



Universidad de Buenos Aires  
Facultad de Ciencias Exactas y Naturales  
Departamento de Ecología, Genética y Evolución

## **Densidad, uso del hábitat y patrones de actividad diaria del tapir (*Tapirus terrestris*) en el Corredor Verde de Misiones, Argentina**



Tesista: M. Paula Cruz<sup>1,2</sup>  
Director: Dr. Agustín J. Paviolo<sup>1</sup>  
Co-director: Lic. Roberto F. Bó<sup>2</sup>

1. Instituto de Biología Subtropical, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Nacional de Misiones y CONICET.
2. Grupo de Investigaciones en Ecología de Humedales- Laboratorio de Ecología Regional.  
Departamento de Ecología Genética y Evolución.  
Facultad de Ciencias Exactas y Naturales (FCEN).  
Universidad de Buenos Aires (UBA)

Febrero 2012

Tesis para optar al título de Licenciatura en Ciencias Biológicas

## AGRADECIMIENTOS

Quiero agradecerles, en primer lugar, a Agustín y Roberto por su excelente calidad como directores y además como personas, esto hizo que los considere realmente buenos amigos, y que esta etapa sea para mí muy linda y productiva.

A mis padres, Susana y Jorge, que me apoyaron constantemente en todas mis decisiones y me ayudaron muchísimo a cumplir cada uno de mis deseos. A mis hermanos Cony, Leo, Maru, Santy, y mi sobrina preferida Juli por el apoyo y cariño constante. Al Lic. Martín por todo su amor, por ser un gran compañero de vida y hacer que los días sean hermosos, y a toda su familia, Marta, Tito, Yenny, Meli y Facu, por el cariño y contención en Iguazú.

A todos mis compañeros del CeIBA/IBS. Principalmente a Mario, Carlitos, Vero, y Diego, quienes me ayudaron muchas veces como si fueran también directores. Al resto del equipo de mamiferólogos: Gaby, la Tana, el Negro, y Yamil (gracias por el tiempo y esfuerzo Viejo!), por hacer tan divertido el día a día en la oficina, y además por haberme ayudado a mejorar la presentación de la tesis junto a Lía, Elena, Zamu y Geno.

Al Jurado, Javier, Regino y Olga, por haber leído la tesis tan atentamente y por sus recomendaciones para mejorarla.

A todos los voluntarios del Proyecto Yaguareté, por haber trabajado tanto para realizar los muestreos y poniéndole tanta buena onda, principalmente al Toro, Ricky, Yamil y la Flaca.

A Sole de Bustos, Patricia Medici, Paula González, Javi Pereira, Naty Fracassi y Jeffrey Thompson por su gran ayuda técnica. También al equipo de Malena Srur por haberme brindado material.

A las siguientes instituciones por brindar apoyo institucional o económico para el desarrollo de esta tesis: Laboratorio de Investigaciones Ecológicas de la Yungas (LIEY) de la Universidad Nacional de Tucumán, Asociación Civil Centro de Investigaciones del Bosque Atlántico (CeIBA), APN, MERNyT de Misiones, CONICET, FVSA, World Wildlife Fund, Wildlife Conservation Society, Lincoln Park Zoo, Darwin Initiative, Rufford Small Grant Foundation, Idea Wild, Fundación Antorchas y Panthera Foundation.

A mis queridxs amigxs de la facultad, Meli, Viole, Pau, Paumed, Jose, Sofi, Flor y Andrés, por darme tanto cariño y hacer que este largo recorrido en biología haya sido tan divertido. Sin dudas esta carrera no hubiera sido tan hermosa sin ustedes. Gracias Meli por ayudarme con los trámites y por la cantidad de veces que me hiciste llorar de la risa en clase!

A mis amigxs de la vida, Gime, Pili, Pau, Tef, Andy, Diego, Nacho y Machi, por tantos años de amistad, increíbles viajes y tantas risas.

A todos los amigos de Cóndor, por los hermosos días de trabajo en la isla.

Y a mis amigos de Iguazú, Mosqui, Pato, Noe, Jor, por las tardes de tereré y por cuidar de la casa, plantas y animales tantos días.

RESUMEN.....	1
1. INTRODUCCIÓN.....	3
2. OBJETIVOS.....	7
2.1. Objetivos generales.....	7
2.2. Objetivos particulares, hipótesis y predicciones.....	7
3. MATERIALES Y MÉTODOS .....	9
3.1. Área de estudio.....	9
3.1.1. <i>El Bosque Atlántico</i> .....	9
3.1.2. <i>Las áreas relevadas del CVM</i> .....	12
3.1.3. <i>El nivel de protección y la presión de caza en las áreas relevadas</i> .....	14
3.1.4. <i>La metodología aplicada basada en el uso de cámaras trampas</i> .....	15
3.2. Metodología .....	18
3.2.1. <i>Estimaciones de densidad en áreas con distintos niveles de protección</i> .....	18
3.2.2. <i>Patrones de uso del hábitat</i> .....	23
3.2.3. <i>Patrones de actividad diaria</i> .....	25
3.2.4. <i>Comportamiento social y estacionalidad reproductiva</i> .....	28
4. RESULTADOS.....	28
4.1. Estimaciones de densidad en áreas con distintos niveles de protección.....	28
4.1.1. <i>Identificación en Iguazú</i> .....	28
4.1.2. <i>Identificación en Urugua-í</i> .....	30
4.1.3. <i>Abundancia en relación con el nivel de protección contra cazadores furtivos</i> ....	32

4.2. Patrones de uso del hábitat.....	33
4.3. Patrones de actividad diaria.....	35
4.4. Comportamiento social y estacionalidad reproductiva.....	38
5. DISCUSION Y CONCLUSIONES.....	39
5.1. Estimaciones de densidad en áreas con distintos niveles de protección.....	39
5.2. Patrones de uso del hábitat.....	40
5.3. Patrones de actividad diaria.....	41
5.4. Comportamiento social y estacionalidad reproductiva.....	43
6. CONSIDERACIONES FINALES Y RECOMENDACIONES.....	44
6.1. Consideraciones metodológicas.....	44
6.1.1. <i>Metodología basada en el uso de las cámaras trampa.....</i>	44
6.1.2. <i>Metodología de estimación de densidad mediante la identificación de individuos .....</i>	45
6.2. Consideraciones generales sobre la caza furtiva y recomendaciones para la conservación del tapir.....	46
7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	48
8. ANEXO.....	57

## RESUMEN

El tapir de tierras bajas (*Tapirus terrestris*) es un mamífero de gran tamaño categorizado “en peligro de extinción” para la Argentina. Se trata de una especie particularmente representativa de los bosques húmedos sudamericanos, un tradicional recurso para las comunidades locales y una especie clave para la conservación de los ecosistemas que habita debido a su gran capacidad como dispersor de semillas. El Corredor Verde de Misiones (CVM), dada la extensión y continuidad de bosque húmedo subtropical en relativamente buen estado de conservación, es una de las pocas áreas con posibilidades para mantener poblaciones viables de esta especie a largo plazo dentro del denominado Bosque Atlántico del Alto Paraná. A partir de registros fotográficos de tapires obtenidos mediante cinco muestreos sistemáticos realizados con cámaras trampa en distintas zonas del CVM, este trabajo tuvo como objetivo general, evaluar el efecto de la caza furtiva en la población de tapires y contribuir al conocimiento de su ecología. Para ello, se estimó su densidad poblacional en dos áreas con distintos niveles de protección contra la caza furtiva, a partir de la identificación de los individuos fotografiados y la utilización de modelos de captura-marcado-recaptura. Por otro lado, se estudiaron el patrón de uso del hábitat y el patrón de actividad diaria de los tapires, analizando la importancia de distintas variables ambientales y antrópicas para los mismos. En el primer caso se analizó si el nivel de protección contra la caza furtiva, la distancia a vías de entradas de cazadores, la cobertura de cañas y la distancia a cursos de agua afectaban significativamente la ocupancia y la detectabilidad del tapir mediante Modelos de Ocupancia. En el segundo caso, se analizó si los patrones de actividad diaria estaban afectados por el fotoperiodo, la temperatura y/o las fases de la luna y si existían diferencias en los mismos de acuerdo al sexo de los individuos y/o al grado de protección con respecto a la caza furtiva de las áreas consideradas, mediante estadística circular. Por último, se estudió de manera descriptiva el comportamiento social y reproductivo de la especie, identificando la cantidad, sexo y edad de los individuos fotografiados. Los resultados mostraron que: la densidad de tapires en el CVM fue entre cuatro y seis veces mayor en el área con mayor nivel de protección contra la cacería. La ocupancia y la detectabilidad de los tapires estarían, principalmente, afectadas por la presión de caza existente en cada sitio y que el patrón de actividad diaria es afectado fundamentalmente por los cambios de luz del fotoperiodo anual. Además, las relativamente escasas parejas observadas, de adultos de distinto sexo

y de hembras con sus crías, indicarían que en el CVM, la época reproductiva tiene lugar en invierno-primavera. Los resultados obtenidos en este trabajo sugieren que la población de tapires del CVM es muy susceptible a la presión de caza furtiva y que sería necesario un aumento en el esfuerzo de control de la misma para mejorar sus posibilidades de supervivencia. Se espera que la información generada en el presente proyecto de investigación contribuya a la elaboración de pautas para la conservación de esta importante especie de fauna silvestre de Argentina en el Corredor Verde de Misiones.

## 1. INTRODUCCIÓN

El tapir de tierras bajas o anta (*Tapirus terrestris*) es una de las cuatro especies de la familia Tapiridae. Las mismas habitan los bosques y selvas del sudeste de Asia, Centro y Sudamérica. Es el segundo mamífero terrestre en tamaño corporal de América del Sur, luego del tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*, Medici 2010) y se distribuye desde el noreste de Colombia hasta el norte de Argentina, siempre al este de la Cordillera de los Andes. En nuestro país, aún se lo encuentra en las provincias de Misiones, Chaco, Formosa, Jujuy y Salta pero, históricamente, su distribución también incluía las provincias de Corrientes, Santa Fe, Santiago del Estero y Tucumán, donde se lo considera *actualmente* extinto (Taber *et al.* 2008, Chalukian *et al.* 2009).

Los tapires son considerados “especies clave” para el mantenimiento de los ecosistemas que habitan debido a su importancia como dispersores de semillas y por ser conocidos como los “arquitectos del bosque” ya que, para cubrir sus requisitos de vida, modifican y crean nuevos hábitats o bien ayudan a mantener la estructura y funcionamiento de los mismos (Bodmer 1991, Fragoso 1997, Downer 2001, Chalukian *et al.* 2009, Medici 2010). Como los requerimientos de hábitat mencionados son cubiertos en grandes áreas ecológicamente diversas, el tapir es considerado también una “especie paisaje” (Naranjo y Bodmer 2002, Chalukian *et al.* 2009, Medici 2010).

La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) categoriza a esta especie como “vulnerable con tendencia poblacional decreciente” (IUCN 2010). En Argentina, el tapir ha desaparecido del 46% de su área de distribución original (Taber *et al.* 2008) y es considerado “en peligro de extinción” por la Sociedad Argentina para el Estudio de los Mamíferos (SAREM) (Díaz y Ojeda 2000). Además, ha sido declarado Monumento Natural Provincial en las provincias de Misiones (Ley N° 2.589/1988), Chaco (Ley N° 5.887/2007) y recientemente en Salta (Ley N° 4.625/11).

La destrucción y fragmentación del hábitat y la cacería han sido identificados como los principales factores responsables de la declinación de las poblaciones de la especie en toda su área de distribución (Medici *et al.* 2007, Taber *et al.* 2008). En Argentina, el Plan de Acción para la Conservación del Tapir (Chalukian *et al.* 2009) también considera a estas dos causas como las mayores amenazas para la supervivencia de la especie. Varios estudios sugieren que las poblaciones de tapir son muy susceptibles a ser reducidas por la caza furtiva debido a sus hábitos solitarios, su baja

tasa reproductiva y a que alcanzan tardíamente la madurez sexual (Bodmer *et al.* 1997; Cullen *et al.* 2000, Peres 2001, Naranjo y Bodmer 2002, Noss *et al.* 2003, Medici *et al.* 2007, Chalukian *et al.* 2009).

En Misiones, el tapir es muy perseguido por cazadores locales quienes lo buscan, fundamentalmente, para proveerse de carne (Giraud y Abramson 2000, Paviolo *et al.* 2009a). En esta provincia, se ha documentado que, en áreas con presión de caza elevada, la probabilidad de registrar a esta especie es mucho menor que en áreas adecuadamente protegidas (Paviolo *et al.* 2009a, Paviolo 2010). Sin embargo, la magnitud de la reducción de sus poblaciones en lugares con presión de caza es actualmente desconocida, debido a que no existen estimaciones de densidad para los tapires que habitan la región. Este último parámetro es uno de los atributos demográficos más importantes para implementar acciones de conservación, ya que nos permite estimar el riesgo de extinción de una especie (Medici 2010). Por lo tanto, conocer la densidad poblacional de los tapires en el Corredor Verde de Misiones (CVM) resulta básico para evaluar sus posibilidades reales de conservación en la macro ecorregión del Bosque Atlántico. Este corredor constituye uno de los remanentes más grandes de esa gran ecorregión en el mundo y es considerado una de las pocas áreas que puede mantener poblaciones viables de tapires a largo plazo (Paviolo *et al.* 2008, Taber *et al.* 2008).

En cuanto al uso del hábitat, se sabe que la mayoría de las especies animales, no utilizan todos los ambientes que se encuentran disponibles en sus hábitats de manera uniforme o aleatoria, sino que seleccionan aquellos que les brindan los recursos y condiciones necesarios para satisfacer sus requerimientos diarios de alimentación, descanso, refugio, etc. (Manly *et al.* 1993). Según numerosas investigaciones, todas las especies de tapir presentan patrones marcados de uso del hábitat, aunque los resultados disponibles difieren, en algunos casos, en cuanto al tipo de ambiente que seleccionan. La mayoría de los estudios sugieren que seleccionan bosques ribereños y que evitan zonas abiertas como pastizales o cultivos (Salas 1996, Naranjo y Cruz-Aldán 1998, Oliveira Affonso 2002, Medici 2010). Sin embargo, algunos autores plantean una preferencia por los bosques secundarios, otros por los bosques primarios y otros por ambos tipos de bosques (Foerster y Vaughan 2002, Lizcano y Cavelier 2000a, Arias Alzate 2008, Medici 2010). Usualmente se menciona también la importancia de los cuerpos de agua como lugares particularmente utilizados para descansar, defecar,

evadir ectoparásitos, trasladarse con mayor facilidad de un área de alimentación a otra y/o para regular la temperatura corporal en las horas más calurosas del día (Padilla y Dowler 1994, Foerster y Vaughan 2002, Arias Alzate 2008, Chassot *et al.* 2008).

Por otro lado, se considera que la distribución y disponibilidad del alimento influye marcadamente en la selección de ambientes por parte de dichas especies (Salas 1996, Avila 2002, Oliveira Affonso 2002, Naranjo y Bodmer 2002). Según Giombini *et al.* (2009), de los frutos ingeridos por el *T. terrestris* en el Bosque Atlántico de Argentina, el principal componente de su dieta es la palmera pindó (*Syagrus romanzoffiana*), mayormente abundante en las zonas bajas e inundables de la región (Di Bitetti 2001, Srur *et al.* 2009). Además, así como existen ambientes seleccionados por los tapires, también existirían otros que son especialmente evitados. Según Gallardo *et al.* (2008), en las zonas con alta densidad de caña tacuarembó (*Chusquea ramosissima*) de la Selva Paranaense no se encuentran registros de actividad de tapires ya que, al tratarse de ambientes con vegetación muy cerrada, los mismos les impedirían desplazarse con facilidad. Por todo lo anteriormente expuesto, en relación con la información disponible sobre el uso de hábitat por parte de las especies de tapir, surge la necesidad de confirmar, completar y profundizar dichos resultados específicamente para el *Tapirus terrestris* y en un área muy importante para su conservación como es el CVM.

Con relación a los patrones de actividad de los tapires, debe señalarse que los mismos son, por lo general, animales de hábitos nocturnos y crepusculares (Padilla y Dowler 1994, Lizcano y Cavelier 2000b, Ayala 2002, Foerster y Vaughan 2002, Wallace *et al.* 2002, Holden *et al.* 2003, Noss *et al.* 2003, Novarino *et al.* 2005, Tobler 2008, Medici 2010). Sin embargo, diversos autores observaron diferencias en los patrones de actividad diaria de acuerdo a factores tales como la presión de caza, la estacionalidad climática anual, la influencia de las fases lunares, el sexo y la edad de los individuos. Sin embargo, en algunos casos, los patrones observados son poco concordantes e incluso, algunas veces opuestos (Lizcano y Cavelier 2000b, Foerster y Vaughan 2002, Holden *et al.* 2003, Noss *et al.* 2003, Lizcano y Cavelier 2004, Novarino *et al.* 2005, Tobler 2008, Medici 2010). Al respecto, se considera que los hábitos mayormente nocturnos de los tapires podrían deberse a la dificultad para disipar el calor corporal que, en general, poseen todos los animales de gran tamaño debido a su pequeña relación superficie/volumen (Randall *et al.* 1998, Foerster y Vaughan 2002).

De acuerdo a esta hipótesis, los tapires evitarían estar activos durante las horas más calurosas del día y restringirían sus desplazamientos a las horas más frescas (Padilla y Dowler 1994, Foerster y Vaughan 2002). Además, algunos estudios señalan que existen variaciones en el patrón de actividad diario según las estaciones del año, observándose una mayor actividad diurna en los meses húmedos (Foerster y Vaughan 2002, Medici 2010). Sin embargo, Lizcano y Cavelier (2000b) no han encontrado diferencias estacionales en el patrón de actividad del tapir de montaña (*Tapirus pinchaque*).

Por otro lado, el patrón de actividad de estas especies también puede verse afectado por intervenciones humanas, como la caza furtiva, la actividad extractiva maderera y el ecoturismo, reduciendo casi completamente la actividad diurna en aquellas zonas donde dichas actividades son más frecuentes (Foerster y Vaughan 2002, Wallace *et al.* 2002). Además, pocos estudios han analizado la eventual variación del patrón de actividad de los tapires de acuerdo a las fases lunares y los resultados obtenidos hasta el presente no han generado patrones claros. Por ejemplo, Lizcano y Cavellier (2000b) registraron una mayor actividad nocturna durante la fase de luna llena en ambientes cerrados. En cambio, Medici (2010) sugiere una situación opuesta. Cohelo *et al.* (2008), sin embargo, no han encontrado ni filia ni fobia lunar en saleros naturales. Del mismo modo, se han observado diferencias en el patrón de actividad diaria según el sexo, siendo las hembras más activas que los machos y en un mayor rango horario, debido probablemente a una mayor necesidad de alimento, sobre todo en los momentos de preñez y amamantamiento de las crías (Medici 2010).

