). The Conservation Land Trust. http://www.proyectoibera.org/download/sohormiguero/plan_de_recuperacion.pdf.
- Johnson, D.H. 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology* 61: 65–71.

- Johnson, C.J., Boyce, M.S., Schwartz, C.C. y Haroldson, M.A. 2004. Modeling survival: application of the Andersen-Gill model to Yellowstone grizzly bears. *The Journal of Wildlife Management* 68: 966–978.
- Johnson, C.J., Nielsen, S.E., Merrill E.H., McDonald, T.L. y Boyce, M.S. 2006. Resource selection functions based on use-availability data: Theoretical motivation and evaluation methods. *The Journal of Wildlife Management* 70: 347–357.
- Jones, A. 2002. Surveying the West. A summary of research on livestock impacts. En: *Welfare ranching: the subsidized destruction of the American West* (eds. G. Wuerthner y M. Matteson), pp 171–173. Island Press, Washington DC.
- Koster, J.M. 2008. Giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*) killed by hunters with dogs in the Bosawas Biosphere Reserve, Nicaragua. *The Southwestern Naturalist* 53: 414–416.
- Lacerda, A.C.R., Tomas, W.M. y Marinho-Filho, J. 2009. Domestic dogs as an edge effect in the Brasília National Park, Brazil: interactions with native mammals. *Animal Conservation* 12: 477–487.
- Laundré, J.W., Hernández, L. y Altendorf, K.B. 2001. Wolves, elk, and bison: reestablishing the “landscape of fear” in Yellowstone National Park, U.S.A. *Canadian Journal of Zoology* 79: 1401–1409.
- MacKinnon, K.C. 2005. Food choice by juvenile capuchin monkeys (*Cebus capucinus*) in a tropical dry forest. En: *New perspectives in the study of Mesoamerican primates: Distribution, ecology, behavior, and conservation* (eds. A. Estrada, P.A. Garber, M.S.M. Pavelka y L. Luecke), pp. 349–365. Springer, New York.
- Manly, B.F.J., McDonald, L.L. y Thomas, D.L. 2002. *Resource selection by animals: Statistical design and analysis for field studies*. Chapman y Hall, London.
- Matteucci, D. y Colma, A. 1982. *Metodología para el estudio de la vegetación*. Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos, Washington D.C.
- Matlack, R.S., Kaufman, D.W., y Kaufman, G.A. 2001. Influence of grazing by bison and cattle on deer mice in burned tallgrass prairie. *American Midland Naturalist* 146: 361–368.
- Mauritzen, M., Belikov, S.E., Boltunov, A.N., Derocher, A.E., Hanson, E., Ims, R.A., Wiig, Ø. y Yoccoz, N. 2003. Functional responses in polar bear habitat selection. *Oikos* 100: 112–124.
- McNab, B.K. 1985. Energetics, population biology, and distribution of Xenarthrans, living and extinct. *The evolution and ecology of armadillos, sloths, and vermilinguas* (ed.

- G.G. Montgomery), pp. 219–232. Smithsonian Institution Press, Washington and London.
- Medri, I.M. y Mourão, G. 2005. Home range of giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*) in the Pantanal wetland, Brazil. *Journal of Zoology – London* 266: 365–375.
- Menard S. 1995. Applied logistic regression analysis. Sage University paper series on Quantitative Applications in the Social Sciences, pp. 07–106. Thousand Oaks, California.
- Morrison, M.L., Marcot, B.G. y Mannan, R.W. 1998. Wildlife-habitat relationships: concepts and applications. 2nd edition. The University of Wisconsin Press, Madison.
- Mourão, G. y Medri Í.M. 2007. Activity of a specialized insectivorous mammal (*Myrmecophaga tridactyla*) in the Pantanal of Brazil. *Journal of Zoology* 271: 187–192.
- Mueller, T. y Fagan, W.F. 2008. Search and navigation in dynamic environments from individual behaviors to population distributions. *Oikos* 117: 654–664.
- Neiff, J. y Poi de Neiff, A. 2006. Situación ambiental en la ecorregión Iberá. En: La Situación Ambiental Argentina 2005 (eds. A. Brown, U. Martinez Ortiz, M. Acerbi y J. Corcuera), pp. 177–184. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires.
- Neu, C., Byers, C. y Peek, J. 1974. A technique for analysis of utilization-availability data. *The Journal of Wildlife Management* 38: 541–545.
- Nielson, R., Manly, B.F.J. y McDonald, L.L. 2004. A preliminary study of the bias and variance when estimating a resource selection function with separate samples of used and available resource units. En: *Resource Selection Methods and Applications* (ed. S. Huzurbazar), pp. 28–34. Omnipress, Madison, Wisconsin.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Peter Solymos, M., Stevens, H.H. y Wagner, H. 2011. Package ‘vegan’, Community Ecology Package. Versión 1.17-8.
- Owen-Smith, N., Fryxell, J.M. y Merrill, E.H. 2010. Foraging theory upscaled: the behavioural ecology of herbivore movement. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biology* 365: 2267–2278.
- Parera, A. ed. 2004. Fauna de Iberá: composición, estado de conservación y propuestas de manejo. Fundación Biodiversidad Argentina. Informe técnico sin publicar.
- Perea Muñoz, F., Chorén, E. y Perea Muñoz, J. 2010. Manejando las tres curvas productivas: el caso de una empresa ganadera exitosa dentro de la Reserva Natural

- Iberá. Boletín de los Esteros 7: 5–7. http://www.proyectoibera.org/download/boletines/boletin_07.pdf.
- Popotnik, G.J. y Giuliano, W.M. 2000. Response of birds to grazing of riparian zones. *The Journal of Wildlife Management* 64: 976–982.
- Powell, R. A. 2000. Animal home ranges and territories and home range estimators. *Research Techniques in Animal Ecology* (eds L. Boitani y T.K Fuller), pp. 65–110 Columbia University Press, New York.
- Prada, M. y Marinho-Filho, J.S. 2004. Effects of fire on the abundance of Xenarthrans in Mato Grosso, Brazil. *Austral Ecology* 29: 568–573.
- Quinn, G.P y Keough N.J. 2002. *Experimental design and data analysis for biologists*. Cambridge University Press, New York.
- R Core Team 2013. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>.
- Redford, K. y Eisenberg, J. 1992. *Mammals of the Neotropics*. University of Chicago Press, Chicago.
- Rettie W.J. y Messier F. 2000. Hierarchical habitat selection by woodland caribou: its relationship to limiting factors. *Ecography* 23: 466–478.
- Rodrigues, F.H.G., Medri, Í.M., Miranda, G.H.B., Camilo-Alves, C. y Mourão, G. 2008. En: Anteater behavior and ecology. *The Biology of the Xenarthra* (eds. S.F. Vizcaino y W.J. Loughry), pp. 257–268. University Press of Florida, Gainesville, Florida.
- Samuel, M.D. y Fuller, M.R. 1994. Wildlife Radiotelemetry. En: *Research and management techniques for wildlife and habitats* (ed. T.A. Bookhout), pp. 370–418. The Wildlife Society, Bathesda, Mariland.
- Schradin, C., Schmohl, G., Rödel, H.G., Schoepf, I., Treffler, S.M., Brenner, J., Bleeker, M., Schubert, M., König, B. y Pillay, N. 2010. Female home range size is regulated by resource distribution and intraspecific competition: a long-term field study. *Animal Behavior* 79: 195–203.
- Scimone, M., Rook, A.J., Garel, J.P. y Sahin, N. 2007. Effects of livestock breed and grazing intensity on grazing systems: 3. Effects on diversity of vegetation. *Grass and Forage Science* 62: 172–184.
- Shaw, J.H., Machado-Neto, J. y Carter, T.J. 1987. Behavior of Free-Living Giant Anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*). *Biotropica* 19: 255–259.

- Silveira, L., Rodrigues, F.H.G., Jácomo, A.T.A. y Diniz-Filho, J.A.F. 1999. Impact of wildfires on the megafauna of Emas National Park, central Brazil. *Oryx* 33: 108–114.
- Superina, M., Abba, A.M. y Vizcaino, S.F. 2012 Orden Pilosa. Libro Rojo de los mamíferos amenazados de la Argentina (eds. R.A. Ojeda, V. Chillo y G.B. Diaz Isenrath), pp. 59–60. SAREM, Argentina.
- Stephens, D.W. y Krebs, J.R. 1986. *Foraging Theory*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- Taylor, D.M. 1986. Effects of cattle grazing on passerine birds nesting in riparian habitat. *Journal of Range Management* 39: 254–258.
- Thomas, D.L. y Taylor, E.J. 2006. Study designs and tests for comparing resource use and availability II. *The Journal of Wildlife Management* 70: 324–336.
- Tressens, S.G., Vanni, R.O. y López, M.G. 2002. Las plantas terrestres. En: *Flora del Iberá* (eds. M.M. Arbo y S.G. Tressens), pp. 201–379. EUDENE, Corrientes.
- Treves, A., Naughton-Treves, L., Harper, E. K., Mladenoff, D. J. Rose, R.A., Sickley, T.A. y Wydeven, A.P. 2004. Predicting human-carnivore conflict: a spatial model derived from 25 years of data on wolf predation on livestock. *Conservation Biology* 18: 114–125.
- Verdolin, J.L. 2006. Meta-analysis of foraging and predation risk trade-offs in terrestrial systems. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 60: 457–464.
- Vynne, C., Keim, J.L., Machado, R.B, Marinho-Filho, J., Silveira, L., Groom, M.J. y Wasser, S.K. 2011. Resource selection and its implications for wide-ranging mammals of the Brazilian Cerrado. *PLoS ONE*, 6 (12), e28939. DOI: [10.1371/journal.pone.0028939](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0028939).
- Walker, J. y Hopkins, M. 1990. Vegetation. En: *Australian Soil and Land Survey Field Handbook* (eds. R.C. McDonald, R.F. Isbell, J.G. Speight, J. Walker y M.S. Hopkins), pp. 58–86. Inkata, Melbourne.
- Watson, A. y Moss, R. 1970. Dominance, spacing behaviour and aggression in relation to population limitation in vertebrates. En: *Animal Populations in Relation to their Food Resources* (ed. A. Watson), pp. 167–200. Oliver & Boyd, Edinburgh.
- Wauters, L.A., Gurnell, J., Preatoni, D., Tosi, G., 2001. Effects of spatial variation in food availability on spacing behaviour and demography of Eurasian red squirrels. *Ecography* 24, 525–538.
- Wiens, J.A. 1989. Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology* 3: 385–397.

CAPÍTULO IV

ÁREAS DE ACCIÓN DE OSOS HORMIGUEROS REINTRODUCIDOS: SU ESTABLECIMIENTO Y FIDELIDAD AL SITIO DE LIBERACIÓN

4.1. Resumen

El ajuste espacial, expresado por diferentes características de las áreas de acción, es un criterio importante para entender el nivel de aclimatación de animales relocados y la viabilidad de la población reintroducida. El objetivo de este capítulo fue estimar las áreas de acción, su establecimiento y variaciones a lo largo del proceso de aclimatación y según la edad y sexo de los individuos y los tipos de suelta implementadas. La hipótesis planteada es que el establecimiento de las áreas de acción es un proceso gradual y que éstas deberían estabilizarse a lo largo del tiempo, mostrando una reducción en su tamaño y una estabilización en su localización. También evalué las posibles diferencias en el tamaño de las áreas de acción entre sexos y en función de la edad de los individuos. Registré localizaciones de 24 animales entre los años 2007 y 2014 a través de radiotelemetría. Estimé curvas de acumulación del tamaño de las áreas de acción con las localizaciones sucesivas a través de Polígonos Mínimos Convexos (PMCs) y las áreas de acción anuales mediante kernel fijo del 95%, como así también su centroide para evaluar sus variaciones en el tamaño, solapamiento y fidelidad al sitio de liberación de acuerdo a los sexos, edad y otras variables de manejo. No hubo una reducción en el tamaño de las áreas de acción a lo largo del tiempo. El tamaño medio de las áreas de acción fue de alrededor de las 2.000 ha, valor similar a las mayores estimaciones registradas para la especie. Los individuos adultos tuvieron áreas de acción más estables que los juveniles, especialmente las hembras, y hubo alguna evidencia de posible territorialidad. La fidelidad al sitio también resultó alta. La falta de una clara estabilización en el tamaño de las áreas de acción es un patrón común para otras especies, como así también para el oso hormiguero en otros sitios de estudio. El gran tamaño de las áreas estimadas en este sitio podría ser el resultado de la relación inversa que éste tiene con la disponibilidad de alimentos, dado que en Iberá puede ser relativamente baja al encontrarse en el límite del área de distribución de la especie. La alta fidelidad registrada es probablemente debida a la configuración del hábitat y el manejo de la reintroducción que implicó la liberación de más de un individuo en la suelta. Los animales reintroducidos mostraron patrones similares a los

de osos hormigueros silvestres en otros sitios de estudio, con un alto grado de solapamiento entre los individuos y una alta fidelidad al sitio de liberación. Estos comportamientos sugieren que la reintroducción de esta especie es factible en este y otros posibles sitios, ya que se ve favorecido el establecimiento y la interacción entre los individuos de la población.

4.2. Introducción

Las áreas de acción son aquellas áreas donde un animal o grupo de animales realizan sus actividades normales como la alimentación, la reproducción y el cuidado de crías, en un período de tiempo definido (Burt 1943). En general, es importante destacar que, contrario a un “territorio”, un área de acción es definida y estimada sin considerar el comportamiento de defensa o reacción alguna hacia una intrusión por individuos vecinos, es decir, que considera sólo al individuo (Brown y Orians 1970). El área de acción está definida por la extensión de área con una probabilidad definida de ocurrencia de un animal durante un período específico de tiempo. Su tamaño, ubicación en el espacio y forma pueden cambiar dependiendo del estado del individuo y las condiciones ambientales. Estos cambios en la ubicación y tamaño de las áreas de acción pueden tener un impacto importante en procesos ecológicos que regulan una población (Wang y Grimm 2007, Börger *et al.* 2008) como en su densidad, competencia intraespecífica y la incidencia de comportamientos agonísticos y eventos de reproducción. Por ello, el ajuste espacial, expresado por diferentes características de las áreas de acción, es un criterio importante para entender el nivel de aclimatación de animales reintroducidos a la vida silvestre y la viabilidad de la población reintroducida (Saltz *et al.* 2000).

El éxito de una reintroducción va a depender de que los individuos reintroducidos permanezcan en el área donde han sido liberados. Una vez liberados a la vida silvestre, los animales pueden decidir si quedarse en la vecindad del sitio de liberación o dispersar lejos de él. Esta decisión depende de la calidad del nuevo hábitat o de las preferencias innatas y la experiencia del animal (Stamps y Swaisgood 2007). Muchos mamíferos reintroducidos presentan una fase exploratoria posterior a la liberación, durante la cual realizan grandes desplazamientos (Wauters *et al.* 1997, Perelberg *et al.* 2003, Saltz *et al.* 2000, Göttert *et al.* 2010). Una vez que el animal ha establecido su área de acción y ha pasado su fase de exploración, se espera que las chances de realizar una dispersión de larga distancia se vean muy reducidas.

En el caso de individuos traslocados, sus grandes desplazamientos post-liberación pueden deberse a un comportamiento de “*homing*” (intento de retornar a su sitio de origen, ya sea de cautiverio o no; Joslin 1977, Rogers *et al.* 1988) o como el resultado de interacciones intraespecíficas despóticas (Miller y Balard 1982, Saltz *et al.* 2000). Animales que dispersen lejos de su lugar de liberación pueden viajar a sitios extremadamente lejanos, reduciendo su fitness debido a los costos de la movilidad, los riesgos de depredación o posibles accidentes (*e.g.* atropellamientos en rutas) durante esta fase crítica de postliberación (Miller y Ballard 1982, Reading y Clark 1996). Además, hábitats distantes pueden resultar menos aptos para su supervivencia, por ejemplo, fuera de los límites de un área protegida (Stamps y Swaisgood 2007). Los grandes desplazamientos también pueden resultar en bajas densidades cerca del sitio de liberación, reduciendo las posibilidades de encuentros entre individuos para la reproducción y el establecimiento de poblaciones reproductivas (Rogers 1988). La proximidad a otros individuos puede ser un factor clave para reducir la dispersión de animales reintroducidos (Le Gouar *et al.* 2012). Por ello, se han probado distintas metodologías, como el uso de conspecíficos como anclas o señuelos y otras técnicas similares para favorecer a que los individuos permanezcan en la vecindad del sitio de liberación (Bell 2014). También se utilizan dos protocolos experimentales de suelta, como las sueltas “duras” o “blandas” (Campbell y Croft 2001, Thompson *et al.* 2001, Clarke *et al.* 2002). Una suelta blanda implica un período de confinamiento de los individuos en el sitio de liberación (usualmente a salvo de depredadores y acompañado de suplementación de agua y alimento) hasta que el animal se aclimata o acostumbra a su nuevo ambiente, lo que favorecería el establecimiento en el sitio de liberación. En contraste, una suelta dura consiste en la liberación inmediata de un animal hacia la vida libre (Scott y Carpenter 1987). La dispersión por *homing* puede verse favorecida por sueltas duras o muy corta residencia en un encierro de habituación (Berger-Tal y Saltz 2014). En algunos casos la dispersión desde el sitio de liberación puede ser requerida y dirigida mediante algún tipo de manejo, especialmente cuando este sitio está bien conectado a otras áreas y se pretende extender la distribución de una población (Bar-David *et al.* 2008). Sea cual fuere la situación, la fidelidad al sitio de liberación es un aspecto importante a tener en cuenta como pregunta de investigación y para el manejo de especies reintroducidas (Berger-Tal y Saltz 2014).

El objetivo de este capítulo fue estimar las áreas de acción, estudiar el proceso de su establecimiento y evaluar si existen variaciones en su tamaño y localización a lo largo del proceso de aclimatación de acuerdo al tipo de sueltas implementadas, como así también diferencias en cuanto al sexo y edad de los individuos liberados. De acuerdo a las

características mencionadas, la hipótesis planteada para este capítulo es que el establecimiento de las áreas de acción es un proceso gradual y que su tamaño y localización deberían estabilizarse a lo largo del tiempo, siendo esperable una primera etapa donde usen áreas grandes y con patrones erráticos poco predecibles y que luego éstos se vayan reduciendo y estabilizando, mostrando una reducción en el tamaño y una estabilización en la localización de las áreas de acción. A su vez, se plantea que la fidelidad al sitio de liberación depende de las estrategias de suelta implementadas, siendo esperable que el uso de sueltas blandas y la liberación de más de un individuo generen una mayor fidelidad al sitio de liberación, en contraposición a sueltas duras y de animales solos.

4.3. Metodología

Animales de estudio, estrategias de liberación y registro de localizaciones. En los análisis de este capítulo incluí datos de todos los individuos liberados y monitoreados desde octubre 2007 hasta agosto 2014. La liberación de los animales se realizó de dos formas: una suelta más “dura”, en la que se los transportó desde unos corrales de aclimatación y manejo (corral de 0,25 ha ubicado en RS donde pasaron de tres hasta alrededor de 90 días) en una caja o jaula al punto de liberación, donde se produjo la apertura de la misma y la liberación definitiva o, una suelta más “blanda”, a partir de corrales de presuelta (22 de un total de 31 individuos, Tabla 4.1; Scott y Carpenter 1987). Los corrales de presuelta son dos corrales adyacentes de 3,5 ha cada uno, ubicados en el área destinada a establecer el núcleo poblacional. Los animales permanecieron de siete a 30 días en el corral de presuelta, hasta que las puertas fueron abiertas para que los individuos comiencen su vida libre a elección. Los animales fueron liberados de forma solitaria, en parejas o hasta cinco individuos juntos en una ocasión (Tabla 4.1).

Todos los animales fueron equipados con transmisores de radio de *Very High Frequency* (VHF; Telonics®, Mesa, Arizona), lo que permitió su localización por rastreo (siguiendo la señal hasta que el animal fue visto u oído; Samuel y Fuller 1994). Para cada localización registré la fecha y hora, la identidad del animal, su sexo y edad. Adquirí diferentes cantidades de localizaciones por unidad de tiempo e individuo, desde una cada hora hasta una cada 30 días, dependiendo del momento del estudio, y fueron colectadas en distintos horarios de las 24 h del día. Para las estimaciones de las áreas de acción descarté todas las localizaciones exceptuando la primera en un periodo de 24 h por cada individuo, para asegurar la independencia entre los datos sucesivos. También excluí las localizaciones

adquiridas dentro de los 30 días inmediatos luego de la liberación, debido a que muchos de los animales continuaron siendo alimentados artificialmente dentro de este período, lo que pudo generar algún sesgo en sus movimientos (ver Capítulo I). Tres animales desaparecieron del área de estudio luego de una gran dispersión y fueron localizados un tiempo después a través de vuelos, capturados y regresados al sitio de estudio. Consideré estas localizaciones extremas atípicas y no las incluí en la estimación de las áreas de acción. Otros dos animales fueron capturados y reliberados luego de que se encontraran en sitios peligrosos o cercanos a casas y poblados (uno de ellos inclusive fue capturado por un poblador). Para estos casos, consideré cada período luego de una liberación o reliberación como perteneciente a un individuo distinto en los análisis. Luego de considerar los requisitos en cuanto al mínimo de tiempo de seguimiento o número de localizaciones, sólo utilicé a uno de los animales relocalizados como dos individuos para alguno de los análisis (MC7, Tabla 4.1).

Estimé y evalué distintos aspectos de las áreas de acción mediante dos metodologías generales: 1) curvas de acumulación a través del Polígono Mínimo Convexo (PMC; Mohr 1947) y 2) utilizando una función de estimaciones de densidad de kernel fijo (Worton 1989).

Curvas de acumulación del tamaño de las áreas de acción. Los PMCs permiten estimar curvas de acumulación de área a lo largo del tiempo (Odum y Kuenzler 1955) con un mínimo de localizaciones, realizando el primer polígono con las primeras tres, y agregando una localización sucesiva para una nueva estimación. Con los tamaños estimados de cada polígono sucesivo, puede graficarse una curva ascendente a lo largo del tiempo, que describe cómo cambia (aumenta) el tamaño de un área de acción, hasta alcanzar una esperada meseta o asíntota que representaría el tamaño del área de acción ya establecida a lo largo de un ciclo dado de tiempo. Realicé los PMCs mediante el programa ArcMap 10.1 y las curvas de acumulación para 24 individuos (Tabla 4.1) utilizando el programa R (R Core Team 2013). Ya que las superficies estimadas variaron mucho entre individuos, grafiqué el logaritmo en base 10 de la superficie de los polígonos en el tiempo de todos los individuos para facilitar las comparaciones. También realicé estas curvas en la escala real (no logarítmica) de los diez animales mejor representados en el tiempo para visualizar las superficies alcanzadas por algunos individuos.

Tabla 4.1. Animales incluidos en la estimación de las curvas de acumulación del tamaño de áreas de acción y áreas de acción anuales.

Individuo	Nombre	Fecha de liberación	Días de seguimiento	N localizaciones totales	Período anual del área de acción	Tipo de suelta	N ind. en la suelta
MC1	Arandú	15/08/08	533	104	2008-2009, 2009-2010	Blanda	1
MC2	Machetero	14/05/09	79	28	--	Blanda	1
MC3	Cochi	14/10/10	532	50	2010-2011, 2011-2012	Blanda	5
MC4	Valentino	14/10/10	268	27	2010-2011	Blanda	5
MC5	Lionel	23/02/11	886	75	2011-2012, 2012-2013	Blanda	1
MS2	Supay	01/10/09	982	97	2009-2010, 2010-2011, 2011-2012	Blanda	1
HC3	Mishky	09/01/09	2001	282	2008-2009, ..., 2013-2014	Blanda	1
HC4	Puyuska	08/09/09	403	72	2009-2010	Blanda	1
HC5	Bomba	14/10/10	964	75	2010-2011, 2011-2012, 2012-2013	Blanda	5
HC7	Tancu	14/10/10	268	20	2010-2011	Blanda	5
HC8	Emi	05/12/11	341	44	2011-2012	Blanda	1
HC10	Tusca	08/03/12	834	75	2012-2013, 2013-2014	Blanda	1
HC12	Renata	02/06/12	664	72	2012-2013, 2013-2014	Blanda	1
HS1	Formoseña	01/06/10	1110	88	2010-2011, 2011-2012, 2012-2013	Blanda	1
MC6	Evaristo	01/11/11	741	90	2011-2012, 2012-2013	Dura	2
MC7	Hoci	01/11/11	158	22	2011-2012	Dura	2
MC7	Hoci2	15/05/12	180	27	--	Dura	2
MC9	Chumito	20/12/12	562	112	2012-2013, 2013-2014	Dura	2

MC12	Pocho	21/02/13	494	95	2012-2013, 2013-2014	Dura	1
MS1	Preto	17/10/07	68	26	2007-2008	Dura	2
MS3	Hatá	01/07/10	610	70	2010-2011, 2011-2012	Dura	1
HC1	Ivoty Porá	17/10/07	460	63	2007-2008	Dura	2
HC2	Tota	15/08/08	1652	170	2009-2010, ..., 2013-2014	Dura	1
HC13	Poty	14/04/13	216	77	2012-2013, 2013-2014	Dura	1
C2	Coco	06/04/12	194	18	--	--	--

HC= hembra criada en cautiverio, HS= hembra criada en vida silvestre, MC= macho criado en cautiverio, MS= macho criado en vida silvestre, C= cría nacida en Iberá.

Áreas de acción anuales. Calculé las áreas de acción para períodos de un año para 22 individuos (con al menos una estimación hasta seis para el caso de HC3) a través de estimaciones de densidad de kernel con el isopleto del 95%. Para que las estimaciones de kernel sean confiables se sugiere que el número mínimo de localizaciones no sea inferior a 30 (Seaman *et al.* 1999), pero algunos utilizan 20 como un número suficiente (Powell *et al.* 1997). Considerando el número limitado de localizaciones por unidad de tiempo, utilicé este último valor como mínimo en un período de un año para representar el área de acción anual de un individuo (Tabla 4.2). Consideré como un período anual desde el primero de septiembre de un año hasta el 31 agosto del siguiente, debido a que la mayoría de los animales fueron liberados luego del invierno por ser la época más favorable (agosto a octubre) y a que los últimos datos incluidos son del mes de agosto de 2014. Realicé comparaciones gráficas de las áreas de acción de los individuos según su edad y sexo, y también entre períodos anuales. Consideré como adultos a los animales ≥ 36 meses de edad (Redford y Eisenberg 1992). Si el set de datos de un período anual de un animal contuvo localizaciones correspondientes a las categorías de juvenil y adulto por haber pasado, a lo largo de ese año, por un período de transición entre éstas, consideré como adulto a este animal en ese período.

Tabla 4.2. Número de individuos incluidos en las estimaciones de áreas de acción anuales mediante kernel del 95%.

Período anual	Hembras adultas	Hembras juveniles	Machos adultos	Machos juveniles	Total individuos
Sep. 2007–Ago. 2008	1	0	0	1	2
Sep. 2008–Ago. 2009	1	0	0	1	2
Sep. 2009–Ago. 2010	2	1	1	1	5
Sep. 2010–Ago. 2011	4	1	2	3	10*
Sep. 2011–Ago. 2012	4	1	2	4	11*
Sep. 2012–Ago. 2013	5	2	2	2	11*
Sep. 2013–Ago. 2014	5	0	1	1	7

*Años utilizados para los análisis estadísticos comparativos.

Estimé las áreas de acción con el programa Geospatial Modelling Environment (GME, Versión 0.7.2.1; Beyer 2012) utilizando una función de estimaciones de densidad o Distribución de Utilización (DU) de kernel fijo (Worton 1989) que generalmente produce estimaciones más precisas, al menos en los contornos más externos del área de acción (Worton 1995, Seaman y Powell 1996, Seaman 1999). Calculé la DU para cada individuo usando una grilla simple (10* 10 m), con el método de validación cruzada de mínimos cuadrados (*least squares cross-validation*, LSCV; Powell 2000, Gitzen y Millsbaugh 2003) para seleccionar el nivel de suavizado (*smoothing*). Calculé la DU dentro de los periodos de un año de cada animal con isopleto del 95% como área de acción (Worton 1989, Harris *et al.* 1990, Seaman y Powell 1996, Perelberg 2003). Estimé el centroide de cada polígono para evaluar los cambios en la posición de las áreas de acción.

Realicé comparaciones de los tamaños de las áreas de acción entre años sucesivos y entre sexos mediante ANOVAs de dos vías. Realicé estos análisis sólo para los períodos anuales 2010-2011, 2011-2012 y 2012-2013, ya que estos períodos fueron los mejor representados en cuanto al número de individuos (Tabla 4.2). Previo a este análisis realicé una prueba de correlación de Pearson ($r > |0,6|$ indicando colinearidad) entre el número de localizaciones y el tamaño de las áreas de acción, en caso de que la primera debiera ser controlada como una covariable a través de un ANCOVA, pero esto no fue necesario ya que no hubo correlación. Para evaluar si algunas de las diferencias de manejo, como el tipo de suelta (dura vs. blanda, individuos solos o no), tuvieron algún efecto en la fidelidad al sitio de liberación, comparé la distancia desde los centroides del área de acción del primer año luego

de la liberación al punto de liberación, mediante ANOVAs de una cola. Transformé la distancia del centroide a su logaritmo en base 10 para cumplir los supuestos de normalidad y homogeneidad de la varianza en la prueba. De los 22 animales que permitieron estimaciones de sus áreas de acción del primer año luego de su liberación, 13 fueron liberados de forma más blanda y nueve de forma más dura, mientras que nueve fueron liberados junto a otros individuos y 13 de forma solitaria (Tabla 4.1).

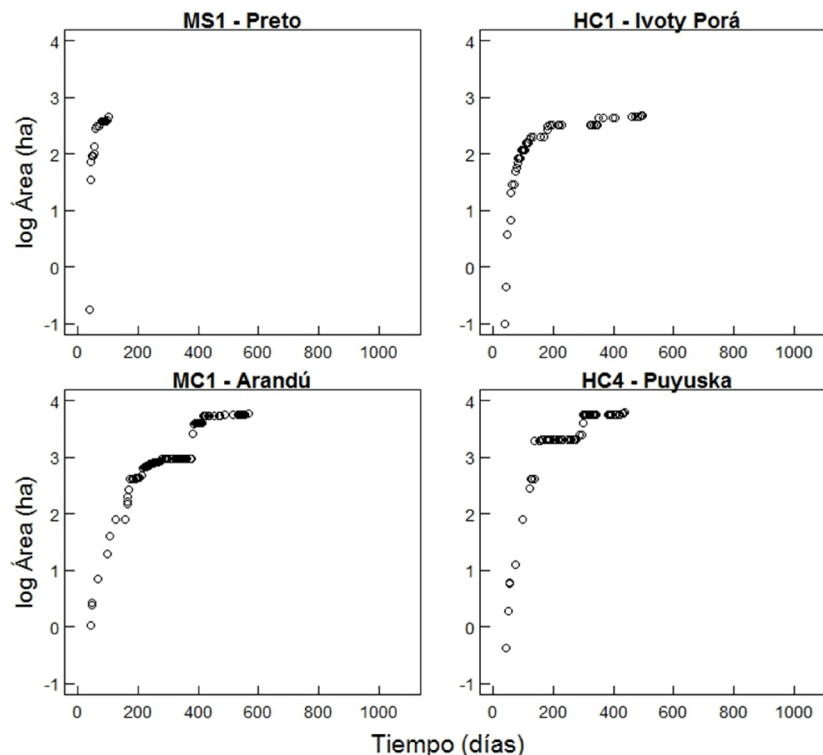
No todos los individuos presentes en el sitio de estudio fueron monitoreados mediante radiotelemertría a lo largo del tiempo, ya que hubo animales nacidos *in situ* y otros que perdieron su radioarnés y no pudieron ser monitoreados por este método pero formaron parte de la población estudiada. Esto implicó limitaciones a la hora de analizar la configuración espacial de la población como, por ejemplo, el solapamiento y las distancias de las áreas de acción entre todos los individuos en un mismo momento, como así también la densidad y capacidad de carga del sitio de estudio.

