

# Selección de hábitat a escala de paisaje y microhábitat en lagartijas arenícolas

Herramientas para el manejo sustentable del  
ecosistema dunicola costero de la Provincia de  
Buenos Aires



Lic. Carolina Block

Dra. Laura E. Vega  
Directora

Dr. Juan Pablo Isacch  
Co-Director

Universidad Nacional de Mar del Plata

-2013-

Universidad Nacional de Mar del Plata  
Facultad de Ciencias Exactas y Naturales  
Escuela de Postgrado

# Selección de hábitat a escala de paisaje y microhábitat en lagartijas arenícolas.

Herramientas para el manejo sustentable del ecosistema  
dunícola costero de la provincia de Buenos Aires.

Lic. Carolina Block

Tesis para optar por el título de  
Doctora en Ciencias  
Área Biología

Lugar de trabajo: Laboratorio de Vertebrados, IIMyC-CONICET-  
UNMdP

Lic. Carolina Block  
Tesisista

Dra. Laura E. Vega  
Directora

Dr. Juan P. Isacch  
Co-Director

*Y los días se echaron a caminar.  
Y ellos, los días, nos hicieron.  
Y así fuimos nacidos nosotros,  
los hijos de los días,  
los averiguadores,  
los buscadores de la vida.*

*(Eduardo Galeano-Los hijos de los días)*

# AGRADECIMIENTOS

---

Quiero agradecer a la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la Universidad Nacional de Mar del Plata por haberme otorgado el lugar de trabajo, y al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) por haber sustentado este doctorado.

A Laura, mi directora, por la confianza, el afecto, los mates, las ideas, por acompañarme. A Popi, mi codirector, por su tiempo y dedicación, y porque se puede construir desde las diferencias. Gracias a ambos por los valiosos aportes a este trabajo, sus devoluciones y la construcción colectiva!.

Al Laboratorio de Vertebrados por haberme recibido una vez más y a todos los seres que en él habitan por haber ayudado cada cual a su manera a transitar este camino: Lau, Mati, Mati P., Augusto, Ale, Susi, Vivi, Seco, Sofi, Carli, Yogui, Quique, Fave, Ro, y muy especialmente a mi compa lagartijero, Oscarcito! Gracias!

A mis amigos biólogos, porque no solo compartimos esta profesión sino la vida misma, gracias infinitas por todos los momentos bellos, las cenas, los almuerzos, las juntadas, los intercambios y por estar siempre ahí...al pie del cañón: Kaku, Sofi, Seco, Colito, Yogui, Carli.

A todos los amigos de todos lados, los que veo seguido y los que no, pero que acompañan, con los que he compartido hermosos momentos, de los que he aprendido muchas cosas y han enriquecido mi vida de afectos. A los Cerveceros Biológicos, por compartir esta tarea tan maravillosa!

A la gran familia Hazmereir por las alegrías, las risas, los festivales y por enseñarnos a todos a honrar la vida. Gracias! A mis amigas Rebe y Vani gracias por los abrazos! A

Laurita Tarraf, por haberme iniciado en la fotografía y mostrarme ese mundo tan maravilloso...

A las mujeres más bellas, Pao, Kaku, Sofi, Vir, Ali, Anita, Marie...Gracias por los rescates emotivos, los miércoles, los viernes, las charlas, los abrazos, el sostén, el amor...las quiero con el alma!

A mi familia...mis viejos Eva y Raúl por haberme dejado volar, a mi hermano Benja, a mis abuelas Elma, Ana e Irma, tíos, primos...por su sostén incondicional, el amor, por acompañarme siempre. A mi sobri Cecilia y mi sobrino del corazón Felipe, porque ser tía es una de las cosas más hermosas de la vida! A Patri y Edu, por estar siempre, por cuidarnos a Belcho y prestarnos el auto para las campañas. Gracias a todos ellos! A Fede, mi compañero de la vida...infinitas gracias por el amor, la paciencia, los viajes, tu tiempo, la confianza, las campañas! Gran parte de esta tesis fue posible gracias a tu ayuda y por eso también es tuya! A Belcho, mi compañero cuadrúpedo, por su compañía incondicional. Gracias, gracias, y más gracias por esta vida hermosa compartida!

Gracias!

# TABLA DE CONTENIDOS

---

|   |    |
|---|----|
| RESUMEN   | 1  |
| ABSTRACT  | 2  |
| <br>  |    |
| <b>CAPÍTULO I</b>   |    |
| <b><i>INTRODUCCIÓN GENERAL</i></b>                          |    |
| Introducción  | 4  |
| Objetivo general  | 8  |
| Objetivos particulares                                      | 8  |
| Descripción de las especies                                 |    |
| <i>Liolaemus multimaculatus</i>                             | 8  |
| <i>Liolaemus wiegmanni</i>                                  | 11 |
| Descripción del área de estudio                             | 14 |
| Bibliografía  | 19 |
| <br>  |    |
| <b>CAPÍTULO II</b>  |    |
| <b><i>SELECCIÓN DE HÁBITAT A ESCALA DE MICROHÁBITAT</i></b> |    |
| Introducción  | 29 |
| Materiales y Métodos  | 31 |
| Resultados  | 37 |
| Discusión   | 40 |
| Bibliografía  | 45 |
| <br>  |    |
| <b>CAPÍTULO III</b>   |    |
| <b><i>DOMINIO VITAL</i></b>                                 |    |
| Introducción  | 57 |
| Materiales y Métodos  | 60 |
| Resultados  | 65 |
| Discusión   | 67 |
| Bibliografía  | 73 |

## **CAPÍTULO IV**

### ***SELECCIÓN DE HÁBITAT A ESCALA DE PAISAJE***

|                      |     |
|----------------------|-----|
| Introducción         | 82  |
| Materiales y Métodos | 85  |
| Resultados           | 103 |
| Discusión            | 107 |
| Bibliografía         | 113 |

## **CAPÍTULO V**

### ***MODELOS DE APTITUD DE HÁBITAT***

|                      |     |
|----------------------|-----|
| Introducción         | 124 |
| Materiales y Métodos | 127 |
| Resultados           | 129 |
| Discusión            | 144 |
| Bibliografía         | 148 |

## **CAPÍTULO VI**

|                                      |     |
|--------------------------------------|-----|
| <b><i>CONCLUSIONES GENERALES</i></b> | 156 |
|--------------------------------------|-----|

## RESUMEN

El objetivo de esta Tesis Doctoral fue analizar la selección de hábitat de dos especies de lagartijas arenícolas a diferentes escalas espaciales en las dunas costeras bonaerenses, e interpretar los resultados en un marco que permita establecer propuestas de manejo sustentable de estas poblaciones. Se realizaron censos de lagartijas a lo largo de las dos Barreras Medanosas de la provincia de Buenos Aires en dos temporadas sucesivas (2009-2010 y 2010-2011). A escala de microhábitat, se utilizaron Modelos Lineales Generalizados (MLG) para analizar la relación entre la presencia de cada especie y el porcentaje de cobertura vegetal y suelo desnudo (variables obtenidas en una unidad de muestreo de 20 m x 20 m). Asimismo, se estimó el tamaño del dominio vital de individuos adultos en ambas especies en tres sitios del área de estudio para obtener una aproximación de los requerimientos espaciales. Para el análisis a escala de paisaje, se elaboraron mapas temáticos de las Barreras Medanosas mediante el procesamiento de diferentes imágenes satelitales Landstat 5 TM, diferenciando los siguientes ambientes: dunas vivas, dunas semifijas, bajos interdunales y dunas forestadas. Se obtuvieron diferentes índices de composición y configuración del paisaje en dos unidades circulares de diferente tamaño (100 m y 300 m de radio). Toda la información obtenida fue compilada en un Sistema de Información Geográfica (SIG). La relación entre la presencia de cada especie de lagartija y las variables de paisaje fue evaluada mediante MLG, y los resultados obtenidos fueron utilizados para la elaboración de modelos de aptitud de hábitat para cada especie. Las predicciones de estos modelos fueron trasladadas, mediante la utilización del SIG, a mapas de probabilidad de presencia, los cuales permitieron obtener una visión panorámica de cómo los hábitats potencialmente aptos para estas especies se hallan dispuestos a lo largo del paisaje de toda la costa bonaerense.

## **ABSTRACT**

The aim of this Thesis was to analyze habitat selection in two sand-dwelling lizards at different spatial scales in the coastal dunes of Buenos Aires province, and interpret the results in a framework to establish sustainable management proposals for these populations. Lizard surveys were conducted along the coastal dune system of Buenos Aires province on two successive seasons (2009-2010 and 2010-2011). At the microhabitat scale, we used Generalized Linear Models (GLM) to analyze the relationship between the presence of each species and the percentage of vegetation cover and bare soil (variables obtained in a sampling unit of 20 m x 20 m). In addition, the home range size was estimated of adult individuals at three sites in the study area to obtain an approximation of the spatial requirements of both species. For analysis at the landscape scale, thematic maps of Dune Barriers were developed by processing different Landsat 5 TM satellite images, differentiating the following environments: mobile dunes, semifixed dunes, interdunal depressions and forested dunes. We obtained different indices of landscape composition and configuration on two different sized circular units (100 m and 300 m radius). All information collected was compiled into a Geographic Information System (GIS). The relationship between the presence of each species of lizard and landscape variables was evaluated by MLG, and the results were used for modeling habitat suitability for each species. The predictions of these models were transferred by using GIS, to maps of probability of presence, which allowed us to obtain an overview of how potentially suitable habitats for these species are arranged along the entire landscape of the coastal dunes of Buenos Aires.

# CAPÍTULO I



## INTRODUCCIÓN GENERAL

### INTRODUCCIÓN

Un aspecto central en el estudio de la ecología animal, es el uso que los animales hacen de su ambiente y específicamente la variedad de hábitats que ocupan (Johnson 1980). El hábitat constituye un factor clave para el sustento de las poblaciones animales, ya que provee el alimento, refugios contra los depredadores, estructuras para la nidificación y otros requerimientos (Conroy & Carroll 2009).

Los estudios sobre selección de hábitat tienen como objetivo principal entender el rol de los diferentes factores que influyen en la distribución espacial de los individuos ya que las especies suelen ser más abundantes en algunos hábitats que en otros (Morris 1987, 2003). Sin embargo, para un adecuado entendimiento de los patrones de selección de hábitat es importante reconocer que las especies seleccionan diferentes componentes del ambiente a diferentes escalas espaciales (Hutto 1985, Morris 1987, Orians 1991, Blackburn & Gaston 2002, Mayor *et al.* 2009, Gaillard *et al.* 2010). En este sentido, Johnson (1980) reconoce un orden natural de los procesos de selección de hábitat formado por varios niveles jerárquicos: 1- la selección de factores que determinan el rango físico o geográfico de una especie, 2- la selección del dominio vital o *home range* donde los individuos llevan a cabo sus actividades, 3- la selección de uno o varios componentes o sitios específicos dentro del dominio vital, 4- la selección de un microhábitat específico o un recurso trófico. En base a esta concepción las estrategias de forrajeo y depredación, dieta, búsqueda de refugios, migración y dispersión, pueden ser considerados diversas formas de selección de hábitat que operan a diferentes escalas (Orians 1991).

Una manera de identificar y compatibilizar las escalas en las que los organismos seleccionan el hábitat es diseñar estudios de múltiples escalas (Wiens 1989). Estos enfoques proporcionan una caracterización más completa de los patrones de selección de hábitat y tienden a explicar una mayor cantidad de la variación observada (Mayor *et al.* 2009). Los patrones y procesos ecológicos asociados a la selección de hábitat son dependientes de la escala espacial y temporal a la cual son observados (Wiens 1989, Orians & Wittenberger 1991), ya que a ciertas escalas temporales o espaciales un proceso puede resultar más relevante o prevalecer sobre otros (Schneider 1994, Cueto 2006, Lopez de Casenave *et al.* 2007). Los factores biológicos como la competencia entre individuos, el riesgo de depredación, o condiciones locales tales como características edáficas o tipo de vegetación, pueden explicar la selección de hábitat a escalas más finas; sin embargo, estos efectos se ven diluidos cuando se considera una escala gruesa de análisis, en la cual los factores climáticos, topográficos, tipos de hábitats o estratos de vegetación cobran mayor importancia (Wiens 1989, Cueto 2006).

Definir y seleccionar la escala de análisis puede afectar directamente los resultados obtenidos en un estudio, ya que condiciona directamente la descripción de los patrones observados (Wiens 1989, Rahbek 2005). Wheatley & Johnson (2009) estimaron que en el 70 % de los casos analizados, la escala de observación empleada en los estudios de selección de hábitat fue elegida arbitrariamente y sin tener en cuenta información biológicamente relevante del sistema de estudio. Los organismos poseen diferentes habilidades de percibir y filtrar la información espacial de modo que un mismo paisaje puede ser heterogéneo para algunos pero

no para otros (Keit *et al.* 1997, Wu & Qi 2005). El rango perceptual de un individuo se define como la distancia a la cual un elemento del paisaje puede ser percibido como tal, y está relacionado con la capacidad que poseen los organismos de moverse a través de su ambiente (Lima & Zollner 1996). Para definir biológicamente una escala, es necesario considerar aquellos atributos de los organismos en estudio que nos permitan definir su escala de percepción, dentro de los cuales se pueden citar el rango geográfico, la densidad de la población, las distancias de migración y dispersión, el tamaño del dominio vital u *home range*, así como también los patrones diarios de actividad (Morris 1987).

El rango de la escala espacial de los problemas ecológicos producto de la actividad del hombre, se ha expandido dramáticamente en los últimos años (Turner *et al.* 1989) y, en consecuencia, también se ha incrementado la necesidad de detectar y predecir la respuesta de los organismos a diferentes escalas espaciales. La pérdida de hábitat es uno de las causas principales de la declinación y extinción de numerosas especies a escala global (Sala *et al.* 2000). Los Reptiles en particular, han sido especialmente vulnerables a la pérdida de hábitat debido principalmente a sus características biológicas y fisiológicas (Gibbons *et al.* 2000, Gardner *et al.* 2007). Los disturbios antropogénicos ocasionados por el avance de la frontera agrícola, la construcción de caminos y demás obras urbanísticas junto con actividades deportivas y turísticas, se encuentran negativamente asociados a la herpetofauna, ya que producen destrucción, fragmentación y degradación de sus hábitats (Gudynas 1989, Rocha & Bergallo 1992, Vega *et al.* 2000).

Las Barreras Medanosas del litoral Atlántico de la provincia de Buenos Aires en Argentina, constituyen un hábitat altamente representativo que se extiende en

forma lineal a lo largo de casi 600 km de costa. Son habitadas por cuatro especies de lagartijas arenícolas, de las cuales solo dos serán consideradas en este trabajo. *Liolaemus multimaculatus* y *Liolaemus wiegmanni* seleccionan diferentes parches estructurales del hábitat determinados fundamentalmente por la relación de cobertura relativa de arena y vegetación y/o por asociaciones con determinados tipos florísticos (Vega 1994, 2001). Las Barreras Medanosas del litoral Atlántico han sido y continúan actualmente siendo el escenario de un marcado desarrollo urbanístico vinculado al turismo de playa y a grandes proyectos de forestación (Gómez & Toresani 1999, Isla & Lasta 2010). Las lagartijas arenícolas que habitan estos ambientes son especialmente vulnerables aún a pequeñas modificaciones de sus hábitats, como por ejemplo la construcción de caminos de tierra (Vega *et al.* 2000). El conocimiento sobre estas especies se ha focalizado principalmente en examinar el uso de microhábitat en algunas localidades de las dunas costeras de la provincia de Buenos Aires (Vega & Bellagamba 1992, Vega 2001, Kacoliris *et al.* 2009, 2011, Block *et al.* 2012, Stellatelli *et al.* 2013a, b). La respuesta de estos organismos a la escala de paisaje no ha sido aun explorada, situación que permitiría tener una visión más amplia de cómo los hábitats ocupados o potencialmente aptos para estas especies se hallan ordenados o dispuestos a lo largo de las barreras medanosas. Este tipo de información permitiría identificar y establecer áreas críticas, corredores y barreras de dispersión de estas poblaciones. El análisis a gran escala sobre ecología del paisaje de organismos emblemáticos, como son las lagartijas arenícolas, significa un insumo fundamental para elaborar planes que permitan la conservación de las distintas especies de lagartijas y por extensión a otros miembros de la biodiversidad de las dunas costeras.

## **OBJETIVO GENERAL**

Analizar la selección de hábitat de dos especies de lagartijas arenícolas de las dunas costeras bonaerenses a escala de paisaje y de microhábitat e interpretar los resultados en un marco que permita establecer propuestas de manejo sustentable de estas poblaciones.

## **OBJETIVOS PARTICULARES**

- a)** Identificar mediante el uso de imágenes satelitales y muestreos de campo los tipos de ambientes y las características a escala paisaje de las dunas del litoral de la Provincia de Buenos Aires.
- b)** Explorar la relación entre la presencia de cada especie de lagartija con las variables de paisaje y de microhábitat.
- c)** Estimar el dominio vital de las lagartijas arenícolas.
- d)** Construir modelos de aptitud de hábitat para cada una de las especies de lagartijas arenícolas costeras a partir de un Sistema de Información Geográfica.

## **DESCRIPCIÓN DE LAS ESPECIES DE LAGARTIJAS**

### ***Liolaemus multimaculatus***

*Liolaemus multimaculatus* (Fig. 1) es una lagartija de tamaño pequeño (hasta 70 mm de longitud hocico-cloaca) y estrictamente arenícola, la cual junto

con otras 10 especies constituye el clado monofilético *L. wiegmannii* o “arenícola” (Etheridge 2000, Avila *et al.* 2009). Es una especie endémica cuya distribución se encuentra restringida al ecosistema dunícola costero de la Provincia de Buenos Aires y Río Negro (Cei 1993, Scolaro 2006) y presenta un estatus de conservación *vulnerable* (Abdala *et al.* 2012). En la provincia de Buenos Aires se distribuye a lo largo de la faja costera entre Punta Rasa y Bahía Blanca (Vega & Bellagamba 1992) donde es común encontrarla en la playa distal y dunas frontales con una matriz de espacios arenosos abiertos con vegetación pionera de escasa cobertura (Vega 2001, 2010). Suele seleccionar subarbustos, hierbas en mata y rocas como refugios antidepredatorios (Block *et al.* 2012).

El patrón dorsal de coloración de *L. multimaculatus* se asemeja a la textura y el color del substrato arenoso, presentando un dicromatismo sexual evidente solamente en la superficie ventral: las hembras poseen un vientre immaculado mientras que los machos poseen pequeños puntos oscuros aislados en el abdomen y la garganta (Etheridge 2000). Asimismo, presentan dimorfismo sexual en tamaño, siendo los machos más grandes que las hembras (Vega 1997).

Los individuos de esta especie emergen de la hibernación en agosto y cesan su actividad a finales de marzo o principios de abril. El ciclo reproductivo es estacional y en el caso de las hembras adultas (longitud hocico-cloaca > 48,2 mm) comenzaría en setiembre y finalizaría en enero, mientras que el de los machos adultos (longitud hocico-cloaca > 47,5 mm) presenta valores máximos de tamaño testicular en septiembre y marzo, y mínimos en enero. El tamaño de la puesta varía entre 3 y 7 huevos, pudiendo en algunos casos realizar más de una puesta por estación. El período de nacimiento de las crías ocurre durante enero y febrero

(Vega 1997), y se presume que los juveniles no alcanzan la madurez sexual durante el primer año de vida (Vega 2001).



**Figura 1A:** Individuos de *Liolaemus multimaculatus*. Arriba: macho. Abajo: hembra. Fotos: Block Carolina

*Liolaemus multimaculatus* presenta una dieta basada principalmente en artrópodos, alimentándose en su mayoría de insectos tales como coleópteros y dípteros, aunque también de una importante fracción de arañas (Vega 1999b). Como la mayoría de los Iguánidos (Vitt *et al.* 2003), utiliza la emboscada o *sit-and-wait* como estrategia de depredación (Vega 1999a).

Los mecanismos de defensa primaria de esta especie incluyen la inmersión en arena (Halloy *et al.* 1998) utilizando este sustrato como refugio durante el periodo de inactividad en otoño-invierno, y como refugio nocturno de primavera-verano. Como defensa secundaria, los individuos usualmente corren para refugiarse en la base de arbustos o matas de vegetación, quedándose inmóviles y en algunas ocasiones se ocultan bajo la arena desplegando su característico comportamiento de inmersión (Halloy *et al.* 1998, Etheridge 2000).

### ***Liolaemus wiegmanni***

*Liolaemus wiegmanni* (Fig. 2) es una lagartija pequeña (hasta 64 mm de longitud hocico-cloaca) perteneciente, junto con *Liolaemus multimaculatus*, al grupo *L. wiegmanni* (Etheridge 2000, Avila *et al.* 2009). Presenta una extensa distribución desde el sur de Brasil y Uruguay y, en Argentina, desde Jujuy hasta Patagones, al sur de la provincia de Buenos Aires (Scolaro 2006). Es muy afín a los sustratos arenosos (Gallardo 1977, Cei 1993, Martori *et al.* 1998) y en la provincia de Buenos Aires, habita el ecosistema dunícola costero donde es frecuente observarla en las dunas semifijas con mediana cobertura vegetal, alejada de los espacios abiertos y de la playa (Vega 2001, 2010). Selecciona principalmente

subarbustos como sitios de percha y como refugios antidepredatorios (Block *et al.* 2012).



**Figura 2B:** Individuos de *Liolaemus wiegmanni*. Hembra (arriba) y macho (abajo). Foto: Stellatelli Oscar.

Su patrón dorsal de coloración presenta un fondo marrón claro con manchas marrones oscuras bordeadas de blanco y líneas longitudinales color crema o amarillo (Etheridge 2000). Los machos adultos adquieren una coloración amarillo-anaranjado en la garganta y las hembras suelen ser más oscuras que los machos (Scolaro 2006). Esta especie no presenta dimorfismo sexual en tamaño (Ramirez Pinilla 1991, Martori & Aun 1997, Vega 1999a).

El período de actividad de esta especie en el centro del país (provincia de Córdoba) se extiende desde finales de invierno (Agosto) hasta principios de otoño (Abril) (Martori *et al.* 1998), mientras que el ciclo reproductivo comienza a principios de primavera (Septiembre) hasta mediados de verano (Enero) (Martori & Aun 1997). Las hembras adultas (longitud hocico-cloaca > 42 mm) son reproductivamente activas entre septiembre y enero. El tamaño de la puesta puede variar de 3 a 8 huevos y se cree que pueden tener más de una puesta por temporada (Ramirez Pinilla 1991, Martori & Aun 1997, Vega 2001). En el caso de los machos (longitud hocico cloaca > 44,79 mm; Vega 2001), el volumen testicular alcanza su máximo valor en septiembre y octubre, disminuye en enero y en febrero aumenta nuevamente (Martori & Aun 1997). El período de nacimiento de las crías comienza a finales de enero y durante febrero (Martori *et al.* 1998). Los juveniles y subadultos poseen una tasa de crecimiento muy rápida y alcanzan su madurez sexual durante el primer año de vida (Martori *et al.* 1998, Vega 2001).

Al igual que *Liolaemus multimaculatus*, esta especie utiliza la táctica de emboscada o *sit-and-wait* para capturar sus presas (Vega 1999a). La especie es insectívora, alimentándose principalmente de hormigas, langostas, larvas,

coleópteros y arañas, pudiendo presentar variaciones estacionales en su dieta (Aun *et al.* 1999).

Como mecanismo de defensa secundaria (en presencia de un depredador), los individuos corren hacia sitios bajo arbustos o matas de vegetación e incluso pueden utilizar pequeñas cuevas en la arena como refugios ocasionales (Etheridge 2000, Block *et al.* 2012).

### **DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO**

El área de estudio incluye el sistema de dunas costeras del litoral marítimo de la Provincia de Buenos Aires: La Barrera Medanosa Oriental, comprendida entre La Caleta (37° 44' S, 57° 27' O) y Punta Rasa (36° 18' S, 56° 45' O); y la Barrera Medanosa Austral, comprendida entre Miramar (38° 17' S, 57° 50' O) y Punta Alta (38° 54' S, 62° 04' O) (Fig.3).

La región se encuentra en un clima de latitudes medias, limitado por las isothermas medias anuales de 10 y 18 °C (Strahler 1981). Según la clasificación de Thornthwaite el clima es sub-húmedo a mesotermal-húmedo con poca o nula deficiencia de agua, donde la precipitación media anual es de 830 mm con picos en primavera-verano, y una variación de 100 mm al noreste y 500 mm en el sudoeste (Burgos & Vidal 1995). La temperatura presenta poca variación anual (Parker & Violante 1989) con un promedio de 14,6°C y una amplitud térmica de 12-14 °C, presentando un máximo promedio de 21 °C en verano (Enero) y un mínimo promedio de 7,5 °C en invierno (Julio) (Burgos & Vidal 1995).

Las Barreras Medanosas son cuerpos de arena que se emplazan en la zona costera marcando la interacción entre procesos continentales y marinos, con características particulares que los distinguen de otros cuerpos de arena litorales (Isla 2010a). Presentan una alta heterogeneidad ambiental que proporciona hábitats especializados para muchos organismos. La flora y fauna que habita estos ambientes presentan caracteres morfológicos especializados, así como adaptaciones fisiológicas y comportamientos que responden a condiciones extremas tales como la movilidad del sustrato, las altas temperaturas, la salinidad, la escasez de nutrientes, las sequías e inundaciones (Martinez *et al.* 2004).

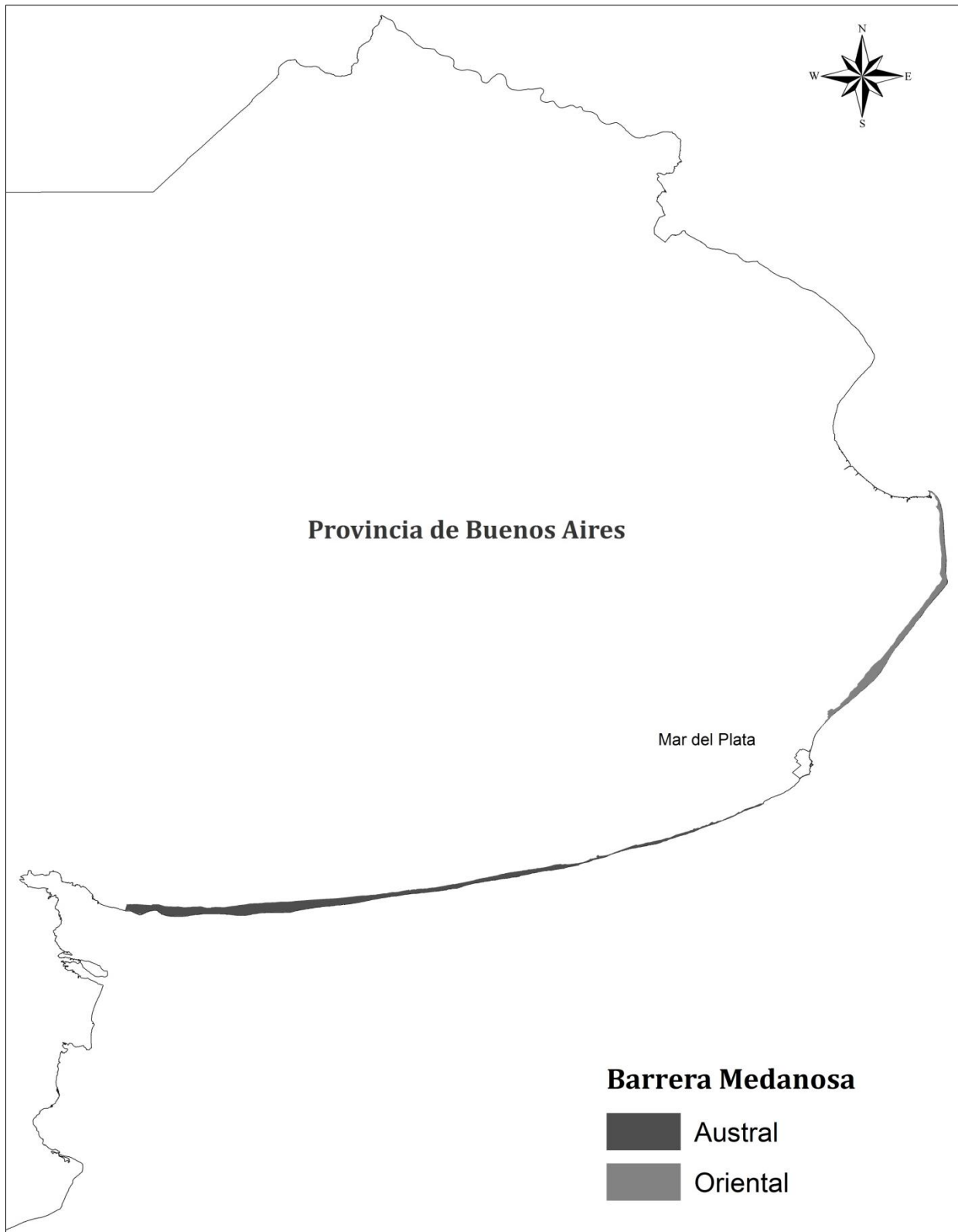
En la provincia de Buenos Aires las Barreras Medanosas han evolucionado como consecuencia de la fluctuación del nivel del mar a partir del Holoceno medio (Isla 1998), aunque se originaron bajo diferentes condiciones y en diferentes momentos (Isla *et al.* 2001). La Barrera Medanosa Oriental consiste en una sucesión de formaciones que se acumularon en los últimos 6000 años, mientras que la Barrera Austral es una acumulación de arenas que en los últimos 6000 años se montó sobre antiguos depósitos continentales en los que se distinguen viejos acantilados (Isla 2010b). Debido a la orientación oeste-este que posee la Barrera Austral y a la preponderancia de vientos del oeste y noroeste, se favorece la formación de médanos transversales, mientras que en la barrera Oriental no existe una tendencia tan dominante y estos tipos de médanos pueden encontrarse sólo en algunos sectores (Isla *et al.* 2001).

En zonas templadas, los sistemas de dunas se caracterizan por presentar hábitats con diferentes condiciones ambientales asociadas a su geomorfología y habitados por diferentes comunidades vegetales particulares: playa distal, dunas

activas frontales, planicies arenosas, dunas activas interiores, planicies de deflación, bajos interdunales y dunas semifijas (Wiedemann & Pickart 2004). De acuerdo con Cabrera (1971), el sistema de dunas costeras bonaerenses está incluido dentro de la Región Fitogeográfica Pampeana, que abarca el sector norte y este de la provincia de Buenos Aires, en la cual la Barrera Medanosa Oriental (BMO) ocupa el Distrito Pampeano Oriental, mientras que el Distrito Pampeano Austral incluye la Barrera Medanosa Austral (BMA). Su vegetación está constituida por un complejo de asociaciones predominantemente edáficas con caracteres fisonómicos y florísticos particulares, análogas a las asociaciones de dunas litorales de otras regiones del mundo donde predominan las Poáceas, Ciperáceas y Asteráceas, con un reemplazo gradual de especies de Norte a Sur (Cabrera 1941). De acuerdo con Cabrera (1941) y Celsi & Monserrat (2008), la vegetación de la playa distal está dominada por matas aisladas de *Spartina ciliata*, *Calycera crassifolia*, *Calystegia soldanella* y *Cakile marítima* (estas dos últimas especies se encuentran solo en la Barrera Medanosa Oriental). La vegetación de las dunas activas (frontales e interiores) adopta una fisonomía de estepa mixta con arbustos y gramíneas de baja cobertura, donde se hallan elementos florísticos característicos de la costa austral (BMA) como *Hyalis argentea*, *Senecio bergii*, *Senecio subulatus*, *Panicum urvilleanum* y de la costa oriental (BMO) tales como *Panicum racemosum* y *Senecio crassiflorus*, aunque también es frecuente la ausencia total de vegetación. En las dunas semifijas se encuentran pastizales con presencia de *Poa lanuginosa*, *Imperata brasiliensis*, *Schizachryium spicatum*, *Aristida Spesazzinii*, *Solidago chiliensis*, *Hydrocotyle bonariensis*, *Ambrosia tenuifolia* y *Oenothera mollissima*; y arbustales psamófilos con *Discaria americana*,

*Tessaria absinthioides*, *Achyrocline satureioides*, *Margyrycarpus pinnatus* en ambas Barreras Medanosas, y *Baccharis divaricata*, *Hyalis argentea*, *Schinus johnstonii*, *Senecio subulatus*, *Senecio bergii* presentes solo en la costa austral. Los bajos intermedanosos poseen un denso estrato herbáceo que puede estar temporalmente semisumergido por agua y predomina *Juncus acutus*, *Typha sp.* y *Cortaderia selloana* y es común la presencia de *Hydrocotyle bonariensis*, *Imperata brasiliensis* y *Schoenoplectus americanus*.

La urbanización de las Barreras Medanosas comenzó en 1940 y ha crecido exponencialmente desde 1979, extendiéndose por toda la costa bonaerense (Faggi & Dadon 2011), especialmente en el sector norte ya que en el sector sur el nivel de antropización ha sido menor (Monserrat 2010, Monserrat & Bonardi 2012). El cambio de playas naturales a playas urbanas ha afectado fuertemente al patrimonio físico y paisajístico del noreste bonaerense debido al deterioro, la fragmentación y la pérdida de hábitats (Dadon & Matteucci 2006). La forestación de grandes áreas para consolidar el terreno junto con la urbanización, han reducido los hábitats naturales y fragmentado fuertemente el paisaje, ya que se ha llevado a cabo un reemplazo de especies nativas por especies exóticas asociadas a estos sistemas antrópicos (Dadon 2002, Faggi *et al.* 2010, Faggi & Dadon 2010, 2011), tales como pinos (*Pinus maritimus*), acacias (*Acacia longifolia*), tamariscos (*Tamarix spp*), transparentes (*Myoporum laetum*) y eucaliptos (*Eucalyptus spp.*).



**Figura 3:** Sistema de dunas costeras del litoral marítimo de la provincia de Buenos Aires.

**BIBLIOGRAFÍA**

- Abdala C., Acosta J. L., Acosta J. C., Álvarez B., Arias F., Avila L., Blanco G., Bonino M., Boretto J., Brancatelli G., Breitman M., Cabrera M., Cairo S., Corbalán V., Hernando A., Ibarquengoytía N., Kacoliris F., Laspiur A., Montero R., Morando M., Pelegrín N., Pérez C., Quinteros A., Semhan R., Tedesco M., Zalba S. & Vega L. 2012. Categorización del estado de conservación de las lagartijas y anfisbenas de la República Argentina. Cuadernos de Herpetología 26 (3): 215-247.
- Aun L., Martori R. & Rocha C. 1999. Variación estacional de la dieta de *Liolaemus wiegmannii* (Squamata: Tropiduridae) en un agroecosistema del sur de Córdoba, Argentina. Cuadernos de Herpetología 13 (1-2): 69-80.
- Ávila L. J., Morando M., Pérez D. R. & Sites Jr. J. W. 2009. A new species of *Liolaemus* from Añelo sand dunes, northern Patagonia, Neuquén, Argentina, and molecular phylogenetic relationships of the *L. wiegmannii* species group (Squamata, Iguania, Liolaemini). Zootaxa 2234: 39-55.
- Blackburn T. M. & Gaston K. J. 2002. Scale in macroecology. Global Ecology & Biogeography 11: 185-189.
- Block C., Vega L. E. & Stelletti O. A. 2012. Vegetation refuges of a sand lizard assemblage in temperate coastal sand dunes. Journal of Herpetology 46 (4): 608-613.
- Burgos J. J. & Vidal A. L. 1995. Los climas de la República Argentina según la nueva

- clasificación de Thornthwaite. *Meteoros* 1: 3-32.
- Cabrera A. L. 1941. Las comunidades vegetales de las dunas costeras de la provincia de Buenos Aires. *DAGI* 1 (2): 1-44.
- Cabrera A.L. 1971. Fitogeografía de la República Argentina. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* XIV (1-2):1-42.
- Cei J. M. 1993. Reptiles del noroeste y este de la Argentina. *Herpetofauna de las selvas subtropicales, Puna y Pampas*. Ed. Museo Regionale di Scienze Naturali. Torino, Italia.
- Celsi C. E. & Monserrat A. L. 2008. La vegetación dunícola en el frente costero de la Pampa Austral (Partido de Coronel Dorrego, Buenos Aires). *Multiequina* 17: 73-92.
- Conroy M. J. & Carroll J. P. 2009. *Quantitative Conservation of Vertebrates*. Wiley-Blackwell, West Sussex. Oxford, Reino Unido. 342 p.
- Cueto V. R. 2006. Escalas en ecología: su importancia para el estudio de la selección de hábitat en aves. *Hornero* 21 (1): 1-13.
- Dadon J. R. 2002. El impacto del turismo sobre los recursos naturales en la costa pampeana. *En: Dadon J. R. & Matteucci S. D. (Eds.). Zona Costera de la pampa argentina: recursos naturales, sustentabilidad, turismo, gestión y derecho ambiental*. Lugar Editorial. Buenos Aires. pp. 101-121.
- Dadon J. R. & Matteucci S. D. 2006. Patrones de desarrollo costero en la provincia de Buenos Aires. *En: Matteucci, S. D., Morello J. & Buzai G. D. (Eds.). Crecimiento urbano y sus consecuencias sobre el entorno rural. El caso de la ecorregión pampeana*. Orientación Gráfica Editora SRL. Buenos Aires. pp. 251-278

- Etheridge R. 2000. A review of the *Liolaemus wiegmannii* group (Squamata, Iguania, Tropiduridae), and a history of morphological change in the sand-dwelling species. *Herpetological Monographs* 14:293-352.
- Faggi A. & Dadon J. R. 2010. Vegetation changes associated to coastal tourist urbanizations. *Multequina* 19:53-76.
- Faggi A. & Dadon J. R. 2011. Temporal and spatial change in plant dune diversity in urban resorts. *Journal of Coastal Conservation* 15(4): 585-594.
- Faggi A., Perepelzin P. & Dadon J. R. 2010. South Atlantic Tourist resorts: Predictors for changes induced by afforestation. *En: Müller N., Werner P. & Kelcey J. G. (Eds). Urban Biodiversity and Design* Wiley-Blackwell. Oxford, UK. pp. 363-379.
- Gaillard J. M., Hebblewhite M., Loison A., Fuller M., Powell R., Basille M. & Van Moorter B. 2010. Habitat-performance relationships: finding the right metric at a given spatial scale. *Philosophical Transactions of the Royal Society* 365: 2255-2265.
- Gallardo J. M. 1977. Reptiles de los alrededores de Buenos Aires. EUDEBA. pp. 1-213.
- Gardner T. A., Barlow J., Peres C. A. 2007. Paradox, presumption and pitfalls in conservation biology: the importance of habitat change for amphibians and reptiles. *Biological Conservation* 138:166-179.
- Gibbons J. W., Scott D. E., Ryan T. J., Buhlmann K. A., Tuberville T. D., Metts B. S., Greene J. L., Mills T., Leiden Y., Poppy S. & Winne C. T. 2000. The global decline of Reptiles, déjà vu Amphibians. *BioScience* 50(8): 653-666.