Con respecto a su comportamiento social, en general se dice que los tapires son animales de hábitos solitarios y que sólo se observan parejas durante la época del celo o bien hembras con sus crías. Sin embargo, algunos autores describen avistajes de grupos de alimentación de hasta tres individuos (Chalukian *et al.* 2009, Medici 2010). En cuanto a la reproducción, se dice que, en el medio silvestre, las hembras dan a luz a partir de los cuatro años de edad, la gestación dura entre 13 y 14 meses y que generalmente tienen una cría por parto. Estas últimas presentan libreas en su pelaje hasta los cinco o seis meses de edad y son lactantes hasta los ocho o nueve meses. Por otro lado, alcanzan el tamaño adulto a los 18 meses y pueden permanecer junto a su madre hasta los 12-18 meses de edad (Padilla y Dowler 1994, Chalukian *et al.* 2009, Medici 2010).

Si bien no existe información suficiente que describa como varía el comportamiento reproductivo de los tapires a lo largo del año, al menos en el CVM, estudios realizados en algunas especies de mamíferos que habitan el Bosque Atlántico del Alto Paraná (BAAP), como primates y cérvidos, describen una marcada estacionalidad reproductiva, asociada a la variación climática existente y a la consecuente variación en la disponibilidad de alimento (Di Bitetti y Janson 2000, Ferrari 2005). En consecuencia, podría esperarse también cierta estacionalidad reproductiva en las poblaciones de tapires de la región.

Se considera que este estudio, junto con otros análisis sobre los patrones de actividad y hábitos sociales de estas poblaciones, brinda una excelente oportunidad para intentar contar con mayores precisiones sobre la ecología de los tapires del CVM.

## 2. OBJETIVOS

### 2.1. Objetivos generales

Por todo lo expuesto, en la presente tesis se proponen dos grandes objetivos:

- Contribuir a generar un mayor conocimiento sobre la ecología de la especie *Tapirus terrestris* en el Corredor Verde de Misiones (CVM).
- Evaluar el efecto de la caza furtiva en la población de tapires del CVM, aportando así información valiosa para su conservación.

### 2.2. Objetivos particulares, hipótesis y predicciones

Los objetivos parciales y las hipótesis y predicciones relacionadas con cada uno de ellos son las siguientes:

**Objetivo A:** Estimar y comparar la densidad poblacional de *Tapirus terrestris* en dos áreas con distinto nivel de protección contra la caza furtiva en el CVM.

**Hipótesis A.1:** La densidad poblacional del tapir es afectada negativamente por la caza furtiva.

**Predicción A.1.1:** La densidad de tapires será más elevada en áreas donde existe un mayor control contra la caza furtiva.

**Objetivo B:** Analizar y describir las variables que afectan el uso de hábitat de *Tapirus terrestris* en el CVM.

**Hipótesis B.1:** El uso del hábitat de los tapires está particularmente influido por la presión de caza, siendo más utilizados aquellos hábitats con mayor grado de protección y más alejados de las zonas de acceso de los cazadores. También está influido por la abundancia de cañas en el sotobosque (que dificultarían la movilidad de estos animales) y por la distancia al cuerpo de agua más cercano (que resulta fundamental para el desarrollo de sus actividades diarias de descanso y termorregulación).

### **Predicciones**

**B.1.1.** Las áreas más protegidas contra la caza y que se encuentran a mayor distancia de los accesos de los cazadores tendrán mayor probabilidad de ocupancia que las demás.

**B.1.2.** Los sitios ubicados en áreas con alta abundancia de cañas en el sotobosque presentarán una menor probabilidad de ocupancia.

**B.1.3.** Los sitios relativamente más cercanos a algún cuerpo de agua tendrán una mayor probabilidad de ocupancia.

**Objetivo C:** Analizar los factores que afectan los patrones de actividad diaria de *Tapirus terrestris* en el CVM

**Hipótesis C.1:** El patrón de actividad diaria de los tapires varía a lo largo del día, de acuerdo al fotoperiodo anual y la temperatura diaria.

### **Predicciones:**

**C.1.1.** El tapir posee hábitos nocturnos evidenciados por un mayor porcentaje de registros durante ese período del día.

**C.1.2.** El tapir variará la hora de comienzo y fin de su actividad diaria de acuerdo al fotoperiodo anual.

**C.1.3.** La proporción de registros nocturnos de actividad del tapir será mayor durante los días con temperaturas más altas.

**Hipótesis C.2:** El patrón de actividad varía según las fases de la luna (evitando estar activos en periodos nocturnos con abundante luz lunar).

**Predicción C.2.1:** En el período de luna nueva habrá un mayor porcentaje de registros nocturnos que en luna llena ya que la menor claridad le brindaría a los tapires una mayor protección ante eventuales predadores

**Hipótesis C.3:** El patrón de actividad diaria varía según el sexo de los individuos (mayor actividad de hembras debido a sus mayores requerimientos en épocas de preñez y amamantamiento).

**Predicción C.3.1:** Se obtendrá un mayor porcentaje de registros de hembras de tapir que de machos y en un rango horario más amplio.

**Hipótesis C.4:** El patrón de actividad diaria variará según el grado de protección contra la caza furtiva (mayor actividad nocturna en áreas con protección contra la caza deficiente).

**Predicción C.4.1:** En áreas con menor grado de protección contra cazadores habrá un mayor porcentaje de registros nocturnos que en áreas mejor protegidas.

### **3. MATERIALES y MÉTODOS**

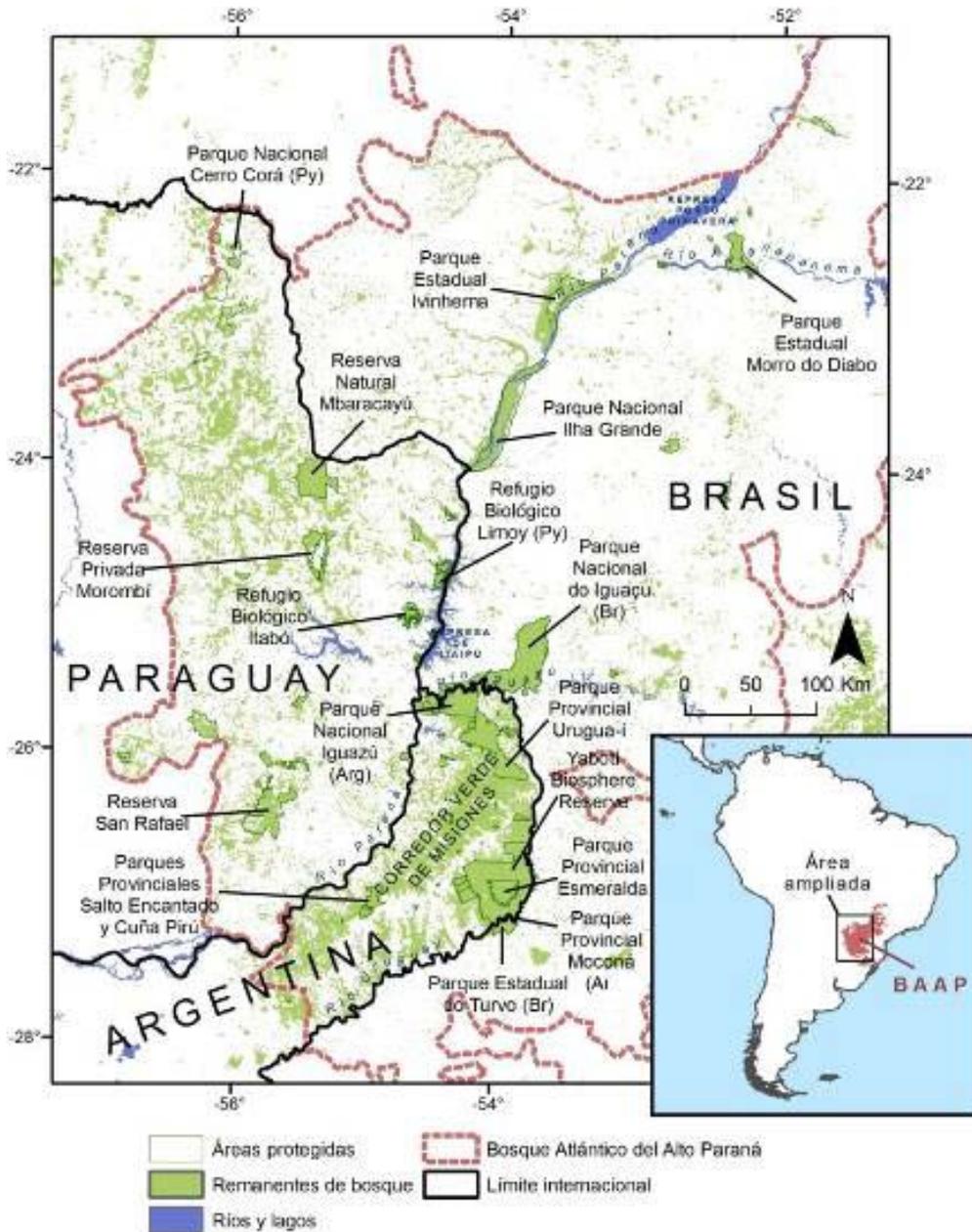
#### **3.1. El área de estudio**

##### ***3.1.1 El Bosque Atlántico***

El Bosque Atlántico (BA) es un conjunto de ecorregiones de selvas tropicales y subtropicales de gran importancia ecológica debido a la diversidad de especies que contiene, muchas de las cuales son endémicas. Este complejo de ecosistemas está formado por 15 ecorregiones que se extienden a lo largo de la costa de Brasil, este de Paraguay y la provincia de Misiones en la Argentina (Di Bitetti *et al.* 2003). De todas ellas, la Selva Paranaense o Bosque Atlántico del Alto Paraná (BAAP) es la que posee mayor superficie (Di Bitetti *et al.* 2003). Originariamente se extendía desde el oeste de la Serra do Mar en Brasil, hasta el este de Paraguay y la provincia de Misiones en

Argentina pero en la actualidad ha sufrido un importante proceso de transformación y destrucción de sus ecosistemas naturales, perdiendo más del 92% de su superficie original (Figura 1, De Angelo 2009).

La Selva Paranaense presenta un clima subtropical húmedo y estacionalidad tanto en términos de temperatura como en la disponibilidad de luz. Las precipitaciones se reparten de manera homogénea a lo largo del año y no existe una estación seca marcada. En los meses de junio a agosto pueden registrarse heladas, especialmente en las zonas más elevadas. La temperatura media anual oscila entre los 16 y 22°C y las lluvias varían entre los 1000 y 1200 mm anuales (Di Bitetti *et al.* 2003). La vegetación está compuesta por un bosque subtropical semi-deciduo con ambientes de selvas altas mixtas, selvas abiertas con sotobosque dominado por bambúes y, en menor proporción, bañados de valles aluviales de arroyos internos (Di Bitetti *et al.* 2003, Srur *et al.* 2009).



**Figura 1:** Mapa de los bosques remanentes de la ecorregión del Bosque Atlántico del Alto Paraná (BAAP) y de las áreas protegidas, incluyendo al Corredor Verde de Misiones (CVM) (Reproducido de Paviolo 2010).

Gran parte del BAAP de Argentina, se encuentra formando el Corredor Verde de Misiones (CVM), un área de conservación y uso sustentable creada por ley provincial en el año 1999. Este corredor posee una superficie de 11.000 km<sup>2</sup>, y procura preservar las nacientes y cuencas altas de los principales ríos y un gran porcentaje de áreas de selva misionera (Ley Provincial N° 3631). A pesar de que muchas de estas áreas se encuentran muy degradadas por haber sufrido una intensa explotación forestal, el CVM

todavía posee el ensamble completo de los mamíferos nativos de la ecorregión (Di Bitetti *et al.* 2006, Paviolo 2010). El mismo constituye el extremo sur de distribución de varias especies selváticas como el jaguar (*Panthera onca*), el ocelote (*Leopardus pardalis*), el pecarí labiado (*Tayassu pecari*) y el tapir (*Tapirus terrestris*) y por su extensión y continuidad constituye una de las pocas áreas de la ecorregión con probabilidades para la supervivencia de estas especies en el largo plazo (Paviolo *et al.* 2008, Taber *et al.* 2008).

### **3.1.2. Las áreas relevadas del CVM**

Los muestreos para la obtención de los datos utilizados en este trabajo, se llevaron a cabo entre los años 2003 y 2008 por parte de los integrantes del “Proyecto Yaguareté” (del cual la autora de esta tesis forma parte, Paviolo 2010). En dicho período, se estudiaron tres áreas del CVM con distintos niveles de protección contra la caza furtiva. Las mismas fueron: la zona cercana al curso superior del río Uruguay, la Reserva de Biósfera Yabotí y el Parque Nacional Iguazú y sus alrededores (Figura 2). El relevamiento constó de cinco muestreos intensivos utilizando cámaras trampa, cuyo objetivo principal consistía en estimar la densidad y el uso del hábitat por parte de yaguaretés y pumas y la abundancia relativa de sus principales presas (Paviolo 2010).

En el año 2003 se muestreó la primera de las tres áreas mencionadas, la cual comprendió la Reserva de Vida Silvestre de Uruguay (RVSU), parte del Parque Provincial Uruguay (PP Uruguay) y parte del establecimiento Campo de los Palmitos (Figura 2). Este último, es una propiedad privada de uso forestal con plantaciones de araucarias (*Araucaria angustifolia*) y pinos exóticos (*Pinus spp.*), las que abarcan un tercio de la superficie total y se encuentran intercaladas con el monte nativo (Di Bitetti *et al.* 2006, Paviolo *et al.* 2008, 2009b, Paviolo 2010). Tanto la RVSU como el PP Uruguay fueron explotados comercialmente hasta fines de 1980, aunque, en la actualidad, preservan un bosque en relativamente buenas condiciones (Di Bitetti *et al.* 2006). Para la colocación de las estaciones de muestreo fue necesario abrir 43 km. de sendas de 1 m. de ancho debido a la falta de caminos internos en la zona (Paviolo *et al.* 2008, 2009b, Paviolo 2010). Por otro lado, el área fue muestreada nuevamente en el año 2008 como parte de un relevamiento más extenso que cubrió todo el norte del CVM.

Durante el año 2005, se muestreó la Reserva de Biósfera Yabotí (RBY) ubicada al sureste del CVM (Figura 2). Esta reserva es un área de uso sustentable que contiene

áreas naturales protegidas, propiedades privadas explotadas por empresas forestales y zonas habitadas por comunidades de la etnia Mbya-Guaraní, quienes practican agricultura y caza de subsistencia. Prácticamente toda la reserva está cubierta de bosque nativo, aunque su estado de conservación es variable (Paviolo 2010). Las estaciones de muestreo estuvieron dispuestas, en gran parte, dentro del Parque Provincial Esmeralda (PP Esmeralda) y en algunas propiedades forestales, aprovechando los viejos caminos relacionados con la explotación maderera (Di Bitetti *et al.* 2008a, Paviolo 2010).

El Parque Nacional Iguazú (PNI) fue muestreado durante los años 2004, 2006 y 2008. Este parque se encuentra ubicado en la parte norte del CVM, limitando hacia el sureste con el PP Urugua-í y hacia el norte con el Parque Nacional do Iguacu de Brasil, constituyendo así una extensa masa de bosque continuo (Figura 2). El PNI fue explotado mediante tala selectiva hasta 1934, año en el que se crea el área protegida. El primer muestreo (2004) se llevó a cabo en el área central del PNI y las estaciones de cámaras trampa se dispusieron en caminos vehiculares poco transitados y en 43 km de sendas de 1 m. de ancho abiertas a machete. En el segundo muestreo (2006), se expandió el área, abarcando, además del área central, las zonas de la Reserva Nacional Iguazú y de la Reserva Forestal San Jorge. Al igual que en el 2004, las estaciones de muestreo fueron ubicadas en caminos vehiculares y en las mismas sendas abiertas a machete. El muestreo del 2008 abarcó las áreas anteriormente muestreadas y se extendió hacia el sur hasta el área de Urugua-í (Figura 2). En este relevamiento la mayoría de las estaciones de cámaras trampas estuvieron ubicadas sobre los caminos vehiculares preexistentes (Di Bitetti *et al.* 2008a, Paviolo 2010)



**Figura 2:** Mapa del Corredor Verde de Argentina y Brasil incluyendo sus principales áreas protegidas. La zona cercana al curso superior del río Uruguá-i, la Reserva de Biósfera Yabotí y el Parque Nacional Iguazú y sus alrededores fueron las áreas en el presente trabajo de investigación (Reproducido de Paviolo 2010).

### 3.1.3. El nivel de protección y la presión de caza en las áreas relevadas

En la región del BAAP, la cacería de animales silvestres es un hábito cultural practicado por gran cantidad de sus pobladores (Giraud y Abramson 2000, Paviolo *et al.* 2009a). Sin embargo, en Misiones, esta actividad está prohibida por ley por lo que resulta difícil conocer su verdadera magnitud (Di Bitetti *et al.* 2008a, Paviolo 2010).

Para evaluar el nivel de protección y de presión de caza de cada una de las áreas de muestreo, se utilizaron tres fuentes de información distintas (Di Bitetti *et al.* 2008a, Paviolo *et al.* 2008, 2009b, Paviolo 2010). En primer lugar, se registraron las evidencias

de actividades de caza durante el desarrollo de las tareas del campo. Las evidencias más comúnmente registradas fueron: disparos de armas de fuego escuchados, encuentros directos con personas armadas o con perros de caza, hallazgos de huellas de cazadores o cartuchos de sus armas, campamentos de caza, “picadas” de cazadores y sitios de espera de presas (“sobrados”), saleros artificiales (para atraer la fauna), fotografías de perros ó cazadores obtenidas por las cámaras trampa y el número de estas últimas robadas o violentadas (Di Bitetti *et al.* 2008a, Paviolo *et al.* 2008, 2009b, Paviolo 2010). En segundo lugar, se realizaron entrevistas informales a guardaparques, biólogos y habitantes de las áreas rurales cercanas, a quienes se le preguntó, básicamente, sobre las modalidades e intensidad de la presión de caza en el área y las principales vías de ingreso de los cazadores (Di Bitetti *et al.* 2008a, Paviolo *et al.* 2008, 2009b, Paviolo 2010). Por último, se tuvieron en cuenta los recursos invertidos en infraestructura y personal de control como un indicador de la capacidad de controlar la caza en cada una de las áreas consideradas (Di Bitetti *et al.* 2008a, Paviolo *et al.* 2009b, Paviolo 2010).