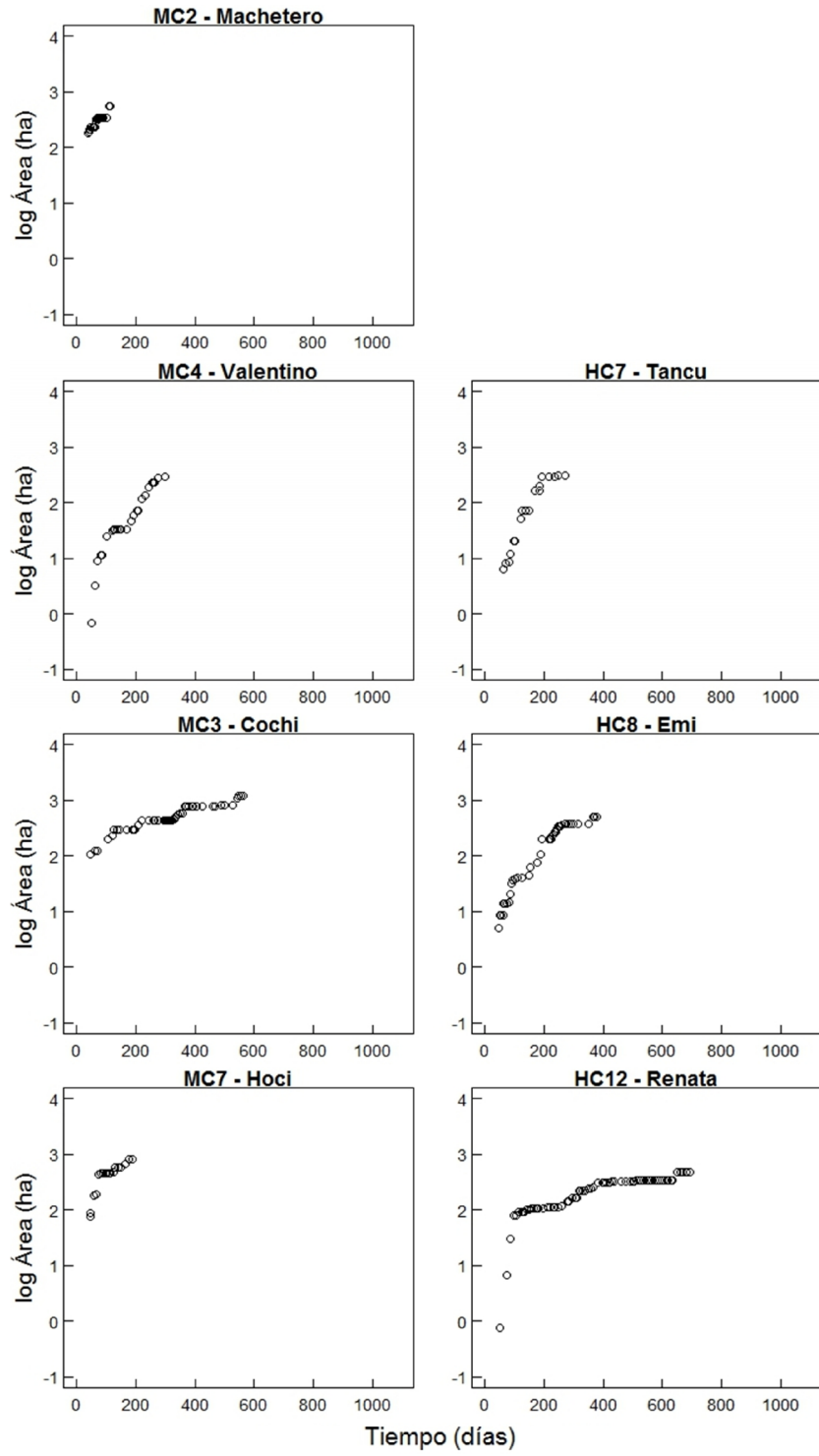
Realicé mapas de las áreas de acción anuales de los individuos monitoreados, diferenciados de acuerdo a su clase de edad y sexo y para cada período anual para evaluar gráficamente el grado de solapamiento entre áreas de acción de individuos vecinos (aún con la limitación expresada anteriormente) y otras interacciones entre distintos individuos y a lo largo del tiempo. También realicé mapas de las áreas de acción para cada uno de los individuos a lo largo de los períodos anuales para aquellos que fueron monitoreados por lo menos durante dos años, para evaluar posibles variaciones temporales en las áreas de acción en función de su clase de edad y sexo y su sitio puntual de liberación. Realicé todos los mapas utilizando ArcMap 10.1. También estimé las áreas de acción anuales mediante PMCs y kernel del 90% para poder realizar comparaciones con otros estudios (Montgomery y Lubin 1977, Shaw *et al.* 1987, Mourão y Medri 2002, Camilo-Alves 2003, Braga 2010, Bertassoni 2010).

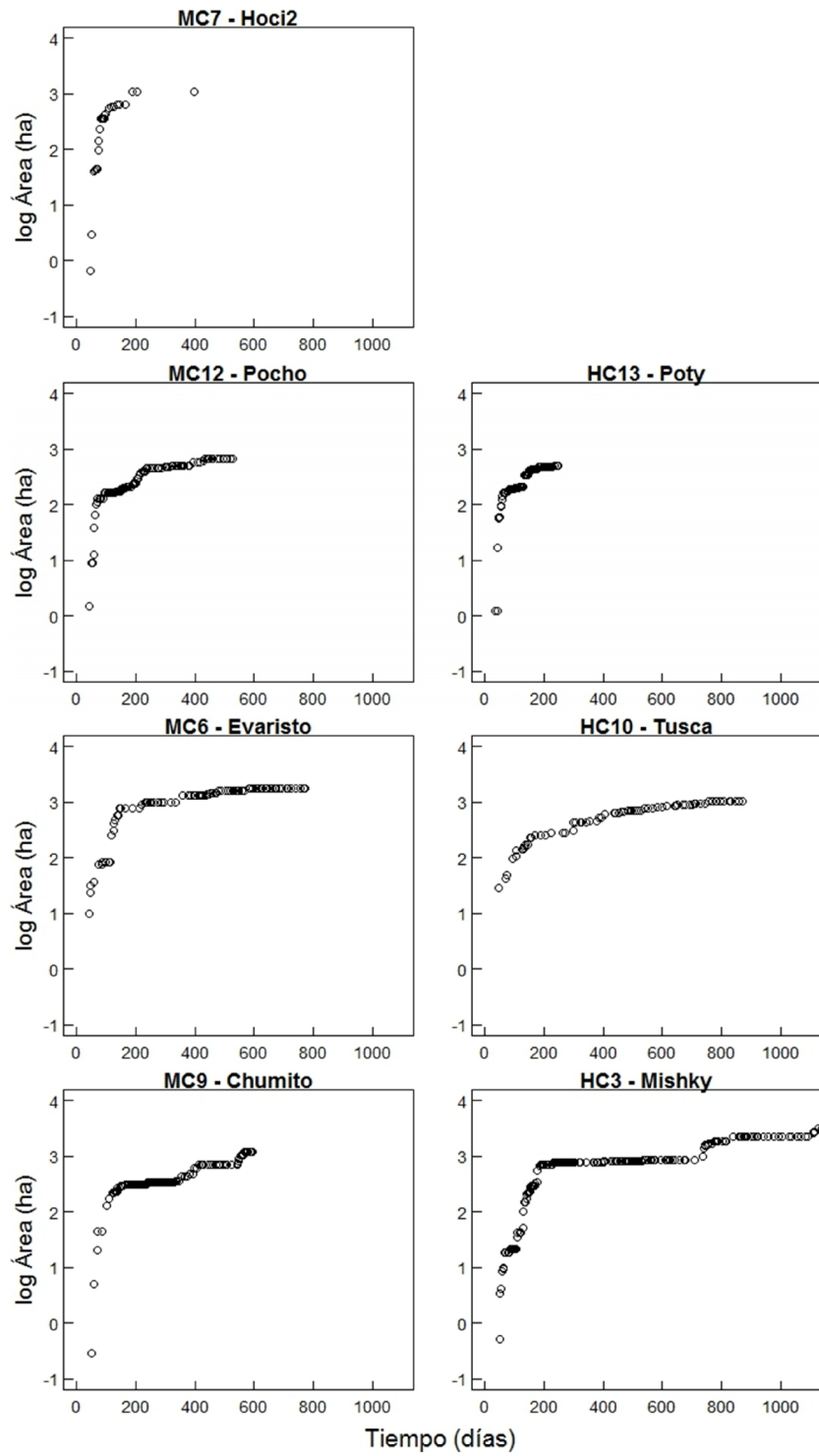
4.4. Resultados

Las curvas de acumulación de los PMCs en escala logarítmica mostraron cierto grado de estabilización a partir de 100 y 400 días, pero, en general, la mayoría de los individuos mostraron un patrón de incremento escalonado del área utilizada a lo largo del período muestreado. Esto sugiere que las áreas de acción continuaron creciendo por pulsos a lo largo del tiempo o, más probablemente, que se produjeron cambios en la posición de las áreas de acción cada determinado tiempo (Fig. 4.1 y 4.2). El patrón escalonado se observa mejor en la

escala de superficie real (Fig. 4.2), y parece responder a cambios en la posición de las áreas de acción. El mismo patrón se observa al graficar las curvas en tiempo reverso (PMCs obtenidos desde localizaciones más recientes hacia las más antiguas), lo que sugiere que estos saltos se debieron a cambios en la posición de las áreas de acción, y no a aumentos explosivos de superficie (Apéndice 3). Los individuos juveniles Arandú (MC1) y Puyuska (HC4) también mostraron un patrón escalonado, pero en superficies acumuladas mucho mayores al resto de los individuos (Fig. 4.1). Estos dos individuos realizaron grandes desplazamientos de dispersión luego de este período de seguimiento y no llegaron a establecerse en la población. El macho Arandú fue localizado a 30 km del sitio de liberación luego de tres meses de desaparición, fue recapturado y reliberado en el sitio de liberación y murió al poco tiempo. La hembra, Puyuska, fue regresada al sitio de estudio en dos ocasiones en situaciones similares y, luego de un probable tercer movimiento de dispersión, no se volvió a registrar en el área. Sólo hubo otro caso de una gran dispersión, pero fue inmediatamente luego de la liberación y se trató de una hembra adulta que, luego de ser recapturada y reliberada, se estableció en el sitio de estudio con éxito. Esta hembra (HC2, Tota) y otra hembra adulta (HS1, Formoseña) mostraron un rápido establecimiento de la localización y una mayor estabilidad en el tamaño de sus áreas de acción a lo largo del período de estudio que el resto de los individuos (Fig 4.1 y 4.2).







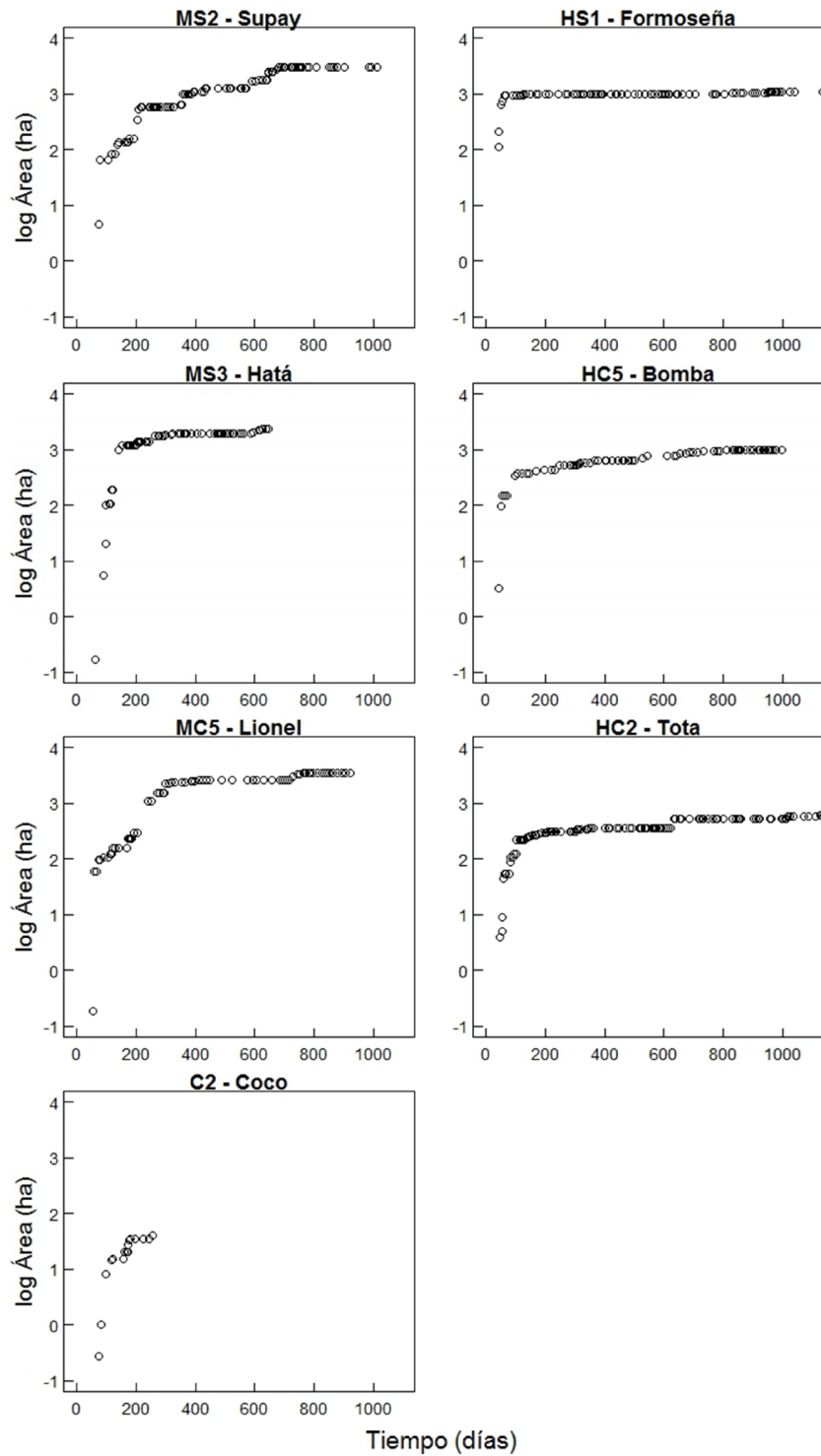
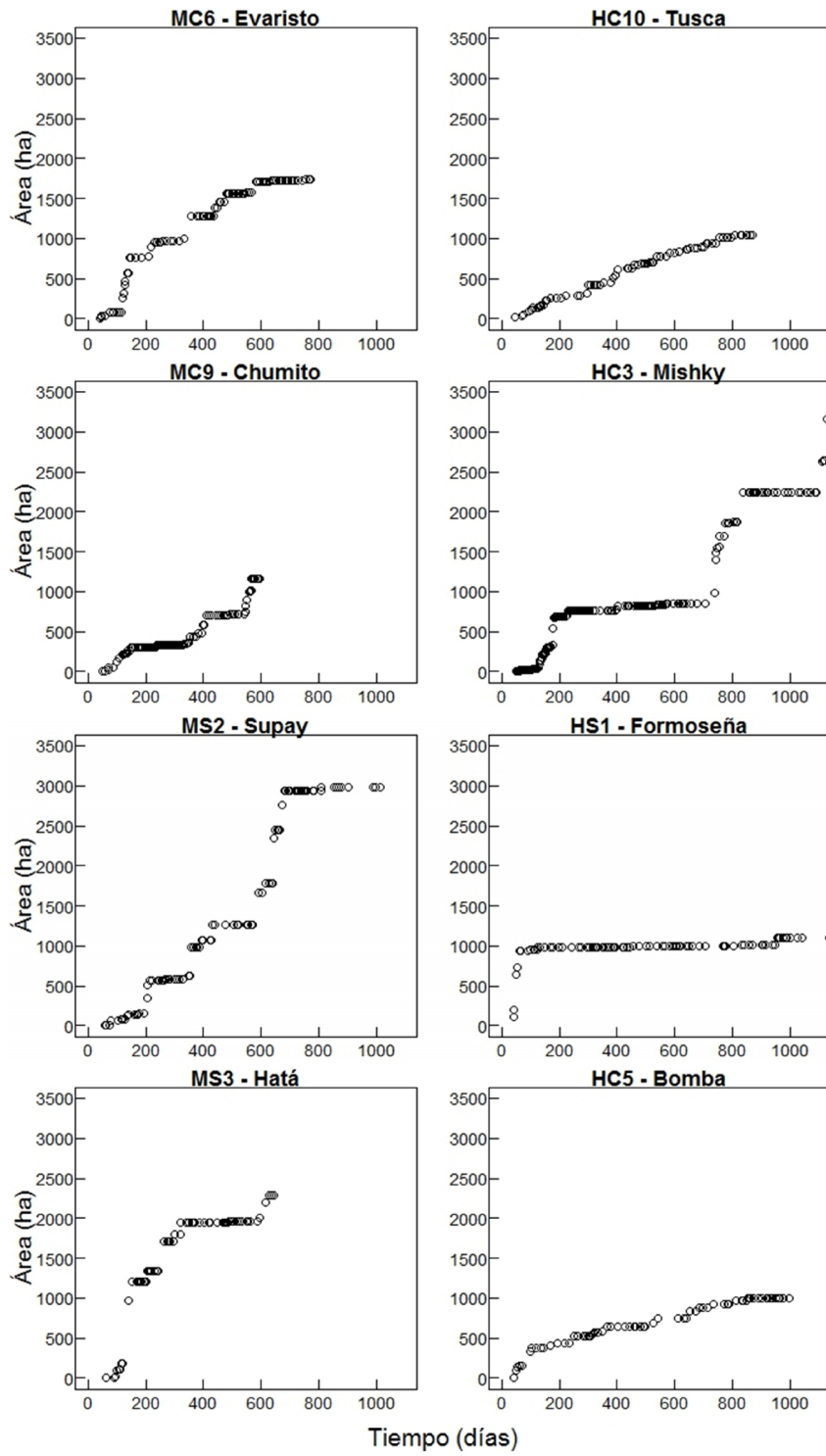


Figura 4.1. Curvas de acumulación del tamaño de las áreas de acción (PMCs) a lo largo del tiempo en escala logarítmica en base 10. Machos a la izquierda y hembras a la derecha. La escala temporal está fijada a tres años (1.005 días) desde su liberación.



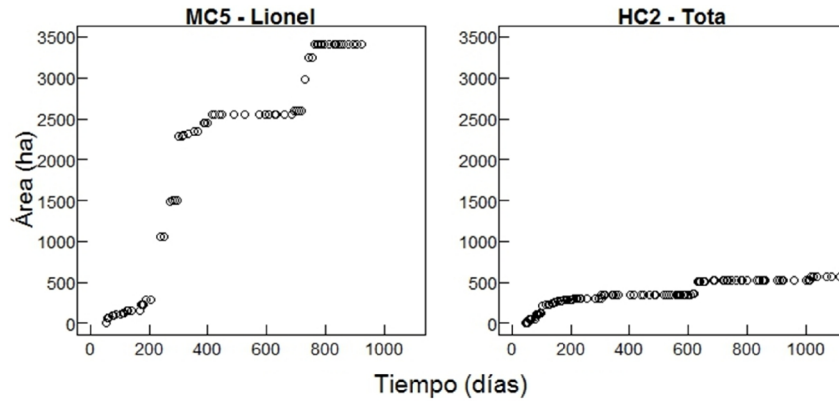


Figura 4.2. Curvas de acumulación del tamaño de las áreas de acción (PMCs) a lo largo del tiempo de diez individuos, cinco machos (a la izquierda) y cinco hembras (a la derecha). La escala temporal está fijada a tres años (1.005 días) desde su liberación y la espacial a 3.500 ha.

No hubo diferencias en el tamaño de las áreas de acción entre los tres períodos anuales comparados ($F_{2,25} = 2,574$; $p = 0,0963$). Los machos presentaron áreas de acción mayores que las hembras ($F_{1,25} = 5,206$; $p = 0,0313$). El tamaño promedio (\pm DE) de las áreas de acción anuales de machos fue de 2.664 ha (± 2.123) y de 1.837 ha (± 2.777) el de las hembras, aunque presentaron una alta variabilidad. Cuando sólo consideré las áreas de acción de animales adultos, aparentemente más estables, el tamaño promedio fue de 2.755 ha (± 1.311) para los machos y de 1.434 ha (± 863) para las hembras.

Existió un alto grado de solapamiento entre las áreas de acción de los individuos monitoreados. Como lo demostraron los resultados anteriores, las áreas de acción de los machos adultos fueron, por lo general, de mayor tamaño que las de las hembras adultas, pero este patrón no parece generalizarse a animales juveniles. Si bien, en general, los animales presentaron un alto grado de agrupamiento y solapamiento, al parecer esto se da sobre todo en animales de distintas categorías de edad y sexo, habiendo mayor segregación entre los individuos dentro de una misma categoría (Fig 4.3).

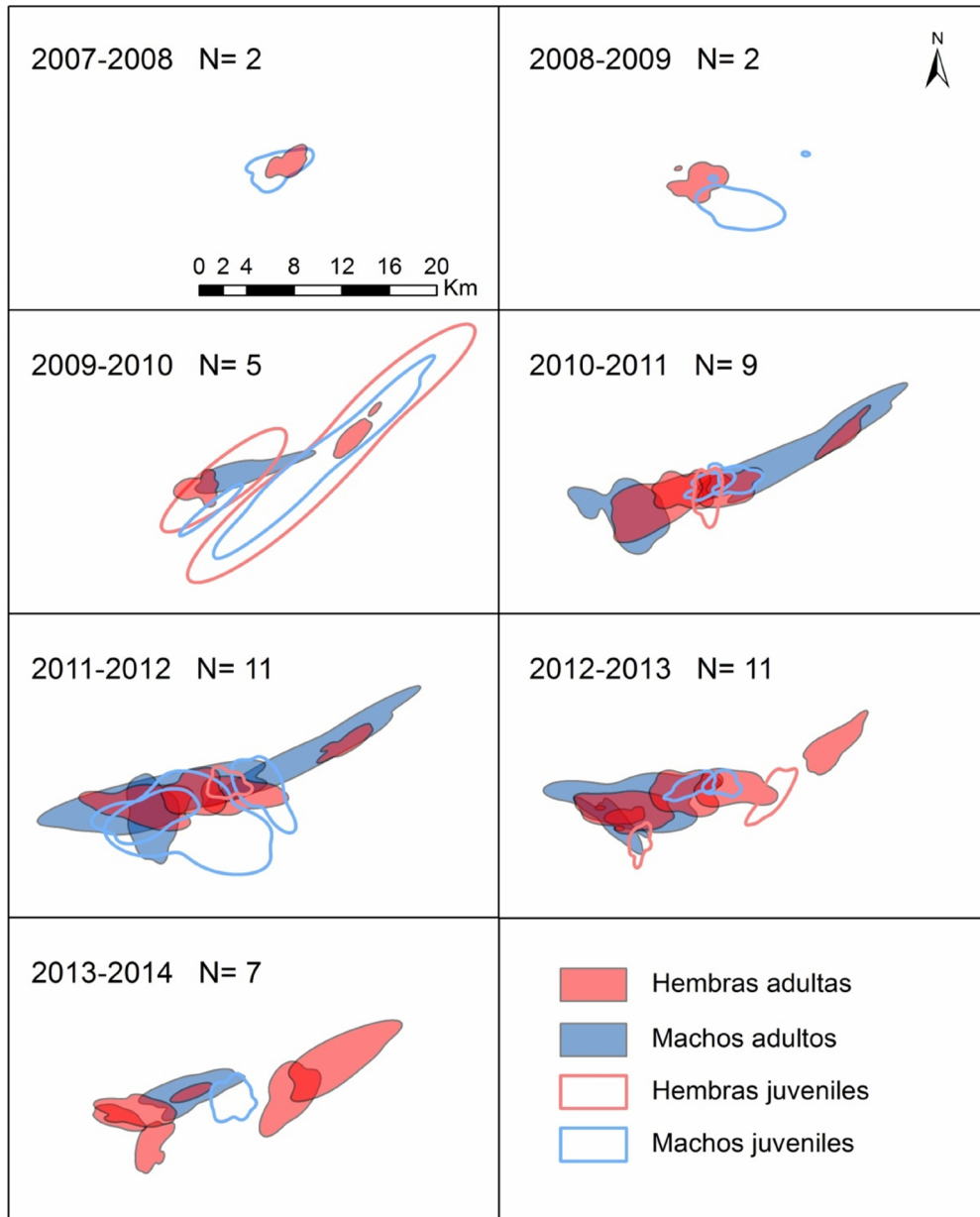


Figura 4.3. Áreas de acción en distintos períodos anuales, estimadas mediante kernel del 95% de acuerdo a las distintas clases de edad y sexo. Se puede observar el alto grado de solapamiento especialmente dado entre individuos de distintas categorías.

La distancia promedio (\pm DE) del centroide de las áreas de acción del primer año luego de la liberación fue levemente mayor y más variable para aquellos animales que fueron liberados de forma más dura ($2.727,26 \text{ m} \pm 3.552,68$) que para aquellos tuvieron un tipo de suelta más blanda ($2.616,03 \text{ m} \pm 2.100,29$), pero esta diferencia no fue estadísticamente significativa ($F_{1,19} = 2,001$, $p = 0,0867$, prueba estadística de una cola). Como fue predicho, las distancias del centroide al punto de liberación en este primer año fueron, en promedio (\pm DE), menores cuando se liberó más de un individuo por suelta ($2.373,34 \text{ m} \pm 2.668,72$) que

cuando los individuos fueron liberados de forma solitaria ($4.261,75 \text{ m} \pm 3.483,67$; $F_{1,19} = 3,506$, $p = 0,0383$, prueba de una cola).

Los osos hormigueros mostraron, en la mayoría de los casos, una alta fidelidad al punto de liberación a pesar de una tendencia gradual a alejarse del mismo a lo largo del tiempo. Las hembras mostraron menor variación en cuanto a la ubicación y el tamaño de las áreas de acción en comparación con los machos (Figs. 4.4–6). La hembra adulta Mishky (HC3) expandió su área de acción durante el período 2010-2011. Esto se debió a que relocalizó su área de acción en un sitio diferente, hacia el oeste de su antigua área. Esto es coincidente con la llegada y establecimiento de la hembra adulta Formoseña (HS1) en la misma área durante ese período (Fig. 4.4). Los machos juveniles o en transición a adultos presentaron mayor variación en el tamaño y localización de sus áreas de acción en períodos anuales sucesivos (Fig. 4.5), mientras que las dos hembras en esta misma situación parecieron más estables (Fig. 4.6).

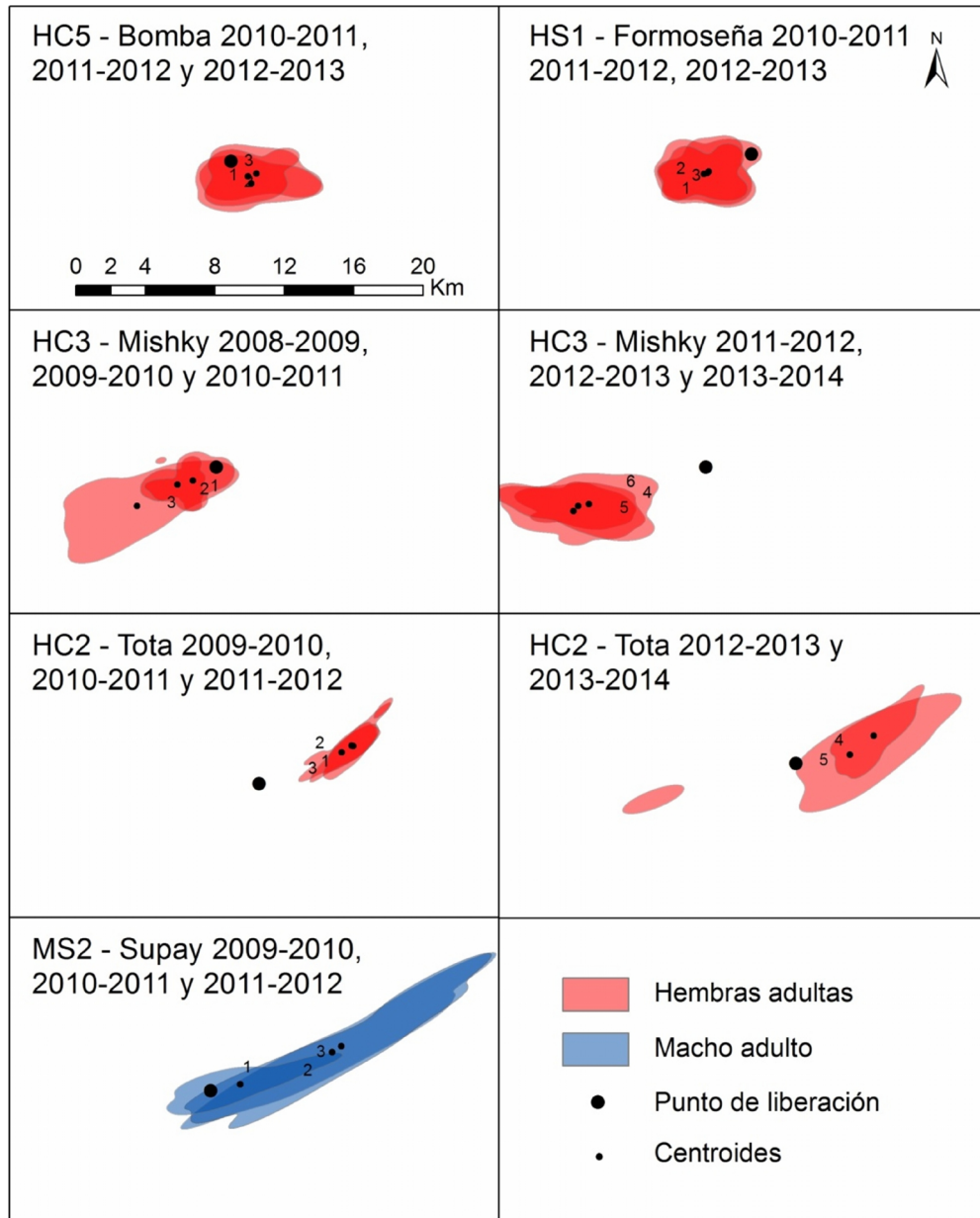


Figura 4.4. Áreas de acción anuales estimadas mediante kernel del 95% de cada individuo con al menos tres años de estimaciones, sus centroides correspondientes y el punto desde donde fue liberado. El solapamiento se evidencia a través del oscurecimiento por la superposición de polígonos con transparencia del 50%. Sólo los individuos adultos fueron monitoreados por períodos prolongados. Los números cercanos a los centroides indican el orden en el tiempo.