- Gómez S. E. & Toresani N. I. 1999. Región 3: Pampa. *En*: Canevari P. *et al.* (Eds.). Los Humedales de Argentina: Clasificación, situación actual, conservación y legislación. Wetlands International, Publ. 46. Buenos Aires, Argentina. pp 97-114.
- Gudynas E. 1989. Amphibians and reptiles of coastal periurban ecosystem (Solymar, Uruguay): list, preliminary analysis of community structure and conservation. *Bulletin of the Maryland Herpetological Society* 25: 84-123.
- Halloy M, Etheridge R. & Burghardt G. M. 1998. To bury in sand: phylogenetic relationships among lizard species of the *Boulengeri* group, *Liolaemus* (Reptilia: Squamata: Tropiduridae), based on behavioral characters. *Herpetological Monographs* 12:1-37.
- Hutto R. L. 1985. Habitat selection by nonbreeding, migratoryland birds. *En*: Cody M. L. (Ed.). *Habitat selection in birds*. Academic Press. New York. pp. 455-476.
- Isla F. I. 1998. Holocene coastal evolution of Buenos Aires. *Quaternary of South America & Antarctic Peninsula, A. A. Balkrema* 11: 297-321.
- Isla F. I. 2010a. Introducción al manejo de Barreras Medanosas. *En*: Isla F. I. & Lasta C. A. (Eds.). *Manual de Manejo de Barreras Medanosas para la Provincia de Buenos Aires*. Editorial EUDEM. Mar del Plata. pp. 7-26.
- Isla F. I. 2010b. Barreras Medanosas del pasado. *En*: Isla F. I. & Lasta C. A. (Eds.). *Manual de Manejo de Barreras Medanosas para la Provincia de Buenos Aires*. Editorial EUDEM. Mar del Plata. pp. 249-263.

- Isla F. I., Cortizo L. C. & Turno Orellano H. A. 2001. Dinámica y evolución de las Barreras Medanosas, Provincia de Buenos Aires, Argentina. *Revista Brasileira de Geomorfologia* 2 (1): 73-83.
- Isla F. I. & Lasta C. A. 2010. Manual de Manejo de Barreras Medanosas para la Provincia de Buenos Aires. Editorial EUDEM. Mar del Plata. 263 p.
- Johnson D. H. 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology* 61 (1): 65-71.
- Kacoliris F. P., Celsi C. E. & Monserrat A. L. 2009. Microhabitat use by the sand dune lizard *Liolaemus multimaculatus* in a pampean coastal area in Argentina. *Herpetological Journal* 19: 61-67.
- Kacoliris F. P., Williams J. D., Quiroga S., Molinari A. & Vicente N. 2011. Ampliación del conocimiento sobre uso de hábitat en *Liolaemus multimaculatus*, sitios de fuga. *Cuadernos de Herpetología* 25: 5-10.
- Keit T. H., Urban D. L. & Milne B. T. 1997. Detecting critical scale in fragmented landscapes. *Conservation Ecology* 1 (1): 1-17.
- Lima S. L. & Zollner P. A. 1996. Towards a behavioral ecology of ecological landscapes. *Trends in Ecology and Evolution* 11: 131-135.
- Lopez de Casenave J., Marone L., Camus P. A. & Jaksic M. 2007. Escalas. *En*: Jaksic F. & Marone L. (Eds.). *Ecología de Comunidades*. 2º Edición ampliada. Ediciones Universidad Católica de Chile. Santiago, Chile. pp. 193-213.
- Martinez M. L., Psuty N. P. & Lubke R. A. 2004. A perspective on coastal dunes. *En*: Martinez M. L. & Psuty N. P. (Eds.). *Coastal dunes. Ecology and Conservation*. *Ecological Studies*, Vol 171. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. pp. 3-10.

- Martori R. & Aun L. 1997. Reproductive and fat body cycle of *Liolaemus wiegmannii* in central Argentina. *Journal of Herpetology* 31 (4): 578-581.
- Martori R., Cardinale L. & Vignolo, P. 1998. Growth in a population of *Liolaemus wiegmannii* (Squamata: Tropiduridae) in Central Argentina. *Amphibia-Reptilia* 19: 1-9.
- Mayor S. J., Schneider D. C., Schaefer J. A. & Mahoney S. P. 2009. Habitat selection at multiple scales. *Ecosciense* 16 (2): 238-247.
- Morris D. W. 1987. Ecological scale and habitat use. *Ecology* 68 (2): 362-369.
- Morris D. W. 2003. Toward an ecological synthesis: a case for habitat selection. *Oecologia* 136: 1-13.
- Monserrat A. L. 2010. Conservación en médanos: La vegetación de la costa bonaerense en Coronel Dorrego, Monte Hermoso y Coronel Rosales. *En: Isla F. I. & Lasta C. A. (Eds.). Manual de Manejo de Barreras Medanosas para la Provincia de Buenos Aires. Editorial EUDEM. Mar del Plata. pp. 197-216.*
- Monserrat A. L. & Bonardi M. C. 2012. Clasificación de las dunas costeras pampeanas según su tipo de cobertura. *Revista Iberoamericana para la Investigación y el Desarrollo Educativo, Publicación #9.*
- Orians G. H. 1991. Preface to symposium on habitat selection. *The American Naturalist* 137: S1-S4.
- Orians G. H. & Wittenberger J. F. 1991. Spatial and temporal scales in habitat selection. *American Naturalist* 137: S29-S49.
- Parker G. & Violante R. A. 1989. Geología y Geomorfología. Regiones I y II. Punta Rasa-Faro Querandí. Provincia de Buenos Aires. Convenio Consejo Federal de Inversiones y Servicio de Hidrografía Naval. Informe final. 110 p.

- Rahbek C. 2005. The role of spatial scale and the perception of large-scale species-richness patterns. *Ecology Letters* 8: 224-239.
- Ramirez Pinilla M. P. 1991. Reproductive and fat body cycle of the lizard *Liolaemus wiegmanni*. *Amphibia-Reptilia* 12: 195-202.
- Rocha C. F. & Bergallo H. 1992. Population decrease: the case of *Liolaemus lutzae*, an endemic lizard of Southeastern Brazil. *Ciencia e Cultura, São Paulo, Brazil (Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science)* 48: 264-269.
- Sala O. E., Chapin III F. S., Armesto J. J., Berlow E., Bloomfield J., Dirzo R., Huber-Sanwald E., Huenneke L. F., Jackson R. B., Kinzig A., Leemans R., Lodge D. M., Mooney H. A., Oesterheld M., LeRoy Poff N., Sykes M. T., Walker B. H., Walker M. & Wall D. H. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287 (5459): 1770-1774.
- Schneider D. C. 1994. *Quantitative ecology: spatial and temporal scaling*. Academic Press. California. 395 p.
- Scolaro A. 2006. *Reptiles patagónicos norte: una guía de campo*. 1ª ed. Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco. 112 p.
- Stellatelli O. A., Vega L. E., Block C. & Cruz F. B. 2013a. Effects on the thermoregulatory efficiency of two native lizards as a consequence of the habitat modification by the introduction of the exotic tree *Acacia longifolia*. *Journal of Thermal Biology* 38: 135-142.
- Stellatelli O. A., Vega L. E., Block C. & Cruz F. B. 2013b. Effect of the tree invasion on the habitat use of sand lizard. *Herpetologica*. En prensa.
- Strahler A. N. 1981. *Geografía Física*. Editorial Omega S.A. Barcelona, España. 770 p

- Turner M. G., Dale V. H. & Gardner R. H. 1989. Predicting across scales: Theory development and testing. *Landscape Ecology* 3: 245-252.
- Vega L. 1994. Actividad estacional y segregación espacial en una comunidad de saurios de Mar del Sur (Provincia de Buenos Aires). *Boletín de la Asociación Herpetológica Argentina* 10 (1): 4-5.
- Vega L. E. 1997. Reproductive activity and sexual dimorphism of *Liolaemus multimaculatus* (Sauria: Tropiduridae). *Herpetological Journal* 7: 49-53.
- Vega L. E. 1999a. Ecología de saurios arenícolas de las dunas costeras bonaerenses. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias exactas y Naturales. Universidad Nacional de Mar del Plata. 102 p.
- Vega L. E. 1999b. Ecología trófica de *Liolaemus multimaculatus* (Sauria: Tropiduridae). *Museo Regionale di Scienze Naturali Bollettino* (Torino) 16 (1-2): 27-38.
- Vega L. E. 2001. Herpetofauna: diversidad, ecología e historia natural. *En: Iribarne O. (Ed.). Reserva de Biosfera Mar Chiquita: características físicas, biológicas y ecológicas.* Editorial Martín. Mar del Plata, Argentina. pp 213- 226.
- Vega L. E. 2010. Conservación en médanos: las lagartijas arenícolas y el caso de Mar del Sur. *En: Isla F. I. & Lasta C. A. (Eds.). Manual de Manejo de Barreras Medanosas para la Provincia de Buenos Aires.* Editorial EUDEM, Mar del Plata. pp. 105-116.
- Vega L. & Bellagamba P. 1992. Nuevas localidades para *Liolaemus multimaculatus* (Duméril and Bibron 1837), *Liolaemus gracilis* (Bell 1843) y *Liolaemus wiegmanni* (Duméril and Bibron 1837) (Sauria: Tropiduridae) en la

- Provincia de Buenos Aires. Boletín de la Asociación Herpetológica Argentina 8 (1): 4.
- Vega L., Bellagamba P. & Fitzgerald L. 2000. Long-term effects of anthropogenic habitat disturbance on a lizard assemblage inhabiting coastal dunes of Argentina. *Canadian Journal of Zoology* 78: 1-8.
- Vitt L. J., Pianka E. R., Cooper W. E. Jr. & Schwenk K. 2003. History and the global ecology of Squamate reptiles. *The American Naturalist* 162 (1): 44-60.
- Wheatley M. & Johnson C. 2009. Factors limiting our understanding of ecological scale. *Ecological Complexity* 6: 150-159.
- Wiedemann A. M. & Pickart A. J. 2004. Temperate zone coastal dunes. *En: Martinez M. L. & Psuty N. P. (Eds.). Coastal dunes. Ecology and Conservation. Ecological Studies, Vol 171. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. pp. 53-65.*
- Wiens J. A. 1989. Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology* 3: 385-397.
- Wu J. & Qi Y. Dealing with scale in landscape analysis: an overview. *Geographic Information Sciences* 6 (1): 1-5.

# CAPÍTULO II



## SELECCIÓN DE HÁBITAT A ESCALA DE MICROHÁBITAT

### INTRODUCCIÓN

Los organismos están expuestos a diferentes tipos de interacciones bióticas y abióticas, y la selección de hábitat es un reflejo de la fuerza de esas interacciones, ya que los individuos eligen los hábitats que proporcionan una mejor cobertura, una mayor disponibilidad de alimento y de refugios, así como los requerimientos necesarios para la reproducción (Abramsky *et al.* 2002, Bos & Carthew 2003). La teoría de selección de hábitat predice que los individuos seleccionarán aquellos ambientes donde su *fitness* sea máximo (Rosenzweig 1985) y por lo tanto, la selección de un hábitat adecuado tendrá consecuencias importantes en la reproducción y supervivencia de los individuos (Hutto 1985, Orians & Wittenberger 1991).

Heatwole (1976) señala que los reptiles no se hallan uniformemente distribuidos en el espacio sino que seleccionan ciertos hábitats, existiendo una tendencia de asociación entre los individuos y determinadas combinaciones de las condiciones que se ofrecen en el entorno. En estos organismos la selección de microhábitat es el resultado de interacciones entre diversos aspectos tales como la temperatura de los microambientes (Huey 1991, Webb & Shine 1998, Downes & Hofer 2007, Fitzgerald & Nelson 2011), la disponibilidad de alimento (Martín *et al.* 1991, Smith 1998), el riesgo de depredación (Stamps 1983, Downes & Shine 1998, Martín & López 1995, 1998), los comportamientos sociales (Martín & Salvador 1995) y la morfología de las especies (Williams 1983, Sinervo & Losos 1991, Losos 1992, Losos & Irschick 1996, Teixeira-Filho *et al.* 2001, Goodman *et al.* 2008, Tulli *et al.* 2011). Las características estructurales del hábitat presentan una

estrecha asociación con los factores mencionados anteriormente, y por lo tanto son determinantes de la presencia de reptiles (Schoener 1977, Rocha & Bergallo 1997, Vitt *et al.* 2007). Por ejemplo, a escala de microhábitat, se ha observado que ciertas características de la vegetación tales como cobertura (Civantos *et al.* 2003, Nemes *et al.* 2006), densidad (Hódar *et al.* 2000, Román *et al.* 2006, Tadevosyan 2007), tamaño (Dias & Rocha 2004, Díaz *et al.* 2006, Miranda *et al.* 2010, Garda *et al.* 2013) y tipos biológicos (Pianka 1966, Castilla & Bauwens 1991, Bauwens *et al.* 1999, Kerr *et al.* 2003) son variables seleccionadas activamente por lagartijas y otras especies de reptiles.

Las especies de lagartijas arenícolas de las dunas costeras bonaerenses presentan diferencias en las características estructurales de sus microhábitats, exhibiendo un alto grado de segregación espacial (Vega 1994, 2001). Se ha observado que seleccionan activamente determinados tipos de plantas como sitios de percha y de refugio (Kacoliris *et al.* 2010, Block *et al.* 2012), y en algunos casos la destrucción de parches específicos de vegetación nativa ha provocado la declinación poblacional de algunas de estas especies (Vega *et al.* 2000). Asimismo, los cambios en la estructura de la vegetación nativa debido al avance o a la invasión de especies vegetales exóticas como *Acacia longifolia*, provocan la disminución de la disponibilidad de parches térmicamente aptos para estas lagartijas y por consiguiente una disminución en su eficiencia termorregulatoria (Stellatelli *et al.* 2013a), así como cambios en su comportamiento termorregulatorio (Block *et al.* en revisión). Teniendo en cuenta lo conocido hasta el momento sobre las preferencias microambientales de las especies de lagartijas arenícolas en diferentes localidades del litoral de la provincia de Buenos Aires

donde las condiciones locales podrían ser determinantes, se propone ampliar la extensión espacial del análisis con el fin de examinar si los patrones locales observados en estudios anteriores pueden ser generalizados a lo largo de la costa bonaerense.

### **OBJETIVO**

- ✓ Explorar la relación entre la presencia de lagartijas arenícolas y las variables de microhábitat a lo largo de la costa bonaerense.

### **MATERIALES Y MÉTODOS**

#### ***Área de estudio***

El área de estudio incluyó el sistema de dunas costeras del litoral marítimo de la Provincia de Buenos Aires: la Barrera Medanosa Oriental (BMO), comprendida entre las localidades de La Caleta (37° 44' S, 57° 27' O) y Punta Rasa (36° 18' S, 56° 45' O); y la Barrera Medanosa Austral (BMA), comprendida entre las localidades de Miramar (38° 17' S, 57° 50' O) y Punta Alta (38° 54' S, 62° 04' O).

#### ***Censos de lagartijas***

Los muestreos se realizaron desde la primavera avanzada (Noviembre) hasta principios del otoño (Abril) de los años 2009-2010 y 2010-2011, en

diferentes localidades costeras (11 localidades para la BMO y 11 para la BMA). Estos sitios fueron seleccionados por proporcionar un acceso a los médanos mediante rutas y caminos.

Se realizó un muestreo de lagartijas estratificado por ambientes (Sutherland 2006), utilizando como unidad de muestreo un cuadrado de 20 x 20 m que fue recorrido exhaustivamente por dos observadores separados entre sí por 2 m. Se consideraron los principales tipos de ambientes o estratos presentes en las dunas costeras (ver Capítulo I), y teniendo en cuenta las preferencias de hábitat de las especies de lagartijas arenícolas bonaerenses, los estratos en los cuales se realizaron los censos correspondieron a aquellos ambientes de las dunas en los cuáles es más probable hallarlas: dunas vivas y dunas semifijas (Vega 2001). Cada unidad de muestreo fue censada en dos secuencias temporales: una en primavera-principios de verano y la otra en verano-principios de otoño, para descartar falsas ausencias.

Las unidades de muestreo fueron distribuidas aleatoriamente sobre una imagen satelital, a partir de la cual se obtuvo la posición geográfica para cada una de ellas. Se consideraron sólo aquellos puntos que estuvieran separados por lo menos por 100 m pero cuya distancia no excediera la capacidad de ser localizados por una persona trasladándose a pie. Teniendo en cuenta las estimaciones de tamaño del dominio vital obtenidas para diferentes especies de *Liolaemus* (22-162 m<sup>2</sup>, Frutos & Belver 2007, Frutos *et al.* 2007, Kacoliris *et al.* 2009b), la distancia mínima entre unidades de muestro fue fijada a un trecho  $\geq 100$  m, lo suficientemente grande como para evitar la dependencia entre muestras. Al inicio de cada censo se registró la coordenada geográfica mediante un GPS (UTM, Datum:

WGS84), fecha y hora, la temperatura del sustrato en el centro del área (°C), la velocidad del viento a 1 cm del suelo (Km/h) y la cobertura de nubes (%). Todos los censos fueron realizados en días con condiciones climáticas similares. En cada unidad de muestreo se relevó presencia/ausencia de lagartijas, por medio de observación directa de las mismas o sus huellas (Barrows & Allen 2010), la especie de lagartija, y cuando fue posible, el número de individuos de cada especie. Se evaluó la estructura del microhábitat, identificando las especies vegetales presentes en cada unidad de muestreo siguiendo a Cabrera & Zardini (1978) y el Catálogo de Plantas Vasculares de la República Argentina (disponible en [www.darwin.edu.ar](http://www.darwin.edu.ar)), y estimando la cobertura de la vegetación. Las diferentes especies de plantas fueron agrupadas según el tipo ecológico o fisonomía en: a. hierbas de tallos erectos (HTE), b. hierbas en mata (HM), c. subarbustos (SA), d. arbustos (ARB) y e. árboles (AR) (Tabla 1). La cobertura vegetal se estimó visualmente midiendo la superficie de canopeo de cada individuo por especie de planta y posteriormente, se calculó la cobertura para cada grupo fisonómico. En el caso de las hierbas de tallos erectos (HTE), la cobertura fue estimada posteriormente mediante fotografías de un área de 1 m x 1 m obtenidas en 9 puntos de cada unidad de muestreo. De esta manera se obtuvo el porcentaje de cobertura de cada grupo de plantas en el total de cada unidad de muestreo censada (400 m<sup>2</sup>). El porcentaje de suelo desnudo (SUE) fue calculado como el porcentaje del área de muestreo que no estuvo cubierto por vegetación.

## Capítulo II

**Tabla 1:** Especies vegetales relevadas en las dunas costeras bonaerenses agrupadas de acuerdo a grupos fisonómicos. (X) indica la presencia de cada especie en la Barrera Medanososa Oriental (BMO) o Austral (BMA). Estrato: dunas vivas (DV) o dunas semifijas (DS). En: endémica, Ex: exótica, N: nativa, Ad: adventicia.

| <b>Especies</b>                        | <b>BMO</b> | <b>BMA</b> | <b>Estrato</b> | <b>Origen</b> |
|--|------------|------------|----------------|---------------|
| <b>Árboles</b>                         |            |            |                |               |
| <i>Ephedra ochreata</i>                |            | X          | DV             | En            |
| <i>Acacia longifolia</i>               | X          | X          | DV-DS          | Ex            |
| <i>Eucalyptus sp</i>                   | X          | X          | DS             | Ex            |
| <i>Pinus sp</i>                        | X          | X          | DS             | Ex            |
| <b>Arbustos</b>                        |            |            |                |               |
| <i>Baccharis articulata</i>            |            | X          | DS             | N             |
| <i>B. notoserghila</i>                 | X          | X          | DS             | N             |
| <i>B. tandilensis</i>                  |            | X          | DS             | En            |
| <i>B. divaricata</i>                   |            | X          | DS             | En            |
| <i>Discaria americana</i>              | X          | X          | DS             | En            |
| <i>Neosparton ephedroides</i>          |            | X          | DV             | En            |
| <i>Schinus johnstonii</i>              |            | X          | DFS            | En            |
| <i>Senecio subulatus</i>               |            | X          | DV-DS          | Ex            |
| <i>Tamarix spp.</i>                    | X          | X          | DV-DS          | Ex            |
| <i>Tessaria absinthioides</i>          | X          | X          | DS             | N             |
| <b>Subarbustos</b>                     |            |            |                |               |
| <i>Achyrocline satureioides</i>        | X          | X          | DS             | N             |
| <i>Hyalis argentea</i>                 |            | X          | DV             | En            |
| <i>Margyricarpus pinnatus</i>          | X          | X          | DS             | N             |
| <i>Melilotus albus</i>                 | X          | X          | DV-DS          | Ad            |
| <i>M. indicus</i>                      | X          | X          | DV-DS          | Ad            |
| <i>Senecio bergii</i>                  |            | X          | DV-DS          | En            |
| <i>Senecio crassiflorus</i>            | X          |            | DV-DS          | N             |
| <i>Senecio pinnatus simplicifolius</i> |            | X          | DS             | En            |
| <i>Senecio vira vira</i>               | X          |            | DS             | N             |
| <i>Stevia satureifolia</i>             |            | X          | DS             | En            |
| <b>Hierbas en mata</b>                 |            |            |                |               |
| <i>Baccharis juncea</i>                |            | X          | DS             | N             |
| <i>Cakile marítima</i>                 | X          | X          | DV             | Ad            |
| <i>Cortaderia selloana</i>             | X          | X          | DV             | N             |
| <i>Poa bergii</i>                      |            | X          | DV             | En            |
| <i>Schizachyrium spicatum</i>          |            | X          | DS             | N             |
| <i>Senecio madagascariensis</i>        |            | X          | DV-DS          | Ad            |
| <i>Spartina ciliata</i>                | X          | X          | DV             | N             |
| <b>Hierbas de tallos erectos</b>       |            |            |                |               |
| <i>Ambrosia tenuifolia</i>             | X          | X          | DS             | N             |
| <i>Androtrichum trigynum</i>           | X          | X          | DV-DS          | N             |
| <i>Calycera crassifolia</i>            | X          | X          | DV             | En            |
| <i>Clematis montevidensis</i>          |            | X          | DS             | N             |
| <i>Eryngium paniculatum</i>            | X          |            | DS             | N             |
| <i>Hydrocotyle bonariensis</i>         | X          | X          | DV             | N             |
| <i>Lagurus ovatus</i>                  | X          | X          | DS             | Ad            |
| <i>Oenothera mollissima</i>            | X          | X          | DS             | En            |
| <i>Panicum racemosum</i>               | X          |            | DV             | N             |
| <i>P. urvilleanum</i>                  |            | X          | DV             | N             |
| <i>Scabiosa atropurpurea</i>           |            | X          | DS             | Ad            |
| <i>Solidago chiliensis</i>             | X          | X          | DS             | N             |

### **Análisis estadístico**

La relación entre la presencia de cada especie de lagartija y las variables de microhábitat se analizó mediante Modelos Lineales Generalizados (MLGs, McCullagh & Nelder 1989) con una estructura del error Binomial y una función de enlace “logit” ya que la variable respuesta tomó dos valores posibles (1: presencia de individuos, y 0: ausencia individuos) (Crawley 2007).

La variable respuesta considerada fue la presencia-ausencia de cada especie de lagartija. Las variables predictoras incluyeron el porcentaje de suelo desnudo (SD) y el porcentaje de cobertura de cada uno de los siguientes grupos fisonómicos de plantas: árboles (AR), arbustos (ARB), subarbustos (SA), hierbas en mata (HM) y hierbas de tallos erectos (HTE). Los datos provenientes de ambas Barreras Medanosas fueron analizados en conjunto. Si bien los censos fueron repetidos, sólo se consideraron los datos provenientes de las repeticiones en aquellos casos en los que previamente no se habían observado individuos. La multicolinealidad (correlación significativa entre dos variables independientes) puede causar dificultades a la hora de comparar entre modelos alternativos (Lennon 1999). Se consideró que dos predictores estaban altamente correlacionados si el coeficiente de correlación de “Spearman” era  $> 0,6$ . Entre variables predictoras altamente correlacionadas se retuvo aquella más fácilmente interpretable según la ecología de la especie (Austin 2007).

El sustento de los modelos fue evaluado mediante el enfoque de la Teoría de la Información basado en la Inferencia de Múltiples Modelos (Burnham & Anderson 2002). Se construyeron modelos con todas las combinaciones posibles

de variables predictoras, incluyendo un modelo global con todas las variables y un modelo nulo sin variables. La selección de modelos se basó en el Criterio de Información de Akaike (AIC) corregido para muestras pequeñas (AIC<sub>c</sub>). El ajuste de los modelos se realizó a partir del modelo global y se utilizaron dos medidas para proporcionar una mayor comprensión de la cantidad de incertidumbre en la selección de los modelos: la diferencia entre el valor de AIC<sub>c</sub> para el mejor modelo con cada uno de los restantes ( $\Delta\text{AIC}_c$ ); y el peso de Akaike (AIC<sub>c</sub> P, Burnham & Anderson 2002) que provee la verosimilitud relativa al normalizar cada modelo sobre la base del valor de  $\Delta\text{AIC}_c$  (Burnham & Anderson 2002). Si bien el mejor modelo es aquel con el menor valor de AIC<sub>c</sub>, cualquier modelo con  $\Delta\text{AIC}_c < 2$  tiene un buen soporte y por lo tanto se lo considera igualmente parsimonioso (Burnham & Anderson 2002). Los estimadores para los diferentes parámetros fueron calculados usando la técnica del promedio de modelos basada en los pesos de AIC<sub>c</sub> para todos los modelos candidatos (Burnham & Anderson 1998). Se obtuvo el peso de cada variable (PVar), el cual es utilizado como un indicador de la importancia relativa con la que cada variable predictora afecta a la variable respuesta. También se estimaron los intervalos de confianza del 95% para los estimadores de los parámetros y se consideró que el efecto de la variable predictora era significativo sólo si dicho intervalo excluía el valor cero. En el caso de *Liolaemus wiegmannii*, sólo se analizaron los datos provenientes de los censos realizados en la Barrera Medanosa Oriental, debido al bajo número de presencia de individuos registrados en la BMA (N= 9) (Tabla 1).

Los análisis fueron realizados utilizando el Programa R, versión 2.15.0 (R Development Core Team, 2012).

## RESULTADOS

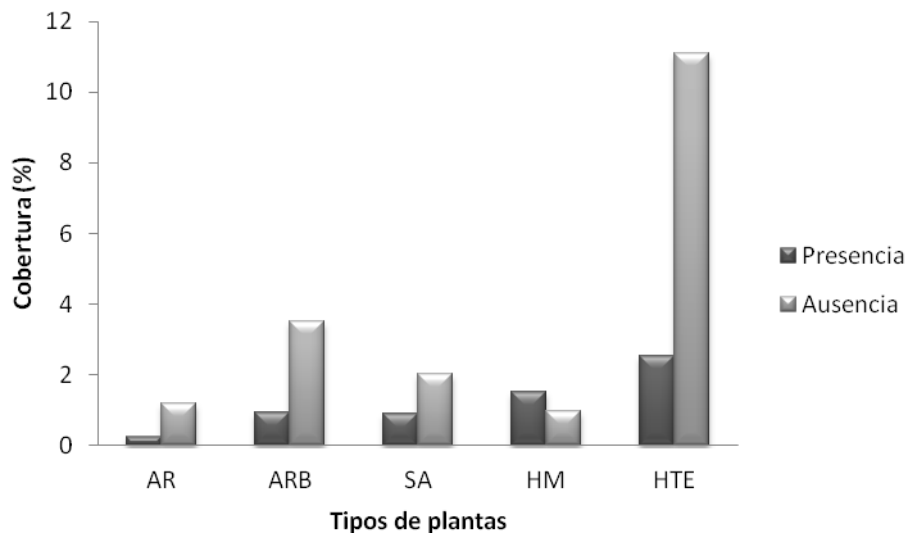
En la Barrera Medanosa Oriental (BMO) se realizaron censos en 182 unidades de muestreo y se observó la presencia de lagartijas en 83 de ellas. *Liolaemus multimaculatus* fue detectada en 52 unidades de muestreo exclusivamente en dunas vivas, lo que corresponde a un 28,57 % del total de censos, mientras que *Liolaemus wiegmanni* fue detectada en 31 unidades de muestreo (25 en dunas semifijas y 6 en dunas vivas), lo que corresponde a un 17 % del total (Tabla 2). De los 6 individuos de *L. wiegmanni* observados en dunas vivas, tres fueron adultos, dos juveniles y uno fue neonato. La abundancia más frecuente en cada unidad de muestreo fue de 1 a 3 individuos para ambas especies, con un caso excepcional de 6 individuos de *L. wiegmanni* en la misma unidad. Sólo en dos unidades fueron observadas las dos especies juntas.

En la Barrera Medanosa Austral (BMA) se realizaron 127 censos, en 49 de los cuales se detectó la presencia de lagartijas (Tabla 2). En total, se detectó la presencia de *L. multimaculatus* en 40 unidades de muestreo en dunas vivas, en 11 de las cuales se observaron individuos directamente y huellas en 29 unidades, lo que correspondió a un 31,5 % del total de censos. *L. wiegmanni* fue detectada en 9 unidades de muestreo en dunas semifijas por observación directa de individuos, lo que correspondió a un 7,09 % del total de los censos (Tabla 2). La abundancia más frecuente en cada unidad de muestreo fue de 1 o 2 individuos para ambas especies. *Liolaemus gracilis* sólo fue detectada en dos unidades de muestreo de la BMA, y por lo tanto esta especie no fue incluida en los análisis.

**Tabla 2:** Proporción de individuos de *Liolaemus wiegmanni* (LW) y *Liolaemus multimaculatus* (LM) en dunas vivas (DV) y dunas semifijas (DS). AR: cobertura de árboles (%), ARB: cobertura de arbustos (%), SA: cobertura de subarbustos (%), HM: cobertura de hierbas en mata (%), HTE: cobertura de hierbas de tallos erectos (%).

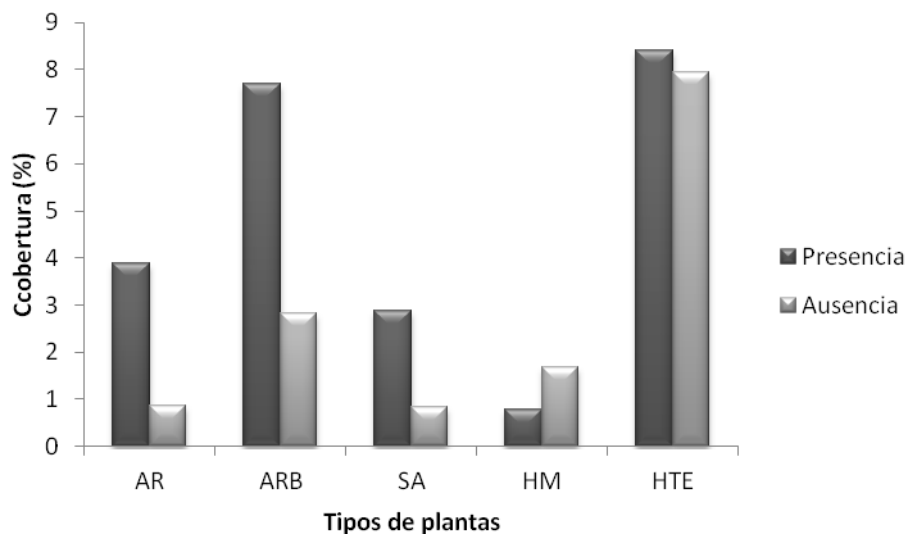
| Barrera  | Nº censos | Estrato | LM   | LW   | AR   | ARB  | SA   | HM   | HTE   |
|----------|-----------|---------|------|------|------|------|------|------|-------|
| Oriental | 95        | DV      | 0,55 | 0,06 | 0,85 | 1,63 | 0,59 | 2,32 | 3,79  |
|          | 87        | DS      | 0    | 0,29 | 1,94 | 5,83 | 1,83 | 0,64 | 12,56 |
| Austral  | 72        | DV      | 0,56 | 0    | 0,04 | 0,11 | 1,03 | 0,12 | 0,94  |
|          | 55        | DS      | 0    | 0,16 | 0,47 | 3,14 | 4,18 | 1,18 | 20,10 |

Los MLGs indicaron que la presencia de *Liolaemus multimaculatus* fue explicada con mayor soporte por el porcentaje de suelo desnudo y la cobertura de hierbas en mata (HM) (Tabla 3). Estas dos variables presentaron intervalos de confianza que excluyeron al cero (Tabla 4). La presencia de esta especie se relacionó positivamente con un mayor porcentaje de suelo desnudo y una mayor cobertura de matas (Fig. 1).



**Figura 1:** Cobertura media de los diferentes tipos de plantas en relación con la presencia/ausencia de *Liolaemus multimaculatus* en las dunas costeras bonaerenses. AR: árboles, ARB: arbustos, SA: subarbustos, HM: hierbas en mata, HTE: hierbas de tallos erectos.

En el caso de *Liolaemus wiegmanni*, los MLGs indicaron que la presencia de esta especie fue explicada con mayor soporte por la cobertura de árboles, arbustos y subarbustos (Tabla 3). Sin embargo, sólo la cobertura de arbustos y subarbustos presentaron intervalos de confianza excluyendo al cero (Tabla 4). La presencia de esta especie se relacionó positivamente con la cobertura de estos dos grupos de plantas (Fig. 2).



**Figura 2:** Cobertura media de los diferentes tipos de plantas asociadas a la presencia/ausencia de *Liolaemus wiegmanni* en la Barrera Medanosa Oriental. AR: árboles, ARB: arbustos, SA: subarbustos, HM: hierbas en matas, HTE: hierbas de tallos erectos.

**Tabla 3:** Modelos Lineales Generalizados que explican las variables de microhábitat asociadas a la presencia de *Liolaemus multimaculatus* (LM) en las dunas costeras bonaerenses y de *Liolaemus wiegmanni* (LW) en la Barrera Medanosa Oriental. AR: cobertura de árboles, ARB: cobertura de arbustos, SA: cobertura de subarbustos, HM: cobertura de hierbas en mata, HTE: cobertura de hierbas de tallos erectos, SUE: porcentaje de suelo desnudo. AICc P: peso del Akaike. Solo se muestran los modelos con  $\Delta AICc < 2$ .

| Especie | Variables predictoras | AICc   | AICc P |
|---------|-----------------------|--------|--------|
| LM      | HM+SUE                | 320,64 | 0,45   |
|         | HM+SA+SUE             | 322,29 | 0,20   |
|         | ARB+HM+SUE            | 322,54 | 0,18   |
|         | ARB+HM+SUE            | 322,58 | 0,17   |
| LW      | AR+ARB+SA             | 154,95 | 0,44   |
|         | AR+ARB+HM+SA          | 156,24 | 0,23   |
|         | AR+ARB                | 156,82 | 0,17   |
|         | AR+ARB+HTE+SA         | 156,87 | 0,17   |

**Tabla 4:** Coeficientes de los Modelos Lineales Generalizados que explican las variables de microhábitat asociadas a la presencia de *Liolaemus multimaculatus* (LM) en las dunas costeras bonaerenses y de *Liolaemus wiegmannii* (LW) en la Barrera Medanososa Oriental. AR: cobertura de árboles, ARB: cobertura de arbustos, SA: cobertura de subarbustos, HM: cobertura de hierbas en mata, HTE: cobertura de hierbas de tallos erectos, SUE: porcentaje de suelo desnudo. SE: error estándar del coeficiente estimado. IC: intervalo del 95% de confianza del coeficiente estimado. PVar: peso relativo de la variable. En negrita se muestran las variables significativas, cuyo intervalo de confianza no incluye el cero.

| <i>Especie</i> | <i>Variables</i> | <i>Coeficiente</i> | <i>SE</i>    | <i>IC</i>           | <i>PVar</i>    |
|----------------|------------------|--------------------|--------------|---------------------|----------------|
| <b>LM</b>      | Intercepto       | -10,400            | 1,870        | -14,100; -6,730     | -              |
|                | AR               | -0,005             | 0,022        | -0,048; 0,037       | 0,17           |
|                | ARB              | 0,003              | 0,011        | -0,018; 0,024       | 0,18           |
|                | <b>HM</b>        | <b>0,132</b>       | <b>0,040</b> | <b>0,053; 0,211</b> | <b>1,00</b>    |
|                | SA               | 0,009              | 0,022        | -0,034; 0,051       | 0,20           |
|                | <b>SUE</b>       | <b>0,104</b>       | <b>0,020</b> | <b>0,066; 0,143</b> | <b>1,00</b>    |
|                | <b>LW</b>        | Intercepto         | -2,15        | 0,284               | -2,710; -1,590 |
| AR             |                  | 0,044              | 0,033        | -0,021; 0,109       | 0,83           |
| <b>ARB</b>     |                  | <b>0,060</b>       | <b>0,023</b> | <b>0,014; 0,106</b> | <b>1,00</b>    |
| HM             |                  | -0,015             | 0,035        | -0,085; 0,054       | 0,23           |
| HTE            |                  | 0,0013             | 0,004        | -0,007; 0,009       | 0,27           |
| <b>SA</b>      |                  | <b>0,136</b>       | <b>0,060</b> | <b>0,018; 0,255</b> | <b>1,00</b>    |

## DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos indican que la presencia de ambas especies de lagartijas arenícolas en el ecosistema de dunas de la costa Atlántica fue explicada por las coberturas de diferentes tipos de vegetación y por el porcentaje de suelo desnudo, en donde *Liolaemus multimaculatus* ocupó exclusivamente las dunas vivas y estuvo asociada a una mayor cobertura de matas y porcentaje de suelo desnudo; y *Liolaemus wiegmannii* fue observada en un 81 % de los casos en las dunas semifijas asociada a mayores coberturas de arbustos y subarbustos. La segregación espacial a nivel de hábitat y microhábitat en estas especies de lagartijas fue observada por Vega (1999) en ensambles de las localidades bonaerenses de Costa Bonita y Mar del Sur, y se ha propuesto que esta partición de los recursos podría contribuir a mantener la estructura de los ensambles de

lagartijas arenícolas reduciendo la competencia interespecífica y permitiendo la coexistencia de estas especies en simpatria.