La información obtenida mostró claramente que la presión de caza se encuentra asociada de manera inversa a los recursos invertidos en su control (Paviolo *et al.* 2009b, Paviolo 2010). De esta manera, el nivel de protección contra la caza furtiva fue considerado “bueno” en el área central del PNI, “intermedio” en el área del PP Urugua-í y “malo” en la RBY (Tabla 1, Di Bitetti *et al.* 2008a, Paviolo *et al.* 2008, 2009b, Paviolo 2010). A una escala más local, la presión de caza también estaría asociada de manera inversa a la distancia a los asentamientos humanos o a los accesos a las áreas de caza. Por esta razón, se utilizó como indicador de la presión de caza en cada estación de muestreo, la distancia a las vías de entrada de cazadores (DVEC) (Di Bitetti *et al.* 2008a, Paviolo *et al.* 2008, 2009b, Paviolo 2010). Como se verá posteriormente, todos los aspectos anteriormente mencionados, serán particularmente considerados en la presente tesis.

#### ***3.1.4. La metodología aplicada basada en el uso de cámaras trampas***

En los últimos tiempos, se ha incrementado notablemente el número de investigaciones que utilizan cámaras trampas para el estudio de animales en áreas tropicales y subtropicales. Este fenómeno se debe a la gran dificultad que representa estudiar mamíferos en áreas con densa cobertura vegetal y, sobre todo, aquellas especies que viven en bajas densidades y/o poseen comportamientos elusivos o nocturnos

(Karanth y Nichols 1998, Holden *et al.* 2003, Novarino *et al.* 2005, Paviolo 2010). El método de cámaras trampa es una técnica no invasiva y una eficiente herramienta para el estudio de la distribución, la abundancia, los patrones de actividad y el uso de hábitat de grandes mamíferos (Novarino *et al.* 2005, Di Bitetti *et al.* 2006, 2008a, Tobler 2008, Paviolo *et al.* 2009a, Paviolo 2010). Además, combinado con modelos de captura-marcado-recaptura es actualmente utilizado para estimar la densidad de diversas especies identificables individualmente como tigres (*Panthera tigris*, Karanth y Nichols 1998), jaguares (Maffei *et al.* 2004, Silver *et al.* 2004, Paviolo *et al.* 2008, Paviolo 2010), ocelotes (Trolle y Kery 2003, Maffei *et al.* 2005, Di Bitetti *et al.* 2006), gatos monteses (*Leopardus geoffroyi*, Pereira *et al.* 2011), pumas (*Puma concolor*, Kelly *et al.* 2008, Paviolo *et al.* 2009b) y tapires (Noss *et al.* 2003, Trolle *et al.* 2007, Traeholt y Mohamed 2009) entre otras especies.

En este estudio, en los cinco muestreos realizados en el CVM se repitió, en términos generales, el mismo procedimiento. Cada estación de muestreo estuvo constituida por dos cámaras trampa enfrentadas entre sí, dispuestas a los costados de caminos vehiculares o sendas abiertas a machete. Estas cámaras registraron fotográficamente a los animales que cruzaron frente a ellas, tomando una foto al detectar el movimiento de un cuerpo caliente (detector infra-rojo de movimiento y calor) cada un minuto. Los estudios constaron de un periodo preliminar y uno sistemático. Este último fue, a su vez, dividido en dos etapas con el fin de aumentar el área relevada por las cámaras disponibles. Durante la primera etapa, las cámaras estuvieron colocadas en la mitad de las estaciones de muestreo. Posteriormente, en la segunda etapa, fueron trasladadas a la mitad de las estaciones restante (Di Bitetti *et al.* 2006b, 2008b, Paviolo *et al.* 2008, 2009b). Las cámaras estuvieron activas las 24 hs. del día (salvo en las estaciones de muestreo ubicadas en caminos muy transitados, donde estuvieron activas sólo de noche). El período preliminar se centró en el reconocimiento de los mejores lugares para registrar yaguaretés y pumas. En cambio, el período de muestreo sistemático tuvo como objetivo principal estimar la densidad de ambas especies y sus eventuales presas. Por estas razones, las estaciones del muestreo preliminar no estuvieron dispuestas de manera regular pero sí lo estuvieron las correspondientes al muestreo sistemático con las que se procuró cubrir de manera homogénea todas las áreas de estudio.

El período sistemático de muestreo tuvo una duración de entre 90 y 96 días (con una duración de cada etapa de 45-48 días). Entre los muestreos se fue variando la cantidad de estaciones totales (entre 34 y 47), el esfuerzo (medido en días/trampa), el porcentaje de estaciones dispuestas sobre caminos vehiculares o sendas y la distancia media entre estaciones (Tabla 1). Todos los parámetros anteriores y, fundamentalmente este último (y, por consiguiente, el área relevada), fueron aumentados en los sucesivos muestreos con el objetivo de registrar un mayor número de individuos (en este caso, particularmente de yagaretés y pumas) y realizar así mejores estimaciones de su densidad (Karanth y Nichols 2002, Paviolo 2010).

Durante la instalación de cada estación de muestreo se tomaron datos del tipo de senda en el que se las dispuso (camino vehicular o picada abierta a machete) y se realizó una caracterización de la abundancia de cañas en el sotobosque. Esta última se clasificó en tres niveles: alta, media o baja siguiendo la propuesta de Di Bitetti *et al.* (2006). Por último, los registros de ubicación espacial de cada unidad de muestreo fueron ingresados en un Sistema de Información Geográfico (SIG, ArcView 3.2, ESRI, Redlands, USA) y, mediante herramientas del programa, se midió la distancia a los cuerpos de agua (río, arroyo o laguna) más cercanos y la distancia a las principales vías de entrada de cazadores (DVEC) (Di Bitetti *et al.* 2006, Paviolo 2010).

Como la mayor parte de los criterios mencionados hasta aquí fueron decididos previa o simultáneamente a la incorporación de esta tesista al equipo de trabajo es necesario señalar que, en todos los casos, la misma participó en el análisis de su adecuación y en la decisión de su eventual aplicación a esta tesis.

**Tabla 1:** Información sobre las fechas de muestreo, nivel de protección, cantidad de estaciones, esfuerzo y distancia media entre estaciones.

Muestreo	Fecha del periodo preliminar + sistemático	Nivel de protección	Estaciones	Esfuerzo (días-trampa)	Distancia media entre estaciones
Urugua-í	Mayo 2003 a Febrero 2004	Medio	34	1495	1246 m
Yabotí	Marzo a Noviembre de 2005	malo-medio	44	1871	2427 m
Iguazú	Abril a Noviembre de 2004	Bueno	39	1839	2080 m
Iguazú 2006	Abril de 2006 a Enero de 2007	bueno-medio	47	2059	2575 m
Iguazú 2008	Febrero a Junio de 2008	bueno-medio	46	2113	3144 m

## 3.2. Metodología

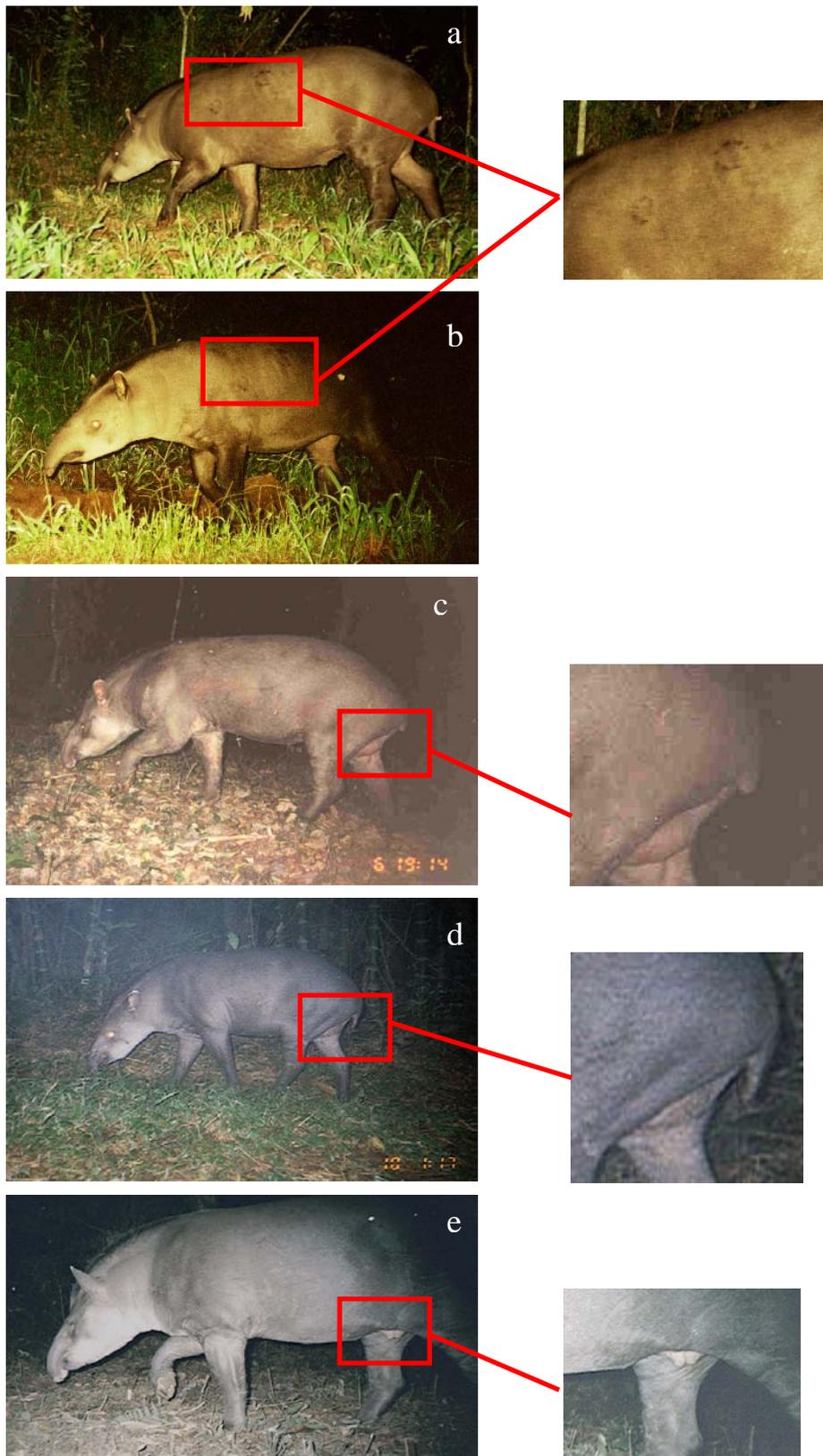
### 3.2.1. Estimaciones de densidad en áreas con distintos niveles de protección

Las estimaciones de densidad fueron realizadas mediante la identificación de los individuos fotografiados por las cámaras trampa y la aplicación de modelos poblacionales cerrados de captura-marcado-recaptura (Karanth y Nichols 1998, Trolle y Kery 2003, Silver *et al.* 2004, Di Bitetti *et al.* 2006, Kelly *et al.* 2008, Paviolo *et al.* 2009b, Paviolo 2010). Estos modelos utilizan la información de la probabilidad de registros de los distintos individuos para estimar la abundancia poblacional en el área estudiada y, previamente, han sido utilizados para estimar la densidad de tapires en otros sitios (Noss *et al.* 2003, Trolle *et al.* 2007, Traeholt y Mohamed 2009). Los modelos mencionados poseen tres supuestos a cumplir: 1) todos los individuos

presentes en el área deben tener una probabilidad de ser registrados mayor a cero, 2) los individuos deben ser correctamente identificados, 3) durante el periodo de muestreo no debe haber cambios en la población (nacimientos, muertes o migraciones) (Otis *et al.* 1978, White *et al.* 1982).

Los protocolos de muestreo de este trabajo fueron diseñados para la aplicación de dichos modelos y con el fin de evitar la violación de sus supuestos. Debido a las diferencias entre las características de las especies de felinos (para los cuales se diseñó el estudio) y de los tapires, solo se utilizaron para esta tesis los datos más adecuados para la estimación de densidad de esta última especie. Resulta conveniente aclarar que, en la actualidad, no existen estimaciones para el CVM sobre la distancia que es capaz de recorrer un tapir. Sin embargo, a partir de estudios realizados en ambientes similares mediante radiotelemetría se observó que las distancias mínimas se acercan a los 2 km. (Medici 2010). Si la distancia entre cámaras trampa superara la distancia recorrida por un individuo, habría tapires con probabilidad nula de ser detectados por dichas cámaras, por lo que se estaría violando el primer supuesto de los modelos de captura-marcado-recaptura. Por lo tanto, con el objetivo de minimizar el riesgo de violación de este supuesto, se seleccionaron los dos muestreos que presentaron la menor distancia media entre estaciones (Tabla 1). De esta manera, sólo se estimó la densidad para los muestreos sistemáticos realizado en el PNI en el año 2004 (mencionado en la Tabla 1 como Iguazú) y el realizado en la zona del PP Urugua-í en el año 2003 (mencionado como Urugua-í).

Debido a que los tapires no poseen manchas evidentes en la piel, la identificación de los individuos resulta dificultosa. Sin embargo, en los últimos años algunos autores han identificado a los individuos utilizando otras marcas visibles tales como lastimaduras en la piel, la forma y el largo de la cola, la forma de las manchas blancas del borde y de la base de las orejas, los eventuales cortes en las mismas y otras particularidades (Noss *et al.* 2003, Trolle *et al.* 2007). Estas mismas características fueron las utilizadas para realizar la identificación de los diferentes tapires presentes en esta tesis. El sexo de los individuos sólo se determinó en aquellos casos en los que fue posible distinguir los caracteres sexuales (Figura 3).



**Figura 3.** Fotografías donde se muestran marcas y formas de colas, que fueron algunas de las evidencias utilizadas para identificar a los tapires. Las fotos a y b pertenecen al mismo individuo. Las fotos c y d pertenecen a dos individuos diferentes, ambos machos. La foto e pertenece a una hembra, nótese las mamas visibles que permiten su sexado.

Durante el muestreo sistemático de Iguazú se obtuvieron 604 fotografías de tapir. Esta gran cantidad de registros hizo que la identificación de los individuos sea muy difícil, debido a que cuantos más individuos se tienen para contrastar entre sí, más marcas necesita tener cada individuo (Rios-Uzeda *et al.* 2007). Por esta razón, se decidió reducir el esfuerzo de muestreo, en este caso, reduciendo el número de fotos a comparar. Para ello, el área del relevamiento original de Iguazú se redujo a un área de tamaño similar a la del muestreo de Urugua-í (usando el mínimo polígono convexo que incluía a todas las cámaras). Esto hizo que se eliminaran 16 estaciones de muestreo de los bordes, manteniéndose un total de 23. Además, se acotó la duración del relevamiento a 60 días, totalizando un esfuerzo de 690 días trampa y resultando un período de muestreo definitivo que abarcó desde el 22 de agosto al 20 de octubre de 2004. Este procedimiento permitió minimizar también la posible violación del supuesto de población “cerrada” (es decir, que la misma no haya experimentado cambios durante el período de muestreo correspondiente). Por otro lado, a pesar de que en el muestreo sistemático de Urugua-í se obtuvieron solamente 62 fotografías de tapir, también se acotó la duración del muestreo a 60 días para que ambos muestreos pudieran ser comparables. De esta manera, se totalizó un esfuerzo de 1020 días trampa en el periodo comprendido desde el 9 de diciembre de 2003 al 6 de febrero de 2004.

Una vez identificados todos los individuos observados en cada muestreo, se obtuvo un valor de abundancia para cada uno mediante la aplicación del programa CAPTURE (Rexstad y Burnham 1991, Karant y Nichols 1998). Para utilizar este programa se confeccionó una matriz de ausencias y presencias (ceros y unos respectivamente), conteniendo el historial de registros para cada individuo adulto identificado. Las crías no fueron tenidas en cuenta en el análisis ya que la probabilidad de registrarlas depende de la probabilidad de registrar a sus madres, en consecuencia las estimaciones de densidad presentadas corresponden a la de adultos y subadultos presentes en cada una de las áreas.

El muestreo sistemático fue dividido en 10 ocasiones de trampeo de 6 días consecutivos cada una, debido a que algunos autores recomiendan que la probabilidad de registro sea mayor a 0,1 (Otis *et al.* 1978, White *et al.* 1982). El programa Capture proporciona estimaciones poblacionales usando distintos modelos e indica cuál sería el modelo más adecuado de acuerdo a los datos disponibles (para más detalles ver Otis *et al.* 1978, White *et al.* 1982).

Por otro lado, resulta conveniente señalar que, para obtener estimaciones de densidad es necesario, además de la abundancia, estimar el área efectivamente muestreada por las cámaras trampa. Para ello, generalmente se mide la distancia máxima registrada (DMR) para cada individuo que fue fotografiado en más de una estación de muestreo y se calcula el promedio de estos valores (PDMR). Luego se genera un área *buffer* circular de radio igual a la mitad del PDMR alrededor de cada estación de muestreo, la que constituye el área efectivamente muestreada (Trolle y Kery 2003, Maffei *et al.* 2004, Silver *et al.* 2004, Di Bitetti *et al.* 2006b, 2008b, Kelly *et al.* 2008, Paviolo 2010). Sin embargo, algunos autores sugieren que el valor más apropiado de radio del *buffer* que debe ser aplicado debería estar entre la mitad del PDMR y el valor total de dicho parámetro (Soisalo y Cavalcanti 2005, Maffei y Noss 2007). Debido a que todavía no existe consenso al respecto, en esta tesis se realizó la estimación de densidad aplicando los dos criterios anteriores. Es decir, aplicando a cada estación de muestreo un área *buffer* de la mitad de PDMR y el valor completo del PDMR (Di Bitetti *et al.* 2006b, 2008b, Paviolo *et al.* 2008, 2009b, Paviolo 2010). Para comparar la densidad poblacional de los tapires en las áreas con distinto grado de protección contra cazadores furtivos, se utilizaron los criterios de nivel de protección y presión de caza anteriormente detallados. Para ello se clasificó a Iguazú con nivel alto o buena protección y a Urugua-í con nivel intermedio o deficiente protección (Di Bitetti *et al.* 2006, Paviolo *et al.* 2008, 2009a y b, Paviolo 2010).

