



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

Ámbito hogareño y uso de hábitat de
Habromys schmidly
(Rodentia: Cricetidae)

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

B I Ó L O G O

P R E S E N T A:

Pablo Francisco Colunga Salas



DIRECTORA DE TESIS:
Dra. Livia Socorro León Paniagua

2014



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

1. Datos del alumno

Colunga Salas Pablo Francisco

56731029

Universidad Nacional Autónoma de México

Facultad de Ciencias

Biología

306050019

2. Datos del tutor

Dra. León Paniagua Livia Socorro

3. Datos del sinodal 1

Dr. Zúñiga Vega José Jaime

4. Datos del sinodal 2

Dra. Farías González Verónica

5. Datos del sinodal 3

M. en C. Vargas Cuenca Julieta

6. Datos del sinodal 4

M. en C. Olguín Monroy Héctor Carlos

7. Datos del trabajo escrito

Ámbito hogareño y uso de hábitat de *Habromys schmidly* (Rodentia:Cricetidae)

53 p

2014

“The recognition of home range has ever been an inherent factor in the life of all animals” (Hafe, 1931)

AGRADECIMIENTOS

La presente tesis de licenciatura fue desarrollada durante el curso del Taller “Faunística, sistemática y biogeografía de vertebrados terrestres de México”, en el Departamento de Biología Evolutiva de la Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México.

Esta investigación se llevó a cabo con fondos otorgados por el Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación tecnológica, asignados por conducto de la Dra. Livia Socorro León Paniagua, a través del proyecto IN 216713 “Revisión del estado sistemático y biogeográfico de los roedores peromíscinos del grupo “megalops” (*Peromyscus megalops*, *P. melanurus* y *P. melanocarpus*), y de *Osgoodomys banderanus* a partir de los genes mitocondriales ND3, ND4 y el nuclear GHR.

A la Dra. Susana Valencia Ávalos, Técnica Académica Titular del Herbario de la Facultad de Ciencias, UNAM (FCM), por la determinación de los árboles donde se registró al roedor *Habromys schmidlyi*.

Al M. en C. Othon Alcántara Ayala y al Biól. Andrés González Murillo del laboratorio de Biogeografía, de la Facultad de Ciencias, UNAM, por la determinación de plantas vasculares terrestres.

A la M. en B. María Eugenia Muñiz Díaz de León, Técnica Académica del Taller de Biología de Plantas I y II de la Facultad de Ciencias, UNAM, por la determinación de los helechos.

Al Dr. Claudio Delgadillo Moya y a la Biól. Paola Peña Rétez, curador de la Colección de Briofitas y Técnico Auxiliar, respectivamente, del Herbario Nacional (MEXU), Instituto de Biología, UNAM (IBUNAM), por la determinación de briofitas y marchantiofitas.

Al Dr. Gerardo Salazar Chávez, Investigador del IBUNAM y al Biól. Miguel Castañeda Zárate por la identificación de las orquídeas.

A la Dra. María de los Ángeles Herrera Campo, curadora de la Colección de Líquenes de MEXU, por la determinación de los líquenes.

Al Dr. Sigfrido Sierra Bazán del laboratorio de Macromycetos, Facultad de Ciencias, UNAM, por la iddeterminación de los hongos.

Índice

Resumen	1
Abstract	2
Resumo	3
Introducción	4
Antecedentes	6
Ámbito hogareño	6
<i>Telemetría</i>	7
<i>Estimadores</i>	8
Selección y uso de hábitat	8
<i>Estadísticos</i>	10
<i>Habromys schmidly</i>	12
Material y Métodos	13
Área de estudio	13
Muestreo	13
Ámbito hogareño	18
Uso y Selección de hábitat	19
<i>Habromys schmidly</i>	20
Resultados	21
Ámbito hogareño	22
Uso y Selección de hábitat	25
<i>Habromys schmidly</i>	28
Discusión	33
Ámbito hogareño	33
Uso y Selección de hábitat	35
<i>Habromys schmidly</i>	36
<i>Alimentación</i>	37
<i>Comportamiento</i>	37
<i>Distribución</i>	37
<i>Reproducción</i>	37
<i>Aspectos ecológicos</i>	38
Conservación	38
Bibliografía	41
ANEXO 1. Individuos colectados	49
ANEXO 2. Ámbito hogareño por individuos de <i>H. schmidly</i>	51
ANEXO 3. Lista de especies vegetales	53

Colunga-Salas, P. (2014). Ámbito hogareño y uso de hábitat de *Habromys schmidlyi* (Rodentia:Cricetidae). Tesis Profesional. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. México D.F. 53 pp.

RESUMEN

El ámbito hogareño, uso y selección del hábitat resultan ser elementos importantes al momento de hacer cualquier otro estudio ecológico sobre la especie. *Habromys schmidlyi* es un roedor arborícola recientemente descrito y restringido a la sierra norte de Taxco. Dadas éstas características, no existen estudios ecológicos acerca de la especie. Por lo que el presente trabajo es el primero enfocado a conocer el área de actividad, uso y selección del hábitat para *H. schmidlyi*. Para ello se colectó un total de 42 ejemplares, sin embargo, únicamente a cinco machos y cuatro hembras se les colocó un radiotransmisor para estimar el ámbito hogareño, con lo cual se obtuvieron 12.6 localizaciones en promedio por individuo. El ámbito hogareño se calculó a partir del kernel adaptativo con el 100% de localizaciones. No se hallaron diferencias significativas entre las áreas de los machos vs las de las hembras, ni entre las áreas de las hembras preñadas vs las de las no preñadas, tampoco por tipo de hábitat. Para el uso y selección de hábitat se caracterizaron 66 árboles (42 con presencia de *H. schmidlyi* y el resto en ausencia) así como 48 especies de epífitas. Se encontró una selección preferencial hacia el Bosque Mesófilo de Montaña. Finalmente, para conocer las condiciones necesarias para la presencia del ratón, se realizó un análisis de partición recursiva, a partir del cual se obtuvo que *Asplenium monanthes* necesita estar ausente, al igual que *Platygyrium fuscoluteum* y *Metzgeria* sp., presencia de *Fabronia ciliaris* var. *polycarpa* y de *Everniastrum* sp. para que exista una elevada probabilidad de presencia del roedor. *H. schmidlyi* presenta un grado muy alto de arborealidad, sin dimorfismo sexual. Con base en lo observado, se proponen dos temporadas reproductivas para *H. schmidlyi*.

Palabras clave: ámbito hogareño, uso de hábitat, selección de hábitat, Bosque Mesófilo de Montaña, *Habromys schmidlyi*

ABSTRACT

Home range, habitat use, and habitat selection studies are the basis for further ecological studies of species. *Habromys schmidlyi* is a relatively new arboreal rodent restricted to the Taxco North Mountains. Given these characteristics, there are no ecological studies on this species. This study is the first on home range and habitat selection and use of *H. schmidlyi*. Forty two specimens were collected, however, only five males and four females, all of them adults, were fitted with radiotransmitters, and an average of 12.6 locations per individual were obtained for home range estimation. Adaptive kernel was calculated with all locations. There are no significant differences between the areas of males vs females, neither between areas of pregnant vs non-pregnant, nor by habitat type. For use and habitat selection were characterized 66 trees (42 where *H. schmidlyi* was present and 24 where the species wasn't present) and 48 epiphyte plant species. A preferential selection and use in Cloud Forest was significant compared with *Quercus* Forest. To know the conditions necessary for presence of the mouse, a recursive partitioning analysis was made. From the partitioning analysis, the presence of the mouse with 95% probability, was conditioned for the absence of *Asplenium monanthes*, *Platygyrium fuscoluteum*, and *Metzgeria* sp., and the presence of *Fabronia ciliaris* var. *polycarpa*, and *Everniastrum* sp. There was a very high degree of arboreality, and no sexual dimorphism in *H. schmidlyi*. I propose two breeding seasons based on the observed.

Key words: home range, habitat use, habitat selection, Cloud Forest, *Habromys schmidlyi*

RESUMO

Os estudos sobre área de vida, uso de habitat e de seleção de habitat são importantes ao fazer qualquer outro estudo sobre a espécie. *Habromys schmidlyi* é um roedor relativamente novo de hábitos arborícolas, restringido às montanhas ao norte de Taxco, Guerrero, México. Dadas estas características, resulta obvio que não existam estudos ecológicos sobre esta espécie. Assim, o presente estudo é o primeiro focado a conhecer a área de vida, uso de habitat e seleção de habitat para *H. schmidlyi*. Para isto 42 espécimes foram coletados, no entanto, em apenas cinco machos e quatro fêmeas foram colocados rádio-transmissores, dos quais, as localizações foram obtidas (média de 12,6 por espécimen) para estimar o área de vida. O kernel adaptativo foi calculado com o total dos dados. Não foram encontradas diferenças significativas entre as áreas dos machos vs as das fêmeas, tampouco entre as áreas das fêmeas grávidas vs as áreas das não grávidas, ou pelo tipo de habitat. Para o uso de habitat e seleção de habitat foram caracterizadas 66 árvores (42 onde o rato esteve presente e o resto sem a presença) bem como 48 espécies de plantas epífitas. Houve uma seleção preferencial para o Bosque Mesófilo de Montanha. Finalmente, para conhecer as condições necessárias para o presença do rato, foi feito uma análise de partição recursiva, a partir da qual foi obtido que *Asplenium monanthes* não este presente, ao igual que *Platygyrium fuscoluteum*, e *Metzgeria* sp., enquanto *Fabronia ciliaris* var. *polycarpa*, e *Everniastrum* sp. Devem estar presentes para que exista uma alta probabilidade de presença do roedor. *H. schmidlyi* tem um grau muito elevado de arborealidade, mas não há dimorfismo sexual. Eu proponho duas estações de reprodução com base nos dados obtidos em campo.

Palavras chave: área de vida, uso de hábitat, seleção de habitat, Bosque Mesófilo de Montanha, *Habromys schmidlyi*

INTRODUCCIÓN

El ámbito hogareño se define como el área dentro de la cual un animal se desplaza al realizar sus actividades normales tales como forrajeo, alimentación de crías y búsqueda de pareja, entre otras (Burt, 1943; Mohr, 1947; Jewell, 1966; Baker, 1978). Esta área puede modificarse debido a factores como el sexo, edad, peso y condiciones reproductivas del individuo, así como al tipo de hábitat, disponibilidad de alimento y temporalidad (Burt, 1943; Spencer *et al.*, 1990; Loretto y Viera, 2005; Wood *et al.*, 2010). De acuerdo con Gottesman *et al.* (2004), Harris *et al.* (1990) y White y Garrott (1990), es un estudio de gran importancia para cualquier especie animal ya que al identificar la forma, el patrón y el tamaño del ámbito hogareño se pueden realizar estudios más completos acerca del estado de conservación y del papel ecológico que tiene dicha especie dentro de un ecosistema.

A pesar de la importancia ecológica que representa conocer el ámbito hogareño de cualquier especie, éste ha sido poco estudiado en roedores con hábitos arborícolas pese a que se conoce su papel ecológico como restauradores, dispersores y conservadores de ecosistemas (Ceballos y Navarro L., 1991; Ribble *et al.*, 2002; Wood *et al.*, 2010).

Además del ámbito hogareño, conocer el uso y selección del hábitat es un aspecto crítico en el manejo de las especies de vida silvestre, ya que el hábitat provee tanto alimento como cobertura para la sobrevivencia de la población. La selección de hábitat es un proceso por medio del cual un individuo elige el recurso entre distintas alternativas disponibles (ambientes). Es un proceso jerárquico que involucra una serie de decisiones a partir del comportamiento innato y aprendido por el animal. Dichas decisiones son hechas a diferentes escalas del ambiente, desde un nivel de macrohábitat a microhábitat (Carbonell y Tellería, 1998; Corbalán, 2004). Mientras que el uso de hábitat se refiere a la utilización del hábitat y de los recursos presentes en el área preferida por parte de la especie (Carbonell y Tellería, 1998).

Por ello, determinar el uso y selección del hábitat es un factor fundamental para estudios posteriores acerca de hábitos alimenticios, uso y mantenimiento del ecosistema, densidad poblacional, coexistencia entre especies en una misma área y conservación (Getz, 1961; Getz, 1961; Kaufman y Fleharty, 1974; White y Garrott, 1990; Ceballos y Navarro L., 1991; Whisson *et al.*, 2007; Ale *et al.*, 2011).

La radiotelemetría es una técnica eficaz para el estudio de las poblaciones de animales de vida salvaje. Es útil para realizar estudios sobre poblaciones, como estimar el ámbito hogareño y uso de hábitat, tamaños poblacionales, tasas de migración y supervivencia, entre otros. Sin embargo, los principales estudios que se realizan gracias al tipo y cantidad de datos que se obtienen al emplear esta técnica

son los de ámbito hogareño, uso y selección de hábitat, debido a que se obtiene una muestra representativa del área utilizada por los individuos durante sus actividades diarias (Harris *et al.*, 1990; White y Garrott, 1990; Ribble y Stanley, 1998; Ribble *et al.*, 2002; Gottesman *et al.*, 2004; Leaver y Kelly, 2008).

De acuerdo con Otis y White (1999), para estudios de uso de hábitat, es recomendado utilizar localizaciones como unidad de muestreo, debido a que se obtienen datos precisos sobre la presencia de los individuos de una población. Para animales cuyos avistamientos son poco frecuentes o prácticamente imposibles, la radiotelemetría es un método que ayuda a obtener unidades de muestreo confiables pues se tiene la seguridad que el animal se está detectando.

Habromys schmidlyi es una especie arborícola restringida a los Bosques Mesófilos de Montaña con elevaciones medias. Ésta especie de roedor está relacionado con bosques de encino (*Quercus affinis*) a menudo cubiertos con epífitas (Romo-Vázquez *et al.*, 2005). Actualmente, los estudios que incluyen a *H. schmidlyi* versan sobre distribución y filogenia (Romo-Vázquez *et al.*, 2005; León-Paniagua *et al.*, 2007; Castañeda-Rico *et al.*, 2011), dejando fuera cualquier dato ecológico como ámbito hogareño, uso y preferencia de hábitat, dinámica poblacional e interacción con otras especies, sobretodo tratándose de un tipo de vegetación altamente amenazado en México y en el mundo como lo es el Bosque Mesófilo de Montaña (Rzedowski, 1996; Conabio, 2010). Por tal motivo, el presente trabajo pretende identificar algunos aspectos ecológicos de esta especie arborícola.

Al ser una especie con hábitos arborícolas, los estudios de *H. schmidlyi* resultan ser complejos a la hora de tomar los datos, debido a que se necesitan colocar trampas a lo largo de los árboles y vegetaciones poco accesibles. Además, es una especie que requiere un gran esfuerzo de captura debido a su bajo éxito de captura. Dadas éstas características, *H. schmidlyi*, al igual que otras especies de roedores arborícolas, es poco usado como especie de estudio.

ANTECEDENTES

1. *Ámbito hogareño*

Entre los trabajos más recientes sobre ámbito hogareño realizados con roedores se encuentran el de Ribble y Stanley (1998) que junto con Gottesman *et al.* (2004) determinaron el ámbito hogareño de *Peromyscus boylii*, mientras que Ribble *et al.* (2002) compararon el ámbito hogareño de *P. boylii* y *P. truei*. Por otro lado, se estimó el ámbito hogareño de *Zygodontomys brevicauda* (Giuggioli *et al.*, 2005) y se evaluó el cambio estacional del ámbito hogareño de *Dipodomys ingens* (Cooper y Randall, 2007). Por su cuenta, Whisson *et al.* (2007) estudiaron el ámbito hogareño de *Rattus rattus*. Finalmente se encuentran los estudios que incluyen la estimación del ámbito hogareño de *Myodes californicus* (Thompson *et al.*, 2009) y de *P. maniculatus* (Wood *et al.*, 2010).

A pesar que se tiene un número moderado de estudios en materia de ámbito hogareño en roedores, en el caso de los roedores arborícolas sólo se cuenta con los trabajos de McNab (1963), Fleming (1970), Sáenz (1999), Morzillo *et al.* (2003) y Coleman y Colleen (2010). Esta escasez de trabajos en materia de ratones arborícolas se debe principalmente a la dificultad para capturarlos (Sáenz, 1999).

A través del tamaño del ámbito hogareño promedio de *Reithrodontomys montanus* estimado en 2 023.4 m² con el método de captura y recaptura y el ámbito hogareño de otras especies de mamíferos se hizo una clasificación sobre el tipo de alimentación en el que se incluyen los animales que son “cazadores” (animales que tienen áreas grandes de ámbito hogareño debido a que necesitan buscar y trasladarse para encontrar su alimento, tales como los granívoros, frugívoros, insectívoros o carnívoros) y “recolectores” (animales que encuentran su alimento dentro de una pequeña área y cuyo alimento se encuentra de forma más abundante como los que se alimentan de pasto). De acuerdo con McNab (1963), esta clasificación puede ser utilizada con fines de conservación, ya que dependiendo del tamaño del ámbito hogareño se puede clasificar a los animales como “cazadores” y “recolectores” y con ello determinar un tamaño de área idóneo para la sobrevivencia y conservación de la especie de interés (McNab, 1963).