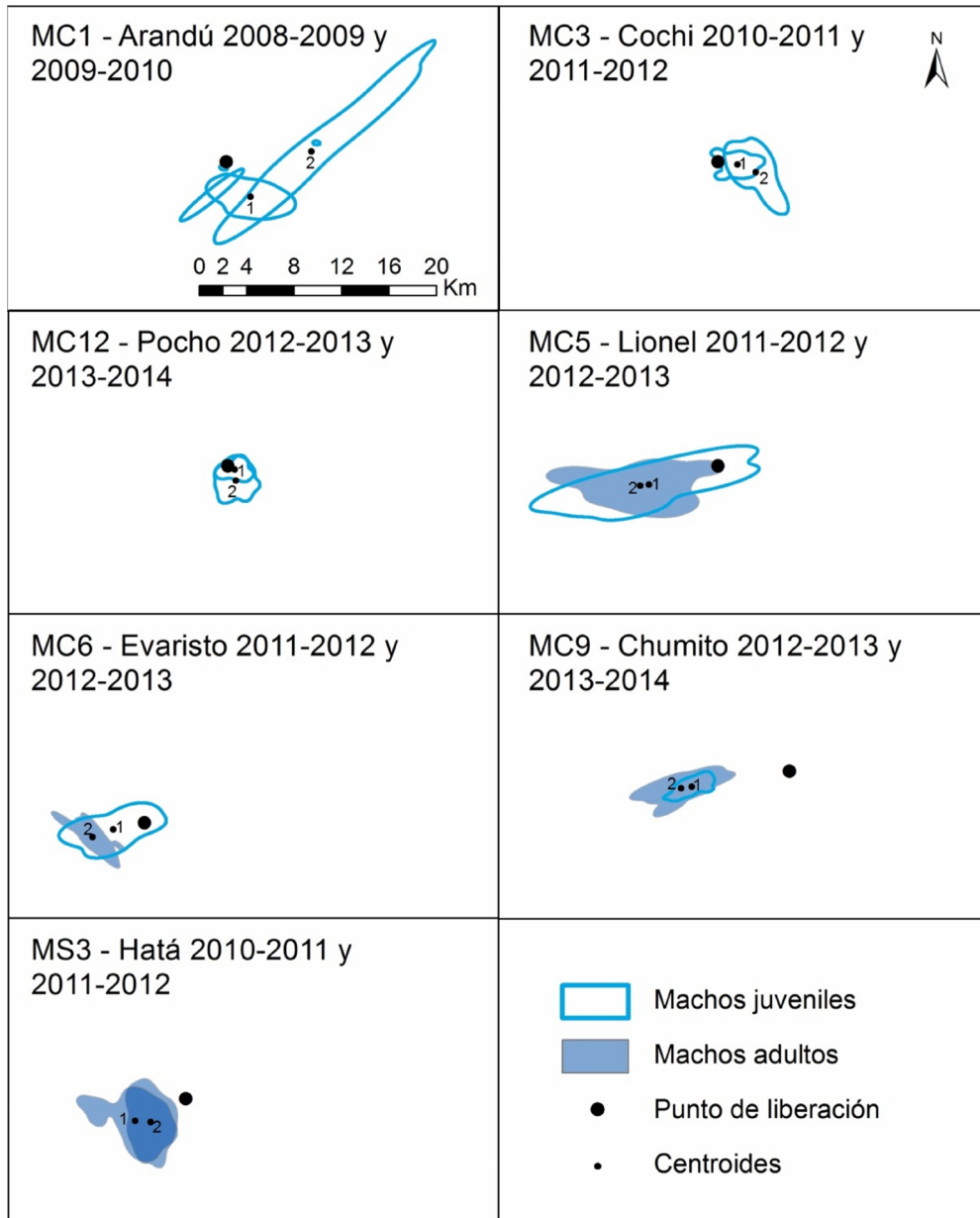


Figura 4.5. Áreas de acción anuales y sus centroides de los distintos machos juveniles y adultos en dos años sucesivos. Los individuos MC5, MC6 y MC9 pasaron de la etapa juvenil a adulta en estos dos años. Los números cercanos a los centroides correspondientes indican el orden en el tiempo.

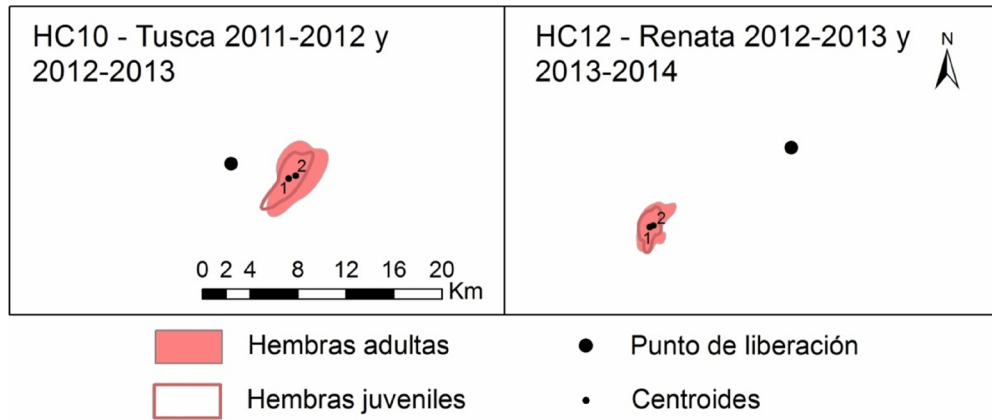


Figura 4.6. Áreas de acción y sus centroides anuales de dos hembras que pasaron de la etapa juvenil a la adulta, durante dos años de seguimiento sucesivos. Los números cercanos a los centroides indican el orden en el tiempo.

4.5. Discusión

Las áreas de acción de los osos hormigueros reintroducidos tuvieron un tamaño similar a las más grandes reportadas para poblaciones silvestres. Las curvas de acumulación del tamaño de las áreas de acción no mostraron claramente una estabilización en su tamaño o ubicación en el espacio. Esto puede deberse a que, en su condición de animales reintroducidos a una nueva área, se encontraban en un período de establecimiento o transición. Muchos mamíferos reintroducidos muestran áreas de acción relativamente grandes o movimientos erráticos inmediatamente después de la liberación (Wauters *et al.* 1997, Perelberg *et al.* 2003, Saltz *et al.* 2000, Göttert *et al.* 2010). En la mayoría de los estudios sobre el oso hormiguero, realizados en poblaciones silvestres, no se reportaron curvas de acumulación de áreas (*e.g.* Montgomery y Lubin 1977, Shaw *et al.* 1987). Cuando estas curvas fueron realizadas, no alcanzaron una asíntota (Medri y Mourão 2005), mostrando un patrón similar al del presente estudio. A su vez, todos estos trabajos fueron realizados por períodos breves, de algunos días hasta unos pocos meses de seguimiento por individuo, lo que dificulta aún más observar una estabilización, especialmente en aquellas áreas estimadas mediante tecnología de radio VHF. Las localizaciones mediante VHF tienden a subestimar las áreas de acción en relación a aquellas basadas en muestreos más intensivos (*e.g.* GPS; Ballard *et al.* 1998, Medri y Mourão 2005). Cuando Medri y Mourão (2005) combinaron datos de GPS con VHF para dos individuos de oso hormiguero alcanzaron superficies parecidas a las de Montgomery y Lubin (1977) y el presente estudio en un corto período de tiempo (alrededor de 250 días de VHF y sólo nueve días de GPS). Inclusive en estudios con gran tamaño muestral (*i.e.* miles de localizaciones), la asíntota en

las curvas de observación no es fácilmente alcanzada (Gautestad y Myrnes 1995). La mayoría de los osos hormigueros reintroducidos mostraron un patrón escalonado entre mesetas sucesivas. Esto podría deberse a un crecimiento por pulsos de las áreas de acción o a un desplazamiento de la localización de las áreas de acción con el transcurrir del tiempo. La representación gráfica de las curvas en el tiempo revertido (Apéndice 3), que también mostraron un crecimiento escalonado, apoyan esta última explicación.

Basado en características de la biología de la especie, se ha sugerido que los osos hormigueros requieren por lo menos 900 ha como área de acción (Silveira 1969). En el Pantanal de Brasil, un sitio similar a Iberá y utilizando con métodos similares, se estimaron áreas de acción de alrededor de 1.000 ha (Medri y Mourão 2005). Sin embargo, los osos hormigueros presentan áreas de acción de tamaño variable a lo largo de su distribución (Tabla 4.3). Las estimaciones varían desde áreas de acción relativamente pequeñas, de alrededor de 300 ha (Shaw *et al.* 1987) hasta 2.500 ha en los llanos de Venezuela (Montgomery y Lubin 1977), similares a las áreas de acción anuales estimadas en este estudio (Fig. 4.4). Es esperable que existan importantes diferencias en el tamaño del área de acción de una especie entre distintos hábitats y áreas geográficas de estudio (*e.g.* Di Bitetti *et al.* 2001, Nilsen *et al.* 2005, Di Bitetti *et al.* 2008). Las diferencias en el tamaño de las áreas de acción pueden estar relacionadas al tipo de hábitat, la temperatura, la disponibilidad de alimentos y la densidad de osos hormigueros (Miranda 2004). Existe una relación inversa entre la energía disponible y el tamaño del área de acción (Mace y Harvey 1983). Esta relación puede ser muy marcada para un animal de dieta especializada como el oso hormiguero. Los animales reintroducidos presentaron áreas de acción relativamente grandes, que pueden responder a una menor disponibilidad de alimentos característica de sitios límites de la distribución geográfica de una especie. Este patrón es coincidente con el encontrado en especies filogenéticamente cercanas, los osos meleros (*Tamandua* sp.). Sus áreas de acción fueron aproximadamente cinco veces menor para la especie del norte (*T. mexicana*) en un bosque lluvioso de Panamá que aquellas estimadas para la especie del sur (*T. tetradactyla*) en las sabanas de los llanos venezolanos, probablemente debido a la alta densidad de presas del bosque lluvioso para estas especies arborícolas (Montgomery y Lubin 1977).

Tabla 4.3. Áreas de acción estimadas para los osos hormigueros en distintos sitios de estudio en Sudamérica. Las estimaciones de este estudio están basadas en las áreas de acción anuales.

Autor	Área de estudio	Método	Sexo	N individuos	Área de acción media± DE (ha)
Montgomery y Lubin 1977	Llanos venezolanos	PMC, VHF	--	--	2.500
Shaw <i>et al.</i> 1987	PNSC, Minas Gerais, Brasil	PMC, VHF	Machos	4	274± 124
			Hembras	4	367± 180
Mourão y Medri 2002	NPNC, MGS, Brasil	PMC, GPS	Machos	1	730
Camilo-Alves 2003	NPNC, MGS, Brasil	PMC, GPS	Machos	7	530
			Hembras	3	360
Miranda 2004	PEE, Goiás, Brasil	PMC, GPS	Machos	4	800
			Hembras	1	2.700
Medri y Mourão 2005	NPNC, MGS, Brasil	PMC, VHF	Machos	4	570± 170
			Hembras	1	1.190
			Machos	4	820± 200
			Hembras	1	1.870
Braga 2010	J, Paraná, sur de Brasil	PMC, VHF	Machos	1	892
			Hembras	1	160
Bertassoni 2010	STVB, Roraima, Norte de Brasil	PMC, GPS	Machos	1	313
			Hembras	3	257
	NPNC, MGS, Brasil	PMC, GPS	Machos	2	302
			Hembras	2	387
	PNSC, Minas Gerais, Brasil	PMC, GPS	Machos	1	438
			Hembras	1	>255
		Kernel 90%, VHF	Machos	1	1.662
			Hembras	1	1.119
Este estudio	Iberá, Argentina	PMC, VHF	Machos	11	1.348± 1.070
			Hembras	10	854± 1.068
			Machos	11	2.127± 1.705
			Hembras	10	1.455± 2.158
			Machos	11	2.264± 2.123
			Hembras	10	1.837± 2.776
		Kernel 95%, VHF, adultos	Machos	5	2.755± 1.311
			Hembras	8	1.434± 863

MGS= Mato Grosso do Sul; NPNC= Fazenda Nhumirim, Pantanal da Nhecolândia, Corumbá; PNSC= Parque Nacional da Serra da Canastra; PEE= Parque Estadual das Emas; STBV= Fazenda Santa Teresa, Boa Vista. J= Jaguariaíva.

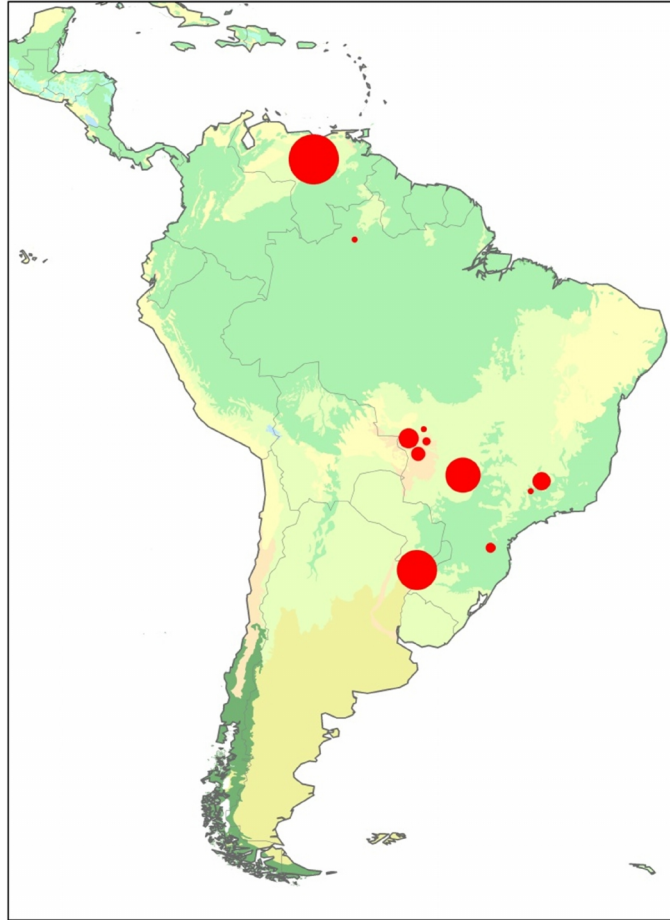


Figura 4.7. Tamaños de las áreas de acción promedio estimadas en distintos sitios de estudio en Sudamérica. El tamaño de las áreas de acción es directamente proporcional al diámetro del círculo. El círculo de mayor tamaño corresponde a 2.500 ha, y el más pequeño es cercano a 300 ha.

El oso hormiguero se extinguió en el sitio de estudio en la segunda mitad del siglo XX. Si bien en este trabajo se señalan algunas posibles causas de la declinación de la especie (Capítulo III), es probable que haya contribuido también el hecho de que la población se encontraba en el límite de su distribución histórica, donde es esperable una menor productividad y que la especie no haya sido naturalmente abundante en relación a otros sitios. En este estudio no tuvimos la posibilidad de evaluar cambios estacionales en los tamaños de las áreas de acción, ya que el número de localizaciones fue insuficiente para hacer estas estimaciones. Sin embargo, en el Capítulo III quedó demostrada una menor selectividad y una expansión en el uso de ambientes durante los meses de menores temperaturas, sugiriendo una respuesta en sus movimientos de acuerdo a la disponibilidad de alimentos. Esto a su vez podría reflejarse en una relación inversa entre el tamaño de las áreas de acción y la abundancia de alimentos.

El tamaño de las áreas de acción no difirió entre los períodos anuales analizados, por lo que, si bien pueden existir variaciones anuales, no hay necesariamente una reducción del tamaño de las áreas de acción a lo largo del tiempo. Los machos presentaron áreas de acción mayores que las hembras, y estas últimas mostraron áreas relativamente más estables, especialmente las adultas. Las diferencias del tamaño de las áreas de acción entre sexos muchas veces se atribuyen al tamaño corporal, donde animales más grandes necesitan áreas más grandes (Gittleman y Harvey 1982, Gompper y Gittleman 1991), pero este no puede ser un factor importante para esta especie con escaso dimorfismo sexual. En general, el tamaño de las áreas de acción de las hembras depende directamente de la disponibilidad de alimentos, mientras que el de los machos depende de la disponibilidad y distribución de las áreas de acción de las hembras, un patrón común a muchas especies de mamíferos (Powell 2000).

Los osos hormigueros reintroducidos presentaron un alto grado de solapamiento en sus áreas de acción, especialmente en los años con mayor número de estimaciones de distintos individuos, pero parece haber una mayor segregación entre individuos de la misma clase de edad y sexo (Fig. 4.4). Desafortunadamente, el fuerte sesgo de concentración alrededor de los sitios de liberación, y el hecho de no contar con la totalidad de los animales marcados en un mismo momento, dificultó hacer un análisis más detallado de esta y otras interacciones entre los miembros de la población, como la territorialidad. En el Parque Estadual Serra da Canastra en Brasil las áreas de acción de hembras se solaparon mucho más (28,8%) que las de machos (3,8%; Shaw *et al.* 1987). También se han registrado interacciones agonistas entre individuos machos (Rocha y Mourão 2006), indicando que este último sexo podría presentar comportamientos compatibles con la defensa de un territorio. En la población reintroducida una hembra presentó un desplazamiento de su área de acción coincidentemente con el establecimiento de una hembra recién liberada en su antigua área de acción, sugiriendo la exclusión por una de las hembras hacia la otra (Fig. 4.6, Mishky y Formoseña en el período 2010-2011). Además, pude observar dos casos de machos juveniles heridos, presumiblemente (por el tipo de heridas) por otro oso hormiguero. También se registró, mediante cámaras-trampa, el repetido marcado de un árbol con rasguños por dos machos adultos que utilizaban la misma área. El marcado de árboles parece darse especialmente en zonas disturbadas o de alta densidad de la especie (Kreutz 2007, Möcklinghoff 2008, Braga *et al.* 2010). Esta evidencia, si bien anecdótica, sugiere que los osos hormigueros poseen la capacidad de presentar comportamientos compatibles con la defensa de un territorio para

ambos sexos en la población reintroducida, quizá acentuado por la concentración de animales alrededor de los sitios de liberación.

La mayoría de los animales, especialmente los adultos, mostraron una alta fidelidad el sitio de liberación (Figs. 4.4–4.6). La configuración del paisaje parece haber contribuido a esta característica (Fig. 4.8). Los animales de esta población reintroducida presentaron una alta evitación hacia las tierras de uso ganadero, lo que se atribuye a que las tierras bajo este manejo productivo poseen una estructura de la vegetación y otras características asociadas que son evitadas por estos animales (Capítulo III). Esto pudo haber funcionado como barrera a mayores dispersiones por parte de los individuos que permanecieron en la población reintroducida, que se establecieron casi exclusivamente en la zona de conservación estricta. Solo tres individuos radiomarcados realizaron grandes desplazamientos, de más de 15 km de distancia al punto de liberación, mientras la mayoría permanecieron relativamente agrupados alrededor de estos sitios. Sólo uno de ellos, una hembra adulta (HC2, Tota), presentó este gran desplazamiento inmediatamente luego de su liberación, respondiendo probablemente a un comportamiento de *homing*. Los otros dos casos fueron animales juveniles (Arandú y Puyuska, Fig. 4.1) que ya habían permanecido en el área por más de un año y, probablemente, este movimiento de dispersión respondió a su llegada a la edad reproductiva y búsqueda de pareja. Estos grandes desplazamientos se dieron en el año 2008-2009, cuando la densidad de osos hormigueros era aún relativamente baja, lo que pudo estar relacionado a una baja tasa de encuentro entre consespecíficos.

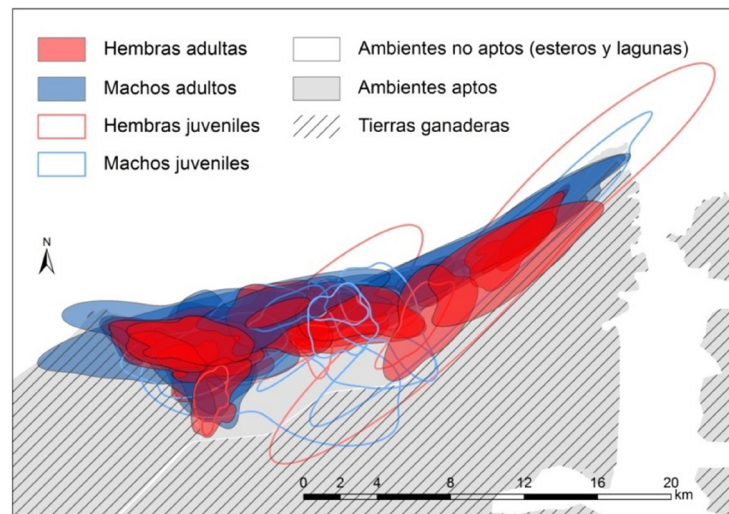


Figura 4.8. Todas las estimaciones de las áreas de acción anual mediante kernel del 95% a lo largo de los años (2007 a 2014). Se puede observar el alto solapamiento y como éstas están agrupadas en el área de conservación estricta.

Esta fidelidad al sitio también puede ser en parte explicada por el manejo realizado para la reintroducción. Los animales liberados junto a otros individuos establecieron sus áreas de acción en sitios más cercanos al sitio de liberación. Para el ciervo canadiense (*Cervus canadensis*) los individuos agregados en una manada tienden a dispersar distancias más cortas que individuos que los animales solitarios (Fryxell *et al.* 2008). Esto es esperable para una especie gregaria, pero un comportamiento similar fue registrado para rinocerontes reintroducidos (*Diceros bicornis*), donde el olor de conspecíficos en el sitio de liberación redujo la dispersión y favoreció el establecimiento cercano de las áreas de acción (Linklater *et al.* 2006). Los primeros animales liberados fueron un macho y una hembra, lo que posiblemente permitió un “anclaje” de ambos animales (y probablemente de otros subsiguientes) al sitio de liberación (Bell 2014). La hembra adulta (HC2) que realizó este gran desplazamiento de dispersión luego de su liberación (presumiblemente respondiendo a un comportamiento de *homing*) fue encontrada a 35 km de distancia después de un año de su desaparición. Esta hembra fue recapturada y relocalizada en el sitio de estudio. Poco después de su liberación, esta hembra adulta fue vista con un macho adulto y luego de ello presentó un área de acción bien definida y estable en el tiempo (Tota, Fig. 4.7). Probablemente el encuentro con este macho facilitó su establecimiento definitivo en el área de estudio. En futuros intentos de reintroducción de osos hormigueros es aconsejable liberar siempre a más de un individuo en forma conjunta, preferiblemente de distintos sexos. Es importante destacar que no fueron evaluadas sueltas estrictamente duras en este estudio, ya que todos los individuos permanecieron durante un período de habituación en encierros cercanos a la zona de liberación, lo que pudo haber colaborado a que no fuera notorio el efecto entre los tipos de suelta implementados. La liberación de más de un individuo, junto a la práctica de encierros de habituación y presuelta (*i.e.* suelta “blanda”) puede reforzar la fidelidad al sitio y facilitar la reintroducción de esta especie.

Si bien los animales de este estudio pueden considerarse “atípicos” (reintroducidos y la mayoría criados en cautiverio), por lo que podrían mostrar patrones “atípicos”, el tiempo de monitoreo fue lo suficientemente prolongado como para lograr estimaciones confiables o, al menos, valiosas e informativas sobre distintas características de las áreas de acción, como su tamaño y establecimiento. Los animales de la población reintroducida mostraron áreas de acción de gran tamaño, pero dentro de los rangos normales reportados para animales silvestres en otros sitios de estudio. Mostraron cierta estabilidad en el tamaño y localización de las áreas de acción, especialmente en los animales adultos. También tuvieron un alto grado de solapamiento de las áreas de acción, una baja incidencia del comportamiento de

homing y una alta fidelidad el sitio de liberación. Estos factores sugieren que la población reintroducida posee un comportamiento, en cuanto al establecimiento y uso de las áreas de acción, esperable y deseable para un proceso sin precedentes de reintroducción de una especie, ya que posibilita el establecimiento y la interacción de los individuos de la población.

4.6. Referencias bibliográficas.

- Ballard, W. B., Edwards, M., Fancy, S. G., Boe, S. y Krausman, R. 1998. Comparison of VHF and satellite telemetry for estimating sizes of wolf territories in northwest Alaska. *Wildlife Society Bulletin* 26: 823–829.
- Bar-David, S., Saltz, D., Dayan, T. y Shkedy, Y. 2008. Using spatially expanding populations as a tool for evaluating landscape planning: The reintroduced Persian fallow deer as a case study. *Journal of Nature Conservancy* 16: 164–174.
- Bell, B.D. 2014. Behavioral based management: Conservation translocations. En: *Conservation Behavior: Applying Behavioral Ecology to Wildlife Conservation and Management* (eds. O. Berger-Tal y D. Saltz). Cambridge University Press, Cambridge. En prensa.
- Berger-Tal, O. y Saltz, D. 2014. Using the movement patterns of reintroduced animals to improve reintroduction success. *Current Zoology* 60 (4): 515–526.
- Bertassoni, A. 2010. Avaliação da relação entre distância média diária percorrida, área de vida e disponibilidade de energia para tamanduás-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) em savanas Neotropicais. Tesis de Maestría en Ecología y Conservación, Universidad Federal de Mato Grosso do Sul, Mato Grosso de Sul.
- Beyer, H.L. 2012. Geospatial Modelling Environment (Software Version 0.7.2.1). <http://www.spataleecology.com/gme>.
- Börger, L., Dalziel B.D., Fryxell, J.M. 2008. Are there general mechanisms of animal home range behavior? A review and prospects for future research. *Ecological Letters* 11: 637–650.
- Braga, F.G. 2010. Ecología e comportamento de tamanduá-bandeira *Myrmecophaga tridactyla* Linnaeus, 1758 no município de Jaguariaíva, Paraná. Tesis de Doctorado, Universidad Federal de Paraná, Paraná.

- Braga, F.G., Santos, R.E.F. y Batista, A.C. 2010. Marking behavior of the giant anteater *Myrmecophaga tridactyla* (Mammalia: Myrmecophagidae) in southern Brazil. *Zoologia* 27: 7–12.
- Brown, J.L. y Orians, G.H. 1970. Spacing patterns in mobile animals. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 1, 239–262.
- Burt, W. 1943. Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *Journal of Mammalogy* 24: 346–352.
- Camilo-Alves, C. 2003. Adaptações dos tamanduás-bandeira à variação da temperatura ambiente no Pantanal da Nhecolândia, MS. Tesis de Maestría, Universidad Federal de Mato Grosso do Sul, Mato Grosso de Sul.
- Campbell, L. y Croft, D.B. 2001. Comparison of hard and soft release of hand reared eastern grey kangaroos. En: *Veterinary Conservation Biology, Wildlife Health and Management in Australasia* (eds. A. Martin y L. Vogelnest), pp. 173–180. Proceedings of International Joint Conference, Taronga Zoo, Sydney, July 2001.
- Clarke, R.H., Boulton, R.L. y Clarke, M.F. 2002. Translocation of the socially complex Black-eared Miner *Manorina melanotis*: a trial using hard and soft release techniques. *Pacific Conservation Biology* 8: 223–234.
- Daan, S. y Aschoff, J. 1975. Circadian Rhythms of Locomotor Activity in Captive Birds and Mammals: Their Variations with Season and Latitude. *Oecologia* 18: 269–316.
- Di Bitetti, M.S. 2001. Home range use by the tufted capuchin monkey, *Cebus apella nigritus*, in a subtropical rainforest of Argentina. *Journal of Zoology – London* 253: 33–45.
- Di Bitetti, M.S., De Angelo, C., Paviolo, A., Di Blanco, Y., 2008. Local and continental correlates of the abundance of a neotropical cat, the ocelot (*Leopardus pardalis*). *Journal of Tropical Ecology* 24: 189–200.
- Drumond, M.A. 1992. Padrões de forrageamento do Tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) no Parque Nacional da Serra da Canastra: Dieta, comportamento alimentar e efeito de queimadas. Tesis de Maestría en Ecología, Conservación y Manejo de Vida Silvestre, Universidad Federal de Minas Gerais, Minas Gerais.
- Fryxell, J.M., Hazell, M., Borger, L., Dalziel, B.D., Haydon D.T., Morales, J.M., McIntosh, T. y Rosatte, R.C. 2008. Multiple movement modes by large herbivores at multiple spatiotemporal scales. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 105: 19114–19119.
- Gautestad, A.O. y Mysterud, I. 1995. The home range ghost. *Oikos* 74: 195–204.

- Gittleman, J.L. y Harvey, P.H. 1982. Carnivore home-range size, metabolic needs and ecology. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 10: 57–63.
- Gitzen, R.A. y Millspaugh, J.J. 2003. Comparison of least squares cross-validation bandwidth options for kernel home range estimation. *Wildlife Society Bulletin* 31: 823–831.
- Gompper, E. y Gittleman, J.L. 1991. Home range scaling: intraspecific and comparative trends. *Oecologia* 87: 343–348.
- Göttert, T., Schöner, J., Zinner, D., Hodges, J.K. y Böer, M. 2010. Habitat use and spatial organisation of relocated black rhinos in Namibia. *Mammalia* 74: 35–42.
- Harris, S., Cresswell, W.J., Forde, P.G., Trehwella W.J., Woollard, T. y Wray, S. 1990. Home-range analysis using radio-tracking data – a review of problems and techniques particularly as applied to the study of mammals. *Mammal Review* 20: 97–123.
- Joslin, J.K. 1977. Rodent long distance orientation ("homing"), *Advances in Ecological Research* 10: 63–89.
- Kreutz, K. 2007. Timber plantations as favourite habitat for the Giant Anteater (*Myrmecophaga tridactyla* L., 1758) in Northern Brazil. Tesis de Diplomatura, Universidad de Würzburg, Baviera.
- Le Gouar, P., Mihoub, J.-B. y Sarrazin, F. 2012. Dispersal and habitat selection: Behavioural and spatial constraints for animal translocations. En: *Reintroduction Biology: Integrating Science and Management* (eds. J.G. Ewen, D.P. Armstrong, K.A. Parker y P.J. Seddon), pp. 138–164. Wiley-Blackwell, Oxford.
- Linklater, W.L., Flaman, J., Rochat, Q., Zekela, N., MacDonald, E., Swaisgood, R., Airton, D., Kelly, C.P., Bond, K., Schmidt, I. y Morgan, S. 2006. Preliminary analysis of the free-release and scent-broadcasting strategies for black rhinoceros reintroduction. *Ecological Journal* 7: 26–34.
- Mace, G.M. y Harvey, P.H. 1983. Energetics constraints on home-range size. *American Naturalist* 121: 120–132.
- Medri, I.M. y Mourão, G. 2005. Home range of giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*) in the Pantanal wetland, Brazil. *Journal of Zoology – London* 266: 365–375.
- Miller, S. y Ballard, W. 1982. Homing of transplanted Alaskan brown bears. *Journal of Wildlife Management* 46: 869–876.

- Miranda, G.H.B. 2004. Ecología e conservação do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla* Linnaeus, 1758) no Parque Estadual das Emas. Tesis de Doctorado en Ecología, Universidad de Brasília, Brasil.
- Möcklinghoff, L. 2008. Social organization and habitat use of the giant anteater (*Myrmecophaga tridactyla* L., 1758) in timber plantations in northern Brazil. Tesis de Diplomatura, Universidad de Hamburgo, Alemania.
- Mohr, C. 1947. Table of equivalent populations of North American small mammals. *American Midland Naturalist* 37: 223–249.
- Montgomery, G.G. y Lubin, Y.D. 1977. Prey influences on movements of neotropical anteaters. En: *Proceedings of the 1975 Predator Symposium* (eds. R.L. Phillips y C. Jonkel), pp. 103–131. Montana forest and conservation experiment station, University of Montana, Missoula, Montana. 268 pp.
- Mourão, G. y Medri, I.M. 2002. A new way of using inexpensive large-scale assembled GPS to monitor giant anteaters in short time intervals. *Wildlife Society Bulletin* 30: 1029–1032.
- Nilsen, E.B., Herfindal, I., Linnell, J.D.C. 2005. Can intra-specific variation in carnivore home-range size be explained using remote-sensing estimates of environmental productivity? *Ecoscience* 12: 68–75.
- Odum, E.P. y Kuenzler, E.J. 1955. Measurement of territory and home-range size in birds. *Auk* 72: 128–137.
- Perelberg, A., Saltz, D., Bar-David, S., Dolev, A. y Yom-Tov Y. 2003. Seasonal and circadian changes in the home ranges of reintroduced persian fallow deer. *The Journal of Wildlife Management* 67: 485–495.
- Powell, R.A., Zimmerman, J.W. y Seamon, D.E. 1997. Ecology and behavior of North American black bears. Chapman and Hall, New York.
- Powell, R.A. 2000. Animal home ranges and territories and home range estimators. *Research Techniques in Animal Ecology* (eds L. Boitani y T.K Fuller), pp. 65–110 Columbia University Press, New York.
- R Core Team 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>.
- Reading, R.P. y Clark, T.W. 1996. Carnivore reintroductions: An interdisciplinary examination. En: *Carnivore Behavior, Ecology and Evolution* (ed. J.L. Gittleman), pp. 296–336. Cornell University Press, Ithaca, New York.