Por último, a fin de validar las estimaciones de densidad se compararon además, distintos índices de abundancia relativa entre las dos áreas de muestreo mencionadas. Los índices utilizados fueron: el promedio de las tasas de captura de cada estación (promedio de, la cantidad de registros independientes por estación/ cantidad de días que funcionó dicha estación), el promedio de individuos registrados por estación, y el porcentaje de estaciones con presencia de tapir. Para evitar contar más de una vez el registro de un individuo que permaneció en las cercanías de una cámara (y, en consecuencia, pudo ser fotografiado varias veces), se seleccionaron solamente aquellos registros de una misma estación que se encontraron separados por un intervalo mayor a una hora (Paviolo *et al.* 2009b). Las eventuales diferencias entre los índices estimados en ambos muestreos fueron evaluadas estadísticamente. Para comparar los dos primeros índices se utilizó un test no paramétrico de Wilcoxon (Mann-Whitney-U), debido a que los datos no se encontraban normalmente distribuidos (Prueba de Shapiro-Wilks, con

$p < 0,0001$ ). Para comparar los porcentajes de las estaciones con presencia de tapir se utilizó un test Chi-cuadrado de Pearson (Sokal y Rohlf 1979). El programa estadístico utilizado fue el InfoStat 2010 (Di Rienzo *et al.* 2010).

### **3.2.2. Patrones de uso del hábitat**

El estudio del uso del hábitat se realizó mediante la aplicación de Modelos de Ocupancia. Esta metodología es relativamente reciente pero muy utilizada en la actualidad (MacKenzie *et al.* 2002, Royle y Nichols 2003, Bailey *et al.* 2004, MacKenzie *et al.* 2005, Bailey *et al.* 2007, Di Bitetti *et al.* 2010, Lachish *et al.* 2011, Sollmann *et al.* 2012). Los modelos de ocupancia, surgen de la necesidad de conocer cuál es la probabilidad de detectar a la especie que se está estudiando, para así poder conocer con mayor precisión cómo es la eventual ocupación o uso diferencial por parte de la misma de los distintos ambientes o sitios presentes en el área de estudio. En los sitios donde se registra una especie es claro que la misma está presente, pero en aquellos donde no se registra, puede ocurrir que realmente no esté presente o bien que sí lo esté, pero no haya sido detectada. Esto último ocurre porque, en general, la probabilidad de detectar a una especie es menor a uno (MacKenzie *et al.* 2002, Royle y Nichols 2003, MacKenzie *et al.* 2005). Los mencionados modelos permiten, en consecuencia, estimar las probabilidad de detección de una especie ( $p$ ) y la probabilidad de ocupación o uso de determinado sitio ( $\psi$ ), incluyendo, además, distintas variables para evaluar su eventual covarianza con dichas  $p$  y  $\psi$  (MacKenzie *et al.* 2002).

Para realizar este estudio se procedió a sumar los datos obtenidos en los muestreos del área de Urugua-í (2003), de PNI (2004), y de RBY (2005), resultando un total de 117 estaciones de muestreo. Esto se debió a que se necesita tener una gran cantidad de sitios (estaciones) de muestreo para que los Modelos de Ocupancia funcionen correctamente (MacKenzie *et al.* 2005). Además, se tuvo que asumir que, a lo largo de los tres años que duraron los muestreos, la población se mantuvo cerrada a las entradas y salidas de ejemplares y que la detectabilidad no sufrió cambios. Los registros del muestreo de Iguazú 2006 y los del muestreo de Iguazú 2008 no fueron incluidos en el análisis ya que algunas estaciones eran las mismas que en Iguazú 2004, situación no deseable para este tipo de análisis (Di Bitetti *et al.* 2010).

En este trabajo se seleccionaron todos aquellos registros de una misma estación que se encontraban separados por un intervalo mayor a una hora de manera similar a la

aplicada para los índices de abundancia anteriormente descritos. Las variables utilizadas para evaluar su eventual covarianza con  $p$  y  $\psi$  fueron: la distancia a la vía de acceso de cazadores más cercana (DVEC), la abundancia de cañas en el sotobosque (Ab. cañas), la distancia al cuerpo de agua más cercano (Dist. Agua), el tipo de senda (Picada o Camino) y el nivel de protección contra cazadores furtivos (Nivel de protección).

Los modelos de ocupancia se aplicaron utilizando el programa PRESENCE 3.1 (Hines 2006). Debido a que, las variables consideradas pueden tener efecto (o no) tanto sobre la detectabilidad como sobre la ocupancia por parte de una especie, es necesario establecer de antemano las posibles relaciones. En nuestro caso, las mismas se desprenden de las hipótesis planteadas a priori (Tabla 2). En base a esto último, se modelan todas las combinaciones posibles de las variables para encontrar, en definitiva, cual sería el modelo que mejor explica la variación de los datos. El programa calcula un valor de AIC para cada modelo, el cual es una medida de parsimonia al considerar el ajuste de los datos y el número de parámetros (o variables) involucradas en cada caso. El (o los) mejor(es) modelo(s) es(son) el(los) de menor valor de “AIC” (siendo el más “parsimonioso”, el que explica mejor los datos obtenidos considerando el menor número de parámetros). El programa también calcula para cada modelo un “ $\Delta AIC$ ”, que es la diferencia entre el valor de AIC de cada modelo y el del modelo de menor AIC. En base a estas diferencias, se calcula un “peso de AIC” que se interpreta como la probabilidad de ser el modelo que mejor explica los datos. El criterio de selección de los modelos que son válidos para explicar la variación de los datos se basa en escoger aquellos que poseen un peso de AIC que se encuentra dentro del 10% del peso del modelo de menor AIC. Estos pesos también se utilizan para calcular el “peso” o valor de importancia de cada variable, el que mide la influencia de cada variable en la detectabilidad y en la ocupancia. Por lo tanto, para cada modelo se genera una “salida” cuyos resultados son valores numéricos que describen el efecto que posee cada variable sobre  $\psi$  y  $p$ . Los mismos pueden ser tanto positivos como negativos (MacKenzie *et al.* 2005, Donovan y Hines 2007).

**Tabla 2.** Variables consideradas en los modelos de ocupancia y detalle de las relaciones propuestas con la ocupación (*psi*) y con la detectabilidad (*p*)

Variable	Afecta a <i>psi</i> ?	Afecta a <i>p</i> ?
DVEC	Sí	Sí
Tipo de senda	No	Sí
Distancia agua	Sí	No
Abundancia cañas	Sí	Sí
Nivel de protección	Sí	No

En este trabajo, para utilizar el PRESENCE se confeccionó para cada estación de muestreo: a) una matriz con el historial de presencias y ausencias de tapir (indicadas con unos y ceros respectivamente) considerando 10 ocasiones de detección de 4 días consecutivos cada una y b) otra matriz con los valores de las variables anteriormente mencionadas. Debido a que estas últimas eran de distinto tipo y magnitud (dos eran variables continuas con valores cuyos órdenes variaban entre las decenas y los millares y tres eran variables categóricas a las que se les asignó valores entre 1 y 3), las variables continuas debieron ser estandarizadas. Las mismas fueron convertidas a valores Z, con media igual a cero y desvío estándar igual a uno (Donovan y Hines 2007). Por último, se modelaron todas las combinaciones posibles de las variables según lo señalado en la Tabla 2. En total se obtuvieron 128 modelos (127 combinaciones + un modelo nulo) que el programa ordenó en forma ascendente según su valor de AIC.

### 3.2.3. Patrones de actividad diaria

Para estudiar el patrón de actividad diaria de los tapires del CVM y las variables que lo afectan, se utilizó la información de la hora impresa en cada fotografía obtenida por las cámaras trampa. Se usaron, en general, los datos del período sistemático de todos los muestreos. Para estos análisis, al igual que para los índices de abundancia y los estudios de uso de hábitat anteriormente descriptos, se seleccionaron solamente aquellos registros de una misma estación que se encontraban separados por un intervalo mayor a una hora. También se seleccionaron los registros de aquellas estaciones que estuvieron activas las 24 hs. del día, descartándose las que estuvieron activas sólo de noche (Paviolo *et al.* 2009b). De esta forma, se obtuvo una cantidad total de 494

registros (29 en Urugua-í, 196 en Iguazú 2004, 66 en Yabotí, 90 en Iguazú 2006 y 113 en Iguazú 2008).

Para poder determinar el tipo de actividad que posee la especie en el CVM, se analizó la variación de la actividad observada a lo largo del día y el porcentaje de registros diurnos y nocturnos. La clasificación de estos registros “diurnos” y “nocturnos” se realizó en base a la información diaria de la hora de la salida y puesta del sol para Puerto Iguazú (obtenida a través de la página de Internet de The Weather Channel). Con esos mismos datos se estudió la variación del patrón de actividad diaria según el fotoperiodo anual. Para poder observar claramente el efecto de esta variable se seleccionaron los cuatro meses del año con menor duración de la noche y los cuatro meses con mayor duración de la noche, eliminándose los meses intermedios (Tabla 3). Por otro lado, se utilizó estadística circular debido a que los datos eran temporales y seguían un ciclo continuo. Específicamente, se aplicó el test de Mardia-Watson-Wheeler, que permite determinar si existen diferencias entre dos distribuciones de frecuencias de registros a lo largo del ciclo diario (Batschelet 1981).

**Tabla 3.** Duración promedio de las noches (en horas y minutos) para cada mes del año

Mes	Duración promedio de la noche	Clasificación
1	10 h, 26 min	Mes de noches cortas
2	11 h, 3 min	Mes de noches cortas
3	11 h, 45 min	Mes eliminado
4	12 h, 32 min	Mes eliminado
5	13 h ,7 min	Mes de noches largas
6	13 h, 27 min	Mes de noches largas
7	13 h, 19 min	Mes de noches largas
8	12 h ,47 min	Mes de noches largas
9	12 h, 4 min	Mes eliminado
10	11 h, 20 min	Mes eliminado
11	10 h, 38 min	Mes de noches cortas
12	10 h, 16 min	Mes de noches cortas

Para estudiar la relación entre la actividad de los tapires y la temperatura diaria, se analizaron las variaciones del porcentaje de registros nocturnos y de la tasa de registros (calculada como la cantidad de registros por grado Celsius/ cantidad de días por grado Celsius) en función de la temperatura media diaria. Para estos análisis se utilizaron solamente las temperaturas medias diarias para las cuales hubo, por lo menos, diez registros (entre 14°C y 27°C). Para el análisis estadístico se aplicaron correlaciones lineales utilizando el programa InfoStat 2010 (Di Rienzo *et al.* 2010). Ambos análisis se realizaron con los registros de los muestreos sistemáticos de las estaciones correspondientes solamente al PNI. Esto se debió a que los datos de temperatura disponibles fueron sólo los registrados por la estación meteorológica ubicada en el aeropuerto de Puerto Iguazú del Servicio Meteorológico Nacional.

También se analizó la variación del patrón de actividad diaria según las fases de la luna. Para este análisis se utilizaron los registros de los periodos sistemáticos de todos los muestreos y el calendario lunar de los años muestreados (el que se obtuvo por Internet a partir de Serrano 2011). A partir del mismo se observó que la duración de un ciclo lunar puede ser de 29 ó 30 días, por lo que cada muestreo abarcó tres ciclos lunares. En todos los casos, se considero el día “1” como el de luna nueva y el día “15” como el de luna llena. De esta manera, se dividió cada ciclo en dos etapas: del día 1 al 5 y del 25 al 29 ó 30, se consideró el periodo de luna nueva y del día 10 al 20, el periodo de luna llena. Los días de transición (6, 7, 8, 9, 21, 22, 23 y 24) se omitieron para poder observar con más claridad si existía efecto de esta variable (Di Bitetti *et al.* 2006).

El sexo de los individuos también fue considerado una variable con potencial efecto sobre el patrón de actividad diaria del tapir. Para evaluarlo se utilizaron los registros de los periodos sistemáticos de los muestreos de Iguazú 2004 y de Urugua-í, ya que fueron los únicos registros analizados con el detalle suficiente como para poder identificar el sexo de los individuos (únicos muestreos en los que las fotografías fueron hechas en papel o digitalizadas).

Por último, se evaluó la variación del patrón de actividad según la intensidad de la caza furtiva. Para ello se utilizaron los registros de los periodos sistemáticos de todos los muestreos y la clasificación del nivel de protección de las áreas de muestreo anteriormente mencionada (ver sección 3.1.3).

Los últimos tres análisis mencionados (efectos de las fases lunares, el sexo y nivel de protección contra la caza), también se analizaron estadísticamente mediante el test de Mardia-Watson-Wheeler (Batschelet 1981). Un tratamiento de los datos similar al empleado puede consultarse en Di Bitetti *et al.* 2006, 2008a, Paviolo *et al.* 2008, 2009b, Paviolo 2010.

#### **3.2.4. Comportamiento social y estacionalidad reproductiva**

Con el fin de analizar si los tapires tenían un comportamiento solitario o gregario y si existía estacionalidad reproductiva en el CVM, se determinó la cantidad de individuos por registro seleccionándose aquellos donde se encontraron dos o más. Para los análisis correspondientes se utilizaron los datos de los periodos preliminar y sistemático de todos los muestreos. Debido a la baja cantidad de registros encontrados con dos o más individuos, no se pudo analizar estadísticamente la eventual existencia de estacionalidad reproductiva. En consecuencia, el análisis realizado fue meramente descriptivo.

De los registros con varios individuos se analizó el sexo y la edad de cada uno siempre que fue posible. Los registros fueron clasificados como: a) “pareja reproductiva” cuando se evidenció que uno de los dos individuos era un macho adulto o bien cuando los dos individuos registrados fueron del mismo tamaño corporal y b) “madre con cría”, cuando uno de los individuos tenía libreas en su pelaje o cuando los dos individuos registrados presentaban una gran diferencia relativa en el tamaño corporal.

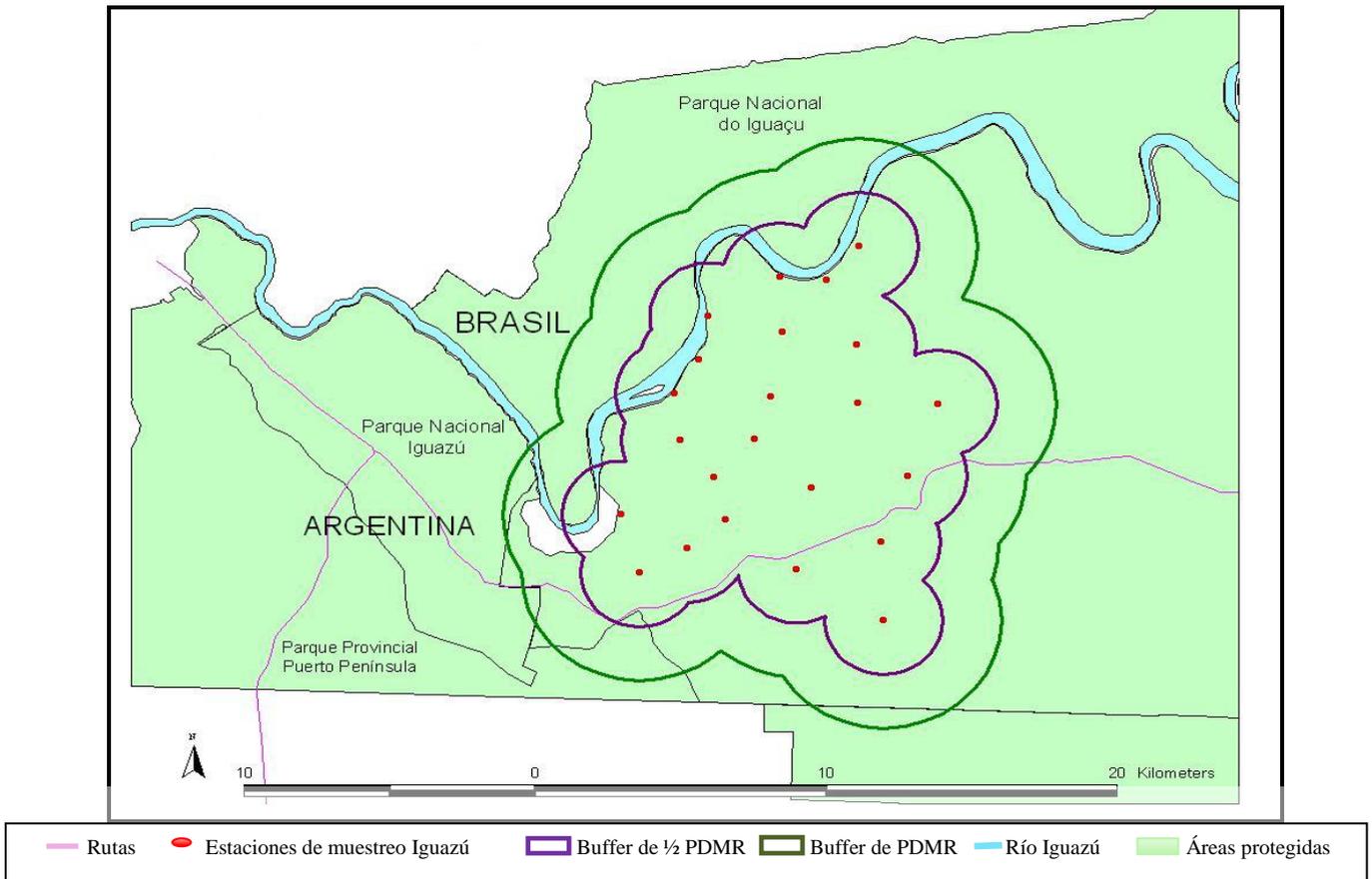
## **4. RESULTADOS**

### **4.1. Estimaciones de densidad en áreas con distintos niveles de protección**

#### **4.1.1. Identificación en Iguazú**

Durante el muestreo sistemático realizado en el sitio Iguazú se obtuvieron 228 fotografías, de las cuales 22 fueron descartadas por su mala calidad. En consecuencia, se utilizaron 206 fotografías con las que se identificaron 41 tapires adultos y dos crías (Tabla 4). De los individuos identificados, seis fueron registrados en más de una estación de muestreo.

La mayor distancia máxima registrada (DMR) por un individuo fue de 8,4 km, siendo, en este caso, la recorrida por un macho adulto. Le siguió una hembra probablemente preñada con una DMR de 7,2 km. Las otras cuatro DMR estimadas no superaron los 3 km. El promedio de las distancias máximas registradas (PDMR) fue de 4,049 km y el de la mitad del PDMR fue de 2,025 km. Por lo tanto, el área efectivamente muestreada fue estimada entre 172 y 299 km<sup>2</sup> (Figura 4).