El ámbito hogareño de *Nyctomys sumichrasti* el cual resulta ser el más pequeño reportado para roedores arborícolas, fue de 131 m² promedio y fue obtenido mediante el método de captura y recaptura en un bosque tropical seco de Panamá. A partir de esta estimación, se obtuvieron datos acerca del papel ecológico, hábitos etológicos e interacción con otros roedores, además se documentó la dinámica poblacional de dicho roedor a lo largo del año en el bosque tropical seco de Panamá (Fleming, 1970).

Con los datos obtenidos mediante telemetría, se obtuvo el ámbito hogareño promedio de *Ototyllumys phyllotis*, el cual se estimó en 2 539 m², con este estudio se sugiere una selección de micro hábitat preferencial en el estrato arbustivo de un bosque seco tropical en Costa Rica (Sáenz, 1999). Con dichos aspectos, Sáenz (1999) propone realizar estudios acerca del comportamiento de *O. phyllotis* con la finalidad de realizar planes de manejo dentro del parque Nacional Palo verde, Costa Rica.

El ámbito hogareño de *Ochrotomys nuttalli*, el cual se estimó en 1 5750 m² en promedio mediante el uso de radiotelemetría (Morzillo *et al.*, 2003) resulta ser el ámbito hogareño más grande reportado para roedores arborícolas. A través de éste dato y del uso de nidos por parte de *O. nuttalli*, se determinó que la sucesión primaria en los bosques en los cuales se distribuye puede mejorar el hábitat de la especie. Esta información resulta importante al momento de tomar decisiones acerca de la conservación de parches continuos y corredores de vegetación para mejorar las condiciones y asegurar la continuación de procesos ecológicos como la sucesión dentro de una determinada área (García, 2002; Butchart *et al.*, 2006; Isasi-Catalá, 2011).

Finalmente, a través del estudio del ámbito hogareño de *Thallomys nigricauda* estimado en 2 030.1 m² en promedio mediante el uso de radiotelemetría, se hizo una extrapolación del efecto que el cambio climático tendría sobre las poblaciones y el ámbito hogareño de especies en climas áridos (Coleman y Colleen, 2010).

1.1. Telemetría

La radiotelemetría es un método que utiliza transmisores, antenas y receptores con la finalidad de localizar o realizar el seguimiento de manera remota a un individuo (White y Garrott, 1990; Castellanos-Morales, 2006). Tiene la ventaja de ser un método con el cual se pueden establecer patrones de actividad diaria, información que únicamente se puede obtener con muestreos de percepción remota dentro de sus hábitats naturales, por lo que ha sido utilizado frecuentemente en estudios de especies pequeñas como roedores (Cameron y Spencer, 1985; White y Garrott, 1990; Tew y MacDonald, 1994; Kernohan *et al.*, 2001; Cutrera *et al.*, 2006; Nakagawa *et al.*, 2007).

1.2. Estimadores

Los estimadores más utilizados para analizar los datos de ámbito hogareño son los estimadores kernel, gracias a que son un método estadístico, el cual no asume que la muestra tenga una distribución estadística particular (Rodgers y Carr, 1998; Kernohan *et al.*, 2001).

Los estimadores kernel, son un método estadístico basado en la función de densidad, es decir, en la probabilidad de encontrar al animal en un lugar particular del plano (Worton, 1987 y 1989; White y Garrott, 1990). Partiendo de una muestra aleatoria de puntos con una distribución desconocida, la densidad de esta distribución debe estimarse sin hacer alguna suposición sobre su forma. Dado que los puntos son puntos de una muestra, debe considerarse que cada punto tiene una distribución de probabilidad en el plano. Por lo tanto, un punto de la muestra puede ser visualizado con una función de densidad sobre ella. Si a continuación se combinan todas las distribuciones de cada punto de la muestra, se obtiene una mezcla de distribuciones y a partir de esta mezcla, los estimadores kernel estiman la función de probabilidad de cada punto de la muestra (Worton, 1987 y 1989; Kernohan *et al.*, 2001)

2. *Uso y selección de hábitat*

Los trabajos más recientes sobre uso de hábitat de roedores son los de Bonvicino *et al.* (2012), Gómez-Villafañe *et al.* (2012), Tammone *et al.* (2012), de Almeida *et al.* (2013), Dupuch *et al.* (2013) y el de Bramley (2014).

Con la identificación del uso de hábitat de 15 especies de roedores y cuatro marsupiales, se observó que la coexistencia entre los distintos microambientes en la región de Cerrado, Brasil, se debe a que el uso del hábitat por parte de 15 roedores y cuatro marsupiales es distinto durante el año (Bonvicino *et al.*, 2012).

A partir del estudio de uso del micro y macrohábitat de seis especies de roedores presentes en la Reserva Natural Otamendi en Argentina, se observó que la riqueza de especies se mantiene mediante la presencia de diferentes hábitats que satisfacen los requerimientos específicos tanto de especies generalistas como de las especialistas, las cuales usan diferencialmente la reserva formando comunidades de diferente composición en cada tipo de ambiente (Gómez-Villafañe *et al.*, 2012),

Para explorar las relaciones y la actividad social de los tuco-tucos (*Ctenomys sociabilis*) entre los mallines en Argentina, se estudió el uso de hábitat de esta especie, con lo cual se observó que éstos roedores no están restringidos a los mallines, puesto que forrajean en áreas no inundables (*i. e.* dónde no hay mallines) (Tammone *et al.*, 2012). Con estos datos, el autor propone que el uso de hábitat de los tuco-tucos puede arrojar nuevas perspectivas para entender el comportamiento social de estos roedores.

A través del uso de hábitat de *Trichomys apereoides*, se observó que el patrón de movimiento de dicha especie, está influenciado por el sexo, la edad y puede variar conforme a las condiciones ecológicas. Como consecuencia, los individuos

responden de manera distinta hacia algunos aspectos de la estructura del hábitat (De Almeida *et al.*, 2013).

Al evaluar el uso de hábitat de dos especies de lemmings (*Dicrostonyx groelandicus* y *Lemmus trimucronatus*) bajo dos condiciones controladas de depredadores, una en la cual había control sobre los depredadores, imposibilitando la depredación de lemmings y otra en la cual no había control de depredadores, se concluye que las diferencias en el riesgo de depredación en el hábitat, tiene poca influencia directa en la dinámica temporal de uso de hábitat de las dos especies de lemmings (Dupuch *et al.*, 2013). Además, los autores sugieren que los análisis de uso de hábitat se vuelven cada vez más esenciales al momento de predecir las consecuencias del calentamiento global y el consecuente cambio en los ecosistemas del Ártico.

Conocer el uso diferencial del hábitat por parte de *Rattus exulans* y *R. norvegicus* permitió entender la coexistencia de especies nativas y exóticas en la Isla Kapiti, a partir de lo cual, se pueden explicar casos similares en otros ambientes (Bramley, 2014).

Por otro lado, entre los trabajos más recientes sobre selección de hábitat de roedores se encuentran los de Hodara *et al.* (2000), Ylönen *et al.* (2002), Domínguez-Castellanos *et al.* (2007), Morris y Dupuch (2012), Holsomback *et al.* (2013) y el de Melo *et al.* (2013).

A partir de la selección del hábitat por parte de *Akodon azarae* y *Calomys laucha*, se observa que estas especies tienen una preferencia estacional hacia los bordes dentro de un área destinada al cultivo de maíz, por lo cual, la coexistencia de dichas especies en la misma área es posible (Hodara *et al.*, 2000).

Con el estudio de *Mus domesticus*, se observó que existe una compensación entre la seguridad y el alimento, ya que la densidad poblacional de los roedores aumentó en los bordes de una zona de cultivo, donde la vegetación es más abundante durante todo el año (debido a que una rotación de cultivos durante tres años ha creado un mosaico de grandes áreas de cosecha, pastos y páramos) a pesar de que la comida es poco abundante (Ylönen *et al.*, 2002).

A través de la selección de hábitat de *Osgoodomys banderanus*, *Nyctomys sumichrasti*, *Peromyscus perfulvus* y *Xenomys nelsoni* se conoció la estratificación vertical, uso de hábitat y la coexistencia de distintas especies de roedores en la reserva de la biósfera Chamel-Cuixmala (Domínguez-Castellanos *et al.*, 2007).

Utilizando la selección del hábitat de dos especies de lemmings (de los géneros *Dicrostonyx* y *Lemmus*) durante el periodo comprendido desde 1996 hasta el 2010,

se observó que el área de estudio pasó de ser tundra seca a tundra húmeda debido al cambio climático, sin embargo, los lemmings se trasladaban en busca de tundra seca. Con dichas observaciones existen nuevas ideas sobre cómo se podría pronosticar el futuro de la selección de hábitat bajo distintos escenarios de cambio climático para especies árticas (Morris y Dupuch, 2012).

A partir de la selección diferencial del microhábitat por parte de las hembras y los machos de *Oryzomys palustris*, especie con hábitos polígamos y territoriales muy marcados, se observó que en lugares donde existe mayor número de hembras sexualmente receptivas había mayor cantidad de machos, por lo tanto, los autores concluyeron que las actividades realizadas por los machos para acceder a las hembras pueden ser un motor importante para la transmisión del virus Bayou entre los machos (Holsomback *et al.*, 2013).

Para comprender los patrones de distribución de *Akodon montensis*, *Sooretamys angouya*, *Oligoryzomys nigripes* y *Mus musculus* a nivel del suelo y del sotobosque (Melo *et al.*, 2013), los autores demostraron que la comunidad de roedores locales presentó una selección de microhábitats con asociaciones entre la mayoría de las especies y hábitats. Además de ellos, existe un fuerte indicio de selección de hábitat debido a la presión de depredación.

2.1. Estadísticos

Para analizar el uso de hábitat, no existe un método estadístico específico o preferido por los investigadores, debido a que los datos pueden o no adaptarse a un método estadístico en especial. A pesar de esta observación, los análisis más frecuentes son el análisis de árboles de partición recursiva (Marty *et al.*, 2005; Hedger *et al.*, 2006), Análisis de Componentes Principales (ACP) (Townend, 2001; Castleberry, 2008; Rodhouse *et al.*, 2010; Ale *et al.*, 2011) y pruebas de hipótesis (χ^2 , tablas de contingencia y ANOVA) (Rosenzweig, 1973; Meiselman y Doyle, 1996; Sáenz, 1999; Domínguez-Castellanos *et al.*, 2007).

El análisis de árboles de partición recursiva es un método estadístico usado comúnmente para la exploración, descripción y predicción de datos ecológicos, datos que comúnmente son complejos, tienen valores perdidos o no presentan distribuciones estadísticas determinadas (De Ath y Fabricius, 2000; De Ath, 2007; Zhang y Singer, 2010).

Los árboles de partición recursiva explican la variación de una variable categórica o de respuesta única (e.g. presencia y ausencia) por una o más variables explicativas o categóricas (e.g. tamaño, sexo, altura, especies, etc.) (De Ath y Fabricius, 2000; De Ath, 2007). El árbol se construye mediante la división de los datos repetidamente, definido por una norma simple basada en una sola variable

explicativa. En cada división, los datos se dividen en dos grupos que se excluyen mutuamente, cada uno de los cuales es lo más homogéneo posible. El procedimiento de partición se aplica a continuación a cada grupo por separado (De Ath y Fabricius, 2000; De Ath, 2007; Zhang y Singer, 2010). El objetivo es dividir la respuesta categórica y formar grupos lo más homogéneos posibles.

El grado de homogeneidad está dado por el valor de R^2 , el cual, puede ser de entre 0 y 1. Si R^2 es 1, entonces el árbol explica al 100% las variables categóricas con la misma probabilidad de ocurrencia, ya que los grupos son completamente homogéneos, por otro lado, conforme R^2 se acerque a 0, el árbol tendrá un error de predicción mayor (EP) (SAS Institute Inc., 2012).

La forma en cómo se obtiene el mejor árbol de acuerdo con De Ath (2007) es dividir el árbol lo más grande posible y luego podarlo al tamaño deseado y haciendo que R^2 sea lo más cercano a 1.

Los “boosted trees”, son árboles de partición recursiva que asignan un nivel de probabilidad y confianza a cada partición (De Ath, 2007). En los “bootstrap trees” se utilizan variables clasificatorias débiles o con un alto EP debido a que al aumentar la varianza de los datos, el sesgo disminuye y viceversa, por lo que la idea es combinar las predicciones a partir de variables clasificatorias débiles de tal manera que las predicciones promedias formen un árbol con un EP bajo para disminuir el sesgo (De Ath, 2007). Dichas características, hacen a los “bootstrap tree” un método estadístico tanto exploratorio como descriptivo (De Ath y Fabricius, 2000; De Ath, 2007).

Para el caso de selección de hábitat, los métodos son muy diversos, sin embargo, la mayor parte de los trabajos sobre uso de hábitat se realizan mediante pruebas estadísticas como son las pruebas de *t* de *Student*, ANOVA, χ^2 , Modelos log-lineales, Regresión Múltiple, entre otros (Busch *et al.*, 2000; Townend, 2001; Morris y Dupuch, 2012; Holsomback *et al.*, 2013).

3. *Habromys schmidlyi*

Habromys schmidlyi es la segunda especie más pequeña de su género (Romo-Vázquez *et al.*, 2005), pertenece a la Familia Cricetidae y Subfamilia Neotominae (Musser y Carleton, 2005). Presenta una coloración dorsal café castaño y una ventral color blanco, generalmente con un cuello estrecho amarillo pálido y línea lateral ocre. La cola es larga y bicolor, dorsalmente negra, ventralmente blanca y pinceleada al final (Figura 1).



Figura 1. Ejemplar de *Habromys schmidlyi* capturado durante el muestreo en el mes de julio de 2012.

La distribución de ésta especie de ratón es muy restringida. Únicamente se ha registrado en la Sierra de Taxco, al norte de Guerrero y al sur del Estado de México (Romo-Vázquez *et al.*, 2005).

Romo-Vázquez *et al.* (2005) proponen que *H. schmidlyi* no es una especie abundante y que usa las bromelias como refugios, alimentándose de hongos más que de semillas.

De acuerdo con la Lista Roja de Especies Amenazadas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, *H. schmidlyi* está considerado en Peligro Crítico (Critically Endangered) y con una tendencia poblacional que decrece (Álvarez-Castañeda *et al.*, 2008). Sin embargo, a pesar de su situación y por falta de información y de estudios acerca del roedor, éste no está incluido dentro de la NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT, 2010).

MATERIAL Y MÉTODOS

1. Área de Estudio

El Parque Estatal “Cerro el Huixteco” (Figura 2) se encuentra en la parte norte del estado de Guerrero y forma parte de la Sierra de Taxco, que se encuentra entre los 18°30’ y 18° 47’ N y los 99° 33’ y 99° 46’ O (Figueroa de Contín, 1980; Torres y Navarrete, 1986; León-Paniagua y Romo-Vázquez, 1993; Martínez Gordillo *et al.*, 2004). Esta Sierra pertenece al Sistema Orográfico Septentrional y se extiende a lo

largo de 360 km y una altitud promedio de 2 000 msnm (Miranda, 1947; Figueroa de Contín, 1980).

El Cerro el Huixteco presenta una elevación de 2 520 msnm, siendo uno de los tres cerros más altos (Figueroa de Contín, 1980). Los dos tipos predominantes de vegetación son el Bosque de *Quercus* y el Bosque Mesófilo de Montaña (Rzedowski, 1978; Torres y Navarrete, 1986; Martínez Gordillo *et al.*, 2004).

2. Muestreo

El trabajo de campo se realizó en el Parque Estatal “Cerro el Huixteco” durante el periodo comprendido entre 2012-2013, con un total de 40 días, de los cuales, diez días fueron durante el mes de julio de 2012 (lluvias) con un esfuerzo de captura de ocho días y 30 días durante los meses de abril-mayo de 2013 (secas) con un esfuerzo de captura de 28 días. El muestreo fue intensivo en cada una de las temporadas, se cubrió un área total de 3 km² y se abarcaron los tipos de vegetación mencionados por Martínez Gordillo *et al.* (2004).

Se utilizó un total de 120 trampas Sherman por muestreo, las cuales fueron colocadas de la siguiente manera: (1) 60 trampas en un transecto continuo en piso (Figura 3 C) y (2) 60 en árboles que seguían la dirección y cubrían la misma extensión del transecto en piso (Figura 3 A y B). Todas las trampas fueron cebadas con una mezcla de avena y vainilla.