- Redford, K. (1985). Feeding and food preferences in captive and wild giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*). *Journal of Zoology – London* 205: 559–572.
- Redford, K. y Eisenberg, J. 1992. *Mammals of the Neotropics*. University of Chicago Press, Chicago.
- Rocha, F.L. y Mourão, G. 2006. An Agonistic Encounter Between Two Giant Anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*). *Edentata* 7: 50–51.
- Rogers, L.L. 1988. Homing tendencies of large mammals: a review. En: *Translocation of wild animals* (eds. L. Nielsen y R.D. Brown), pp. 76–92. Wisconsin Humane Society and Caesar Kleberg Wildlife Research Institute, Wisconsin.
- Saltz D., Rowen M. y Rubenstein, D.I. 2000. The effect of space-use patterns of reintroduced Asiatic wild ass on effective population size. *Conservation Biology* 14: 1852–1861.
- Scott, J.M. y Carpenter, J.W. 1987. Release of captive-reared or translocated endangered birds: what do we need to know? *Auk* 104: 544–545.
- Seaman, D.E. y Powell, R.A. 1996. Accuracy of kernel density estimators for home range analyses. *Ecology* 77: 2075–2085.
- Seaman, D.E., Griffith, B. y Powell, R.A. 1998. KERNELHR: a program for estimating animal home ranges. *Wildlife Society Bulletin* 26: 95–100.
- Seaman, D.E., Millsaugh, J.J., Kernohan, B.J., Brundige, G.C., Raedeke, K.J. y Gitzen, R.A. 1999. Effects of sample size on kernel home range estimates. *The Journal of Wildlife Management* 63: 739–747.
- Shaw, J., Carter, T. y Machado-Neto, J. 1985. Ecology of the giant anteater *Myrmecophaga tridactyla* in Serra da Canastra, Minas Gerais, Brasil: a pilot study. En: *The evolution and ecology of armadillos, sloths and vermilinguas* (ed. G.G. Montgomery), pp. 379–384. Smithsonian Institution Press, Washington DC.
- Shaw, J.H., Machado-Neto, J. y Carter, T.S. 1987. Behavior of free-living Giant Anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*). *Biotropica* 19: 255–259.
- Silveira, E.K.P. 1969. História natural do tamanduá-bandeira, *Myrmecophaga tridactyla* Linn. 1758, Myrmecophagidae. *Velozia* 7: 34–43.
- Stamps J.A. y Swaisgood R.R. 2007. Someplace like home: Experience, habitat selection and conservation biology. *Applied Animal Behavior Science* 102: 392–409.
- Swihart, R. y Slade, N. 1985. Testing for independence of observations in animal movements. *Ecology* 66: 1176–1184.

- Thompson, J.R., Bleich, V.C., Torres, S.G. y Mulcahy, G.P. 2001. Translocation techniques for mountain sheep: does the method matter? *The Southwestern Naturalist* 46: 87–93.
- Wang, M. y Grimm, V. 2007. Home range dynamics and population regulation: an individual-based model of the common shrew *Sorex ayaneus*. *Ecological Modelling* 205: 397–409.
- Wauters, L., Casale, P. y Fornasari, L. 1997. Post-release behaviour, home range establishment and settlement success of reintroduced red squirrels. *Italian Journal of Zoology* 64: 169–175.
- White, G. y Garrott, R. 1990. *Analysis of wildlife radio-tracking data*. Academic Press, New York.
- Worton, B. 1989. Kernel methods for estimating utilization distribution in home-range studies. *Ecology* 70: 164–168.
- Worton, B.J. 1995. Using Monte Carlo simulation to evaluate kernel-based home range estimators. *The Journal of Wildlife Management* 59: 794–800.

CAPÍTULO V

CONCLUSIONES GENERALES Y RECOMENDACIONES PARA EL MANEJO Y CONSERVACIÓN DE OSOS HORMIGUEROS

5.1. Resumen

Los osos hormigueros reintroducidos mostraron un comportamiento catemeral en cuanto a sus horarios de actividad. Fueron más nocturnos en los meses más fríos y más diurnos en los meses más cálidos, lo cual sugiere la regulación de este patrón de acuerdo a la temperatura ambiente y la estacionalidad. Los animales que fueron criados en vida silvestre y los adultos fueron más nocturnos que los animales que fueron criados en cautiverio y juveniles. Los osos hormigueros utilizaron en forma diferencial el hábitat según su actividad, seleccionando bosques para los períodos de descanso y mostrando una menor selectividad para los períodos de actividad. La cobertura vegetal es un recurso requerido por los osos hormigueros. Las áreas de acción no mostraron una reducción en su tamaño en el tiempo. Su tamaño medio fue similar a las mayores estimaciones para la especie en Sudamérica, lo que podría indicar que la población reintroducida no ha alcanzado su capacidad de carga o que el área no ofrece tanto alimento como zonas tropicales. Los animales reintroducidos mostraron una alta fidelidad al sitio de liberación, probablemente favorecida por las estrategias de suelta utilizadas (más de un individuo por evento de suelta) y a la configuración del hábitat. Los resultados de este estudio permiten establecer protocolos para la reintroducción de osos hormigueros. Luego de establecida una población, no es aconsejable seguir liberando animales en el área, porque la presencia de una población residente puede afectar negativamente la aclimatación de los recién llegados, además de conllevar a un mayor estrés de la población establecida. Es necesario considerar y evaluar el efecto de la presencia de depredadores en nuevos esfuerzos de reintroducción de esta especie. La evitación de ambientes de baja cobertura por osos hormigueros sugiere que el manejo ganadero tradicional puede no sólo afectar la abundancia a largo plazo de la población reintroducida, sino también señalar una potencial causa de extinción de esta y otras especies en el área. Es importante que las tierras de conservación estricta no estén restringidas a las tierras públicas de esteros y lagunas, sino que deberían también incluir muestras representativas de tierras altas de bosques y pastizales, esenciales para la viabilidad a largo plazo o la restauración de poblaciones silvestres dentro de la RNI.

5.2. Recapitulación de los resultados de esta tesis

En esta tesis desarrollé distintos aspectos de la ecología, el comportamiento y el grado de aclimatación de la primera población reintroducida de osos hormigueros. Si bien este fue un estudio observacional, del cual no se desprende la causalidad de los procesos, a través del monitoreo intensivo de los animales liberados estudié sus patrones de actividad, de uso del espacio y sus variaciones de acuerdo a distintas características ambientales, de manejo para la reintroducción y propias de los animales.

Para describir los patrones de actividad diaria del oso hormiguero y evaluar cómo varían estacionalmente y según otras características de los animales (*e.g.* edad, sexo, la forma en que fueron criados), la primera hipótesis que puse a prueba en esta tesis es que la temperatura ambiente es la principal determinante de los patrones horarios de actividad (Capítulo II). Los animales resultaron más diurnos durante los meses de menor temperatura y más nocturnos en los meses más cálidos, en concordancia con las predicciones planteadas para esta hipótesis. Además, los animales que se criaron en vida silvestre tendieron a ser más nocturnos que los animales que fueron criados en cautiverio, probablemente debido a la exposición de los primeros al riesgo de depredación o cacería o al aprendizaje adquirido a través de sus madres. Los animales adultos también fueron más nocturnos que los animales juveniles, indicando cómo la experiencia y el aprendizaje pueden influir en los patrones horarios de actividad de esta especie, además de la temperatura ambiente. Los osos hormigueros pasaron relativamente menos horas del día activos en los meses más fríos, patrón predicho por la hipótesis planteada. Esto, a su vez, implica que la especie contraresta sus limitaciones energéticas a través del ahorro energía ante una menor abundancia de alimentos.

En el capítulo III evalué el uso y selección que los osos hormigueros hacen de los distintos ambientes y de acuerdo a los usos de la tierra del sitio de estudio, a diferentes escalas espaciales y sus variaciones de acuerdo a la edad, el sexo, el grado de actividad (activos o en reposo) y de acuerdo a las estaciones del año. Predije que en períodos de descanso los osos hormigueros seleccionarán positivamente hábitats de mayor cobertura y, para los períodos de actividad, seleccionarán hábitats con mayor abundancia relativa de alimentos. Los osos hormigueros dedicaron un menor tiempo a la actividad durante las épocas de bajas temperaturas y menor disponibilidad de alimentos, pero el patrón de uso y selección de hábitat observado sugiere que compensan el menor tiempo de dedicación a la actividad con una ampliación de los ambientes explotados durante los meses fríos, extendiendo sus

movimientos, hacia los malezales especialmente, durante esta época de escasez de alimentos. Como lo esperaba, la cobertura boscosa resultó un recurso importante y requerido en la selección de las áreas de acción por los animales, ya que los protege de temperaturas extremas y potenciales depredadores, pero fue notoria la evitación mostrada por estos animales hacia los ambientes de sabanas y hacia las tierras de uso ganadero, demostrando como los ambientes de baja cobertura vegetal pueden ser determinantes en el uso y selección de hábitat para esta población reintroducida.

La termorregulación parece ser un factor importante en la ecología y el comportamiento de los osos hormigueros. El sitio de estudio carece (prácticamente) de depredadores naturales para el oso hormiguero. Si bien esto puede haber sesgado en algún grado el comportamiento de los animales, permitió evaluar otros factores en un sistema más controlado con respecto al riesgo de depredación. Los comportamientos antidepredatorios son generalmente costosos, porque tienen una relación de compromiso con otras actividades, como la alimentación, el descanso o la búsqueda de pareja (Lima y Dill 1990). La pérdida o cambios de los comportamientos antidepredatorios pueden ocurrir a lo largo de generaciones (cambios adaptativos más importantes) o a la escala de vida de un animal y esto depende del costo y el grado con que éstos están relacionados con otros rasgos de comportamiento (Griffin *et al.* 2000). Por otro lado, los animales que han sido aislados ontogenéticamente (*e.g.* criados en cautiverio) pueden tener la capacidad de expresar comportamientos antidepredatorios competentes, pero es improbable que ocurran sin la experiencia específica. Para un amplio rango taxonómico (peces, aves y mamíferos) las señales de conoespecíficos dispara el aprendizaje sobre depredadores, y éstos a su vez pueden mejorar la eficiencia de sus respuestas cuantitativamente como resultado de la experiencia con depredadores (Griffin *et al.* 2000). La gran mayoría de los osos hormigueros reintroducidos son nacidos en vida silvestre, por lo que el efecto generacional no debe ser un factor importante para esta población. En este estudio hubo algunas referencias de comportamientos antidepredatorios y de aprendizaje, como los horarios de actividad más nocturnos dado en los animales que fueron criados en vida silvestre y adultos. Además, la evitación de ambientes abiertos y de zonas ganaderas sugiere que el comportamiento de estos animales podría estar en algún grado mediado por estos factores del riesgo percibido.

Recientemente se registró la presencia de un puma (*Puma concolor*; Fig. 5.1) y existe un proyecto para la futura reintroducción del jaguar en el sitio de estudio (http://www.proyectoibera.org/especiesamenazadas_yaguarete.htm). La inminente llegada de depredadores a Iberá hace necesario continuar con el monitoreo de esta población

reintroducida a largo plazo para evaluar cambios en su comportamiento y los efectos que puedan producirse en la población reintroducida, como así también en otras potenciales especies presa en la región.



Figura 5.1. Primer registro fotográfico de un puma en el sitio de estudio mediante una cámara-trampa, en uno de los puntos cebados para registrar osos hormigueros. En la parte inferior de la fotografía se observa, de izquierda a derecha, la temperatura ambiente, fase lunar, fecha (mm/dd/aa) y hora del registro, junto a la referencia de identidad de la estación de muestreo. Se puede observar a la izquierda del animal el comedero a prueba de otras especies, donde se colocaba periódicamente el alimento artificial que servía de cebo.

En el Capítulo IV abordé el establecimiento y variaciones de las áreas de acción de los animales reintroducidos. Las variaciones en el tiempo no fueron evidentes. Los machos presentaron áreas de acción de mayor tamaño que las de las hembras. Este es un patrón común en muchas especies, ya que el tamaño de las áreas de acción de las hembras depende en general de la disponibilidad de alimentos, mientras que el de los machos depende de la disponibilidad de hembras (Powell 2000).

Los osos hormigueros no mostraron una clara estabilización de la posición en el espacio de las áreas de acción, pero sí una alta fidelidad al sitio de liberación, especialmente en los animales adultos. Este patrón fue aún más notorio en los animales que fueron liberados junto a otro/s individuo/s. La alta fidelidad al sitio de liberación parece ser explicada en parte por el hecho de haber utilizado sueltas con múltiples individuos y/o desde corrales de presuelta (*i.e.* sueltas blandas), pero es probable que la configuración del hábitat también haya contribuido a explicar gran parte de este patrón. El sitio de liberación se encuentra rodeado de ambientes no aptos para la especie, que funcionan parcialmente como barreras, como los

esteros y lagunas, y otros ambientes que son claramente evitados, como las tierras bajo producción ganadera (Capítulo III). La configuración del sitio de estudio puede haber evitado grandes dispersiones, comúnmente asociadas a un alto costo en la supervivencia (Rousset y Gandon 2002, Bertolero *et al.* 2007). Por ello, no sólo la calidad del hábitat, sino también su configuración espacial puede ser un factor decisivo en el asentamiento de los animales liberados.

Los osos hormigueros, a pesar de tener distintos orígenes y condiciones, presentaron patrones horarios de actividad y un uso del espacio similar al de animales silvestres (ver McNab 1984, Drumond 1992, Medri 2002, Camilo-Alves 2003, Camilo-Alves y Mourão 2006, Mourão y Medri 2007). El patrón de selección de hábitat y la alta fidelidad al sitio de liberación sugieren que los osos hormigueros liberados, la mayoría de una limitada experiencia previa en vida libre, pueden sobrevivir adecuadamente en un ambiente silvestre, hasta el punto de sentar las bases demográficas para el retorno de la especie en una zona de la que habían sido extinguidos.

5.3. Síntesis sobre el primer núcleo poblacional de osos hormigueros reintroducidos

Las reintroducciones son una herramienta valiosa para los programas de conservación de vida silvestre que pretenden revertir las tendencias negativas o recuperar una especie o población (Griffith *et al.* 1989). A pesar de la importancia que tiene la reintroducción de especies y de su frecuente uso, es una actividad costosa y que posee una baja tasa de éxito en el mundo de la conservación (Griffith *et al.* 1989, Dodd y Seigel 1991, Wolf *et al.* 1996, IUCN/SSC 2013). Los animales reintroducidos son liberados en ambientes con los que no están familiarizados y deben explorar sus alrededores para obtener el conocimiento esencial para sobrevivir (Berger-Tal y Saltz 2014), ya que desconocen la abundancia y ubicación de alimentos, agua, refugios y depredadores. Estas limitaciones pueden afectar su supervivencia especialmente durante el período de habituación, como ha sido registrado en muchas especies de aves (Sarrazin *et al.* 1994, Sarrazin y Legendre 2000), reptiles (Mullen y Ross 1997) y mamíferos (Short y Turner 2000, Eastridge y Clark 2001, Bar-David *et al.* 2005). Se asume que el costo de liberación (*i.e.* mortalidad cercana a la liberación) ocurre en todos los programas de reintroducciones antes de que los animales se familiaricen con su nuevo ambiente (ver Sarrazin y Legendre 2000) y, aun así, la supervivencia pocas veces fue estimada (Sarrazin *et al.* 1994, Sarrazin y Barbault 1996, Eastridge y Clark 2001). Si los

animales liberados muestran una baja supervivencia, podría indicar que el hábitat no es apropiado, que las causas de extinción no han sido totalmente erradicadas en el área de liberación o una combinación de estos factores (Bertolero *et al.* 2007). Por ello, y porque la respuesta de una población reintroducida puede cambiar con el tiempo (Wolf *et al.* 1996), el monitoreo a largo plazo es decisivo en un proyecto de reintroducción de una especie, particularmente para especies de larga vida (Dodd y Seigel 1991).

De los 31 animales liberados durante estos siete años, al menos el 35% murió (11 individuos). De los animales que murieron, sólo tres fueron adultos (> 36 meses de edad, Redford y Eisenberg 1992). Uno de estos animales adultos fue un macho silvestre traslocado que murió a tan sólo nueve días desde su liberación, probablemente asociado a una herida en la cabeza hecha en su lugar de origen, ya que mostró problemas motrices luego de la liberación. La edad promedio de muerte (\pm DE) de todos los individuos fue de 33,67 (\pm 13,16) meses. A su vez, esto ocurrió relativamente cercano a la liberación, en promedio (\pm DE) a 9,49 (\pm 9,40) meses desde que fueron liberados. A pesar de ello, con la información reunida entre los años 2007 y 2011, un análisis de la supervivencia anual de la población reintroducida, realizado mediante el estimador no paramétrico de incidencia acumulada (Heisey y Patterson 2006), reveló que la tasa anual de supervivencia de los animales liberados era del 89% (Intervalos de Confianza del 90%= 0,77–1,00), similar a la de otras poblaciones de mamíferos silvestres en crecimiento demográfico (Fig. 5.2; Di Blanco *et al.* 2012). La alta supervivencia de los primeros animales reintroducidos sugiere que rápidamente se adecuaron al ambiente y que, probablemente, éste es de una adecuada calidad relativa (*i.e.* alta disponibilidad de refugios y alimento, baja incidencia del fuego, depredación y cacería; Bartolero *et al.* 2007).

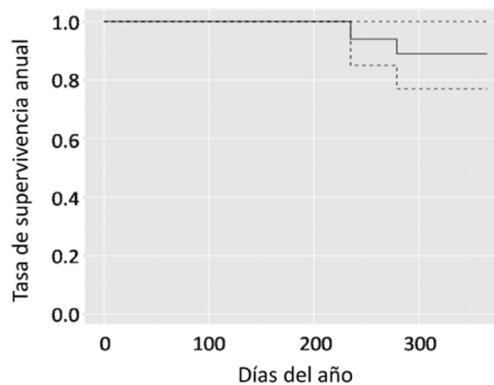


Figura 5.2. Tasa de supervivencia anual e intervalos de confianza de los animales reintroducidos hasta el año 2011 a través del estimador no paramétrico de la función de incidencia acumulada. La población reintroducida muestra una alta probabilidad de supervivencia anual, de casi un 90%.

El éxito de las reintroducciones puede depender de la calidad del hábitat (Griffith *et al.* 1989). Los programas de reintroducción de una especie proveen una oportunidad única de evaluar experimentalmente sus requerimientos de hábitat e informar mejor a los futuros esfuerzos de conservación (Sheean *et al.* 2012). Berger-Tal y Saltz (2014) describen un proceso lógico que permite la toma de decisiones de manejo postreintroducción en función del comportamiento de los individuos reintroducidos, en particular, del movimiento. Para ello, proponen cuatro componentes básicos del comportamiento a tener en cuenta: la fidelidad al sitio de liberación, la recurrencia en las localizaciones, la proximidad a otros individuos y la variación individual en el comportamiento del movimiento. Los osos hormigueros reintroducidos presentaron una alta fidelidad al sitio de liberación, con áreas de acción relativamente estables y altamente solapadas entre los individuos.

La alta fidelidad al sitio de liberación es una característica deseable, al menos en las primeras etapas de este tipo de iniciativas. Si bien esta alta fidelidad puede haber generado algunos efectos negativos (*e.g.* competencia intraespecífica), permitió que los animales estuvieran relativamente cercanos entre sí. Esta concentración de individuos también llevó a una relativamente alta tasa reproductiva de los animales. De las siete hembras que tenían o llegaron a la edad reproductiva durante este período de estudio, seis se reprodujeron. La reproducción no fue inmediata luego de la liberación. La primera hembra reintroducida en el año 2007 tuvo su primera cría en el año 2009 (Fig. 5.3). Otras dos hembras comenzaron a tener crías en el año 2011, y las otras en los años subsiguientes. Esto puede ser explicado por el efecto Allee (1931), en el que un animal asocial necesita que haya una densidad/abundancia mínima de animales para comenzar a reproducirse (Deredec y Courchamp 2007). Un ejemplo contrastante se dio en la reintroducción del venado de las pampas. Los venados de las pampas, animales gregarios, también fueron reintroducidos en Iberá y fueron liberados en grupos. Como resultado, todas las hembras se reprodujeron en el primer año luego de su liberación. A pesar de que la reproducción de los osos hormigueros no fue inmediata, una vez que las hembras comenzaron a reproducirse dieron a luz, en general, una cría por año. La primera hembra reintroducida produjo seis crías que aparentemente alcanzaron su edad de independencia (a los cinco a ocho meses de edad) que nacieron cada año, entre los años 2009 y 2014, al igual que las otras en años subsiguientes.



Figura 5.3. Registro fotográfico mediante una cámara-trampa de la primer cría nacida en Iberá, Corrientes, perteneciente a la primer hembra reintroducida, Ivoty Porá.

En el año 2014 hay alrededor de 40 osos hormigueros, tanto reintroducidos como nacidos en vida silvestre, que viven libremente en la Reserva Natural del Iberá. Luego de siete años (octubre 2007–noviembre 2014) desde la primera liberación en Iberá, el primer núcleo poblacional parece encontrarse en claro crecimiento, por lo que se decidió, en el año 2013, dejar de suplementar a esta población con nuevos individuos. En sólo un año, desde octubre de 2013 a noviembre de 2014, se liberaron diez osos hormigueros en San Alonso, otra propiedad de CLT en la cual se está gestando el segundo núcleo poblacional reintroducido de la especie en el mundo, en Iberá, Corrientes.

5.4. Recomendaciones para la reintroducción de osos hormigueros

El monitoreo de animales liberados es vital para responder preguntas científicas, guiar estrategias exitosas y evaluar el progreso de un programa de reintroducción (Sheean *et al.* 2012). Conducir programas de reintroducción dentro de un marco experimental y científico posibilita poner a prueba hipótesis, llevando así a un monitoreo estratégico y eficiente del que pueden surgir respuestas valiosas a preguntas relacionadas al manejo para la reintroducción (Armstrong y Seddon 2008, Sheean *et al.* 2012). Los protocolos estándar para reintroducciones deben ser modificados caso por caso (Bertolero *et al.* 2007). Los resultados de este estudio permiten destacar algunos aspectos que deben ser considerados para la reintroducción (y quizás el enriquecimiento de otras poblaciones) de osos hormigueros. Las hipótesis y objetivos planteados para el desarrollo de este trabajo dieron un marco conceptual para responder algunas preguntas básicas sobre la ecología del oso hormiguero, y dieron

lugar a evaluar e identificar algunas estrategias de manejo para la reintroducción que influyeron en el éxito (o fracaso) de este proceso experimental de restauración de una especie con la cual no se había trabajado antes.

Existen numerosas estrategias de manejo utilizadas para optimizar los procesos de reintroducción (Bright y Morris 1994, Eastridge y Clark 2001), por ejemplo, las sueltas blandas, que deberían reducir la dispersión (Tuberville *et al.* 2005) e incrementar la supervivencia (Kleiman 1989). Sin embargo, una relativamente alta mortalidad cercana a la liberación ha sido encontrada inclusive utilizando sueltas blandas (Sarrazin *et al.* 1994, Eastridge y Clark 2001, Towns y Ferreira 2001), mientras que también hay casos de alta supervivencia luego de la liberación utilizando sueltas duras (Bertolero *et al.* 2007). La alta fidelidad al sitio de liberación de los osos hormigueros liberados pudo darse por características propias de la especie, pero fue claramente favorecida por las sueltas de múltiples individuos y las características y configuración del hábitat. El hábitat del sitio de estudio es aparentemente de una calidad adecuada y está rodeado de ambientes evitados por la especie, que previno grandes dispersiones y los riesgos asociados. Sin embargo, el uso de sueltas blandas y, sobre todo, de más de un individuo a la vez es también recomendable en un hábitat continuo (Tuberville *et al.* 2005, Bertolero *et al.* 2007).

Liberar animales dentro de una población ya establecida puede no ser aconsejable debido al riesgo de transmisión de enfermedades (Seigel y Dodd 2000), por el potencial disturbio producido en la población residente (Berry 1986) y, además, porque la presencia de una población residente puede afectar negativamente la aclimatación de los recién llegados (Bertolero *et al.* 2007). Los osos hormigueros mostraron algún grado de competencia intraespecífica, donde los animales más jóvenes son menos selectivos en cuanto a sus horarios de actividad (Capítulo II), ambientes (Capítulo III) y presentan áreas de acción más variables y menos definidas (Capítulo IV). En adición, la mayoría de los animales que no llegaron a establecerse y que sufrieron la mayoría de los eventos de mortalidad fueron animales de esta categoría de edad (ver sección anterior). Esto sugiere que una vez que los animales adultos ocupan un área de forma más o menos estable, es aconsejable dejar de sumar nuevos animales al sistema, especialmente juveniles. El no hacerlo puede producir un mayor estrés de la población establecida y llevar a una menor probabilidad de supervivencia (mayor costo de liberación) de los animales recién llegados, que tienen menor experiencia y utilizarán ambientes de menor calidad y de forma menos eficiente. Esto, a su vez, va a depender de la densidad de la población fuente y de la capacidad de carga de la población residente o reintroducida. Pueden existir casos particulares en que se produzca un cambio en

la vocación de conservación de una tierra (*i.e.* de un manejo productivo poco compatible a uno de conservación estricta), donde exista una población residente empobrecida genéticamente, y quizás en este caso podría tener sentido hacer suplementaciones con animales desde otro sitio, aunque serán necesarios estudios y experiencias que avalen esta idea.

A pesar de la gran variedad de hábitats usados por el oso hormiguero, la cobertura vegetal parece ser un factor clave en el éxito de su reintroducción, y su escasez podría limitar la capacidad de carga de esta nueva población de osos hormigueros. Otro factor que resultó ser aún más importante, es la actividad ganadera. La evitación de ambientes altamente pastoreados y de baja cobertura, como las sabanas, por osos hormigueros sugiere que el manejo ganadero tradicional afecta la abundancia a largo plazo de la población reintroducida. Sabemos que la expansión de la ganadería en la región estuvo asociada al uso regular de quemados de pastizales nativos, el uso de perros y la deforestación (CLT 2007). Los resultados de este estudio muestran que los osos hormigueros son sensibles los efectos derivados de la producción ganadera, probablemente expresados en la disminución de áreas forestadas y de altos y densos pastizales, la alta incidencia de quemados y el uso de perros. La evitación de ambientes altamente pastoreados por osos hormigueros sugiere que el manejo ganadero tradicional puede no sólo afectar la abundancia a largo plazo de la población reintroducida, sino también la expansión y colonización de otros ambientes. Por ello, es recomendable realizar cambios en el manejo ganadero de la región y la creación de tierras de conservación estricta con muestras representativas de ambientes de bosques y pastizales, tal y como lo está haciendo CLT, ya que las tierras públicas bajo conservación estricta en Iberá en la actualidad albergan, en su gran mayoría, sólo ambientes no aptos para los osos hormigueros y otros mamíferos no acuáticos.

La presencia de depredadores, aunque en bajas densidades, puede comprometer el éxito de una reintroducción (Bertolero et al 2007), por lo que debe ser un factor considerado en este tipo de iniciativas. La mortalidad por depredación ha estado implicada en algunos ejemplos de reintroducciones fallidas (Beck *et al.* 1991, Short *et al.* 1992, Miller *et al.* 1994, Aprile y Schneider 2008) y otras hubiesen tenido el mismo destino sin el manejo apropiado (Biggins *et al.* 2006, Breck *et al.* 2006). Desde hacía décadas en el sitio de estudio no hubo evidencia sobre la presencia de potenciales depredadores del oso hormiguero (jaguar y puma). A pesar del intensivo estudio llevado a cabo en el sitio de estudio durante el año 2007 utilizando cámaras-trampa, no se registró la presencia de ningún depredador natural para la especie (ver Di Bitetti *et al.* 2010). Luego, a partir de agosto del año 2008, se registró

mediante la misma metodología la presencia de un puma (al parecer un único individuo) fotografiado repetidas veces en distintos puntos del área de estudio (Fig. 5.1). A pesar de la presencia de este gran carnívoro, no se registró ningún evento de depredación sobre los osos hormigueros monitoreados. La evidencia indica que la llegada de este depredador al sitio de estudio fue muy reciente, lo que pudo resultar en que no haya sido una amenaza importante en los momentos de mayor susceptibilidad de la población reintroducida (*i.e.* pocos individuos). Las estrategias de manejo existentes para abordar este problema son la liberación de animales en sitios sin depredadores, la construcción de cercos que excluyan a los depredadores, la erradicación de los depredadores o el entrenamiento previo a la liberación para fortalecer los comportamientos antidepredatorios (Griffin *et al.* 2000). La primera estrategia resultó natural para este caso. Si bien la presencia de depredadores naturales no fue un factor importante para la reintroducción de osos hormigueros en Iberá, es necesario considerar y evaluar el efecto de los potenciales depredadores en nuevos esfuerzos de reintroducción de esta especie en otros sitios.

El monitoreo de poblaciones reintroducidas no sólo está limitado al radiomarcado de cada uno de los individuos liberados. El uso de técnicas menos intrusivas, como las cámaras-trampa, permite evaluar características del uso de hábitat, los horarios de actividad, estimaciones indirectas de la abundancia (*e.g.* ocupación; MacKenzie *et al.* 2006), como así también de otras especies presentes en el área. Esta puede ser una alternativa viable de monitoreo en estadios avanzados de un proceso de reintroducción que debería considerarse.

Finalmente, otro factor a tener en cuenta, previamente y durante un proceso de reintroducción de una especie, es la garantía de apoyo y fondos adecuados de largo plazo. Este tipo de procesos son extremadamente costosos, tanto en tiempo, en aspectos técnicos, como así también en aspectos económicos. Un proyecto de reintroducción debe llevarse a cabo con el apoyo tanto de los gobiernos y ONGs, como de la sociedad en general (Kleiman 1989). La participación de la sociedad es un factor especialmente importante para lograr el primer requisito para llevar a cabo una reintroducción con éxito, ya que la remoción de las amenazas que posibilitaron la extinción de la especie en un área determinada es esencial para alcanzarlo (Kleiman 1989, Caughley 1994). Un proyecto de reintroducción debe ir acompañado por programas de educación ambiental y de promoción de la especie. Debe promover una mayor interacción de los implementadores del proyecto con la comunidad humana local, como así también la continuidad de cada uno de estos procesos. The Conservation Land Trust realizó estudios previos sobre la viabilidad de la reintroducción, como así también de las percepciones de la comunidad local sobre la especie (Jiménez-Pérez

2006). Esta institución asumió el compromiso financiero y organizativo que ha mantenido por nueve años y que continúa en la actualidad. A su vez, ha acompañado el proceso con actividades y materiales de promoción, comunicación y transferencia a través de videos y documentales, boletines, notas de prensa, obras de títeres y un libro (Jiménez-Pérez 2013).

No sólo existen indicadores biológicos del éxito de la restauración de una especie. Hay otros indicadores de índole social que deben considerarse en un proceso de reintroducción. Además del marcado crecimiento en los aspectos técnicos y de manejo de los animales logrado a través de todo el proceso de reintroducción (inmovilizaciones, radiomarcaje, alimentación en cautiverio, monitoreo, etc.), el oso hormiguero, que era desconocido en la región, en un período de siete años ha sido admitido en Iberá como un símbolo emblemático de su fauna. Ha pasado también de ser una especie extinta a ser, en noviembre de 2014, incorporado a la ley N° 4736/93 que lo declara como Monumento Natural en la provincia de Corrientes.