**Figura 4.** Ubicación de las estaciones de muestreo en el sitio Iguazú y detalle de las áreas efectivamente muestreadas según buffers de PDMR y mitad de PDMR

El modelo seleccionado por el programa Capture fue el Mo, el cual considera que la probabilidad de registros es constante entre distintos individuos y en el tiempo (Otis *et al.* 1978). La abundancia poblacional estimada por este modelo fue de  $55 \pm 6,3$  individuos adultos. Usando la distintas metodologías para estimar el área efectivamente muestreada (mitad del PDMR o PDMR completo) se estimó una densidad poblacional de tapires de entre  $18,34 \pm 3,09$  y  $31,99 \pm 6,37$  tapires adultos/100 km<sup>2</sup> (Tabla 5).

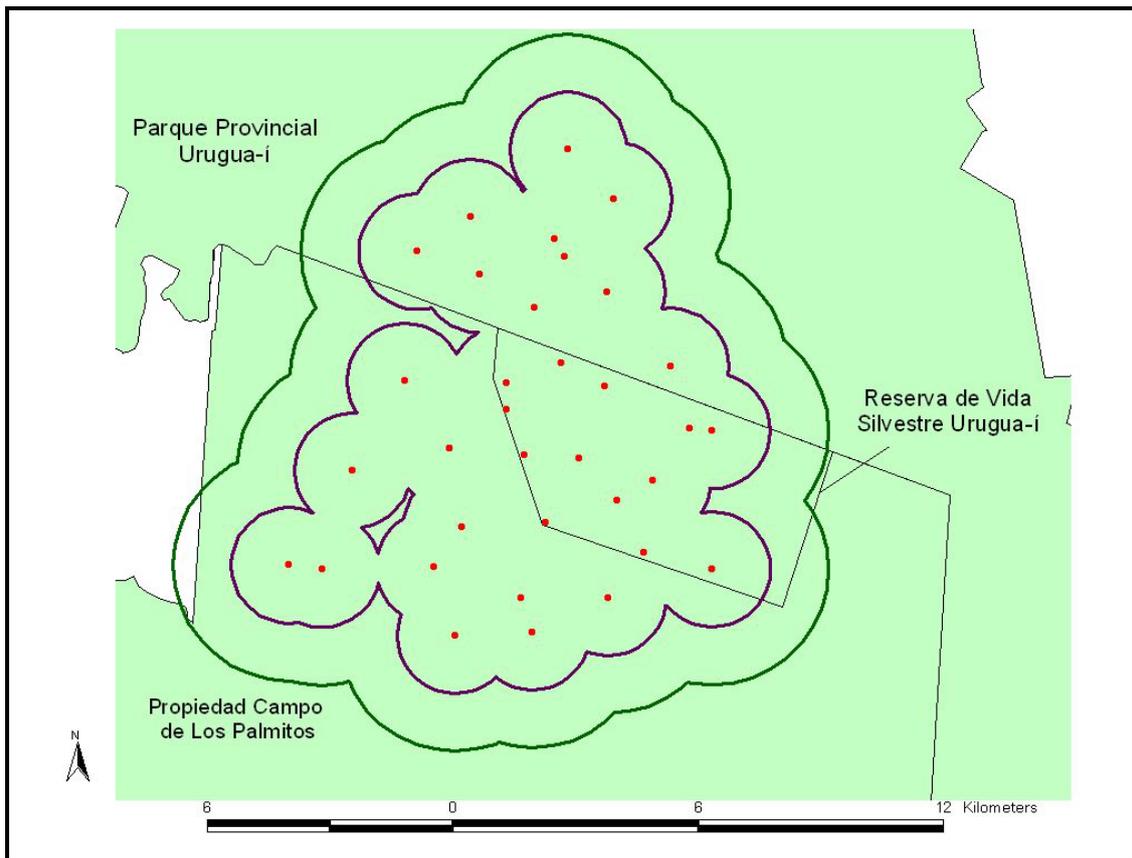
#### 4.1.2. Identificación en Urugua-í

Durante el muestreo sistemático de Urugua-í se obtuvieron 42 fotografías, de las cuales una se descartó por su mala calidad. Con las 41 fotografías restantes, se identificaron ocho tapires adultos y una cría (Tabla 4). De ellos, tres individuos fueron registrados en más de una estación de muestreo.

**Tabla 4.** Clasificación de los tapires observados en Iguazú y en Urugua-í a partir de la identificación de individuos.

Individuos identificados	Iguazú	Urugua-í
Hembras	10	2
Machos	22	3
Sexo no determinado	9	3
<i>Cantidad de individuos adultos</i>	41	8
Crías	2	1
<i>Cantidad de individuos total</i>	43	9

La mayor DMR por un individuo fue de 3,9 km, siendo recorrida por una hembra. El promedio de las PDMR fue de 2,84 km y el de la mitad del PDMR fue de 1,42 km. Por lo tanto, el área efectivamente muestreada fue estimada entre 119 y 195 km<sup>2</sup> (Figura 5).



● Estaciones de muestreo Urugua-í    
 Buffer de ½ PDMR    
 Buffer de PDMR    
 Áreas protegidas

**Figura 5.** Ubicación de las estaciones de muestreo en el sitio Urugua-í y detalle de las áreas efectivamente muestreadas según buffers de PDMR y mitad de PDMR

En este caso, el modelo seleccionado por el programa Capture fue el Mh, el cual considera que hay una probabilidad de registro diferente entre individuos. Este modelo estimó para el área de estudio una abundancia de  $9 \pm 2,7$  tapires adultos. Usando los dos métodos para estimar el área efectivamente muestreada (mitad de PDMR o PDMR completo) la densidad poblacional de tapires en Urugua-í fue estimada entre  $4,61 \pm 1,85$  y  $7,58 \pm 3,45$  tapires adultos/100 km<sup>2</sup> (Tabla 5).

**Tabla 5.** Abundancias y densidades poblacionales de tapires estimadas en Iguazú y Urugua-í. Los valores de las áreas efectivamente muestreadas fueron estimados utilizando dos buffers diferentes (PDMR y mitad de PDMR) por lo que se obtuvieron dos estimaciones de densidad distintas.

	Iguazú		Urugua-í	
	½ PDMR	PDMR	½ PDMR	PDMR
Individuos Identificados	41	41	8	8
Área muestreada (km <sup>2</sup> )	171.91	299.41	118.74	195.27
Modelo seleccionado	Mo	Mo	Mh	Mh
Individuos estimados	55	55	9	9
Error estándar (ES)	6.3123	6.3123	2.7371	2.7371
Densidad en 100 km <sup>2</sup>	<b>31.99</b>	<b>18.37</b>	<b>7.58</b>	<b>4.61</b>
ES Densidad/100 km <sup>2</sup>	6.37	3.09	3.45	1.85

#### **4.1.3. Abundancia en relación con el nivel de protección contra cazadores furtivos**

Al comparar la densidad poblacional de los tapires en áreas con distinto grado de protección contra cazadores furtivos, observamos que la misma fue entre 3,99 y 4,22 veces mayor en Iguazú (área con nivel de protección alto) que en Urugua-í (área con nivel de protección intermedio). Con respecto a los demás indicadores de abundancia analizados, también debe destacarse que: a) la tasa de captura fue 6,38 veces mayor en Iguazú que en Urugua-í (Test de Wilcoxon-Mann-Whitney-U de 2 colas; N=57; W=966,50,  $p < 0,0001$ ); b) el promedio de individuos por estación fue 6,67 veces mayor en Iguazú (Test de Wilcoxon-Mann-Whitney-U de 2 colas; N = 57; W=989,  $p < 0,0001$ ) y c) el porcentaje de estaciones con presencia de tapir también fue mayor en Iguazú. En este último caso, 3,61 veces más (Test de Chi-cuadrado de Pearson;  $\chi^2 = 100,65$  gl=1  $p < 0,0001$ , Tabla 6)

**Tabla 6.** Indicadores de la abundancia relativa de tapires de Iguazú y Urugua-í.

	<b>Iguazú</b>	<b>Urugua-í</b>
Registros de tapir	95	22
Nº de estaciones	23	34
<b>Tasa de captura promedio x estación</b>	<b>0,138</b>	<b>0,022</b>
<b>% de estaciones con tapir</b>	<b>95,652 %</b>	<b>26,471 %</b>
<b>Promedio individuos x estación</b>	<b>2,217</b>	<b>0,324</b>

#### **4.2. Patrones de uso del hábitat**

En los estudios de uso del hábitat de los tapires mediante la aplicación de modelos de ocupancia, se obtuvieron 12 modelos. Los mismos, de acuerdo al programa PRESENCE eran los que mejor explicaban la variación de los datos ya que poseían pesos de AIC que se encontraban dentro del 10% del peso del modelo mejor renqueado (en este caso, superiores al valor de 0,0203, Tabla 7). Dichos modelos mostraron que las cinco variables consideradas en el análisis tenían un efecto importante en el uso del hábitat o en la detectabilidad del tapir en el área de estudio.

Para la variable DVEC, se observó que los sitios que se encontraban a mayor distancia de los sectores de acceso de cazadores poseían mayores probabilidades de ocupancia y de detección. Para la distancia al cuerpo de agua más cercano (Dist. agua) se observó que, a menor distancia, había una mayor probabilidad de ocupancia. Para el tipo de senda (Picada o Camino) se obtuvo una mayor probabilidad de detección en las picadas que en los caminos. Para la variable nivel de protección (Protección) se obtuvo una mayor probabilidad de ocupancia en los sitios con mayor protección contra la caza. Y para la variable abundancia de cañas (Ab. cañas) se obtuvo una mayor probabilidad de ocupancia y de detección en sitios con baja abundancia de este tipo de vegetación.

Sin embargo, al analizar el peso de importancia de cada variable se observó que la probabilidad de ocupancia estaba influida principalmente por el nivel de protección mientras que la probabilidad de detección estaba afectada principalmente por la DVEC y el tipo de senda (Tabla 8).

**Tabla 7.** Listado de los 12 modelos más adecuados para explicar la variación de los datos, y los parámetros utilizados por el programa PRESENCE para realizar la selección. Psi: probabilidad de ocupancia; p: probabilidad de detección; dvec: distancia a las vías de entrada de cazadores, ab. cañas: abundancia de cañas; protección: nivel de protección contra la caza; tipo de senda: picada o camino; dist. agua: distancia al cuerpo de agua más cercano.

Modelo	AIC	$\Delta$ AIC	Peso de AIC	Verosimilitud del modelo	Nº de parámetros	-2*Log Lik
Psi (dvec, ab cañas, protección), p (dvec, tipo de senda, ab cañas)	863.59	0	0.203	1	8	847.6
Psi (dvec, dist agua, ab cañas, protección), p (dvec, tipo de senda, ab cañas)	864.2	0.61	0.1497	0.7371	9	846.2
Psi (dvec, protección), p (dvec, tipo de senda, ab cañas)	864.57	0.98	0.1244	0.6126	7	850.6
Psi (dvec, dist agua, protección), p (dvec, tipo de senda, ab cañas)	864.57	0.98	0.1244	0.6126	8	848.6
Psi (ab cañas, protección), p (dvec, tipo de senda, ab cañas)	865.63	2.04	0.0732	0.3606	7	851.6
Psi (dvec, ab cañas, protección), p (dvec, tipo de senda)	865.66	2.07	0.0721	0.3552	7	851.7
Psi (protección), p (dvec, tipo de senda, ab cañas)	866.06	2.47	0.059	0.2908	6	854.1
Psi (dvec, dist agua, ab cañas, protección), p (dvec, tipo de senda)	866.26	2.67	0.0534	0.2632	8	850.3
Psi (dvec, dist agua, protección), p (dvec, tipo de senda)	867.44	3.85	0.0296	0.1459	7	853.4
Psi (dist agua, ab cañas, protección), p (dvec, tipo de senda, ab cañas)	867.46	3.87	0.0293	0.1444	8	851.5
Psi(dist agua, protección), p(dvec, tipo de senda, ab cañas)	867.61	4.02	0.0272	0.134	7	853.6

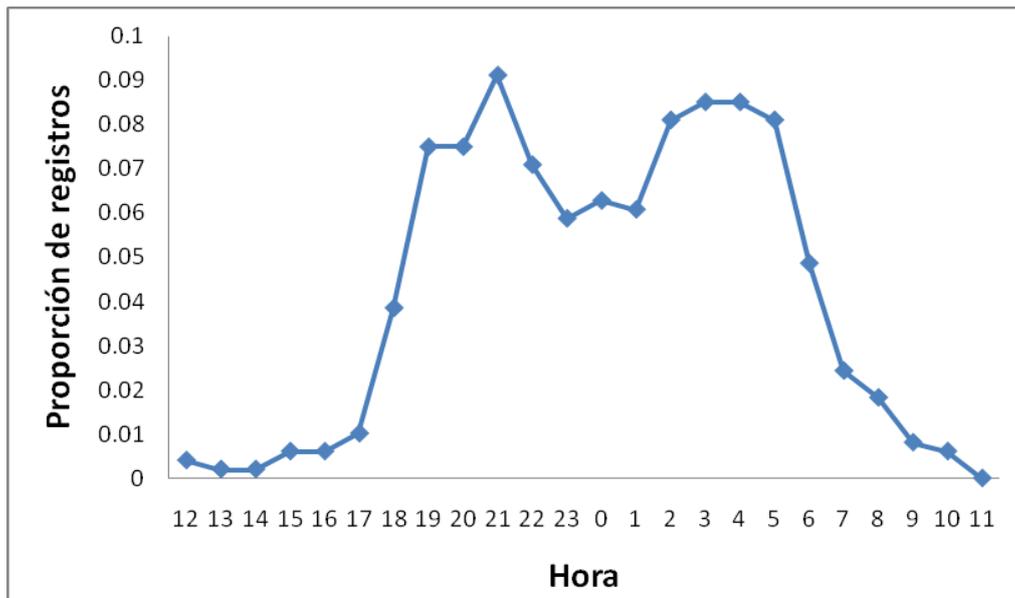
Psi(dvec, protección),p(dvec, tipo de senda)	867.65	4.06	0.0267	0.1313	6	855.7
--	--------	------	--------	--------	---	-------

**Tabla 8.** Pesos o valores de importancia para las variables que afectan la probabilidad de ocupancia (psi) y la probabilidad de detección (p) de los tapires en el CVM.

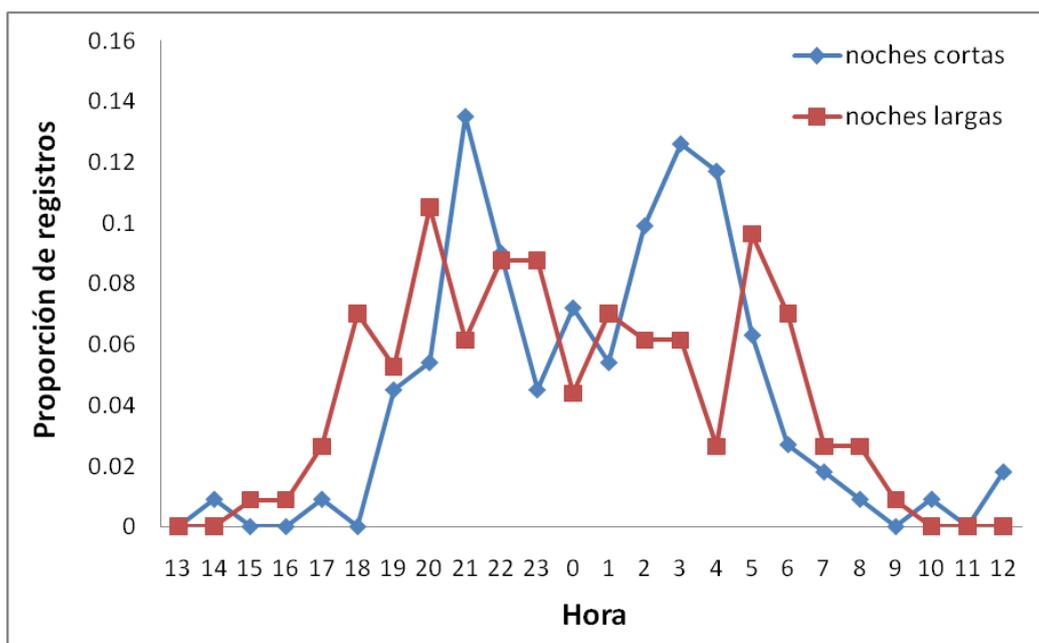
	<b>Variable</b>	<b>Peso o valor de importancia</b>
<b>Ocupancia (psi)</b>	Nivel de protección	<b>0.9989</b>
	DVEC	0.7843
	Abundancia de cañas	0.5908
	Distancia agua	0.429
<b>Detectabilidad (p)</b>	DVEC	<b>0.9997</b>
	Tipo de senda	<b>0.9995</b>
	Abundancia de cañas	0.791

### 4.3. Patrones de actividad diaria

Los tapires tuvieron una actividad esencialmente nocturna, presentando menos del 10% de los registros en horas diurnas (Figura 6). La mayor frecuencia de registros ocurrió entre las 18:00 y las 07:00 hs. a lo largo de todo el año, aunque este patrón varió de acuerdo a la extensión del fotoperíodo (Test de Mardia-Watson-Wheeler  $\chi^2=6,83$  gl=2  $p<0,05$  Figura 7). Por otro lado, si bien se observaron algunas variaciones entre los patrones estudiados, en todos ellos se observó una disminución de la proporción de registros durante la noche plena (es decir, entre las 23 y la 1 hs. tal como se observa en el patrón general descrito en la Figura 6).