Las trampas en árbol se colocaron con ayuda de un equipo de escalada para acceder hasta la parte más alta posible. Éstas se colocaron en las horquetas formadas por las ramas principales (aquellas que salen directamente del tronco principal del árbol) y en caso necesario se utilizaron rejillas metálicas clavadas en los árboles sobre las cuales se colocaron las trampas. En los árboles, las trampas se colocaron desde el nivel de piso y a lo largo del árbol hasta la parte más alta posible, la cual osciló entre los 15 y 19 metros dependiendo de la altura y disposición de las ramas de cada árbol. El número de trampas por árbol varió de cuatro hasta seis (Figura 3 A y B).

Una vez capturados los individuos, se midieron, pesaron y se determinó su sexo de acuerdo a la presencia de báculo para machos y a la presencia de vagina para hembras. Se determinó el estado reproductivo de cada individuo: en el caso de las hembras, fueron determinadas en estado reproductivo activo si presentaron tetas prominentes y vagina cerrada, para los machos si presentaron testículos escrotados (Morzillo *et al.*, 2003; Blondel *et al.*, 2009; Wood *et al.*, 2010). Los animales fueron agrupados en diferentes clases de edad aproximada, acorde con los siguientes criterios de coloración en el pelaje: juveniles = coloración grisácea y adultos = coloración café castaño (Wood *et al.*, 2010).

Se colocó un total de nueve radiotransmisores modelo TXB-003G (Telenax) con un peso de 0.6 g, el cual corresponde al 1.67% del peso total de los animales (el promedio de peso de los ratones radiomarcados fue de 35.78 g), porcentaje menor al 5% sugerido para minimizar el efecto de los transmisores (White y Garrott, 1990; Gursky, 1998; Kernohan *et al.*, 2001). Los individuos se inmovilizaron físicamente con el objetivo de fijar los transmisores mediante una gota de pegamento de secado instantáneo de marca kola-loka® entre los omóplatos (Figura 4 A). Como método de marcaje y obtención de tejido, se realizó un corte triangular en la oreja derecha y para evitar infecciones y acelerar la cicatrización se les administró merthiolate. Además con éste último, se cubrió el costado del individuo como marcaje no permanente (Figura 4 B).



Figura 2. Localización del Parque Estatal “Cerro el Huixteco”, Taxco, Guerrero, México.

Ningún individuo fue radiomarcado en las dos temporadas. Una vez radiomarcados los ratones, se les dio de beber agua de sabor a través de una jeringa para rehidratar y proveer a los animales con carbohidratos antes de su liberación. Inmediatamente después de rehidratarlos, los animales fueron liberados en el árbol en el cual fueron capturados.

La obtención de localizaciones se realizó después de un día de haber liberado a los individuos, y de haber duplicado el tiempo mínimo necesario para que el animal se acostumbre al radiotransmisor (Springer, 2003).



Figura 3. Método de trampeo. Trampeo en árbol (A y B) y trampeo en piso (C).

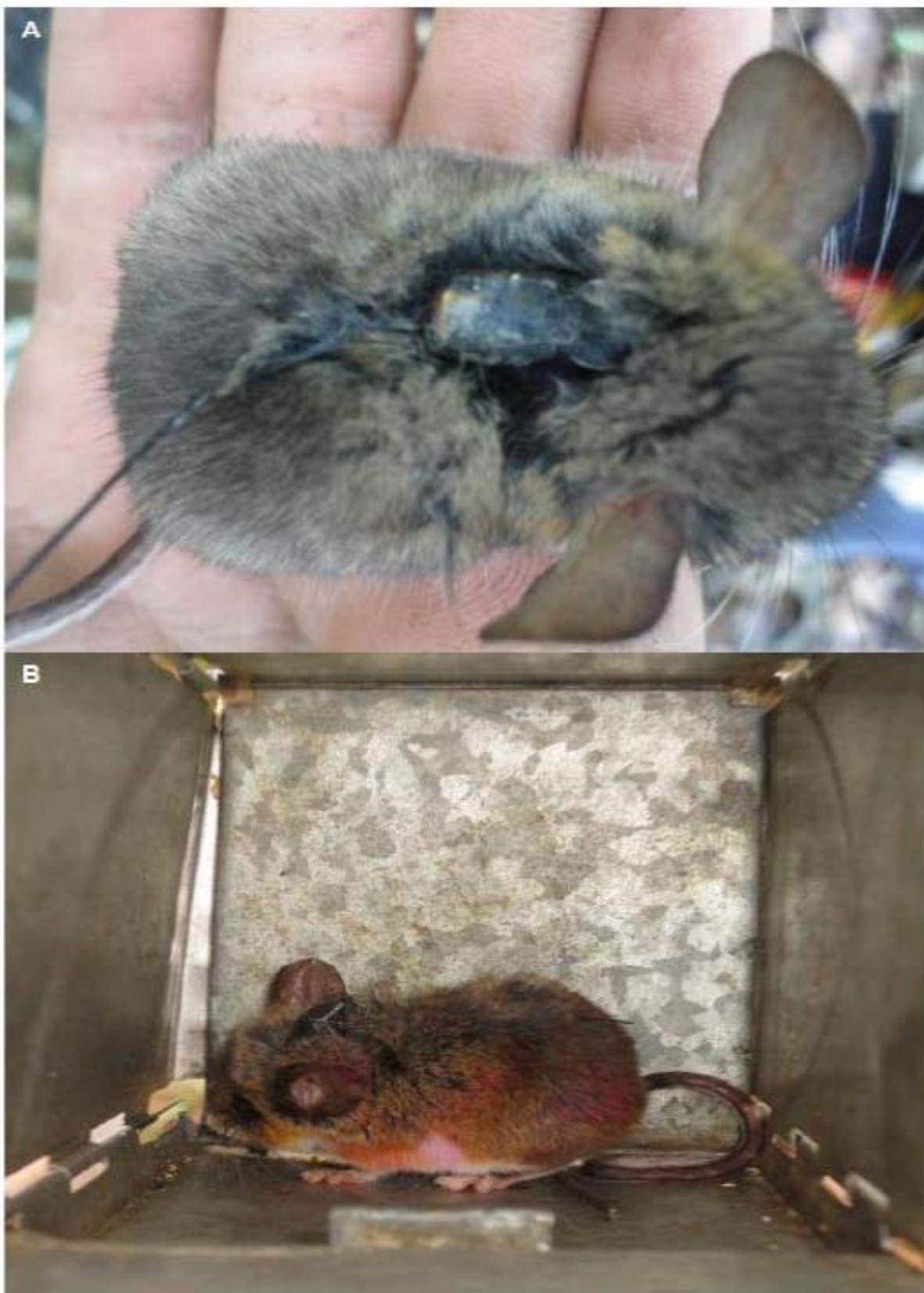


Figura4. Marcaje de *H. schmidlyi*, (A) Radiotransmisor y (B) marcaje en pelo con mertiolate.

Todos los individuos se localizaron en la mañana, aproximadamente durante cuatro horas y por la tarde-noche aproximadamente nueve horas. Las localizaciones se tomaron con ayuda de un receptor modelo RX-TLNx y una antena Yagui de tres elementos (Telenax). Las localizaciones se determinaron con base en la intensidad de señal marcada en el receptor. Para cada localización se obtuvo la geoposición y altitud utilizando un GPS (Garmin modelo GPSX6).

Para obtener la mayor independencia en las localizaciones, éstas se tomaron en intervalos de 40 a 60 minutos de acuerdo con Swihart y Slade, (1985a y b) quienes mencionan que el tiempo mínimo para obtener datos no correlacionados es de aproximadamente 45 minutos para especies pequeñas como ratones.

3. *Ámbito hogareño*

Se estimó el ámbito hogareño de *H. schmidlyi* con la extensión *Home Range* (Rodgers y Carr, 1998) para ArcView (V3.3). El estimador utilizado fue el kernel (Worton, 1989) debido a que este estimador necesita un tamaño de muestra pequeño para realizar el cálculo del ámbito hogareño (Seaman *et al.*, 1999; Kernohan *et al.*, 2001). Otra ventaja, es que es un método poco sensible a datos correlacionados y a los puntos fuera del área de distribución, eliminando datos extremos y evitando sesgo en las estimaciones. Además, para generar las estimaciones, utiliza la distribución de la posición de un animal en el espacio (distribución del uso, DU), por lo que los bordes del ámbito hogareño se calculan de acuerdo a la distribución completa del animal (Rodgers y Carr, 1998; Kernohan *et al.*, 2001).

Los estimadores kernel, utilizan un suavizador de datos (h), el cual determina la propagación del kernel que está centrado sobre cada observación o conjunto de observaciones (Rodgers y Carr, 1998). Para estimar los ámbitos hogareños de los roedores, se utilizó un valor suavizador de referencia (h_{ref}), ya que es un estimado del valor ideal de h si la distribución fuera realmente una normal bivariada (Silverman, 1986; Kernohan *et al.*, 2001), además porque es poco sensible a subestimar el área cuando hay muchas localizaciones presentes o cercanas de un mismo punto (Worton, 1995; Kernohan *et al.*, 2001).

Se utilizó el método de kernel fijo debido a que utiliza un valor de h distinto para cada observación o grupo de datos y asigna mayor incertidumbre a las localizaciones en el borde exterior de la muestra, suavizando la función de densidad a un mejor grado, reduciendo la sobreestimación del área (Kernohan *et al.*, 2001).

La estimación del contorno del ámbito hogareño, se realizó por medio de densidad ya que estos contornos rodean a las regiones o áreas donde las localizaciones presentan una densidad de probabilidad constante. Con éste tipo de

contorno, se producen ocho isoleptas o isolíneas, las cuales son curvas que conectan puntos en los cuales la función tiene un valor constante. Cada isolepta representa 1/8 del valor de la función de densidad de probabilidad máxima, éste valor se suma mientras se vaya agregando una isolepta, de tal manera que la isolepta más externa representa 7/8 del valor de la función de densidad de probabilidad máxima, por lo que la probabilidad de encontrar al animal va disminuyendo hacia el exterior del área o hacia la última isolepta (Rodgers y Carr, 1998).

Para conocer el área en metros cuadrados de la estimación del ámbito hogareño para cada individuo se utilizó la extensión *Xtools* (Delaune, 2003) para ArcView (V3.3). El ámbito hogareño se estimó por individuo utilizando el 100% de las localizaciones, teniendo un total de nueve estimaciones. Con las estimaciones individuales se obtuvo el promedio del ámbito hogareño tanto de machos como de hembras y con ello el área del ámbito hogareño de la especie (Morzillo *et al.*, 2003; Gottesman *et al.*, 2004; Coleman y Colleen, 2010; Wood *et al.*, 2010).

Debido al número reducido de individuos, se realizaron pruebas de *U* de *Mann-Whitney*, ya que es la prueba no paramétrica alterna a la *t* de *Student* más sensible (StatSoft, 1998). Las pruebas de *U* se realizaron para comprobar si existieron diferencias significativas entre el tamaño del ámbito hogareño de machos vs hembras, de hembras preñadas vs no preñadas y entre los dos tipos de vegetación.

4. Uso y Selección de hábitat

Dado que el uso de hábitat comprende una caracterización de los componentes tanto bióticos como abióticos en un área ocupada por la especie de interés (Ale *et al.*, 2011), para ello, los individuos a los que se les colocó radiotransmisor se dividieron en dos grupos en función del tipo de vegetación en el que fueron capturados y localizados: Bosque de *Quercus* y Bosque Mesófilo de Montaña siguiendo la propuesta de Rzedowski (1978).

Se caracterizó un total de 66 árboles, de los cuales, en 42 de ellos fue capturado o localizado al menos un individuo *H. schmidlyi* y 24 árboles donde no se capturó ni localizó ningún individuo. Estos últimos árboles, fueron aquellos en los que únicamente se registró a *Reithrodontomys microdon*, especie con la cual se realizó un trabajo similar durante la duración total del muestreo de este trabajo (Marines-Macías, *com. pers.*). De cada árbol se recopiló la siguiente información: especie (colectando muestras de las hojas y frutos, sólo cuando se encontraron presentes) y especies de epífitas presentes. Para lo cual se colectó y prensó, con el objetivo de identificarlas posteriormente, una muestra de cada especie vegetal presente en al árbol a caracterizar (Martínez Gordillo *et al.*, 2004).

Las muestras de plantas fueron determinadas por los especialistas en cada área. Las plantas se agruparon de la siguiente manera: Cactus, Herbáceas, Helechos, Líquenes, Hongos, Orquídeas, Hepáticas, Bromelias o Briofitas. Con base en esta clasificación se obtuvieron los porcentajes para conocer la proporción por tipo vegetal para conocer su abundancia.

Mediante la caracterización de los 66 árboles se elaboró una matriz de presencia/ausencia (1 y 0, respectivamente) en la cual, las columnas corresponden a los árboles y las filas a las epífitas. A partir de esta matriz se generó una matriz de correlaciones de variables (especies epífitas) en el programa estadístico R (RStudio, 2012), con base en la cual se eliminaron de la matriz de presencias y ausencias las variables con una correlación ≥ 0.9 .

Para conocer el uso de hábitat de *H. schmidlyi*, se realizó un análisis de árboles de partición recursiva en JMP 10.0.2 (SAS Institute Inc., 2012) a partir de la nueva matriz de presencias y ausencias. Con este análisis se obtuvo el mejor “bootstrap tree” de acuerdo a la propuesta De Ath (2007). A partir del “bootstrap tree” se obtuvieron las condiciones necesarias (presencia o ausencia de especies de epífitas) para que la especie esté presente.

En el caso de la selección de hábitat, éste se obtuvo a través de una prueba de χ^2 para conocer si existen diferencias significativas entre el Bosque de *Quercus* vs Bosque Mesófilo de Montaña y con ello determinar si existe una selección de hábitat por parte de *H. schmidlyi*.

5. *Habromys schmidlyi*

Los ejemplares que se encontraron muertos en las trampas y cinco juveniles, fueron preparados con las técnicas estándares (Hall, 1981), por lo que se les tomaron medidas somáticas, sexo, rangos de edad, así como anotaciones sobre el estado reproductivo y en caso necesario número de embriones. Esta información se recopiló en hojas de registro de datos. La información propia como el tipo de vegetación, altitud, topografía, hábitat, esfuerzo de colecta, éxito de captura, tipo de cebo y tipo y número de trampas en que fueron capturados los organismos se reunieron en hojas de registro de captura.

Los ejemplares y muestras de tejido obtenido de los cortes de oreja e hígado, corazón y riñón (éstos tres últimos únicamente en caso de haber sido taxidermizados) se depositaron en la colección mastozoológica del Museo de Zoología “Alfonso L. Herrera” de la Facultad de Ciencias (MZFC), UNAM, como parte de su acervo.

Se realizó una prueba de *t de Student* para identificar si existe dimorfismo sexual en la especie, tomando en cuenta el largo total y peso de los individuos adultos (Wood *et al.*, 2010). De igual forma, se realizó otra prueba de *t de Student* para reconocer diferencias entre el peso de los individuos en temporada de secas vs temporada de lluvias.

Se realizó la descripción física y morfológica de los ejemplares juveniles colectados.

Para conocer el grado de arborealidad de *H. schmidlyi*, se tomaron fotos de las extremidades delanteras y traseras de los individuos colectados, así como imágenes de una especie terrestre de *Peromyscus* (aún no determinada) distribuida en la zona, con intención de comparar el tamaño de los cojinetes entre especies arbóreas y terrestres.

RESULTADOS

Durante el presente estudio, se capturaron 42 individuos de *Habromys schmidlyi* (24 machos y 18 hembras) (ANEXO 1). De éstos, seis individuos fueron juveniles y 36 adultos. Todos los juveniles fueron colectados en época de secas (tres machos y tres hembras), mientras que los adultos, 11 se colectaron en lluvias y 25 en secas (21 de ellos fueron machos y 15 hembras, de los cuales, dos machos y siete hembras estaban en estado reproductivo). Todos los individuos en estado reproductivo se colectaron en temporada de secas.

A cinco machos y cuatro hembras adultos se les colocaron radiotransmisores y se agruparon de acuerdo al tipo de vegetación dominante: grupo 1, Bosque de *Quercus*: dos machos y dos hembras; grupo 2, Bosque Mesófilo de Montaña: tres machos y dos hembras. Los nueve individuos a los que se les colocó el radiotransmisor fueron adultos. Los radiolocalizadores tuvieron una vida mayor a la duración de las salidas.

De las cuatro hembras a las que se les colocó un radiotransmisor, dos de ellas se encontraron activas reproductivamente y probablemente preñadas. En el caso de los machos, ninguno se encontraba en estado reproductivo.

Todos los individuos que se siguieron remotamente (telemetría) se localizaron durante un promedio de 7.8 días y con un promedio de 12.6 localizaciones/individuo. Durante el muestreo, se obtuvieron localizaciones en un mismo punto. La mayor cantidad de localizaciones repetidas se obtuvieron durante la mañana, mientras que en la noche, ocurrió el caso contrario. Para las estimaciones de ámbito hogareño, no se incluyeron puntos repetidos.