5.5. Pautas de conservación y conclusiones finales

El comportamiento de una especie puede ser utilizado para identificar la calidad de un hábitat, actuando como un bio-indicador del éxito de un tratamiento de restauración (Ortega-Álvarez y Lindig-Cisneros 2012) y, por ello, servir como base de información para el manejo de tierras y otros factores ecológicos (Bennett *et al.* 2013). Este estudio muestra algunas pistas sobre el estado pasado, presente y futuro del oso hormiguero en la RNI y otras regiones subtropicales. La RNI y el resto de la provincia de Corrientes sufrieron un proceso masivo de defaunación durante el último siglo que resultó en la extinción de numerosas especies, incluyendo al oso hormiguero (Parera 2004, Canevari y Vaccaro 2007, Chebez 2008a,b). La expansión de la ganadería en la región estuvo asociada al uso regular de quemadas de pastizales nativos, el uso de perros y la deforestación (CLT 2007). La cacería también estaba ampliamente arraigada en el área hasta probablemente mediados de los 80s. El efecto de la cacería en la supervivencia de una especie altamente sensible como el oso hormiguero (conspicuo, de lentos movimientos y baja tasa reproductiva) parece obvia. Sin embargo, los resultados de este estudio sugieren que estos animales son también sensibles a otros efectos derivados de la producción ganadera expresados en la disminución de áreas forestadas y de pastizales altos y densos. La evitación de ambientes abiertos por los osos hormigueros sugiere que el manejo ganadero tradicional puede no sólo afectar la abundancia a largo plazo de la población reintroducida, sino también señalar una potencial causa de la extinción de

ésta y otras especies sensibles como el pecarí de collar, el tapir, la nutria gigante y el jaguar. Las áreas boscosas y las áreas sin el manejo ganadero tradicional, donde los pastizales altos pueden ofrecer alimentos y cobertura, parecen ser un requisito importante para el éxito de la reintroducción y persistencia de los osos hormigueros. Probablemente también los sean para otras especies que dependen de la cobertura vegetal como refugio. Por ello, si los osos hormigueros y otras especies de grandes mamíferos vuelven a Iberá, es importante que las tierras de conservación estricta (por ej. el Parque Provincial) no estén restringidas a las tierras públicas e “improductivas” de esteros y lagunas, sino que también incluyan muestras representativas de tierras altas como los bosques y pastizales. En ese sentido, las 150.000 ha de reservas privadas pertenecientes a CLT y que abarcan tierras altas ubicadas a áreas adyacentes a los esteros protegidos por el Parque Provincial son esenciales para la viabilidad a largo plazo o restauración de poblaciones silvestres dentro de la RNI (<http://www.proyectoibera.org/parqueibera.htm>). Un manejo distinto de la ganadería puede también jugar un rol fundamental en la conservación de grandes mamíferos, combinando la protección de la biodiversidad con la producción tradicional. Para esto, el fuego, la capacidad de carga ganadera y los perros deberían ser manejados de forma tal que permitan la coexistencia del ganado con otros grandes mamíferos.

5.6. Referencias bibliográficas.

- Allee, W.C. 1931. *Animal Aggregations: A Study in General Sociology*. University of Chicago Press, Chicago.
- Aprile, G. y Scheneider, C. 2008. Respuesta comportamental de Guanacos (*Lama guanicoe*) translocados y reintroducidos en el Parque Nacional Quebrada del Condorito, provincia de Córdoba, Argentina. *Aprona Boletín Científico* 41: 69–87.
- Armstrong, D.P. y Seddon P.J. 2008. Directions in reintroduction biology. *Trends in Ecology and Evolution* 23: 20–25.
- Bar-David, S., Saltz, D., Dayan, T., Perelberg, A. y Dolev, A. 2005. Demographic models and reality in reintroductions: Persian fallow deer in Israel. *Conservation Biology* 19: 131–138.
- Bennett, V.A., Doerr, V.A.J., Doerr, E.D., Manning, A.D., Lindenmayer, D.B. y Yoon, H.J. 2013. Habitat selection and behaviour of a reintroduced passerine: Linking experimental restoration, behaviour and habitat ecology. *PLoS ONE* 8: e54539.

- Berger-Tal, O. y Saltz, D. 2014. Using the movement patterns of reintroduced animals to improve reintroduction success. *Current Zoology* 60: 515–526.
- Berry, K.H. 1986. Desert tortoise (*Gopherus agassizii*) relocation: implications of social behavior. *Herpetologica* 42: 113–125.
- Bertolero, A. 2002. Biología de la tortuga mediterránea *Testudo hermanni* aplicada a su conservación. Tesis de PhD, Universidad de Barcelona, Barcelona, España.
- Bertolero, A., Oro, D. y Besnard, A. 2007. Assessing the efficacy of reintroduction programmes by modelling adult survival: the example of Hermann's tortoise. *Animal Conservation* 10: 360–368.
- Breck, S.W., Biggins, D.E., Livieri, T.M., Matchett, M.R. y Kopcsó, V. 2006. Does predator management enhance survival of reintroduced black-footed ferrets? En : Recovery of the black-footed ferret – Progress and continuing challenges (eds. J.E. Roelle, B.J. Miller, J.L. Godbey y D.E. Biggins), pp. 203–209. United States Geological Survey, Scientific Investigations Report 2005–5293.
- Bright, P.W. y Morris, P.A. 1994. Animal translocation for conservation: performance of dormice in relation to release methods, origin and season. *Journal of Applied Ecology* 31: 699–708.
- Camilo-Alves, C. 2003. Adaptações dos tamanduás-bandeira à variação da temperatura ambiente no Pantanal da Nhecolândia, MS. Tesis de Maestría, Universidad Federal de Mato Grosso do Sul, Mato Grosso do Sul.
- Camilo-Alves, C. y Morão, M. 2006. Responses of a specialized insectivorous mammal (*Myrmecophaga tridactyla*) to variation in ambient temperature. *Biotropica* 38: 52–56.
- Canevari, M. y Vaccaro, O. 2007. Guía de mamíferos del sur de América. LOLA, Buenos Aires.
- Caughley, G. 1994. Directions in conservation biology. *Journal of Animal Ecology* 63: 215–244.
- Chebez, J.C. 2008a. Los que se van: aves. Tomo 2. Albatros, Buenos Aires.
- Chebez, J.C. 2008b. Los que se van: mamíferos. Tomo 3. Albatros, Buenos Aires.
- CLT 2007. Esteros del Iberá: la importancia de su conservación. The Conservation Land Trust, Buenos Aires.
- Deredec, A. y Courchamp, F. 2007. Importance of the Allee effect for reintroductions. *Ecoscience* 14: 440–451.

- Di Bitetti, M.S., Di Blanco, Y.E., Pereira, J.A., Paviolo, A. y Jiménez-Pérez, I. 2009. Time partitioning favors the coexistence of sympatric crab-eating fox (*Cerdocyon thous*) and pampas fox (*Lycalopex gymnocercus*). *Journal of Mammalogy* 90: 479–490.
- Di Blanco, Y.E., Spørring, K.L., Spínola, R.M. y Jiménez-Pérez, I. 2012. Evaluación del rescate y liberación de osos hormigueros gigantes (*Myrmecophaga tridactyla*) como herramienta de conservación. X Congreso Internacional de Manejo de Fauna Silvestre en la Amazonía y América Latina, Salta.
- Dodd, C.K. Jr. y Seigel, R.A. 1991. Relocation, repatriation, and translocation of amphibians and reptiles: are they conservation strategies that work? *Herpetologica* 47: 336–350.
- Drumond, M.A. 1992. Padrões de forrageamento do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) no Parque Nacional da Serra da Canastra: dieta, comportamento alimentar e efeito de queimadas. Tesis de Maestría. Instituto de Ciencias Biológicas, Belo Horizonte.
- Eastridge, R. y Clark, J.D. 2001. Evaluation of 2 soft release techniques to reintroduce black bears. *Wildlife Society Bulletin* 29: 1163–1174.
- Fischer, J. y Lindenmayer, D.B. 2000. An assessment of the published results of animals relocations. *Biological Conservation* 96: 1–11.
- Griffin, A.S., Blumstein, D.T. y Evans, C.S. 2000. Training captive-bred or translocated animals to avoid predators. *Conservation Biology* 14: 1317–1326.
- Griffith, B., Scott, J.M., Carpenter, J.W. y Reed, C. 1989. Translocation as a species conservation tool: status and strategy. *Science* 245: 477–480.
- Heisey, D. y Patterson, B. 2006. A review of methods to estimate cause-specific mortality in presence of competing risks. *The Journal of Wildlife Management* 70: 1544–1555.
- IUCN/SSC 2013. Guidelines for reintroductions and other conservation translocations. Version 1.0. Gland, Switzerland: IUCN Species Survival Commission, viiii + 57 pp.
- Jiménez Pérez, I. 2006. Plan de recuperación del oso hormiguero gigante en los esteros de Iberá, Corrientes (2006–2010). The Conservation Land Trust. http://www.proyectoibera.org/download/osohormiguero/plan_de_recuperacion.pdf.
- Jiménez Pérez, I. ed. 2013. Oso hormiguero: Regreso al monte correntino. The Conservation Land Trust, Buenos Aires, Argentina. Páginas sin numerar. http://www.proyectoibera.org/download/osohormiguero/libro_oso_hormiguero.pdf.

- Kleiman, D.G. 1989. Reintroduction of captive mammals for conservation. *BioScience* 39: 152–161.
- Lima, S.L. y Dill, L.M. 1990. Behavioral decisions made under the risk of predation: a review and prospectus. *Canadian Journal of Zoology* 68: 619–640.
- MacKenzie, D.I., Nichols, J.D. Royle, J.A., Pollock, K.H., Bailey, L.L. y Hines, J.E. 2006. Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence. Elsevier, Amsterdam.
- McNab, B. 1984. Physiological convergence amongst ant-eating and termite-eating mammals. *Journal of Zoology* 203: 485–510.
- Medri, I. 2002. Área de vida e uso de hábitat de tamanduá-bandeira – *Myrmecophaga tridactyla* Linnaeus, 1758 – nas fazendas Nhumirim e Porto Alegre, Pantanal da Nhecolândia, MS. Tesis Doctoral. Universidad Federal de Mato Grosso do Sul, Mato Grosso do Sul.
- Mourão, M. y Medri, I. 2007. Activity of a specialized insectivorous mammal (*Myrmecophaga tridactyla*) in the Pantanal of Brazil. *Journal of Zoology* 271: 187–192.
- Mullen, E.B. y Ross, P. 1997. Survival of relocated tortoises: feasibility of relocating tortoises as a successful mitigation tool. En: *Proceedings Conservation, Restoration, and Management of Tortoises and Turtles: An International Conference* (ed. J. Van Abbema), pp: 140–146. New York Turtle and Tortoise Society and the WCS Turtle Recovery Program, New York.
- Ortega-Álavarez R. y Lindig-Cisneros R. 2012. Feather the science: The effects of ecological restoration on birds and the role birds play in evaluating restoration outcomes. *Ecological Restoration* 30: 116–127.
- Parera, A. ed. 2004. Fauna de Iberá: composición, estado de conservación y propuestas de manejo. Fundación Biodiversidad Argentina. Informe técnico sin publicar.
- Powell, R.A. 2000. Animal home ranges and territories and home range estimators. *Research Techniques in Animal Ecology* (eds L. Boitani y T.K Fuller), pp. 65–110 Columbia University Press, New York.
- Redford, K. y Eisenberg, J. 1992. *Mammals of the Neotropics*. University of Chicago Press, Chicago.
- Rousset, F. y Gandon, S. 2002. Evolution of the distribution of dispersal distance under distance-dependent cost of dispersal. *Journal of Evolution Biology* 15: 515–523.

- Sarrazin, F., Bagnolini, C., Pinna, J.L., Danchin, E. y Clobert, J. 1994. High survival estimates of Griffon vultures (*Gyps fulvus fulvus*) in a reintroduced population. *Auk* 111: 853–862.
- Sarrazin, F. y Barbault, R. 1996. Reintroduction: challenges and lessons for basic ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 11: 474–478.
- Sarrazin, F. y Legendre, S. 2000. Demographic approach to releasing adults versus young in reintroductions. *Conservation Biology* 14: 488–500.
- Seddon, P.J., Soorae, P.S. y Launay, F. 2005. Taxonomic bias in reintroduction projects. *Animal Conservation* 8: 51–58.
- Seigel, R.A. y Dodd, C.K. Jr. 2000. Manipulation of turtle populations for conservation: Halway technologies or viable options? En: *Turtle Conservation* (ed. M.W Klemens), pp: 218–238. Smithsonian Institution Press, Washington DC.
- Sheean, V.A., Manning, A.D. y Lindenmayer, D.B. 2012. An assessment of scientific approaches towards species relocations in Australia. *Austral Ecology* 37: 204–215.
- Short, J. y Turner, B. 2000. Reintroduction of the burrowing bettong *Bettongia lesueur* (Marsupialia: Potoroidae) to mainland Australia. *Biological Conservation* 96: 185–196.
- Strum, S.C. 2005. Measuring success in primate translocation: a baboon case study. *American Journal of Primatology* 65: 117–140.
- Sutherland, W.J. 2000. *The conservation handbook: research, management and policy*. Blackwell Science, Oxford.
- Sutherland W.J., Armstrong D., Butchart S.H.M., Earnhardt, J.M., Ewen, J., Jamieson, I., Jones, C.G., Lee, R., Newbery, P. Nichols, J.D., Parker, K.A., Sarrazin, F., Seddon, P.J., Shah, N. y Tatayah, V. 2010. Standards for documenting and monitoring bird reintroduction projects. *Conservation Letters* 3: 229–235.
- Towns, D.R. y Ferreira, S.M. 2001. Conservation of New Zealand lizards (Lacertilia: Scincidae) by translocation of small populations. *Biological Conservation* 98: 211–222.
- Tuberville, T.D., Clark, E.E., Buhlmann, K.A. y Gibbons, J.W. 2005. Translocation as a conservation tool: site fidelity and movement of repatriated gopher tortoises (*Gopherus polyphemus*). *Animal Conservation* 8: 349–358.
- Wolf, C.M., Griffith, B., Reed, C. y Temple, S.A. 1996. Avian and mammalian translocation: update and reanalysis of 1987 survey data. *Conservation Biology* 10: 1142–1154.



Cinco años de radiomarcaje de osos hormigueros (*Myrmecophaga tridactyla*): mejoras implementadas y lecciones aprendidas

YAMIL E. DI BLANCO^{A,1}, IGNACIO JIMÉNEZ PÉREZ^B, PABLO DÍAZ^B Y KARINA SPØRRING^B

^AInstituto de Biología Subtropical, sede Puerto Iguazú; Facultad de Ciencias Forestales; Universidad Nacional de Misiones, CONICET. Asociación Civil Centro de Investigaciones del Bosque Atlántico (CelBA). Bertoni 85, C. P. 3370, Puerto Iguazú, Misiones, Argentina. E-mail: yamil_db@yahoo.com.ar.

^BThe Conservation Land Trust Argentina. Scalabrini Ortiz 3355, 4°J. CP 1425. Capital Federal, Argentina. E-mail: i_jimenez_perez@yahoo.es, huemul2004@hotmail.com, spoerring@hotmail.com.

¹Autor para correspondencia

Resumen Diferentes autores han propuesto el uso de arneses para fijar radiotransmisores a osos hormigueros gigantes. En este estudio evaluamos la duración y aplicabilidad de estos arneses en osos hormigueros de distintas edades, pusimos a prueba mejoras en su diseño, reportamos si tienen algún efecto negativo en la reproducción y evaluamos el desempeño de un implante intraperitoneal en una hembra. En la Reserva Natural del Iberá, Corrientes, Argentina, radiomarcamos 29 animales (26 reintroducidos y tres nacidos *in situ*) con 37 transmisores VHF colocados sobre arneses, acumulando un total de 370 meses de seguimiento. Cada animal fue recapturado periódicamente (82 recapturas en total), encontrándose en sólo cuatro casos heridas causadas por los arneses, las cuales fueron tratadas adecuadamente. En ningún caso se dio una muerte causada por los arneses. A partir de los diseños originales incorporamos una modificación en la forma de la caja transmisora, que redujo su resistencia a la vegetación, además de incluir una banda elástica a la correa que rodea el tórax que previene la remoción del arnés y las heridas causadas por cambios de peso en el animal. El implante interno implicó una pérdida notable de la señal del transmisor en relación al arnés. Recomendamos el uso de arneses mejorados como un método de sujeción de radiotransmisores para osos hormigueros, ya que ofrecen la mejor calidad de señal y no parecen afectar la reproducción. Sin embargo, este sistema debe incorporar recapturas periódicas para evitar la aparición de posibles heridas graves en animales que experimentan cambios significativos de peso.

Palabras clave: arnés, fijación de radiotransmisor, *Myrmecophaga tridactyla*, oso hormiguero gigante, radiotelemetría

Five years of radio tagging giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*): implemented improvements and learned lessons

Abstract Several authors have proposed using harnesses to attach radio transmitters to giant anteaters. We assessed harness endurance and applicability on giant anteaters of different ages, tested improvements on its design, and evaluated potential negative impacts on reproduction. We also assessed the performance of an internal transmitter in a female anteater. We radiotagged 29 animals (26 reintroduced and three *in-situ*-born cubs) with 37 VHF harness-mounted transmitters, accumulating 370 months of radiotracking giant anteaters in Iberá Natural Reserve, Corrientes, Argentina. Each animal was periodically recaptured finding harness-related wounds in four cases for a total of 82 recaptures. All these wounds were properly treated and healed, and there were no cases of deaths related to harnesses. We designed and field-tested modifications on the transmitter canister shape that reduced resistance to vegetation, and also included an expandable section added to the strap around the thorax that prevented animals from removing their harnesses, while avoiding injuries related to changes in the anteater's weight. The internal implant resulted in a significant loss in signal strength. As result of our experience, we recommend the use of harnesses as the best way to attach radio-transmitters to giant anteaters because they offer the best quality of signal while having no apparent effect on reproduction. However, we highly recommend periodical recaptures of radio-harness tagged animals to avoid potentially fatal wounds coming from ill-adjusted harnesses in animals that are experiencing sharp changes in weight.

Keywords: fitting radiotransmitter, giant anteater, harness, *Myrmecophaga tridactyla*, radiotelemetry

INTRODUCCIÓN

La radiotelemetría es una de las técnicas más utilizadas para el estudio de vertebrados silvestres, ya que permite conocer aspectos de la ecología, demografía y comportamiento de especies elusivas o difíciles de observar (Kenward, 1987; White & Garrot, 1990). A lo largo de las últimas décadas se han desarrollado y mejorado diferentes tecnologías que permiten localizar, observar, e incluso obtener información de la actividad y parámetros fisiológicos de los animales de estudio. Para que esta herramienta sea efectiva, debe estar fijada al animal de forma tal que perdure en el tiempo, no afecte su comportamiento y favorezca la óptima transmisión de la señal utilizada.

Si bien existe una gran diversidad de formas de fijar radiotransmisores u otros sistemas similares a distintas especies, algunos grupos poseen particular dificultad para ello. Entre los mamíferos terrestres, los collares son una forma de fijación generalizada, pero hay grupos, como los mustélidos y algunos xenartros, que normalmente requieren sistemas más especializados debido a su morfología y comportamiento (*e.g.*, Herbst, 1991; Silveira *et al.*, 2011). El oso hormiguero gigante, *Myrmecophaga tridactyla* Linnaeus, 1758, posee un cráneo pequeño en relación al cuello, y los collares no son una opción viable.

Rodrigues *et al.* (2003) revisaron diferentes métodos de sujeción de radiotransmisores sobre osos hormigueros gigantes, concluyendo que “la combinación de un arnés con una antena interna parece ser el mejor método para fijar radiotransmisores en osos hormigueros gigantes”. Este modelo consta de cinco piezas: una correa alrededor del cuello, una alrededor del tórax, una correa principal uniendo las dos anteriores, donde va adosado el transmisor y baterías, y dos correas laterales, paralelas a la principal y por encima de las extremidades anteriores para dar estabilidad al arnés y permitir que la correa principal y el transmisor queden posicionados sobre la cruz del animal o levemente hacia un lado (**FIG. 1**).



FIGURA 1. Imagen de radioarnés colocado en un oso hormiguero gigante, *Myrmecophaga tridactyla*.

En esta especie la hembra carga a su cachorro en su espalda hasta aproximadamente un año de edad (Shaw *et al.*, 1987), y cuando son radiomarcadas con estos arneses, la correa del tórax queda posicionada por detrás de las extremidades anteriores, cercana y delante de los pezones. En los estudios realizados no se evaluó si los arneses tuvieron algún efecto en las fases reproductivas, como la cópula, el amantamiento y el transporte de la cría; o se pusieron a prueba otras alternativas, como los implantes intraperitoneales.

Otro punto relevante es que los osos hormigueros llegan a la edad adulta alrededor de los tres años de edad, con un marcado pico de crecimiento entre la segunda mitad del segundo año y el tercer año de edad (Shaw *et al.*, 1987). Este crecimiento rápido hace especialmente difícil el tener animales marcados durante este período, ya que hay que observarlos y/o recapturarlos con mayor frecuencia, para asegurar que el arnés no produzca heridas o estrangulamiento.

En este trabajo continuamos la línea de trabajo propuesta por Rodrigues *et al.* (2003), planteándonos los siguientes objetivos: 1. evaluar la duración y aplicabilidad del modelo de arnés propuesto por Rodrigues *et al.* (2003) para osos hormigueros gigantes de distintas edades; 2. poner a prueba diferentes mejoras en su diseño que permitan trabajar con animales en crecimiento y durante períodos de varios años; 3. reportar si estos arneses tienen algún efecto negativo en la reproducción de la especie; y 4. evaluar el desempeño de un implante intraperitoneal en una hembra de oso hormiguero en comparación con los arneses externos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Realizamos este estudio en la Reserva Privada Rincón del Socorro (12.400 ha; 28°32'S, 57°10'W), ubicada sobre el margen suroriental de la Reserva Natural del Iberá, Corrientes, Argentina. El clima en los Esteros del Iberá es subtropical. La temperatura media del mes más frío (julio) varía entre 15 y 16 °C y en verano (enero y febrero) varía entre 27 y 28 °C. Las precipitaciones pluviales medias anuales varían entre 1.500 y 1.800 mm (Neiff & Poi de Neiff, 2006). La vegetación es una combinación de malezales (*e.g.*, pastizales abiertos temporalmente inundados), sabanas arboladas, bosques hidrófilos y pantanos (Tressens *et al.*, 2002). La Reserva Rincón del Socorro fue utilizada como estancia ganadera hasta el año 2000, cuando fue adquirida por *The Conservation Land Trust* con fines de restauración y conservación, por lo que el ganado fue excluido de la propiedad. Los osos hormigueros radiomarcados fueron parte del proyecto de reintroducción de la especie en la Reserva Natural Iberá (Jiménez Pérez, 2006).

En este estudio seguimos las directrices de la Guía para el uso de mamíferos silvestres en investigación,

aprobado por la *American Society of Mammalogists* (Sikes *et al.*, 2011). Desde octubre 2007 a agosto 2012 radiomarcamos un total de 29 animales (15 machos y 14 hembras) de diferentes edades (de cinco meses a más de ocho años de edad), en distintos momentos y durante períodos de tiempo variables (de uno a 43 meses por individuo), con una media \pm DE de $12,8 \pm 12,0$ meses, dependiendo de su llegada al proyecto, liberación o nacimiento, acumulando un total de 370 meses de seguimiento de osos hormigueros marcados. De éstos, 26 fueron ejemplares reintroducidos provenientes de distintas localidades de la ecoregión del Gran Chaco argentino, y tres individuos fueron crías nacidas en el sitio de estudio a partir de hembras reintroducidas. De los individuos reintroducidos, 22 fueron animales criados en cautiverio o semicautiverio. Éstos provienen de rescates y decomisos de animales capturados a temprana edad luego de que sus madres fueran muertas por cazadores, casi siempre asociado a conflictos con los perros de caza (17 individuos) y donaciones de zoológicos u otras instituciones (cinco individuos). Los cuatro ejemplares silvestres corresponden a adultos recuperados y traslocados que fueron previamente removidos de su hábitat natural por encontrarse heridos por atropellamientos u otras causas. Previo a su liberación, los animales fueron mantenidos en instalaciones de cría y/o cuarentena, donde se evaluó su estado general y sanitario. En caso de heridas o enfermedades, los animales fueron tratados por el personal veterinario, y aquellos de temprana edad fueron criados en cautividad hasta que alcanzaron el tamaño adecuado para ser radiomarcados y liberados. En el sitio de liberación, los animales permanecieron de cinco a 25 días en corrales de presuelta (7 ha) previo a su liberación, donde fueron alimentados artificialmente durante el cautiverio y un mes posterior a su liberación, reduciendo la cantidad y periodicidad gradualmente hasta suspender totalmente el suplemento alimenticio.

Para manipular a los animales para radiomarcaje, tratamientos, intervenciones quirúrgicas o recapturas utilizamos dos procedimientos anestésicos de inmovilización: Tiletamina/Zolazepam (3 mg/kg; Zelazol, Fort Dodge Animal Health, Colonia Portales, México, D.F.) y una combinación de Ketamina (5 mg/kg) y Midazolam (0,1 mg/kg, Richmond, Vet Pharma, Buenos Aires, Argentina). Para suplementar o prolongar el efecto de los anestésicos, utilizamos sólo Ketamina en la mitad de la concentración inicial y en ambiente controlado (cuarentena y centro de cría) utilizamos Isoflurano inhalatorio.

Todos los animales fueron radiomarcados con transmisores VHF (*Very High Frequency*) con sensor de actividad y mortalidad (Telonics, Mesa, Arizona. <<http://www.telonics.com/products/vhfStandard/anteater.php>>) fijados a través del modelo de arnés propuesto por Rodrigues *et al.* (2003), pero cuya forma, tamaño y diseño fueron ajustados y mejorados a

lo largo de los cinco años de trabajo con estos dispositivos. El material usado en los arneses fue caucho de butilo impregnado con dacrón.

El peso total de los arneses para adultos fue de 750 g, con batería suficiente para una duración de al menos 24 meses (MOD 400). Para los animales de peso inferior a 23 kg diseñamos arneses de menor tamaño provistos de un transmisor MOD 335, con un peso de 550 g y con un batería con duración aproximada de 12 meses para el tipo de emisión programada. El peso de los radioarneses nunca superó el 6 % del peso del animal (ver Brander & Cochran, 1971). En cuanto a la antena de los modelos utilizados, seguimos la recomendación de Rodrigues *et al.* (2003) y utilizamos antenas internas modelo "TA-7 helical" embutidas dentro de la correa dorsal.

Una hembra adulta fue equipada con un implante interno IMP/400/L de la misma compañía. El implante fue colocado en posición intraabdominal mediante una operación quirúrgica realizada en condiciones controladas y de máxima asepsia en un quirófano cubierto. La cirugía para la colocación del transmisor fue realizada en la última semana de julio del 2010 y el animal se recuperó adecuadamente después de algunas semanas sin mostrar molestias de importancia, más allá de que en los días posteriores a la operación mostró una tendencia a rascarse en el área intervenida. Esta hembra fue liberada en octubre del mismo año.

Cada animal radiomarcado fue recapturado periódicamente, lo que sirvió para evaluar su peso, estado general, identificar posibles daños causados por el arnés y realizar los ajustes apropiados o colocar un nuevo arnés provisto de radiotransmisor. En el caso de los animales recién liberados, realizamos las recapturas entre el primer y segundo mes de su liberación para ir espaciando gradualmente éstas hasta llegar a realizar una o dos recapturas por año en el caso de animales adultos (*i.e.*, más de tres años de edad) que ya llevaban más de un año en vida libre. En total realizamos 82 recapturas de animales radiomarcados utilizando anestésicos, sin registrar mortalidad o impacto negativo importante sobre los animales en el proceso. En el año 2012 decidimos comenzar a retirar de manera definitiva los arneses a los machos adultos de la población que habían sido seguidos por más de dos años (dos casos en este estudio).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Utilizamos un total de 37 radioarneses, además del implante interno. El 100% de los transmisores empleados en los arneses funcionaron adecuadamente hasta que fueron recuperados.

En los primeros momentos del estudio, diez de los arneses siguieron las especificaciones elaboradas por investigadores previos en Brasil, las cuales coincidían con las experiencias y aprendizajes descritos

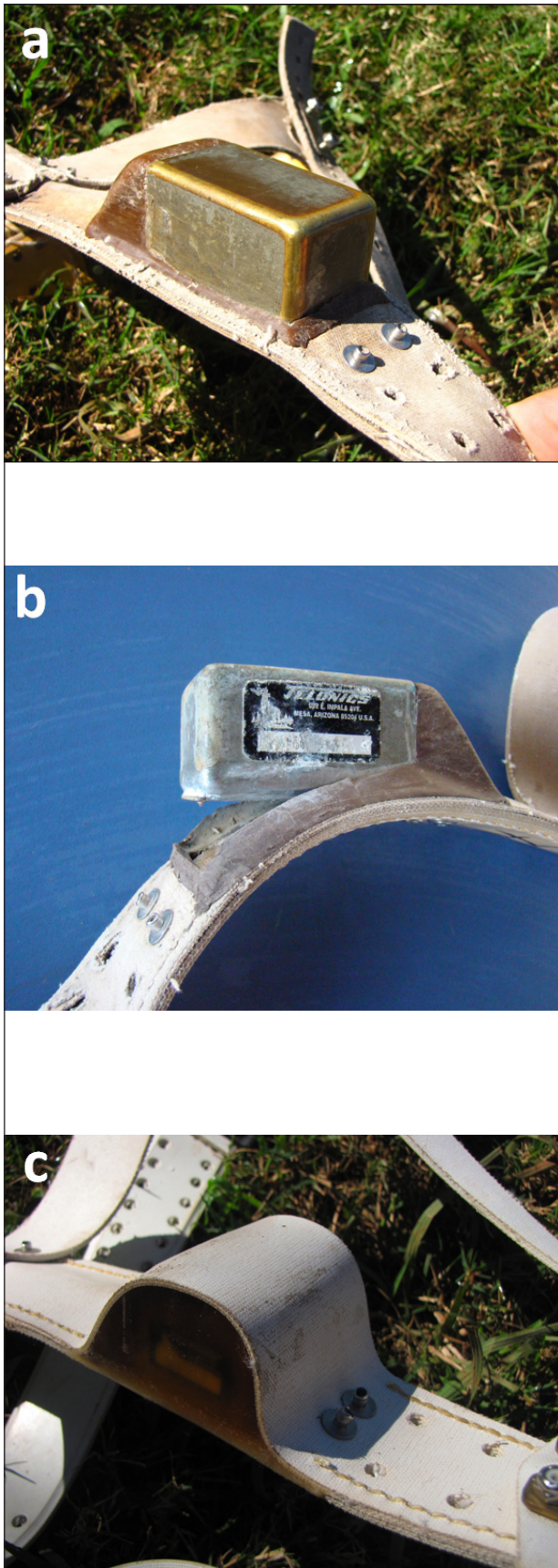


FIGURA 2. Ejemplos de cajas de protección del radiotransmisor ubicadas sobre la correa dorsal del arnés: a) modelo original de caja de forma rectangular, b) ejemplo de cómo este modelo puede acabar separándose del arnés con el uso, y c) modelo mejorado de caja transmisora cubierto con epoxi y con una banda extra de butilo.

por Rodrigues *et al.* (2003). En estos modelos pudimos comprobar que las antenas internas funcionaron adecuadamente, no presentando ninguna avería o pérdida. Sin embargo, encontramos problemas con el diseño de la forma de la caja protectora del transmisor y su sistema de sujeción al arnés. En lo que se refiere a la forma de la caja, ésta contenía ángulos de 90° muy marcados que daban al equipo una forma que favorecía los impactos fuertes cuando un animal entraba en un área de vegetación cerrada (**FIG. 2A**). Además de esto, el transmisor estaba adosado a la correa dorsal del arnés únicamente por una placa metálica soldada a su base. El resultado de la forma de la caja transmisora y sistema de sujeción, fue una alta resistencia a la vegetación, produciendo ciertas dificultades en el desplazamiento de los animales y el eventual desprendimiento de la caja de la placa metálica (**FIG. 2B**). Este desprendimiento ocurrió en seis de los 10 radioarneses a una media \pm DE de $15 \pm 4,17$ meses de uso. Esto, a su vez, incrementó aún más la resistencia, y probablemente de no haber sido detectado a tiempo, hubiese implicado el desprendimiento total del transmisor del arnés (**FIG. 2B**).