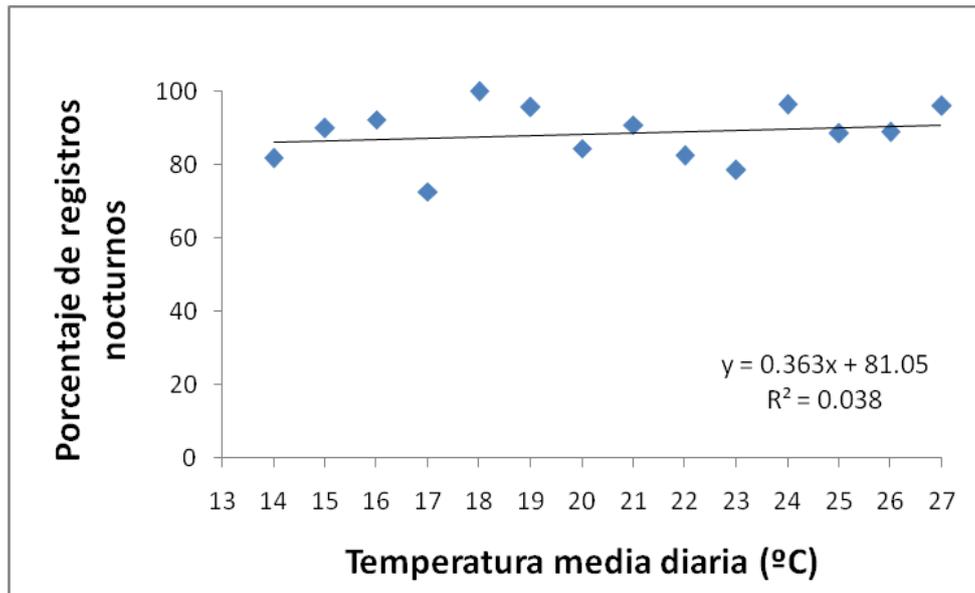


**Figura 6.** Patrón de actividad diaria del tapir en el CVM

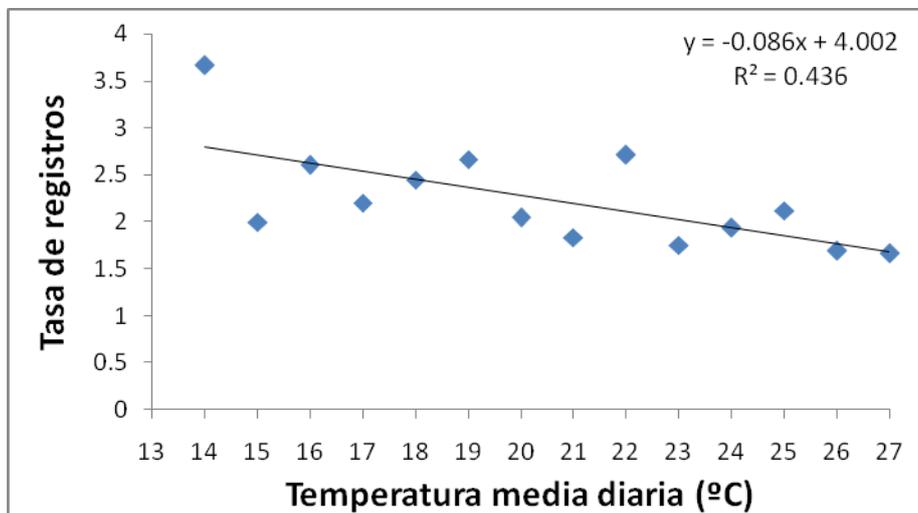


**Figura 7.** Patrón de actividad del tapir en el CVM durante los meses de noches cortas (noviembre-febrero) y para meses de noches largas (mayo-agosto)

Al contrario de lo esperado, el porcentaje de registros nocturnos no aumentó con la temperatura media diaria ( $r=0,2$   $p=0,5$  Figura 8). Sin embargo, la temperatura sí afectó la tasa de registros, siendo los tapires menos activos en los días más cálidos ( $r=-0,66$   $p=0,01$  Figura 9).



**Figura 8.** Porcentaje de registros nocturnos en función de la temperatura media diaria. En el extremo inferior derecho se presenta el resultado de la correlación lineal aplicada para ambas variables.



**Figura 9.** Tasa media de registros en función de la temperatura media diaria. En el extremo superior derecho se presenta el resultado de la correlación lineal aplicada para ambas variables.

Por último, a diferencia de lo que ocurre con otros mamíferos nocturnos del CVM, no se observó que el patrón de actividad del tapir sea afectado ni por las fases de

la luna (Test de Mardia-Watson-Wheeler  $\chi^2=1,34$  gl=2  $p>0,05$ ), ni por el sexo de los individuos (Test de Mardia-Watson-Wheeler  $\chi^2=1,96$  gl=2  $p>0,05$ ), ni por el grado de protección contra cazadores furtivos (Test de Mardia-Watson-Wheeler  $\chi^2=1,64$  gl=2  $p>0,05$ ).

#### 4.4. Comportamiento social y estacionalidad reproductiva

De los 494 registros independientes que se obtuvieron en los cinco muestreos, solamente en 18 casos (3,64%) se registraron dos individuos juntos y en ningún caso se registró un número mayor a dos. De los pares de individuos observados, cinco (27,78%) pertenecieron a machos y hembras adultos (potenciales parejas reproductivas), distribuidos entre los meses de mayo a noviembre (dos en mayo, una en julio, una en septiembre y una en noviembre).

Los registros de hembras con cría fueron 13 en total. De estos, cuatro pertenecieron a crías que aun presentaban libreas en su pelaje (Figura 10), distribuidos entre los meses de agosto y noviembre (una en agosto, una en septiembre y dos en noviembre). De los restantes registros, en siete las crías ya no tenían librea. Los mismos se distribuyeron entre los meses de marzo y diciembre de la siguiente manera: una en marzo, una en mayo, dos en julio, dos en agosto y una en diciembre. Por otro lado, existieron dos registros en los que no se pudieron distinguir adecuadamente las características del cuerpo de la cría (uno en junio y uno en septiembre).



*Figura 10. Cría de tapir con librea junto a su madre fotografiada por una cámara trampa, en el PNI en noviembre de 2006.*

## 5. DISCUSION Y CONCLUSIONES

### 5.1. Estimaciones de densidad en áreas con distintos niveles de protección

Varias estimaciones de densidad de *Tapirus terrestris* han sido realizadas a lo largo de su área de distribución mediante distintas técnicas de muestreo: transectas en líneas, cámaras trampa, radiotelemetría e identificación de huellas (Peres 2001, Cullen *et al.* 2001, Ayala 2003, Noss *et al.* 2003, Trolle *et al.* 2007, Medici 2010, ver Anexo 1). Los valores de dichas estimaciones mismas varían entre 0,04 y 5,0 tapires/km<sup>2</sup> (Medici 2010). A partir de estos resultados vemos que las densidades estimadas para el área de Urugua-í (entre 0,04 y 0,07 tapires/km<sup>2</sup>) y para Iguazú (entre 0,18 y 0,32 tapires/km<sup>2</sup>) se encontrarían entre las más bajas registradas para la especie. Además, si nos restringimos a las estimaciones realizadas para la región del Bosque Atlántico, con valores que varían entre 0,3 y 0,47 tapires/km<sup>2</sup> con un promedio de 0,36 tapires/km<sup>2</sup> (Cullen *et al.* 2001 y Medici 2010 para el norte del Bosque Atlántico), también se observa que las densidades del CVM serían las más bajas de la ecorregión. Estas bajas densidades con respecto a otros sitios también fueron observadas en la región por Paviolo *et al.* (2008 y 2009b) para jaguares y pumas y por Di Bitetti *et al.* (2008b) para los ocelotes. Estos últimos autores mostraron que existe una relación negativa entre la densidad poblacional de este felino y la latitud y sugieren que la misma podría deberse a la menor productividad primaria de los boques a mayores latitudes. Esta menor productividad podría provocar que las especies necesiten áreas de acción más grandes para satisfacer sus necesidades y tengan, consecuentemente, una densidad poblacional menor. Si bien, no existe un análisis de este tipo para los tapires sería interesante realizarlo e intentar poner a prueba esta hipótesis.

Para este trabajo, la densidad de tapires fue cuatro veces mayor en el área con mejor nivel de protección contra la caza furtiva (Iguazú) que en el de menor protección (Urugua-í), y la misma tendencia se repitió con los tres índices de abundancia relativa estimados para cada área. Estos resultados estarían indicando una gran influencia negativa de la caza furtiva sobre las poblaciones de tapir del CVM, coincidiendo con lo propuesto en las hipótesis de este trabajo y con los resultados obtenidos para este y otros mamíferos en la Selva Paranaense de Misiones (Paviolo *et al.* 2009a). Si bien los sitios de estudio de este trabajo difieren no sólo en el nivel de protección contra la caza, sino también en el estado de conservación del bosque y en la presencia de pinares implantados (ver sección 3.1.2), hay algunas evidencias que indican que sería

mayormente la diferencia en la presión de caza y no en el hábitat las que estarían explicando el patrón observado. Por ejemplo, los análisis del uso del hábitat con modelos de ocupancia están aportando información que muestran la importancia de las variables relacionadas con la presión de caza (protección y DVEC) por sobre variables de hábitat (presencia de cañas, distancia al agua, etc.). En este punto es importante aclarar que la ocupancia en muchos estudios es considerada como un buen estimador de la abundancia de una especie (Mackenzie *et al.* 2002). Si bien el “nivel de protección” se correlaciona con el estado de conservación de la vegetación de la selva, en el caso de la distancia a las vías de entrada de cazadores (DVEC), no existe esta relación por lo que su efecto en la ocupancia no puede ser atribuido a cambios en la vegetación o el hábitat.

Por otra parte, existen también trabajos realizados para la especie en otras áreas de estudio donde han encontrado resultados similares. Por ejemplo Cullen *et al.* (2001) estimaron que los tapires eran entre 1,36 y 1,57 veces más abundantes en áreas con mayor protección contra la caza furtiva en otros sitios del Bosque Atlántico. Un patrón similar fue observado en diferentes áreas de la Amazonia por Peres (2000, 2001), siendo los tapires una de las especies más afectadas por la caza furtiva. Finalmente, Medici *et al.* (2007), realizaron un estudio de viabilidad poblacional y de hábitat (PHVA) para la especie a lo largo de su distribución y encontraron que, de 13 amenazas detectadas, la caza furtiva fue la segunda en importancia, demostrando el gran efecto potencial de esta amenaza en las poblaciones de tapir. Varios autores argumentan que los hábitos solitarios de los tapires, su baja tasa reproductiva, su madurez sexual alcanzada en forma relativamente tardía y sus bajas densidades, los convierten en una especie muy susceptible a la caza y con poblaciones que declinan rápidamente cuando existe esta presión (Bodmer *et al.* 1997, Cullen *et al.* 2001, Paviolo 2002, Noss *et al.* 2003, Medici *et al.* 2007, Paviolo *et al.* 2009a, Medici 2010). Esta situación debe contemplarse particularmente si se pretende conservar las poblaciones de esta especie, aún en áreas protegidas.

## **5.2. Patrones de uso del hábitat**

Como previamente se discutió, los resultados de los Modelos de Ocupancia también indicaron que la presión de caza sería uno de los factores más importantes, en este caso, en condicionar el uso del hábitat y la detectabilidad del tapir en el CVM. Si

bien todas las variables consideradas tuvieron un efecto sobre estos parámetros, el nivel de protección y la DVEC tuvieron gran influencia en la ocupación de los sitios y la DVEC afectó en forma más importante la detectabilidad de la especie, coincidiendo con las hipótesis y predicciones planteadas previamente. Se considera que el hecho de que los sitios con menor nivel de protección contra la caza se encuentren menos ocupados por los tapires, evidenciaría una importante remoción de individuos en dichas áreas y lo mismo podría decirse para los sitios relativamente más cercanos a las vías de entradas de cazadores. Por otro lado, la menor detectabilidad observada en estas áreas podría deberse a que en áreas con caza, los tapires evitan frecuentar cualquier tipo de infraestructura humana (caminos, picadas, cámaras trampa, etc.) o los signos de su presencia, lo que provocaría una menor probabilidad de registro en las cámaras.

En cuanto al efecto de la cobertura de cañas en el sotobosque, la mayor ocupancia en los sitios con menor abundancia de cañas coincide con lo observado por Gallardo *et al.* (2008), quienes proponen que los tapires evitarían transitar por lugares con vegetación muy cerrada por cañas debido a que esta dificulta sus desplazamientos. Por otro lado, la mayor ocupancia observada en sitios cercanos a cursos y cuerpos de agua, se debería a que en ellos, los tapires satisfacen más adecuadamente varias de sus necesidades diarias (de descanso, evasión de ectoparásitos, desplazamiento y termorregulación) tal como plantean varios autores (Padilla y Dowler 1994, Foerster y Vaughan 2002, Arias Alzate 2008, Chassot *et al.* 2008).

### **5.3. Patrones de actividad diaria**

En este trabajo se observó que la actividad de los tapires del CVM es fundamentalmente nocturna basándonos en el criterio propuesto por van Schaik y Griffiths (1996), quienes clasifican a una especie como tal cuando al menos el 90% de sus registros se producen en horas de la noche. Los resultados obtenidos coinciden con la predicción planteada y con lo señalado por otros autores, quienes también han descrito un patrón nocturno bimodal con una disminución de la actividad cerca de la medianoche (Ayala 2002, Wallace *et al.* 2002, Noss *et al.* 2003, Tobler 2008, Medici 2010), lo que coincide con lo encontrado para las otras especies de tapir (Lizcano y Cavalier 2000b, Foerster y Vaughan 2002, Holden *et al.* 2003, Novarino *et al.* 2005). Con respecto a la disminución de actividad en la medianoche, estudios realizados con telemetría sugieren que dicha baja se debe principalmente a que es el momento de

forrajeo de los tapires, el cual realizan en un mismo sitio (Tobler 2008, Medici 2010). Estos últimos autores y Padilla y Dowler (1994), describen un uso diferencial de ambientes entre el día y la noche, explicando que, durante el día, los tapires descansan y se refugian en sitios con vegetación más cerrada y que, luego de la puesta del sol, se desplazan hacia los sitios de forrajeo donde permanecen hasta la salida del sol. Por ello, es muy posible que la actividad registrada por las cámaras trampa corresponda principalmente a los desplazamientos entre un sitio y otro sin registrar la actividad de forrajeo.

Los resultados obtenidos en este trabajo, que indican que dichos desplazamientos se concentran durante las primeras horas de la noche y antes del amanecer (variando únicamente de acuerdo a la duración del fotoperiodo), se relacionarían con el hecho de que, en esas horas los tapires serían menos visibles para sus depredadores. Debe tenerse en cuenta que, pese a que autores como van Schaik y Griffiths (1996), sugieren que los mamíferos grandes necesitan estar activos tanto de día como de noche para cubrir sus necesidades energéticas, la estrategia de “evitar depredadores” tendría un gran valor adaptativo para los tapires debido, entre otros factores, a su relativamente baja tasa reproductiva.

Otros autores sugieren que la actividad nocturna podría deberse a la dificultad para disipar el calor corporal que poseen los animales de gran tamaño debido a su pequeña relación superficie/volumen (Randall *et al.* 1998, Foerster y Vaughan 2002, Medici 2010). Sin embargo, la falta de una relación marcada entre el porcentaje de registros nocturnos y la temperatura media diaria, observada en este trabajo (al contrario de lo predicho) no apoyaría dicho argumento. Por otra parte, la menor tasa de registros en días de elevada temperatura, podría deberse a que las épocas en las que estas últimas predominan serían coincidentes con las de mayor disponibilidad de alimento en el área, debido a la fructificación de las plantas, lo que permitiría a los tapires realizar menores desplazamientos para cubrir sus necesidades por tener los recursos más localizados. También es posible que durante los meses más fríos los tapires necesiten más recursos para completar sus requerimientos energéticos, lo que también les podría demandar la realización de mayores desplazamientos.

Con respecto a la hipótesis planteada referida a eventuales diferencias en el patrón de actividad de los tapires de acuerdo a las fases de la luna, debe señalarse que los resultados obtenidos en este trabajo no permiten aceptarlas. A pesar de que la

intensidad de luz fue la única variable que afectó la actividad del tapir y que, según nos hallemos en luna nueva o llena, efectivamente se producen variaciones en la misma, es posible que la alta cobertura vegetal característica de la selva del CVM no permitiría que dichas diferencias se expresen lo suficiente como para generar modificaciones en la actividad de la especie. Además, para las investigaciones en las que sí se detectaron diferencias en el patrón de actividad de acuerdo a esta variable (Lizcano y Cavellier 2000b, Medici 2010) deben destacarse dos cuestiones: en primer lugar que los autores señalados obtuvieron resultados opuestos y, en segundo lugar, que las comparaciones correspondientes se habían realizado entre sitios con vegetación cerrada y ambientes abiertos, donde las diferencias de luz, probablemente eran significativamente marcadas y, eventualmente, podrían ser más detectables por la especie.

En cuanto al patrón de actividad según el sexo, se esperaba que las hembras estuvieran más activas que los machos, debido a sus mayores requerimientos energéticos en épocas de preñez y de amamantamiento. Sin embargo, a partir de los resultados obtenidos en este trabajo no se encontraron evidencias a favor de esta hipótesis.

Por último, si bien el patrón de actividad no se vio afectado por los distintos niveles de protección contra la caza furtiva como se había propuesto *a priori*, probablemente esto se deba a que el patrón de actividad nocturno es un comportamiento poco variable y que aún en lugares sin depredadores humanos es bien conservado. Además, es posible que en estos sitios la mayor densidad de depredadores (Paviolo 2010) mantenga la presión de depredación sobre la especie e impida los cambios en este patrón.

#### **5.4. Comportamiento social y estacionalidad reproductiva**

Debido a que la cantidad de registros de individuos en pareja fue sustancialmente baja (menos del 3,6%), estos resultados permitirían decir que los tapires del CVM poseen hábitos solitarios, coincidiendo con lo propuesto por distintos autores para ésta y otras áreas (Chalukian *et al.* 2009, Medici 2010). Con respecto a la distribución de las observaciones de parejas reproductivas a lo largo del año, si bien las mismas parecen señalar una mayor asociación en invierno y primavera (probablemente

con fines reproductivos), el bajo número de fotografías con esta información (N = 5) no permite asegurar que exista una eventual asociación estacional para esas épocas.

Por otro lado, dado que estimar la edad de una cría cuando ya no presenta libreas es una tarea dificultosa, debido a que permanece junto a su madre varios meses más (hasta casi un año) y teniendo en cuenta la baja cantidad de registros obtenidos de madres con crías con libreas (N= 4) estos resultados tampoco serían concluyentes en cuanto a una eventual estacionalidad para la presencia de crías. Sin embargo, los pocos registros de hembras de tapir con crías pequeñas (es decir, con libreas) fueron obtenidos entre los meses de primavera, sería interesante seguir evaluando en el futuro si este probable comportamiento se cumple mediante muestras mayores y a largo plazo.