1. *Ámbito hogareño*

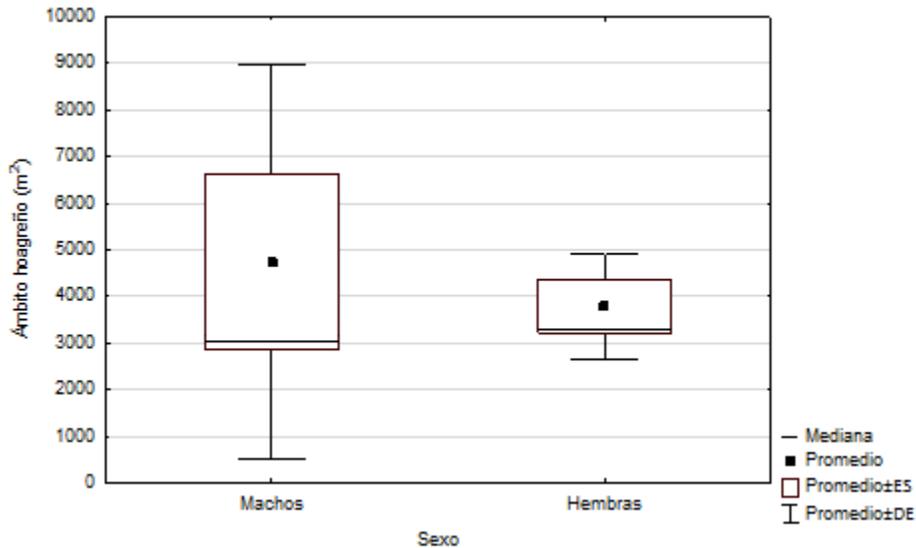
Dado el escaso número de localizaciones obtenidas para los dos individuos en temporada de lluvias, únicamente se tuvieron localizaciones suficientes para estimar el ámbito hogareño de un individuo (H0), cuyo ámbito hogareño fue de 5 431.76 m², mientras que el ámbito hogareño promedio de los individuos en temporada de secas (H1-H8) fue de 4 180.88m². Debido a que únicamente se utilizó un individuo en la temporada de secas, no fue posible realizar una prueba de significancia.

De los nueve ámbitos hogareños que se estimaron para la especie, únicamente en tres de ellos existe una sobreposición (un macho y dos hembras), donde se encontró que el ámbito hogareño del macho H3 se superpone con aproximadamente el 50% del ámbito hogareño de las hembras H4 y H5, mientras que en el área de las hembras H4 y H5 existe una sobreposición total (ANEXO 2).

De acuerdo al método de kernel, el tamaño del ámbito hogareño promedio para *H. schmidlyi* fue de 4 319.87 m², mientras que el ámbito hogareño promedio para los machos fue de 4 745.472 m² y el de las hembras de 3 787.865 m² (Cuadro 1, Gráfica 1, ANEXO 2), sin embargo, no hubo diferencias significativas entre el área de los machos y de las hembras ($U = 9, p = 0.81$) (Gráfica 1).

Cuadro 1. Ámbito hogareño de los individuos (H) de *H. schmidlyi*. DS= número de días en que se radiolocalizó a cada individuo; NL= número de localizaciones utilizadas para el análisis; DE= Desviación estándar

Ámbito hogareño (m²)							
Machos				Hembras			
	m²	DS	NL		m²	DS	NL
H6	996.97	4	5	H4	2 857.93	9	13
H2	1 599.43	4	6	H1	3 336.82	24	14
H8	3 248.74	7	8	H5	3 524.94	4	7
H7	6 692.82	6	5	H0	5 431.76	9	6
H3	11 189.40	4	5				
Promedio	4 745.47				3 787.87		
Mediana	3 248.74				3 430.88		
DE	4 228.04				1 131.33		



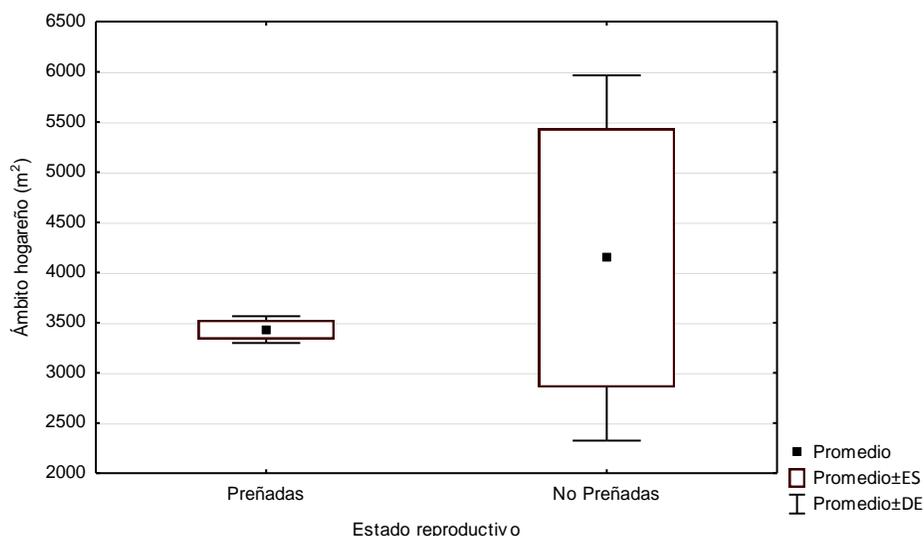
Gráfica 1. Valores de la media del tamaño de ámbito hogareño (m²) para hembras (n=4) y machos (n=5) de *H. schmidlyi*, estimados por el método de kernel adaptativo (Worton 1989). ES= Error estándar; DE= Desviación estándar.

En el caso específico de las hembras, tampoco hubo diferencias significativas entre las áreas del ámbito hogareño de las hembras preñadas y no preñadas ($U = 2$, $p = 1$) (Cuadro 2, Gráfica 2).

Cuadro 2. Ámbito hogareño de las hembras de *H. schmidlyi* de acuerdo a su estado reproductivo, con 95% de confianza.

	Ámbito hogareño (m ²)	
	Hembras preñadas	Hembras no preñadas
H1	3 336.82	H4 2 857.93
H5	3 524.94	H0 5 431.76
Promedio	3 430.88	4 144.85
Desviación estándar	133.03	1 819.97

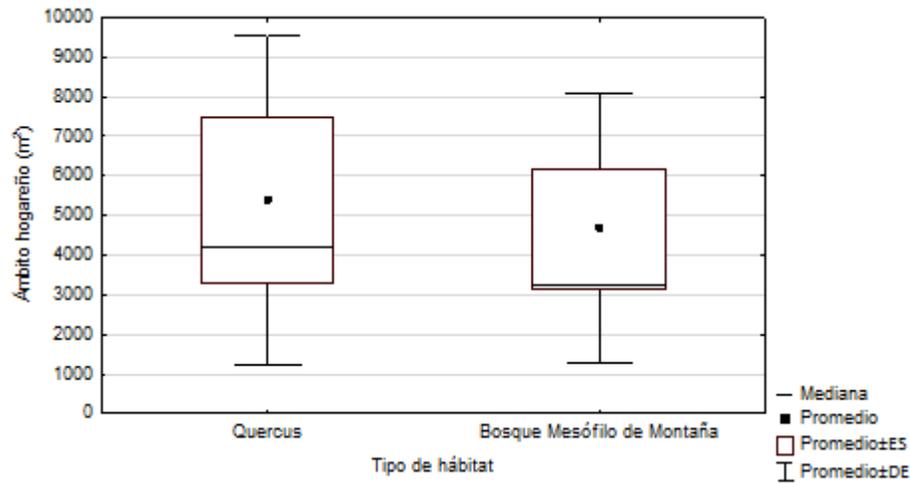
En cuanto a las áreas tipo de vegetación, no hay diferencias significativas entre las áreas de los individuos presentes en Bosque de *Quercus* vs los individuos presentes en el Bosque Mesófilo de Montaña ($U=7$, $p=0.54$) (Cuadro 3, Gráfica 3).



Gráfica 2. Valores de la media del área de ámbito hogareño (m^2) de las hembras de *H. schmidlyi* estimados por el método de kernel adaptativo (Worton 1989) por estados reproductivos. ES= Error estándar; DE= Desviación estándar.

Cuadro 3. Ámbito hogareño de los individuos (H) de *H. schmidlyi* por tipo de hábitat, con 95% de confianza.

	Ámbito hogareño (m^2)	
	Bosque de <i>Quercus</i>	Bosque Mesófilo de Montaña
H2	1 599.43	H6 996.97
H1	3 336.82	H4 2 857.93
H0	5 431.76	H8 3 248.74
H3	11 189.40	H5 3 524.94
		H7 6 692.82
Promedio	5 389.35	3 464.28
Mediana	4 384.29	3 248.74
Desviación estándar	4 172.08	2 057.24



Gráfica 3. Valores de la media del área de ámbito hogareño (m^2) de *H. schmidlyi* estimados por el método de kernel adaptativo (Worton 1989) por tipos de hábitats, *Quercus* y Bosque Mesófilo de Montaña. ES= Error estándar; DE= Desviación estándar.

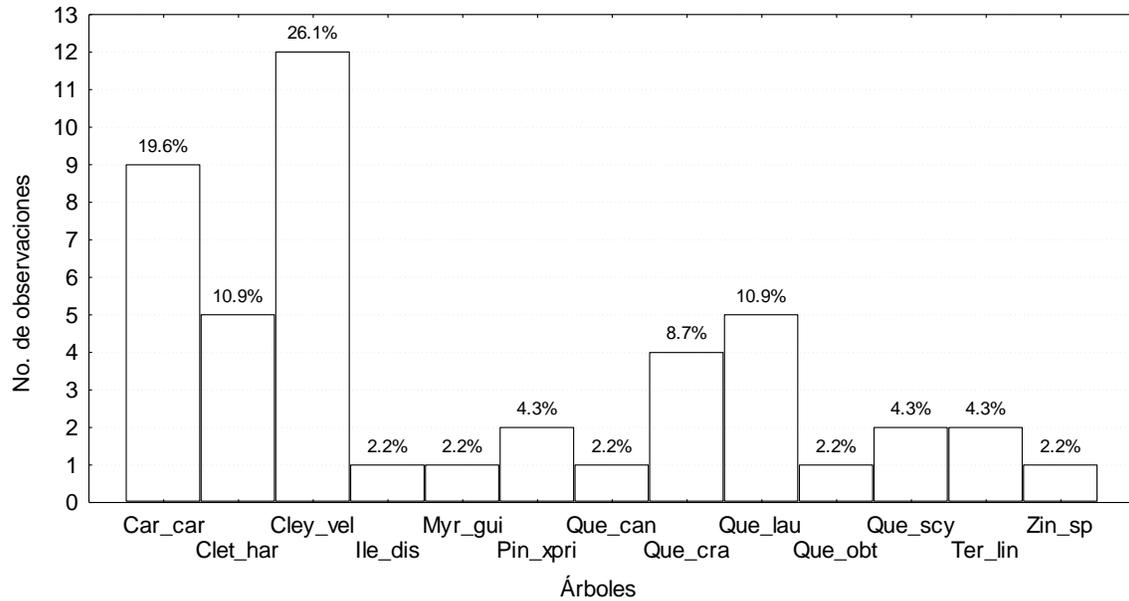
2. Uso y Selección de Hábitat

Se caracterizó un total de 66 árboles, de los cuales, en 42 se capturó o localizó al menos un individuo de *H. schmidlyi*, mientras que en los 24 restantes, no se obtuvo ningún registro de presencia de la especie.

A partir de la caracterización de los 66 árboles, se identificaron 48 especies vegetales, de las cuales, 13 corresponden a árboles y 35 a epífitas (ANEXO 3).

De las 13 especies arbóreas en las cuales se localizó *H. schmidlyi*, *Cleyera velutina* es la especie en la que se localizó la mayor cantidad de individuos de *H. schmidlyi*, seguido de *Carpinus carolineana*, *Clethra hartwegii*, *Quercus*, *Quercus crassifolia*, *Pinus x pringlei*, *Quercus scytophylla*, *Ternstroemia lineata*, *Ilex discolor*, *Myrsine guiaensis*, *Quercus candicans*, *Quercus obtusata* y *Zinowieia* sp. (Gráfica 4). De las cuales *C. velutina*, *C. carolineana*, *C. hartwegii*, *T. lineata*, *M. guiaensis* y *Zinowieia* sp. son característicos del Bosque Mésófilo de Montaña.

De las 35 especies de epífitas, las briofitas y los líquenes son los grupos con mayor número de especies, con siete especies cada una (cada grupo correspondiente al 20% del total de las especies de epífitas), seguidas por los grupos de helechos y herbáceas con seis especies (17.1%), las orquídeas con cinco especies (14.3%) y finalmente las bromelias, cactus, hepáticas y hongos con una especie (cada grupo correspondiente al 2.8%) (Gráfica 5, ANEXO 3).

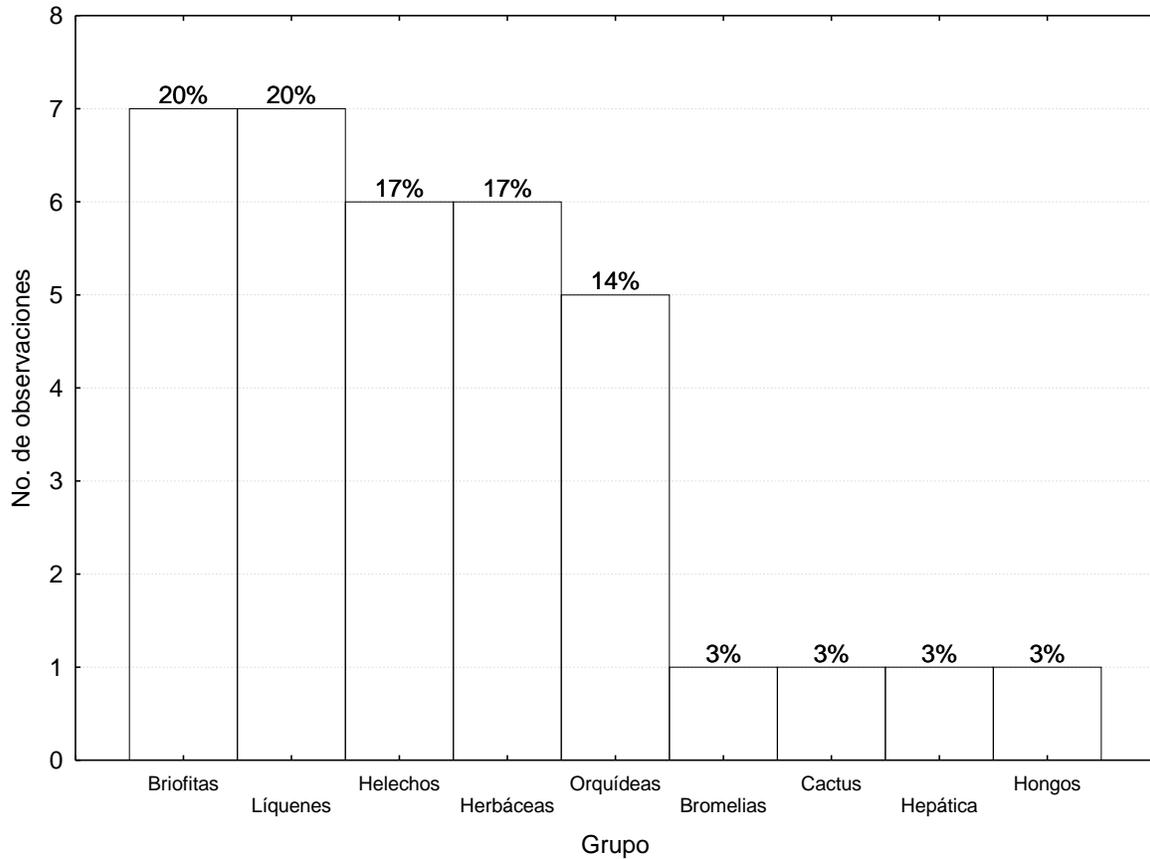


Gráfica 4. Número y porcentaje de observaciones de individuos de *H. schmidlyi* por especie de árbol. Car_car = *Carpinus carolineana*; Clet_har = *Clethra hartwegii*; Cley_vel = *Cleyera velutina*; Ile_dis = *Ilex discolor*; Myr_gui = *Myrsine guianensis*; Pin_xpri = *Pinus x pringlei*; Que_can = *Quercus candicans*; Que_cra = *Quercus crassifolia*; Que_lau = *Quercus laurina*; Que_obt = *Quercus obtusata*; Que_scy = *Quercus scytophylla*; Ter_lin = *Ternstroemia lineata*; Zin_sp = *Zinowiewia* sp.