*Liolaemus multimaculatus* fue observada exclusivamente en dunas vivas y resultó asociada a un mayor porcentaje de suelo desnudo y mayor cobertura de hierbas en mata. Las principales especies de plantas observadas en aquellos sitios con presencia de *L. multimaculatus* fueron *Poa Barrosiana* (solo en la BMA), *Spartina ciliata*, *Cortaderia selloana* y *Cakile maritima* (en ambas barreras Medanosas) (Tabla 1). Resultados similares fueron obtenidos por Vega *et al.* (2000) en la localidad costera de Mar del Sud y Vega (2001) en la Reserva de Biosfera Mar Chiquita. Esos estudios indicaron que *L. multimaculatus* utiliza microhábitats con amplios espacios de arena y matas de *Spartina ciliata* en dunas frontales y playa distal, donde estas plantas conforman parches dentro de una matriz de espacios abiertos sin vegetación. Por su parte, Stelatelli *et al.* (2013a) indicaron que *L. multimaculatus* seleccionó microhábitats con amplios espacios abiertos de arena en las localidades de Pinar del Sol, Punta Médanos, Mar de las Pampas y Monte Carlo en la Barrera Medanosa Oriental. Según Kacoliris *et al.* (2009a) en la Reserva Natural de Mar Chiquita, esta especie selecciona microhábitats con coberturas vegetales bajas a medias, dominados principalmente por herbáceas como *Panicum racemosum* y *Calysera crassifolia* y matas de *Spartina ciliata*. Además, a partir de los estudios realizados por Kacoliris *et al.* (2010) en la Reserva Natural de Mar Chiquita y de Block *et al.* (2012) en la localidad de Costa Bonita, surgen las matas de *S. ciliata* como uno de los principales sitios utilizados como refugio por esta especie.

*L. multimaculatus* es una especie estrictamente arenícola, altamente críptica con el sustrato, y con una serie de caracteres morfológicos especializados para la explotación de espacios arenosos abiertos, como por ejemplo, el cuerpo y la cola deprimidos, el hocico en forma de cuña, las escamas en forma de flecos en los dedos de los pies, y con uñas largas, delgadas y levemente curvadas (Etheridge 2000). Sumado a esto, exhibe un característico comportamiento de inmersión en arena como estrategia de defensa antidepredatoria (Halloy *et al.* 1998). Esta especialización en el uso de arena podría reducir su aptitud en el desempeño locomotor en sustratos arenícolas medianamente vegetados, ya que se ha observado que las estrategias de escape suelen estar relacionadas con el grado de especialización que presenta un organismo y su habilidad para explotar ambientes específicos (Melville & Swain 2003). Un estudio realizado en laboratorio mostró una disminución significativa en la máxima velocidad de carrera de *L. multimaculatus* en pistas con sustrato arenoso parcialmente cubierto con hojarasca (Iribarren 2005). Por lo tanto, aquellos microhábitats con altas coberturas vegetales serían evitados por *L. multimaculatus* por disminuir sus habilidades de escape, similar a lo observado en otras especies arenícolas como *Scincus scincus* y *Sphenops sepsoides* (Attum *et al.* 2007).

Por su parte, la presencia de *Liolaemus wiegmanni* en la Barrera Medanosas Oriental estuvo asociada a aquellos sitios que presentaron mayores coberturas de arbustos y subarbustos, principalmente en dunas semifijas. Arbustos de *Discaria americana*, *Tessaria absinthioides*, *Baccharis notoserghila*, *Hyalis argentea*, *Senecio subulatus* y *Baccharis divaricata* (estos últimos 3 solo en la BMA), y subarbustos de *Margyricarpus pinnatus*, *Senecio crasiflorus*, *S. vira vira* (observado solo en la BMO),

*S. bergii* (solo en la BMA), *Melilotus indicus* y *Achyrocline satureioides* fueron las especies presentes en aquellos sitios en los que fue observada *L. wiegmannii* (Tabla 1). Resultados similares fueron obtenidos por Stellatelli *et al.* (2013a) en las localidades de Pinar del Sol, Punta Médanos, Mar de las Pampas y Monte Carlo en la BMO, en donde se observó a esta especie asociada a sitios con mayor cobertura de arbustos. Asimismo, en un estudio sobre el comportamiento termorregulatorio de *L. wiegmannii* entre la localidad de Mar de las Pampas y el límite norte de la Reserva Municipal Faro Querandí, se observó que los arbustos de *Discaria americana*, *Tessaria absinthioides*, *Baccharis notoserigila* y *B. timera*, fueron utilizados en mayor proporción que otros microhábitats (Block *et al.*, en revisión). Stellatelli *et al.* (2013b, en prensa) mostraron, a partir de mediciones realizadas en la localidad de Mar Azul, que las temperaturas del sustrato bajo los arbustos de *Discaria americana* y *Tessaria absinthioides* en diferentes condiciones de exposición a la luz solar (luz solar filtrada por vegetación y sombra) se distribuyen en un rango de 33.5 °C a 39 °C el cual, a su vez, incluye el rango de temperaturas preferidas por *L. wiegmannii* (36,88–38,12 °C; Stellatelli *et al.* 2013a). La frecuente asociación entre esta especie y los arbustos podría responder a causas termorregulatorias, ya que el microhábitat seleccionado por un individuo determina el régimen térmico que éste experimenta (Huey 1991) y las lagartijas seleccionan microhábitats que facilitan la termorregulación (Adolph 1990, Asbury & Adolph 2007, Anguilleta 2009). Por otro lado, el uso de arbustos y subarbustos por parte de *L. wiegmannii* fue señalado como un mecanismo de defensa en presencia de un depredador, hacia los cuales huye cuando es perseguido (Etheridge 2000). Sumado a esto, se ha observado en la localidad de Costa Bonita

(BMA) que esta especie utiliza frecuentemente subarbustos de *Melilotus indicus*, *Senecio bergii* y *Achyrocline satureioides* como sitios de percha y de refugio (Block *et al.* 2012). *L. wiegmannii* no presenta una coloración críptica con el sustrato arenoso como es el caso de *L. multimaculatus*, y por lo tanto resulta más conspicua en ambientes abiertos y poco vegetados, aumentando su riesgo de depredación. Se ha argumentado que las lagartijas disminuyen la conspicuidad aumentando el uso de refugios (Péres-Tris *et al.* 2004), y por esta razón *L. wiegmannii* podría seleccionar aquellos microhábitats con mayor cobertura vegetal, los cuales le permitirían realizar sus actividades diarias reduciendo la probabilidad de ser detectada por depredadores. Además de la protección que ofrece el mayor canopeo de los subarbustos al ocultar la visibilidad de los predadores aéreos, también permite a la presa desplazarse controlando la posición de su depredador (Martín & López 1995, Smith & Ballinger 2001, Kerr *et al.* 2003). Por lo tanto, podría existir más de un factor involucrado en el uso de arbustos y subarbustos por esta especie, ya que reúnen varias características importantes para su supervivencia: son térmicamente aptos y le permiten evitar ser capturada por depredadores. Este comportamiento también ha sido observado en otras especies de lagartijas que prefieren utilizar vegetación arbustiva, dado que no sólo ofrece un microhábitat térmicamente propicio, sino que también allí encuentran refugio contra los depredadores y buena disponibilidad de alimento (Bauwens *et al.* 1999, Díaz *et al.* 2005, Somaweera *et al.* 2012).

Varios autores coinciden en que las características estructurales de la vegetación son uno de los factores más influyentes en la distribución de los saurios arenícolas sudamericanos (Araújo 1991, Carvalho & Araújo 2007) como también

en otras regiones del mundo (Märtens *et al.* 1996, 1997, Green *et al.* 2001, Nemes *et al.* 2006). En ambientes rigurosos como las dunas arenosas, la cobertura vegetal puede ser un factor determinante en la supervivencia de la fauna arenícola, ya sea como resguardo contra las altas temperaturas (Rocha 1988, 1995), o como moderadores de la presión de depredación (Attum & Eason 2006). Los resultados obtenidos en este trabajo muestran que la cobertura de ciertos tipos de plantas psamófilas determinan la presencia y distribución de las especies de lagartijas arenícolas en las dunas costeras bonaerenses. En coincidencia con lo observado en ambientes de dunas costeras de Brasil, la escasa heterogeneidad vertical debido a la baja altura de la vegetación, probablemente limita la segregación de las especies al plano horizontal del hábitat (Araújo 1991). En las dunas costeras bonaerenses la distribución espacial de estas especies de lagartijas se encuentra asociada al gradiente de estructura de la vegetación característico de estos ambientes, el cual presenta una zonación con gradiente de cobertura vegetal que incluye dunas móviles con muy baja cobertura vegetal cercanas al mar, hasta dunas fijas con coberturas cercanas al 100% tierra adentro (Cabrera 1976). Este gradiente permitiría suponer que a la escala de paisaje las dos especies estudiadas segregarían entre zonas bien definidas del ambiente dunícola, lo cual será evaluado en los Capítulos IV y V.

### **BIBLIOGRAFÍA**

Abramsky Z., Rosenzweig M. L. & Subach A. 2002. Measuring the benefit of habitat selection. *Behavioral Ecology* 13 (4): 497-502.

- Adolph S. C. 1990. Influence of behavioral thermoregulation on microhabitat use by two *Sceloporus* lizards. *Ecology* 71 (1): 315-327.
- Angilletta Jr. M. J. 2009. Thermal adaptation: a theoretical and empirical synthesis. Oxford University Press. Oxford, New York. 289 p.
- Araújo A. F. B. 1991. Structure of a white sand-dune lizard community of coastal Brazil. *Revista Brasileira de Biologia* 51:857-865.
- Asbury D. A. & Adolph S. C. 2007. Behavioral plasticity in an ecological generalist: microhabitat use by western fence lizards. *Evolutionary Ecology Research* 9: 801-815.
- Attum O. A. & Eason P. K. 2006. Effects of vegetation loss on a sand dune lizards. *Journal of Wildlife Management* 70 (1): 27-30.
- Attum O., Eason P. & Cobbs G. 2007. Morphology, niche segregation, and escape tactics in a sand dune lizard community. *Journal of Arid Environments* 68: 564-573.
- Austin M. 2007. Species distribution models & ecological theory: A critical assessment and some possible new approaches. *Ecological Modelling* 200: 1-19.
- Barrows C. W. & Allen M. F. 2010. Patterns of occurrence of reptiles across a sand dune landscape. *Journal of Arid Environments* 74: 186-192.
- Bauwens D., Castilla A. M. & Mounton P. F. N. 1999. Field body temperatures, activity levels and opportunities for thermoregulation in an extreme microhabitat specialist, the girdled lizard (*Cordylus macropholis*). *Journal of Zoology* 249: 11-18.

- Block C., Vega L. & Stelatelli O. 2012. Vegetation refuges of a sand lizard assemblage in temperate coastal sand dunes. *Journal of Herpetology* 46 (4): 608-613.
- Bos D. G. & Carthew S. M. 2003. The influence of behaviour and season on habitat selection by a small mammal. *Ecography* 26 (6): 810-820.
- Burnham K. P. & Anderson D. R. 1998. Model selection and inference: a practical information-theoretic approach. Springer-Verlag. New York.
- Burnham K. P. & Anderson D. R. 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. 2nd Ed. Springer-Verlag. New York.
- Cabrera A. L. 1976. Regiones Fitogeográficas Argentinas. Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería. Buenos Aires: ACME. T. 285 p.
- Cabrera A. L. & Zardini E. M. 1978. Manual de la Flora de los alrededores de Buenos Aires. Editorial ACME S.A.C.I. Buenos Aires. 755 p.
- Carvalho A. L. G. & Araújo A. F. B. 2007. Ecomorphometric structure of Restinga da Marambaia lizard community, Rio de Janeiro, southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 24 (3): 786-792.
- Castilla A. M. & Bauwens D. 1991. Thermal biology, microhabitat selection, and conservation of the insular lizard *Podarcis hispanica atrata*. *Oecologia* 85: 366-374.
- Civantos E., Martín J. & López Pilar. 2003. Fossorial life constrains microhabitat selection of the amphisbaenian *Trogonophis wiegmanni*. *Canadian Journal of Zoology* 81: 1839-1844.
- Crawley M. J. 2007. The R Book. New York: John Wiley and Sons Inc. 942 p.

- Dias E. J. R. & Rocha C. F. D. 2004. Thermal ecology, activity patterns and microhabitat use by two sympatric whiptail lizards (*Cnemidophorus abaetensis* and *Cnemidophorus ocellifer*) from northeastern Brazil. *Journal of Herpetology* 38: 586-588.
- Díaz J. A., Cabezas-Díaz S. & Salvador A. 2005. Seasonal changes in the thermal environment do not affect microhabitat selection by *Psammodromus algirus* lizards. *Herpetological Journal* 15: 295-298.
- Díaz J. A., Monasterio C. & Salvador A. 2006. Abundance, microhabitat selection and conservation of eye lizards (*Lacerta lepida*): a radiotelemetric study. *Journal of Zoology* 268: 295-301.
- Downes S. & Hoefer A. M. 2007. An experimental study of the effects of weed invasion on lizard phenotypes. *Oecologia* 153: 775-785.
- Downes S. & Shine R. 1998. Heat, safety or solitude? Using habitat selection experiments to identify a lizard's priorities. *Animal Behavior* 55: 1387-1396.
- Etheridge R. 2000. A review of the *Liolaemus wiegmanni* group (Squamata, Iguania, Tropiduridae), and a history of morphological change in the sand-dwelling species. *Herpetological Monographs* 14:293-352.
- Fitzgerald L. A. & Nelson R.E. 2011. Thermal biology and temperature-based habitat selection in a large aquatic ectotherm, the alligator snapping turtle, *Macrolemys temminckii*. *Journal of Thermal Biology* 36: 160-166.
- Frutos N. & Belver L. C. 2007. Dominio vital de *Liolaemus koslowskyi* Etheridge, 1993 (Iguania: Liolaemini) en el noroeste de la provincia de La Rioja, Argentina. *Cuadernos de Herpetologia* 21: 83-92.

- Frutos N., Camporro L. A. & Avila L. J. 2007. *Ámbito de hogar de Liolaemus melanops* Burmeister, 1888 (Squamata: Liolaemini) en el centro de Chubut, Argentina. *Gayana* 71(2): 142-149.
- Garda A. A., Wiederhecker H. C., Gainsbury A. M., Costa G. C., Pyron R. A., Vieira G. H. C., Werneck F. P. & Colli G. R. Microhabitat variation explains local-scale distribution of terrestrial amazonian lizards in Rondonia, western Brazil. *Biotropica* 45 (2): 242-245.
- Goodman B. A., Miles D. B. & Schwarzkopf. 2008. Life on the rocks: habitat use drives morphological and performance evolution in lizards. *Ecology* 89 (12): 3462-3471.
- Green G., Livezey K. B. & Morga L. R. 2001. Habitat selection by northern sagebrush lizards (*Sceloporus graciosus graciosus*) in the Columbia Basin, Oregon. *Northwestern Naturalist* 82: 111-115.
- Halloy M, Etheridge R. & Burghardt G. M. 1998. To bury in sand: phylogenetic relationships among lizard species of the *Boulengeri* group, *Liolaemus* (Reptilia: Squamata: Tropicuridae), based on behavioral characters. *Herpetological Monographs* 12:1-37.
- Heatwole H. 1976. *Reptile Ecology*. University of Queensland Press. Sta. Lucía. Queensland. 178 p.
- Hódar J. A., Plaguezuelos J. M. & Poveda J. C. 2000. Habitat selection of the common chamaleon (*Chamaleo chamaleon*) (L.) in an area under development in southern Spain: implications for conservation. *Biological conservation* 94: 63-68.

- Huey R. B. 1991. Physiological consequences of habitat selection. *The American Naturalist* 137: S91-S115.
- Hutto R. L. 1985. Habitat selection by nonbreeding, migratory land birds. *En: Cody M. L. (Ed.). Habitat Selection in Birds. Academic Press Inc. Orlando, Florida.* pp. 455-476.
- Iribarren C. 2005. Habilidades de locomoción y morfología en dos lagartijas arenícolas, *Liolaemus multimaculatus* y *Liolaemus wiegmanni* (Iguanidae: Tropidurinae). Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional de Mar del Plata. 32 p.
- Kacoliris F. P., Celsi C. E. & Monserrat A. L. 2009a. Microhabitat use by the sand dune lizard *Liolaemus multimaculatus* in a pampean coastal area in Argentina. *Herpetological Journal* 19: 61-67.
- Kacoliris F., Williams J. & Molinari A. 2010. Selection of key features of vegetation and escape behavior in the Sand Dune Lizard (*Liolaemus multimaculatus*). *Animal Biology* 60: 157-167.
- Kacoliris F. P., Williams J. D., Ruiz de Arcaute C. & Cassino C. 2009b. Home range size and overlap in *Liolaemus multimaculatus* (Squamata: Liolamidae) in pampean coastal dunes of Argentina. *South American Journal of Herpetology* 4 (3): 229-234.
- Kerr G. D., Bull M. C. & Burzacott D. 2003. Refuge sites used by the scincid lizard *Tiliqua rugosa*. *Austral Ecology* 28: 152-160.
- Lennon J. J. 1999. Resource selection functions: taking space seriously? *Trends in Ecology & Evolution* 14: 399-400.

- Losos J. B. 1992. The evolution of convergent structure in Caribbean *Anolis* communities. *Systematic Biology* 41: 403-420.
- Losos J. B. & Irschick D. J. 1996. The effect of perch diameter on escape behaviour of *Anolis* lizards: laboratory predictions and field tests. *Animal Behavior* 51: 593-602.
- Märtens B., Henle K. & Grosse W. R. 1997. Quantifizierung der Habitatqualität für Eidechsen am Beispiel der Zauneidechse (*Lacerta agilis* Linnaeus, 1758). *Mertensiella* 7: 221-246.
- Märtens B., Henle K., Kuhn W., Krug R., Jost K., Grosse W. R. & Wissel C. 1996. Survival of the sand lizard (*Lacerta agilis* Linnaeus, 1758) (Sauria, Lacertidae) in relation to habitat quality and heterogeneity. *En: Settle J., Margules C. R., Poschlod P. & Henle K. (Eds.). Species Survival in Fragmented Landscapes. Kluwer Academic Publishers. pp. 241-247.*
- Martín J. & López P. 1995. Influence of habitat structure on the escape tactics of the lizard *Psammodromus algirus*. *Canadian Journal of Zoology* 73: 129-132.
- Martín J. & López P. 1998. Shifts in microhabitat use by the lizard *Psammodromus algirus*: responses to seasonal changes in vegetation structure. *Copeia* 1998: 780-786.
- Martín J. & Salvador A. 1995. Microhabitat selection by the Iberian rock lizard *Lacerta monticola*: effects on density and spatial distribution of the individuals. *Biological conservation* 79: 303-307.
- Martín J., López P. & Salvador A. 1991. Microhabitat selection of the amphisbaenian *Blanus cinereus*. *Copeia* 1991: 1142-1146.

- McCullagh P. & Nelder J. A. 1989. Generalized Linear Modelling. Chapman and Hall. 511 p.
- Melville J. & Swain R. 2003. Evolutionary correlations between escape behavior and performance ability in eight species of snow lizards (*Niveoscincus*, *Lygosominae*) from Tasmania. *Journal of Zoology*, London 261: 79-89.
- Miranda J. P., Ricci-Lobão A. & Rocha C. F. D. 2010. Influence of structural habitat use on the thermal ecology of *Gonatodes humeralis* (Squamata: Gekkonidae) from a transitional forest in Maranhão, Brazil. *Zoologia* 27 (1): 35-39.
- Nemes S., Vogrin M, Hartel T. & Öllerer K. Habitat selection at the sand lizard (*Lacerta agilis*): ontogenetic shifts. *North-Western Journal of Zoology* 2 (1): 17-26.
- Orians G. H. & Wittenberger J. F. 1991. Spatial and temporal scales in habitat selection. *American Naturalist* 137: S29-S49.
- Pérez-Tris J., Díaz J. A. & Tellería J. L. 2004. Loss of body mass under predation risk: cost of antipredatory behaviour or adaptive fit-for-escape? *Animal Behaviour* 67: 511-521.
- Pianka E. R. 1966. Convexity, desert lizards, and spatial heterogeneity. *Ecology* 47: 1055-1059.
- R Development Core Team. 2012. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>
- Rocha C. F. D. 1988. Ritmo de atividade e microclimatologia do habitat de *Liolaemus lutzae* (Sauria: Iguanidae). *Anais Seminário Regional de Ecologia* VI: 269-281.

- Rocha C. F. D. 1995. Ecología termal de *Liolaemus lutzae* (Sauria: Tripiduridae) em uma área de restinga do sudeste do Brazil. *Revista Brasileira de Biologia* 55 (3): 481-489.
- Rocha C. F. D & Bergallo H. G. 1997. Intercommunity variation in the distribution of abundance of dominant lizard species in the resting habitats. *Ciência e Cultura, Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science* 49 (4): 269-274.
- Román J., Ruiz G., Delibes M. & Revilla E. 2006. Factores ambientales condicionantes de la presencia de la lagartija de Carbonell *Podarcis carbonelli* (Pérez-Mellado, 1981) en la comarca de Doñana. *Animal Biodiversity and Conservation* 29 (1): 73-82.
- Rosenzweig M. L. 1985. Some theoretical aspect of habitat selection. *En: Cody M.L. (Ed.). Habitat Selection in birds. Academic Press. San Diego, California. pp. 517-540.*
- Schoener T. W. 1977. Competition and the niche. *En: Gans A. C. & Tinkle D. W. (Eds.). Biology of the Reptilia. Vol 7. Academic Press. New York. pp. 35-136.*
- Sinervo B. & Losos J. B. 1991. Walking the tight rope: arboreal sprint performance among *Sceloporus occidentalis* lizard populations. *Ecology* 72(4): 1225-1253.
- Smith G. R. 1998. Habitat-associated life history variation within a population of the striped plateau lizard, *Sceloporus virgatus*. *Acta Oecologica* 19: 167-173.
- Smith G. R. & Ballinger R. E. 2001. The ecological consequences of habitat and microhabitat use in lizards: a review. *Contemporary Herpetology* 2001 (3): 1-13.

- Somaweera R., Wijayathilaka N. & Bowatte G. 2012. Does the invasive shrub *Ulex europaeus* benefit an endemic Sri Lankan lizard?. *Herpetological Conservation & Biology* 7: 219-226.
- Stamps J. A. 1983. The relationship between ontogenetic habitat shifts, competition and predator avoidance in juvenile lizard (*Anolis aeneus*). *Behavioral Ecology and Sociobiology* 12: 19-33.
- Stellatelli O. A., Vega L. E., Block C. & Cruz F. B. 2013a. Effects on the thermoregulatory efficiency of two native lizards as a consequence of the habitat modification by the introduction of the exotic tree *Acacia longifolia*. *Journal of Thermal Biology* 38: 135-142.
- Stellatelli O. A., Vega L. E., Block C. & Cruz F. B. 2013b. Effect of the tree invasion on the habitat use of sand lizard. *Herpetologica*. En prensa.
- Sutherland W. J. 2006. Planning a research programme. *En*: Sutherland W. J (Ed.). *Ecological Census Techniques. A handbook*. Cambridge University Press. pp. 1-10.
- Tadevosyan T. L. 2007. The role of vegetation in microhabitat selection of syntopic lizards, *Phrynocephalus persicus*, *Eremias pleskei*, and *Eremias strauchi* from Armenia. *Amphibia-Reptilia* 28: 444-448.
- Teixeira-Filho P., Rocha-Barbosa O., Paes V, Carvalho Ribas S. & de Almeida J. R. 2001. Ecomorphological relationships in six lizards species of Restinga da Barra de Maricá, Rio de Janeiro, Brazil. *Revista Chilena de Anatomía* 19 (1): 45-50.

- Tulli M. J., Abdala V. & Cruz F. B. 2011. Relationships among morphology, clinging performance and habitat use in Liolaemini lizards. *Journal of Evolutionary Biology* 24: 843–855.
- Vega L. 1994. Actividad estacional y segregación espacial en una comunidad de saurios de Mar del Sur (Provincia de Buenos Aires). *Boletín de la Asociación Herpetológica Argentina* 10 (1): 4-5.
- Vega L. 1999. Ecología de saurios arenícolas de las dunas costeras bonaerenses. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Mar del Plata. 102 p.
- Vega L. 2001. Herpetofauna: diversidad, ecología e historia natural. 213- 226. *En*: Iribarne O. (Ed.). Reserva de Biosfera Mar Chiquita: características físicas, biológicas y ecológicas. Editorial Martín. Mar del Plata, Argentina. 320 p.
- Vega L., Bellagamba P. & Fitzgerald L. 2000. Long-term effects of anthropogenic habitat disturbance on a lizard assemblage inhabiting coastal dunes of Argentina. *Canadian Journal of Zoology* 78:1–8.
- Vitt L. J., Colli G. R., Caldwell J. P., Mesquita D. O., Garda A. A. & França F. G. R. 2007. Detecting variation in microhabitat use in low-diversity lizard assemblages across small-scale habitat gradients. *Journal of Herpetology* 41 (4): 654-663.
- Webb J. K. & Shine R. 1998. Using thermal ecology to predict retreat-site selection by an endangered snake species. *Biological Conservation* 86: 233-242.
- Williams E. E. 1983. Ecomorphos, faunas, island size, and diverse end points. *En*: Huey R. B., Pianka E. R. & Schoener T. W. (Eds.). *Lizard Ecology: Studies of a Model Organism*. Harvard University Press. pp. 326-370.

# CAPÍTULO III



DOMINIO VITAL

### INTRODUCCIÓN

El dominio vital o rango de hogar (*home range*) se define como el área en donde un individuo realiza sus actividades diarias y encuentra los recursos necesarios (alimento, agua, refugios, sitios de cría, temperaturas adecuadas) que le posibilitan desarrollar su ciclo de vida (Burt 1943, Rose 1982, Stamps 1983, Christian & Waldschmidt 1984, Huey *et al.* 1989, Wone & Beauchamp 2003). El dominio vital varía de una especie a otra y depende de la respuesta a los factores del ambiente y de la extensión espacial de los movimientos durante el ciclo de vida de los organismos (Diffendorfer *et al.* 1995).

El tamaño del dominio vital no sólo depende de factores biológicos propios de una especie o individuo como el tamaño corporal, la edad, el sexo (Perry & Garland 2002, Haenel *et al.* 2003) y el comportamiento social (Civantos 2000), sino que también responde a factores ambientales como los cambios climáticos estacionales (Wone & Beauchamp 2003, Kerr & Bull 2006), la productividad y estructura del hábitat (Li *et al.* 2000, Scoular *et al.* 2011). De esta manera, el dominio vital refleja muchas de las interacciones de una población animal con el ambiente (Richard 1970), y por esta razón puede ser utilizado como un indicador aproximado de los requerimientos de recursos por parte de un animal (Powell 2000, Perry & Garland 2002).

En varias especies de lagartos se ha encontrado una fuerte relación entre el tamaño del dominio vital y el tamaño corporal de los individuos, donde las especies de lagartos más grandes y activos tienden a establecer dominios vitales mayores con el fin de satisfacer sus demandas metabólicas (Turner *et al.* 1969), ya

que un mayor tamaño corporal conlleva, además, un incremento en el requerimiento energético, lo que implica generalmente la necesidad de cubrir una mayor área de forrajeo (Christian & Waldschmidt 1984). El tipo de dieta es otro factor que afecta el tamaño del dominio vital ya que las especies carnívoras cubren mayores áreas de forrajeo que las herbívoras y que las omnívoras (Perry & Garland 2002). Esto se debe a que las primeras necesitan recorrer áreas más grandes para buscar y hallar sus presas que las últimas, donde el recurso trófico puede ser inmóvil y predecible. A nivel intraespecífico, en varios géneros de especies territoriales y poligínicas se ha observado que los machos poseen dominios vitales más grandes que las hembras, y en éstos, el tamaño del dominio vital está determinado principalmente por la disponibilidad de hembras reproductivas, mientras que en las hembras lo determinan principalmente las necesidades energéticas (Ej: *Anolis*: Schoener & Schoener 1982, *Uta*: Hews 1993, *Tropidurus*: Van Sluys 1997, *Sceloporus*: Sheldahl & Martins 2000, *Liolaemus*: Frutos & Belver 2007).

La complejidad estructural del hábitat también puede afectar el tamaño del dominio vital, y se ha observado que las lagartijas que ocupan sitios con una estructura vertical compleja poseen dominios vitales de menor superficie que los individuos de ambientes más homogéneos (Perry & Garland 2002). En este sentido, se ha observado que las especies de hábitos terrestres poseen dominios vitales más extensos que aquellas arborícolas o saxícolas, quienes ocupan sitios con una estructura vertical más compleja (Perry & Garland 2002). La composición florística y la fisonomía de la vegetación son consideradas como importantes indicadores de la calidad de hábitat para los reptiles (Jaggi & Baur 1999, Meik *et al.*

2002, Nemes *et al.* 2006, Bateman & Ostoja 2012), dado que el uso del espacio se halla fuertemente influenciado por la disponibilidad de ciertos microhábitats específicos que les sirven para refugiarse (Gil *et al.* 1988), alimentarse (Simoneti & Ortiz 1980), anidar (Stickel 1989), o termorregular (Row & Blouin-Demers 2006).

Los patrones de movimiento animal son ideales para evaluar la resolución a la cual un organismo puede percibir la complejidad estructural de su hábitat (With 1994, Fahrig 2005, Wheatley & Johnson 2009), ya que la habilidad de un organismo para responder a la heterogeneidad espacial puede depender de la distancia que recorre cuando se desplaza a través de su ambiente (Fahrig 1988, 1992, Lima & Zollner 1996). En este sentido, conocer el dominio vital de los individuos constituye una primera aproximación para estimar el grano con que un organismo está percibiendo la heterogeneidad del paisaje (Danielson 1992, With 1994, Mayor *et al.* 2009).

El género *Liolaemus* está compuesto por más de 230 especies, las cuales presentan generalmente distribuciones reducidas aunque hay algunas especies que se distribuyen ampliamente (Cruz *et al.* 2012), sin embargo, los estudios sobre dominio vital son aún escasos para este género. Particularmente, de las especies presentes en Argentina, se han estudiado diferentes aspectos de la distribución espacial en términos de dominio vital solamente para algunas de ellas, entre las que podemos citar a *Liolaemus quilmes* (Halloy & Robles 2002, Robles & Halloy 2009), *Liolaemus koslowskyi* (Frutos & Belver 2007) y *Liolaemus melanops* (Frutos *et al.* 2007). En el caso de *Liolaemus multimaculatus*, la estimación del tamaño del dominio vital fue realizada previamente por Kacoliris *et al.* (2009), para lo cual se utilizó la técnica de captura-marcado-recaptura y los individuos fueron marcados

mediante el corte de falanges. En este trabajo se propone la utilización de la radiotelemetría como una técnica novedosa de marcado y monitoreo de ambas especies de lagartijas arenícolas.

#### **OBJETIVO GENERAL**

- ✓ Estimar el dominio vital de *Liolaemus multimaculatus* y *Liolaemus wiegmanni* mediante el uso de radiotelemetría para una mejor interpretación de la ecología de paisaje de estas especies.

#### **OBJETIVOS PARTICULARES**

- ✓ Comparar el tamaño del dominio vital entre sexos.
- ✓ Evaluar la existencia de una relación entre el tamaño de los individuos y el tamaño del dominio vital.

#### **MATERIALES Y MÉTODOS**

##### ***Área de estudio***

*Para el caso de Liolaemus wiegmanni* los muestreos se realizaron durante febrero y marzo del 2009 y 2010, en dos zonas con superficies de tamaño similar (3,40 km<sup>2</sup>), una de ellas situada en la Reserva Municipal Faro Querandí (37° 22' 57,4'' S; 57° 04' 6,5'' O) y la otra en la localidad de Mar de las Pampas (37° 20' 45,8'' S; 57° 03' 17.9'' W). La Reserva Municipal Faro Querandí conserva el pastizal

psamófilo natural, mientras que los pastizales de Mar de las Pampas están modificados principalmente por la presencia del árbol exótico *Acacia longifolia*. El paisaje consiste en parches de dunas semifijas de tamaño variable con pastizal psamofítico, intercalados con bajos interdunales. El pastizal dunícola natural consiste en estepas herbáceas de *Poa lanuginosa*, *Panicum racemosum* y *Androtrichum trigynum*; subarbustos de *Senecio crassiflorus* y *Achyrocline satureoides*, arbustos de *Tessaria absinthioides*, *Baccharis notoserghila*, y matorrales de *Discaria americana*. Esta vegetación natural ha sido parcialmente reemplazada por forestaciones de pinos (*Pinus maritimus* y *Pinus radiata*), acacias (*Acacia longifolia*) y tamariscos (*Tamarix gallica*) en numerosas áreas del cordón medanoso costero bonaerense, incluyendo al área estudiada en Mar de las Pampas (Vervoorst 1967, Zalba y Villamil 2002). En el caso de *L. multimaculatus*, los muestreos fueron realizados durante el mes marzo de 2012 en una zona de la costa bonaerense situada en la Reserva Natural Mar Chiquita (37° 44' 0,03" S; 57° 24' 35,74 O). El paisaje consta de dunas vivas anteriores con bajas coberturas de *Panicum racemosum*, matas aisladas de *Cortaderia selloana*, *Spartina ciliata* y *Cakile marítima*, y posteriormente grandes extensiones de pajonales compuestos principalmente por *Cortaderia selloana*. Para ambas especies de lagartijas, los periodos de muestreo abarcaron la época post-reproductiva.

#### ***Muestreo de lagartijas***

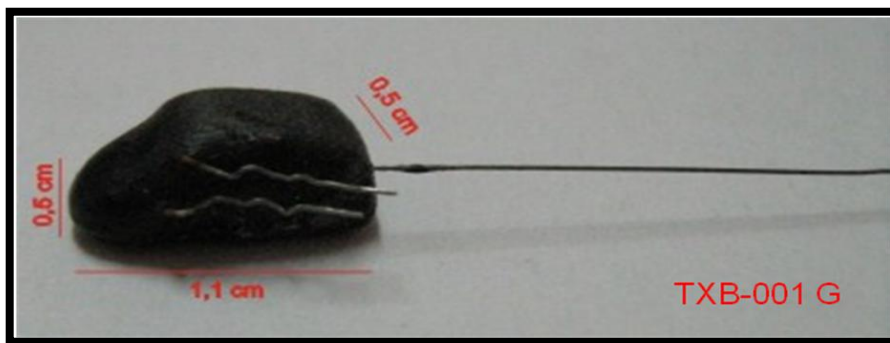
En cada sitio se capturaron a mano y con bastón individuos adultos de *Liolaemus wiegmanni* (Reserva Natural Faro Querandí: 6 hembras y 6 machos;

Mar de las Pampas: 5 hembras y 5 machos;) y *L. multimaculatus* (Mar Chiquita: 2 hembras y 5 machos), identificando el sexo en base a caracteres sexuales secundarios (Ceï 1993). A cada lagartija se le midió el largo hocico-cloaca (LHC) mediante calibre digital (SC111001, Schwyz MR., Buenos Aires, Argentina) y el peso mediante balanza digital portátil de bolsillo (CH02, Diamond premium MR., China). Posteriormente se les colocaron radiotransmisores (TXB-001G, Telenax MR., Playa del Carmen, Méjico) (Fig. 1) adheridos al dorso con cianoacrilato siguiendo los procedimientos de White & Garrott (1990) (Fig. 2A y B) y finalmente se procedió a la liberación en el punto exacto de captura.

Cada individuo fue monitoreado durante 3 días consecutivos (Fig. 3) entre las 09:00 y las 18:00 hs, lapso que corresponde a la franja horaria en que estas especies se mantienen activas (Vega 2001). Durante el período de muestreo los días fueron soleados y con condiciones climáticas similares (Media  $\pm$  ES: T° ambiental =  $22,30 \pm 0,37$  °C; nubosidad =  $27,91 \pm 7,91$  %; velocidad del viento =  $22,31 \pm 2,14$  km/h) y se observó un elevado nivel de actividad de lagartijas. La posición de cada avistamiento se obtuvo mediante un sistema de ejes cartesianos donde el origen ( $x = 0$ ;  $y = 0$ ) coincidió con la posición del punto inicial de captura.

Para estimar el tamaño del dominio vital, se utilizó el método del Polígono Convexo Mínimo (Hayne 1949) el cual está señalado por Rose (1982) y Waldschmidt (1979) como el más adecuado para la estimación del dominio vital de muchos vertebrados, incluyendo a los reptiles. Para este cálculo se utilizó el software CALHOME (Home Range Analysis Program, MS-DOS versión 1.0, Kie *et al.* 1994), teniendo en cuenta el 95 % de los puntos para evitar el uso de “outliers”. Siguiendo la metodología de Rose (1982) y Halloy & Robles (2002), se calculó el

número mínimo de observaciones que son necesarias para estimar adecuadamente el área del dominio vital. Este valor se obtiene mediante una curva de acumulación entre el número de observaciones y el del tamaño de dominio vital y constituye el número de observaciones para las cuales no se observa una correlación significativa entre éstas y el área del dominio vital.



**Figura 1:** Radiotransmisores TXB-001G (Telenax MR.) colocados a los individuos.



**Figura 2B:** Macho de *Liolaemus multimaculatus* con radiotransmisor. Foto: Block Carolina



**Figura 2A:** Hembra de *Liolaemus wiegmanni* con radiotransmisor. Foto: Stellatelli Oscar



**Figura 3:** Seguimiento de individuos mediante radioteleetría. Foto: Stellatelli Oscar.

### **Análisis estadístico**

Mediante ANOVA de dos factores y pruebas *a posteriori* de Tukey ( $\alpha = 0,05$ ) se compararon los tamaños del dominio vital (en m<sup>2</sup>) entre sexos y entre sitios para *Liolaemus wiegmanni*. En el caso de *Liolaemus multimaculatus*, el tamaño reducido de la muestra (n= 7) y el desbalance en el número de individuos entre sexos (5 machos, 2 hembras) impidió realizar comparaciones.