## **6. CONSIDERACIONES FINALES Y RECOMENDACIONES**

### **6.1. Consideraciones metodológicas**

#### ***6.1.1. Metodología basada en el uso de las cámaras trampa***

El uso de cámaras trampa se ha convertido, en los últimos tiempos, en una metodología muy utilizada debido a que facilita el estudio de los mamíferos que habitan áreas con densa cobertura vegetal y, sobre todo, de aquellas especies que viven en bajas densidades y/o poseen comportamientos elusivos o nocturnos. Otra técnica también muy utilizada para este tipo de estudio, es la radiotelemetría. Esta última provee datos precisos sobre los desplazamientos (mínimos, medios y máximos, velocidad, etc.), y permite estimar las áreas de acción de los individuos monitoreados. Sin embargo, la telemetría resulta logísticamente más compleja, bastante costosa y permite obtener información solamente sobre unos pocos individuos (Noss *et al.* 2003, Tobler 2008). En contraste, la metodología con cámaras trampa es una técnica relativamente económica y no invasiva, que permite obtener datos de varias especies al mismo tiempo, generando gran cantidad de información acerca de su distribución, abundancia, uso de hábitat y actividad diaria (Noss *et al.* 2003, Maffei *et al.* 2004, Noss *et al.* 2004, Silveira 2004, Maffei *et al.* 2005, Di Bitetti *et al.* 2006b, 2008a, Maffei y Noss 2007, Tobler 2008, Paviolo *et al.* 2009a, Di Bitetti *et al.* 2010).

Varios autores han comparado ambas técnicas en cuanto a su capacidad para estudiar algunos de los parámetros anteriormente mencionados en distintas especies (Crawshaw 1995, Noss *et al.* 2003, Dillon 2005, Maffei y Noss 2007, Di Bitetti *et al.* 2008b, Tobler 2008). Para la estimación de la densidad, algunos de estos autores obtuvieron resultados similares utilizando cámaras trampas y telemetría concluyendo que ambas técnicas serían igualmente válidas (Crawshaw 1995, Noss *et al.* 2003, Dillon 2005, Maffei y Noss 2007, Di Bitetti *et al.* 2008b). Autores como Noss *et al.* (2003) y Dillon (2005), en cambio, sugieren que la estimación de densidad es considerablemente más precisa cuando se realiza mediante muestreos con cámaras trampas debido a que esta técnica permite realizar la estimación con un mayor número de individuos. De igual manera, Tobler (2008) indica que la metodología con cámaras trampa es la herramienta más adecuada y eficiente para analizar los patrones de actividad diaria de una especie al permitir analizar datos de toda una población. Este último autor indica, además, que para la utilización de los Modelos de Ocupancia para el estudio de las abundancias relativas y uso del hábitat de diferentes especies, la metodología de cámaras trampa tiene un gran potencial, el cual está empezando a ser aprovechado.

### ***6.1.2. Metodología de estimación de densidad mediante la identificación de individuos***

Las estimaciones de densidad realizadas en esta tesis constituyen el primer estudio de densidad de tapires en Argentina a partir de la identificación de individuos. A pesar de que dicha metodología ha sido criticada por algunos autores por la dificultad de identificar individuos sin marcas evidentes (Oliveira-Santos *et al.* 2010), la misma ha sido ampliamente utilizada tanto en otras especies como el puma (Kelly *et al.* 2008, Paviolo *et al.* 2009b), el tapir asiático (Holden *et al.* 2003, Novarino *et al.* 2005, Traeholt y Mohamed 2009), e incluso en el propio tapir de tierras bajas (Noss *et al.* 2003, Trolle *et al.* 2007).

A pesar de que la identificación de individuos de especies sin marcas evidentes posee ciertos márgenes de error, pudiéndose obtener densidades no del todo precisas, se considera que el mayor error de esta metodología estaría dado por la estimación del área efectivamente muestreada (Maffei y Noss 2007). No obstante, la clasificación de las fotografías realizada por distintos autores en forma independiente, según el protocolo que proponen Kelly *et al.* (2008) y la aplicación de modelos espacialmente explícitos

recientemente desarrollados (Borchers y Efford 2008, Royle *et al.* 2009) pueden mejorar notablemente las estimaciones de densidad de estas especies.

Por último, más allá de que esta metodología pueda tener algún grado de error, consideramos que estos resultados se aproximan bastante a la situación real de los tapires en el CVM. Además, debido al poco conocimiento que existe sobre la ecología y abundancia de esta especie en Argentina y debido a su particular estatus de conservación en el país (Díaz y Ojeda 2000), los mismos constituyen una base importante y se espera que efectivamente sean considerados para implementar acciones de conservación de la especie en el CVM.

## **6.2. Consideraciones generales sobre la caza furtiva y recomendaciones para la conservación del tapir**

Como se ha mencionado en varias partes de esta tesis, la presión de caza ejerce un efecto muy importante sobre la abundancia de los tapires en el CVM. Las marcadas diferencias observadas en este último parámetro entre las áreas con menor y mayor protección contra la caza furtiva, resultan particularmente alarmantes. Esto cobra mayor relevancia si se tiene en cuenta que las densidades en el CVM se encuentran entre los menores valores de densidades publicadas para la especie. Por otro lado, los resultados obtenidos de la aplicación de los Modelos de ocupancia, también avalan la afirmación anterior sobre la influencia negativa que posee la cacería en las poblaciones y la ecología del tapir en el CVM.

Debido a la importante función ecológica que cumplen los tapires, relacionada con la regulación de la regeneración y el crecimiento de las plantas, su declinación poblacional también puede ocasionar cambios marcados en la estructura, composición y funcionamiento de los bosques que habita (Bodmer 1991, Fragoso 1997, Downer 2001, Chalukian *et al.* 2009, Medici 2010). Por lo tanto, la cacería del tapir, tiene no sólo consecuencias directas sobre sus poblaciones, sino también trascendentes implicancias sobre la conservación de todo el ecosistema (Wright *et al.* 2000, Di Bitetti *et al.* 2008a, Paviolo 2010).

El CVM es un área ecológicamente importante para la conservación de las poblaciones de tapir ya que por su extensión y continuidad de selva en relativamente buen estado de conservación, constituye una de las pocas áreas de la ecorregión con

buenas probabilidades de supervivencia de las mismas en el largo plazo (Paviolo *et al.* 2008, Taber *et al.* 2008). A pesar de las bajas densidades estimadas en este trabajo, la región sigue conteniendo a la mayor población de tapires del BAAP por lo que el futuro de la especie depende en gran medida de lo que ocurra en esta región. Por lo tanto, se considera fundamental para la supervivencia de la especie en la región, que las áreas naturales remanentes del corredor que no posean actualmente ninguna categoría de protección, sean conservadas y que, en todas las áreas naturales, se amplíe el esfuerzo de protección contra cazadores furtivos aumentando la cantidad de guardaparques y otras figuras relacionadas.

## 7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Arias Alzate A., 2008. Aportes a la Historia Natural de la Danta Colombiana (*Tapirus terrestris colombianus*). Compilados en el Norte de los Andes Centrales Colombianos. Newsletter IUCN/SSC Tapir Specialist Group (TSG) 17 (2): 14-21.
- Avila, P., 2002. Wet season Lowland Tapir habitat preferences and food resource use in Lowland Moist Tropical Forest. Newsletter IUCN/SSC Tapir Specialist Group (TSG) 11 (2): 13-14.
- Ayala, G., 2002. Tapir ranging behaviour and activity patterns in the tropical dry forests of the Gran Chaco. Newsletter IUCN/SSC Tapir Specialist Group (TSG) 11 (2): 15.
- Bailey, L.L., Hines, J.E., Nichols, J.D y MacKenzie, D.I., 2007. Sampling design trade-offs in occupancy studies with imperfect detection: examples and software. *Ecological Applications*, 17(1) 281-290.
- Bailey, L.L., Simons, T.R. y Pollock, K.H., 2004. Estimating site occupancy and species detection probability parameters for terrestrial salamanders. *Ecological Applications*, 14(3) 692-702.
- Batschelet, E. (1981). *Circular statistics in biology*: Academic Press. New York.
- Bodmer, R.E., 1990. Fruit patch size and frugivory in the lowland tapir (*Tapirus terrestris*). *Journal of Zoology* 222: 121-128.
- Bodmer, R.E., 1991. Strategies of seed dispersal and seed predation in amazonian ungulates. *Biotropica* 23 (3): 255-261.
- Bodmer, R.E., Eisenberg, J.F., y Redford, K.H., 1997. Hunting and the likelihood of extinction of Amazonian mammals. *Conservation Biology* 11 (2): 460-466.
- Borchers, D.L., y Efford, M.G., 2008. Spatially explicit maximum likelihood methods for capture–recapture studies. *Biometrics* 64, 377–385
- Chalukian, S., Bustos, S., Lizárraga, L., Quse, V., Paviolo, A. y Varela, D., 2009. Plan de acción para la conservación del tapir (*Tapirus terrestris*) en Argentina. Grupo de especialista de Tapires, IUCN.

- Chassot, O., Arias, G. M. y Jiménez, V., 2008. Evaluación del hábitat potencial para la danta centroamericana (*Tapirus bairdii*) en el corredor biológico San Juan-La Selva, Costa Rica. *Revista Geográfica de América Central* 42: 97-112
- Cohelo I.P., Oliveira, L.F.B. y Oliveira, M.E., 2008. Does Moonlight affect the Use of Natural Licks by Lowland Tapir (*Tapirus terrestris* Linnaeus, 1758) in the Northeastern Brazilian Pantanal?. *Newsletter IUCN/SSC Tapir Specialist Group (TSG)* 17 (2): 10-14.
- Crawshaw, P. G. Jr., 1995. Comparative ecology of ocelot (*Felis pardalis*) and jaguar (*Panthera onca*) in a protected subtropical forest in Brazil and Argentina. Tesis doctoral, Universidad de Florida, Estados Unidos.
- Cullen, L. Jr., Bodmer, R. E., y Valladares-Padua, C., 2000. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. *Biological Conservation* 95: 49-56.
- Cullen, L. Jr., Bodmer, E., y Valladares-Padua, C., 2001. Ecological consequences of hunting in Atlantic forest patches, Sao Paulo, Brazil. *Oryx*. 35: 137-144.
- De Angelo C. 2009. El paisaje del bosque Atlántico del Alto Paraná y sus efectos sobre la distribución y estructura poblacional del jaguar (*Panthera onca*) y el puma (*Puma concolor*). Tesis doctoral. Universidad de Buenos Aires.
- Di Bitetti, M.S., 2001. Home-range use by the tufted capuchin monkey (*Cebus apella nigrinus*) in a subtropical rainforest of Argentina. *J. Zool., Lond.* 253: 33-45.
- Di Bitetti, M.S, De Angelo C., Di Blanco, Y. E., y Paviolo, A. J., 2010. Niche partitioning and species coexistence in a Neotropical felid assemblage. *Acta Oecologica* 34: 403-412.
- Di Bitetti, M. S. y Janson C. H., 2000. When Hill the store arrive? Patterns of birth seasonality in Neotropical Primates. *American Journal of Primatology*. 50:109-130.
- Di Bitetti, M.S., Paviolo, A. J. y De Angelo, C.D., 2006. Density, habitat use, and activity patterns of ocelots *Leopardus pardalis* in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina. *J. Zool., Lond.*, 270: 153-163.
- Di Bitetti, M. S., Paviolo, A.J., De Angelo C.D., y Di Blanco, Y.E., 2008b. Local and continental correlates of the abundance of a neotropical cat, the ocelot (*Leopardus pardalis*). *Journal of Tropical Ecology* 24: 189–200.

- Di Bitetti, M. S., Paviolo, A.J., Ferrari, C., De Angelo C. D., y Di Blanco Y. E., 2008a. Differential responses to hunting in two sympatric species of brocket deer (*Mazama americana* and *Mazama nana*). *Biotropica* 40: 636-645.
- Di Bitetti, M. S., Placci, G., y Dietz, L. A., 2003. A biodiversity vision for the Upper Paraná Atlantic Forest Ecoregion: designing a biodiversity conservation landscape and setting priorities for conservation action. World Wildlife Fund. Washington, D.C. USA.
- Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., González L., Tablada M., y Robledo C.W. InfoStat versión 2010. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Díaz G. B., y R. A. Ojeda (Eds). 2000. Libro Rojo de Mamíferos Amenazados de la Argentina. SAREM.
- Dillon, A. 2005. Ocelot density and home range in Belize, Central America: Camera-trapping and radio telemetry. Tesis de Maestría. Instituto Politécnico de Virginia y Universidad estatal, Blacksburg, Virginia.
- Donovan T. M., y Hines, J., 2007. Exercises in occupancy modeling and estimation. <http://www.uvm.edu/envnr/vtcfwru/spreadsheets/occupancy/occupancy.htm> Otis, D. L., K. P. Burnham G. C. White, y D. R. Anderson. 1978. Statistical inference from capture data on closed animal populations. *Wildlife Monograph* 62: 1–135.
- Downer, C.C., 2001. Observations on the diet and habitat of the mountain tapir (*Tapirus pinchaque*). *J. Zool., Lond.* 254: 279-291.
- Ferrari, C., 2005. Abundancia, uso del hábitat y horarios de actividad de la corzuela roja (*Mazama americana*) y la corzuela enana (*Mazama nana*) en la Selva Paranaense. Tesis de licenciatura. Universidad de Mar del Plata.
- Foerster C. R., y Vaughan, C., 2002. Home Range, Habitat Use, and Activity of Baird's Tapir in Costa Rica. *Biotropica*, 34(3): 423-437.
- Fragoso, J.M.V., 1997. Tapir-generated seed shadows: scale-dependent patchiness in the Amazon Rain Forest. *Journal of Ecology*, 85 (4):519-529.
- Gallardo, A., Montti, L., y Bravo, S.P., 2008. Efectos del tacuarembó (*Chusquea ramosissima*, Poaceae) sobre el proceso de dispersión de semillas en la Selva Misionera. *Ecología Austral* 18:347-356

- Giombini, M.I., Bravo, S.P., Martínez, M.F., 2009. Seed Dispersal of the Palm *Syagrus romanzoffiana* by Tapirs in the Semi-deciduous Atlantic Forest of Argentina. *Biotropica* 41(4): 408-413
- Giraudó, A. R., y Abramson, R. R. 2000. Diversidad cultural y usos de la fauna silvestre por los pobladores de la selva misionera: ¿Una alternativa de conservación?. Pp: 233-243 en *La situación ambiental Argentina 2000* (C. Bertonatti y J. Corcuera eds.). Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires.
- Hines, J. E. 2006. PRESENCE2- Software to estimate patch occupancy and related parameters. USGS-PWRC. [www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/presence.html](http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/presence.html)
- Holden, J., Yanuar, A., y Martyr, D.J., 2003. The Asian Tapir in Kerinci Seblat National Park, Sumatra: evidence collected through photo-trapping. *Oryx* 37(1): 34-40.
- IUCN 2010. IUCN Red List of Threatened Species. Version Abril 2010. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>.
- Karanth, K. U., y Nichols, J.D., 1998. Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology* 79: 2852–2862.
- Karanth, K. U., y Nichols, J. D., 2002. Monitoring tigers and their prey. A manual for researchers, managers and conservationists in tropical Asia. Centre for Wildlife Studies. Bangalore, India.
- Kelly, M., Noss, A., Di Bitetti, M.S., Maffei, L., Arispe, R., Paviolo, A., De Angelo C.D., y Di Blanco Y.E., 2008. Estimating puma densities from camera trapping across three study sites: Bolivia, Argentina, and Belize. *Journal of Mammalogy* 89: 408-418.
- Lachish, S., Gopalaswamy, A.M., Knowles, S.C.L., y Sheldon, B.C., 2011. Site-occupancy modeling as a novel framework for assessing test sensitivity and estimating wildlife disease prevalence from imperfect diagnostic test. *Methods in Ecology and Evolution*. British Ecological Society.
- Lizcano, D.J., y Cavelier, J., 2000b. Daily and seasonal activity of the mountain tapir in the central andes of colombia. *J. Zool., Lond.*, 252: 429-435.
- Lizcano, D.J., y Cavelier, J., 2000a. Densidad poblacional y disponibilidad de hábitat de la danta de montaña (*Tapirus pinchaque*) en los Andes Centrales de Colombia. *Biotropica* 32(1): 165-173.

- Lizcano, D.J., y Cavelier, J., 2004. Using GPS Collars to Study Mountain Tapirs (*Tapirus pinchaque*) in the Central Andes of Colombia. Newsletter IUCN/SSC Tapir Specialist Group (TSG), 13 (2): 18-23.
- MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Lachman, G. B., Droege, S., Royle J. A., y Langtimm C. A., 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83:2248–2255.
- MacKenzie D.I., Nichols J.D., Royle J.A., Pollock K.H., Hines J.E., y Bailey L.L., 2005. Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence, Elsevier, San Diego, USA.
- Maffei, L., Cuellar, E., y Noss, A., 2004. One thousand jaguars *Panthera onca* in Bolivia's Chaco? Camera trapping in the Kaa-Iya National Park. *Journal of Zoology* 262: 295–304.
- Maffei, L., y Noss. A., 2007. How small is too small? Camera trap survey areas and density estimates for ocelots in the Bolivian Chaco. *Biotropica* 40: 71–75.
- Maffei, L., Noss, A., Cuellar E., y Rumiz, D., 2005. Ocelot (*Felis pardalis*) population densities, activity, and ranging behavior in the dry forests of eastern Bolivia: data from camera trapping. *Journal of Tropical Ecology* 21: 349–353.
- Manly, B.F.J., McDonald, L.L., y Thomas, D.L., 1993. Resource Selection by Animals: Statistical Design and Analysis for Field Studies. Chapman & Hall, London.
- Medici, E.P., 2010. Assessing the viability of Lowland Tapir populations in a fragmented landscape. Tesis Doctoral. University of Kent Canterbury, USA.
- Medici, E.P., Desbiez, A.L.J., Gonçalves da Silva, A., Jerusalinsky, L., Chassot, O., Montenegro, O.L., Rodríguez, J.O., Mendoza, A., Quse, V.B., Pedraza, C., Gatti, A., Oliveira-Santos, L.G.R., Tortato, M.A., Ramos Jr., V., Reis, M.L., Landau-Remy, G., Tapia, A., y Morais, A.A., 2007. Lowland Tapir (*Tapirus terrestris*) Population and Habitat Viability Assessment (PHVA): Final Report. IUCN/SSC Tapir Specialist Group (TSG) and IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group (CBSG), Sorocaba, São Paulo, Brazil.
- Naranjo, E.J., y Bodmer, R.E., 2002. Population ecology and conservation of Baird's Tapir (*Tapirus bairdii*) in the Lacandon Forest, Mexico. Newsletter IUCN/SSC Tapir Specialist Group (TSG) 11(2): 25-33.