Habromys schmidlyi tuvo una selección preferencial por el Bosque Mesófilo de Montaña ($\chi^2 = 8.02$, $p = 0.005$) ya que el número total de individuos colectados en éste tipo de vegetación fue de 31, mientras que en el Bosque de *Quercus* fue de 15 individuos (Gráfica 4)

A partir de la matriz de correlaciones, se obtuvieron las siguientes asociaciones, todas con un índice de correlación igual a 1 ($p < 0.05$): *Aporocactus flagelliformi* con *Pinguicola moranensis*, *Aporocactus flagelliformi* con *Vitis popenoei*, *Elaphoglossum gayanum* con *Iresine celosia*, *Jacquiiniella cernua* con *Phyllonoma laticuspis*, *Jacquiiniella cernua* con *Woodwardia spinulosa*, *Phyllonoma laticuspis* con *Woodwardia spinulosa* y *Pinguicola moranensis* con *Vitis popenoei*. Por lo que *Aporocactus flagelliformi*, *Iresine celosía*, *Jacquiiniella cernua*, *Vitis popenoei* y *Woodwardia spinulosa* fueron excluidas del análisis de árboles de partición recursiva con el fin de simplificar la matriz.

Con base en el análisis de partición recursiva, se obtuvo el mejor “bootstrap tree” tomando en cuenta la eficacia de clasificación para la presencia y ausencia de la especie. El “bootstrap tree” tiene un valor R^2 de 42.9% y cinco divisiones.



Gráfica 5. Número de especies por grupo de epífitas de los árboles dónde se localizaron los individuos de *H. schmidlyi*.

Cuadro 4. Contribuciones de las variables que contribuyen a la presencia de *H. schmidlyi*. *Asp_mon* = *Asplenium monanthes*; *Pla_fus* = *Platygyrium fuscoluteum*; *Fab_cil* = *Fabromia ciliaris* var. *polycarpa*; *Met_sp* = *Metzgeria* sp.; *Eve_sp* = *Everniastrum* sp.

Contribuciones de las variables			
Especie	Contribución de las variables	Probabilidad	Probabilidad acumulada
Asp_mon	████████████████████	0.35	0.35
Pla_fus	██████████████	0.23	0.58
Fab_cil	██████████	0.17	0.75
Met_sp	████████	0.17	0.92
Eve_sp	███	0.08	1

Cuadro 5. Probabilidades de encontrar a *H. schmidlyi* con respecto a la combinación de presencias/ausencias de las epifitas. Asp_mon = *Asplenium monanthes*; Pla_fus = *Platygyrium fuscoluteum*; Fab_cil = *Fabromia ciliaris* var. *polycarpa*; Met_sp = *Metzgeria* sp.; Eve_sp = *Everniastrum* sp.

Probabilidades de presencia para <i>H. schmidlyi</i>					
Combinación	Probabilidad de presencia de <i>H. schmidlyi</i>				
		.2	.4	.6	.8
Ausencia de Asp_mon, presencia de Pla_fus	0.97				
Ausencia de Asp_mon, ausencia de Pla_fus, presencia de Met_sp	0.96				
Ausencia de Asp_mon, ausencia de Pla_fus, ausencia de Met_sp, presencia de Fab_cil, presencia de Eve_sp	0.95				
Ausencia de Asp_mon, ausencia de Pla_fus, ausencia de Met_sp, presencia de Fab_cil, ausencia de Eve_sp	0.69				
Ausencia de Asp_mon, ausencia de Pla_fus, ausencia de Met_sp, ausencia de Fab_cil	0.39				
Presencia de Asp_mon	0.24				

Las especies que contribuyen a la presencia de *H. schmidlyi* son *Asplenium monanthes*, *Platygyrium fuscoluteum*, *Fabromia ciliaris* var. *polycarpa*, *Metzgeria* sp. y *Everniastrum* sp. (Cuadro 4), cuya probabilidad acumulada es de 1, con lo cual se explica completamente la presencia de la especie.

A partir del análisis de partición recursiva, se obtuvieron seis combinaciones de variables con sus respectivas probabilidades de presencia para *H. schmidlyi* (Cuadro 5). En las primeras tres combinaciones, las probabilidades no difieren sustancialmente, siendo la mayor de 97% y la tercera de 95%. Sin embargo, la combinación que incluye las cinco variables que contribuyen a la presencia de la especie (Cuadro 4) es la tercer combinación, que es la ausencia *Asplenium monanthes*, ausencia de *Platygyrium fuscoluteum*, ausencia de *Metzgeria* sp., la presencia de *Fabromia ciliaris* var. *polycarpa* y *Everniastrum* sp. Si dicha combinación de variables se cumple, existe la probabilidad del 95% que la especie se encuentre presente (Cuadro 5).

3. *Habromys schmidlyi*

Durante el muestreo, los individuos de *H. schmidlyi* se capturaron entre los 0 y los 17.3 m de altura a partir de la base del árbol. Sin embargo, durante el trabajo de telemetría, los ejemplares únicamente fueron localizados entre las ramas de los árboles, nunca en el piso.

Durante el periodo en que se localizaron a los individuos, únicamente después de oscurecer se registraron movimientos constantes de los animales, con un pico de actividad entre aproximadamente las 23:00 y 02:00 hrs. Únicamente dos individuos (H3 y H6) tuvieron movimientos esporádicos durante la mañana.

Se observó una preferencia notoria por parte de los individuos de *H. schmidlyi* hacia el estrato arbóreo por encima del terrestre, corroborado con una prueba de *t de Student* (promedio de individuos en piso = 0.3 ind, promedio de individuos en árbol = 1.95 ind; $t = -2.14$; $p < 0.05$) basada en las diferencias del esfuerzo y éxito de captura en piso y árbol.

Al realizar la comparación del tamaño de los cojinetes plantares de las extremidades anteriores y posteriores de *H. schmidlyi* con los de una especie terrestre de *Peromyscus* sp., se observó que los cojinetes plantares de *H. schmidlyi* se encontraban más desarrollados en relación al tamaño de las extremidades que en las extremidades de *Peromyscus* sp. (Figura 5).

No se encontró dimorfismo sexual en la población de *H. schmidlyi*. Aunque los machos son más grandes y pesan más que las hembras, no existen diferencias significativas (Cuadro 6, ANEXO 1).

Solamente durante la temporada seca se colectaron ejemplares juveniles de *H. schmidlyi*. Los ejemplares juveniles tienen un largo total promedio de 144.16 mm con una desviación estándar de 2.66 mm y un peso promedio de 24.5 g con una desviación estándar de 6.65 g (ANEXO 1). El pelaje es de color gris claro y uniforme en el dorso y en la parte ventral de color blanco. La cola es de color gris claro y la parte final, al igual que los adultos, es pinceleada (Figura 6).

Sólo se detectó una etapa reproductiva de *Habromys schmidlyi* en todo el tiempo de muestreo y fue durante la temporada seca, a mediados y finales de marzo del 2013, cuando algunas hembras se encontraron con tetas prominentes, lactancia, vagina cerrada y preñadas (ésta última característica se detectó al palpar la parte abdominal).

En todos los árboles en los que se colectó algún individuo de *H. schmidlyi* se encontraron huecos en la base y gran cantidad de bellotas. Algunos individuos fueron observados royendo semillas de *Clethra hartwegii* (Figura 7).

Cuadro 6. Prueba de *t de Student* para el peso y largo total de machos y hembras de *H. schmidlyi*, con 95% de confianza.

Variable	Promedio de machos	Promedio de hembras	DE de machos	DE de hembras	Valor de <i>t</i>	gl	<i>p</i>
Peso de machos vs peso de hembras	27.94 g	24.71 g	7.79 g	10.53 g	1.0149	31	0.31
Largo total de machos vs largo total de hembras	157.37 mm	155.28 mm	5.78 mm	6.43 mm	0.9754	31	0.34



Figura 5. Cojinetes plantares de *H. schmidlyi* y *Peromyscus* sp. A = pata delantera *H. schmidlyi*; B = Pata trasera *H. schmidlyi*; C = Pata delantera *Peromyscus* sp.; D = Pata trasera *Peromyscus* sp.



Figura 6. Individuos juveniles de *H. schmidly*.



Figura 7. Individuos de *H. schmidly* royendo semillas de *C. hartwegii* en un hoyo en la base del árbol.

DISCUSIÓN

1. *Ámbito hogareño*

El número de localizaciones (n) obtenido por individuos, representa de manera adecuada el área de actividad observada durante el trabajo de campo ya que los animales se localizaron dentro de una misma zona y algunas localizaciones se repitieron durante el trabajo de campo, lo cual influye en una n pequeña y refleja que los individuos frecuentan los mismos sitios durante sus actividades diarias (Gottesman *et al.*, 2004). Además, como mencionan White y Garrott (1990) y Kernohan *et al.* (2001), es importante tomar en cuenta la biología de la especie y el terreno, pues son las variables que más influyen al momento de obtener la muestra en este tipo de estudios (Heezen y Tester, 1967; Swihart y Slade, 1985a y b).

La acumulación y repetición de localizaciones revela que los animales utilizan la misma localidad repetidamente durante sus actividades diarias. El número de localizaciones distintas durante la noche, indica que los animales probablemente son de hábitos nocturnos. Mientras que las localizaciones repetidas durante la mañana pueden reflejar los posibles sitios de descanso o anidamiento (McNab, 1963; Sáenz, 1999; Hunt *et al.*, 2004).

El tamaño del ámbito hogareño obtenido para *H. schmidlyi* (4 319.87 m²), resulta ser mayor que el reportado para *Ototylomys phyllotys* (2 539 m²), *Thallomys nigricauda* (2 030.1 m²), *Nyctomys sumichrasti* (131 m²) y *Reitrodontomys montanus* (2 023.4 m²), todos con hábitos arborícolas o semiarborícolas y con un peso y tamaño corporal mayor que *H. schmidlyi*, a excepción de *R. montanus*, quien es más pequeño. Sin embargo, el ámbito hogareño de *H. schmidlyi* es mucho menor que el de la rata arborícola dorada, *Ochrotomys nutalli* (15 750 m²), quien es de mayor tamaño y con un peso mayor que *H. schmidlyi*.

Las diferencias entre los ámbitos hogareños de las especies se pueden explicar con base en los distintos métodos de estimación, como el polígono mínimo convexo (PMC) y captura/recaptura, como en el caso de la mayoría de las especies antes mencionadas (Morzillo *et al.*, 2003). El PMC se construye al unir los puntos periféricos de un grupo de datos, de tal manera que los ángulos externos son mayores que 180° y es sensible a los puntos fuera del área, característica que vuelve a las estimaciones poco confiables (Mohr, 1947; White y Garrott, 1990; Rodgers y Carr, 1998; Kernohan *et al.*, 2001). Por otro lado el método de captura/recaptura suele subestimar el área debido a que no se asegura que el área muestreada cubra totalmente el área en el cual los animales realizan sus actividades diarias (White y Garrott, 1990; Kernohan *et al.*, 2001; Leaver y Kelly, 2008). Por el contrario, el kernel adaptativo es poco sensible a los datos correlacionados y a los

puntos fuera del área de distribución, evitando sesgo en las estimaciones (Rodgers y Carr, 1998; Kernohan *et al.*, 2001).

Se observó que los ámbitos hogareños de *H. schmidlyi* en los que existe sobreposición, el área del macho resulta ser significativamente mayor que el de las hembras. Probablemente debido a la búsqueda de hembras por parte del macho, pues se ha observado que el tamaño del ámbito hogareño de las hembras varía inversamente a la abundancia y calidad de la comida, mientras que los machos recorren distancias poco más grandes cuando los ámbitos hogareños de las hembras son mayores y cuando se encuentran en épocas de reproducción (Coleman y Colleen, 2010).

Los factores principales que influyen de manera considerable en el tamaño del ámbito hogareño son los requerimientos energéticos de cada especie y el tamaño de los individuos, los cuales a su vez están íntimamente relacionados (McNab, 1963; Coleman y Colleen, 2010). Coleman y Colleen (2010) mencionan que la productividad primaria se encuentra correlacionada con la obtención del requerimiento energético, *i.e.*, en ambientes con gran productividad, las especies tienen ámbitos hogareños más pequeños, pues necesitan forrajear menos (Rzedowski, 1978 y 1996).

Si consideramos que la producción primaria es directamente proporcional a la precipitación (Coleman y Colleen, 2010), entonces el ámbito hogareño debe ser menor durante la temporada de lluvias. Sin embargo, esto no se puede concluir debido a que únicamente se tiene una estimación en la temporada de lluvias. A pesar de ello, hay que tomar en cuenta que en general, en los Bosques Mesófilos de Montaña la humedad y precipitación son altas durante todo el año (Rzedowski, 1978 y 1996).

La marcada diferencia en el éxito de captura de *H. schmidlyi* durante las temporadas, puede estar influenciado por la disponibilidad de alimento. En temporada de lluvias el alimento es más abundante. Por ejemplo, algunas especies de encinos presentan una época de fructificación al inicio de la temporada de lluvias (Dias y Oliveira-Filho, 1996; Fenner, 1998), mientras que las briofitas presentan un mayor tamaño del gametofito y esporofito durante esta temporada (Lloret-Maya, 1987; Sundberg, 2001; Lloyd, 2005; Tanskanen *et al.*, 2006), por lo que los animales no necesitan invertir tanto tiempo o esfuerzo en forrajeo y por ende, el éxito de captura se ve disminuido. El caso contrario ocurre en temporada seca, cuando el alimento escasea y es necesario un mayor esfuerzo de forrajeo por parte de los animales (Ewer, 1965; Newsome, 1969; Brown y Heske, 1990; Arias-García, 1992; Domínguez-Castellanos *et al.*, 2007).

A pesar de la diferencia notoria en el esfuerzo de captura, no se puede asegurar que la población de *H. schmidlyi* sea más abundante en temporada de secas que en temporada de lluvias, pues para ello se necesitaría un estudio más exhaustivo y dirigido a la fluctuación estacional de la población.

Debido a que en la mayoría de los ámbitos hogareños no existió sobreposición de áreas, es un indicio de que *H. schmidlyi* puede ser una especie territorial. De acuerdo con Burt (1943), la territorialidad es definida como cualquier área defendida por un individuo y es propia de poblaciones de especies no sociables ni con jerarquía social. Sin embargo, no se puede concluir esto, debido a que el tamaño de muestra es pequeño.

Otra ventaja que confiere el conocer el tamaño del ámbito hogareño es que a través de él se puede inferir el tipo de alimentación de una especie. De acuerdo con McNab (1963), quien propone dos tipos de hábitos alimenticios conforme el tamaño del ámbito hogareño, “cazadores” y “recolectores”, se puede esperar que *H. schmidlyi* sea “cazador” dado el tamaño mayor del ámbito hogareño con respecto a otras especies cuyos hábitos son de este tipo (e.g. *N. sumichrasti*, *O. phyllotys* y *R. montanus*). Sin embargo no se puede especificar si es granívoro, frugívoro o insectívoro, ya que Romo-Vázquez *et al.*, (2005) mencionan haber observado a un individuo comer un hongo y durante el presente trabajo se detectó a un individuo roer una semilla de *Clethra hartwegii*.

La preferencia por el estrato arbóreo por parte de *H. schmidlyi*, quizá sea una adaptación que le permite una repartición de recursos más igualitaria, evitar la competencia, depredación y la coexistencia *Reithrodontomys microdon* y *Peromyscus* sp. Es probable que exista una estratificación vertical que favorezca la coexistencia de las tres especies, sin embargo esto último no puede asegurarse (Gentile y Cerqueira, 1995; Passamani, 1995; Monteiro-Vieira y Monteiro-Filho, 2003, Domínguez-Castellanos *et al.*, 2007).

2. Uso y Selección de hábitat

Las especies vegetales que contribuyen a la presencia de la especie, son especies clave en la distribución y selección del hábitat. *Asplenium monanthes*, es un helecho que aunque es propio del Bosque Mesófilo, únicamente se observó en barrancos y cañadas, topografía en la cual no se obtuvo ningún registro de *H. schmidlyi*, por otro lado, *Platygyrium fuscoluteum*, es una briofita que se observó asociada a *Quercus. Metzgeria* sp., la única hepática registrada en este estudio, se encontró de manera frecuente en Bosque de *Quercus* (60%). *Fabronia ciliaris* var. *polycarpa*, es una briofita asociada al Bosque Mesófilo de Montaña, al igual que el líquen *Everniastrum* sp.

Debido a que las especies antes mencionadas resultan ser las que contribuyen en mayor proporción al análisis de partición recursiva, cabe destacar que todas las epífitas que necesitan estar ausentes (*A. monanthes*, *P. fuscoluteum* y *Metzgeria* sp.) son representativas del Bosque de *Quercus*, mientras que las especies que requieren estar presentes, son especies propias del Bosque Mesófilo de Montaña. Por lo tanto es posible considerar a *F. ciliaris* var. *polycarpa* y *Everniastrum* sp. como “especies presa” de los ratones, al ser alimentos potenciales (Bellocq, 1987).