Estos hallazgos motivaron que buscáramos un nuevo sistema de sujeción de la caja transmisora y que mejorásemos su forma. Como resultado de nuestras conversaciones con el fabricante (Telonics), realizamos modificaciones que consistieron en cubrir la caja del transmisor en Epoxi, creando ángulos suaves para los extremos anterior y posterior. Además, reforzamos el sistema de sujeción del transmisor al cubrir totalmente la caja con una banda de butilo. Todo esto resultó en una mayor durabilidad del radioarnés. Este sistema fue probado extensivamente en los 27 radioarneses subsiguientes, sin encontrar más casos en que la caja transmisora estuviera a punto de desprenderse del arnés o detectar daños en ella (**FIG. 2C**).

Otro problema que encontramos con el modelo original, es que los primeros dos animales liberados lograron quitarse el arnés, perdiendo así la posibilidad de monitorearlos. Los arneses removidos por ambos animales fueron encontrados totalmente armados, sin el desprendimiento o avería de ninguna de las piezas. Esto y la forma del animal sugieren que para quitárselo, lograron pasar las extremidades anteriores por detrás de la correa que rodea el tórax, para luego continuar desplazando el arnés hacia adelante, superando el cuello y finalmente la cabeza. Esto sólo es posible si la correa del tórax no está lo suficientemente ajustada al cuerpo para permitir que el animal pase la extremidad anterior por detrás de ella. En este sentido, la edad de los individuos es relevante, ya que en animales en desarrollo, éstos deben ser ajustados de manera tal que tengan suficiente espacio para poder crecer, al menos por un tiempo prudencial o hasta la eventual recaptura. También hemos detectado una tendencia a que los animales pierdan peso en la época

invernal (datos no publicados). Todo eso hace que se necesite diseñar arneses con una correa que se pueda ajustar adecuadamente al tórax del animal, pero que a su vez este ajuste no limite su crecimiento y no se pierda cuando un ejemplar pierde peso.

Para cumplir con estos propósitos agregamos una banda elástica de unos 20 cm de largo y 4 cm de ancho en el interior de la correa del tórax fija del arnés. En principio esta banda fue hecha con una cámara de neumático de bicicleta (**FIG. 3A**) y luego nos pasamos al uso de material elástico específicamente diseñado para collares expandibles que pensamos ofrecía mejores prestaciones en lo que se refiere a la humedad interna asociada al contacto entre la banda elástica y el pelo de los animales (**FIG. 3B**). Esta banda elástica se adhiere al cuerpo del animal impidiendo que pase las extremidades anteriores para desprenderse del arnés, a la vez que permite el ajuste de éste tanto si el animal gana como pierde peso.

Luego de aplicar esta mejora de diseño, en sólo dos ocasiones los animales removieron su arnés. Una de esas ocasiones se dio con la primera cría nacida en vida libre que radiomarcamos. Esto era esperable, ya que era la primera vez que se ensayaba el radiomarcaje con un animal de ese tamaño (10 kg) y utilizamos un modelo experimental de arnés con dimensiones

menores que los otros probados anteriormente. En el otro caso, una hembra juvenil, probablemente hubo un error en el ajuste del arnés, ya que luego fue recapturada y remarcada sin mostrar inconvenientes posteriores. Nuestra experiencia muestra que la inclusión de una banda elástica de ajuste en el interior de la correa del tórax rígida del arnés disminuye la pérdida de estos dispositivos y se adecua a los cambios de peso en los animales.

Más allá del uso de bandas elásticas, a lo largo de las 82 recapturas realizadas en el estudio detectamos la necesidad periódica de modificar los puntos de sujeción del arnés para permitir el adecuado crecimiento de los animales. En cuatro ocasiones encontramos heridas causadas por el contacto del arnés con los osos hormigueros, producidas por el rozamiento de la correa del tórax ante los cambios de tamaño del animal. Gracias a las recapturas pudimos limpiar y desinfectar las heridas (agua oxigenada, H_2O_2 ; Iodo Povidona o Pervinox, laboratorios Phoenix, Buenos Aires, Argentina) y aplicar cicatrizantes (Bactrovet plata, laboratorios König, Buenos Aires, Argentina; Cicaderma enzimática, laboratorios Planeta SRL, Buenos Aires, Argentina) y los animales pudieron recuperarse adecuadamente en todos los casos. A lo largo del estudio encontramos nueve cadáveres de osos hormigueros dotados de radioarnés, sin que en ninguno de los casos se encontraran señales o heridas que apuntaran al arnés como causante de la muerte. A pesar de esto, consideramos que sin un sistema periódico de recapturas que permitan estos reajustes, los arneses pueden causar heridas y la eventual muerte de los osos hormigueros gigantes, especialmente en animales en crecimiento. Por nuestra experiencia, estos ajustes deben realizarse al menos dos veces por año en animales de edades comprendidas entre uno y cuatro años de edad, y una vez por año en animales de edades superiores. Esto implica que cualquier proyecto de radiomarcaje de estos animales a largo plazo, basado en el uso de arneses como los aquí descritos, debe incluir un protocolo adecuado de recaptura de los ejemplares marcados. En algunos casos evaluamos el estado de ajuste del arnés y el posible impacto de éste acercándonos a los animales a pocos metros, sin tener que recurrir a una inmovilización anestésica. Sin embargo, esto puede ser el resultado de que muchos de los animales reintroducidos mostraban un comportamiento especialmente dócil con las personas al haber sido criados en cautividad. Es dudoso que esto pueda hacerse con animales nacidos en vida libre.

Nuestra experiencia con un transmisor implantado intraabdominalmente no fue satisfactoria como sistema de radiomarcaje de osos hormigueros. La cirugía no tuvo complicaciones, pero fue realizada en un ambiente controlado, en las instalaciones de cuarentena y se trató de una hembra proveniente de cautiverio. Esto último adquiere relevancia porque el

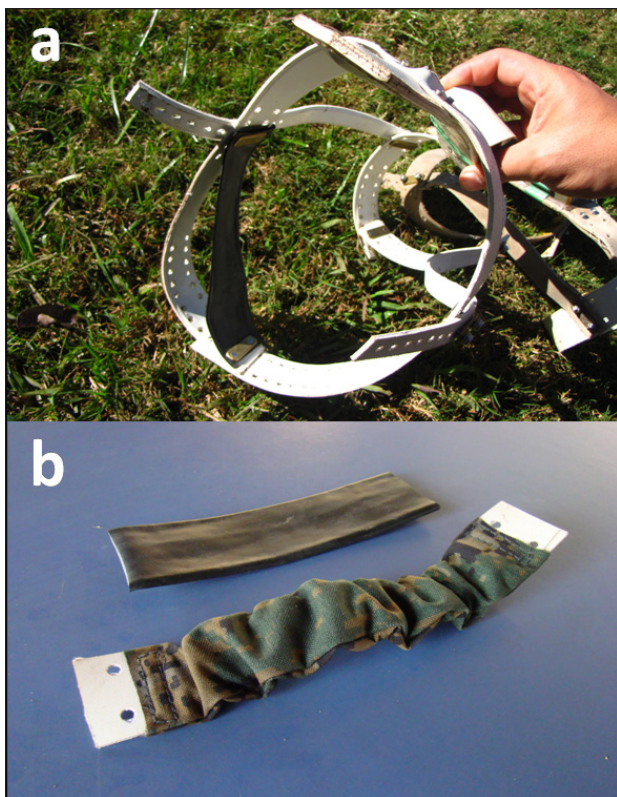


FIGURA 3. Ejemplos de bandas elásticas colocadas dentro del arnés para maximizar el ajuste y a la vez otorgar capacidad de expansión o retracción en caso de cambios de peso: a) prototipo original con una cámara de bicicleta, y b) Material expresamente diseñado para collares expandibles fabricada por Telonics Inc.

tiempo de recuperación total de la cirugía fue prolongado (alrededor de 30 días), y no sería factible de hacer en un ambiente silvestre. Sin embargo, el animal se recuperó adecuadamente del proceso y actualmente está en vida libre desde hace dos años, mostrando un comportamiento y estado físico satisfactorios, y habiendo dado a luz a una cría.

Aparte de estas importantes limitaciones, los implantes implicaron una significativa pérdida de la calidad de la señal obtenida, ya que el rango e intensidad de ésta se vieron claramente reducidos en comparación con los transmisores colocados sobre arneses. Hubo repetidos casos en que la señal sólo pudo ser detectada por el receptor a una distancia inferior a 200 m, en general cuando el animal se encontraba en reposo en un sitio de vegetación cerrada. Esto nunca ocurrió con los transmisores colocados en los arneses, que siempre tuvieron una distancia mínima estimada de alrededor de los 1.000 m, y pudiendo superar los 3.000 m utilizando antenas manuales de dos elementos a la altura de una persona en el terreno. Todo esto hizo que el seguimiento de la hembra dotada de un transmisor interno fuera mucho más difícil y aleatorio que el de los animales equipados con radioarneses. De hecho, esta hembra está siendo seguida actualmente a través de uno de estos últimos dispositivos, lo que ha mejorado significativamente la frecuencia con la que podemos conocer sus movimientos y comportamiento.

En cuanto al posible impacto de los arneses en la reproducción de los animales marcados, en nuestro estudio observamos la reproducción de tres de las cuatro hembras con estos dispositivos en el año 2011, las cuales pudieron copular, amamantar y transportar a sus crías hasta la edad de independencia sin problemas aparentes debido a los arneses. Dos de las hembras radiomarcadas se reprodujeron dos veces ese año. Una de ellas abandonó su primera cría aparentemente el mismo día de su nacimiento por un encuentro fortuito con uno de los investigadores, resultando en la pérdida de la cría y su inmediata preñez y alumbramiento ese mismo año. La otra hembra pudo sacar a sus dos crías adelante. En este estudio, la edad en que las crías se independizaron fue algo menor a lo reportado en otros estudios (Shaw *et al.*, 1987; Redford, 1994), siendo de una media de 5.8 ± 0.84 meses para las cuatro crías que llegaron a independizarse de las madres radiomarcadas.

Estos datos coinciden con los de la primera hembra que fue liberada en la zona, la cual se quitó su arnés a los pocos meses de su liberación, y que continuó siendo monitoreada sólo a través de cámaras-trampa. Esta hembra tuvo cuatro crías en el sitio de estudio entre 2009 y 2012, y de acuerdo a la evidencia fotográfica, pudimos concluir que las tres primeras de ellas (la cuarta no se había independizado aún para la fecha de preparación de este artículo) mostraron una edad de independización ($5,66 \pm 1,53$ meses) similar a

las de las crías de hembras de osos hormigueros marcadas con arnés. Si bien éste es sólo el caso de una hembra, esto sugiere que no existiría una relación entre el arnés y la edad de independencia de las crías.

CONCLUSIONES

Consideramos que los arneses sugeridos por Rodrigues *et al.* (2003) son altamente efectivos. Coincidimos con los autores citados en el uso de antenas internas para este tipo de dispositivos de radiomarcaje. El agregado de la banda elástica permite radiomarcarse animales en crecimiento y reducir las posibilidades de que los animales se quiten el arnés. A su vez, para animales en crecimiento hay que considerar las probabilidades de recapturar con éxito al animal en los tiempos planificados, ya que sin esta certeza, puede resultar en serias heridas y la probable muerte del individuo marcado. Los arneses no parecen afectar la reproducción de los individuos radiomarcados, y no recomendamos otras opciones, como los implantes intraperitoneales, ya que estos muestran una transmisión reducida de la señal dependiendo de las características del ambiente y el comportamiento del animal. La caja cubierta con epoxi y la correa de butilo redujo la resistencia a la vegetación, generando menor dificultad en el desplazamiento de los animales en lugares cerrados, y aumentando así la durabilidad de los arneses.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio fue financiado por *The Conservation Land Trust (CLT)* y el CONICET a través de una beca doctoral otorgada al primer autor. Los autores agradecemos al Gobierno y la Dirección de Parques y Reservas de la provincia de Corrientes y a la Dirección Nacional de Fauna Silvestre de Argentina, que permitieron la realización de este trabajo. A los Gobiernos de las provincias de Santiago del Estero, Chaco, Formosa, Jujuy y Salta y a las instituciones donantes de animales: Horco Molle y Zoo Florencio Varela. A Sofía Heinonen, Sebastián Cirignoli y el resto del personal de *CLT*, quienes apoyaron en muchos aspectos todo el trabajo. Al equipo veterinario: Gustavo Solís, Marcela Orozco, Javier Fernández, Federico Pontón y Rut Pernigotti. A los numerosos asistentes de campo: Contanza Pasián, Chele Martínez, Gigie Welter, Valeria Androsiuk, Talía Zamboni, Viviana Tartarini, Imanol Cabaña, Clara Díaz, Lorena Coelho, Manolo Cordón, Natalia Silva, María Angeles Párraga Aguado, Pau Sanz, Rosanne Blijleven y Diana Friedrich. Finalmente queremos agradecer a Flávio Rodrigues, Guilherme de Miranda Mourão, Flávia Miranda, Fernanda Braga, Mario Di Bitetti y Juan Jiménez por sus consejos para elegir el mejor diseño y configuración de los transmisores para osos hormigueros, como así también a los dos revisores anónimos, quienes enriquecieron y mejoraron este manuscrito.

REFERENCIAS

- Brander, R. B. & W. W. Cochran. 2011. Radio-location telemetry. Pp. 95–103 in: Wildlife management techniques (R. H. Giles Jr., ed.). The Wildlife Society Inc. by Edwards Brothers, Inc., Ann Arbor, Michigan.
- Herbst, L. 1991. Pathological and reproductive effects of intraperitoneal telemetry devices on female armadillos. *Journal of Wildlife Management* 55: 628–631.
- Jiménez Pérez, I. 2006. Plan de recuperación del oso hormiguero gigante en los Esteros de Iberá, Corrientes (2006–2010). 62 pp. <http://www.proyectoibera.org/download/sohormiguero/plan_de_recuperacion.pdf>. Consultada 16 de junio de 2012.
- Kenward, R. 1987. Wildlife radio tagging. Equipment, field techniques and data analysis. Academic Press, New York. 222 pp.
- Neiff, J. & A. Poi de Neiff. 2006. Situación ambiental en la ecorregión Iberá. Pp. 177–184 in: La situación ambiental Argentina 2005 (A. Brown, U. Martínez Ortiz, M. Acerbi & J. Corcuera, eds.). Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, Argentina.
- Redford K. H. 1994. The Edentates of the Cerrado. *Edentata* 1: 4–9.
- Rodrigues, F. H. G., G. H. B. de Miranda, Í. M. Medri, F. V. dos Santos, G. de M. Mourão, A. Hass, P. S. T. Amaral & F. L. Rocha. 2003. Fitting radio transmitters to giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*). *Edentata* 5: 37–40.
- Shaw, J. H., J. Machado-Neto & T. J. Carter. 1987. Behavior of free-living giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*). *Biotropica* 19: 255–59.
- Sikes, R. S., W. L. Gannon & The Animal Care and Use Committee of the American Society of Mammalogists. 2011. Guidelines of the American Society of Mammalogists for the use of wild mammals in research. *Journal of Mammalogy* 92: 235–253.
- Silveira, L., M. M. Furtado, F. C. W. Rosas, L. C. L. C. Silva, M. M. M. Cabral, N. M. Tôrres, R. Sollmann, A. Kouba & A. T. A. Jácomo. 2011. Tagging giant otters (*Pteronura brasiliensis*) (Carnivora, Mustelidae) for radio-telemetry studies. *Aquatic Mammals* 37: 208–212.
- Tressens, S. G., R. O. Vanni & M. G. López. 2002. Las plantas terrestres. Pp. 201–379 in: Flora del Iberá (M. M. Arbo & S. G. Tressens, eds.). Editorial Universitaria de la Universidad Nacional del Nordeste, Corrientes, Argentina.
- White, G. & R. Garrott. 1990. Analysis of wildlife radio-tracking data. Academic Press, New York. 383 pp.

Recibido: 30 de agosto de 2012; Aceptado: 24 de octubre de 2012

Fire effect on ground-foraging ant assemblages in northeastern Argentina

Luis A. Calcaterra · Yamil Di Blanco ·
Malena Srur · Juan Briano

Received: 9 August 2013 / Accepted: 16 June 2014 / Published online: 20 June 2014
© Springer International Publishing Switzerland 2014

Abstract Fire is an important component of many natural ecosystems affecting plant communities and arthropods by mortality during combustion and/or indirectly through the modification of the habitat. The Iberá Natural Reserve (INR) is one of the most diverse ecosystems in northern Argentina; it is dominated by grasslands commonly affected by disturbances, such as grazing and fire. The objective of this work was to study the response of ground-foraging ant assemblages, particular species, and functional groups to an extended fire of high intensity in four natural INR habitats with >5 years of cattle exclusion (strict conservation area). A total of 12,798 ant workers of 67 species were captured in 39 sampling stations. The ant fauna was less abundant in burned sites only a few days after the fire; 6 months later, no effect was detected. Richness and abundance of ants differed among unburned habitats. However, fire effect on species richness and composition remained unclear. The rapid recovery of the ant fauna made these insects poor indicators of long-term fire-promoted changes on biodiversity in open habitats

dominated by grassland, though some ant species showed a high level of habitat fidelity mainly in unburned habitats. These results agree with those from other areas of the world, indicating that ants are particularly unreliable biodiversity indicators, with the exception of severe disturbance with long-term habitat restoration. Management decisions at the INR should be oriented to preserve the closed savanna, one of the most diverse and threatened habitat of Argentina.

Keywords Disturbance ecology · Functional groups · Fire · Ant assemblages · Conservation management

Introduction

Many ecosystems, particularly prairie, savanna, chaparral, and conifer forests, have evolved with fire as a necessary contributor to habitat vitality and renewal. Many plant species in naturally fire-affected environments require fire to germinate, establish, or to reproduce. Intentional or prescribed fires are commonly used as a restoration technique to reduce the incidence of invasive and unpalatable plants, favoring a higher productivity of native and/or more palatable species by stimulating the emergence of long-dormant seeds bank (Parsons and Stollgren 1989; Hobbs and Huenecke 1992; Howe 1994; Parsons and van Wagendonk 1996; Klimer and Messer 2001). Thus, fire greatly influences the succession and structure of plant communities (Whelan 1995); however, it might also affect arthropods, such as ants, directly through mortality during combustion and/or indirectly through the modification of the habitat.

Fire effect on ants has been studied in a broad range of habitats. Direct impact on ant colonies is considered to be

L. A. Calcaterra (✉) · J. Briano
Fundación para el Estudio de Especies Invasivas (FuEDEI)-
CONICET, Bolívar 1559, B1686EFA Hurlingham,
Buenos Aires, Argentina
e-mail: luiscalcaterra@hotmail.com; luiscalcaterra@fuedei.org

Y. Di Blanco
Facultad de Ciencias Forestales, Asociación Civil Centro de
Investigaciones del Bosque Atlántico (CeIBA), Instituto de
Biología Subtropical, Universidad Nacional de Misiones-
CONICET, Yapeyú 23, (3370), Puerto Iguazú, Misiones,
Argentina

M. Srur
The Conservation Land Trust Argentina, Cuba 3129, Apartado
15, (1429), Ciudad de Buenos Aires, Argentina

overall relatively small (Andersen and Yen 1985; Warren et al. 1987; Andersen 1991). The fire effect on ants depends mainly on the magnitude of changes in the structure of the vegetation that was burned (Farji-Brener et al. 2002; Parr et al. 2004; Barrow et al. 2007), which is directly related with the type of burned habitat and fire intensity. It is expected that low intense and infrequent fires produce small changes in the structure of the vegetation and associated fauna. The species diversity is maximized when fire intensity and (mainly) frequency is moderate, which favors species coexistence (Roxburgh et al. 2004). The immediate consequence of a high intensity fire is the complete removal of above-ground biomass (vegetation and litter), modifying food supply and nesting sites, increasing insolation, and consequently increasing the temperature and decreasing humidity (Andersen and Yen 1985; New 2000). This drastic change would favor those ant species more adapted to open habitats, such as the dominant fire ants (Tschinkel 2006) or in a case of extreme disturbance by fire would favor to species adapted bare soil in arid or semiarid habitats, such as the Hot-Climates Specialists, which are able to tolerate extremely high temperatures and low levels of humidity (Bestelmeyer 1997).

Dominant species often interfere with the foraging of other ant species (Savolainen and Vepsäläinen 1988; Andersen 1990; Calcaterra et al. 2008); therefore, changes in the abundance of dominant species mediated by variations in the vegetation structure may induce changes in species richness and composition of ant assemblages (Porter and Savignano 1990; Andersen 1990). It is a succession or replacement of species and/or functional groups in the assemblages. Studies conducted in savannas in Australia, Brazil, and Africa reported high resistance and resilience of ground-foraging ants to fire, although they showed changes in ant dominance and functional group composition (Underwood and Fisher 2006).

Wetlands dominated by grasslands are usually influenced by fire during periods of drought. Fire is the primary mode of decomposition in grassland habitats, making it crucial in the recycling of nutrients. Fire plays an important role in the Iberá Natural Reserve (INR), one of the most diverse ecosystems in Argentina and one of the largest freshwater wetlands in South America (The Ramsar Convention on Wetlands 2008; Canziani et al. 2003; Parera 2006). However, nothing is known about the eventual effect of the wildfire on ant assemblages and other taxa. More than 130 native ant species occur in the INR (Calcaterra et al. 2010a, b), several of which were introduced in other countries (Lowe et al. 2000; Pest Directory 2008), such as the red imported fire ant, *Solenopsis invicta*, a serious pest mainly in the United States (Thompson 1990).

The main objective of this work was to study the effect of an extended fire of high intensity on the structure and composition of terrestrial ant assemblages in INR natural grasslands and savannas under strict conservation management. The response of individual ant species and/or functional groups to fire was also investigated because, although controversial, they could be used in additional studies as a proxy or potential indicators of changes in the diversity of other invertebrate groups (Alonso 2000).

Methods

Study area

The INR occupies 1,300,000 ha of the northeastern Corrientes province including a large marsh with lagoons, small rivers, streams, and extensive floating vegetation surrounded by temporary flooded grasslands, savannas, and forests (Neiff and Poi de Neiff 2006; Parera 2006). These terrestrial ecosystems occupied by private ranches are free of exotic plant species (Maturó et al. 2007) and show different degrees of modification through ranching, farming, and wood production (Parera 2006). Ecosystems dominated by grasslands are commonly affected by natural and anthropic disturbances, such as fire and/or grazing. However, natural disturbances are unlikely to occur within these private areas of the INR because of frequent and persistent anthropic modifications. For example, the occurrence of natural fires has greatly decreased since the introduction of domestic cattle (according the ranchers, livestock loads ranged 0.4–4 animals/ha), which reduced the amount of combustible biomass, as has been also documented in other similar habitats of Argentina (Peláez et al. 2003). As a result, tall grasslands were transformed into low grasslands with a higher occurrence of unpalatable grasses and isolated trees or bushes. However, natural fires are an important disturbance in strict conservation areas of the INR.

The study was conducted from February to August 2008 in an area without grazing located 5–40 km southwest of Colonia Pellegrini within the INR. The area shows the following natural habitats with increasing complexity in the vegetation structure: (1) grassland dominated by 1.5 m-high *Andropogon lateralis* (Poaceae) temporarily flooded; (2) open savanna with Caranday palms (*Copernicia alba*, Arecaceae) and other isolated trees, allowing sufficient sun light to support a continuous herbaceous layer; (3) closed savanna, a xerophic woodland dominated by short *Prosopis* and *Acacia* (Fabaceae), Caranday palms, bushes, and grassland dominated by *A. lateralis*; and (4) forest, a closed, narrow, and humid 10–15 m high gallery forest and dominated by Pindó palms (*Syagrus romanzoffiana*,

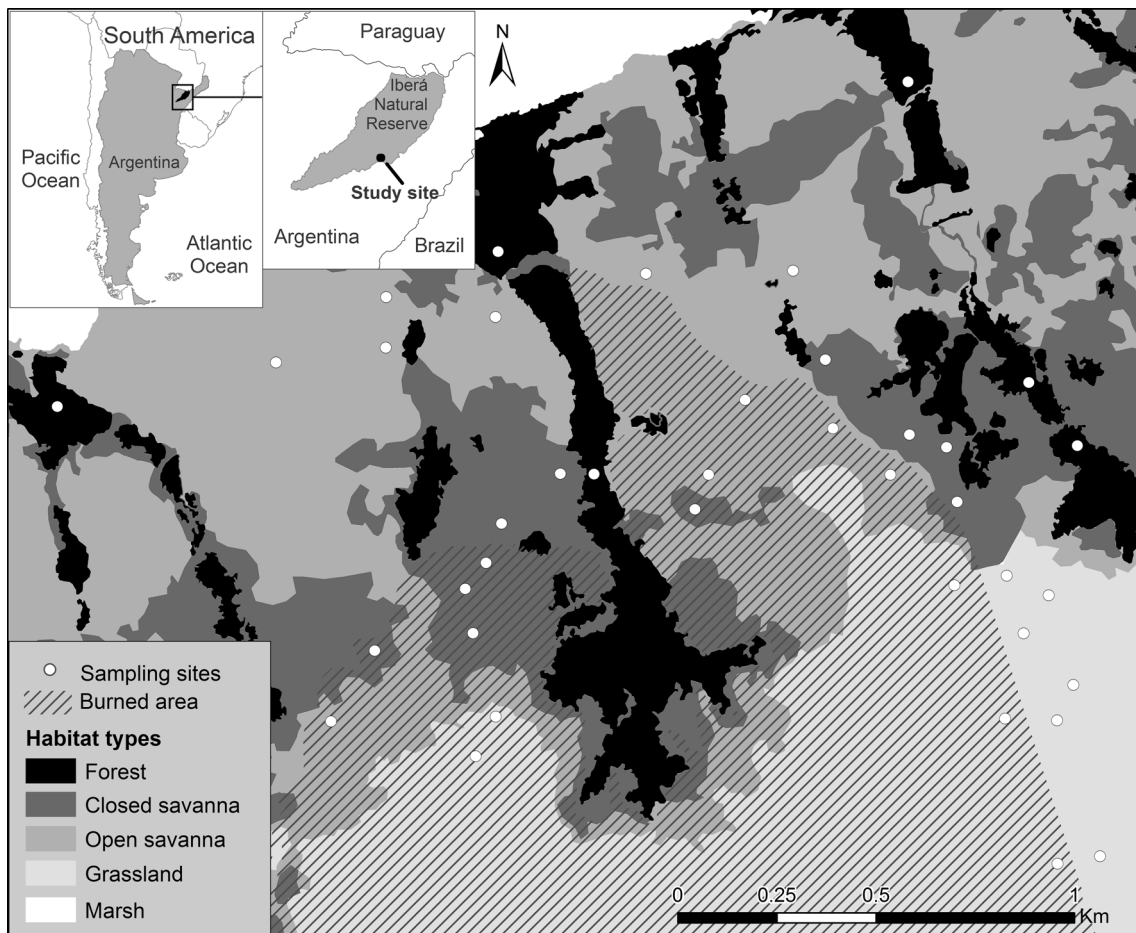


Fig. 1 Study area showing the location of the 39 sampling sites within the Iberá Natural Reserve

Arecacea) and other typical species of the Atlantic forest such as *Blepharocalix salicifolius* (Myrtaceae), *Tabebuia heptaphylla* (Bignoniaceae), *Peltophorum dubium*, and *Holocailix balansae* (Fabaceae) (Cabrera and Willink 1980; Tressens et al. 2002; Neiff and Poi De Neiff 2006; Parera 2006; Maturo et al. 2007).

The climate of the region is humid and subtropical with dry winters (June–September), and also with frequent summer droughts. Mean temperature varies from 15 °C in July to 26 °C in January, and the mean annual rainfall is around 1,500 mm (De Fina 1992; Fontan and Sierra 2004).

Experimental design

We investigated the effect of an intense natural fire that occurred on 6–9 February 2008, on the richness, abundance, and functional composition of the ant assemblages in four natural habitats under strict conservation within the Rincón del Socorro Ranch (RSR) of the Conservation Land Trust Argentina (CLT). The RSR is a 12,400 ha private reserve located in the southeastern portion of the INR. It

had a typical cattle management with a heavy grazing load until 2003, when livestock was removed. Consequently, when fire occurred in 2008, there was a large amount of combustible material (leaf-litter biomass) and fire affected 57 % (~5,700 ha) of the ranch surface. In the study area, the fire burned the 83 % (126 ha), 33 % (57 ha), and 23 % (23 ha) of the grassland, the open savanna, and closed savanna, respectively (Fig. 1). No fire occurred in the gallery forest (the habitat less represented with a surface of 56 ha). The previous fire history at the INR indicated an event in the savannas in September 2006 and in the grasslands in September 2007 (LANDSAT and CBERS-2b satellite images, M.S., unpublished data). However, the selected sampling stations were not affected by these previous fires.

The monitoring was conducted at 39 sampling stations located in a ~5.1 km² mosaic of burned and unburned areas (28°24'S, 57°14'W), >100 m apart in the four habitats to ensure independence of samples. Six sampling stations were established in each of the unburned grassland, open savanna, closed savanna, and forest, and five in each

of the burned grassland, open savanna, and closed savanna. The samplings were conducted a few days after the fire, on 15–19 February 2008 (summer) and then 5–6-months later, on 31 July–3 August 2008 (winter).

Ant sampling

In each station, ants were sampled using 5 unbaited pitfall traps, one in the center and the other four 5 m apart in a squared array following the cardinal points. Each trap consisted of a 50-ml plastic centrifuge tube (3 cm in diameter) buried in the ground and half-filled with soapy water. The traps were open for 48 h as in Calcaterra et al. (2010a, b); then, their content was removed, rinsed with water, and preserved in 96 % alcohol. Ants were separated from other arthropods and identified to species or morphospecies by L.A.C. under a dissecting scope using available key. Specimens of reference were deposited in the FuEDEI entomological collection and voucher specimens at the Instituto-Fundación Miguel Lillo (IFML), Tucumán, Argentina, and at FuEDEI.

Vegetation sampling

To record the impact of the fire and the subsequent restoration process, the vegetation height and cover were monitored in the three burned habitats in February, March, May, and August 2008. The vegetation structure was also recorded in the unburned habitats in August 2008 as a control situation. Unfortunately, vegetation records in unburned habitats were unavailable for February, March, and May 2008. The cover (basal) and height of the herbaceous stratum was estimated in four 1 × 1 m plots randomly located within the squared sampling stations (which represents around 49 m²). The basal cover was visually estimated as the percentage of covered ground. Each vegetation variable was averaged over the four quadrants in each site.

Data analysis

The number of ant species was recorded by pooling the five pitfall traps (sampling unit). Seasonal differences in total ant richness and abundance were evaluated using paired *t*-tests. Spatial abundance was measured as the proportion of pitfalls in which a species was present. Numerical abundance was measured as the number of individuals trapped. The effect of the habitat on the richness and abundance of ants and on the height and cover of the vegetation was analyzed using one-way ANOVA or generalized linear model (GLM) with Poisson distribution and log-link function corrected for overdispersion when data did not show Normal distribution, or when the whole normal

model showed a explicative value $R^2 < 0.5$. The effect of habitat, fire, and their interaction on richness and abundance of ant species, and on the number of functional groups were analyzed using two-way ANOVA and, in most cases, a GLM with Poisson distribution and log-link function corrected for overdispersion in STATISTICA v. 7.1 (StatSoft 2005). Means ± standard errors are reported. Spearman correlation analysis was used to evaluate the relationship between the abundance of the most common ant species trapped.