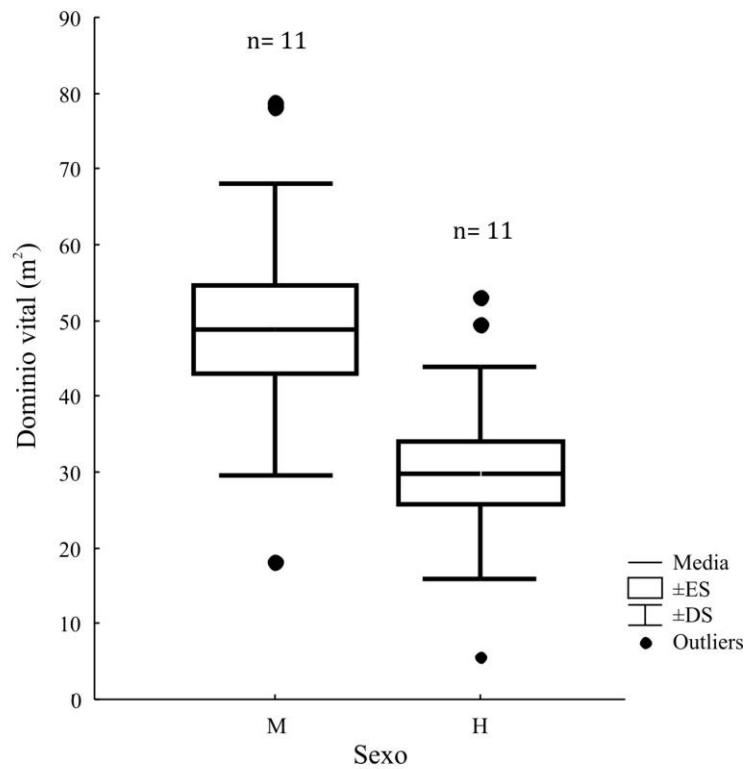
Previamente se corroboró la normalidad y la homocedasticidad mediante los tests de Kolmogorov-Smirnov y Shapiro-Wilks, respectivamente. En los casos en los que no se cumplió con los supuestos, se utilizaron tests no-paramétricos. Mediante la prueba U de Mann Whitney se comparó el largo hocico-cloaca de machos y hembras de ambos sitios, mientras que el peso fue comparado entre sexos mediante un Test de Student. Se exploraron posibles asociaciones entre el tamaño corporal de los individuos (LHC y peso) y el tamaño del área del dominio vital para ambos sexos a partir de análisis de Correlación de Pearson (Zar 1984).

### **RESULTADOS**

El valor de dominio vital estimado para *Liolaemus multimaculatus*, fue de  $\bar{X} = 260,22 \pm 144,80$  m<sup>2</sup>. La distancia promedio entre puntos de avistamiento sucesivos fue de  $\bar{X} = 7,52 \pm 2,89$  m. Los machos alcanzaron longitudes hocico-cloaca de  $\bar{X} = 67,50 \pm 4,42$  mm y pesaron  $\bar{X} = 10,86 \pm 2,42$  g; mientras que las hembras midieron  $\bar{X} = 53,05 \pm 1,91$  mm y alcanzaron un peso de  $\bar{X} = 5,4 \pm 0,28$  g.

En el caso de *Liolaemus wiegmannii*, no se halló una diferencia significativa de los dominios vitales entre los dos sitios (ANOVA:  $F_{(1; 20)} = 0,06$ ;  $p = 0,814$ ), y por lo tanto, los datos fueron unificados y analizados conjuntamente. El dominio vital de la especie fue de  $\bar{X} = 39,35 \pm 19 \text{ m}^2$ , y varió significativamente entre sexos siendo el de los machos ( $\bar{X}_{\sigma} = 48,82 \pm 19,17 \text{ m}^2$ ) significativamente mayor al de las hembras ( $\bar{X}_{\varphi} = 29,88 \pm 13,91 \text{ m}^2$ ) (ANOVA:  $F_{(1; 20)} = 7,03$ ;  $p = 0,015$ ) (Fig. 1). La distancia promedio entre puntos consecutivos de avistamiento para cada individuo dentro de su dominio vital fue de  $2,91 \pm 0,85 \text{ m}$ . La misma no difirió significativamente entre sexos ( $\bar{X}_{\sigma} = 3,06 \pm 0,67 \text{ m}$ ;  $\bar{X}_{\varphi} = 2,77 \pm 1,00 \text{ m}$ ; ANOVA:  $F_{(1; 22)} = 0,61$ ;  $p = 0,444$ ).

No se observaron correlaciones significativas entre el peso corporal y el tamaño del dominio vital de los machos ( $r = -0,089$ ;  $p = 0,795$ ;  $n = 11$ ) ni de las hembras ( $r = 0,31$ ;  $p = 0,345$ ;  $n = 11$ ) de *Liolaemus wiegmannii*. Tampoco se hallaron correlaciones significativas entre el largo hocico-cloaca y el tamaño del dominio vital de los machos ( $r = 0,31$ ;  $p = 0,360$ ;  $n = 11$ ) ni las hembras ( $r = -0,50$ ;  $p = 0,120$ ;  $n = 11$ ). El peso corporal no difirió entre sexos ( $t = 1,914$ ;  $p = 0,070$ ;  $n = 11$ ;  $\bar{X}_{\sigma} = 5,13 \pm 0,320 \text{ g}$ ;  $\bar{X}_{\varphi} = 4,82 \pm 0,43 \text{ g}$ ), y tampoco se encontraron diferencias significativas en el largo hocico-cloaca (Mann-Whitney Test:  $U = 44,50$ ;  $p = 0,308$ ;  $n = 11$ ;  $\bar{X}_{\sigma} = 54,57 \pm 4,47 \text{ mm}$ ;  $\bar{X}_{\varphi} = 54,69 \pm 1,88 \text{ mm}$ ).



**Figura 1:** Tamaño del dominio vital estimado en machos (M) y en hembras (H) de *Liolaemus wiegmanni*.

## DISCUSIÓN

El tamaño promedio del dominio vital de los machos adultos de *L. wiegmanni* fue 1,64 veces mayor al de las hembras, sin diferencias significativas entre los individuos de sitios del pastizal natural y del modificado. No se halló una relación significativa entre el tamaño del dominio vital ni el peso corporal en ambos sexos, así como tampoco se observaron diferencias en el peso ni en la longitud corporal de los individuos. Teniendo en cuenta que *L. wiegmanni* no presenta dimorfismo sexual en tamaño (Ramirez Pinilla 1991, Martori & Aun 1997, Vega 1999), el sexo sería el factor que más contribuyó al valor del tamaño del dominio vital en esta especie. Según Perry & Garland (2002) los factores sociales y

la estrategia reproductiva son características importantes que influyen en el tamaño del dominio vital de lagartijas pertenecientes a Iguania. Los estudios realizados en especies poligínicas como *Liolaemus kuhlmani* (Simonetti & Ortiz (1980), *Liolaemus lutzae* (Rocha 1999), *Liolaemus quilmes* (Halloy & Robles 2002, Robles & Halloy 2009) y *Liolaemus koslowskyi* (Frutos & Belver 2007), han demostrado que los machos adultos poseen los territorios más amplios y que incluyen dentro de ellos a un gran número de hembras. Según Schoener & Schoener (1982) y Anderson (1994) los factores sociales impactan sobre el tamaño del dominio vital, donde los machos de muchas especies de lagartos tienden a aumentar el tamaño de su dominio vital a fin de incluir el mayor número de hembras posibles dentro de su territorio para incrementar su éxito reproductivo. Sumado a esto, DeNardo & Sinervo (1994) y Marler *et al.* (1995) demostraron que en algunos lagartos el aumento de los niveles de testosterona en los machos induce a un incremento del comportamiento territorial que se refleja en dominios vitales más grandes, aumentando también los costos energéticos y de supervivencia.

El tamaño de dominio vital estimado para los machos de *L. wiegmanni* presentó una magnitud menor a los valores obtenidos en especies de tamaño similar como por ejemplo *Liolaemus quilmes* (Halloy & Robles 2002, Robles & Halloy 2009) y *Liolaemus koslowskiy* (Frutos & Belver 2007), aunque el valor estimado fue similar al observado en *Liolaemus lutzae* (Rocha 1999), una especie arenícola endémica de las dunas costeras de Río de Janeiro perteneciente al mismo clado monofilético (*L. wiegmanni*). Esto podría estar relacionado en parte con el estado post-reproductivo de los individuos de *L. wiegmanni* al momento del estudio (Martori & Aun 1997), ya que al haber una baja en el atractivo sexual, la

actividad de búsqueda de pareja o lugar de puesta quizás puede mermar, disminuyendo así los desplazamientos de los individuos. No obstante, en este caso serán necesarios estudios complementarios que evalúen este parámetro durante la época reproductiva para poder estimar la superficie total que un individuo de esta especie necesita para sobrevivir.

El valor del dominio vital obtenido para *Liolaemus multimaculatus* ( $\bar{X}= 260,22 \pm 144,80 \text{ m}^2$ ) fue 5,6 veces mayor al estimado para esta especie por Kacoliris *et al.* (2009) ( $\bar{X}= 45,90 \pm 74,37 \text{ m}^2$ ) en un área muy cercana dentro de la Reserva Natural Mar Chiquita. En ese trabajo los autores estimaron el área del dominio vital a partir de datos obtenidos mediante la técnica de captura-marcado-recaptura, lo cual podría explicar la diferencia observada. No obstante, sus resultados muestran que el 8 % de las hembras presentaron tamaños de dominio vital mayores a  $100 \text{ m}^2$  con un promedio de  $244 \text{ m}^2$ , mientras que el 14 % de los machos mostraron dominios vitales mayores a  $100 \text{ m}^2$  con una media de  $205 \text{ m}^2$ . Sin embargo, esos datos extremos fueron eliminados del análisis para obtener finalmente un valor de dominio vital de  $\bar{X}= 21,31 \pm 17,59 \text{ m}^2$  para las hembras y  $\bar{X}= 33,52 \pm 24,62 \text{ m}^2$  para los machos. Esos valores extremos resultaron más cercanos a los obtenidos en este estudio utilizando la radiotelemetría como técnica de marcado y seguimiento de los individuos. En consecuencia, las diferencias encontradas en ambos estudios debieran verse con cautela, considerando los posibles sesgos que presentan ambas metodologías.

Christian & Waldschmidt (1984) señalan que las lagartijas de tamaño y nivel trófico similares, como es el caso de *Liolaemus multimaculatus* y *L. wiegmanni*, podrían tener ámbitos de hogar de tamaño parecido debido a las

semejanzas entre sus necesidades energéticas. Ambas especies son insectívoras y utilizan la emboscada o *sit-and-wait* como estrategia de alimentación (Aun *et al.* 1999, Vega 1999). Sin embargo, el área de dominio vital estimada y las distancias entre puntos de avistamiento para *L. multimaculatus* presentaron valores mayores a los obtenidos para *L. wiegmanni*. Estas especies no sólo difieren en tamaño y peso, sino también en las características de los parches estructurales del hábitat que utilizan, las cuales varían en la relación de cobertura relativa de arena y vegetación (Vega 1994, 2001), y por lo tanto estas diferencias observadas en el uso del espacio en ambas especies podrían deberse a la configuración espacial de la vegetación. Un patrón similar fue observado por Jones & Drogos (1980) en *Sceloporus undulatus* y *Holbrookia maculata*, las cuales habitan en simpatría en un sector de dunas en Nebraska (Estados Unidos). *L. multimaculatus* utiliza microhábitats abiertos, con amplios espacios de arena y matas de vegetación espaciadas, las cuales son utilizadas como refugio (Vega 2001, Block *et al.* 2012). Esto se vería reflejado en las mayores distancias recorridas, como resultado de la búsqueda de aquellas matas que le proporcionan refugio y/o alimentación, ampliando en consecuencia el tamaño del área utilizada. Por su parte, *L. wiegmanni* utiliza microhábitats relativamente cerrados con arbustos y subarbustos, frecuentemente utilizados como refugios antidepredatorios y térmicos (Block *et al.* 2012, Stellatelli *et al.* 2013), los cuales presentan generalmente una disposición espacial agregada formando pequeños matorrales en una matriz de pastizal. En este caso, la distancia entre plantas es más reducida, y por lo tanto los individuos no necesitan desplazarse grandes distancias, como *L. multimaculatus* para el hallazgo de sitios propicios de refugio y búsqueda de

alimento en la vegetación. Los movimientos de los individuos de *L. wiegmanni* reflejaron la configuración de arbustos y subarbustos en las dunas semifijas, similar a lo observado por Simonetti & Ortiz (1981) en la especie chilena *L. kuhlmanni*. En esta lagartija el tamaño del dominio vital estaría determinado por la distribución espacial de los arbustos en un ambiente de dunas en Chile Central, donde la vegetación estuvo compuesta por arbustos y hierbas, distribuidas irregularmente y con una escasa cobertura relativa.

Todos los individuos de *Liolaemus multimaculatus* monitoreados se hallaron en un sector de dunas vivas extensas y continuas, aunque no se observó superposición en los dominios vitales. Por su parte, cada individuo de *L. wiegmanni* fue capturado en un parche individual de dunas semifijas diferente que no fue compartido por los otros individuos monitoreados. En el caso de *Liolaemus wiegmanni* no hubo registros de desplazamientos entre estos parches de dunas semifijas ya que todos los individuos monitoreados permanecieron en el mismo parche de hábitat. Si bien los individuos fueron monitoreados durante un tiempo relativamente corto, esto podría demostrar una alta fidelidad de los individuos adultos por los sitios donde establecen sus dominios vitales, lo cual coincide con lo observado por Rocha (1999) en individuos adultos de *L. lutzae*.

Desde el punto de vista de la estructura del paisaje de las dunas costeras, este estudio muestra que los dominios vitales de los individuos adultos de ambas especies estuvieron restringidos dentro de un mismo parche de hábitat. Probablemente los mayores desplazamientos sean realizados por los individuos juveniles de *L. multimaculatus* y *L. wiegmanni* durante la migración en la búsqueda y colonización de nuevos parches en donde establecer sus dominios vitales como

fue observado para *Lacerta vivipara* (Clobert *et al.* 1994). Durante el estudio del dominio vital de *L. lutzae*, Rocha (1999) observó juveniles a 50 m de distancia de los sitios donde habían sido capturados inicialmente, y Hokit *et al.* (1999) observaron que los juveniles de *Sceloporus woodi* en hábitats de arena abierta y arbustales, pueden recorrer hasta 350 m de distancia.

Aunque la técnica de captura, marcado y recaptura suele ser la metodología más comúnmente utilizada en diferentes estudios para la estimación del dominio vital, la diferencia está dada por la manera en la cual los individuos son marcados para su identificación (Murray & Fuller 2000). En este trabajo se utilizó la radiotelemetría como técnica para el marcado y seguimiento de los individuos, la cual presenta una ventaja con respecto a otras técnicas ya que los individuos son fácilmente detectables a cortas distancia sin provocar interferencias con el observador que puedan modificar sus desplazamientos, e incluso, permite conocer su posición dentro de los refugios (Díaz *et al.* 2006). Actualmente, esta técnica puede ser utilizada en pequeños animales debido al desarrollo y miniaturización de los radiotransmisores (Naef-Daenzer *et al.* 2005), a partir de lo cual se puede obtener importante información ecológica sobre la utilización del espacio de los individuos. Aquí, la utilización de esta técnica permitió obtener una estimación sobre los requerimientos espaciales mínimos necesarios para la supervivencia de los individuos de estas dos especies de lagartijas arenícolas.

**BIBLIOGRAFÍA**

- Anderson M. 1994. Sexual selection. Princeton University Press. Princeton, New Jersey. 599 p.
- Aún L., Martori R. y Rocha C. 1999. Variación estacional de la dieta de *Liolaemus wiegmanni* (Squamata: Tropiduridae) en un agroecosistema del sur de Córdoba, Argentina. Cuadernos de Herpetología 13 (1-2): 69-80.
- Bateman H. L. & Ostoja S. M. 2012. Invasive woody plants affect the composition of native lizard and small mammal communities in riparian woodlands. Animal Conservation 15: 294-304.
- Block C., Vega L. & Stelatelli O. 2012. Vegetation refuges of a sand lizard assemblage in temperate coastal sand dunes. Journal of Herpetology 46 (4): 608-613.
- Burt W.H. 1943. Territoriality and home range concepts as applied to mammals. Journal of Mammalogy 24: 346-352.
- Cei J. M. 1993. Reptiles del noroeste y este de la Argentina. Herpetofauna de las selvas subtropicales, Puna y Pampas. Ed. Museo Regionale di Scienze Naturali. Torino.
- Christian K. A. & Waldschmidt S. 1984. The relationship between lizards home range and body size: a reanalysis of the data. Herpetologica 40: 68-75.
- Civantos E. 2000. Home-range ecology, aggressive behaviour, and survival in juvenile lizards, *Psammodromus algirus*. Canadian Journal of Zoology 78: 1681-1685.

- Clobert J., Massot M., Lecomte J., Sorci G., de Fraipont M. & Barbault R. 1994. Determinants of dispersal behavior: the common lizard as a case study. *En: Vit L. J. & Pianka E. R. (Eds.). Lizard ecology: historical and experimental perspectives.* pp. 183-206.
- Cruz F. B., Abdala C. S. & Scrocchi G. J. 2012. Los Reptiles de La Rioja. Serie Ciencias Naturales. CRILAR. Anillaco, Argentina. 83 p.
- Danielson B. J. 1992. Habitat selection, interspecific interactions and landscape composition. *Evolutionary Ecology* 6: 399-411.
- DeNardo D. F. & Sinervo B. 1994. Effects of steroid- hormone interactions on activity and home-range size of male lizards. *Hormones and Behavior* 28: 273-287.
- Díaz J. A., Monasterio C. & Salvador A. 2006. Abundance, microhabitat selection and conservation of eyed lizards (*Lacerta lepida*): a radiotelemetric study. *Journal of Zoology* 268: 295-301.
- Diffendorfer J. E., Gaines M. S. & Holt R. D. 1995. Habitat fragmentation and movements of three small mammals (*Sigmodon, Microtus, and Peromyscus*). *Ecology* 76: 827-839.
- Fahrig L. 1988. A general model of populations in patchy habitats. *Applied Mathematics and Computation* 27: 53-66.
- Fahrig L. 1992. Relative importance of spatial and temporal scales in a patchy environment. *Theoretical Population Biology* 41 (3): 300-314.
- Fahrig L. 2005. When is a landscape perspective important? *En: Wiens J. A & Moss M. R. (Eds.). Issues and Perspective in Landscape Ecology.* Cambridge University Press. pp. 3-9.

- Frutos N. & Belver L. C. 2007. Dominio vital de *Liolaemus koslowskyi* Etheridge, 1993 (Iguania: Liolaemini) en el noroeste de la provincia de La Rioja, Argentina. Cuadernos de Herpetologia 21: 83-92.
- Frutos N., Camporro L. A. & Avila L. J. 2007. Ámbito de hogar de *Liolaemus melanops* Burmeister, 1888 (Squamata: Liolaemini) en el Centro de Chubut, Argentina. Gayana 71 (2): 142-149.
- Gil M., Pérez-Mellado V. & Guerrero F. 1988. Estructura del hábitat y dominios vitales en *Podarcis hispanica* (Steindachner, 1870). Miscellanea Zoologica 12: 273-281.
- Haenel G.J., Smith L. C. & John-Alder H.B. 2003. Home-range analysis in *Sceloporus undulatus*. A test of spatial relationships and reproductive success. Copeia 2003: 113-123.
- Halloy M. & Robles C. 2002. Spatial distribution in a neotropical lizard, *Liolaemus quilmes* (Liolaemidae): site fidelity and overlapping among males and females. Bulletin of Maryland Herpetological Society 38: 118-129.
- Hayne D. W. 1949. Calculation of the home range. Journal of Mammalogy 30: 1-18.
- Hews D. K. 1993. Food resources affect female distribution and male mating opportunities in the iguanian lizard *Uta palmeri*. Animal Behaviour 46:279-291.
- Hokit G. D., Stit B. M. & Branch L. C. 1999. Effects of landscape structure in Florida scrub: a population perspective. Ecological Applications 9 (1): 124-134.
- Huey R. B., Peterson C. R., Arnold S. J. & Porter W. P. 1989. Hot rocks and not-so-hot rocks: retreat-site selection by garter snakes and its thermal consequences. Ecology 70: 931-944.

- Jaggi C. & Baur B. 1999. Overgrowing forest as a possible cause for the local extinction of *Vipera aspis* in the Northern Swiss Jura Mountains. *Amphibia-Reptilia* 20:25-34.
- Jones S. M. & Droge D. L. 1980. Home range size and spatial distributions of two sympatric lizards (*Sceloporus undulatus*, *Holbrookia maculata*) in the Sand Hills of Nebraska. *Herpetologica* 36:127-133.
- Kacoliris F. P., Williams J. D., Ruiz de Arcaute C. & Cassino C. 2009. Home range size and overlap in *Liolaemus multimaculatus* (Squamata: Liolaemidae) in Pampean coastal dunes of Argentina. *South American Journal of Herpetology* 4(3): 229-234.
- Kerr G. D. & Bull C. M. 2006. Exclusive core areas in overlapping ranges of the sleepy lizard, *Tiliqua rugosa*. *Behavioral Ecology* 17: 380-391.
- Kie J. G., Badlwin J. A. & Evans C. J. 1994. Calhome Electronic User's Manual. United States Forest Service. Fresno & Albany. California.
- Li B. G., Chen C., Ji W. & Ren B. 2000. Seasonal home range changes of the Sichuan snub-nosed monkey (*Rhinopithecus roxellana*) in the Qinling Mountains of China. *Folia Primatologica* 71: 375-386.
- Lima S. L & Zollner P. A. 1996. Towards a behavioral ecology of ecological landscapes. *Trends in Ecology and Evolution* 11: 131-135.
- Marler C. A., Walsberg G., White M. L. & Moore M. 1995. Increased energy expenditure due to increased territorial defense in male lizards after phenotypic manipulation. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 37: 225-231.

- Martori R. & Aun L. 1997. Reproductive and fat body cycle of *Liolaemus wiegmannii* in Central Argentina. *Journal of Herpetology* 31 (4): 578-581.
- Mayor S. J., Schaefer J. A., Schneider D. C & Mahoney S. P. 2009. The spatial structure of habitat selection: A caribou's-eye-view. *Acta Oecologica* 35 (2009): 235-260.
- Meik J. M., Jeo R. M., Mendelson J. R. & Jenks K. E. 2002. Effects of bush encroachment on an assemblage of diurnal lizard species in central Namibia. *Biological Conservation* 106 (1): 29-36.
- Murray D. L. & Furrel M. R. 2000. A critical review of the effects of marking on the biology of vertebrates. *En: Boitani L. & Fuller T. K. (Eds.). Research Techniques in Animal Ecology: Controversies and Consequences.* Columbia University Press. New York. pp. 15-64.
- Naef-Daenzer B., Früh D., Stalder M., Wetli P. & Weise E. 2005. Miniaturization (0.2 g) and evaluation of attachment techniques of telemetry transmitters. *The Journal of Experimental Biology* 208: 4063-4068.
- Nemes S., Vogrin M., Hartel T. & Olleler K. 2006. Habitat selection at the sand lizard (*Lacerta agilis*): ontogenetic Shifts. *North-Western Journal of Zoology* 2: 17-26.
- Perry G. & Garland T. Jr. 2002. Lizard home ranges revisited: effects of sex, body size, diet, habitat, and phylogeny. *Ecology* 83: 1870-1885.
- Powell R. A. 2000. Animal home ranges and territories and home range estimators. *En: Boitani L. & Fuller T. K. (Eds.). Research Techniques in Animal Ecology: Controversies and Consequences.* Columbia University Press. New York. pp. 65-110.

- Ramirez Pinilla M. P. 1991. Reproductive and fat body cycle of the lizard *Liolaemus wiegmanni*. *Amphibia-Reptilia* 12: 195-202.
- Richard G. 1970. Territoire et domaine vital. Masson et Cie. París. 124 p.
- Robles C. & Halloy M. 2009. Home ranges and reproductive strategies in a neotropical lizard, *Liolaemus quilmes* (Iguania: Liolaemidae). *South American Journal of Herpetology* 4(3): 253-258.
- Rocha C. F. D. 1999. Home range of the Tropicidurid lizard *Liolaemus lutzae*: sexual and body size differences. *Revista Brasileña de Biología*, 59:125-130.
- Rose B. 1982. Lizard home ranges: methodology and functions. *Journal of Herpetology* 16: 253-269.
- Row J. R. & Blouin-Demers G. 2006. Thermal quality influences habitat selection at multiple spatial scales in milksnakes. *Ecoscience* 13:443-450.
- Schoener T. W. & Schoener A. 1982. Intraspecific Variation in Home-Range Size in Some *Anolis* Lizards. *Ecology* 63: 809-823.
- Scoular K. M., Caffry W. C., Tillman J. L., Finan E. S., Schwartz S. K., Sinervo B. & Zani P.A. 2011. Multiyear home-range ecology of common sideblotched lizards in Eastern Oregon with additional analysis of geographic variation in home-range size. *Herpetological Monographs* 25: 52-75.
- Sheldahl L. A. & Martins E. P. 2000. The territorial behavior of the western fence lizard, *Sceloporus occidentalis*. *Herpetologica* 56: 469-479.
- Simonetti J. & Ortiz J.C. 1980. Dominio en *Liolaemus kuhlmanni* (Reptilia: Iguanidae). *Anales del Museo de Historia Natural* 13: 167-172.

- Stamps J. A. 1983. Sexual selection, sexual dimorphism, and territoriality. *En*: Huey R.B., Pianka E. R. & Schoener T. W. (Eds.). *Lizard Ecology. Studies of a Model Organism*. HUP. Cambridge, MA, USA.
- Stellatelli O. A., Vega L. E., Block C. & Cruz F. B. 2013. Effects on the thermoregulatory efficiency of two native lizards as a consequence of the habitat modification by the introduction of the exotic tree *Acacia longifolia*. *Journal of Thermal Biology* 38: 135-142.
- Stickel L. F. 1989. Home range behavior among box turtles (*Terrapene c. carolina*) of a bottomland forest in Maryland. *Journal of Herpetology* 23: 40-44.
- Turner F., Jennrich R. & Weintrub J. 1969. Home range and body size in lizards. *Ecology* 50: 1076-1081.
- Van Sluys M. 1997. Home range of the saxicolous lizard *Tropidurus itambere* (Tropiduridae) in Southeastern Brazil. *Copeia* 1997: 623-628.
- Vega L. 1994. Actividad estacional y segregación espacial en una comunidad de saurios de Mar del Sur (Provincia de Buenos Aires). *Boletín de la Asociación Herpetológica Argentina* 10 (1): 4-5.
- Vega L. E. 1999. Ecología de saurios arenícolas de las dunas costeras bonaerenses. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias exactas y Naturales. Universidad Nacional de Mar del Plata. 102 p.
- Vega L. 2001. Herpetofauna: diversidad, ecología e historia natural. *En*: Iribarne O. (Ed.). *Reserva de Biosfera Mar Chiquita: características físicas, biológicas y ecológicas*. Editorial Martín. Mar del Plata, Argentina. pp. 213-226.

- Vervoorst F. B. 1967. La vegetación de la República Argentina VII. Las comunidades vegetales de la Depresión del Salado (Prov. de Bs. As.). Serie Fitogeográfica 7. INTA. Buenos Aires. 259 p.
- Waldschmidt S. R. 1979. The effect of statistically based models on home range size estimate in *Uta stansburiana*. *The American Midland Naturalist* 101: 236-240.
- Wheatley M. & Johnson C. 2009. Factors limiting our understanding of ecological scale. *Ecological Complexity* 6: 150-159.
- White G. C. & Garrott R. A. 1990. *Analysis of Wildlife Radio-tracking Data*. Academic Press. New York, USA.
- With K. A. 1994. Using fractal analysis to assess how species perceive landscape structure. *Landscape Ecology* 9: 25-36.
- Wone B. & Beauchamp B. 2003. Movement, home range and activity patterns of the Horned Lizard, *Phrynosoma mcallii*. *Journal of Herpetology* 37(4): 679-686.
- Zalba S. M. y Villamil. C. B. 2002. Woody plant invasion in relictual grasslands. *Biological Invasions* 4:55-72.
- Zar J. H. 1984. *Biostatistical analysis*. Prentice Hall. New Jersey, USA.

# CAPÍTULO IV



**SELECCIÓN DE HÁBITAT A ESCALA DE PAISAJE**

## INTRODUCCIÓN

El paisaje constituye un mosaico de parches de ambientes con diferentes tamaños y formas, los cuales están inmersos en una matriz que es el elemento del paisaje más extenso y conectado (Forman & Godron 1986). Los patrones de paisaje que se observan en la actualidad son el resultado de la interacción de procesos físicos, biológicos y sociales (Naveh & Lieberman 1985, Turner 1989). Precisamente, es la ecología de paisaje la disciplina que se ocupa de estudiar cómo la estructura del paisaje afecta la abundancia y distribución de los organismos (Fahrig 2005), es decir, el efecto de los patrones espaciales sobre los procesos ecológicos (Turner 1989).

La composición, estructura y dinámica del paisaje influyen marcadamente en la preservación y el mantenimiento de la biodiversidad (Virkkala *et al.* 2004). La composición se refiere a la variedad de clases o estratos y su abundancia en el paisaje, mientras que en la configuración toma importancia la disposición espacial y orientación de los estratos (McGarigal 2002). El sensoramiento remoto es una herramienta que permite detectar y predecir cambios a grandes escalas espaciales (Kerr & Ostrovsky 2003), y por lo tanto, ha ampliado enormemente las posibilidades de estudios a escala de paisaje. En este contexto las imágenes satelitales constituyen herramientas muy útiles ya que proporcionan un mosaico digital de la disposición espacial de los diferentes elementos del paisaje (Chuvieco 1999). Los procesos de clasificación de estas imágenes permiten obtener las cartografías temáticas o mapas categóricos, las cuales proveen información básica sobre las características del paisaje (Forman & Godron 1986, Chuvieco 1995).

La métrica del paisaje constituye una medición cuantitativa de los patrones espaciales y en los últimos años se han desarrollado una gran cantidad de índices que permiten caracterizar y analizar tanto la composición como la configuración del paisaje (Turner 1989, Li & Reynolds 1994, Saura & Martinez-Millán 2001, McGarigal 2002, Li & Wu 2004, Li *et al.* 2005). Tanto el tamaño, la forma y el perímetro de los parches, como el número, la conectividad, la orientación y la diversidad de los mismos, constituyen variables muy importantes a partir de los cuales se puede obtener una descripción cuantitativa de los patrones espaciales (Harrison & Fahrig 1995, Chuvieco 1999).

Las características del paisaje constituyen variables predictoras importantes de la presencia y/o abundancia de una amplia variedad de taxones (Mazerolle & Villard 1999). Existen una gran cantidad de estudios en los que se ha puesto de manifiesto la influencia de la configuración del paisaje sobre diversos procesos ecológicos, tales como la diversidad biológica, la abundancia y facilidad de dispersión de las poblaciones animales (Forman & Godron 1986, Graham & Blake 2001, Davis 2004, Fahrig 2007). Considerando a los Reptiles en particular, se ha observado que la presencia y/o abundancia de algunas especies ha sido relacionada con diferentes aspectos del paisaje tales como el tamaño del parche (Hokit & Branch 2003a, Jellinek *et al.* 2004, Smolensky & Fitzgerald 2011, Cardozo *et al.* 2012), la cantidad de bordes (Rubio & Simonetti 2011), la conectividad entre parches (Smith *et al.* 1996, Attum *et al.* 2008, Ryberg *et al.* 2013), así como la proporción de un tipo de hábitat (Atauri & de Lucio 2001, Fischer *et al.* 2005, Santos *et al.* 2008, Blevins & With 2011). Asimismo, varios trabajos realizados han demostrado el efecto negativo que la modificación de algunos aspectos del paisaje

produce sobre la abundancia y distribución de diferentes especies de Reptiles (Gibbons *et al.* 2000, Ballesteros-Barrera *et al.* 2007, Bollinger *et al.* 2007, Wagner *et al.* 2009). Uno de estos principales cambios se debe a la reducción y fragmentación de los hábitats disponibles para muchas especies producto de actividades antrópicas. Existe una relación directa entre la cantidad de un determinado hábitat y la supervivencia de las poblaciones, lo cual depende no solo del tamaño de los parches de ese hábitat sino del grado de aislamiento de los mismos en relación a la capacidad que tienen los organismos de desplazarse entre ellos (Harrison & Fahrig 1995).

Analizar cuantitativamente la forma en la que el contexto espacial y las características del paisaje influyen sobre la presencia o abundancia de una especie, resulta esencial para incrementar la eficiencia de las estrategias de conservación teniendo en cuenta la relación que existe entre la estructura del paisaje y los procesos ecológicos (Mazerolle & Villard 1999, Atauri & de Lucio 2001). La asociación entre las diferentes especies de lagartijas arenícolas y variables ambientales ha sido analizada a pequeña escala en algunas localidades de la costa bonaerense (Vega & Bellagamba 1992, Vega 1999, 2001, Kacolis *et al.* 2009, Block *et al.* 2012, Stelatelli *et al.* 2013a, b). Sin embargo, aún no se han examinado las características del hábitat a escala de paisaje que condicionan su presencia, lo cual es un punto de partida para desarrollar herramientas de manejo que permitan garantizar su supervivencia. La información ecológica existente necesita ser compilada y traducida en un Sistema de Información Geográfica (SIG) que sirva como base para el manejo sustentable de las poblaciones de lagartijas arenícolas, y por extensión, a otros miembros de la biodiversidad de las dunas costeras.

## **OBJETIVOS**

- ✓ Identificar mediante el uso de imágenes satelitales y muestreos de campo los tipos de ambientes y las características a escala paisaje de las dunas del litoral de la Provincia de Buenos Aires.
  
- ✓ Explorar la relación entre la presencia de lagartijas arenícolas y variables de paisaje de las dunas del litoral de la Provincia de Buenos Aires.

## **MATERIALES Y MÉTODOS**

### ***Área de estudio***

El área de estudio incluyó el sistema de dunas costeras del litoral marítimo de la Provincia de Buenos Aires: La Barrera Medanosa Oriental (BMO), comprendida entre La Caleta (37° 44' S, 57° 27' O) y Punta Rasa (36° 18' S, 56° 45' O); y la Barrera Medanosa Austral (BMA), comprendida entre Miramar (38° 17' S, 57° 50' O) y Punta Alta (38° 54' S, 62° 04' O).

### ***Procesamiento de imágenes satelitales***

Se utilizaron imágenes satelitales Landsat 5 TM (disponibles en <http://www.cbers.inpe.br>) correspondientes a los años 2009, 2010 y 2011. El área de estudio fue cubierta con 5 imágenes satelitales: 2 para la Barrera Medanosa

Oriental y 3 para la barrera Medanosa Austral (Tabla 1). Estas imágenes fueron reproyectadas al sistema de coordenadas planas UTM (Datum: WGS84, Zona 21S) y en los casos en que fue necesario, se corrigieron geométricamente mediante puntos obtenidos en el campo y Google Earth. Para ello se realizó una transformación de primer orden y un remuestreo de vecino más cercano (Campbell 2002). En todos los casos el valor de la raíz cuadrada del error medio fue menor a 1 pixel (30 m).

**Tabla 1:** Imágenes satelitales Landsat 5 TM utilizadas para cubrir la totalidad del área de estudio.

| <i>Barrera</i>  | <i>Path</i> | <i>Row</i> | <i>Fecha</i> |
|-----------------|-------------|------------|--------------|
| <b>Oriental</b> | 223         | 85         | Feb-10       |
|                 | 223         | 86         | Feb-10       |
| <b>Austral</b>  | 224         | 87         | Feb-09       |
|                 | 225         | 87         | Feb-11       |
|                 | 226         | 87         | Feb-11       |

Durante viajes de campaña, se georreferenciaron puntos con GPS registrando información de diferentes categorías de hábitat (estratos) dentro del ecosistema de médanos con diferentes tipos y coberturas vegetales. Utilizando la información de campo obtenida mediante el muestreo de hábitats, se realizaron clasificaciones supervisadas de las imágenes satelitales (Campbell 2002) para determinar los diferentes ambientes o hábitats dentro del área de estudio, teniendo en cuenta sólo el sector de dunas hasta la línea de costa. Se diferenciaron los siguientes estratos o ambientes del paisaje en función de sus coberturas vegetales: *dunas vivas* con escasa o nula cobertura de pastizal natural (DV), *dunas semifijas* con cobertura de pastizal natural continua (DS), *bajos interdunales* con presencia de vegetación asociada a ambientes inundados (BI) y *dunas forestadas* con vegetación exótica (DF) (Fig. 1). Dentro de DV se incluyó la playa distal, las

dunas activas frontales y dunas activas interiores. En el caso de la BMO, se utilizaron 166 sitios de entrenamiento para ambas imágenes, mientras que para la BMA se utilizaron 296 sitios de entrenamiento para las 3 imágenes. El algoritmo utilizado en las clasificaciones fue el de “*maximum likelihood*”, donde los píxeles son asignados a la clase más probable basado en la comparación de las firmas espectrales consideradas (Richards 1986). El ajuste de las clasificaciones realizadas fue evaluado utilizando la matriz de error y el índice Kappa (K), mediante el cual se compara el acuerdo entre la clasificación y la realidad y lo que se esperaría simplemente por azar (Jensen 1996, Campbell 2002). Para el caso de la BMO la exactitud total de la clasificación fue del 91,04 % y  $K= 0,8796$ , mientras que para la BMA, la exactitud total de la clasificación fue de 89,93 % y  $K= 0,8675$ . A partir de las clasificaciones supervisadas realizadas se obtuvieron dos mapas temáticos de las Barreras Medanosas Bonaerenses (Fig. 2A y B). Adicionalmente, se realizó la digitalización de los centros urbanos presentes a lo largo del área de estudio, así como las rutas y caminos principales de acceso a los mismos. Los centros urbanos fueron enmascarados en los mapas temáticos.