Además de las especies vegetales que contribuyen y explican la presencia del ratón, existe un uso preferencial de *H. schmidlyi* por el Bosque Mesófilo de Montaña dado por un número mayor de registros en *Cleyera velutina*, *Carpinus caroliniana*, *Clethra hartwegii*, *Ternstroemia lineata*, *Ilex discolor*, *Myrsine guianensis* y *Zinowiewia* sp., árboles característicos del Bosque Mesófilo. La preferencia de *H. schmidlyi* hacia las especies de Bosque Mesófilo de Montaña, dista de la preferencia de árboles por parte de *H. delicatulus*, entre los cuales se destacan los géneros *Ilex*, *Garrya* y *Cornus*, especies características también del Bosque Mesófilo (Carleton *et al.*, 2002).

Esta notable diferencia obtenida a través de la selección de árboles y del análisis de partición recursiva, parece estar relacionada con la cantidad de recursos y la productividad primaria al igual que en el ámbito hogareño, ya que el Bosque Mesófilo de Montaña resulta ser un hábitat muy redituable para los ratones por su alto índice de productividad primaria (Rzedowski, 1978 y 1996; Bellocq, 1987; Bonaventura *et al.*, 1997).

Además de la abundancia de alimento, factores como la competencia, depredación y estructura del hábitat son importantes de considerar, pues durante el trabajo se observó que *Peromyscus* sp. utiliza el mismo tipo de vegetación que *H. schmidlyi*, pero siempre a nivel de piso, por lo que la estructura de hábitat parece ser un factor importante para que ambas especies puedan coexistir y que no haya competencia intraespecífica (Bonaventura *et al.*, 1997).

Por otra parte, aunque se observó que *R. microdon* es de hábitos arborícolas y con una preferencia hacia el Bosque Mesófilo de Montaña, únicamente se capturó en la zona de cañadas, topografía en la cual no se localizó ningún individuo de *H. schmidlyi* (Marines-Macías, *com. pers.*), por lo tanto la estructura y uso del hábitat entre ambas especies puede permitir su coexistencia. Dada esta observación, podemos esperar que la preferencia por un mismo tipo de hábitat puede no ser necesariamente mutuamente excluyente entre especies (Bonaventura *et al.*, 1997).

3. *Habromys schmidlyi*

No existe dimorfismo sexual para la especie, lo cual concuerda con lo reportado por Romo-Vázquez *et al.* (2005).

Un rasgo notable es que en los árboles en los cuales se localizó a la especie, se observó una cavidad interna que recorre la mayor parte del tronco principal, a través de la cual se observó trepar y descender a algunos individuos de *H. schmidlyi*, por lo que quizá estas cavidades sean utilizadas como veredas verticales, lugar de anidación y protección ante depredadores.

3.1. *Alimentación*

En el piso de las cavidades de todos los árboles en los que se encontró a la especie, se observaron bellotas roídas y huecas de *Clethra hartwegii* y *Carpinus caroliniana* y a un individuo de *H. schmidlyi* royendo una bellota de *C. hartwegii*. Dadas estas observaciones, es probable que *H. schmidlyi* aproveche este recurso.

3.2. *Reproducción*

Únicamente se registró una etapa reproductiva a mediados y finales de la temporada de secas, la cual se caracterizó por la presencia de individuos juveniles e individuos adultos con características propias de la etapa de reproducción.

De acuerdo a los datos obtenidos, es probable que existan dos etapas reproductivas al año. La primera a finales de la temporada de secas (la cual fue registrada), con nacimientos a inicios de la temporada de lluvias y crecimiento de los individuos durante esta misma temporada. La segunda, a finales de la temporada de lluvias, con nacimientos a inicios de la época de secas y crecimiento de los individuos durante la misma (en la cual, además se registraron individuos juveniles).

3.3. *Distribución*

A inicios de la temporada seca se hizo un esfuerzo de colecta de 23 trampas en cuatro días en una localidad cercana al Cerro del Huixteco (>10 km de distancia) con un éxito de captura de cero individuos de *H. schmidlyi*, a pesar de ser una zona conservada y con vegetación correspondiente a Bosque Mesófilo de Montaña, vegetación preferida por la especie. Por lo que la distribución de *H. schmidlyi* sigue restringida al Parque Nacional Cerro del Huixteco, tal como lo menciona Romo-Vázquez *et al.* (2005).

3.4. Comportamiento

H. schmidlyi es sumamente ágil en los árboles, destreza que contrasta con su habilidad en el suelo. Al momento de ser liberados para llevar a cabo el estudio, los individuos inmediatamente subían al árbol más cercano. Sin embargo, en piso corrían relativamente más lento que las otras dos especies que fueron liberadas (*i.e.* *Peromyscus sp.* y *R. microdon*), hábitos conductuales muy característicos de especies arborícolas (Hunt *et al.*, 2004).

Otro comportamiento curioso se desarrollaba al momento en que el roedor trepaba al árbol después de ser liberado, ya que ocurrían lapsos donde olfateaban la superficie de los árboles intercalados con momentos en los que las vibrisas y las orejas se movían hacia atrás.

Así mismo, al momento de ascender por el tronco, los individuos levantan la cola para equilibrarse, misma que se mantenía en contacto con la corteza de los árboles cuando dejaba de trepar. Las patas siempre se mantienen abiertas al costado de su cuerpo. Las garras largas y curvadas y los cojinetes desarrollados son características que facilitan el escalar (Hunt *et al.*, 2004). La forma y tamaño de las uñas y la disposición de las patas, permite que los individuos se aferren a la superficie con tan sólo las patas traseras, a pesar de estar en un plano vertical (en el tronco principal). Además se observó una gran habilidad para manipular la comida con las extremidades delanteras, mientras que con las traseras se sostenía, manteniendo un ángulo casi recto con la superficie del árbol, equilibrándose con la cola.

Un comportamiento más que se observó al momento de liberar a *H. schmidlyi*, fue que corrían sobre las ramas y se lanzaban hacia el piso. El salto de mayor altura que se registró, fue de 13 m medidos a partir de la base del árbol. Una vez que caían, los animales corrían hacia el árbol más cercano, el cual en ninguno de los casos fue el árbol del cual saltaron. Éste comportamiento podría ser una respuesta a depredadores, como aves rapaces.

3.5. Aspectos ecológicos

La altura en que se capturó a *H. schmidlyi* es mayor que la reportada para otras especies del género *Habromys*, las cuales se reportan a no más de cuatro metros de altura. Dentro del Género, *H. schmidlyi* es la especie más especializada en hábitos arborícolas, dado que no se observó ningún individuo moviéndose a nivel de piso, a diferencia de las demás especies del género (*H. chinanteco*, *H. delicatulus*, *H. ixtlani*, *H. lepturus*, *H. lophurus* y *H. simulatus*) que presentan tanto hábitos arborícolas como terrestres (Carleton *et al.*, 2002; Ceballos y Gisselle, 2005).

4. Conservación

Debido a la velocidad con que las actividades humanas están produciendo cambios negativos en los sistemas naturales más susceptibles como en el caso de los Bosques Mesófilos de Montaña y la elevada biodiversidad que alberga, la Comisión para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), realizó un estudio para determinar las zonas prioritarias para la conservación de este tipo de vegetación. Una de las áreas que resultaron de “alta prioridad” fue la subregión “Cuenca alta del Río Amacuzac” que pertenece a la región de la “Cuenca alta del Balsas”. En esta subregión se incluye el área del Parque Estatal “Cerro el Huixteco” (Conabio, 2010).

La Subregión de la “Cuenca alta del Río Amacuzac” es una región apartada de los demás parches de Bosque Mesófilo de Montaña, presenta una riqueza alta de especies, zonas de transición y juega un papel relevante en la estructura y dinámica de los bosques de la región. Actualmente esta subregión está sometida a fuertes presiones de deforestación por la tala ilegal. Sin embargo, la sequía es una de las amenazas más importantes cuando existe tala de extensiones grandes de árboles dentro del Bosque Mesófilo de Montaña, degradación o eliminación de vegetación nativa (Rzedowski, 1996; Conabio, 2010). Dadas éstas características, de acuerdo a la CONABIO (2010), existen pocas oportunidades para la conservación de ésta región.

En México, el Bosque Mesófilo de Montaña es el tipo de vegetación con mayor riqueza florística con más de 6 790 especies vegetales, de las cuales cerca del 35% son endémicas (Rzedowski, 1996; Ruiz-Jiménez *et al.*, 2012). Respecto a los vertebrados, el Bosque Mesófilo de Montaña se caracteriza por albergar especies emblemáticas como el jaguar (*Panthera onca*), el tigrillo (*Leopardus wiedii*), el ocelote (*Leopardus pardalis*), el oso hormiguero (*Tamandua mexicana*), algunas especies de murciélagos como *Phyllostomus discolor*, *Carollia sowelli* y *Sturnira ludovici*, roedores pertenecientes a todo el género *Habromys*, *Reithrodontomys mexicanus*, *R. sumichrasti*, *R. montanus*, *Peromyscus beatae*, *P. perfulvus*, el quetzal (*Pharomachrus mocinno*), el hocofaisán (*Crax rubra*) y el pavón (*Oreophasis derbianus*) (Challenger, 1998; Ceballos y Gisselle, 2005; Pérez-Lustre *et al.*, 2006; Conabio, 2010; Aranda *et al.*, 2012).

La distribución del Bosque Mesófilo de Montaña es sumamente restringida a lo largo del Territorio Nacional (correspondiente al 1% de la superficie total de la República) (Rzedowski, 1978; Ruiz-Jiménez *et al.*, 2012). Aunado a su distribución

fragmentada, en la última década, la deforestación ha reducido la cobertura del Bosque Mesófilo de Montaña en un 50% (López-Pérez *et al.*, 2011).

Debido a la alteración antropogénica que los Bosques Mesófilos han sufrido en la última década, es necesario hacer un esfuerzo adicional en el diseño de estudios útiles y pertinentes para plantear soluciones de conservación a corto plazo (Butchart *et al.*, 2006; Conabio, 2010; Isasi-Catalá, 2011). Es por ello que la solución más aceptada ha sido el uso de indicadores (Roberger *et al.*, 2004; Rodrigues y Brooks, 2007; Isasi-Catalá, 2011). Los indicadores ecológicos son herramientas biológicas (especies, grupos taxonómicos, entre otros) que permiten evaluar los sistemas ecológicos, por lo que son considerados como estimadores de la biodiversidad de un sistema, actuando en diferentes niveles jerárquicos (especies, poblaciones o comunidades) (Butchart *et al.*, 2006; Rodrigues y Brooks, 2007; Isasi-Catalá, 2011).

A nivel específico, los indicadores ecológicos más utilizados son las especies sucedáneas o indicadoras, las cuales se han empleado con diferentes funciones. Los principales tipos de especies sucedáneas son las especies indicadoras de cambios ambientales, especies indicadoras de biodiversidad, especies sombrilla, especies clave y especies bandera (Isasi-Catalá, 2011).

Debido a la especialización de *H. schmidlyi* con respecto a sus hábitos arborícolas, *H. schmidlyi* resulta sensible al deterioro del hábitat, ya que al perderse paulatinamente el único parche de Bosque Mesófilo de Montaña en el cual habita, el tamaño poblacional disminuiría. Además, si se conservase el área de distribución del ratón, se incluiría la protección de otras especies vegetales endémicas al Bosque Mesófilo de Montaña así como otras especies de animales como el ocelote, tigrillo y especies de insectos como los jumiles (*Edessa mexicana* y *Atizies taxcoensis*) (Ceballos y Gisselle, 2005; Pérez-Lustre *et al.*, 2006; Aranda *et al.*, 2012). Bajo este supuesto, *Habromys schmidlyi* podría considerarse como una especie indicadora de cambios ambientales, de acuerdo a lo propuesto por Isasi-Catalá (2011).

Además de ser una especie indicadora de cambios ambientales, *H. schmidlyi* también podría ser considerado como una especie indicadora de biodiversidad (Isasi-Catalá, 2011) al estar relacionado con el Bosque Mesófilo de Montaña, que es el tipo de vegetación con mayor diversidad vegetal (por unidad de superficie) (Rzedowski, 1996; Ruiz-Jiménez *et al.*, 2012) y animal (Challenger, 1998; Conabio, 2010; Aranda *et al.*, 2012). Además, a nivel genérico, *Habromys* puede ser considerado como género indicador de biodiversidad, ya que todas las especies se distribuyen en manchones de Bosque Mesófilo de Montaña y en su mayoría (excepto *H. lophurus*) son endémicas a México y asociadas a un único manchón de Bosque Mesófilo de Montaña (Ceballos y Gisselle, 2005). Por lo cual, la

conservación del género *Habromys* incluiría la conservación de los Bosques Mesófilos del Sureste y Suroeste de México y especies animales como el jaguar, el tigrillo, el ocelote, el oso hormiguero, el quetzal, el hocofaisán y el pavón (Challenger, 1998; Ceballos y Gisselle, 2005; Pérez-Lustre *et al.*, 2006; Conabio, 2010; Aranda *et al.*, 2012).

Dado el gran tamaño del ámbito hogareño de *H. schmidlyi* (4 319.87 m²) aún para un ratón, hace necesario considerar un área grande para mantener en condiciones viables a la especie. Con este fundamento, se estaría considerando a *H. schmidlyi* como especie para conservar, al menos, el Bosque Mesófilo del Parque Estatal “Cerro el Huixteco”. Esta misma situación sucede con roedores con ámbitos hogareños grandes como *Ochrotomys nuttalli* (15 750 m²) (Morzillo *et al.*, 2003).

A pesar de que no se hizo una estimación acerca del tamaño poblacional de *H. schmidlyi*, durante el muestreo se observó que es la especie de ratón más abundante en el área. Sin embargo, esta estimación acerca de su abundancia no es suficiente para considerarla como una especie no amenazada, debido a su distribución y al tipo de vegetación que prefiere la especie (Ceballos y Gisselle, 2005).

Finalmente, es importante remarcar que *H. schmidlyi* no sólo es una especie exclusiva del Territorio Nacional, sino que además se encuentra restringida a un manchón de Bosque Mesófilo de Montaña en la Sierra Norte de Taxco y en dicha región, a pesar de considerarse una especie común en el área de estudio, de acuerdo a una investigación dirigida a especies arborícolas, únicamente se le ha registrado en dos localidades, por lo que su inclusión en la NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT, 2010) para su protección, también ayudaría a preservar la flora y fauna asociada a este Bosque Mesófilo.

BIBLIOGRAFÍA

- Ale, S.B., D.W. Morris, A. Dupuch y D.E. Moore, 2011. Habitat selection and the scale of ghostly coexistence among arctic rodents. *Oikos*, 120: 1191-1200.
- Álvarez-Castañeda, S.T., I. Castro-Arellano, T. Lacher y E. Vázquez, 2008. *Habromys schmidlyi*. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. www.iucnredlist.org.
- Aranda, M., F. Botello y L. López-de Buen, 2012. Diversidad y datos reproductivos de mamíferos medianos y grandes en el bosque mesófilo de montaña de la reserva de la biosfera Sierra de Manatlán, Jalisco-Colima, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83: 778-784.
- Arias-García, L.d.C., 1992. Dinámica de la comunidad de pequeños roedores en un bosque de pino-encino perturbado por fuego en la estación científica Las Joyas, Sierra de Minatitlán. En: Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad de Guadalajara, Jalisco, México: pp: 88.
- Baker, R.R., 1978. The evolutionary of animal migration. London: Hodder & Stoughton.
- Belloq, M.I., 1987. Selección de hábitat de caza y depredación diferencial de *Athene cunicularia* sobre roedores en ecosistemas agrarios. *Revista Chilena de Historia Natural*, 60: 81-86.
- Blondel, D.V., J. Pino y S.M. Phelps, 2009. Space use and social structure of long-tailed singing mice (*Scotinomys xerampelinus*). *Journal of Mammalogy*, 90(3): 715-723.
- Bonaventura, S.M., R. Tecchi, V.R. Cueto y M.I. Sánchez-López, 1997. Patrón de uso de hábitat en roedores cricétidos en la reserva de la biósfera Laguna de Pozuelos. En: Bases para la conservación y manejo de la puna y cordillera frantal de Argentina. El rol de las reservas de la biósfera, J. L. CajalJ. García Fernández y R. Tecchi, (Eds.). UNESCO (United Nations Educational Scientific and Cultural Organization)-MAB (Man and the Biosphere), Montevideo, Uruguay.
- Bonvicino, C.R., S.M. Lindbergh, M. Barros y A.M.R. Bezerra, 2012. The eastern boundary of the Brazilian Cerrado: A hotspot region. *Zoological Studies*, 51(7): 1207-1218.
- Bramley, G.N., 2014. Habitat use by kiore (*Rattus exulans*) and norway rats (*R. norvegicus*) on Kapiti Island, New Zealand. *New Zealand Ecological Society*, 38(1).
- Brown, J.H. y E.J. Heske, 1990. Temporal changes in a chihuahuan desert rodent community. *Oikos*, 59(3): 290-302.
- Burt, W.H., 1943. Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *Journal of Mammalogy*, 24(3): 346-352.
- Busch, M., M. Miño, J. Daon y K. Hodara, 2000. Habitat selection by *Calomys musculinus* (Muridae, Sigmodontinae) in crop areas of the pampean region, Argentina. *Ecología Austral*, 10: 15-26.
- Butchart, S., R. Akcakaya, E. Kennedy y C. Milton-Taylor, 2006. Biodiversity indicators based on trends in conservation status: Strengths of the IUCNRed List Index. *Biological Conservation*, 20: 579-581.