A two-dimensional ordination of samples was carried out with non-metric multidimensional scaling (NMDS) using the Bray–Curtis distance measure to visually examine the ant assemblage composition in each burned and unburned habitat; this was tested using an analysis of similarity (ANOSIM and post hoc Bonferroni pairwise comparisons; Clark and Green 1988) based on 1,000 permutations. NMDS is appropriated for non-normal data and does not assume linear relationships among variables (McCune and Grace 1999). The Sørensen quantitative similarity index was also used to evaluate the similarity in species composition (Magurran 1988). Indicator species were evaluated following Dufrene and Legendre (1997). This method identifies the typical species of a given habitat with an index, reaching a maximum level (100 %) when all individuals of a species are found in a single habitat and when the species occurs in all sites (or sampling units) of that habitat. The significance of the indicator value for each species was evaluated using a Monte Carlo randomization test (900 iterations and significance level = 0.01). Because rare species may distort the analyses (Smith and Grassle 1977), only species that occurred in four or more sampling units were analyzed. These analyses were performed using PC-ORD 4.0 software (McCune and Mefford 1999).

Functional composition was compared by assigning species to functional groups based on habitat requirements, foraging mode, competitive interactions, and responses to environmental stress and disturbance (Andersen 1995, 1997; Bestelmeyer and Wiens 1996; King et al. 1998; Andersen et al. 2007; van Ingen et al. 2008; Hill et al. 2008; Calcaterra et al. 2010a, b). We followed the classification of functional groups proposed by Bestelmeyer and Wiens (1996) for Argentinean Chaco ants and previously adopted by Calcaterra et al. (2010a, b) for the INR. The following groups were considered in this study: opportunists (unspecialized species that are weak competitors), Specialist Predators (large-body species with small colony size and specialist diet), Subordinate Camponotini (large-body and often nocturnal species, submissive to the dominant species), Attini (fungus-culturing ants including leaf-cutting and detritus-collecting ants), Cryptics (minute species that live mostly in the litter, rotting logs, or soil), Generalized Myrmicinae (small-body species with a

variety of behaviors and habitat requirement that defend resources by recruitment), arboreal (species that nest and forage almost exclusively in trees or shrubs), climate-specialist species (species adapted to specific temperature and humidity conditions), and Army Ants. This later group is considered by other authors as Tropical Climate Specialists or Nomad Ants (Andersen 1997; Silvestre et al. 2003).

Ant species were assigned to these groups based upon habitat and strata occurrence, presence, abundance, and behavior observed at baits; also, other works conducted mainly in South America on these and similar species with known natural history were considered (e.g. Kusnezov 1978; Bestelmeyer and Wiens 1996; Andersen 1997; Silvestre et al. 2003; Andersen et al. 2007; van Ingen et al. 2008; Hill et al. 2008; Calcaterra et al. 2008, 2010a, b; Cuzzo and González Campero 2010).

Results

In the 39 sampling stations, 12,798 worker ants were captured, representing 21 genera and 67 species (“Appendix”); 19 (29 %) species were recorded only once (singletons). A total of 11,676 workers (91 %, 62 species) were captured in February, while only 1,122 workers (9 %, 43 species) were captured in August.

The mean number of species per site was 7.7 ± 0.6 in February and 4.2 ± 0.4 species in August ($t = -6.7$, $df = 38$, $P < 0.0001$); the mean number of workers per site was 299.3 ± 95.7 in February and 28.8 ± 8.9 in August ($t = -2.87$, $df = 38$, $P = 0.007$). *Nylanderia fulva*, *S. invicta*, *Wasmannia auropunctata*, and *Nylanderia silvestrii* were numerically dominant with more than 82 % of all workers captured; *Nylanderia* ants accounted for 51 % of all the workers captured. In winter, *Pheidole aberrans* was the second most abundant species after *S. invicta* with 19 % of all workers captured.

Ant assemblages in unburned habitats

Pooling both seasons, the richest unburned natural habitat was the closed savanna with 40 species, 17 of which were exclusive, followed by the grassland with 22 species, 7 exclusive (Fig. 2). Twenty-five (81 %) of the 31 exclusive species were collected in a few sites, with the exception of *Linepithema micans* in the grassland, being recorded in 100 % of the sites in February and in 17 % in August.

The mean species richness differed among (undisturbed) habitats in February (whole model explanation $R^2 = 0.5$; $F_{3,20} = 6.55$, $P = 0.003$) and in August (GLM: Wald $\chi^2 = 10.37$, $df = 3$, $P = 0.016$). Closed savanna was richer than open savanna and forest in February and richer than the grassland and forest in August. Mean abundance

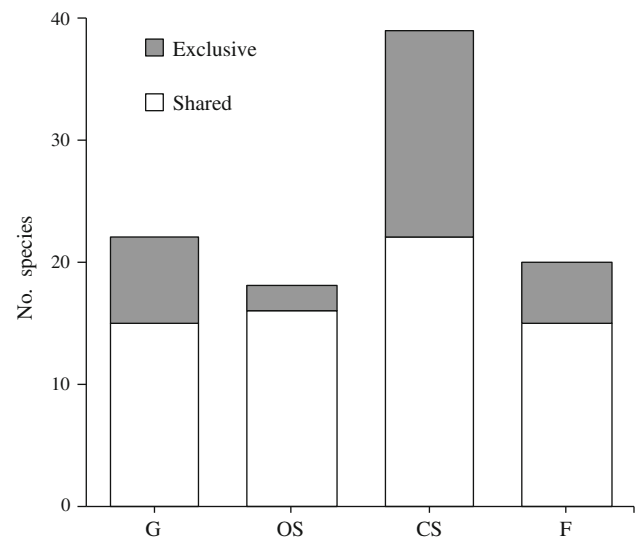


Fig. 2 Total number of ant species (exclusive + shared) recorded in the grassland (G), open savanna (OS), closed savanna (CS), and forest (F) sampled in the Iberá Natural Reserve in February and August 2008

also differed among habitats in February (GLM: Wald $\chi^2 = 9.12$, $df = 3$, $P = 0.028$) and in August (GLM: Wald $\chi^2 = 9.48$, $df = 3$, $P = 0.024$). Open savanna was more abundant than the other three habitats in February and more abundant than the grassland and forest in August.

The highest similarity index was recorded between the open and closed savannas (0.58), followed by the forest and the grassland (0.48), the two habitats with the highest contrast in their structural complexity. The lowest similarity was between the grassland and the open savanna (0.24), the two habitats with the highest grass cover.

Fire effect on ant assemblages

Species richness

In February, mean number of species differed among habitats ($F_{2,27} = 7.441$, $P = 0.003$), but not between burned and unburned sites ($F_{1,27} = 3.901$, $P = 0.059$); the interaction was not significant ($F_{2,27} = 3.04$, $P = 0.061$) (whole model explanation, $R^2 = 0.5$; Fig. 3a). Pooling unburned and burned sites, the closed savanna with 10.5 ± 1.1 species was richer than the grassland with 6.6 ± 0.9 and the open savanna with 6.2 ± 0.9 ($P < 0.05$). In August, the mean number of species was similar in burned and unburned sites (GLM: Wald $\chi^2 = 0.0145$, $df = 1$, $P = 0.904$) and in all habitats (GLM: Wald $\chi^2 = 2.956$, $df = 2$, $P = 0.228$); the interaction was also not significant (GLM: Wald $\chi^2 = 3.696$, $df = 2$, $P = 0.158$) (Fig. 3b).

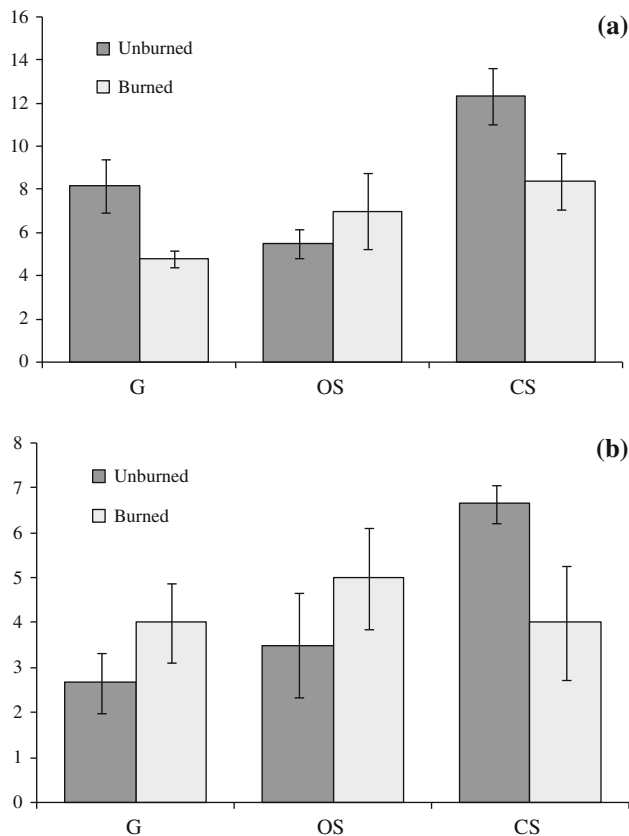


Fig. 3 a, b Mean (SE) species richness recorded at the site level in unburned and burned natural habitats in the Iberá Natural Reserve in February (a) and August (b) 2008

Spatial abundance

In February, most species were more frequent in unburned than in burned stations in each habitat (Table 1). However, this pattern of spatial abundance was less clear in August. *S. invicta* was the most frequently distributed ant in February and in August, being captured in 88 % (29/33) and 73 % (24/33) of the sites, respectively. It was followed by *Crematogaster quadriformis* with 67 % of the sites in February and *P. aberrans* with 42 % in August (though it was absent in the grassland). *S. invicta* spatially co-dominated the unburned and burned savanna habitats with some other few species and it was one of the most common species in the grassland that was dominated by *L. micans* (100 %) in unburned sites and *L. micans* and *N. silvestrii* (both with 80 %) in the burned sites (Table 1).

Numerical abundance

In general, overall abundance of each individual species was higher in unburned than in burned habitats (Table 2). In February, mean abundance was higher in unburned than

in burned sites (GLM: Wald $\chi^2 = 5.013$, $df = 1$, $P = 0.025$), but no differences were found among habitats (GLM: Wald $\chi^2 = 0.921$, $df = 2$, $P = 0.631$); the interaction was also not significant (GLM: Wald $\chi^2 = 4.309$, $df = 2$, $P = 0.116$) (Fig. 4a). On average, unburned sites hold 470 ± 197 workers, whereas burned sites only 88 ± 26 workers. *N. fulva* was the most abundant ant with 5,410 workers (46 %), followed by *S. invicta* with 1,755 (15 %), which was the second most abundant species in all habitats. Pairwise correlations per site among the most frequently captured species revealed a significant positive correlation between overall abundance of *N. silvestrii* and *L. micans* ($r_s = 0.63$, $P < 0.0001$) and between *S. invicta* and *N. fulva* ($r_s = 0.35$, $P < 0.05$). In contrast, a negative relationship was found between abundance of *N. fulva* and both *N. silvestrii* ($r_s = -0.56$, $P < 0.001$) and *L. humile* ($r_s = -0.41$, $P < 0.02$).

In August, the mean number of workers was similar in burned and unburned sites (GLM: Wald $\chi^2 = 2.2848$, $df = 1$, $P = 0.131$) and in all habitats (GLM: Wald $\chi^2 = 4.076$, $df = 2$, $P = 0.130$); the interaction was also not significant GLM: Wald $\chi^2 = 5.490$, $df = 2$, $P = 0.064$ (Fig. 4b). *S. invicta* was the most abundant with 535 workers (48 %), 72 % of them occurred in the unburned open savanna, followed by *P. aberrans* with 192 (17 %), 63 % of them being captured in the closed savanna. Unexpectedly, *P. bison* was the most abundant species in the unburned grassland with 27 % of the workers (Table 2). Overall abundance of *P. aberrans* was positively correlated with *Pheidole spininodis* ($r_s = 0.45$, $P < 0.05$), *Pheidole radoszkowskii* ($r_s = 0.43$, $P < 0.01$), and *Pheidole bergi* ($r_s = 0.40$, $P < 0.05$), whereas *Pheidole* sp. 3 was positively correlated with *N. silvestrii* ($r_s = 0.41$, $P < 0.005$) and *Pheidole* sp. 2 ($r_s = 0.39$, $P < 0.05$).

Species composition

In February, the visual ordination of the samples showed an apparent separation among the grassland and the savannas (Fig. 5a; NMDS: $R^2 = 0.76$, stress = 0.23). However, ANOSIM only showed a moderate segregation between unburned habitats and between both burned open and closed savannas and the unburned grassland, and between unburned open and closed savanna and the burned grassland (ANOSIM: $R^2 = 0.53$, $P < 0.0001$; Bonferroni pairwise comparison, $P < 0.05$). Burned habitats did not show differences. Three species from different subfamilies were typical of the unburned grassland: *L. micans*, with an indicator value of 41.7 %, *Camponotus punctulatus punctulatus* with 39.3 %, and *N. silvestrii* with 38.6 %, whereas three Myrmicinae species were associated with the closed savanna: *P. aberrans* with 66.7 % and *P. radoszkowskii*

Table 1 Number of samples (% of the total) in which the most common ant species were captured at each situation studied in the Iberá Natural Reserve in February and August 2008 (only species present in more than 10 % of the 33 samples; sample size in unburned and burned sites was 6 and 5 samples, respectively)

Species	Grassland		Open savanna		Closed savanna	
	Unburned	Burned	Unburned	Burned	Unburned	Burned
February (1 week after the fire)						
<i>Solenopsis invicta</i>	5 (83)	2 (40)	6 (100)	5 (100)	6 (100)	5 (100)
<i>Crematogaster quadriformis</i>	5 (83)	2 (40)	4 (67)	3 (60)	5 (83)	3 (60)
<i>Nylanderia fulva</i>	0	1 (20)	4 (67)	5 (100)	5 (83)	3 (60)
<i>Camponotus mus</i>	1 (17)	0	4 (67)	2 (40)	2 (33)	4 (80)
<i>Linepithema micans</i>	6 (100)	4 (80)	0	2 (40)	0	1 (20)
<i>Pogonomyrmex cunicularius</i>	0	0	3 (50)	3 (60)	4 (67)	1 (20)
<i>Camponotus punctulatus punctulatus</i>	5 (83)	3 (60)	2 (33)	0	0	0
<i>Nylanderia silvestrii</i>	5 (83)	4 (80)	1 (17)	0	0	0
<i>Camponotus punctulatus cruentus</i>	0	0	4 (67)	2 (40)	1 (17)	2 (40)
<i>Dorymyrmex steigeri platensis</i>	1 (17)	0	3 (50)	3 (60)	0	1 (20)
<i>Cyphomyrmex rimosus</i>	0	1 (20)	0	3 (60)	2 (33)	1 (20)
<i>Nylanderia pubens</i>	2 (33)	3 (60)	2 (33)	0	0	0
<i>Camponotus rufipes</i>	0	1 (20)	1 (17)	0	3 (50)	1 (20)
<i>Pheidole bergi</i>	0	0	3 (50)	1 (20)	1 (17)	1 (20)
<i>Pheidole radoszkowskii</i>	0	0	4 (67)	2 (40)	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 3	3 (50)	1 (20)	0	1 (20)	0	0
<i>Pheidole triconstricta</i>	0	0	2 (33)	3 (60)	0	0
<i>Solenopsis</i> sp. 3	0	1 (20)	2 (33)	0	1 (17)	1 (20)
<i>Wasmannia auropunctata</i>	0	0	2 (33)	2 (40)	0	1 (20)
<i>Pheidole aberrans</i>	0	0	4 (67)	0	0	0
<i>Pheidole obscurithorax</i>	1 (17)	0	2 (33)	0	0	1 (20)
August (6 months after the fire)						
<i>Solenopsis invicta</i>	2 (33)	3 (60)	5 (83)	3 (60)	6 (100)	5 (100)
<i>Pheidole aberrans</i>	0	0	2 (33)	3 (60)	6 (100)	3 (60)
<i>Pheidole</i> sp. 2	1 (17)	3 (60)	0	3 (60)	1 (17)	3 (60)
<i>Crematogaster quadriformis</i>	1 (17)	2 (40)	1 (17)	2 (40)	1 (17)	0
<i>Nylanderia silvestrii</i>	3 (50)	2 (40)	1 (17)	0	1 (17)	0
<i>Camponotus punctulatus punctulatus</i>	1 (17)	3 (60)	1 (17)	0	1 (17)	0
<i>Linepithema micans</i>	1 (17)	2 (40)	0	2 (40)	0	0
<i>Nylanderia fulva</i>	0	0	3 (50)	1 (20)	0	1 (20)
<i>Pheidole</i> sp. 3	1 (17)	3 (60)	0	1 (20)	0	0
<i>Pheidole spininodis</i>	0	0	2 (33)	0	3 (50)	0
<i>Pheidole bison</i>	4 (67)	0	0	0	0	0
<i>Pheidole radoszkowskii</i>	0	0	0	0	2 (33)	2 (40)
<i>Solenopsis</i> sp. 2	0	0	2 (33)	1 (20)	1 (17)	0
<i>Wasmannia auropunctata</i>	0	0	1 (17)	0	2 (33)	1 (20)

with 41.7 % in the unburned sites and *Pheidole triconstricta* with 38.6 % in the burned sites.

In August, only an apparent visual separation was observed between the grassland and the savannas (Fig. 5b; NMDS: $R^2 = 0.81$, stress = 0.26). However, only a weak separation was statistically significant between the unburned open savanna and both grassland situations (ANOSIM: $R = 0.32$, $P = 0.0001$; Bonferroni pairwise comparison, $P < 0.05$). Three Myrmicinae species in the *Pheidole* genus, *Pheidole bison* (80 %), *Pheidole laevinota*

(50 %), and *P. aberrans* (37.3 %) were associated with the unburned grassland, unburned closed savanna, and burned open savanna, respectively.

Functional composition

A total of nine functional groups were recorded, 7 in February and 8 in August (Fig. 6a, b). However, the mean number of groups per site was 2.05 ± 0.05 in February, slightly higher than the 1.53 ± 0.06 groups found in

Table 2 Fifteen most abundant ant species captured in February and August 2008 in the Iberá Natural Reserve

Species	Grassland		Open savanna		Closed savanna	
	Unburned	Burned	Unburned	Burned	Unburned	Burned
February						
<i>Nylanderia fulva</i>	0	2 (1.4)	4,998 (84.1)	11 (5.0)	17 (1.5)	382 (39.9)
<i>Solenopsis invicta</i>	289 (21.0)	26 (17.8)	818 (13.8)	104 (47.7)	145 (12.7)	373 (38.9)
<i>Nylanderia silvestrii</i>	954 (69.5)	46 (31.5)	0	0	1 (0.1)	0
<i>Wasmannia auropunctata</i>	0	0	0	1 (0.5)	398 (34.8)	4 (0.4)
<i>Crematogaster quadriformis</i>	8 (0.6)	4 (2.7)	27 (0.5)	9 (4.1)	90 (7.9)	11 (1.1)
<i>Pheidole laevinota</i>	0	0	0	7 (3.2)	124 (10.8)	0
<i>Dorymyrmex steigeri platensis</i>	8 (0.6)	0	0	7 (3.2)	14 (1.2)	59 (6.2)
<i>Camponotus mus</i>	2 (0.1)	0.5 (0.1)	8 (3.7)	68 (5.9)	4 (0.4)	
<i>Pheidole radoszkowskii</i>	0	0	0	0	45 (3.9)	34 (3.5)
<i>Camponotus cruentus</i>	0	0	11 (0.2)	3 (1.4)	33 (2.9)	17 (1.8)
<i>Linepithema micans</i>	24 (1.7)	25 (17.1)	0.4 (1.8)	0	2 (0.2)	
<i>Pheidole bergi</i>	0	0	4 (0.1)	15 (6.9)	21 (1.8)	15 (1.6)
<i>Pogonomyrmex cunicularius</i>	0	0	24 (0.4)	6 (2.8)	9 (0.8)	11 (1.1)
<i>Pheidole obscurithorax</i>	14 (1.0)	0	0	1 (0.5)	25 (2.2)	0
<i>Camponotus punctulatus punctulatus</i>	14 (1.0)	13 (8.9)	0	0	8 (0.7)	0
Others (43 species)	60 (4.4)	30 (20.5)	55 (0.9)	42 (19.3)	147 (12.8)	46 (4.8)
Total worker no.	1,373 (14)	146 (1.5)	5,942 (60.7)	218 (2.2)	1,145 (11.7)	958 (9.8)
August						
<i>Solenopsis invicta</i>	7 (18.9)	52 (47.7)	383 (83.4)	3 (4.1)	44 (17.7)	46 (38.3)
<i>Pheidole aberrans</i>	0	0	20 (4.4)	19 (25.7)	122 (49.2)	31 (25.8)
<i>Pheidole</i> sp. 2	2 (5.4)	19 (17.4)	0	12 (16.2)	1 (0.4)	16 (13.3)
<i>Pheidole bergi</i>	0	0	0	2 (2.7)	30 (12.1)	0
<i>Pheidole</i> sp. 3	7 (18.9)	17 (15.6)	0	4 (5.4)	0	0
<i>Nylanderia fulva</i>	0	0	18 (3.9)	3 (4.1)	0	1 (0.8)
<i>Crematogaster quadriformis</i>	2 (5.4)	7 (6.4)	1 (0.2)	4 (5.4)	2 (0.8)	0
<i>Pheidole spininodis</i>	0	0	6 (1.3)	0	10 (4.0)	0
<i>Pheidole laevinota</i>	0	0	0	14 (18.9)	0	0
<i>Pheidole radoszkowskii</i>	0	0	0	0	4 (1.6)	10 (8.3)
<i>Pheidole nubila</i>	0	0	10 (2.2)	0	3 (1.2)	0
<i>Nylanderia silvestrii</i>	4 (10.8)	5 (4.6)	1 (0.2)	0	2 (0.8)	0
<i>Camponotus punctulatus punctulatus</i>	2 (5.4)	3 (2.8)	1 (0.2)	0	5 (2.0)	0
<i>Solenopsis</i> sp. 3	0	0	8 (1.7)	2 (2.7)	1 (0.4)	0
<i>Pheidole bison</i>	10 (27.0)	0	0	0	0	0
Others (23 species)	3 (8.1)	6 (5.5)	11 (2.4)	11 (14.9)	24 (9.7)	16 (13.3)
Total worker no.	37 (3.5)	109 (10.4)	459 (43.8)	74 (7.1)	248 (23.7)	120 (11.5)

August ($t = 7.39$, $df = 32$, $P < 0.0001$). The most represented group both in February and August was the Generalized Myrmicinae with 24 and 19 species, respectively, followed by Opportunists with 11 species in February, and Attini and Subordinate Camponotini, each with five species in August. Four groups were present in all the sampled situations in February, while only two groups were common in August. The uncommon functional groups displayed an important variation in abundance among situations (Fig. 6a, b).

In February, minimum differences in functional composition were observed among situations (Fig. 6a). These differences were among habitats (GLM: Wald $\chi^2 = 6.426$, $df = 2$, $P = 0.04$), not between burned and unburned sites (GLM: Wald $\chi^2 = 2.468$, $df = 1$, $P = 0.116$); the interaction was also not significant (GLM: Wald $\chi^2 = 2.906$, $df = 2$, $P = 0.234$). Despite differences were not found between fire history, Cryptic species such as *Hylomyrma* sp. and *Solenopsis* spp. were absent in the burned open and closed savannas. However, Hot Climate Specialists did not

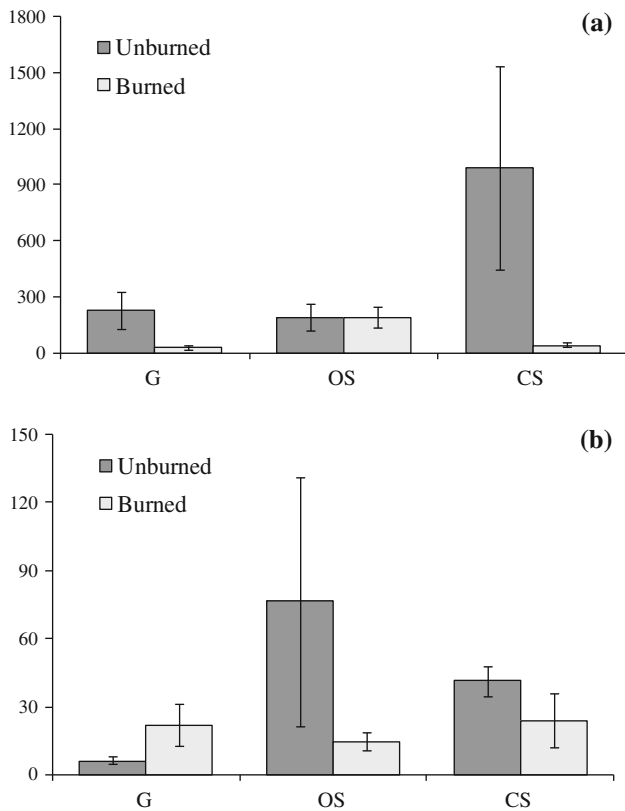


Fig. 4 a, b Mean (SE) number workers recorded at the site level in unburned and burned natural habitats in the Iberá Natural Reserve in February (a) and August (b) 2008

show a clear occurrence pattern. They were present in all situations, except in burned grassland (the most open habitat). *Dorymyrmex thoracicus* occurred in most cases, while *Pogonomyrmex conicularius* and *Dorymyrmex steigeri platensis* only in savannas and unburned grassland, respectively. Arboreal species were exclusively recorded in the burned open savanna in February.

In August, a clear difference in functional composition was only observed between the unburned and burned closed savanna with 8 and 4 groups, respectively (Fig. 6b). Despite this difference, the mean number of groups was similar in burned and unburned sites (GLM: Wald $\chi^2 = 0.001$, $df = 1$, $P = 0.975$) and in all habitats (GLM: Wald $\chi^2 = 2.779$, $df = 2$, $P = 0.249$); the interaction was also not significant (GLM: Wald $\chi^2 = 3.064$, $df = 2$, $P = 0.216$). Unexpectedly, Cryptic species were only present in the burned open savanna, the habitat with the lowest coverage of litter.

Fire effect on the vegetation structure

The herbaceous stratum was composed mainly of grasses in the Poaceae and Cyperaceae families, broad-leaf herbs, creepers, and ferns. Vegetation height and cover were

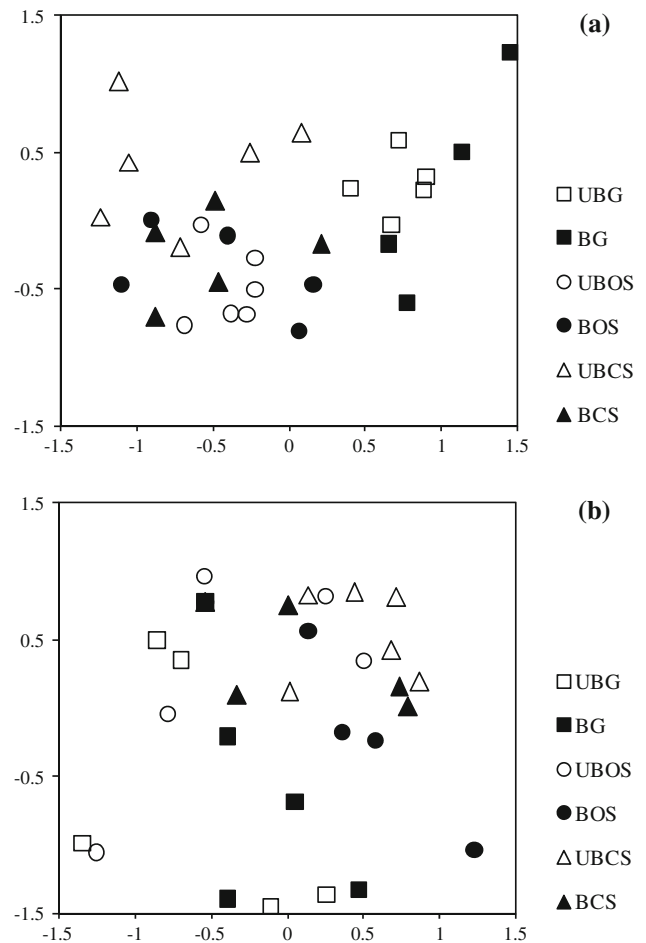


Fig. 5 a, b Non metrical multidimensional scaling ordination plot of samples collected in unburned and burned natural habitats in the Iberá Natural Reserve in February (a) and August (b) 2008

similar in the three habitats soon after the fire (Fig. 7a, b; $F_{1,12} = 0.30$, $P > 0.74$ and $F_{1,12} = 0.09$, $P > 0.91$, respectively). However, the height of the burned grassland recovered more rapidly than the other two burned habitats (Friedman ANOVA $X^2 = 10$, $N = 5$, $df = 2$, $P < 0.007$; Fig. 7a). No differences in the vegetation cover were observed among habitats (Friedman ANOVA $\chi^2 = 0.67$, $N = 5$, $df = 2$, $P > 0.71$; Fig. 7b). It is important to note that none of the three burned habitats reached the height and/or cover of the unburned habitats, with the only exception of the closed savanna cover.

Discussion

Fire effect on ant assemblages

Overall, this study showed that extended fire of high intensity had only a modest and short-term negative effect

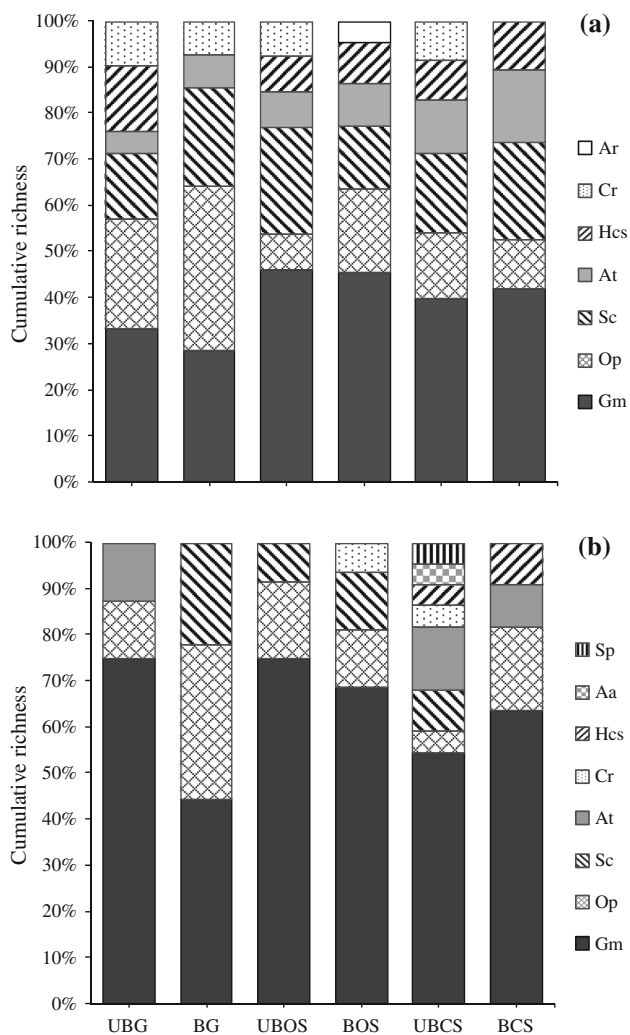


Fig. 6 a, b Functional groups profiles of the ants captured in unburned grassland (UBG), burned grassland (BG), unburned open savanna (UBOS), burned open savanna (BOS), unburned closed savanna (UBCS), and burned closed savanna (BCS). Data are percentage of total species represented by each group: *Ar* Arboreals, *Cr* Cryptic, *Aa* Army Ants, *Sp* Specialist Predators, *Hcs* Hot-Climates Specialist, *At* Attini, *Sc* Subordinate Camponotini, *Op* Opportunists, and *Gm* Generalized Myrmicinae

on the ant abundance in the INR, likely because the extraordinary increase in number of some few species. However, these changes in abundance of dominant species did not stimulate changes in species richness and composition of ant assemblages. It is important to note that 82 % of the individuals captured in this study belong to four species that have invaded other regions of the world, from which *S. invicta* and *W. auropunctata* were listed as two of 100 world's worst invasive alien species (Lowe et al. 2000). *P. aberrans* was the second more abundant species in winter after *S. invicta*. This species may be mainly active in the cool season as reported by Cheli et al. (2010) for the Chubut province in Argentina.