A partir de la información resultante se elaboró un Sistema de Información Geográfica (SIG; DeMers 1997) del ambiente dunícola costero bonaerense, que reúne la información proveniente del procesamiento de las imágenes satelitales (mapas temáticos en formato raster), la digitalización de ciudades (polígonos en formato vector), caminos (líneas en formato vector) y la costa (línea en formato vector), así como de los censos de lagartijas realizados (puntos en formato vector).



**Figura 1:** Diferentes tipos de ambientes o estratos presentes en las dunas costeras bonaerenses

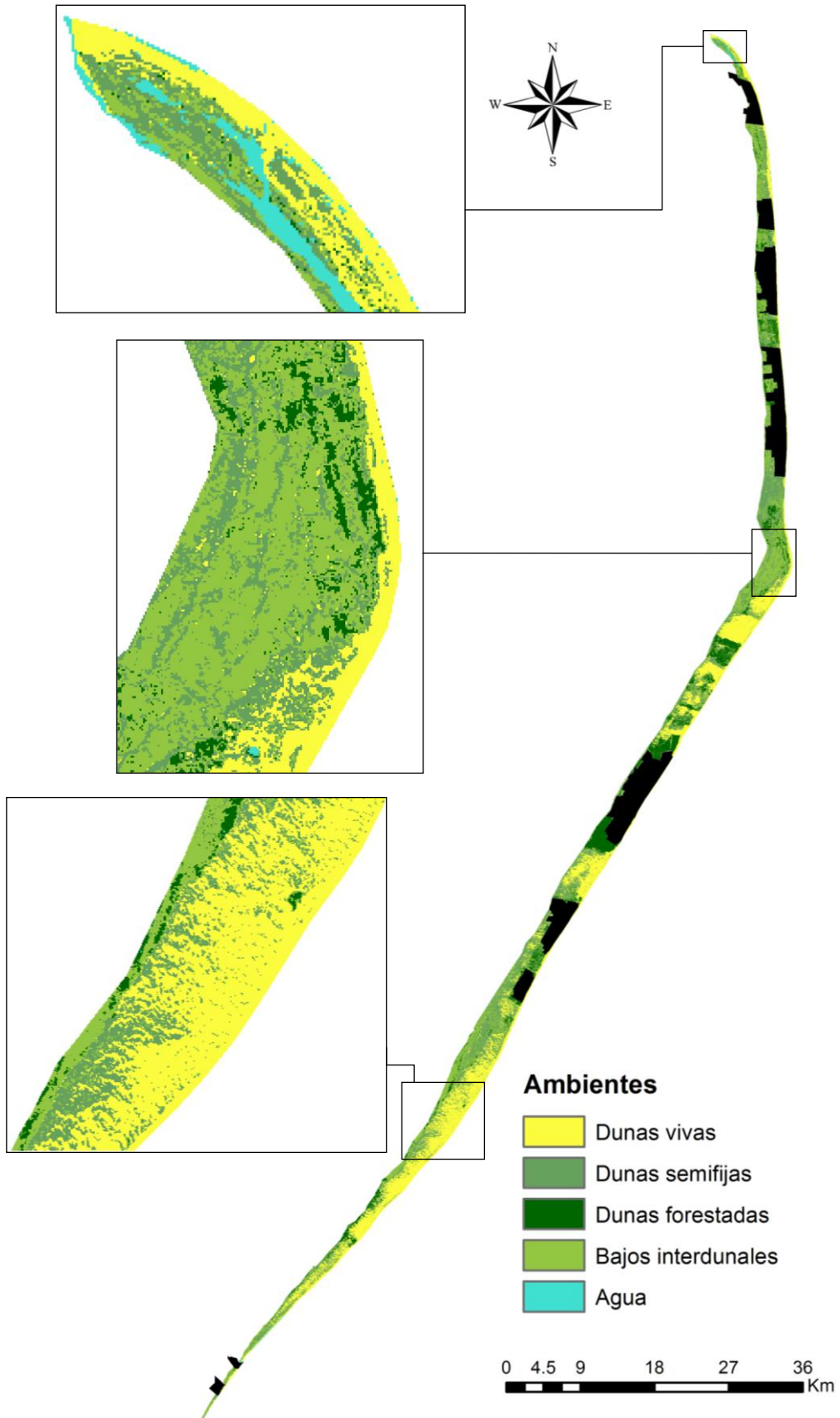


Figura 2A: Mapa temático de la Barrera Medanosa Oriental.

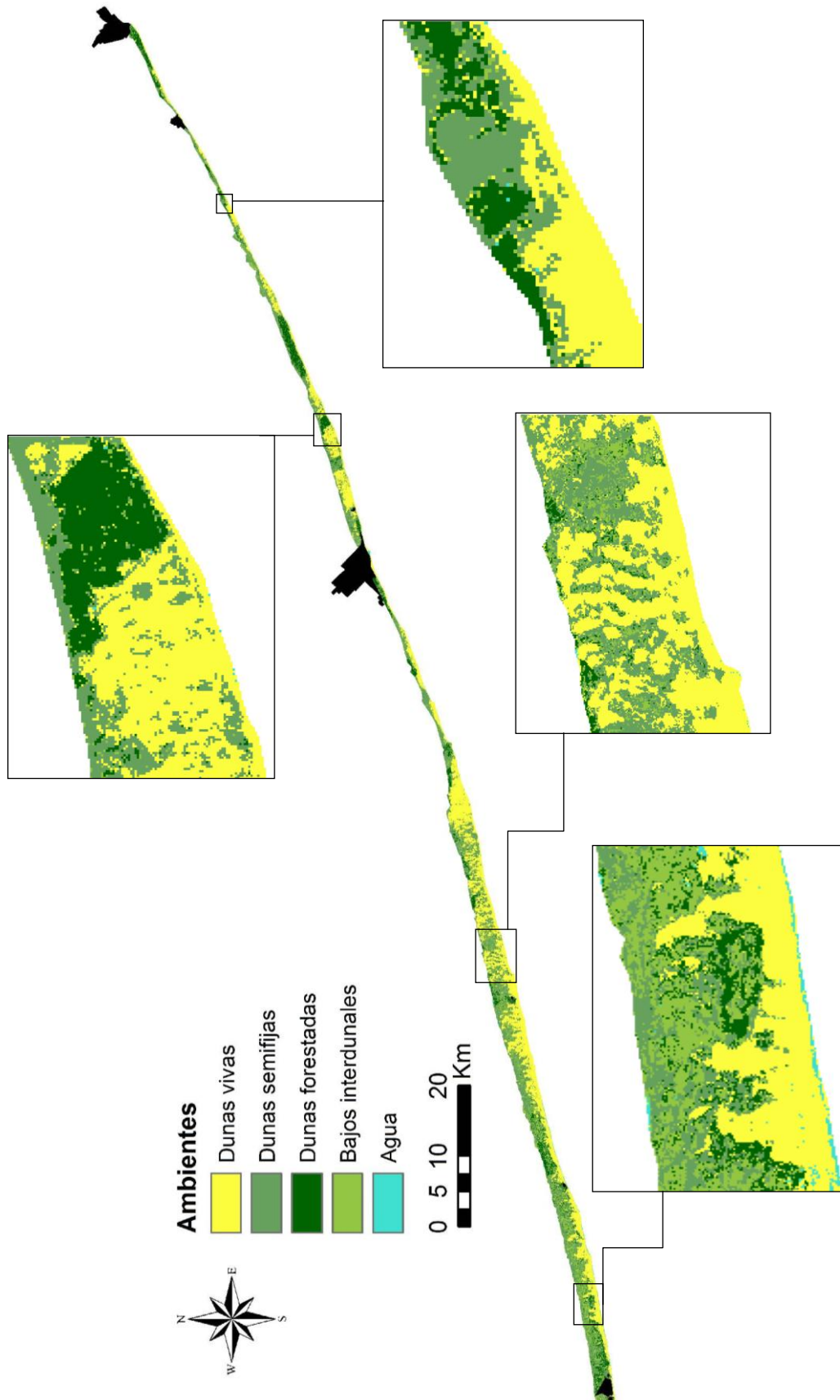
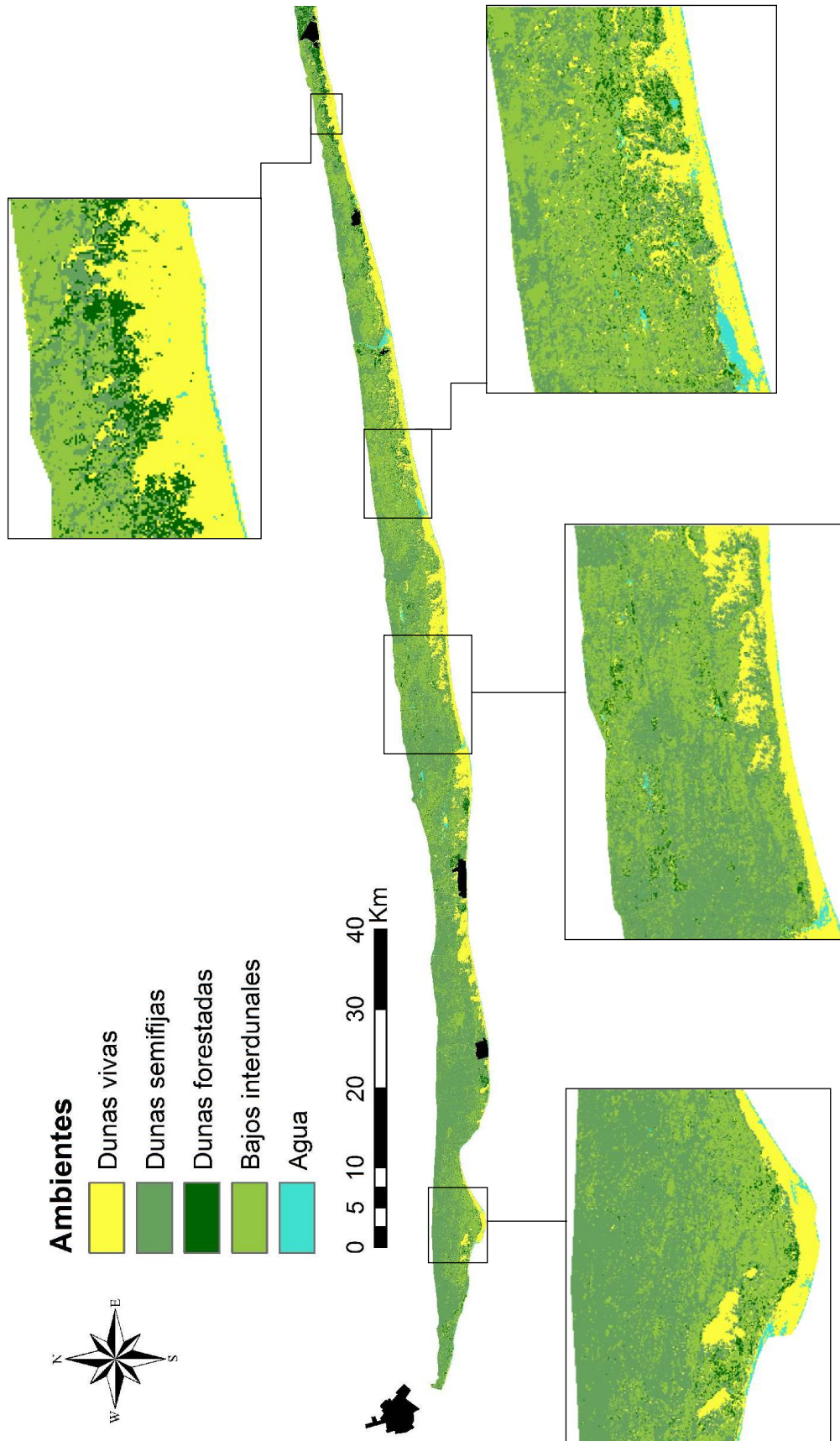


Figura 2B: Mapa temático de la Barrera Medanosa Austral.



Continuación de la Figura 2B

### ***Obtención de las variables de paisaje***

El análisis de la composición y configuración del paisaje se realizó sobre los mapas temáticos de la BMO y la BMA, utilizando el software FRAGSTATS v4.0 (McGarigal *et al.* 2012). Se utilizó el sistema de ventanas móviles (*moving windows*), donde las mediciones de los índices de paisaje fueron realizadas en ventanas circulares de 100 m y 300 m de radio, y de esta manera se obtuvieron variables en dos unidades de paisaje de diferente extensión. Considerando que el tamaño del pixel (30\*30 m) incluye el tamaño de dominio vital estimado para *Liolaemus multimaaculatus* y *L. wiegmannii* (ver Capítulo III), se consideraron en forma arbitraria dos unidades de paisaje que siendo conservativas permitieran describir adecuadamente la variación del paisaje. Teniendo en cuenta que no existen antecedentes de análisis a esta escala en el área de estudio para este tipo de especies, se prefirió analizar el paisaje en dos unidades que sirvan de control a los posibles sesgos de no detectar estructuras del paisaje debido a la escala seleccionada. Como regla de vecindad (*patch neighbor rule*), se consideró que las 8 celdas (píxeles) adyacentes de un tipo de ambiente pertenecen al mismo parche (*8 cell rule*). De esta manera se consideran pertenecientes al mismo parche a las 4 celdas adyacentes ortogonalmente así como aquellas 4 que se encuentran adyacentes diagonalmente. Las variables obtenidas en cada unidad de paisaje fueron (Tabla 2):

- ✓ *tamaño medio del parche (area\_DV; area\_DS)*: suma de los tamaños de parches (en hectáreas) de un tipo de ambiente dividido el número total de parches del mismo tipo.

- ✓ *coeficiente de variación del tamaño del parche* (**area\_cv\_DV; area\_cv\_DS**): porcentaje relativo de variación del tamaño del parche con respecto a la media.
- ✓ *porcentaje de celdas adyacentes de la misma clase o tipo de ambiente* (**pladj\_DV; pladj\_DS**): número de celdas adyacentes de un mismo tipo de ambiente dividido el número total de celdas adyacentes, multiplicado por 100. Este valor aumenta a medida que el parche de un tipo de ambiente dado es cada vez más agregado y por lo tanto la proporción de celdas adyacentes del mismo tipo aumenta.
- ✓ *longitud total de bordes* (**te\_DV; te\_DS**): suma de la longitud (en metros) de los segmentos de bordes de un mismo tipo de ambiente.
- ✓ *densidad de parches* (**pd\_DV; pd\_DS**): número de parches de un tipo de ambiente dividido por el área total del paisaje ( $m^2$ ), multiplicado por 10.000 y 100 (para convertir a 100 hectáreas).
- ✓ *distancia al parche más cercano* (**enn\_DV, enn\_DS**): distancia más corta (en metros) entre los bordes de parches del mismo tipo de ambiente, calculada desde el centro del píxel en metros. Este valor se aproxima a cero cuando la distancia entre parches del mismo tipo de ambiente es nula.
- ✓ *porcentaje de cada tipo de ambiente en el paisaje* (**pland\_DV, pland\_DS, pland\_BI, pland\_DF**): suma del área ( $m^2$ ) de todos los parches de un tipo de ambiente dividido el área total del paisaje ( $m^2$ ), multiplicado por 100.

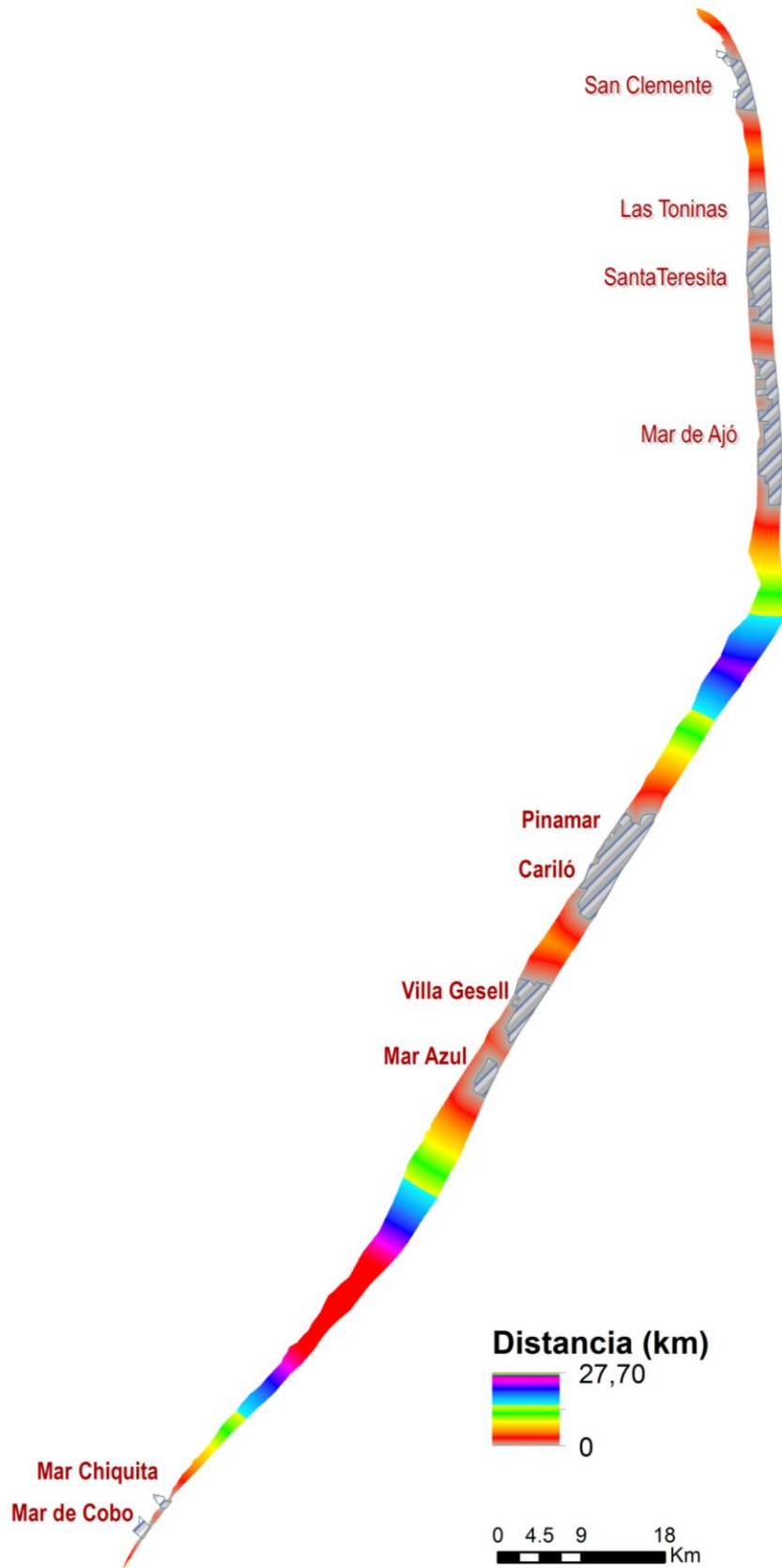
Por otro lado, se obtuvieron tres variables adicionales: *distancia a ciudades* (**d\_ciud**), *distancia a caminos* (**d\_cam**) y *distancia a la costa* (**d\_cost**), a partir de la digitalización de todos los centros urbanos de la costa bonaerense (Fig. 3A y B),

rutas y caminos de acceso a los mismos (Fig. 4A y B) y la línea de costa (Fig. 5A y B), respectivamente. En los tres casos se aplicó el comando *Euclidean Distance* en ArcGis, que mide la distancia euclidiana de un objeto al más cercano.

**Tabla 2:** Descripción de las variables de paisaje obtenidas con el software FRAGSTATS v4.0.  $\bar{X} \pm DS$ : valor medio  $\pm$  desvío estándar de las variables obtenidas en las unidades de paisaje de 100 y 300 m, respectivamente

| <b>Nombre</b>     | <b>Descripción</b>   | $\bar{X}_{100} \pm DS$ | $\bar{X}_{300} \pm DS$ |
|-------------------|--|------------------------|------------------------|
| <b>area_DV</b>    | Tamaño medio de los parches de dunas vivas                             | 0,89 $\pm$ 0,82        | 4,98 $\pm$ 6,61        |
| <b>area_DS</b>    | Tamaño medio de los parches de dunas semifijas                         | 0,62 $\pm$ 0,77        | 3,47 $\pm$ 4,52        |
| <b>area_cv_DV</b> | Coefficiente de variación del tamaño de los parches de dunas vivas     | 13,78 $\pm$ 28,62      | 104,07 $\pm$ 71,28     |
| <b>area_cv_DS</b> | Coefficiente de variación del tamaño de los parches de dunas semifijas | 18,73 $\pm$ 32,93      | 102,65 $\pm$ 106,58    |
| <b>pladj_DV</b>   | Porcentaje de celdas adyacentes de dunas vivas                         | 52,15 $\pm$ 32,97      | 64,51 $\pm$ 24,90      |
| <b>pladj_DS</b>   | Porcentaje de celdas adyacentes de dunas semifijas                     | 46,68 $\pm$ 29,05      | 62,54 $\pm$ 20,44      |
| <b>te_DV</b>      | Longitud total de bordes de dunas vivas                                | 259,84 $\pm$ 187,90    | 2032,73 $\pm$ 1117,21  |
| <b>te_DS</b>      | Longitud total de bordes de dunas semifijas                            | 406,28 $\pm$ 246,91    | 3627,28 $\pm$ 1726,44  |
| <b>pd_DV</b>      | Densidad de parches de dunas vivas en 100 Ha                           | 45,78 $\pm$ 31,43      | 14,29 $\pm$ 10,58      |
| <b>pd_DS</b>      | Densidad de parches de dunas semifijas en 100 Ha                       | 58,80 $\pm$ 33,49      | 16,89 $\pm$ 11,00      |
| <b>enn_DV</b>     | Distancia entre un parche de dunas vivas y su vecino más cercano       | 15,57 $\pm$ 30,17      | 72,20 $\pm$ 58,16      |
| <b>enn_DS</b>     | Distancia entre un parche de dunas semifijas y su vecino más cercano   | 20,46 $\pm$ 31,63      | 67,00 $\pm$ 32,06      |
| <b>pland_DV</b>   | Porcentaje en el paisaje de dunas vivas                                | 30,77 $\pm$ 34,03      | 33,53 $\pm$ 23,81      |
| <b>pland_DS</b>   | Porcentaje en el paisaje de dunas semifijas                            | 30,62 $\pm$ 29,08      | 30,54 $\pm$ 19,67      |
| <b>pland_BI</b>   | Porcentaje en el paisaje de bajos interdunales                         | 10,93 $\pm$ 14,41      | 14,31 $\pm$ 12,30      |
| <b>pland_DF</b>   | Porcentaje en el paisaje de dunas forestadas                           | 7,64 $\pm$ 19,18       | 7,50 $\pm$ 11,57       |

Todas las variables obtenidas constituyen capas (*layers*) de información geográficamente referenciadas, a las cuales se les superpuso una capa de información con los puntos correspondientes a los censos realizados. Mediante la función de extracción de valores, se obtuvieron los valores de los píxeles correspondientes a cada censo para todas las variables, los cuales fueron exportados a una planilla de cálculo.



**Figura 3A:** Distancia a centros urbanos (km) en la Barrera Medanosa Oriental.

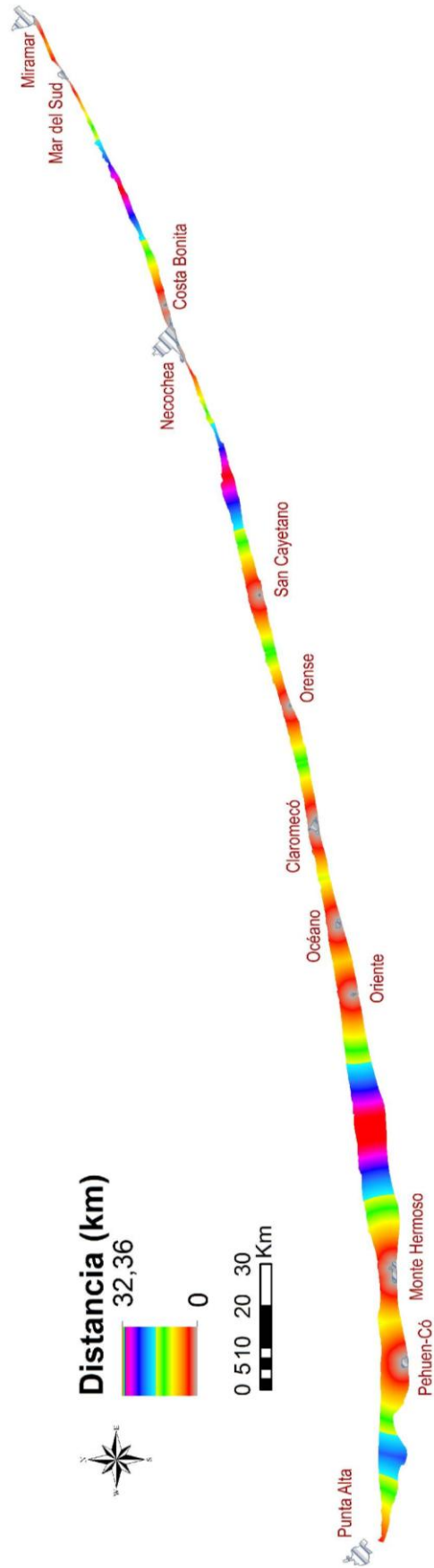
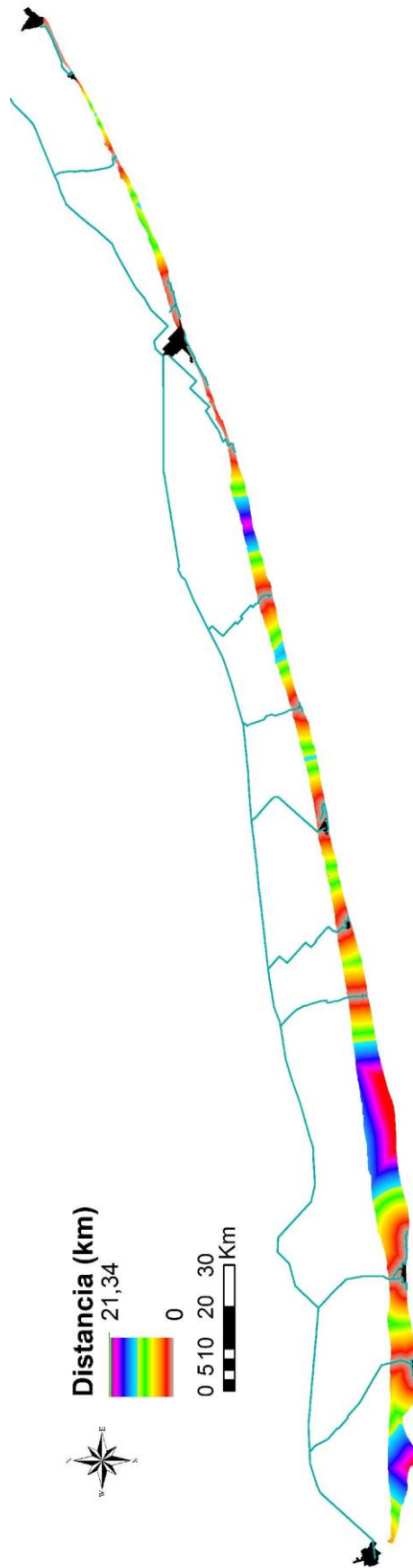


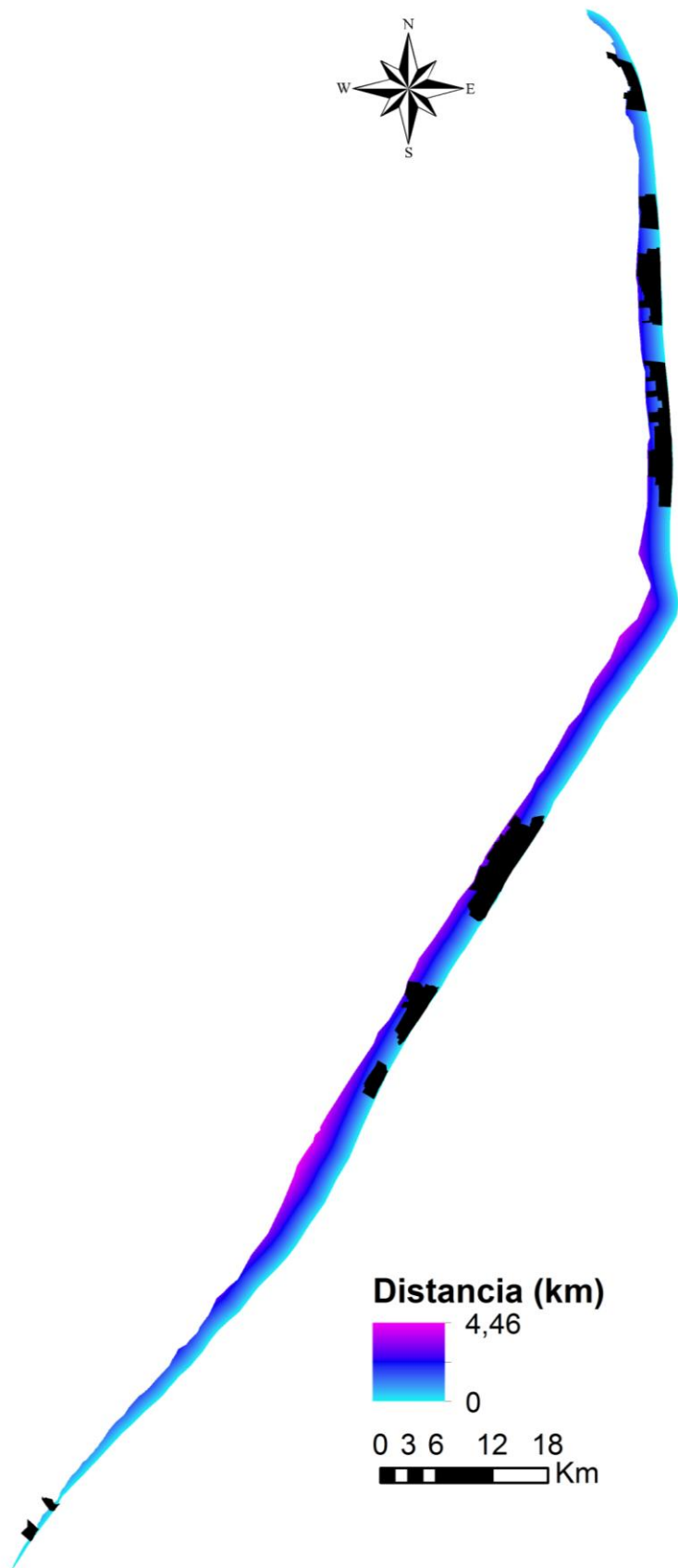
Figura 3B: Distancia a centros urbanos (km) en la Barrera Medanosas Austral.



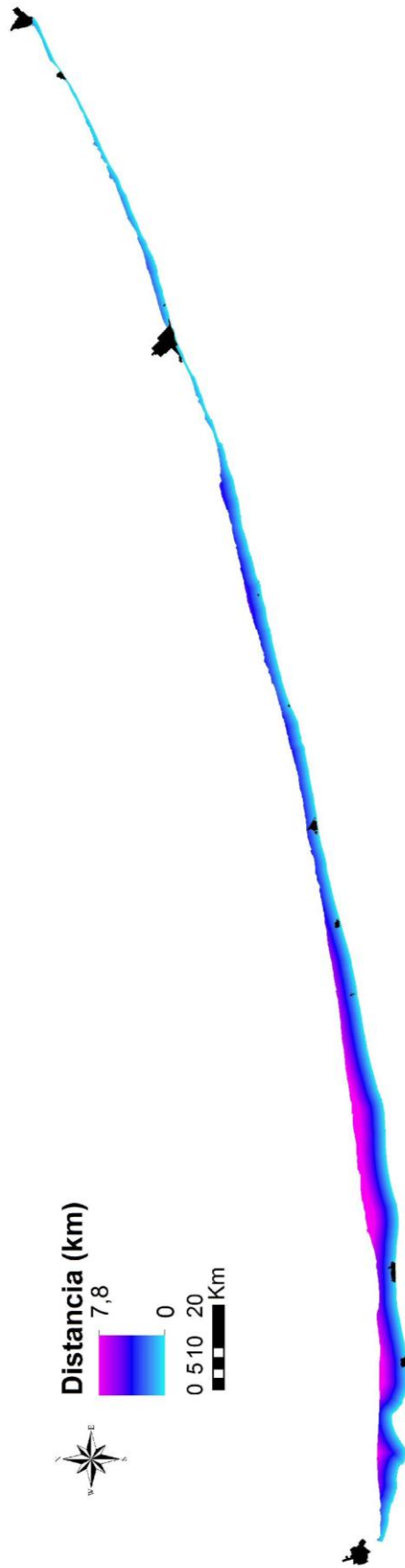
**Figura 4A:** Distancia a rutas y caminos principales (km) en la Barrera Medanosas Orientales.



**Figura 4B:** Distancia a rutas y caminos principales (km) en la Barrera Medanososa Austral.



**Figura 5A:** Distancia a la costa (km) en la Barrera Medanosa Oriental.



**Figura 5A:** Distancia a la costa (km) en la Barrera Medanosa Austral.

### ***Análisis estadístico***

La relación entre la presencia de cada especie de lagartija y las variables de paisaje en la Barrera Medanosa Oriental se analizó mediante Modelos Lineales Generalizados (MLGs, McCullagh & Nelder 1989) con una estructura del error Binomial (la variable respuesta tomó dos valores posibles: 1 presencia de un individuo, y 0 si no se observaron individuos) y una función de enlace “logit” (Crawley 2007).

La variable respuesta considerada en los modelos fue la presencia-ausencia de cada especie, obtenida durante los censos de los individuos (ver Capítulo II). Las variables predictoras (variables continuas) incluyeron: tamaño medio del parche, coeficiente de variación del tamaño del parche, porcentaje de celdas adyacentes, longitud total de bordes, densidad de parches, distancia al parche más cercano, porcentaje en el paisaje de cada tipo de hábitat, distancia a ciudades, distancia a caminos y distancia a la costa. La multicolinealidad (correlación significativa entre dos variables independientes) puede causar dificultades a la hora de comparar entre modelos alternativos (Lennon 1999). Se consideró que dos predictores estaban altamente correlacionados si el coeficiente de correlación de “Spearman” era  $> 0,6$ . Entre variables predictoras altamente correlacionadas se retuvo aquella más fácilmente interpretable según la ecología de la especie (Austin 2007).

El sustento de los modelos fue evaluado mediante el enfoque de la Teoría de la Información basado en la Inferencia de Múltiples Modelos (Burnham & Anderson 2002). Se construyeron modelos con todas las combinaciones posibles de variables predictoras, incluyendo un modelo global con todas las variables y un

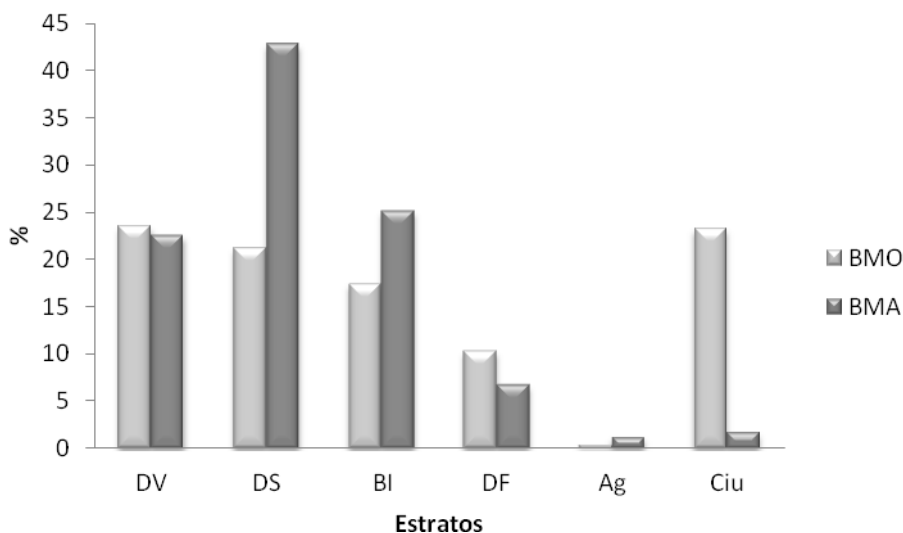
modelo nulo sin variables. La selección de modelos se basó en el Criterio de Información de Akaike corregido para muestras pequeñas (AIC<sub>c</sub>). El ajuste de los modelos se realizó a partir del modelo global y se utilizaron dos medidas para proporcionar una mayor comprensión de la cantidad de incertidumbre en la selección de los modelos: la diferencia entre el valor de AIC<sub>c</sub> para el mejor modelo con cada uno de los restantes ( $\Delta\text{AIC}_c$ ); y el peso de Akaike (AIC<sub>c</sub> P, Burnham & Anderson 2002) que provee la verosimilitud relativa al normalizar cada modelo sobre la base del valor de  $\Delta\text{AIC}_c$  (Burnham & Anderson 2002). Si bien el mejor modelo es aquel con menor valor de AIC<sub>c</sub>, cualquier modelo con  $\Delta\text{AIC}_c < 2$  tiene un buen soporte y por lo tanto se lo considera igualmente parsimonioso (Burnham & Anderson 2002). Los estimadores para los diferentes parámetros fueron calculados usando la técnica del promedio de modelos basada en los pesos de AIC<sub>c</sub> para todos los modelos candidatos (Burnham & Anderson 1998). Se obtuvo el peso de cada variable (PVar), el cual es utilizado como un indicador de la importancia relativa con la que cada variable predictora afecta a la variable respuesta. También se determinó el grado con el cual los intervalos de confianza del 95% de los estimadores de los parámetros incluían el valor “cero”. Se consideró que el efecto de la variable era significativo solo si dicho intervalo excluía el valor cero.

En el caso de *Liolaemus wiegmanni*, solo se utilizaron los datos provenientes de los censos realizados en la BMO, debido al bajo número de presencia de individuos registrados en la BMA (N= 9).

Los análisis estadísticos fueron realizados utilizando el Programa R, versión 2.15.0 (R Development Core Team, 2012).