- Cameron, G.N. y S.R. Spencer, 1985. Assessment of space-use patterns in the hispid cotton rat (*Sigmodon hispidus*). *Oecologia*, 68(1): 133-139.
- Carbonell, R. y J.L. Tellería, 1998. Selección y uso del hábitat por cinco poblaciones ibéricas de curruca capirotada (*Sylvia atricapilla*). *Ardeola*, 45(1): 1-10.
- Carleton, M.D., O. Sánchez y G. Urbano Vidales, 2002. A new species of *Habromys* (Muroidea: Neotominae) from México, with generic review of species definitions and remarks on diversity patterns among mesoamerican small mammals restricted to humid montane forests. *Proceedings of the Biological Society of Washington*, 115(3): 488-533.
- Castañeda-Rico, S., L. León-Paniagua, L.A. Ruedas y E. Vázquez-Domínguez, 2011. High genetic diversity and extreme differentiation in the two remaining populations of *Habromys simulatus*. *Journal of Mammalogy*, 92(5): 963-973. DOI 10.1644/10-mamm-a-171.1.
- Castleberry, S.B., 2008. Home range, movements, and habitat selection. En: *The allegheny woodrat. Ecology, conservation, and management of a declining species*, J. D. Peles y J. Wright, (Eds.). Springer Science+Business Media, New York, New York.
- Ceballos, G. y O. Gisselle, 2005. Los mamíferos silvestres de México.(Eds.)Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad - Fondo de Cultura Económica. Primera Edición.
- Ceballos, G. y D. Navarro L., 1991. Diversity and conservation of mexican mammals. En: *Latin American Mammalogy: History, biodiversity, and conservation*, M. A. Mares y D. J. Schmidly, (Eds.). University of Oklahoma Press, Oklahoma: pp: 167-198.
- Coleman , J.C. y T.D. Colleen, 2010. Does home range of the black-tailed tree rat (*Thallomys nigricauda* Thomas 1882) change with seasonal along an aridity gradient? *African Zoology*, 45(2): 177-188.
- Conabio, 2010. El bosque mesófilo de montaña en México: Amenazas y oportunidades para su conservación y manejo sostenible. México, D.F.
- Cooper, L.D. y J.A. Randall, 2007. Seasonal changes in home ranges of the giant kangaroo rat (*Dipodomys ingens*): A study of flexible social structure. *Journal of Mammalogy*, 88(4): 1000-1008. DOI 10.1644/06-mamm-a-197r1.1.
- Corbalán, M.I., 2004. Uso de hábitat y ecología poblacional de pequeños mamíferos del desierto del Monte Central, Mendoza, Argentina. En: *Facultad de Ciencias Naturales y Museo. Universidad Nacional de La Plata, Mendoza, Argentina*: pp: 199.
- Cutrera, A.P., C.D. Antinuchi, M.S. Mora y A.I. Vassallo, 2006. Home-range and activity patterns of the south american subterranean rodent *Ctenomys talarum*. *Journal of Mammalogy*, 87(6): 1183-1191.
- Challenger, A., 1998. La zona ecológica templada húmeda (El bosque mesófilo de montaña). En: *Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México, pasado, presente y futuro*, A. Challenger, (Ed.). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad - Universidad Nacional Autónoma de México - Agrupación Sierra Madre, México, D.F.: pp: 443-518.
- De Almeida, A.J., M.M.F. Freitas y S.A. Talamoni, 2013. Use of space by the neotropical caviomorph rodent *Trichomys apereoides*(Rodentia:Echimyidae).

- Zoologia (Curitiba) (publicado en línea, DOI: 10.1590/S1984-46702013000100004).
- De Ath, G., 2007. Boosted trees for ecological modeling and prediction. *Ecology*, 88(1): 243-251.
- De Ath, G. y K.E. Fabricius, 2000. Classification and regression trees. A powerful yet simple technique for ecological data analysis. *Ecology*, 81(11): 3178-3192.
- Delaune, M., 2003. Xtools. ArcView GIS.
- Dias, H.C.T. y A.T. Oliveira-Filho, 1996. Fenología de cuatro especies arbóreas de una floresta estacional semidecidual en lavras. MG. *Cerne*, 2: 66-88.
- Domínguez-Castellanos, Y., F. Pimentel L. y G. Ceballos, 2007. Uso de habitat de roedores arborícolas en la selva seca de la reserva de la biosfera Chamela-Cuixmala, Jalisco. *Revista Mexicana de Mastozoología*, 11: 21-40.
- Dupuch, A., D.W. Morris, S.B. Ale, D.J. Wilson y D.E. Moore, 2013. Landscapes of fear or competition? Predation did not alter habitat choice by arctic rodents. *Oecologia* (publicado en línea, DOI:10.1007/s00442-013-2792-7).
- Ewer, R.F., 1965. Food burying in the african ground squirrel, *Xerus erythropus* (E. Geoff.). *Zeitschrift für Tierpsychologie*, 22(3): 321-327.
- Fenner, M., 1998. The phenology of growth and reproduction in plants. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 1(1): 78-91.
- Figueroa de Contín, E., 1980. Atlas geográfico e histórico del estado de Guerrero. Fonapas.
- Fleming, T.H., 1970. Notes on the rodent faunas of two panamanian forests. *Journal of Mammalogy*, 51(3): 473-490.
- García, R., 2002. *Biología de la conservación: Conceptos y prácticas*. Santo Domingo, Heredia, Costa Rica: Instituto Nacional de Biodiversidad (INBio).
- Gentile, R. y R. Cerqueira, 1995. Movements patterns of five species of small mammals in a brazilian restinga. *Journal of Tropical Ecology*, 11(4): 671-677.
- Getz, L.L., 1961. Factors influencing the local distribution of *Microtus* and *Synaptomys* in Southern Michigan. *Ecology*, 42(1): 110-119.
- Getz, L.L., 1961. Notes on the local distribution of *Peromyscus leucopus* and *Zapus hudsonius*. *American Midland Naturalist*.
- Giuggioli, L., G. Abramson, V. Kenkre, G. Suzan, E. Marce y T. Yates, 2005. Diffusion and home range parameters from rodent population measurements in Panama. *Bulletin of Mathematical Biology*, 67(5): 1135-1149.
- Gómez-Villafañe, I.E., Y. Expósito, A. San Martín, P. Picca y M. Busch, 2012. Rodent biodiversity and habitat use in a protected area of Buenos Aires, Argentina. *Revista Mexicana de Biodiversidad* (publicado en línea, DIO: 10.7550/rmb.25126).
- Gottesman, A.B., P.R. Krausman, M.L. Morrison y Y. Petryszyn, 2004. Movements and home range of brush mice. *The Southwestern Naturalist*, 49(2): 289-294.
- Gursky, S., 1998. Effects of radio transmitter weight on a small nocturnal primate. *American Journal of Primatology*, 46: 145-155.
- Hall, E.R., 1981. *The mammals of North America*. New York: John Wiley & Sons Inc.
- Harris, S., W.J. Cresswell, P.G. Forde, W.J. Trewhella, T. Woollard y S. Wray, 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.
- Hedger, R.D., J.J. Dodson, J.-F. Bourque, N.E. Bergeron y P.E. Carbonneau, 2006. Improving models of juvenile atlantic salmon habitat use through high resolution remote sensing. *Ecological Modelling*, 197: 505-511.
- Heezen, K.L. y J.R. Tester, 1967. Evaluation of radio-tracking by triangulation with special reference to deer movements. *The Journal of Wildlife Management*, 31(1): 124-141.
- Hodara, K., M. Busch, M. Kittlein y F. Kravetz, 2000. Density-dependent habitat selection between maize croplands and their borders in two rodent species (*Akodon azarae* and *Calomys laucha*) of Pampean agroecosystems. *Evolutionary Ecology*, 14: 571-593.
- Holsomback, T., C. Van Nice, R. Clark, N. McIntyre, A. Abuzeineh y J. Salazar-Bravo, 2013. Socio-ecology of the marsh rice rat (*Oryzomys palustris*) and the spatio-temporal distribution of Bayou virus in Coastal Texas. *Geospatial Health*, 7(2): 289-298.
- Hunt, J.L., J.E. Morris y T.L. Best, 2004. *Nyctomys sumichrasti*. *Mammalian Species*, 754: 1-6.
- Isasi-Catalá, E., 2011. Los conceptos de especies indicadoras, paraguas, banderas y claves: Su uso y abuso en ecología de la conservación. *Interciencia*, 36(1): 31-38.
- Jewell, P.A., 1966. The concept of home range in mammals. *Symposium of the Zoological Society of London*, 18: 85-109.
- Kaufman, D.W. y E.D. Fleharty, 1974. Habitat selection by nine species of rodents in North-Central Kansas. *The Southwestern Naturalist*, 18(4): 443-451.
- Kernohan, B.J., R.A. Gitzen y J.J. Millspaugh, 2001. Analysis of animal space use and movements. En: *Radio tracking and animal populations*, J. J. Millspaugh y J. M. Marzluff, (Eds.). USA: Academic Press, USA: pp: 125-166.
- Leaver, P.N. y M.J. Kelly, 2008. A critical review of home range studies. *Journal of Wildlife Management*, 72(1): 290-298.
- León-Paniagua, L., A.G. Navarro-Sigüenza, B.E. Hernández-Baños y J.C. Morales, 2007. Diversification of the arboreal mice of the genus *Habromys* (Rodentia: Cricetidae: Neotominae) in the mesoamerican highlands. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 42(3): 653-664.
- León-Paniagua, L. y E. Romo-Vázquez, 1993. Mastofauna de la Sierra de Taxco, Guerrero. En: *Avances en el estudio de los mamíferos de México*, R. A. Medellín y G. Ceballos, (Eds.). *Publicaciones Especiales*, Asociación Mexicana de Mastozoología, México, D.F.
- López-Pérez, Y., J.D. Tejero-Díez, A.N. Torres-Díaz y I. Luna-Vega, 2011. Flora del bosque mesófilo de montaña y vegetación adyacente en Avándaro, Valle de Bravo, Estado de México, México. *Boletín de la Sociedad Botánica Mexicana*, 88: 35-53.
- Loretto, D. y M.V. Viera, 2005. The effects of reproductive and climate seasons on movements in the black-eared opossum (*Didelphis aurita* Weid-Neuwied, 1826). *Journal of Mammalogy*, 86: 287-293.
- Lloret-Maya, F., 1987. Efecto de la altitud sobre la fenología de briófitos en el Pirineo Oriental. *Anales del Jardín Botánico de Madrid*, 43(2): 203-215.

- Lloyd, R.S., 2005. Phenology of patch hydration, patch temperature and sexual reproductive output over a four-year period in the desert moss *Crossidium crassinerve*. *Journal of Bryology*, 27: 231-240.
- Martínez Gordillo, M., R. Cruz Durán, J.F. Castrejón Reyna, S. Valencia Ávalos, J. Jiménez Ramírez y C.A. Ruiz-Jiménez, 2004. Flora vascular de la porción guerrerense de la Sierra de Taxco, Guerrero, México. *Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Botánica*, 75(2): 105-189.
- Marty, P., S. Angélibert, N. Giani y P. Joly, 2005. Directionality of pre- and post-breeding migrations of a marbled newt population (*Triturus marmoratus*): Implications for buffer zone management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 15(3): 215-225.
- McNab, B.K., 1963. Bionergetics and the determination of home range size. *The American Naturalist*, 97(894): 13-140.
- McNay, R.S., J.A. Morgan y F.L. Bunnell, 1994. Characterizing independence of observations in movements of columbian black-tailed deer. *The Journal of Wildlife Management*, 58(3): 422-429.
- Meiselman, N. y A.T. Doyle, 1996. Habitat and microhabitat use by the red tree vole (*Phenacomys longicaudus*). *American Midland Naturalist*, 135(1): 33-42.
- Melo, G., B. Miotto, B. Peres y N. Cáceres, 2013. Microhabitat of small mammals at ground and understorey levels in a deciduous, Southern Atlantic Forest. *Anais da Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro*.
- Miranda, F., 1947. Estudios sobre la vegetación de México. V. Rasgos de la vegetación en la cuenca del río de las balsas. *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural*, 8(1-4): 95-115.
- Mohr, C.O., 1947. Table of equivalent populations of North American small mammals. *American Midland Naturalist*, 37(1): 223-249.
- Monteiro-Vieira, E. y E.L.A. Monteiro-Filho, 2003. Vertical stratification of small mammals in the Atlantic rain forest of South-Eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 19(5): 501-507.
- Morris, D.W. y A. Dupuch, 2012. Habitat change and the scale of habitat selection: Shifting gradients used by coexisting arctic rodents. *Oikos*, 121: 975-984.
- Morzillo, A.T., G.A. Feldhamer y M.C. Nicholson, 2003. Home range and nest use of the golden mouse (*Ochrotomys nuttalli*) in Southern Illinois. *Journal of Mammalogy*, 84(2): 553-560.
- Musser, G.G. y M.D. Carleton, 2005. Superfamily Muroidea. En: *Mammal species of the world*, D. E. Wilson y D. M. Reeder, (Eds.). The Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland: pp: 1050.
- Nakagawa, M., H. Miguchi, K. Sato y T. Nakashizuka, 2007. A preliminary study of two sympatric *Maxomys* rats in Sarawak, Malaysia: Spacing patterns and population dynamics. *The Raffles Bulletin of Zoology*, 55(2): 381-387.
- Newsome, A.E., 1969. A population study of house-mice temporarily inhabiting a South Australian Wheatfield. *Journal of Animal Ecology*, 38(2): 341-359.
- Otis, D.L. y G.C. White, 1999. Autocorrelation of location estimates and the analysis of radiotracking data. *The Journal of Wildlife Management*, 63(3): 1039- 1044.
- Passamani, M., 1995. Vertical stratification of small mammals in atlantic hill forest. *Mammalia*, 59: 276-279.

- Pérez-Lustre, M., C.-D. R.G. y A. Santos-Moreno, 2006. Mamíferos del bosque mesófilo de montaña del municipio de San Felipe Usila, Tuxtepec, Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Mastozoología*, 10: 29-40.
- Reynolds, T.D. y J.W. Laundré, 1990. Time intervals for estimating pronghorn and coyote home ranges and daily movements. *The Journal of Wildlife Management*, 54(2): 316-322.
- Ribble, D.O. y S. Stanley, 1998. Home ranges and social organization of syntopic *Peromyscus boylii* y *P. truei*. *Journal of Mammalogy*, 79(3): 932-941.
- Ribble, D.O., A.E. Wurtz, E.K. McConnell, J.J. Buegge y K.C. Welch Jr., 2002. A comparison of home ranges of two species of *Peromyscus* using trapping and radiotelemetry data. *Journal of Mammalogy*, 83(1): 260-266.
- Roberger, J., G. Mikusinski y S. Svensson, 2004. Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool. *Biological Conservation*, 18: 76-85.
- Rodgers, A.R. y A.P. Carr, 1998. The home range extension for ArcView™. Ontario Ministry of Natural Resources, Centre for Northern Forest Ecosystem Research, Thunder Bay, Ontario, Canada.
- Rodgers, A.R. y A.P. Carr, 1998. Hre: The home range extension for Arciew™, user's manual. Centre for Northern Forest Ecosystem Research, Ontario ministry of Natural Resources: 30.
- Rodhouse, T.J., R.P. Hirnyck y R.G. Wright, 2010. Habitat selection of rodents along a piñon-juniper woodland-savannah gradient. *Journal of Mammalogy*, 91(2): 447-457.
- Rodrigues, A.S.L. y T.M. Brooks, 2007. Shortcuts for biodiversity conservation planning: The effectiveness of surrogates. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 38: 713-737.
- Romo-Vázquez, E., L. León-Paniagua y O. Sánchez, 2005. A new species of *Habromys* (Rodentia: Neotominae) from México. *Proceedings of the Biological Society of Washington*, 118(3): 603-618.
- Rooney, S.M., A. Wolfe y T.J. Hayden, 1998. Autocorrelated data in telemetry studies: Time to independence and the problem of behavioural effects. *Mammal Review*, 28(2): 89-98.
- Rosenzweig, M.L., 1973. Habitat selection experiments with a pair of coexisting heteromyid rodent species. *Ecology*, 54(1): 111-117.
- RStudio, 2012. Rstudio: Integrates development environment for R (Version 0.96.122) [Software]. Boston, MA.
- Ruiz-Jiménez, C.A., O. Téllez-Valdés y I. Luna-Vega, 2012. Clasificación de los bosques mesófilos de montaña de México: Afinidades de la flora. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83: 1110-1144.
- Rzedowski, J., 1978. *Vegetación de México*. México, D.F.: Limusa.
- Rzedowski, J., 1996. Análisis preliminar de la flora vascular de los bosques mesófilos de montaña de México. *Acta Botánica Mexicana*, 35: 25-44.
- Sáenz, J.C., 1999. Movimientos y selección de micro-hábitat de una rata arborícola *Ptotylomys phyllotis* (Rodentia: Muridae) en un bosque seco tropical. *Brenesia*, 52: 61-64.
- SAS Institute Inc., 2012. JMP 10.0.2. SAS Campus Drive, Cary, NC, USA.