Although the species abundance decreased immediately after the fire, no differences in the diversity indicators were detected 6 months later, suggesting a quick recovery of the ant assemblages, likely as a result of the restoration of the vegetation structure (e.g. plant cover). This agrees with Neumann (1991), Izhaki et al. (2003), Parr et al. (2004), Vasconcelos et al. (2008), Underwood and Quinn (2010), who found full vegetation recovery 3–12 months after a fire.

The ant fauna similarities in all habitats might be then explained by the rapid homogenization effect of the fire on the herbaceous vegetation. Although the vegetation recovery was not complete 6 months after the fire (August), this was probably due to its slower growth during the cold season. An exception of this was observed in the closed savanna where the fire intensity was lower and where the herbaceous vegetation was cold-protected by trees.

We believe that this lack of effect on species richness and species composition was not the consequence of an inadequate sampling design or effort, since most of the expected ant species were actually collected. The 67 species found in this study represented 71 % of the 94 ant species captured by Calcaterra et al. (2010a) in a much larger study area ($\approx 300 \text{ km}^2$), using a combination of several sampling methods in different habitats, and on different strata. The percentage of rare species found here (28 %) is slightly higher than that found by Silvestre et al. (2003) in a much more intensive ant survey (22 % of rare species from 262 samples). This would also indicate that our sampling effort were adequate because, as expected, the number of rare species decreases asymptotically with the sampling effort (Colwell et al. 2006). The lack of effect on species richness agrees with other studies in South African (Parr et al. 2004; Pryke and Samways 2012) and Australian (Parr and Andersen 2008) savannas, which found that ants were remarkably resilient to fire. Its virtual absence of effect might be the consequence of the variability in the performance of ant species in response to fire (Hoffmann and Andersen 2003). The ant composition analyses had high stress values, which would indicate that other significant uncounted factors also contributed to the layout of these NMDS ordinations.

Functional groups of ants also responded to fire in different ways. The ants with leaf-litter nesting habits (e.g. Cryptic species or Specialized predators) should have been the most affected by fire in grassland sites (a habitat with a large accumulation of grass-litter); however, such an effect was not observed for Cryptic species, whereas Specialist Predators (and Army ants) occurred only in the unburned closed savanna in August. The appearance of these groups in winter would represent a colonization event rather than a seasonal occurrence. In contrast, Cryptic species were

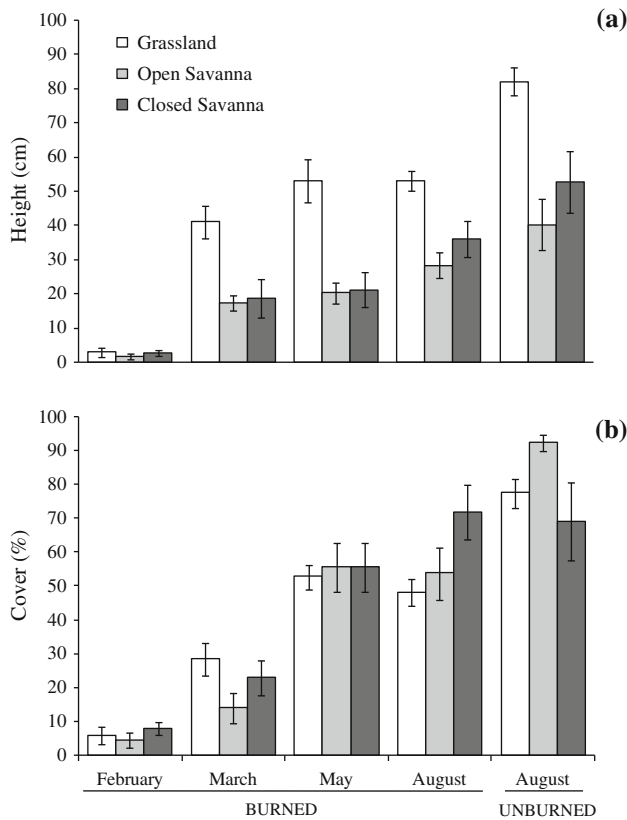


Fig. 7 a, b Mean (SE) height (a) and cover (b) of the vegetation in February, March, May, and August 2008 in three burned habitats in the Iberá Natural Reserve and in the same three unburned habitats in August 2008

absent in burned savannas suggesting an important fire effect on this group. This effect could persist as a consequence of the destruction of nesting sites in this type of habitat (Vasconcelos et al. 2008). Fire might have favored the occurrence of groups associated to open habitats with reduced litter (such as Hot Climate Specialists and Opportunists); however, an increase in the presence and/or abundance of these groups, as reported by Izhari et al. (2003), was poorly observed in the INR. Although Opportunistic ants seemed to increase their presence in burned habitats, this was not the case for Hot Climate Specialists, which were absent in February in burned grassland. Hot Climate Specialists only remained in the unburned and burned closed savanna in August, likely, as mentioned previously, because of its warmer conditions.

The rapid post-fire recovery of the ants community probably also reflected their adaptations to fire regimes in habitats such as savannas (Izhaki et al. 2003; Parr et al. 2004). They avoid direct fire damage by finding refuge in their underground nests, rapidly favoring the post-fire recolonization of the habitats. Several studies in which forests were removed by fire showed positive long-term (>10 years) effect on the ant assemblages (Andersen 1991;

York 2000; Parr et al. 2004; Andersen et al. 2002). However, other studies in more open habitats revealed negative and/or neutral effects (Underwood and Fisher 2006). Thus, these studies seem to indicate that ant response to fire is in fact extremely variable, probably depending on the extension and magnitude of the transformation or replacement of the habitat. The variability in the response could be also explained by the variable behavior observed by some species among habitats, the effect of the seasonality, the spatial variability of the ant assemblages or the level of differences in the whole study systems, such as habitat type and composition of the ant assemblage (Hoffmann and Andersen 2003; Underwood and Fisher 2006).

Abundance of behaviorally dominant ants, such as *S. invicta*, seemed to be more favored in fire-promoted open habitats than those cryptic species associated to closed habitats. Changes in vegetation structure promoted by fire could have positively affected the abundance of *S. invicta*. This pattern was previously reported for *S. invicta* by effect of grazing on the vegetation (Calcaterra et al. 2010b). Changes in its abundance could influence other ecologically similar species, such as *P. obscurithorax* or *P. aberrans*. Further studies are needed to evaluate this hypothesis. The negative correlation between the two *Nylanderia* species could be explicated by the fact that *N. fulva* almost did not occur in the grassland, while *N. silvestrii* was absent in the savanna habitats. However the high abundance of *N. fulva* was mainly because it was over captured in a few traps in the unburned open savanna (92 %). The abundance of these two species very common in summer seemed be strongly affected by the cold. The unexpected association of *P. aberrans* with the burned open savanna could be the consequence of the almost complete vegetation recovery observed in August or simply by a better adaptation to low temperatures in winter.

Response of ants to fire has been used in many studies on the assumption that they are good biodiversity indicators (Hoffmann and Andersen 2003; Underwood and Fisher 2006; Gerlach et al. 2013). However, this assumption is mostly based on the fact that ant richness was correlated with richness of other invertebrate groups in a study conducted in mine sites in Australia (Majer 1983). The true is that no correlations were found between ants and mammals, reptiles and amphibious in most studies conducted until the present; only a significant negative correlation has been reported between ants and birds (Gerlach et al. 2013). Monitoring using multiple taxonomic groups (plants, ants, amphibious, reptiles, birds, and mammals) conducted in the INR has shown a differential taxa response to disturbance, such as grazing (Calcaterra et al. 2010b and L.A.C., personal observation), which was related among other causes to differences in individual species and recovery times.

Fire had only a moderate short-term effect on the abundance of the terrestrial ant assemblages at the INR. Thus, ants seem to be a poor indicator to detect long-term changes in richness and composition in the ecosystem promoted by fire in the INR. Despite the relatively short monitoring time, this study is in agreement with the review conducted by Underwood and Fisher (2006) and Gerlach et al. (2013). Ants seem to be resilient for a wide variety of disturbances (Neumann 1991; Izhaki et al. 2003; Parr et al. 2004; Barrow et al. 2007; Calcaterra et al. 2010b; Pryke and Samways 2012), with some few exceptions, such as the case of severe disturbance produced by mining, which can take a long-term restoration (>10 years) of ecosystems (Majer 1983; Bisevac and Majer 1999) or in systems that burn infrequently, such as forest, which was not affected by fire in this work.

Despite the virtual absence of fire effect, it is important to mention that more ant species were associated with unburned habitats than with burned habitats likely because of the short-term homogenization effect of the fire on the vegetation of the different habitats. Although ants do not seem to be good indicators of changes promoted by fire, they may be useful for conservation prioritization and management (Gerlach et al. 2013). As far as ant species diversity is concerned, further studies are necessary to take management decisions in the INR. At present, management should be oriented to preserve the richest habitats and/or those habitats containing ant species with the highest values for conservation (e.g. endemic or threatened species), rather than determining the fire regime that would favor the occurrence of certain ant species or groups. Conservation efforts in INR should be oriented to protect the close savanna, the most valuable habitat by containing the highest number of species (almost half exclusive) as observed in this work and others (Calcaterra et al. 2010a, b). The closed savanna belongs to the ecoregion or phytogeographical province of the Espinal (Cabrera and Willink 1980), one of the most threatened wooden habitats of Argentina with only 0.26 % of its surface protected (APN 2014); thus, its conservation is essential to ensure the long-term preservation of their associated ant species.

Acknowledgments We thank Constanza Pasian (Conservation Land Trust Argentina) for her field assistance. Also, we appreciate the logistical support provided by the staff of the El Rincón del Socorro Ranch. This research was partially funded by the Conservation Land Trust Argentina.

Appendix

See Table 3.

Table 3 List of ant species captured (functional groups)

<i>Acromyrmex hispidus</i> (At) ^a	<i>Pheidole bergi</i> (Gm)
<i>Atta saltensis</i> (At) ^a	<i>Pheidole bison</i> (Gm)
<i>Atta vollenweideri</i> (At) ^a	<i>Pheidole flavens</i> (Gm) ^a
<i>Atta</i> sp. (At)	<i>Pheidole laevinota</i> (Gm)
<i>Brachymyrmex gaucho</i> (Op)	<i>Pheidole nitella</i> (Gm)
<i>Brachymyrmex</i> sp. 1 (Op)	<i>Pheidole nubila</i> (Gm)
<i>Brachymyrmex</i> sp. 2 (Op)	<i>Pheidole obscurithorax</i> (Gm) ^a
<i>Brachymyrmex</i> sp. 3 (Op)	<i>Pheidole radoszkowskii</i> (Gm)
<i>Camponotus blandus</i> (Sc)	<i>Pheidole risii</i> Forel (Gm)
<i>Camponotus bonariensis</i> (Sc)	<i>Pheidole rudigenis</i> (Gm)
<i>Camponotus mus</i> (Sc) ^a	<i>Pheidole spininodis</i> (Gm)
<i>Camponotus substitutus</i> (Sc)	<i>Pheidole triconstricta</i> (Gm)
<i>Camponotus punctulatus cruentus</i> (Sc)	<i>Pheidole</i> sp. 1 (Gm)
<i>Camponotus punctulatus punctulatus</i> (Sc) ^a	<i>Pheidole</i> sp. 2 (Gm)
<i>Camponotus rufipes</i> (Sc)	<i>Pheidole</i> sp. 3 (Gm)
<i>Camponotus</i> sp. 1 (Sc)	<i>Pheidole</i> sp. 4 (Gm)
<i>Camponotus</i> sp. 2 (Sc)	<i>Pheidole</i> sp. 5 (Gm)
<i>Crematogaster quadriformis</i> (Gm)	<i>Pheidole</i> sp. 6 (Gm)
<i>Crematogaster</i> sp.(Sc)	<i>Pogonomyrmex cunicularius</i> (Hcs)
<i>Cyphomyrmex rimosus</i> (At) ^a	<i>Pseudomyrmex pallidus</i> (Ar)
<i>Dorimyrmex thoracicus</i> (Hcs)	<i>Solenopsis invicta</i> (Gm) ^a
<i>Dorymyrmex steigeri platensis</i> (Hcs)	<i>Solenopsis magdonaghi</i> (Gm)
<i>Forelius rufus</i> (Hcs)	<i>Solenopsis</i> sp. 1 (Gm)
<i>Gnamptogenys triangularis</i> (Sp)	<i>Solenopsis</i> sp. 2 (Gm)
<i>Hylomyrma</i> sp. (Cr)	<i>Solenopsis</i> sp. 3 (Gm)
<i>Linepithema micans</i> (Op)	<i>Solenopsis</i> sp. 4 (Cr)
<i>Neivamyrmex</i> sp. (Aa)	<i>Solenopsis</i> sp. 5 (Cr)
<i>Nylanderia docilis</i> (Op)	<i>Solenopsis</i> sp. 6 (Cr)
<i>Nylanderia fulva</i> (Op) ^a	<i>Trachymyrmex</i> sp. 1 (At)
<i>Nylanderia pubens</i> (Op) ^a	<i>Trachymyrmex</i> sp. 2 (At)
<i>Nylanderia silvestrii</i> (Op)	<i>Trachymyrmex</i> sp. 3 (At)
<i>Odontomachus chelifer</i> (Op)	<i>Wasmannia auropunctata</i> (Gm) ^a
<i>Pachycondila striata</i> (Op)	<i>Wasmannia</i> sp. (Cr)
<i>Pheidole aberrans</i> (Gm)	

Op Opportunists, Sp Specialist Predators, Sc Subordinate Camponotini, At Attini, Cr Cryptics, Gm Generalized Myrmicinae, Ar Arboreal, Hcs Hot-Climates Specialists, and Aa Army Ants

^a Invasive and/or pest species

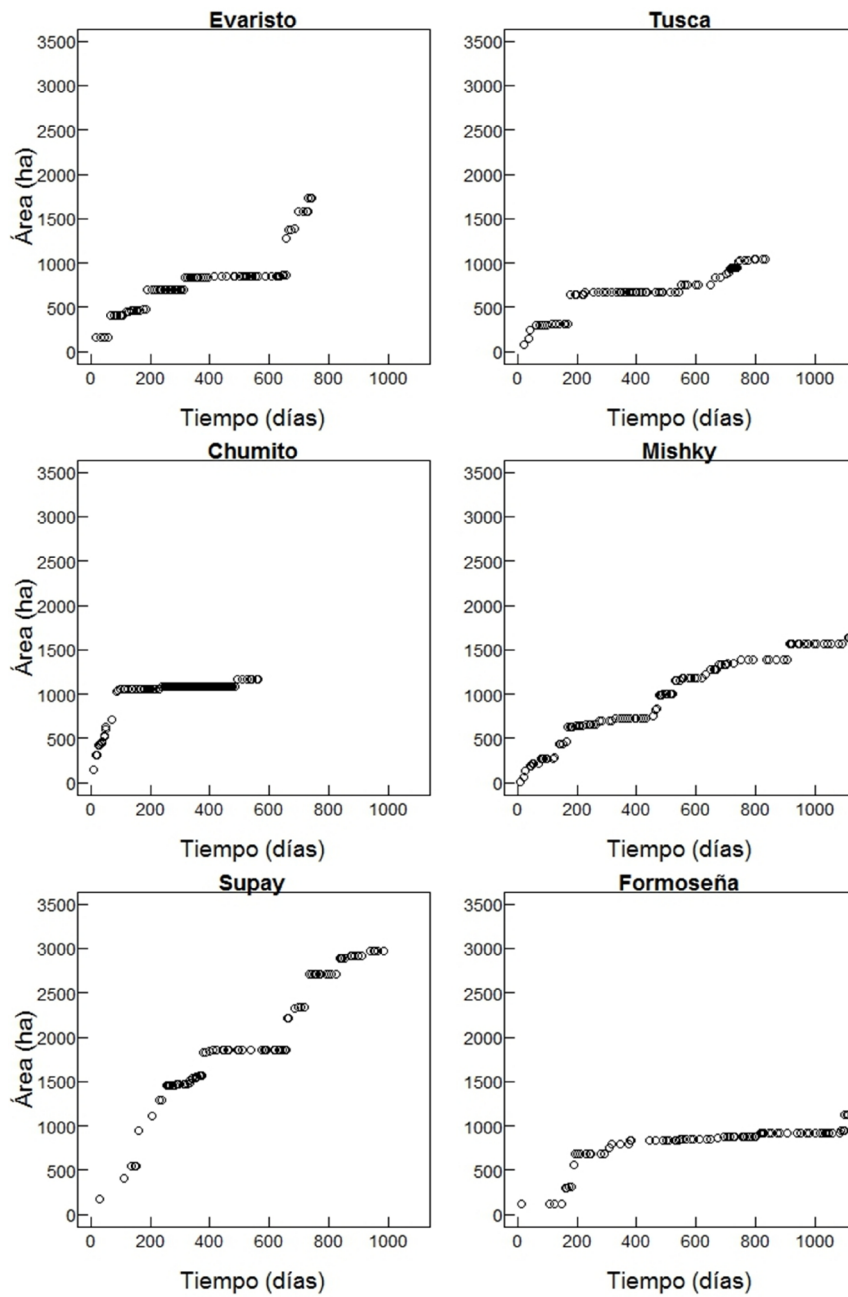
References

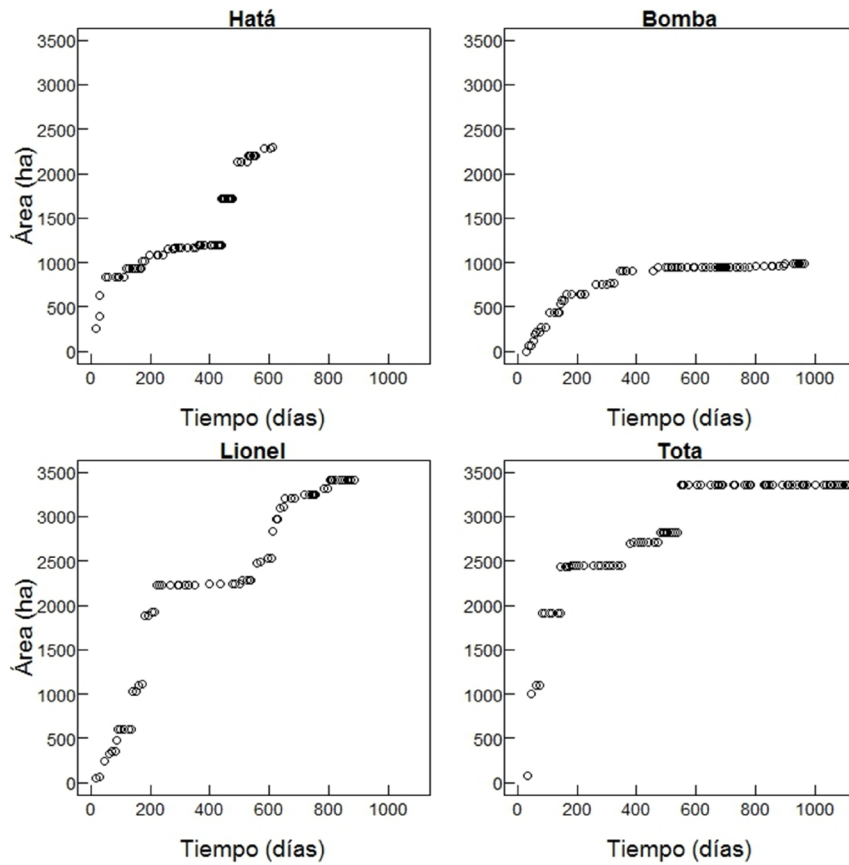
- Alonso LE (2000) Ants as indicator of diversity. In: Agosti D, Majer JD, Alonso LE, Schultz TR (eds) Ants. Standard methods for measuring and monitoring biodiversity. Smithsonian Institution Press, Washington, DC, pp 80–88
- Andersen AN (1990) The use of ants communities to evaluate change in Australian terrestrials ecosystems: a review and a recipe. Proc Ecol Soc Aust 16:347–357

- Andersen AN (1991) Response of ground-foraging ant communities to three experimental regimes in a savanna forest of tropical Australia. *Biotropica* 23:575–585
- Andersen AN (1995) A classification of Australian ant communities based on functional groups which parallel plant life-form in relation to stress and disturbance. *J Biogeogr* 22:15–29
- Andersen AN (1997) Functional groups and patterns of organization in North American ant communities: a comparison with Australia. *J Biogeogr* 24:433–460
- Andersen AN, Yen AL (1985) Immediate effects of fire on ants in the semi-arid mallee region of northwestern Victoria. *Aust J Ecol* 10:25–30
- Andersen AN, Hoffman BD, Muller WJ, Griffiths AD (2002) Using ants as bioindicators in land management: simplifying assessment of ant community responses. *J Appl Ecol* 39:8–17
- Andersen AN, van Ingen LT, Campos RI (2007) Contrasting rainforest and savanna ant faunas in monsoonal northern Australia: a rainforest patch in a tropical savanna landscape. *Aust J Zool* 55:363–369
- APN (2014) Administración de Parques Nacionales—Sistema de Información de Biodiversidad (SIB). Datos-SIFAP. <http://www.parquesnacionales.gov.ar>
- Barrow L, Parr CL, Kohen JL (2007) Habitat type influences fire resilience of ant assemblages in the semi-arid tropics of Northern Australia. *J Arid Environ* 69:80–95
- Bestelmeyer B (1997) Stress tolerance in some Chacoan dolichoderinae ants: implications for community organization and distribution. *J Arid Environ* 35:297–310
- Bestelmeyer BT, Wiens J (1996) The effect of land use on the structure of ground-foraging ant communities in the Argentine Chaco. *Ecol Appl* 6:1225–1240
- Bisevac L, Majer JD (1999) Comparative study of ant communities of rehabilitated mineral sand mines and heathland, Western Australia. *Restor Ecol* 7:117–126
- Cabrera AL, Willink A (1980) Biogeografía de América Latina (Serie de Biología 13). OEA, Washington, DC
- Calcaterra LA, Livore JP, Delgado A, Briano JA (2008) Ecological dominance of the red imported fire ant, in its native range. *Oecologia* 156:411–421
- Calcaterra LA, Cuezco F, Cabrera SM, Briano JA (2010a) Ground ant diversity in the Iberá Nature Reserve, the largest wetland of Argentina. *Ann Entomol Soc Am* 103:71–83
- Calcaterra LA, Cabrera SM, Cuezco F, Jiménez Pérez I, Briano JA (2010b) Habitat and Grazing influence on terrestrial ant diversity in subtropical grassland and savanna of Argentina. *Ann Entomol Soc Am* 103:635–646
- Canziani G, Rossi C, Loisele S, Ferrari R (2003) Los Esteros del Iberá. Informe del proyecto El Manejo Sustentable de Humedales en el MERCOSUR. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires
- Cheli GH, Corley JC, Bruzzone O, Brío M, Martínez F, Martínez NR, Ríos I (2010) The ground-dwelling arthropod community of Península Valdés in Patagonia, Argentina. *J Insect Sci* 10:50. www.insectscience.org/10.50
- Clark KR, Green RH (1988) Statistical design and analysis for a “biological effects” study. *Mar Ecol Prog Ser* 46:213–226
- Colwell RK (2006) EstimatesS: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.0 persistent. <http://www.purl.oclc.org/estimates>
- Cuezco F, González Campero C (2010) Invertebrados en la selva pedemontana Austral. El caso de Formicidae como ejemplo de caracterización de comunidades de insectos. In: Brown AD, Blendinger PG, Lomáscolo T, Bes GP (eds) *Ecología, historia natural y conservación de la Selva Pedemontana de las Yungas australes*, chap 6. Ediciones del Subtrópico, Tucumán (in press)
- De Fina LA (1992) Aptitud agroclimática de la República Argentina. INTA, Buenos Aires
- Dufrene M, Legendre P (1997) Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecol Monogr* 67:345–366
- FAO (1996) FAO yearbook. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome
- Farji-Brener A, Corley JC, Bettinelli J (2002) The effects of the fire on ant communities in north-western Patagonia: the importance of habitat structure and regional context. *Divers Distrib* 8:235–243
- Fontan RF, Sierra P (2004) Manejo y conservación de los Esteros del Iberá, módulo hidrología. In: *Proy. GEF/PNUD/ECOS ARG/02/G35*
- Gerlach J, Samways M, Pryke J (2013) Terrestrial invertebrates as bioindicators: an overview of available taxonomic groups. *J Insect Conserv* 17:831–850
- Hill JC, Summerville KS, Brown RL (2008) Habitat associations of the ant species (Hymenoptera: Formicidae) in a heterogeneous Mississippi landscape. *Environ Entomol* 37:453–463
- Hobbs RJ, Huenecke LF (1992) Disturbances, diversity, and invasion: implications for conservation. *Conserv Biol* 6:324–337
- Hoffmann BD, Andersen AN (2003) Responses of ants to disturbance in Australia, with particular references to functional groups. *Austral Ecol* 28:444–464
- Howe HF (1994) Managing species diversity in tallgrass prairie assumptions and implications. *Conserv Biol* 8:691–704
- Izhaki I, Levey DJ, Silva WR (2003) Effects of prescribed fire on ant community in Florida one savanna. *Ecol Entol* 28:439–448
- King JR, Andersen AN, Cutter AD (1998) Ants as bioindicators of habitat disturbance: validation of the functional group model for Australia’s humid tropics. *Biodivers Conserv* 7:1627–1638
- Klimer RC, Messer I (2001) The interaction of prescribed burning and site characteristics on the diversity and composition of a grassland community on Santa Cruz Island, California. In: Galley KEM, Wilson TP (eds) *Proceedings of the invasive species workshop: the role of fire in the control and spread of invasive species. Fire conference 2000: the first National Congress on the fire ecology, prevention, and management*. Tall Timber Research Station miscellaneous publications no. 11. Tall Timber Research Satation, Tallahassee, pp 66–80
- Kusnezov N (1978) Hormigas argentinas: clave para su identificación, Misc. 61. Fundación Miguel Lillo, Tucumán
- Lowe S, Browne M, Boudjelas S, De Poorter M (2000) 100 of the world’s worst invasive alien species. A selection from the global invasive species database, Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the species. Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN), p 12
- Magurran AE (1988) *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, Princeton
- Majer JD (1983) Ants: bio-indicators of mine site rehabilitation, land-use, and land conservation. *Environ Manag* 7:375–383
- Maturo HM, Oakley LJ, Scarafiocca M, Prado DE (2007) Informe preliminar. Relevamiento de vegetación en estaciones de monitoreo. Estancia Rincón del Socorro, Corrientes. Technical report, Universidad de Rosario, Santa Fe, Argentina
- McCune B, Grace JB (1999) *Analysis of ecological communities*. MjM Software Design, Gleneden Beach
- McCune B, Mefford MJ (1999) *Multivariate analysis of ecological data version 4.01*. MjM Software, Gleneden Beach
- Neiff JJ, Poi De Neiff AS (2006) Situación ambiental en la ecoregión Iberá. In: Brown A, Martínez Ortiz U, Acerbi M, Corcuera J (eds) *La situación ambiental Argentina 2005*. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, pp 177–184
- Neumann FG (1991) Response of litter arthropods to major natural or artificial ecological disturbances in mountain ash forest. *Aust J Ecol* 16:19–32
- New TR (2000) How useful are ant assemblages for monitoring habitat disturbance on grassland in south eastern Australia? *J Insect Conserv* 4:153–159

- Parera A (2006) Un plan de manejo para la Reserva Natural del Iberá en la provincia de Corrientes. In: Brown A, Martínez Ortiz U, Acerbi M, Corcuera J (eds) La situación ambiental Argentina 2005. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, pp 189–194
- Parr CL, Andersen AN (2008) Fire resilience of ant assemblages in long-unburnt savanna of northern Australia. *Austral Ecol* 33:830–838
- Parr CL, Robertson HG, Biggs HC, Chown SL (2004) Response of African savanna ants to long-term fire regimens. *J Appl Ecol* 41:630–642
- Parsons DJ, Stolgren TJ (1989) Effects of varying fire regimes on annual grasslands in the southern Sierra Nevada of California. *Madroño* 36:154–168
- Parsons DJ, van Wagendonk JW (1996) Fire research and management in the Sierra Nevada national parks. In: Halvorson W, Davis GE (eds) Sciences and ecosystem management in the national parks. University of Arizona Press, Tucson, pp 25–48
- Peláez DV, Bóo RM, Mayor MD (2003) El fuego y la vegetación del sur del caldenal. In: Kunst, Bravo CRS, Panigatti JL (eds) Fuego en los Ecosistemas Argentinos. Ediciones INTA, CABA, pp 71–78
- Pest Directory (2008) International Society for Pest Information, Griesheim, Germany (CD format)
- Porter SD, Savignano DA (1990) Invasion of polygyne fire ants declines native ants and disrupt arthropod community. *Ecology* 71:2095–2106
- Pryke JS, Samways M (2012) Differential resilience of invertebrates to fire. *Austral Ecol* 37:460–469
- Roxburgh SH, Shea K, Wilson JB (2004) The intermediate disturbance hypothesis: patch dynamics and mechanisms of species coexistence. *Ecology* 85:359–371
- Savolainen R, Vepsäläinen K (1988) A competition hierarchy among boreal ants: impact on resource partitioning and community structure. *Oikos* 51:135–155
- Silvestre R, Brandão CRF, Da Silva RR (2003) Grupos funcionales de hormigas: El caso de los gremios del Cerrado. In: Fernández F (ed) Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia, pp 113–148
- Smith W, Grassle JF (1977) Sampling properties of a family of diversity measures. *Biometrics* 33:283–292
- StatSoft (2005) STATISTICA for Windows version 7.1. Tulsa, UK. <http://www.statsoft.com>
- The Ramsar Convention on Wetlands (2008) The Ramsar list of Wetlands of international importance. <http://www.ramsar.org/sitelist.pdf>
- Thompson CR (1990) Ants that have pest status in the United States. In: Vander Meer RK, Jaffe K, Cedeño A (eds) Applied myrmecology: a world perspective. Westview Press, Boulder, pp 51–67
- Tressens SG, Vanni RO, López MG (2002) Las plantas terrestres. In: Arbo MM, Tressens SG (eds) Flora del Iberá. Editorial Universitaria de la Universidad Nacional del Nordeste, Corrientes, pp 201–379
- Tschinkel WR (2006) The fire ants. Harvard University Press, Belknap, p 730
- Underwood EC, Fisher BL (2006) The role of ants in conservation monitoring: if, when, and how. *Biol Conserv* 132:166–182
- Underwood EC, Quinn JF (2010) Response of ants and spiders to prescribe fire in oak woodlands of California. *J Insect Conserv* 14:359–366
- van Ingen LT, Campos RI, Andersen AN (2008) Ant community structure along an extended rain forest-savanna gradient in tropical Australia. *J Trop Ecol* 24:445–455
- Vasconcelos HL, Leite MF, Vilhena JMS, Lima AP, Magnusson WE (2008) Ant diversity in an Amazonian savanna: relationship with vegetation structure, disturbances by fire, and dominant ants. *Austral Ecol* 33:221–231
- Warren SD, Scifres CJ, Tell PD (1987) Response of grassland arthropods to burning: a review. *Agric Ecosyst Environ* 19:105–130
- Whelan J (1995) The ecology of fire. Cambridge University Press, Cambridge, p 129
- York A (2000) Long-term effects of frequent low-intensity burning on ant communities in coastal blackbutt forests of southeastern Australia. *Austral Ecol* 25:83–98

APÉNDICE 3: Curvas de observación del tamaño de las áreas de acción desde las últimas localizaciones hacia atrás en el tiempo.





Curvas de observación de las áreas de los Polígonos Mínimos Convexos acumulados en el tiempo de forma inversa (el primer polígono corresponde a las últimas tres localizaciones, y desde allí hacia atrás) de diez individuos, cinco machos (a la izquierda) y cinco hembras (a la derecha). La escala temporal está fijada a tres años (1.005 días) desde su última localización y la espacial a 3500 ha.