**RESULTADOS**

La Barrera Medanosa Oriental abarcó un área total de 49.923,42 ha de las cuales el 23,26 % está ocupada por ciudades. En cuanto a los diferentes estratos el 27,47 % corresponden a dunas vivas, el 21,20 % a dunas semifijas, el 17,42 % a bajos interdunales, el 10,30 % a dunas forestadas y el 0,35 % a cuerpos de agua. Por su parte, la Barrera Medanosa Austral abarcó un área total de 127.372,86 ha de las cuales el 1,66 % se encuentra ocupado por ciudades. En cuanto a los estratos el 22,53 % corresponde a dunas vivas, el 42,77 % a dunas semifijas, el 25,15 % a bajos interdunales, el 6,69 % a dunas forestadas y el 1,20 % a cuerpos de agua (Fig. 6).



**Figura 6:** Composición del paisaje de las dunas costeras bonaerenses. BMO: Barrera Medanosa Oriental, BMA: Barrera Medanosa Austral. DV: dunas vivas, DS: dunas semifijas, BI: bajos interdunales, DF: dunas forestadas. Ag: cuerpos de agua, Ciu: ciudades.

En cuanto a la relación entre la presencia de lagartijas y variables de paisaje, los MLGs indicaron que la presencia de *Liolaemus multimaculatus* fue explicada con mayor soporte por el coeficiente de variación del tamaño del parche de dunas vivas, la densidad de parches de dunas vivas, el porcentaje de celdas adyacentes de dunas vivas, el porcentaje de dunas forestadas y dunas semifijas, la longitud total de bordes de dunas vivas y la distancia a la costa (Tabla 3), considerando una unidad de paisaje circular de 100 m de radio. La presencia de esta especie se relacionó positivamente con el coeficiente de variación del tamaño del parche de dunas vivas, el porcentaje de celdas adyacentes de dunas vivas y la longitud total de bordes de dunas vivas; mientras que se relacionó de forma negativa con la densidad de parches de dunas vivas, el porcentaje de dunas forestadas y dunas semifijas y la distancia a la costa (Tabla 4). Cuando el tamaño de la unidad de paisaje aumentó a 300 m de radio, el mejor modelo determinó que la presencia de *L. multimaculatus* fue explicada por el tamaño del parche de dunas vivas, coeficiente de variación del tamaño del parche de dunas vivas, la distancia al parche más cercano de dunas vivas, el porcentaje en el paisaje de dunas forestadas, y la distancia a la costa (Tabla 3). Sin embargo, la distancia al parche más cercano de dunas vivas y el porcentaje en el paisaje de dunas forestadas presentaron intervalos de confianza que incluyeron el cero. Tanto el tamaño medio como el coeficiente de variación del tamaño del parche de dunas vivas se relacionaron positivamente con la presencia de la especie, mientras que la distancia a la costa se relacionó negativamente con la presencia de *L. multimaculatus* (Tabla 4).

## Capítulo IV

**Tabla 3:** Modelos Lineales Generalizados explicando la presencia de *Liolaemus multimaculatus* en las Barreras Medanosas bonaerenses. UP: Unidad de paisaje (m). Descripción de las variables predictoras en el texto. AICc P: peso del Akaike. Solo se muestran los modelos con  $\Delta AICc < 2$ .

| UP  | Modelos   | $\Delta AICc$ | AICc P |
|-----|---|---------------|--------|
| 100 | area_cv_DV+d_cost+pd_DV+pladj_DV+pland_DF+pland_DS+te_DV                | 0,00          | 0,36   |
|     | area_cv_DV+d_cost+pd_DV+pladj_DV+pland_BI+pland_DF+pland_DS+te_DV       | 0,89          | 0,23   |
|     | area_cv_DV+d_cam+d_cost+pd_DV+pladj_DV+pland_BI+pland_DF+pland_DS+te_DV | 1,00          | 0,22   |
|     | area_cv_DV+d_cam+d_d_cost+pd_DV+pladj_DV+pland_DF+pland_DS+te_DV        | 1,16          | 0,20   |
| 300 | area_cv_DV+area_DV+d_ciu+d_cost+enn_DV+pland_DF                         | 0             | 0,18   |
|     | area_cv_DV+area_DV+d_ciu+d_cost+enn_DV+pland_BI+pland_DF                | 0,22          | 0,16   |
|     | area_cv_DV+area_DV+d_ciu+d_cost+pland_BI+pland_DF                       | 1,11          | 0,10   |
|     | area_cv_DV+area_DV+d_ciu+d_cost+enn_DV                                  | 1,14          | 0,10   |
|     | area_cv_DV+area_DV+d_ciu+d_cost+pland_DF                                | 1,46          | 0,09   |
|     | area_cv_DV+area_DV+d_ciu+d_cost+enn_DV+pland_BI                         | 1,61          | 0,08   |
|     | area_cv_DV+area_DV+d_cost+enn_DV+pland_DF                               | 1,61          | 0,08   |
|     | area_cv_DV+area_DV+d_cam+d_ciu+d_cost+enn_DV+pland_BI+pland_DF          | 1,79          | 0,07   |
|     | area_cv_DV+area_DV+d_cam+d_ciu+d_cost+enn_DV+pland_DF                   | 1,88          | 0,07   |
|     | area_cv_DV+area_DV+d_ciu+d_cost+enn_DV+pladj_DV+pland_DF                | 1,90          | 0,07   |

**Tabla 4:** Coeficientes estimados a partir de los Modelos Lineales Generalizados para aquellas variables que afectan la presencia de *Liolaemus multimaculatus* en las Barreras Medanosas bonaerenses. UP: Unidad de paisaje (m). Descripción de las variables predictoras en el texto. SE: error estándar del coeficiente estimado. Intervalo: intervalo del 95% de confianza del coeficiente estimado. PVar: peso relativo de la variable. En negrita se muestran las variables significativas, cuyo intervalo de confianza no incluye el cero.

| UP  | Variable          | Coficiente       | SE              | Intevalo                   | PVar        |
|-----|-------------------|------------------|-----------------|----------------------------|-------------|
| 100 | Intercepto        | -0,804           | 0,571           | -1,93; 0,319               | ---         |
|     | <b>area_cv_DV</b> | <b>0,0188</b>    | <b>0,00741</b>  | <b>0,00421; 0,0334</b>     | <b>1,00</b> |
|     | d_cam             | 0,00009          | 0,000144        | -0,00019; 0,00037          | 0,42        |
|     | <b>d_cost</b>     | <b>-0,0005</b>   | <b>0,00023</b>  | <b>-0,00094; -0,00005</b>  | <b>1,00</b> |
|     | <b>pd_DV</b>      | <b>-0,0421</b>   | <b>0,00968</b>  | <b>-0,0611; -0,023</b>     | <b>1,00</b> |
|     | <b>pladj_DV</b>   | <b>0,0285</b>    | <b>0,00663</b>  | <b>0,0154; 0,042</b>       | <b>1,00</b> |
|     | pland_BI          | -0,0082          | 0,0125          | -0,033; 0,016              | 0,44        |
|     | <b>pland_DF</b>   | <b>-0,0588</b>   | <b>0,0146</b>   | <b>-0,088; -0,03</b>       | <b>1,00</b> |
|     | <b>pland_DS</b>   | <b>-0,0168</b>   | <b>0,00776</b>  | <b>-0,032; -0,0015</b>     | <b>1,00</b> |
|     | <b>te_DV</b>      | <b>0,0029</b>    | <b>0,00104</b>  | <b>0,00086; 0,005</b>      | <b>1,00</b> |
| 300 | Intercepto        | -1.25            | 0.664           | -2.56; 0.0554              |             |
|     | <b>area_cv_DV</b> | <b>0.0098</b>    | <b>0.00319</b>  | <b>0.00352; 0.0161</b>     | <b>1,00</b> |
|     | <b>area_DV</b>    | <b>0.0943</b>    | <b>0.0345</b>   | <b>0.0263; 0.162</b>       | <b>1,00</b> |
|     | d_cam             | 0.0000138        | 0.000037        | -0.000059; 0.000087        | 0.14        |
|     | d_ciu             | -0.0000494       | 0.000032        | -0.000112; 0.0000132       | 0.92        |
|     | <b>d_cost</b>     | <b>-0.000725</b> | <b>0.000229</b> | <b>-0.00118; -0.000275</b> | <b>1,00</b> |
|     | enn_DV            | -0.00594         | 0.00489         | -0.0156; 0.00367           | 0.81        |
|     | pladj_DV          | 0.000227         | 0.000754        | -0.00125; 0.00171          | 0.07        |
|     | pland_BI          | -0.00831         | 0.0126          | -0.033; 0.0163             | 0.42        |
|     | pland_DF          | -0.0191          | 0.0153          | -0.0492; 0.0111            | 0.82        |

En el caso de *Liolaemus wiegmanni* y considerando la unidad de paisaje de menor tamaño (100 m de radio), los MLGs indicaron que la presencia de esta especie fue explicada con mayor soporte por la densidad de parches de dunas

semifijas, el porcentaje de celdas adyacentes de dunas semifijas, el porcentaje en el paisaje de dunas vivas y dunas forestadas, y la distancia a la costa y a las ciudades (Tabla 5). Sin embargo, tanto el porcentaje de celdas adyacentes de dunas semifijas y la distancia a las ciudades presentaron intervalos de confianza que incluyeron el cero. La distancia a la costa se relacionó positivamente con la presencia de *L. wiegmannii* mientras que el resto de las variables presentaron relaciones negativas (Tabla 6). Cuando el tamaño de la unidad de paisaje aumentó a 300 m de radio, el mejor modelo demostró que la presencia de *L. wiegmannii* fue explicada por el porcentaje de celdas adyacentes de dunas semifijas, el porcentaje en el paisaje de bajos interdunales, dunas vivas y dunas forestadas, y la distancia a ciudades y a la costa (Tabla 5). Sólo el porcentaje en el paisaje de bajos interdunales presentó un intervalo de confianza incluyendo el cero. Las distancias a la costa y a ciudades se relacionaron de forma positiva con la presencia de esta especie, mientras que el resto de las variables se relacionaron negativamente (Tabla 6).

**Tabla 5:** Modelos Lineales Generalizados explicando la presencia de *Liolaemus wiegmannii* en la Barrera Medanosa Oriental. UP: unidad de paisaje (m). Descripción de las variables predictoras en el texto. AICc P: peso del Akaike. Solo se muestran los modelos con  $\Delta AICc < 2$ .

| UP  | Modelos  | $\Delta AICc$ | AICc P |
|-----|--|---------------|--------|
| 100 | d_ciu+d_cost+pd_DS+pladj_DS+pland_DF+pland_DV          | 0,00          | 0,27   |
|     | d_cost +pd_DS+plsdj_DS+pland_DF+pland_DV               | 0,40          | 0,22   |
|     | d_cost +pd_DS+pland_DF+pland_DV                        | 1,13          | 0,15   |
|     | d_ciu+d_cost+pd_DS+pland_DF+pland_DV                   | 1,19          | 0,15   |
|     | d_ciu+d_cost+pd_DS+pladj_DS+pland_BI+pland_DF+pland_DV | 1,79          | 0,11   |
|     | d_cost+pd_DS+pladj_DS+pland_BI+pland_DF+pland_DV       | 1,93          | 0,10   |
| 300 | d_ciu+d_cost+pladj_DS+pland_BI+pland_DF+pland_DV       | 0,00          | 0,58   |
|     | d_ciu+d_cost+pladj_DS+pland_DF+pland_DV                | 0,67          | 0,42   |

**Tabla 6:** Coeficientes estimados a partir de los Modelos Lineales Generalizados para las variables que afectan la presencia *Liolaemus wiegmanni* en la Barrera Medanosa Oriental. UP: unidad de paisaje (m). Descripción de las variables predictoras en el texto. SE: error estándar del coeficiente estimado. Intervalo: intervalo del 95% de confianza del coeficiente estimado. PVar: peso relativo de la variable. En negrita se muestran las variables significativas, cuyo intervalo de confianza no incluye el cero.

| <b>UP</b>  | <b>Variable</b> | <b>Coficiente</b> | <b>SE</b>      | <b>Intevalo</b>          | <b>PVar</b> |
|------------|-----------------|-------------------|----------------|--------------------------|-------------|
| <b>100</b> | Intercepto      | 1,19              | 1,67           | -2,1; 4,47               | ---         |
|            | d_ciu           | 0,000047          | 0,000059       | -0,000069; 0,00016       | 0,52        |
|            | <b>d_cost</b>   | <b>0,00054</b>    | <b>0,00022</b> | <b>0,0001; 0,00098</b>   | <b>1,00</b> |
|            | <b>pd_DS</b>    | <b>-0,0231</b>    | <b>0,00971</b> | <b>-0,0423; -0,00392</b> | <b>1,00</b> |
|            | pladj_DS        | -0,0202           | 0,0192         | -0,0581; 0,0176          | 0,70        |
|            | pland_BI        | -0,0039           | 0,00936        | -0,0223; 0,0145          | 0,21        |
|            | <b>pland_DF</b> | <b>-0,0764</b>    | <b>0,0356</b>  | <b>-0,146; -0,00627</b>  | <b>1,00</b> |
|            | <b>pland_DV</b> | <b>-0,0305</b>    | <b>0,0154</b>  | <b>-0,061; -0,00021</b>  | <b>1,00</b> |
| <b>300</b> | Intercepto      | 3,1               | 1,86           | -0,562; 6,77             | ---         |
|            | <b>d_ciu</b>    | <b>0,0002</b>     | <b>0,00007</b> | <b>0,000057; 0,00032</b> | <b>1,00</b> |
|            | <b>d_cost</b>   | <b>0,0009</b>     | <b>0,00026</b> | <b>0,00036; 0,0014</b>   | <b>1,00</b> |
|            | <b>pladj_DS</b> | <b>-0,072</b>     | <b>0,0245</b>  | <b>-0,12; -0,024</b>     | <b>1,00</b> |
|            | pland_BI        | -0,0248           | 0,0286         | -0,0811; 0,0314          | 0,58        |
|            | <b>pland_DF</b> | <b>-0,0805</b>    | <b>0,0327</b>  | <b>-0,145; -0,016</b>    | <b>1,00</b> |
|            | <b>pland_DV</b> | <b>-0,0449</b>    | <b>0,0214</b>  | <b>-0,0871; -0,0028</b>  | <b>1,00</b> |

## DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos permitieron reconocer algunos factores de la composición y estructura del paisaje de las dunas costeras bonaerenses que estarían regulando, al menos en parte, la distribución de *Liolaemus multimaculatus* y *L. wiegmanni* en las Barreras Medanosas. Ambas especies se relacionaron con diferentes aspectos del paisaje, ya que la presencia de *L. multimaculatus* estuvo vinculada con paisajes más homogéneos compuestos principalmente por dunas vivas, mientras que *L. wiegmanni* fue hallada principalmente en paisajes fragmentados naturalmente con parches disgregados de dunas semifijas. La segregación espacial observada a escala de microhábitat en relación con las coberturas vegetales (ver capítulo II), podría corresponderse con lo observado a escala de paisaje. Además ambas especies se distribuyeron de forma opuesta con respecto a la distancia a la costa, siendo mayor la ocurrencia de *L. multimaculatus*

en dunas anteriores cercanas a la costa y *L. wiegmanni* en dunas posteriores más alejadas. Este patrón podría estar explicado por la distribución de los dos tipos de coberturas dominantes, con un gradiente de cobertura vegetal que incluye dunas vivas con muy baja cobertura vegetal cercanas al mar, hasta dunas semifijas y fijas con coberturas cercanas al 100% tierra adentro (Cabrera 1976).

La presencia de *Liolaemus multimaculatus* estuvo asociada con aquellos paisajes compuestos por parches extensos y compactos de dunas vivas, lo cual se ve evidenciado por la relación positiva hallada con el porcentaje de celdas adyacentes, la relación negativa con la densidad de parches (UP= 100) y la relación positiva con el tamaño del parche de dunas vivas (UP= 300). Una mayor longitud de bordes podría indicar una forma compleja del parche (McGarigal 2002), en relación con el resto de los estratos, aunque siempre en contextos espaciales con bajos porcentajes de dunas semifijas y dunas forestadas. Un mayor coeficiente de variación indica que existe una diferencia entre el tamaño de algunos parches y el tamaño medio, de los cuales esta especie estaría seleccionando los más grandes. Sin embargo, esta diferencia aparente en los tamaños de los parches de dunas vivas podría deberse a una relación entre la forma compleja de los mismos y el tamaño de las unidades de paisaje, las cuales podrían no ser lo suficientemente extensas como para captar completamente el tamaño de los parches. De esta manera *L. multimaculatus* estaría seleccionando áreas del paisaje más homogéneas compuestas de dunas vivas extensas y poco fragmentadas naturalmente, y estas configuraciones espaciales son más frecuentes a menores distancias de la costa en ambas Barreras Medanosas (Fig. 2A y B). El patrón general que ocurre en dunas es una progresiva fragmentación de las dunas vivas por la aparición de parches

vegetados a medida que aumenta la distancia a la costa (Mora & Mapelli 2010). El tamaño del parche es una característica muy importante para la supervivencia de las poblaciones teniendo en cuenta que aquellos de mayor tamaño pueden soportar poblaciones más grandes y por lo tanto más estables, disminuyendo la probabilidad de extinción (Harrison & Fahrig 1995). La presencia de *L. multimaculatus* en parches extensos de dunas vivas cercanos a la costa podría coincidir con los mayores requerimientos espaciales estimados para esta especie a partir del valor de dominio vital (ver Capítulo III). Se ha observado en lagartijas que el establecimiento de los territorios en los individuos adultos puede verse limitado en parches de pequeño tamaño (Santos *et al.* 2008), los cuales pueden afectar además negativamente algunos aspectos demográficos como la abundancia, las tasas de supervivencia y el reclutamiento de crías (Hokit & Branch 2003a, b). Ningún individuo de *L. multimaculatus* fue observado en otro tipo de hábitat a lo largo de todo el área de estudio y, por lo tanto, las dunas vivas constituyen un hábitat de vital importancia para esta especie.

Por otro lado, la presencia de *Liolaemus wiegmanni* se relacionó negativamente con la densidad de parches de dunas semifijas y el porcentaje en el paisaje de dunas vivas y dunas forestadas. Al aumentar el tamaño de la unidad del paisaje, la presencia de esta especie también se vio afectada negativamente por el porcentaje de celdas adyacentes de dunas semifijas. Sumado a esto, la especie seleccionó aquellas zonas alejadas de la costa y de las ciudades. De esta manera, la presencia de *L. wiegmanni* se encuentra asociada con aquellas áreas del paisaje más heterogéneas que presentan una fragmentación natural, formada por parches más disgregados de dunas semifijas intercalando con otros estratos, como podría

ser el caso de los bajos interdunales. La utilización de un patrón espacial similar ha sido observado en *Sceloporus arenicolus*, especie endémica y altamente especializada que habita depresiones abiertas (*blowouts*) intercaladas con matorrales en complejos de dunas internas en Nuevo Mexico, Norteamérica (Smolensky & Fitzgerald 2011). Un menor porcentaje de celdas adyacentes indica que los parches son menos compactos y pueden presentar una forma disgregada (McGarigal 2002), sin embargo pueden conservar un cierto grado de conectividad y probablemente no se encuentren aislados unos de otros. Las especies de pequeño tamaño y menor vagilidad pueden ser afectadas por la falta de conectividad entre parches (D'Edon *et al.* 2002), la cual puede ser definida por el grado con el cual el paisaje facilita o impide el movimiento entre ellos (Taylor *et al.* 1993). La capacidad de dispersión de los individuos puede ser afectada no solo por la distancia entre parches sino por la habilidad de atravesar la matriz que los rodea (Fahrig 1988, Harrison & Fahrig 1995). Algunos ambientes pueden funcionar como hábitats temporales subóptimos (Arellano *et al.* 2008), y en este sentido los bajos interdunales con coberturas vegetales relativamente medianas y bajas, podrían actuar como corredores facilitando los movimientos de los individuos entre parches de dunas semifijas, similar a lo observado por Hokit *et al.* (1999) en *Sceloporus woodi* en un ambiente de dunas costeras en la Península de Florida, Norteamérica. Aunque ningún desplazamiento entre parches de dunas semifijas ha sido registrado en individuos adultos de esta especie (ver Capítulo III), los eventos de migración entre parches podrían ocurrir en estadios juveniles durante la búsqueda y el establecimiento de sus dominios vitales (Clobert *et al.* 1994). Sumado a esto, *L. wiegmanni* es una de las especies más generalistas dentro de

clado monofilético *L. wiegmannii* o “arenícola” (Etheridge 2000), y puede persistir en ambientes fragmentados naturalmente como ha sido observado en otras especies de lagartijas con bajos requerimientos espaciales (Smith *et al.* 1996, Jellinek *et al.* 2004).

*Liolaemus multimaculatus* y *L. wiegmannii* mostraron diferencias en los requerimientos espaciales en diferentes unidades de paisaje. No obstante, en ambos casos, el aumento en el tamaño de la unidad de paisaje mostró resultados complementarios. Teniendo en cuenta que los paisajes son áreas espacialmente heterogéneas, la estructura, la función y los cambios en el paisaje son escala-dependientes, y por lo tanto, las mediciones de los patrones espaciales y de la heterogeneidad del paisaje también dependen de la escala a la cual estos atributos son medidos (Turner 1989). Un aumento en la extensión en la unidad de observación en la cual se realizan las mediciones, produce un incremento en la variabilidad, y por lo tanto aumentan las probabilidades de incluir diferentes estratos o ambientes dentro de la muestra (Lopez de Casenave *et al.* 2007). En el caso de *L. wiegmannii*, se observó que un aumento en el tamaño de la unidad de paisaje produjo un aumento en el número de variables que explicaron la presencia de esta especie. Sin embargo, esto no fue observado en *L. multimaculatus*, lo cual podría deberse a que algunas variables medidas en pequeñas extensiones del paisaje, puedan resumirse en una única variable cuando la extensión del paisaje aumenta, ya que el grado de sensibilidad de las métricas a la extensión del paisaje en la cual son estimadas, depende de las características de los patrones espaciales. Por ejemplo, la densidad de parches tiende a disminuir con la extensión espacial,

ya que pequeños parches pueden pertenecer a un único parche más grande cuando se aumenta la extensión del paisaje (Saura & Martínez-Millán 2001).

El porcentaje de dunas forestadas con vegetación exótica afectó negativamente la presencia de *Liolaemus multimaculatus* y *L. wiegmannii*. Se ha observado que las alteraciones estructurales generadas por la invasión de vegetación exótica sobre los hábitats naturales afectan la abundancia y distribución de muchas especies de lagartijas (Meik *et al.* 2002, Jellinek *et al.* 2004, Bateman *et al.* 2008), no sólo debido a que disminuyen la disponibilidad de alimento y aumentan el riesgo de depredación (Märtens *et al.* 1996, Valentine *et al.* 2007), sino a que modifican el espectro térmico ambiental (Stellatelli *et al.* 2013b). Con respecto a esto, *Liolaemus wiegmannii* mostró una disminución de la temperatura corporal, así como una menor eficiencia en la termorregulación en hábitats invadidos con vegetación exótica. Por su parte, *L. multimaculatus* solo fue observada en sitios con presencia de vegetación exótica en aquellos parches donde se conserva la estructura natural y las características térmicas de los hábitats naturales (Stellatelli *et al.* 2013a). En varias regiones costeras del mundo se han cultivado árboles del género *Acacia* con el propósito de estabilizar la dinámica de los médanos costeros. Posteriormente, al proliferar y avanzar sobre las comunidades de vegetación nativa, impactan negativamente sobre la estructura y el funcionamiento de dichos ecosistemas (Marchante 2001, Marchante *et al.* 2003, Kutiel *et al.* 2004, Yelenik *et al.* 2004). Teniendo en cuenta que las dunas costeras de la provincia de Buenos Aires han sido forestadas con ejemplares de *Acacia*, *Pinus*, *Eucalyptus*, *Populus* y *Tamarix* con fines estabilizadores y ornamentales (Zalba & Villamil 2002), la proliferación en el tiempo de estas especies vegetales

podría afectar negativamente la presencia de las especies de lagartijas arenícolas de la costa bonaerense.

## **BIBLIOGRAFÍA**

Atauri J. A. & de Lucio J. V. 2001. The role of landscape structure in species richness distribution of birds, amphibians, reptiles and lepidopterans in Mediterranean landscapes. *Landscape Ecology* 16: 147-159.

Attum O., Lee Y. M., Roe J. H. & Kingsbury B. A. 2008. Wetland complexes and upland-wetland linkages: landscape effects on the distribution of rare and common wetland reptiles. *Journal of Zoology* 275: 245-251.

Arellano L., León-Cortés J. L. & Ovaskainen O. 2008. Patterns of abundance and movement in relation to landscape structure: a study of a common scarab (*Canthon cyanellus cyanellus*) in Southern Mexico. *Landscape Ecology* 23: 69-78.

Austin M. 2007. Species distribution models & ecological theory: A critical assessment and some possible new approaches. *Ecological Modelling* 200: 1-19.

Ballesteros-Barrera C., Martinez Meyer E. & Gadsden H. 2007. Effects of land-cover transformation and climate change on the distribution of two microendemic lizards, genus *Uma*, of Northern Mexico. *Journal of Herpetology* 41(4): 733-740.

- Bateman H. L., Chung-MacCoubrey A. & Snell. H. L. 2008. Impact of non-native plant removal on lizards in riparian habitats in the southwestern United States. *Restoration Ecology* 16: 180-190.
- Blevins E. & With K. A. 2011. Landscape context matters: local habitat and landscape effects on the abundance and patch occupancy of collared lizards in managed grasslands. *Landscape Ecology* 26: 837-850.
- Block C., Vega L. & Stelatelli O. 2012. Vegetation refuges of a sand lizard assemblage in temperate coastal sand dunes. *Journal of Herpetology* 46 (4): 608-613.
- Bollinger J., Kienast F., Soliva R. & Rutherford G. Spatial sensitivity of species habitat patterns to scenarios of land use change (Switzerland). 2007. *Landscape Ecology* 22: 773-789.
- Burnham K. P. & Anderson D. R. 1998. Model selection and inference: a practical information-theoretic approach. Springer-Verlag. New York.
- Burnham K. P. & Anderson D. R. 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. 2nd Ed. New York: Springer-Verlag. New York.
- Cabrera A. L. 1976. Regiones Fitogeográficas Argentinas. *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería*. Buenos Aires: ACME. T. 285 p.
- Campbell J. B. 2002. Introduction to remote sensing, 3rd edn. The Guildford Press. New York. 656 p.
- Cardozo G., Naretto S., Zak M. & Chiaraviglio M. 2012. The role of landscape in contact zones of sister species of lizards. *En: Tiefenbacher J. (Ed.)*.

- Perspectives on Nature Conservation - Patterns, Pressures and Prospects. ISBN: 978-953-51-0033-1. InTech. pp. 161-176.
- Cei J. M. 1993. Reptiles del noroeste y este de la Argentina. Herpetofauna de las selvas subtropicales, Puna y Pampas. Ed. Museo Regionale di Scienze Naturali. Torino.
- Chuvieco E. 1995. Fundamentos de teledetección especial. 2<sup>da</sup> Edición. Ediciones Rialp S.A. Madrid. 449 p.
- Chuvieco E. 1999. Measuring changes in landscape pattern from satellite images: short-term effects of fire on spatial diversity. *International Journal of Remote Sensing* 20 (12): 2331-2346.
- Clobert J., Massot M., Lecomte J., Sorci G., de Fraipont M. & Barbault R. 1994. Determinants of dispersal behavior: the common lizard as a case study. *En: Vit L. J. & Pianka E. R. (Eds.). Lizard ecology: historical and experimental perspectives.* pp 183-206.
- Crawley M. J. 2007. *The R book.* John Wiley & Sons Ltd. West Sussex. 942 p.
- Davis S. K. 2004. Area sensitivity in grassland passerines: effects of patch size, patch shape, and vegetation structure on bird abundance and occurrence in southern Saskatchewan. *The Auk* 121 (4): 1130-1145.
- DeMers M. N. 1997. *Fundamentals of Geographic Information Systems.* John Wiley & Sons, Inc. 486 p.
- D'Eon R. G., Glann S. M., Parfitt I. & Fortin M. 2002. Landscape connectivity as a function of scale and organism vagility in a real forested landscape. *Conservation Ecology* 6 (2): 10. Disponible en: <http://www.consecol.org/vol6/iss2/art10/>

- Etheridge R. 2000. A review of the *Liolaemus wiegmanni* group (Squamata, Iguania, Tropiduridae), and a history of morphological change in the sand-dwelling species. *Herpetological Monographs* 14:293–352.
- Fahrig L. 1988. A general model of populations in patchy habitats. *Journal of Applied Mathematics and Computation* 27: 53-66.
- Fahrig L. 2005. When is a landscape perspective important? *En: Wiens J. A & Moss M. R. (Eds.). Issues and Perspective in Landscape Ecology. Cambridge University Press. pp. 3-10.*
- Fahrig L. 2007. Non-optimal animal movement in human-altered landscapes. *Functional Ecology* 21: 1003-1015.
- Fischer J., Lindenmayer D. B., Barry S. & Flowers E. 2005. Lizard distribution patterns in the Tumut fragmentation “Natural Experiment” in south-eastern Australia. *Biological Conservation* 123: 301-315.
- Forman R. T. T. & Godron M. 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley & Sons, New York. 619 p.
- Gibbons J. W., Scott D. E., Ryan T. J., Buhlmann K. A., Tuberville T. D., Metts B. S., Greene J. L., Mills T., Leiden Y., Poppy S. & Winne C. T. 2000. The global decline of Reptiles, déjà vu Amphibians. *BioScience* 50(8): 653-666.
- Graham C. H. & Blake J. G. 2001. Influence of patch- and landscape-level factors on bird assemblages in a fragmented tropical landscape. *Ecological Applications* 11 (6): 1709-1721.
- Harrison S. & Fahrig L. 1995. Landscape pattern and population conservation. *En: Hansson L., Fahrig L. & Merriam G. (Eds.). Mosaic Landscapes and Ecological processes. Chapman & Hall. London. pp 203-308.*

- Hokit G. D. & Branch L. C. 2003a. Habitat patch size affects demographics of the Florida scrub lizard (*Sceloporus woodi*). *Journal of Herpetology* 37 (2): 257-265.
- Hokit G. D. & Branch L. C. 2003b. Association between patch area and vital rates: consequences for local and regional populations. *Ecological Applications* 13 (4): 1060-1068.
- Hokit G. D., Stit B. M. & Branch L. C. 1999. Effects of landscape structure in Florida scrub: a population perspective. *Ecological Applications* 9 (1): 124-134.
- Jellinek S., Driscoll D. A. & Kirkpatrick. 2004. Environmental and vegetation variables have a greater influence than habitat fragmentation in structuring lizard communities in remnant urban bushland. *Austral Ecology* 29: 294-304.
- Jensen, J.R., 1996. *Introductory digital image processing: a remote sensing perspective*. Prentice-Hall. Upper Saddle River. New Jersey. 318 p.
- Kacoliris F. P., Celsi C. E. & Monserrat A. L. 2009. Microhabitat use by the sand dune lizard *Liolaemus multimaaculatus* in a pampean coastal area in Argentina. *Herpetological Journal* 19: 61-67.
- Kerr J. T. & Ostrovsky M. 2003. From space to species: ecological applications for remote sensing. *Trends in Ecology and Evolution* 18: 299-305.
- Kutiel P., Cohen O., Shoshany M. & Shub M. 2004. Vegetation establishment on the southern Israeli coastal sand dunes between the years 1965 and 1999. *Landscape and Urban Planning* 67: 141-156.
- Lennon J. J. 1999. Resource selection functions: taking space seriously? *Trends in Ecology & Evolution* 14: 399-400.

- Li H. & Reynolds J. F. 1994. A simulation experiment to quantify spatial heterogeneity in categorical maps. *Ecology* 75 (8): 2446-2455.
- Li H. & Wu J. 2004. Use and misuse of landscape indices. *Landscape Ecology* 19: 389-399.
- Li X., He H. S., Bu R., Wen Q., Chang Y., Hu Y. & Li Y. 2005. The adequacy of different landscape metrics for various landscape patterns. *Pattern Recognition* 38: 2626-2638.
- Lopez de Casenave J., Marone L., Camus P. A. & Jaksic M. 2007. Escalas. *En: Jaksic F. & Marone L. (Eds.). Ecología de Comunidades. 2º Edición ampliada. Ediciones Universidad Católica de Chile. Santiago, Chile. pp. 193-213.*
- Marchante H. 2001. Invasão dos ecossistemas dunares portugueses por *Acacia*: uma ameaça para a biodiversidade nativa. Tesis de Maestría. Faculty of Sciences and Technology. University of Coimbra. Coimbra. 147 p.
- Marchante H., Marchante E. & Freitas H. 2003. Invasion of the Portuguese dune ecosystems by the exotic species *Acacia longifolia* (Andrews) Willd: effects at the community level. *En: Child L. E., Brock J. H., Brundu G., Prach K., Pyšek P., Wade P. M. & Williamson M. (Eds.). Plant Invasion: Ecological Threats and Management Solutions. Backhuys Publishers. Leiden. The Netherlands. pp. 75-85.*
- Märtens B., Henle K., Kuhn W., Krug R., Jost K., Grosse W. R. & Wissel C. 1996. Survival of the sand lizard (*Lacerta agilis* Linnaeus, 1758) (Sauria, Lacertidae) in relation to habitat quality and heterogeneity. *En: Settle J., Margules C.R., Poschlod P. & Henle K (Eds.). Species Survival in Fragmented Landscapes. pp 241-247.*

- Mazerolle M. J. & Villard M. 1999. Patch characteristics and landscape context as predictors of species presence and abundance: a review. *Ecoscience* 6 (1): 117-124.
- McGarigal K. 2002. Landscape pattern metrics. Volume 2: 1135-1142. *En: El-Shaarawi A. H. & Piegorsch W. W. (Eds.). Encyclopedia of Environmetrics.* John Wiley & Sons. Sussex, England.
- McGarigal K., Cushman S. A. & Ene E. 2012. FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps, Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>
- McCullagh P. & Nelder J. A. 1989. *Generalized Linear Modelling.* Chapman and Hall. 511 p.
- Meik J. M., Jeo R. M., Mendelson J. R. & Jenks K. E. 2002. Effects of bush encroachment on an assemblage of diurnal lizard species in central Namibia. *Biological Conservation* 106: 29-36.
- Mora M. S. & Mapelli F. J. 2010. Conservación en médanos: fragmentación de hábitat y dinámica poblacional del tuco-tuco de las dunas. *En: Isla F. I. & Lasta C. A. (Eds.). Manual de Manejo de Barreras Medanosas para la Provincia de Buenos Aires.* Editorial EUDEM. Mar del Plata. pp. 161-181.
- Naveh Z. & Lieberman A. S. 1985. *Landscape Ecology.* Springer-Verlag. New York. 356 p.
- R Development Core Team. 2012. *R: A language and environment for statistical computing.* R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>

- Richards J. A. 1986. Remote sensing digital image analysis: an introduction. Springer-Verlag. Berlín. 281 p.
- Rubio A. V. & Simonetti J. A. 2011. Lizard assemblages in a fragmented landscape of central Chile. *European Journal of Wildlife Research* 57 (1): 195-199.
- Ryberg W. A., Hill M. T., Painter C. W & Fitzgerald L. A. 2013. Landscape pattern determines neighborhood size and structure within a lizard population. *PloS one* 8 (2): 1-7.
- Santos T., Díaz J. A., Pérez-Tris J., Carbonell R. & Tellería J. L. 2008. Habitat quality predicts the distribution of a lizard in fragmented woodlands better than habitat fragmentation. *Animal Conservation* 11: 46-56.
- Saura S. & Martinez-Melillán J. 2001. Sensitivity of landscape pattern metrics to map spatial extent. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 67 (9): 1027-1036.
- Smith G. T., Arnold G. W., Sarre S., Abensperg-Traun M. & Steven D. E. 1996. The effect of habitat fragmentation and livestock grazing on animal communities in remnants of gimlet *Eucalyptus salubris* woodland in the Western Australian wheatbelt. II. Lizards. *Journal of Applied Ecology* 33: 1302-1310.
- Smolensky N. L. & Fitzgerald L. A. 2011. Population variation in dune-dwelling lizards in response to patch size, patch quality, and oil and gas development. *The Southwestern Naturalist* 56 (3): 315-324.
- Stellatelli O. A., Vega L. E., Block C. & Cruz F. B. 2013a. Effects on the thermoregulatory efficiency of two native lizards as a consequence of the habitat modification by the introduction of the exotic tree *Acacia longifolia*. *Journal of Thermal Biology* 38: 135-142.

- Stellatelli O. A., Vega L. E., Block C. & Cruz F B. 2013b. Effect of the tree invasion on the habitat use of sand lizard. *Herpetologica*. En prensa.
- Taylor P. D., Fahrig L., Henein K. & Merriam G. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68: 571-573.
- Turner M. G. 1989. Landscape Ecology: the effect of pattern and processes. *Annual Review of Ecology and Systematics* 20: 171-197.
- Valentine L E., Roberts B. & Schwarzkopf L. 2007. Mechanisms driving avoidance of non-native plants by lizards. *Journal of Applied Ecology* 44: 228-237.
- Vega L. 1999. Ecología de saurios arenícolas de las dunas costeras bonaerenses. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Mar del Plata. 102 p.
- Vega L. 2001. Herpetofauna: diversidad, ecología e historia natural. *En*: Iribarne O. (Ed), Reserva de Biosfera Mar Chiquita: características físicas, biológicas y ecológicas. 2001. Editorial Martín. Mar del Plata, Argentina. pp 213- 226.
- Vega L. & Bellagamba P. 1992. Nuevas localidades para *Liolaemus multimaculatus* (Duméril and Bibron 1837), *Liolaemus gracilis* (Bell 1843) y *Liolaemus wiegmanni* (Duméril and Bibron 1837) (Sauria: Tropiduridae) en la Provincia de Buenos Aires. *Boletín de la Asociación Herpetológica Argentina* 8 (1): 4.
- Virkkala R., Luoto M. & Rainio K. 2004. Effects of landscape composition on farmland and red-listed birds in boreal agricultural-forest mosaics. *Ecography* 27: 273-284.
- Wagner T. C., Iskandar D. T., Motzke I., Brrok B. W., Sodhi N. S., Clough Y. & Tscharrntke T. 2009. Effects of land-use change of tropical amphibians and reptiles in Sulawesi, Indonesia. *Conservation Biology* 24(3): 795-802.