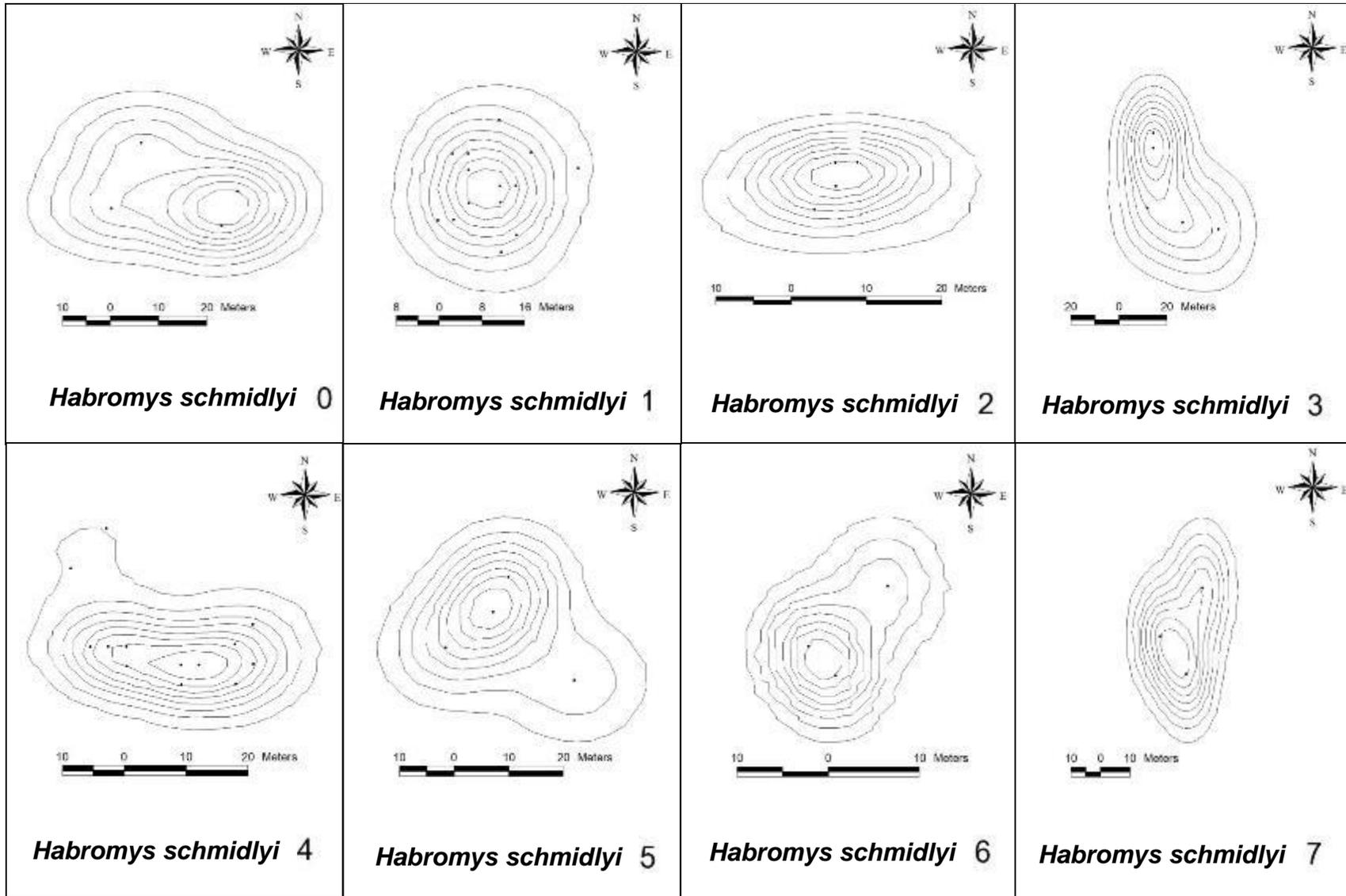
- Seaman, D.E., J.J. Millsbaugh, B.J. Kernohan, G.C. Brundige, K.J. Raedeke y R.A. Gitzen, 1999. Effects of sample size on kernel home range estimates. *Journal of Wildlife Management*, 63(2): 739-747.
- SEMARNAT, 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. Protección ambiental-especies nativas de México de flora y fauna silvestres-categoría de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación. México: pp: 78.
- Silverman, B.W., 1986. Density estimation for statistics and data analysis. London, England: Chapman & Hall.
- Spencer, S.R., G.N. Cameron y R.K. Swihart, 1990. Operationally defining home range: Temporal dependence exhibited by hispid cotton rats. *Ecology*, 71(5): 1817-1822.
- Springer, J.T., 2003. Home range size estimates based on number of relocations. Occasional Wildlife Management Papers, Biology Department, University of Nebraska at Kearney, 14: 1-12.
- StatSoft, I., 1998. STATISTICA for Windows [Manual de Programa Computacional]. Tulsa, OK.
- Sundberg, S., 2001. Sporophyte production and spore dispersal phenology in *Sphagnum*: The importance of summer moisture and patch characteristics. *Canadian Journal of Botany*, 80(5): 543-556.
- Swihart, R.K. y N.A. Slade, 1985a. Influence of sample interval on estimates of home-range size. *Journal of Wildlife Management*, 49: 1019-1025.
- Swihart, R.K. y N.A. Slade, 1985b. Testing for independence of observations in animal movements. *Ecology*, 66: 1176-1184.
- Tammone, M.N., E.A. Lacey y M.A. Relva, 2012. Habitat use by colonial tuco-tucos (*Ctenomys sociabilis*): Specialization, variation, and sociality. *Journal of Mammalogy* (publicado en línea, doi: 10.1644/11-MAMM-A-266.1).
- Tanskanen, H., A. Granström, A. Venäläinen y P. Puttonen, 2006. Moisture dynamics of moss-dominated surface fuel in relation to the structure of *Picea abies* and *Pinus sylvestris* stands. *Forest Ecology and Management*, 226: 189-198.
- Tew, T.E. y D.W. MacDonald, 1994. Dynamics of space use and male vigour amongst wood mice, *Apodemus sylvaticus*, in the cereal ecosystem. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 34(5): 337-345.
- Thompson, R.L., C.L. Chambers y B.C. McComb, 2009. Home range and habitat of western red-backed voles in the Oregon cascades. *Northwest Science*, 83(1): 46-56.
- Torres, S. y E. Navarrete, 1986. Estudio florístico del Parque Nacional Alejandro de Humboldt, Gro. (Parque "Cerro el Huixteco"). *Biología de Campo, Área Botánica Facultad de Ciencias, UNAM*.
- Townend, J., 2001. Practical statistics for environmental and biological scientists. New York, USA: John Wiley & Sons Ltd.
- Whisson, D.A., J.H. Quinn y K.C. Collins, 2007. Home range and movements of roof rats (*Rattus rattus*) in an old-growth riparian forest, California. *Journal of Mammalogy*, 88(3): 589-594.
- White, G.C. y R.A. Garrott, 1990. Analysis of wildlife radio-tracking data., San Diego, California: Academic Press.

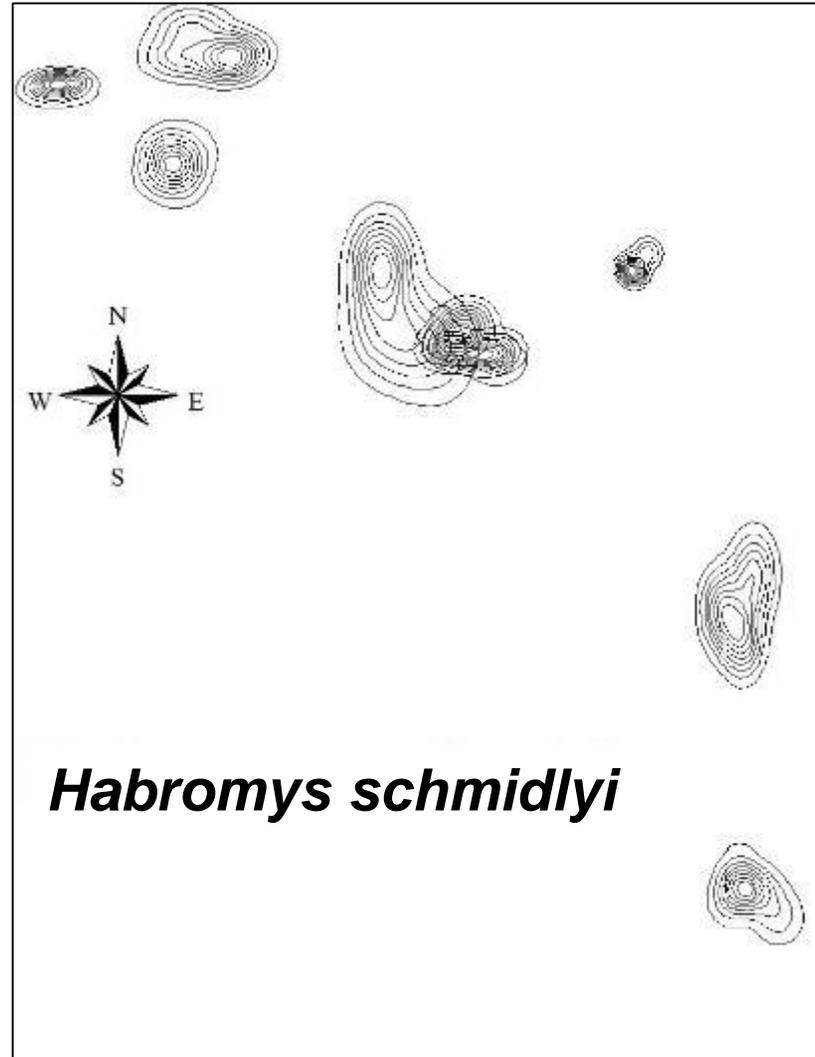
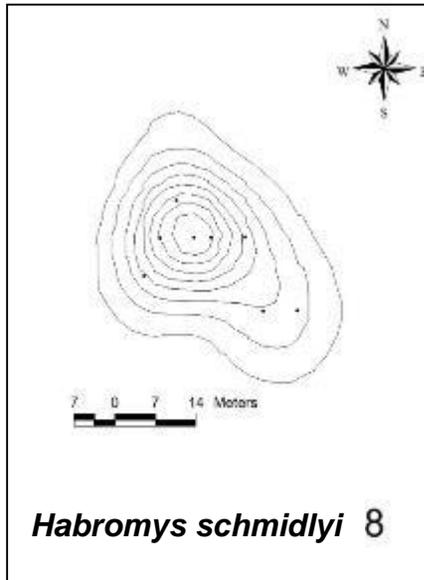
- Wood, B.A., L. Cao y M.D. Dearing, 2010. Deer mouse (*Peromyscus maniculatus*) home-range size and fidelity in sage-steppe habitat. *Western North American Naturalist*, 70(3): 345-354.
- Worton, B.J., 1987. A review of models of home range for animal movement. *Ecological Modelling*, 38: 277-298.
- Worton, B.J., 1989. Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecology*, 70(1): 164-168.
- Ylönen, H., J. Jacob, M. Davies y G.R. Singleton, 2002. Predation risk and habitat selection of australian house mice *Mus domesticus* during an incipient plague: Desperate behaviour due to food depletion. *Oikos*, 99: 284-289.
- Zhang, H. y B.H. Singer, 2010. Recursive partitioning and applications. Second Edition Edn., New York: Springer.

ANEXO 1. Individuos colectados

<i>Habromys schmidlyi</i>						
Temporada de colecta	No. de catálogo	Categoría de edad	Peso (g)		Largo total (mm)	
			Machos	Hembras	Machos	Hembras
Lluvias	--	A	--	14	--	157
	--	A	--	15	--	150
	--	A	--	15	--	153
	--	A	15	--	158	--
	--	A	--	15	--	156
	TLM001	A	17	--	159	--
	TLM002	A	12	--	153	--
	TLM004	A	--	15	--	153
	TLM005	A	--	14	--	168
	TLM006	A	14	--	157	--
	TLM007	A	--	15	--	163
	TLM015	A	32	--	165	--
	TLM016	J	28	--	146	--
	TLM017	J	23	--	143	--
Secas	TLM018	A	--	35	--	142
	TLM019	J	--	21	--	140
	TLM020	A	--	35	--	156
	TLM021	A	28	--	156	--
	TLM024	A	29	--	[126]	--
	TLM025	A	33	--	151	--
	TLM031	A	33	--	149	--
	TLM032	A	--	32	--	159
	TLM033	A	34	--	160	--
	TLM034	J	25	--	150	--
	TLM036	A	26	--	165	--
	TLM039	A	33	--	157	--
	TLM040	A	30	--	166	--
	TLM042	A	32	--	148	--
	TLM043	A	39	--	154	--
	TLM044	A	--	36	--	149
	TLM045	A	--	35	--	151
	TLM046	J	--	23	--	134
	TLM047	A	--	39	--	160
	TLM049	A	32	--	165	--
TLM050	A	26	--	159	--	
TLM052	A	35	--	148	--	
TLM053	J	--	27	--	152	
TLM054	A	31	--	158	--	
TLM055	A	--	32	--	[134]	
TLM057	A	28	--	[105]	--	
TLM058	A	--	31	--	157	
TLM061	A	29	--	162	--	

ANEXO 2. *Ámbito hogareño por individuos de H. schmidlyi.*





Localización espacial de los ámbitos hogareños de los nueve individuos.

ANEXO 3. Lista de especies vegetales.

Grupo	Especie	Abreviatura
Árboles	<i>Carpinus caroliniana</i>	Car_car
	<i>Clethra hartwegii</i>	Clet_har
	<i>Cleyera velutina</i>	Cley_vel
	<i>Ilex discolor</i>	Ile_dis
	<i>Myrsine guianensis</i>	Myr_gui
	<i>Pinus x pringlei</i>	Pin_xpri
	<i>Quercus candicans</i>	Que_can
	<i>Quercus crassifolia</i>	Que_cra
	<i>Quercus laurina</i>	Que_lau
	<i>Quercus obtusata</i>	Que_obt
	<i>Quercus scytophylla</i>	Que_scy
Briofitas	<i>Ternstroemia lineata</i>	Ter_lin
	<i>Zinowiewia sp.</i>	Zin_sp
	<i>Brachythecium occidentale</i>	Bra_oc
	<i>Ctenidium malacodes</i>	Cte_mal
	<i>Fabronia ciliaris var. polycarpa</i>	Fab_cil
	<i>Macromitrium sharpii</i>	Mac_sha
Bromelia	<i>Plagiochila sp.</i>	Pla_sp
	<i>Platygyrium fuscoluteum</i>	Pla_fus
Cactus	<i>Renauldia mexicana</i>	Ren_mex
Cactus	<i>Tillandsia sp.</i>	Til_sp
Helechos	<i>Aporocactus flagelliformis</i>	Apo_flag
	<i>Asplenium monanthes</i>	Asp_mon
	<i>Blechnum gracile</i>	Ble_gra
	<i>Elaphoglossum gayanum</i>	Ela_gay
	<i>Pleopeltis interjecta</i>	Ple_int
	<i>Polypodium sanctae-rosae</i>	Pol_san
Hepática	<i>Woodwardia spinulosa</i>	Woo_spi
	<i>Metzgeria sp.</i>	Met_sp
Herbáceas	<i>Arbutus xalapensis</i>	Arb_xal
	<i>Euphorbia sp.</i>	Eup_sp
	<i>Iresine celosia</i>	Ire_cel
	<i>Oreopanax xalapensis</i>	Ore_xal
	<i>Phyllonoma laticuspidis</i>	Phy_lat
	<i>Pinguicola moranensis</i>	Pin_mor
Hongos	<i>Vitis popoenoi</i>	Vit_pop
	<i>Hexagonia sp.</i>	Hex_sp

Líquenes	<i>Everniastrum sp.</i>	Eve_sp
	<i>Flavopunctelia sp.</i>	Flav_sp
	<i>Leptogium sp.</i>	Lep_sp
	<i>Pannaria sp.</i>	Pan_sp
	<i>Sticta sp.</i>	Sti_sp
	<i>Usnea florida</i>	Us_flo
	<i>Usnea fragilescens</i>	Us_fra
Orquídeas	<i>Jacqiniella cernua</i>	Jac_cer
	<i>Pleurothallis sp.</i>	Pleu_sp
	<i>Prosthechea punctulata</i>	Pro_pun
	<i>Rhynchostele cervantesii</i>	Rhy_cer
	<i>Stellis sp.</i>	Ste_sp