Yelenik S., Stock W. & Richardson D. 2004. Ecosystem level impacts of invasive *Acacia saligna* in the South African fynbos. *Restoration Ecology* 12: 44-51.

Zalba S. M. & Villamil C. B. 2002. Woody plant invasion in relictual grasslands. *Biological Invasions* 4: 55-72.

# CAPÍTULO V



**MODELOS DE APTITUD DE HÁBITAT**

## INTRODUCCIÓN

El rango de la escala espacial de los problemas ecológicos producto de la actividad del hombre se ha expandido dramáticamente en los últimos años (Turner *et al.* 1989). En la actualidad, un número creciente de especies a nivel mundial se encuentran amenazadas por la alteración y/o destrucción de sus hábitats (Scott *et al.* 2002) y por lo tanto, aumenta la necesidad de implementar medidas que garanticen su conservación a través de planes de manejo sustentable. La protección del hábitat es una medida frecuentemente incorporada en la planes de manejo y recuperación de especies amenazadas y, por lo tanto, conocer las variables ambientales que explican su presencia permite establecer aquellos hábitats importantes para la conservación de estas especies (Mayor *et al.* 2009).

En las últimas dos décadas se ha expandido un notable interés en el modelado de las relaciones entre las especies y sus hábitats, principalmente debido a la gran demanda de información aplicable a los problemas de conservación (Seoane & Bustamante 2001). Los Sistemas de Información Geográfica (SIG) y el desarrollo de técnicas estadísticas aplicadas han permitido en los últimos años la expansión de herramientas que permiten analizar objetivamente los patrones espaciales de distribución de especies (Guisan & Zimmermann 2000, Zimmermann *et al.* 2010, Mateo *et al.* 2011). Los modelos predictivos de distribución de especies están basados en procedimientos estadísticos y cartográficos que parten de datos reales de presencias y permiten inferir la distribución potencial de una especie, lo cual es equivalente a inferir zonas potencialmente aptas en función de sus características ambientales. De esta manera, los modelos de aptitud de hábitat buscan predecir la probabilidad de

ocurrencia de una especie en base a variables ambientales en paisajes complejos (Guisan & Zimmermann 2000, Dayton & Fitzgerald 2006, Hirzel & Le Lay 2008).

Muchas actividades de manejo de suelos tales como planeamientos regionales y/o prácticas de forestación, involucran decisiones que alteran los patrones de paisaje (Turner 1989). Las zonas costeras en particular poseen diversos ambientes que son percibidos como muy atractivos para los asentamientos humanos (Schlacher *et al.* 2008) y las dunas, en particular, constituyen paisajes ideales para actividades turísticas y recreativas, presentando conflictos entre la sustentabilidad de actividades económicas y la conservación de los recursos naturales (Faggi & Dadon 2011). En consecuencia, estos ambientes son crecientemente utilizados para nuevos usos y actividades debido al aumento de la población costera, la demanda de alimentos y el auge del turismo masivo (Dadon & Matteucci 2006).

La urbanización de las Barreras Medanosas bonaerenses comenzó a partir de 1940 y ha crecido exponencialmente desde 1979 extendiéndose por toda la costa atlántica (Faggi & Dadon 2011). El nivel de antropización ha sido mayor en la Barrera Medanosa Oriental que en la Barrera Medanosa Austral (Celsi & Monserrat 2008, Monserrat 2010), donde el cambio de playas naturales a playas urbanas ha afectado fuertemente al patrimonio físico y paisajístico del noreste bonaerense debido al deterioro, la fragmentación y la pérdida de hábitats (Dadon & Matteucci 2006). La forestación de grandes áreas para consolidar el terreno, junto con la urbanización, han reducido los hábitats naturales y fragmentado fuertemente el paisaje, mediante el reemplazo de especies nativas por las especies exóticas asociadas a estos sistemas antrópicos (Dadon 2002, Faggi *et al.* 2010, Faggi &

Dadon 2011), tales como pinos (*Pinus maritimus*), acacias (*Acacia longifolia*), tamariscos (*Tamarix gallica*), transparentes (*Myoporum laetum*) y eucaliptos (*Eucalyptus* spp.).

Los disturbios antropogénicos ocasionados por la agricultura, la construcción de caminos y demás obras urbanísticas junto con actividades deportivas y turísticas, se encuentran negativamente asociados a la herpetofauna (Gudynas 1989, Rocha & Bergallo 1992), ya que producen destrucción, fragmentación y degradación de sus hábitats. Las especies de lagartijas que habitan las dunas del litoral atlántico son altamente vulnerables, ya que se han registrado evidencias de retroceso numérico ante disturbios ligados directamente a estos microhábitats (Vega *et al.* 2000, Stelatelli *et al.* 2013). Por lo tanto, la elaboración de modelos de aptitud de hábitat permitirá obtener una visión panorámica de cómo los hábitats ocupados o potencialmente aptos para estas especies de lagartijas se hallan ordenados o dispuestos a lo largo del paisaje, lo que permitiría identificar y establecer áreas críticas, corredores y barreras de dispersión de estas poblaciones.

#### **OBJETIVO**

- ✓ Crear modelos de aptitud de hábitat para cada una de las especies de lagartijas arenícolas costeras a partir de un Sistema de Información Geográfica.

## **MATERIALES Y MÉTODOS**

### ***Área de estudio***

El área de estudio incluyó el sistema de dunas costeras del litoral marítimo de la Provincia de Buenos Aires: La Barrera Medanosa Oriental, comprendida entre La Caleta (37° 44' S, 57° 27' O) y Punta Rasa (36° 18' S, 56° 45' O); y la Barrera Medanosa Austral, comprendida entre Miramar (38° 17' S, 57° 50' O) y Punta Alta (38° 54' S, 62° 04' O).

### ***Construcción y validación de los modelos de aptitud de hábitat***

Para la construcción de los modelos de aptitud de hábitat se utilizaron aquellas variables de paisaje que fueron significativas para cada especie de lagartija en los análisis explicados en el Capítulo IV, ya que se consideraron predictores potenciales de la distribución de estas especies en las dos unidades de paisaje estudiadas (100 m y 300 m de radio). La variable respuesta para los modelos constituye la presencia/ausencia de cada especie de lagartija observada en los censos como fue detalladamente explicado en el Capítulo II. En el caso de *Liolaemus wiegmanni*, solo se utilizaron los datos provenientes de los censos realizados en la Barrera Medanosa Oriental, debido al bajo número de presencias registrado en la Barrera Medanosa Austral (N= 9).

Debido a que las ausencias fueron más frecuentes que las presencias (*L. multimaculatus*: 90 presencias, 214 ausencias; *L. wiegmanni*: 29 presencias,

148 ausencias), se realizó un muestreo aleatorio y sin reposición de las ausencias. De esta manera se seleccionaron igual número de ausencias que de presencias, procedimiento que se repitió al menos 100 veces y por lo tanto se obtuvieron 100 modelos donde cada uno de ellos presentó una muestra aleatoria de ausencias (McPherson *et al.* 2004, Liu *et al.* 2005). De cada matriz cuadrada con los datos de presencia/ausencia de las especies de lagartijas, se utilizó sólo el 80 % para la construcción del modelo, mientras que el 20 % restante se utilizó para evaluar su capacidad predictiva (McPherson *et al.* 2004, Liu *et al.* 2005).

Para medir la capacidad predictiva de los 100 modelos se utilizó el índice de AUC de los diagramas de ROC (Murtaugh 1996). El AUC varía entre 0,5 y 1, donde el 0,5 corresponde a un modelo cuya capacidad discriminatoria no es mejor que el azar y el 1 a modelos con una capacidad discriminatoria perfecta (Pearce & Ferrier 2000). Se consideró que los modelos tenían una capacidad predictiva aceptable si el valor de  $AUC \geq 0,7$  (Harrel 2001). Posteriormente, las predicciones de estos modelos fueron trasladadas, mediante la utilización de un Sistema de Información Geográfica (ver Cap. IV), a mapas de probabilidad de presencia para cada especie. En estos mapas, la probabilidad varía entre 0 y 1, tomando valor 0 aquellas celdas donde el modelo indica que la probabilidad de presencia de la especie es nula y 1 aquellas donde el modelo indica que siempre se encontraría un individuo de la especie. Para facilitar su interpretación, los mapas de probabilidad continua fueron simplificados en cuatro categorías de probabilidad de presencia: muy alta (>0,75), alta (0,75-0,50), media (0,50-0,25) y baja (<0,25). Teniendo en cuenta que *Liolaemus multimaculatus* fue detectada exclusivamente en dunas vivas, y *L. wiegmanni* fue detectada principalmente en dunas semifijas (ver Capítulo II), las

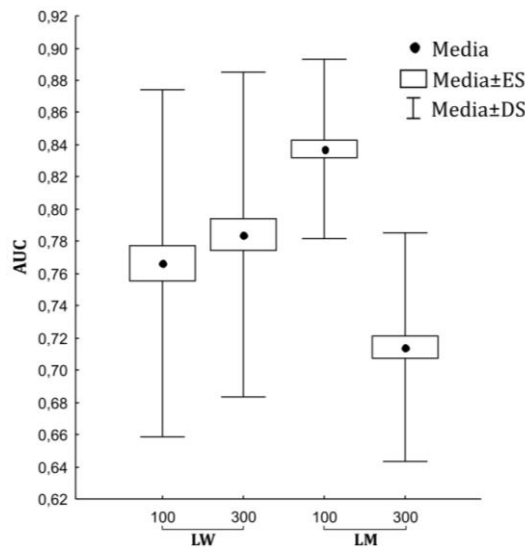
predicciones para cada especie fueron realizadas en esos estratos respectivamente.

**RESULTADOS**

Los modelos construidos para *Liolaemus multimaculatus* y *L. wiegmanni* correspondientes a las dos unidades de paisaje tuvieron una capacidad predictiva mejor que al azar, ya que en todos los casos el valor de AUC medio fue mayor que 0,70 (Tabla 1, Fig. 1).

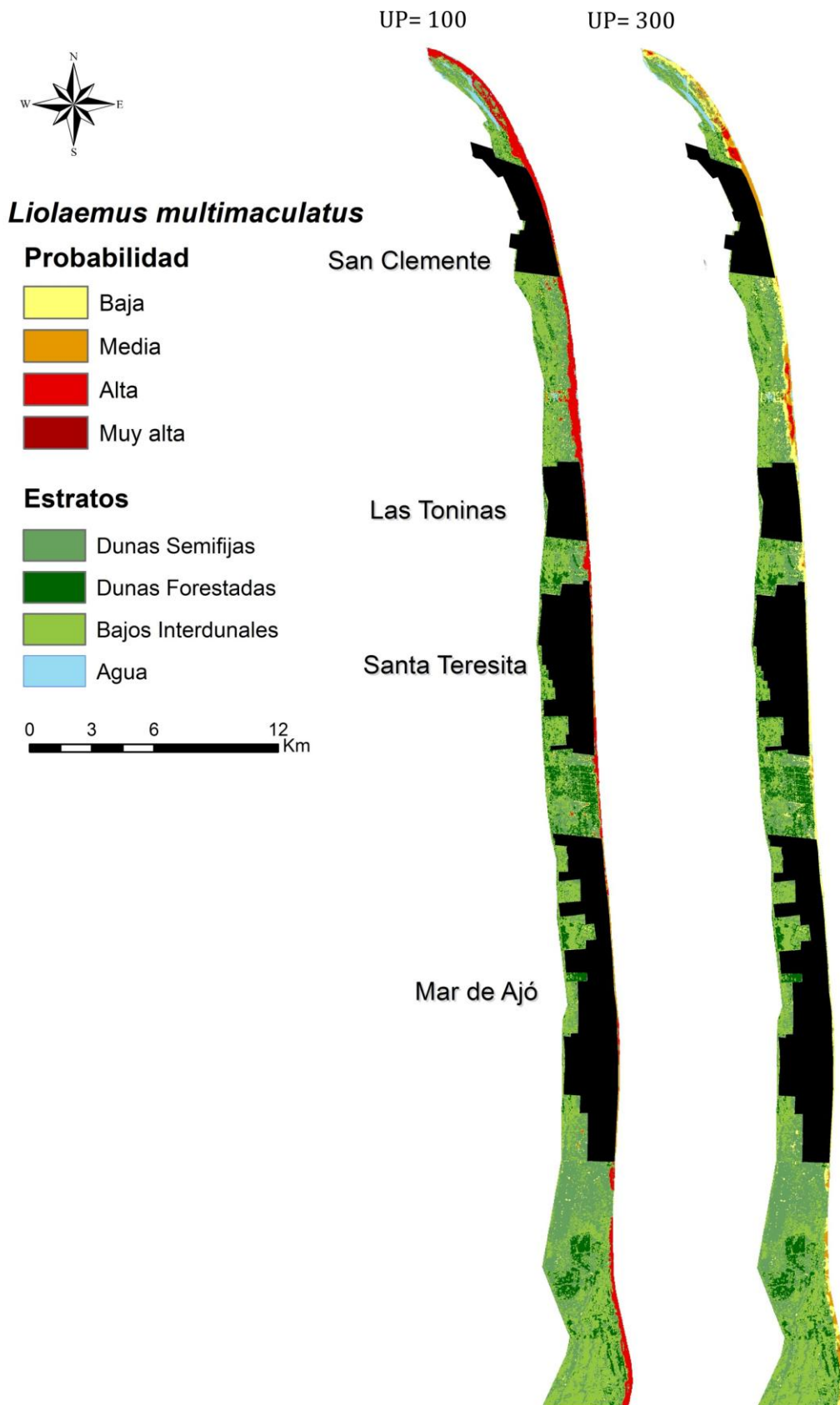
**Tabla 1:** Valores medios de AUC para los modelos de *Liolaemus multimaculatus* (LM) y *Liolaemus wiegmanni* (LW) en las dos unidades de paisaje (UP). ES: error estándar. Descripción de las variables en el texto (Capítulo IV).

| UP | Modelo   | AUC   | ES     |
|----|--|-------|--------|
| LM | 100 area_cv_DV+d_cost+pd_DV+pladj_DV+pland_DF+pland_DS+te_DV | 0,837 | 0,0055 |
|    | 300 area_cv_DV+area_DV+d_cost                                | 0,711 | 0,0074 |
| LW | 100 d_cost+pd_DS+pland_DF+pland_DV                           | 0,767 | 0,0108 |
|    | 300 d_ciu+d_cost+pladj_DS+pland_DF+pland_DV                  | 0,784 | 0,0101 |

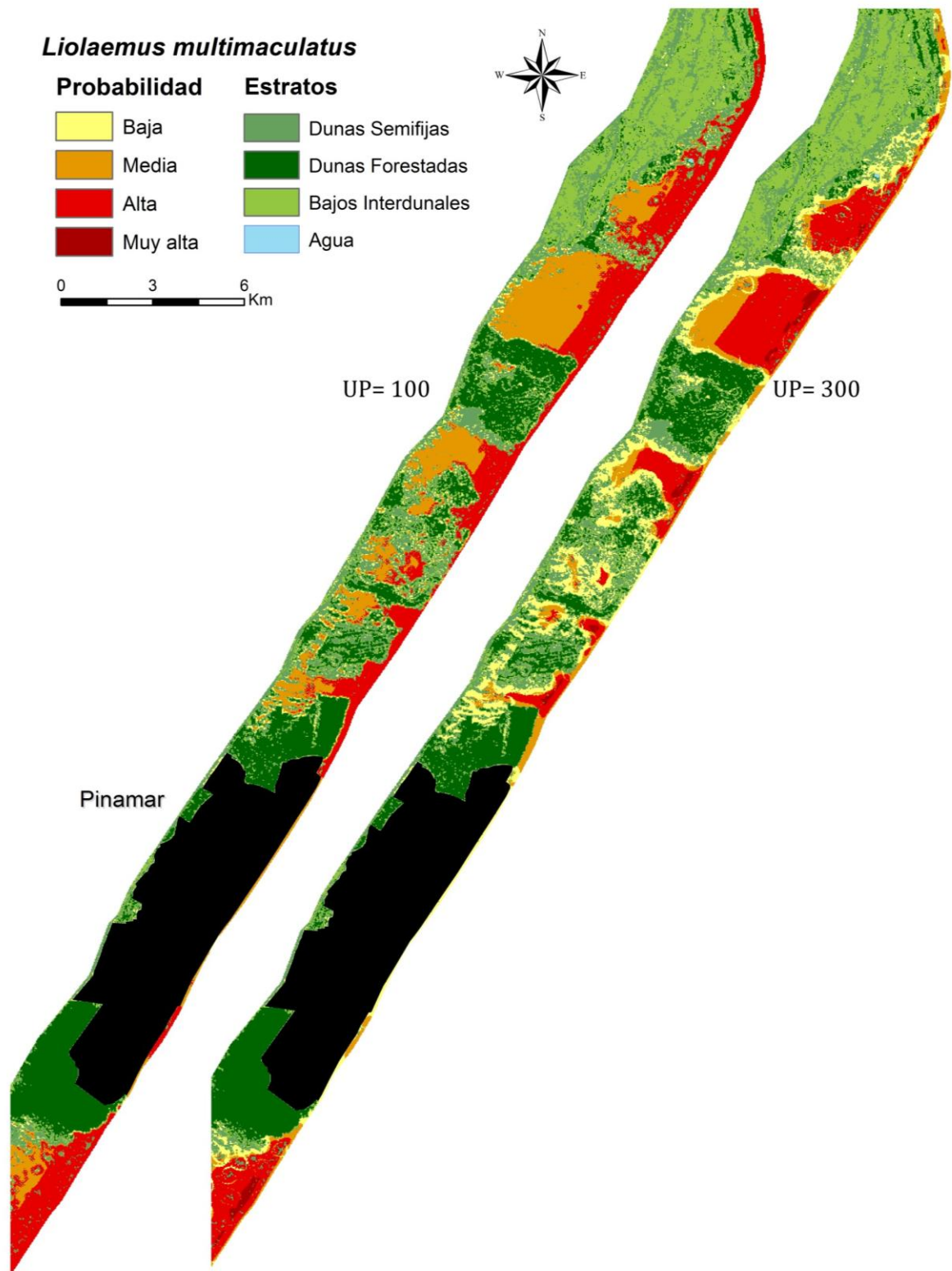


**Figura 1:** Valores medios de AUC para los 100 modelos de presencia/ausencia de *Liolaemus multimaculatus* (LM) y *Liolaemus wiegmanni* (LW) en las unidades de paisaje de 100 m y 300 m de radio. Media: valor medio de AUC, ES: error estándar, DS: desvío estándar.

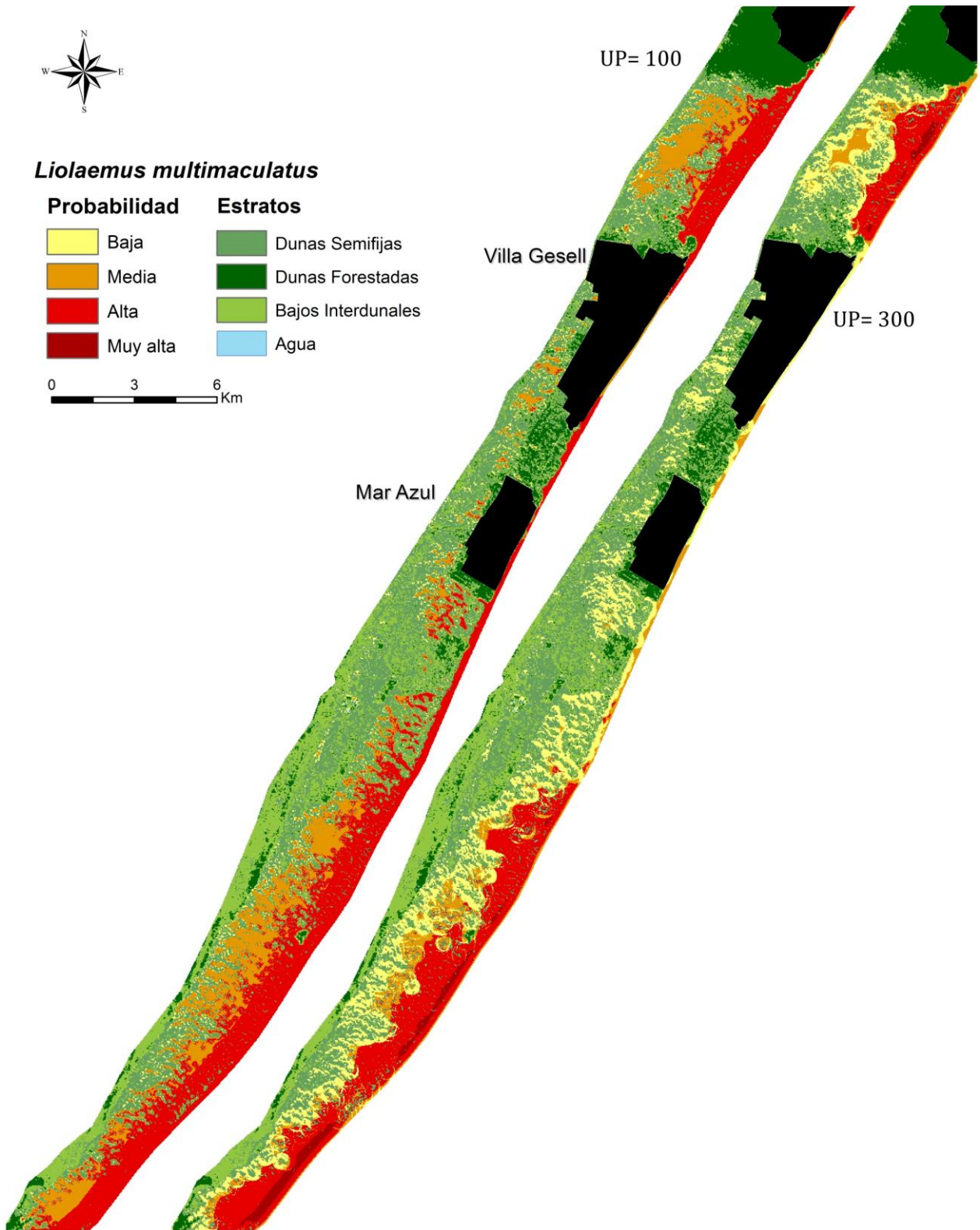
El modelo de aptitud de hábitat para *Liolaemus multimaculatus* indicó que los ambientes más aptos de dunas vivas (con una probabilidad de presencia de la especie mayor a 0,75) abarcaron un 0,80 % en las dunas costeras bonaerenses, mientras que los ambientes aptos o con una probabilidad alta (0,50-0,75) ocuparon un 61,83 % de las dunas vivas. Los ambientes medianamente aptos (probabilidad entre 0,25 y 0,50) abarcaron un 27,9 % mientras que aquellos con baja aptitud (probabilidad menor a 0,25) para *L. multimaculatus* ocuparon un 9,47 % (Fig. 2 y 3). Considerando la unidad de paisaje de 300 m de radio, el modelo indicó que los hábitats más aptos para esta especie ocuparon un 4,9 % de las dunas vivas, mientras que aquellos aptos abarcaron un 33,9 % y los hábitats medianamente aptos un 33,37 %. Aquellos hábitats poco aptos ocuparon un 27,86 % de las dunas vivas (Fig. 2 y 3). Cabe aclarar que para esta especie, la probabilidad máxima de presencia alcanzó un valor de 0,88 y 0,91 para las unidades de paisaje de 100 y 300 m, respectivamente.



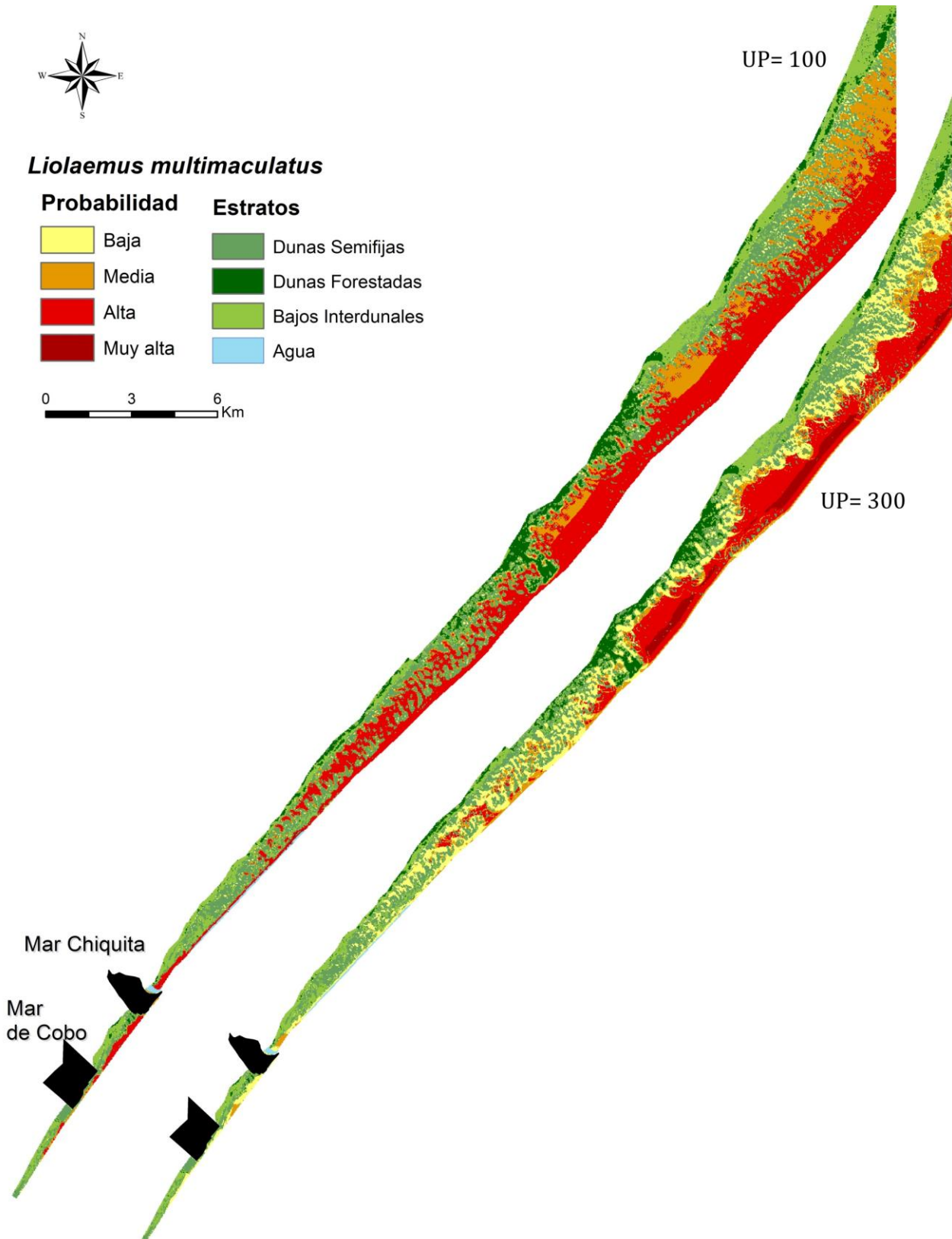
**Figura 2:** Probabilidad de ocurrencia de *Liolaemus multimaculatus* en dunas vivas de la Barrera Medanosas Oriental en ambas unidades de paisaje (UP) de 100 m y 300 m de radio.



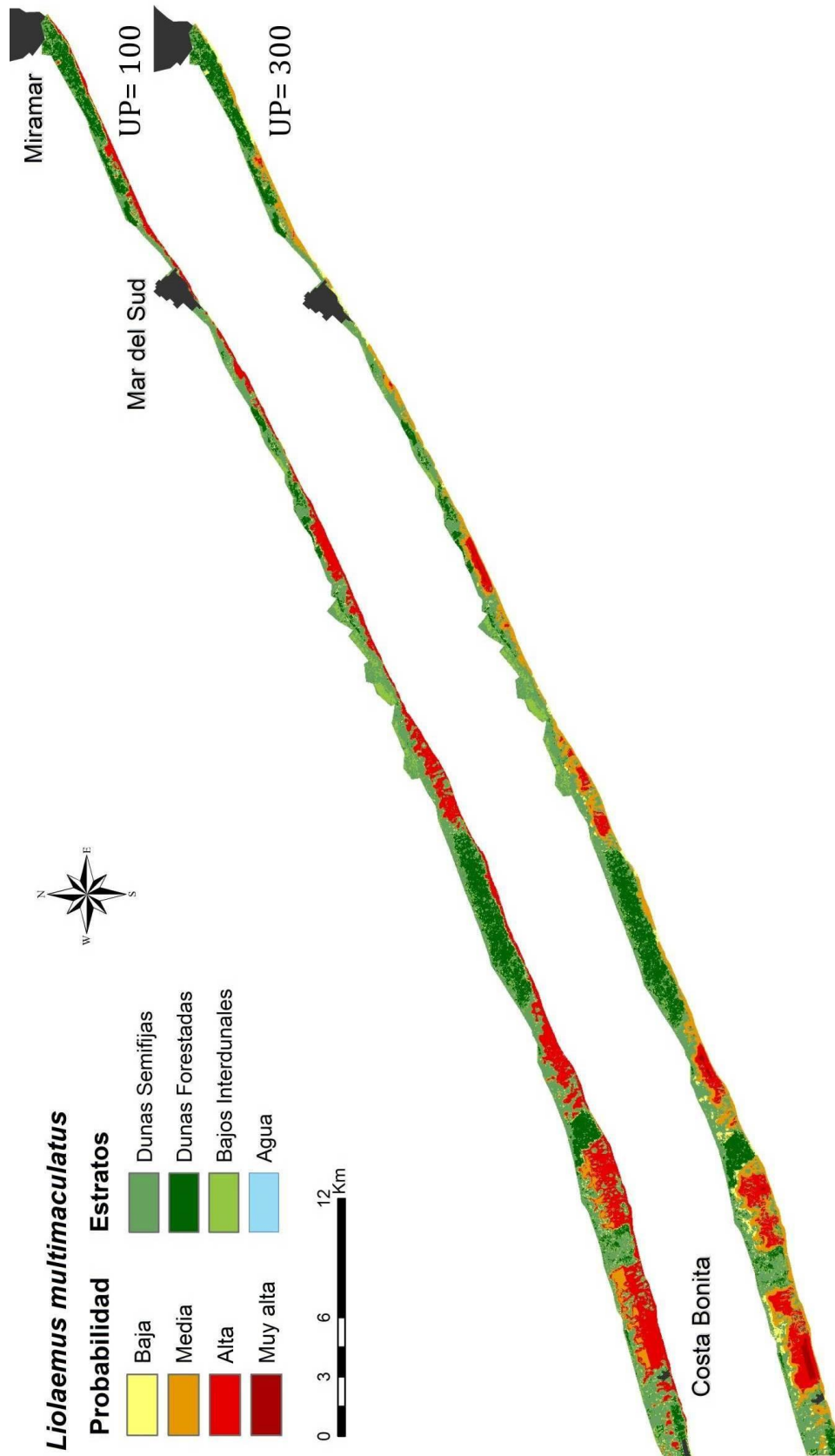
Continuación de la Figura 2.



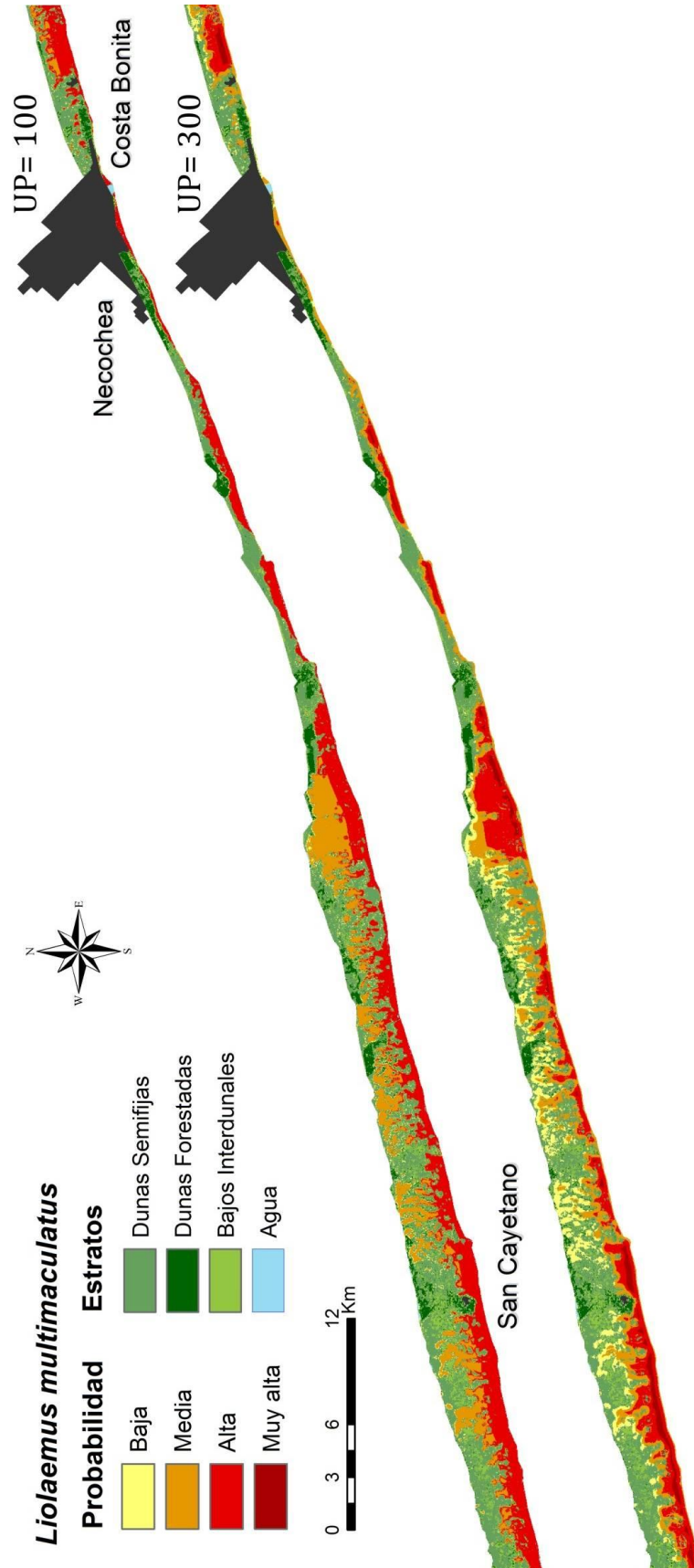
Continuación de la Figura 2.



Continuación de la Figura 2.



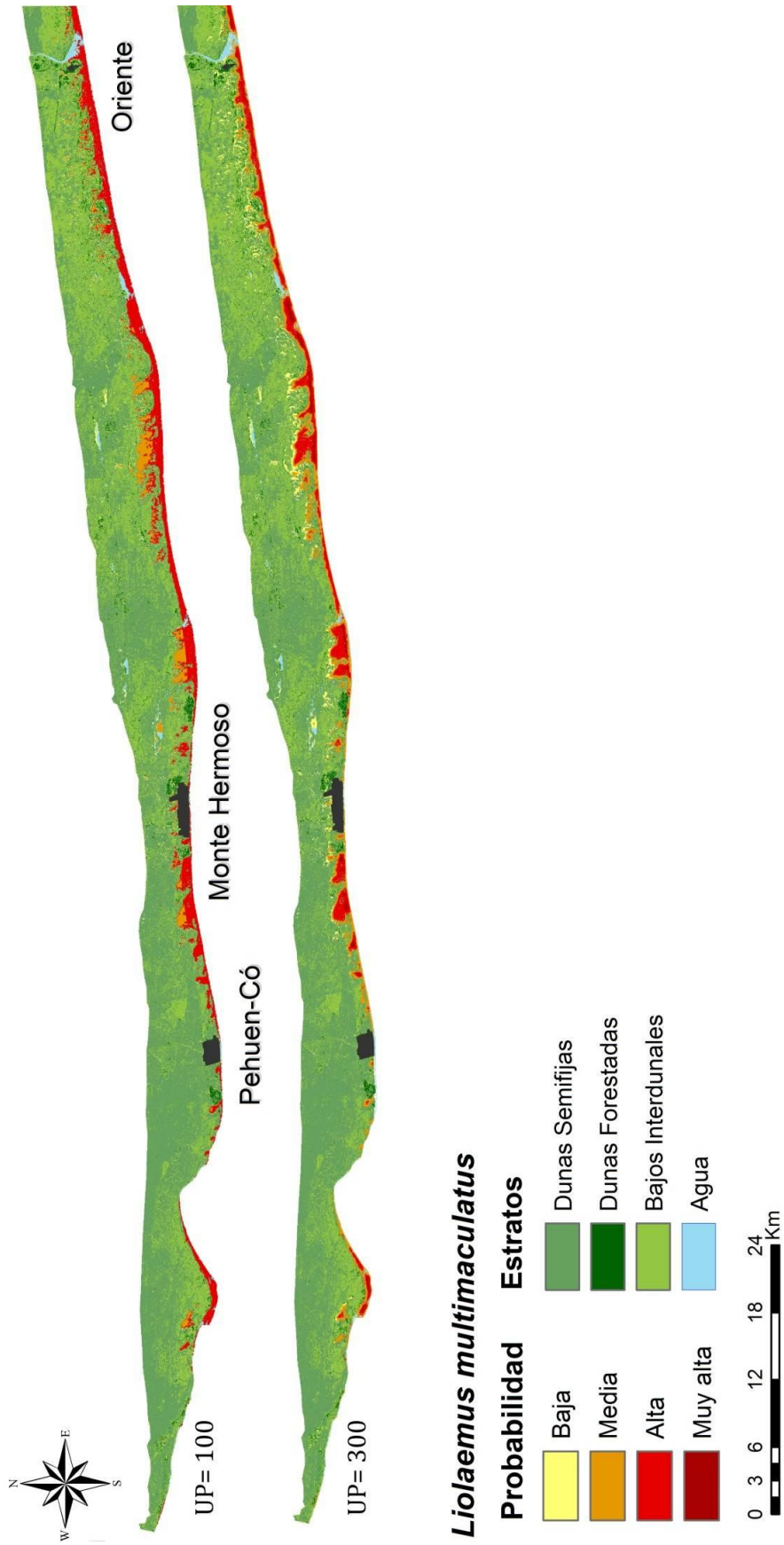
**Figura 3:** Probabilidad de ocurrencia de *Liolaemus multimaculatus* en dunas vivas de la Barrera Medanosa Austral en ambas unidades de paisaje (UP) de 100 m y 300 m de radio.



Continuación de la Figura 3.



Continuación de la Figura 3.



Continuación de la Figura 3.

En el caso de *Liolaemus wiegmanni*, no se observaron dunas semifijas con una probabilidad muy alta de encontrar a la especie (0,75-1), ya que el máximo valor de probabilidad estimado fue de 0,71. Los hábitats aptos (probabilidad entre 0,50 y 0,75) abarcaron un 14,24 % mientras que aquellos medianamente aptos (probabilidad entre 0,25 y 0,50) ocuparon un 40,56 %. Los hábitats poco aptos (probabilidad menor a 0,25) ocuparon un 45,20 % del total de dunas semifijas (Fig. 4). Si consideramos la unidad de paisaje de 300 m, los hábitats más aptos para esta especie ocupan un 13,27 % de las dunas semifijas, mientras que los aptos abarcaron un 18,41 %. Los hábitats medianamente aptos abarcaron un 22,75 % mientras que aquellos con baja aptitud ocuparon un 45,57 % de las dunas semifijas (Fig. 4). La probabilidad máxima de presencia de *L. wiegmanni* alcanzó un valor de 0,71 y 1 para las unidades de paisaje de 100 y 300 m, respectivamente.

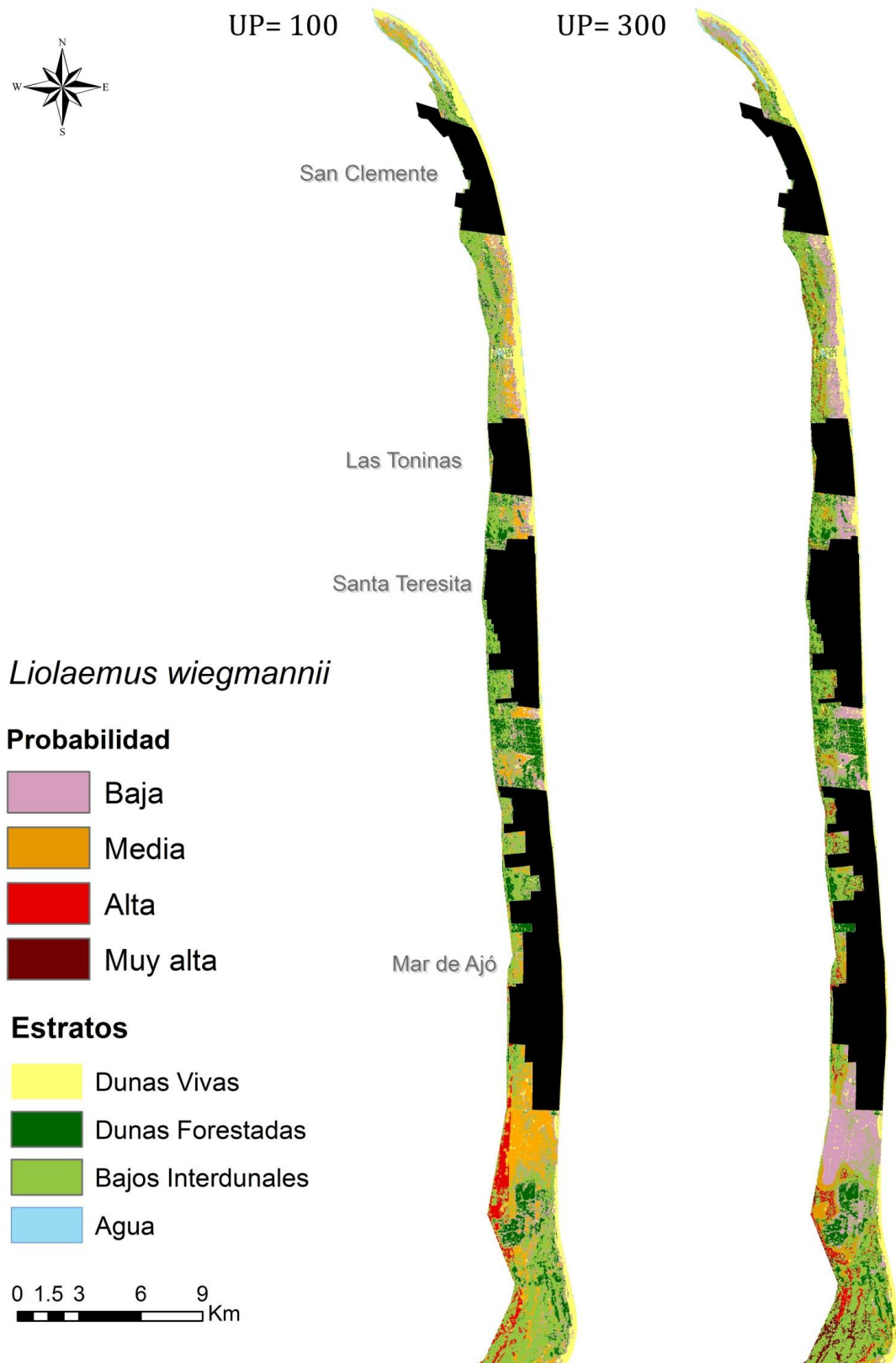
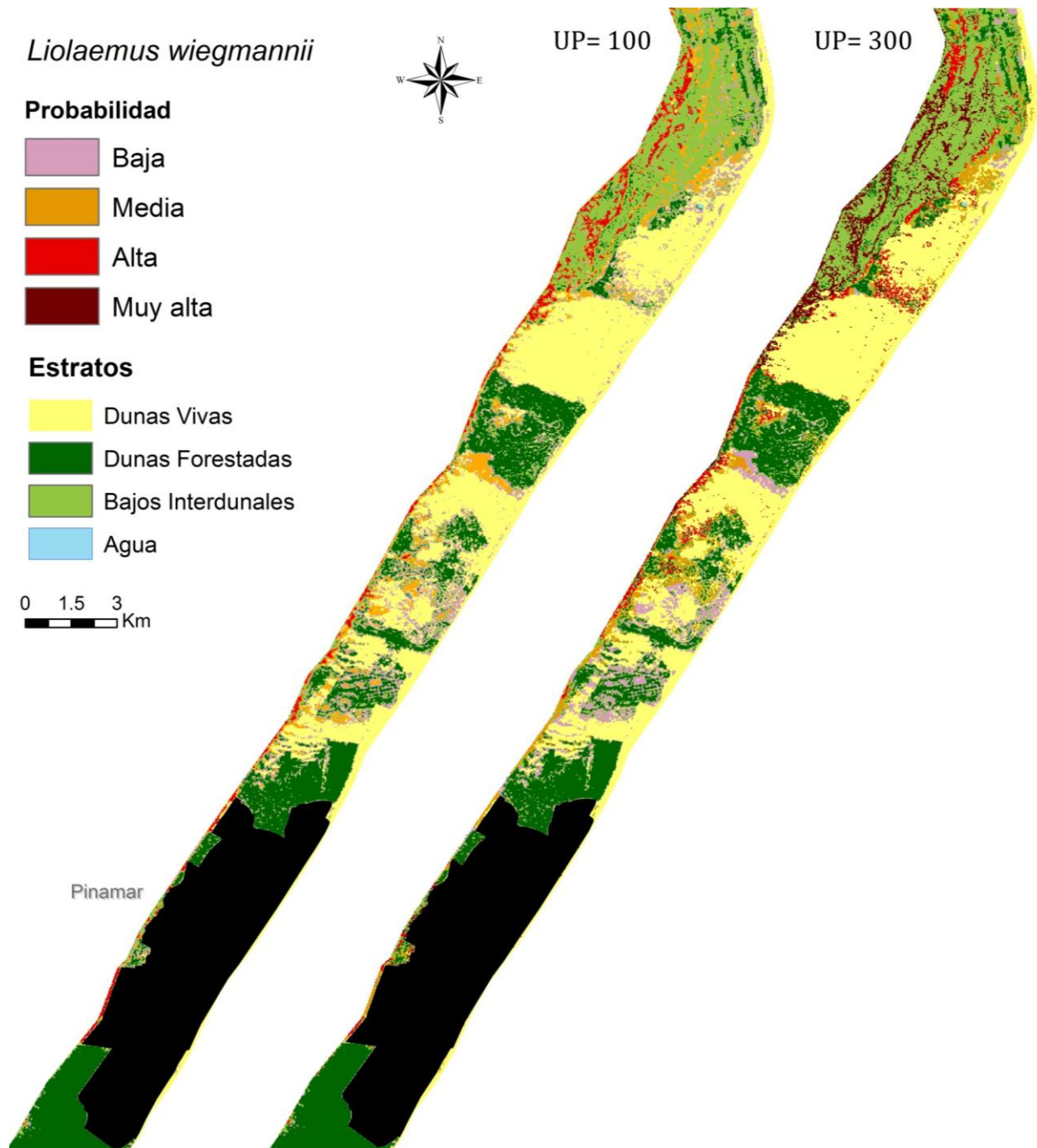
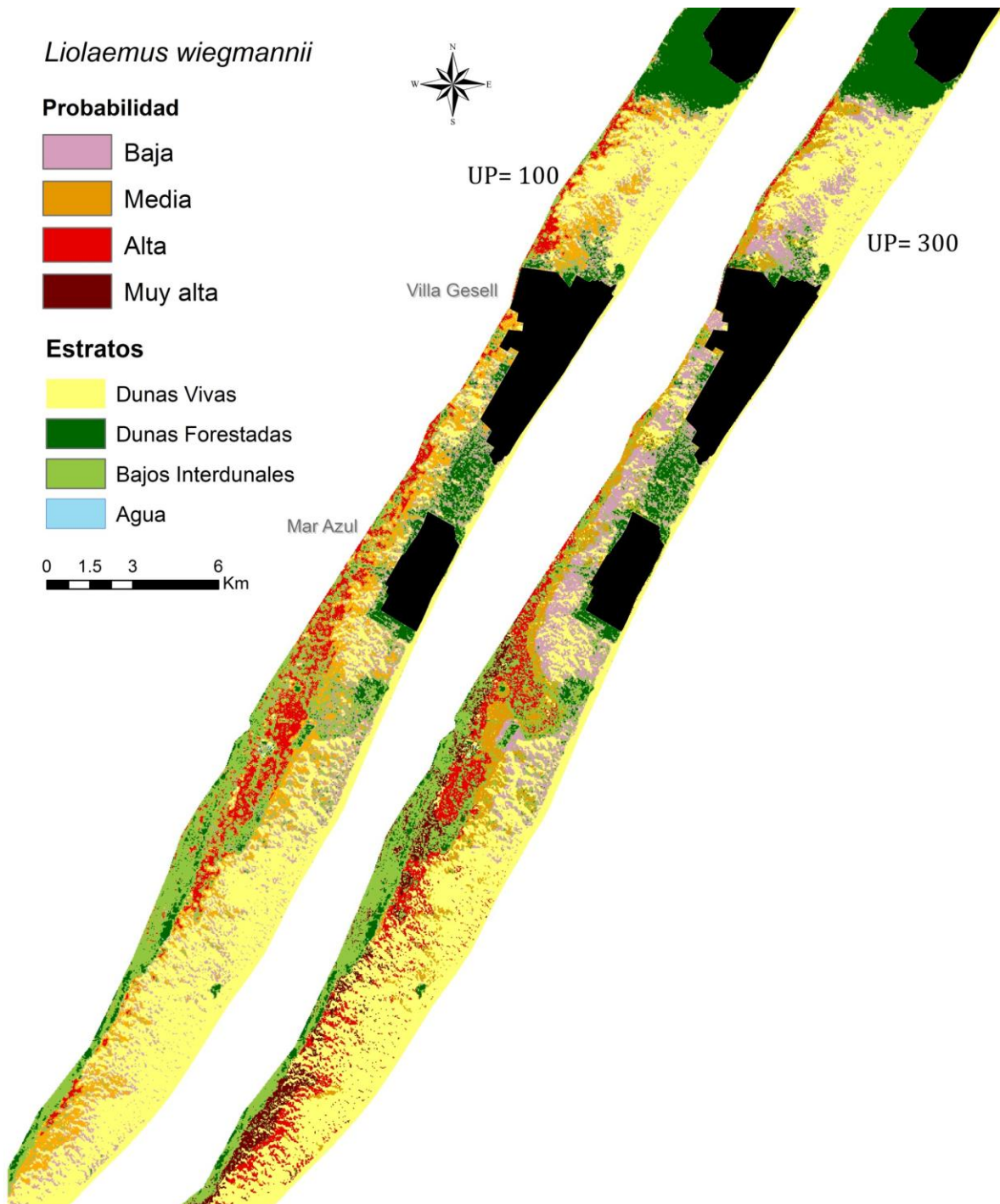


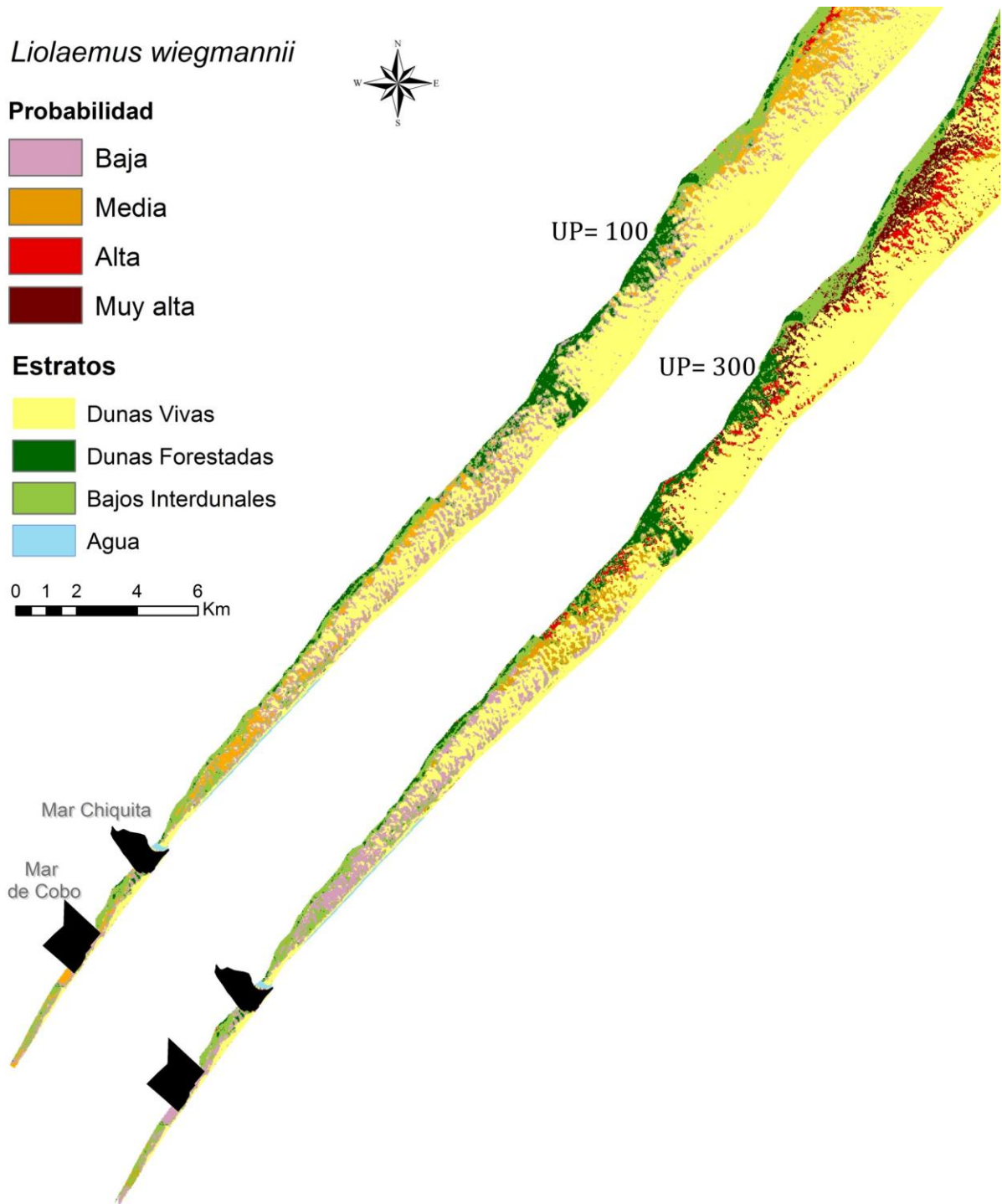
Figura 4: Probabilidad de ocurrencia de *Liolaemus wiegmannii* en las dunas semifijas de la Barrera Medanosa Oriental en ambas unidades de paisaje (UP) de 100 m y 300 m de radio.



Continuación de la Figura 4.



Continuación de la Figura 4.



Continuación de la Figura 4.

## DISCUSIÓN

Los modelos de aptitud de hábitat planteados en este trabajo presentaron una buena capacidad predictiva ( $AUC \geq 0,7$  en todos los casos) para las dos especies de lagartijas. Sin embargo, es importante tener en cuenta que los mismos fueron construidos en base a variables ambientales a escala de paisaje, y no proveen información sobre la relación entre la presencia de estas especies y variables ambientales a escalas más finas (microhábitat), ya que este tipo de variables no pueden ser captadas a escala de paisaje (Gibson *et al.* 2004).

En las dos unidades de paisaje analizadas, los hábitats potencialmente más aptos para *Liolaemus multimaculatus* se hallaron ubicados principalmente en las zonas más cercanas a la costa. Considerando la unidad de paisaje de 100 m, estas configuraciones representaron un mínimo porcentaje (0,8 %) distribuido como píxeles aislados a lo largo de ambas Barreras Medanosas. Los hábitats aptos constituyeron los más abundantes en porcentaje y se distribuyeron casi continuamente a lo largo de ambas Barreras Medanosas. Sin embargo, presentaron un alto grado de fragmentación en el sector norte de la BMO, principalmente entre las localidades de Mar de Ajó y San Clemente, donde la disponibilidad de estos sitios es relativamente baja. No obstante, el sector comprendido entre la localidad de Mar Azul y la laguna Mar Chiquita presentó grandes extensiones de hábitats aptos para esta especie. En la BMO, la conectividad de los sitios aptos para *L. multimaculatus* se vio interrumpida principalmente por la presencia de centros urbanos y forestaciones exóticas, mientras que en la BMA, existe una fragmentación relativamente menor y la continuidad se vio interrumpida

principalmente por la presencia de cuerpos de agua (arroyos y ríos) y, en algunos casos, por plantaciones de árboles exóticos. Si bien el modelo construido con las variables obtenidas en la unidad de paisaje de 300 m de radio presentó una capacidad predictiva aceptable pero más baja, a simple vista el mapa obtenido logra discriminar con mejor definición las cuatro categorías de aptitud de hábitats. En este caso, los hábitats aptos y muy aptos se hallaron principalmente en zonas con grandes extensiones de dunas vivas, y estas configuraciones del paisaje fueron más abundantes en la BMA. En la BMO, estos hábitats se distribuyeron de forma más o menos continua al sur de la localidad de Mar Azul, mientras que en la BMA se distribuyeron entre las localidades de Necochea y Pehuen-Có. En la BMO presentaron una mayor fragmentación entre las localidades de Villa Gesell y Mar de Ajó; y entre Miramar y Necochea en la BMA.

Considerando la unidad de paisaje de 100 m los ambientes aptos para *Liolaemus wiegmanni* se ubicaron entre las localidades de Mar de Ajó y Pinamar, entre Pinamar y Villa Gesell y al sur de Villa Gesell pasando Mar Azul, donde la continuidad de estos hábitats se vio interrumpida por las forestaciones y urbanizaciones de las respectivas localidades. Considerando la unidad de paisaje de 300 m, los hábitats más aptos y aptos aumentaron en porcentaje considerablemente, con pocos píxeles irregularmente distribuidos entre las localidades de San Clemente y Mar de Ajó, aumentando en el sector comprendido entre esta última localidad y Pinamar. La mayor continuidad de hábitats aptos y muy aptos para esta especie se encuentra en un amplio sector al sur de la localidad de Mar Azul.

Los mapas construidos para ambas especies permitieron observar que en todos los casos, los hábitats más aptos o con mayor probabilidad de ocurrencia de ambas especies de lagartijas, se encuentran alejados de los grandes centros urbanos y de las forestaciones exóticas. Al mismo tiempo, se observó un alto grado de fragmentación y aislamiento entre zonas de hábitats con alta probabilidad de presencia de lagartijas. En la Barrera Medanosa Oriental, sobre todo en el sector norte, las ciudades y las forestaciones exóticas asociadas, ocupan gran parte del sistema de médanos. El nivel de urbanización de la Barrera Medanosa Austral es bastante menor, sin embargo el sistema se halla interrumpido naturalmente por ríos y arroyos que pueden actuar como barreras de dispersión de los individuos. Los paisajes que han sido modificados por acción antrópica pueden alterar las habilidades de los individuos para moverse a través de ellos y además aumentar las tasas de mortalidad de los mismos al dispersarse a través de hábitats más hostiles o poco aptos (Fahrig 2007). La capacidad de cada especie de lagartija para responder a la fragmentación de sus hábitats, puede depender no solo de sus habilidades de dispersión y de los requerimientos espaciales (Harrison & Fahrig 1995, Attum *et al.* 2008), sino de las características del contexto espacial o matriz circundante que pueda facilitar o impedir el movimiento de los individuos entre los parches de hábitats (Taylor *et al.* 1993, D'Eon *et al.* 2002, Zajitschek *et al.* 2012). Hokit *et al.* (1999) observaron una relación negativa entre la ocupación de parches de hábitat y el grado de aislamiento de los mismos en lagartijas de la especie *Sceloporus woodi*, cuya baja capacidad de dispersión entre parches se vio afectada negativamente por el paisaje circundante. Tanto en *Liolaemus multimaculatus* como en *L. wiegmanni*, el aumento progresivo de la fragmentación

del hábitat de las dunas costeras podría provocar el aislamiento de poblaciones naturales, interfiriendo con el flujo génico normal entre ellas y aumentando el riesgo potencial de disminuir los tamaños efectivos de dichas poblaciones (Chan *et al.* 2009, Ryberg *et al.* 2013). En este sentido, una reducción en el tamaño y abundancia de los parches de hábitats aptos para estas especies podría aumentar la probabilidad de posibles extinciones locales debido principalmente a la inestabilidad que presentan las pequeñas poblaciones frente a procesos estocásticos (Hokit & Branch 2003), sobre todo si existe una dificultad en el acceso a los hábitats preferidos y se reducen las tasas de migración de individuos (Fahrig 2007).

Las áreas costeras constituyen ambientes frágiles y dinámicos, donde el avance de la urbanización sobre las costas sin ninguna estrategia de planificación, ha alterado el equilibrio de la dinámica natural costera (Lasta *et al.* 2010). Sumado a esto, en las últimas décadas se ha incrementado el desarrollo de forestaciones con especies exóticas, aumentando notablemente el grado de fragmentación del paisaje natural (Mora & Mapelli 2010). Los mapas de aptitud de hábitat proporcionan información básica sobre la disposición o distribución espacial de los hábitats potencialmente adecuados para una especie, convirtiéndolos en una importante herramienta al permitir identificar sitios prioritarios para la conservación (Gibson *et al.* 2004, Carter *et al.* 2006). Los porcentajes de los diferentes grados de aptitud de hábitat expresados en estos resultados corresponden solo a los estratos específicos para cada especie, y en consecuencia, si consideramos la totalidad del área de estudio estos valores resultan relativamente más bajos. Teniendo en cuenta que la fragmentación y pérdida de

los hábitats constituye una importante amenaza para la biodiversidad en general (Sala *et al.* 2000) y para los reptiles en particular (Gibbons *et al.* 2000, Gardner *et al.* 2007), proteger aquellas áreas con una gran proporción de hábitats con mayor aptitud para las especies de lagartijas arenícolas de la costa bonaerense podría potenciar la persistencia de estas especies en el ecosistema dunícola, principalmente de *Liolaemus multimaculatus* cuya distribución se encuentra restringida a estos hábitats en la Provincia de Buenos Aires y Río Negro (Cei 1993, Scolaro 2006), y con un estatus de conservación *vulnerable* (Abdala *et al.* 2012).

#### **BIBLIOGRAFÍA**

- Abdala C., Acosta J., Acosta J., Álvarez B., Arias F., Avila L., Blanco G., Bonino M., Boretto J., Brancatelli G., Breitman M., Cabrera M., Cairo S., Corbalán V., Hernando A., Ibarquengoytía N., Kacoliris F., Laspiur A., Montero R., Morando M., Pelegrín N., Pérez C., Quinteros A., Semhan R., Tedesco M., Zalba S. & Vega L. 2012. Categorización del estado de conservación de las lagartijas y anfisbenas de la República Argentina. Cuadernos de Herpetología 26 (3): 215-247.
- Attum O., Lee Y. M., Roe J. H. & Kingsbury B. A. 2008. Wetland complexes and upland-wetland linkages: landscape effects on the distribution of rare and common wetland reptiles. Journal of Zoology 275: 245-251.
- Carter G. M., Stolen E. D. & Breininger D. R. 2006. A rapid approach to modeling species-habitat relationships. Biological Conservation 127: 237-244.

- Cei J. M. 1993. Reptiles del noroeste y este de la Argentina. Herpetofauna de las selvas subtropicales, Puna y Pampas. Ed. Museo Regionale di Scienze Naturali. Torino.
- Celsi C. E. & Monserrat A. L. 2008. La vegetación dunícola en el frente costero de la Pampa Austral (Partido de Coronel Dorrego, Buenos Aires). *Multiequina* 17: 73-92.
- Chan L. M., Fitzgerald L. A. & Zamudio K. R. The scale of genetic differentiation in the dunes sagebrush-lizard (*Sceloporus arenicolus*), an endemic habitat specialist. *Conservation Genetics* 10: 131-142.
- Dadon J. R. 2002. El impacto del turismo sobre los recursos naturales en la costa pampeana. *En: Dadon J. R. & Matteucci S. D. (Eds.). Zona Costera de la pampa argentina: recursos naturales, sustentabilidad, turismo, gestión y derecho ambiental.* Lugar Editorial. Buenos Aires. pp. 101-121.
- Dadon J. R. & Matteucci S. D. 2006. Patrones de desarrollo costero en la provincia de Buenos Aires. *En: Matteucci, S. D., Morello J. & Buzai G. D. (Eds.). Crecimiento urbano y sus consecuencias sobre el entorno rural. El caso de la ecorregión pampeana.* Orientación Gráfica Editora SRL, Buenos Aires. pp. 251-278.
- Dayton G. H & Fitzgerald L. A. 2006. Habitat suitability models for desert amphibians. *Biological Conservation* 132: 40-49.
- D'Eon R. G., Glann S. M., Parfitt I. & Fortin M. 2002. Landscape connectivity as a function of scale and organism vagility in a real forested landscape. *Conservation Ecology* 6 (2): 10. Disponible en: <http://www.consecol.org/vol6/iss2/art10/>

- Faggi A. & Dadon J. R. 2011. Temporal and spatial change in plant dune diversity in urban resorts. *Journal of Coastal Conservation* 15(4): 585-594.
- Faggi A., Perepelzin P. & Dadon J. R. 2010. South Atlantic Tourist resorts: Predictors for changes induced by afforestation. *En: Müller N., Werner P. & Kelcey J. G. (Eds.). Urban Biodiversity and Design Wiley-Blackwell. Oxford, UK. pp. 363-379.*
- Fahrig L. 2007. Non-optimal animal movement in human-altered landscapes. *Functional Ecology* 21: 1003-1015.
- Gardner T. A., Barlow J., Peres C. A. 2007. Paradox, presumption and pitfalls in conservation biology: the importance of habitat change for amphibians and reptiles. *Biological Conservation* 138:166-179.
- Gibbons J. W., Scott D. E., Ryan T. J., Buhlmann K. A., Tuberville T. D., Metts B. S., Greene J. L., Mills T., Leiden Y., Poppy S. & Winne C. T. 2000. The global decline of Reptiles, déjà vu Amphibians. *BioScience* 50(8): 653-666.
- Gibson L. A., Wilson B. A. & Aberton J. G. 2004. Landscape characteristics associated with species richness and occurrence of small native mammals inhabiting a coastal heathland: a spatial modelling approach. *Biological Conservation* 120 (1): 75-89.
- Gudynas E. 1989. Amphibians and reptiles of coastal periurban ecosystem (Solymar, Uruguay): list, preliminary analysis of community structure and conservation. *Bulletin of the Maryland Herpetological Society* 25: 84-123.
- Guisan A. & Zimmermann N. E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135: 147-186.

- Harrell F. E. 2001. Regression modeling strategies with applications to linear models, logistic regression and survival analysis. Springer. New York. 571 p.
- Harrison S. & Fahrig L. 1995. Landscape pattern and population conservation. *En*: Hansson L., Fahrig L. & Merriam G. (Eds.). Mosaic Landscapes and Ecological processes. Chapman & Hall. London. pp 203-308.
- Hirzel A. H. & Le Lay G. 2008. Habitat suitability modelling and niche theory. *Journal of Applied Ecology* 45: 1372-1381.
- Hokit G. D. & Branch L. C. 2003. Association between patch area and vital rates: consequences for local and regional populations. *Ecological Applications* 13 (4): 1060-1068.
- Hokit G. D., Stith B. M. & Branch L. C. 1999. Effects of landscape structure in Florida scrub: a population perspective. *Ecological Applications* 9 (1): 124-134.
- Lasta C., Gonzalez E., Verón E., Mutti A., Marchi V., Ezpeleta L. & Alonzo D. 2010. Evaluación de la vulnerabilidad a la erosión del cordón costero en el Partido de la Costa. *En*: Isla F. I. & Lasta C. A. (Eds.). Manual de Manejo de Barreras Medanosas para la Provincia de Buenos Aires. Editorial EUDEM, Mar del Plata. pp. 227-248.
- Liu C., Berry P. M., Dawson T. P. & Pearson R. G. 2005. Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography* 28: 385-393.
- Mateo R. G., Felicísimo A. M. & Muñoz J. 2011. Modelos de distribución de especies: Una revisión sintética. *Revista Chilena de Historia Natural* 84: 217-240.
- Mayor S. J., Schneider D. C., Schaefer J. A. & Mahoney S. P. 2009. Habitat selection at multiple scales. *Ecosciense* 16 (2): 238-247.

- McPherson J. M., Jetz W. & Rogers D. J. 2004. The effects of species' range sizes on the accuracy of distribution models: ecological phenomenon or statistical artefact? *Journal of Applied Ecology* 41: 811-823.
- Monserrat A. L. 2010. Conservación en médanos: La vegetación de la costa bonaerense en Coronel Dorrego, Monte Hermoso y Coronel Rosales. *En: Isla F. I. & Lasta C. A. (Eds.). Manual de Manejo de Barreras Medanosas para la Provincia de Buenos Aires. Editorial EUDEM. Mar del Plata. pp. 197-216.*
- Mora M. S. & Mapelli F. J. 2010. Conservación en médanos: fragmentación de hábitat y dinámica poblacional del tuco-tuco de las dunas. *En: Isla F. I. & Lasta C. A. (Eds.). Manual de Manejo de Barreras Medanosas para la Provincia de Buenos Aires. Editorial EUDEM. Mar del Plata. pp. 161-181.*
- Murtaugh P. A. 1996. The statistical evaluation of ecological indicators. *Journal of Applied Ecology* 6:132-139.
- Pearce J. & Ferrier S. 2000. Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. *Ecological Modelling* 133: 225-245.
- Rocha C. F. & Bergallo H. 1992. Population decrease: the case of *Liolaemus lutzae*, an endemic lizard of Southeastern Brazil. *Ciencia e Cultura, São Paulo, Brazil (Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science)* 48: 264-269.
- Ryberg W. A., Hill M. T., Painter C. W & Fitzgerald L. A. 2013. Landscape pattern determines neighborhood size and structure within a lizard population. *PloS one* 8 (2): 1-7.

- Sala O. E. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287 (5459): 1770-1774.
- Schlacher T. A., Schoeman D. S., Dugan J., Lastra M., Jones A., Scapini F. & McLachlan A. 2008. Sandy beach ecosystems: key features, sampling issues, management challenges and climate change impacts. *Marine Ecology* 29: 70-90.
- Scolaro A. 2006. Reptiles patagónicos norte: una guía de campo. 1ª ed. Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco. 112 p.
- Scott J. M., Heglund P. J., Samson F., Haufler J., Morrison M., Raphael M. & Wall B. 2002. Predicting species occurrences: issues of accuracy and scale. Island Press. Covelo, CA. 840 p.
- Seoane J. & Bustamante J. 2001. Modelos predictivos de la distribución de especies: una revisión de sus limitaciones. *Ecología* 15: 9-21.
- Stellatelli O. A., Vega L. E., Block C. & Cruz F. B. 2013. Effect of the tree invasion on the habitat use of sand lizard. *Herpetologica*. En prensa.
- Taylor P. D., Fahrig L., Henein K. & Merriam G. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68: 571-573.
- Turner M. G. 1989. Landscape Ecology: The effects of pattern on process. *Annual Review of Ecology and Systematics* 20: 171-197.
- Turner M. G., Dale V. H. & R. H. Gardner. 1989. Predicting across scales: Theory development and testing. *Landscape Ecology* 3: 245-252.
- Vega L. Bellagamba P. & Fitzgerald L. 2000. Long-term effects of anthropogenic habitat disturbance on a lizard assemblage inhabiting coastal dunes of Argentina. *Canadian Journal of Zoology* 78: 1-8.

Zajitschek S. R. K., Zajitschek F. & Clobert J. 2012. The importance of habitat resistance for movement decisions in the common lizard, *Lacerta vivipara*. BMC Ecology 12: 13.

Zimmermann N. E., Edwards T. C., Graham C. H., Pearman P. B. & Svenning J. C. 2010. New trends in species distribution modeling. Ecography 33: 985-989.

# CAPÍTULO VI



**CONCLUSIONES GENERALES**

La investigación llevada a cabo a lo largo de esta tesis ha permitido examinar la relación entre dos especies de lagartijas arenícolas y los hábitats ocupados por cada una de ellas. Las especies seleccionaron diferentes componentes del ambiente a diferentes escalas espaciales. En el caso de la escala más fina de análisis, se observó una fuerte asociación entre la presencia de lagartijas y la estructura del microhábitat, la cual está determinada fundamentalmente por la cobertura relativa de arena y por asociaciones con determinados grupos fisonómicos, como es el caso de las hierbas en mata para *Liolaemus multimaculatus*, y los arbustos y subarbustos para *Liolaemus wiegmannii*.

La estimación del dominio vital permitió anexar información sobre el uso del espacio en estas especies de lagartijas utilizando la radiotelemetría como técnica de monitoreo de los individuos. Esta herramienta presenta varias ventajas en comparación con otras técnicas de marcado y detección de individuos, como por ejemplo el método de captura-marcado-recaptura, ya que los individuos pueden ser detectados con facilidad. Ambas especies presentaron diferencias interespecíficas en el uso del espacio, ya que el dominio vital estimado para *Liolaemus multimaculatus* ( $\bar{X}= 260,22 \pm 144,80 \text{ m}^2$ ) mostró un valor superior al obtenido para *Liolaemus wiegmannii* ( $\bar{X}= 39,35 \pm 19 \text{ m}^2$ ). La utilización de la radiotelemetría no solo permitió obtener una estimación sobre los requerimientos espaciales mínimos necesarios para la supervivencia de los individuos de estas dos especies de lagartijas arenícolas, sino también realizar observaciones sobre otras actividades y el uso del microhábitat, ya que cada vez que un individuo era detectado podía ser visualizado fácilmente.

El análisis a escala más amplia de paisaje, arrojó información sobre el contexto espacial en el que se hallan los hábitats seleccionados por estas especies de lagartijas arenícolas, así como un panorama general sobre la composición y configuración del paisaje del ecosistema dunícola bonaerense. Las dunas vivas constituyen un hábitat fundamental para *Liolaemus multimaculatus*, mientras que las dunas semifijas son las preferidas por *Liolaemus wiegmanni*. Ambas especies evitaron los hábitats con forestaciones exóticas, lo cual es un aspecto fundamental a tener en cuenta, ya que la fijación de médanos con este tipo de vegetación es una práctica común a lo largo de toda la costa bonaerense. La elaboración de modelos de aptitud de hábitat y los mapas de probabilidad de ocurrencia de cada especie derivados de estos análisis, constituyen una herramienta que podrá ser utilizada para establecer pautas de conservación de estas especies y de sus ambientes.

Las especies mostraron una fuerte segregación espacial a diferentes niveles, ya que en el caso de la escala de *microhábitat* la presencia de *Liolaemus multimaculatus* estuvo asociada a la cobertura de hierbas en mata y la proporción de suelo desnudo, mientras que *L. wiegmanni* se asoció con la cobertura de arbustos y subarbustos; a nivel de *hábitat*, *L. multimaculatus* fue observada exclusivamente en dunas vivas mientras que *L. wiegmanni* fue más frecuente en dunas semifijas; a escala de *paisaje* la presencia de *L. multimaculatus* fue mayor en dunas vivas anteriores cercanas a la costa, mientras que *L. wiegmanni* se ubicó en dunas semifijas posteriores, a mayores distancias de la costa.

Si bien en este estudio se han abordado diferentes aspectos de la selección de hábitat en dos de las cuatro especies de lagartijas de las dunas costeras bonaerenses, aún quedan interrogantes por responder. Teniendo en cuenta que

ambas especies evitaron aquellas configuraciones del paisaje con forestaciones exóticas, sería interesante evaluar qué efecto podría causar la transformación del paisaje como consecuencia del avance de la forestación sobre la distribución potencial de estas especies de lagartijas en escenarios futuros del paisaje. Si bien se pudo estimar la distribución de los hábitats potencialmente aptos para estas especies, aún se desconocen los mecanismos por los cuales los individuos establecen sus territorios y la capacidad de dispersión de los individuos juveniles. En base a esto, resultaría interesante examinar si las poblaciones se encuentran estructuradas genéticamente en relación con la configuración del paisaje, sobre todo teniendo en cuenta que algunas poblaciones se hallan aisladas geográficamente.

A pesar de las preguntas que aún quedan por responder, los resultados obtenidos en esta tesis significan una herramienta fundamental para tomar decisiones sobre el manejo del hábitat de un grupo de organismos carismáticos del sistema dunícola de la provincia de Buenos Aires, y es la intención que sean aprovechados en ese contexto para mejorar la conservación de este ecosistema.