- Naranjo E. J., y Cruz, E., 1998. Ecología del Tapir *Tapirus bardii* en la Reserva de la Biosfera La Sepultura Chiapas, México. *Acta Zool. Mex.* 73: 111-123.
- Noss, J., Cuéllar, R.L., Barrientos, J., Maffei, L., Cuéllar, E., Arispe, R., Rómiz, D., y Rivero, K., 2003. A Camera Trapping and Radio Telemetry Study of Lowland Tapir (*Tapirus terrestris*) in Bolivian Dry Forests. *Newsletter IUCN/SSC Tapir Specialist Group (TSG)*, 12(1): 24-32.
- Novarino, W., Kamilah, S.N., Nugroho, A., Janra, M.N., Silmi, M., y Syafri, M., 2005. Habitat use and density of the Malayan Tapir (*Tapirus indicus*) in the Tartak Forest Reserve, Sumatra, Indonesia. *Newsletter IUCN/SSC Tapir Specialist Group (TSG)* 14(2): 28-30.
- Oliveira Affonso, R., 2002. *Tapirus terrestris* (LINNAEUS, 1758) (Mammalia, Perissodactyla) in an area of sub-tropical Forest in Southern Brazil: Diet, habitat use and population density. *Newsletter IUCN/SSC Tapir Specialist Group (TSG)* 11 (1): 18.
- Oliveira-Santos L.G.R., Zucco C.A., Antunes P.C., y Crawshaw P.G., 2010. Is it possible to individually identify mammals with no natural markings using camera-traps? A controlled case-study with lowland tapirs. *Mammalian Biology* 75:375-378. DOI: 10.1016/j.mambio.2009.08.005.
- Otis, D. L., Burnham K. P., White, G. C., y Anderson D. R., 1978. Statistical inference from capture data on closed animal populations. *Wildlife Monograph* 62: 1–135.
- Padilla, M. y Dowler, R.C., 1994. *Tapirus terrestris*. *Mammalian Species* 481: 1-8
- Paviolo, A. 2002. Abundancia de presas potenciales de yagüareté (*Panthera onca*) en áreas protegidas y no protegidas de la Selva Paranaense, Argentina. Tesis de grado. Universidad Nacional de Córdoba.
- Paviolo, A., 2010. Densidad de yagüareté (*Panthera onca*) en la selva Paranaense: su relación con la disponibilidad de presas, presión de caza y coexistencia con el puma (*Puma concolor*). Tesis doctoral. Universidad Nacional de Córdoba (UNC).
- Paviolo, A., De Angelo, C.D., Di Blanco, Y.E., Agostini, I., Picio, E., Melzew, R., Ferrari C., Palacio, L. y Di Bitetti, M., 2009a. Efecto de la caza furtiva y el nivel de protección en la abundancia de los grandes mamíferos del Bosque Atlántico de Misiones. En: (B. Carpinetti et al. eds.) Parque Nacional Iguazú, conservación y

desarrollo en la Selva Paranaense de Argentina Administración de Parques Nacionales, Buenos Aires, Argentina: 237-254.

Paviolo A., De Angelo, C.D., Di Blanco Y.E., y Di Bitetti M. S., 2008. Jaguar population decline in the Upper Paraná Atlantic Forest of Argentina and Brazil. *Oryx* 42: 554-561.

Paviolo, A. J., Di Blanco, Y., De Angelo, C., y Di Bitetti, M, 2009b. Protection affects the abundance and activity patterns of pumas in the Atlantic forest. *Journal of Mammalogy*, 90(4):926–934.

Pereira, J.A., Di Bitetti, M.S., Fracassi, N.G., Paviolo, A., De Angelo, C.D., Di Blanco, Y.E., y Novaro, A.J., 2011. Population density of Geoffroy's cat in scrublands of central Argentina. *Journal of Zoology* 283: 37-44.

Peres, C. A., 2000. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. *Conserv. Biol.* 14: 240–253.

Peres, C. A., 2001. Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian forest vertebrates. *Conservation Biology* 15: 1490-1505.

Randall, D., Burggren, W., y French, K., 1998. *Fisiología Animal. Mecanismos y adaptaciones*. McGraw- Hill Interamericana.

Rexstad, E., y Burnham K. P., 1991. User's Guide for Interactive Program CAPTURE. Abundance Estimation of Closed Populations. Colorado State University, Fort Collins, USA

Ríos-Uzeda, B., Gómez, H., y Wallace R. B., 2007. A preliminary density estimate for Andean bear using camera-trapping methods. *Ursus* 18:124– 128.

Royle J. A., y Nichols J. D., 2003. Estimating abundance from repeated presence-absence data or point counts. *Ecology*, 84(3): 777-790.

Royle, J. A., Nichols, J. D., Karanth, K. U., y Gopalaswamy, A M., 2009. A hierarchical model for estimating density in camera-trap studies. *Journal of Applied Ecology* 46 (1) 118-127.

Salas, L.A., 1996. Habitat use by lowland tapirs (*Tapirus terrestris* L.) in the Tabaro River valley, southern Venezuela. *Can. J. Zool.* 74: 1452-1458.

- Serrano, J., 2011. Calendario Astrológico lunar. <http://calendario-lunar.com/?id=zonas;t=STORY;topic=con>.
- Silveira, L. 2004. Ecología comparada e conservação da onça pintada (*Panthera onca*) e onça parda (*Puma concolor*), no cerrado e pantanal. Tesis de Doctorado. Universidade de Brasília, Brasilia, Brasil.
- Silver, S.C., Ostro, L.E.T, Marsh, L.K., Maffei, L., Noss, A.J., Kelly, M.R., Wallace, R.B., Gomez H., y Ayala G., 2004. The use of camera traps for estimating jaguar *Panthera onca* abundance and density using capture/recapture analysis. *Oryx* 38: 148-154.
- Soisalo, M. K., y Cavalcanti S. M. C., 2006. Estimating the density of a jaguar population in the Brazilian Pantanal using camera-traps and capture-recapture sampling in combination with GPS radio-telemetry. *Biological Conservation* 129: 487-496.
- Sokal, R.R., y Rohlf, F.J., 1979. Biometría. Principios y métodos estadísticos en la investigación biológica. Universidad del Estado de Nueva York, Stony Brooks.
- Sollmann, R., Malzoni Furtado, M., Hofer, H., Jácomo, A.T.A., Mundim Torres, N., y Silveira, L., 2012. Using occupancy models to investigate space partitioning between two sympatric large predators, the jaguar and puma in central Brazil. *Mammal. Biol.* 77(1) 41-46.
- Srur, M., Gatti, F., Benesovsky, V., Herrera, J., Melzew, R.E., y Camposano, M., 2009. Los tipos de vegetación y ambientes del Parque Nacional Iguazú y su distribución en el paisaje. En: (B. Carpinetti et al. eds.) Parque Nacional Iguazú, Conservación y desarrollo en la Selva Paranaense de Argentina. Administración de Parques Nacionales, Buenos Aires, Argentina: 99-118.
- Taber, A.B., Chalukian, S.C., Altrichter, M., Minkowski, K., Lizárraga, L., Sanderson, E., Rumiz, D., Ventincinque, E., Amorim Moraes Jr, E., De Angelo, C., Antúnez, M., Ayala, G., Beck, H., Bodmer, R., Boher B. S., Cartes, J.L., Bustos, S., Eaton, D., Emmons, L., Estrada, N., De Oliveira, L.F., Fragoso, J., Garcia, R., Gomez, C., Gómez, H., Keuroghlian, A., Ledesma, K., Lizcano, D., Lozano, C., Montenegro, O., Neris, N., Noss, A., Palacio Vieira, J.A., Paviolo, A., Perovic, P., Portillo, H., Radachowsky, J., Reyna-Hurtado, R., Rodriguez Ortiz, J., Salas, L., Sarmiento Duenas, A., Sarria Perea, J.A., Schiaffino, K., Thoisy, B., Tobler, M., Utreras, V., Varela, D., Wallace R.B., y Zapata Ríos, G., 2008. El destino de los arquitectos de

los Bosques Neotropicales. Evaluación de la distribución y el estado de conservación de los pecaríes labiados y los tapires de tierras bajas. CSE/ UICN. Tapir Specialist Group/ Grupo especialista de la CSE/UICN en cerdos, pecaríes y hipopótamos/ Wildlife Conservation Society/ Wildlife Trust.

The Weather Channel 2001-2012. <http://espanol.weather.com/climate/sunRiseSunSet-Iguazu-ARMS3370?month=12>.

Tobler, M.W., 2008. The ecology of the lowland tapir in Madre de Dios, Peru: Using new technologies to study large rainforest mammals. PhD. Dissertation. University of Texas, USA.

Tobler M.W., Carrillo-Percestequi S.E., Leite Pitman R., Mares R., y Powel G., 2008. An evaluation of camera traps for inventorying large and medium sized terrestrial rainforest mammals. *Anim. Conserv.* 11, 169-178.

Traeholt, C., y Mohamed, M.S, 2009. Population estimates of Malayan Tapir, *Tapirus indicus*, by camera trapping in Krau Wildlife Reserve, Malaysia. Newsletter IUCN/SSC Tapir Specialist Group (TSG) 18 (1): 12-20.

Trolle, M., y Kery, M., 2003. Estimation of ocelot density in the Pantanal using capture-recapture analysis of cameratrapping data. *Journal of Mammalogy* 84: 607-614.

Trolle, M., Noss, A. J., Passos Cordeiro, J. L., y Oliveira, L. F. B., 2007. Brazilian Tapir Density in the Pantanal: A Comparison of Systematic Camera-Trapping and Line-Transsect Surveys. *Biotropica* 40: 211-217

van Schaik, C. P., y Griffiths, M. 1996. Activity Periods of Indonesian Rain Forest Mammals. *Biotropica* 28(1):105-112

Wallace, R., Ayala, G., y Gómez, H., 2002 Lowland tapir activity patterns and capture frequencies in lowland moist tropical forest. Newsletter IUCN/SSC Tapir Specialist Group (TSG) 11 (2): 14.

White, G., Anderson, D., Burnham, K., y Otis, D., 1982. Capture–recapture and removal methods for sampling closed populations. Los Alamos National Laboratory, Los Alamos, USA

Wright, S. J., Zeballos, H., Dominguez, I., Gallardo, M. M, Moreno M.C., e Ibañez. I., 2000. Poachers alter mammal abundance, seed dispersal, and seed predation in a Neotropical forest. *Conservation Biology* 14: 227–239.



## 8. ANEXO

*Anexo 1. Estimación de densidad poblacional de Tapirus terrestris (tapires/km<sup>2</sup>), obtenidas en diferentes sitios de estudio a lo largo de la distribución de la especie, junto con los métodos utilizados en cada caso y las referencias bibliográficas correspondientes. (Reproducido de Medici 2010).*

Sitio	Bioma	Método	Densidad estimada (tapires/km <sup>2</sup> )	Referencia
Parque Estatal Morro do Diabo, estado de San Pablo, Brasil	Bosque Atántico Semi-desiduo	Línea transecta (diurno)	0,20 - 0,41 - 0,84	Cullen <i>et al.</i> (2001)
Estación Ecológica Caetetús, Estado de San Pablo, Brasil	Bosque Atántico Semi-desiduo	Línea transecta (diurno)	0,47	Cullen <i>et al.</i> (2001)
Campo Mosquito, Estado de San Pablo, Brasil	Bosque Atántico Semi-desiduo	Línea transecta (diurno)	0,30	Cullen <i>et al.</i> (2001)
Parque Estatal Mata dos Godoy	Bosque Atántico Semi-desiduo	conteo directo/área	2,20 - 2,50	Rocha (2001)
Parque Estatal Morro do Diabo, estado de San Pablo, Brasil	Bosque Atántico Semi-desiduo	Radiotelemetría VHF	0,34	Medici (2010)
Amazonas, Brasil	Amazonas	Línea transecta (diurno)	0,11 - 0,52	Peres (2000)
Centro de estudios ecológicos Kayapó, Estado de Pará, Brasil	Amazonas	Línea transecta (diurno)	0,62	Zimmerman <i>et al.</i> (2001)
Lago Uauaçu, Amazonia central oeste, Brasil	Amazonas	Línea transecta (diurno)	0,23	Haugaasen y Peres (2005)

Estación biológica Cocha Cachu, Parque Nacional Manu, Perú	Amazonas	Línea transecta (diurno y nocturno)	0,5	Jason y Emmons (1990)
Estación biológica Cocha Cachu, Parque Nacional Manu, Perú	Amazonas		< 0,5	Terborgh (1992)
Parque Nacional Manu, Perú	Amazonas		5,0	Ojasti (1993)
Reserva Comunal Tamshlyacu-Tahuayo, Perú	Amazonas	Línea transecta (diurno)	0,40	Bodmer <i>et al.</i> (1994)
Reserva Yavari Miri, Perú	Amazonas	Línea transecta (diurno)	0,60	Bodmer <i>et al.</i> (1994)
Reserva Nacional Pacaya Samiria, Perú	Amazonas	Línea transecta (diurno)	0,20	Aquino y Calle (2003)
Reserva Nacional Pacaya Samiria, Perú	Amazonas		0,06 - 0,08	Aquino <i>et al.</i> (2001)
Reserva Yavari Miri, Perú	Amazonas		0,31	Salovaara <i>et al.</i> (2003)
Estación Ecológica Maracá, Estado de Roraima, Brasil	Bosque Seco Amazónico	Línea transecta (diurno y nocturno)	3,3 - 3,7	Mendes-Pontes (2004)
Sub-región Río Paraguay Rancho Acurizal, Brasil	Pantanal	conteo directo/área	0,64	Schaller (1983)
Sub-región Barão de Melgaço SESC Pantanal, Brasil	Pantanal	Línea transecta (diurno)	0,55	Cordeiro (2004)
Sub-región Nhecolândia, Campo Nhumirim, Brasil	Pantanal	Línea transecta (diurno)	0,21	Desbiez (2007, 2009)

Sub-región Barão de Melgaço SESC Pantanal, Brasil	Pantanal	Línea transecta (diurno)	0,30 - 0,55 - 1,01	Trolle <i>et al.</i> (2007)
Sub-región Barão de Melgaço SESC Pantanal, Brasil	Pantanal	Cámara trampa	0,58	Trolle <i>et al.</i> (2007)
Cuenca del río Paraguay, campos privados, Brasil	Transición Cerrado-Pantanal	Línea transecta (diurno) y cámara trampa	2,04 - 2,34	Tarcísio Santos Jr. (datos no publicados)
Parque Nacional Kaa-Iya del Gran Chaco, Bolivia	Chaco	Radiotelemetría VHF	0,50	Ayala (2003)
Parque Nacional Kaa-Iya del Gran Chaco, Bolivia	Chaco	Cámara trampa	0,22 - 0,80	Noss <i>et al.</i> (2003)
Parque Nacional Kaa-Iya del Gran Chaco, Bolivia	Chaco	Radiotelemetría VHF	0,26 0,71 - 1,16	Noss <i>et al.</i> (2003)
Parque Nacional Guatopo, Llanos, Venezuela	Llanos		0,80	Eisenberg (1989)
Densidad y biomasa de Mamíferos tropicales			0,53	Eisenberg (1980)
Bosques Neotropicales			1,60	Robinson y Redford (1986)
Bosques Neotropicales			1,60	Robinson y Redford (1991)

## BIBLIOGRAFÍA DEL ANEXO

- Aquino, R., Bodmer, R.E., y Gil, G., 2001. Mamíferos de la cuenca del río Samiria: Ecología poblacional y sustentabilidad de la caza. Publicación Junglevagt for Amazonas, AIF-WWF/DK-WCS. Lima, Peru. 108pp.
- Aquino, R., y Calle, A., 2003. Evaluación del estado de conservación de los mamíferos de caza: Un modelo comparativo en comunidades de la Reserva Nacional Pacaya Samiria (Loreto, Perú). *Revista Peruana de Biología* 10(2): 163-174.
- Ayala, G.M.C., 2003. Monitoreo de *Tapirus terrestris* en el Izozog (Cerro Cortado) mediante el uso de telemetría como base para un plan de conservación. Tesis de Maestría. Universidad Mayor de San Andres, Santa Cruz, Bolivia.
- Bodmer R.E., Fang, T.G., Moya, L., y Gill, R., 1994. Managing wildlife to conserve Amazonian forests: Population biology and economic consideration of game hunting. *Biological Conservation* 67: 29-35.
- Cordeiro, J.L.P., 2004. Estrutura e heterogeneidade da paisagem de uma unidade de conservação no nordeste do Pantanal (RPPN SESC Pantanal), Mato Grosso, Brasil: Efeitos sobre a distribuição e densidade de antas (*Tapirus terrestris*) e de cervos-dopantanal (*Blastocerus dichotomus*). Tesis doctoral. Universidad Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Porto Alegre, Brasil.
- Cullen, L. Jr., Bodmer, E., y Valladares-Padua, C., 2001. Ecological consequences of hunting in Atlantic forest patches, Sao Paulo, Brazil. *Oryx*. 35: 137-144.
- Desbiez, A.L.J., 2007. Wildlife conservation in the Pantanal: Habitat alteration, invasive species and bushmeat hunting. Tesis doctoral. Durrell Institute of Conservation and Ecology (DICE), Universidad de Kent, Reino Unido.
- Desbiez, A.L.J., 2009. Lowland tapirs in the Nhecolândia Region of the Brazilian Pantanal: Population density, habitat use and threats. *Tapir Conservation: The Newsletter of the IUCN/SSC Tapir Specialist Group (TSG)* 25: 7-12.

- Eisenberg, J.F., 1980. The density and biomass of tropical mammals. In: M.E. Soulé, y B. Wilcox (Eds). Conservation Biology. pp. 35-55. Sinauer Associates Inc. Sunderland, Massachusetts, Estados Unidos.
- Eisenberg, J.F., 1989. Mammals of the Neotropics. The Northern Neotropics Vol. 3. Universidad de Chicago Press, Chicago, Illinois, Estados Unidos.
- Haugaasen, T., y Peres, C.A., 2005. Mammal assemblage structure in Amazonian flooded and unflooded forests. Journal of Tropical Ecology 21: 133-145.
- Janson, C.H., y Emmons, L.H., 1990. Ecological structure of the non-flying mammal community at Cocha Cachu Biological Station, Manu National Park, Peru. In: A.H. Gentry (Ed). Four Neotropical Forests. pp. 314-338. New Haven: Yale University Press, Estados Unidos.
- Medici, E.P., 2010. Assessing the viability of Lowland Tapir populations in a fragmented landscape. Tesis Doctoral. University of Kent Canterbury, Estados Unidos.
- Mendes-Pontes, A.R.M., 2004. Ecology of a community of mammals in a seasonally dry forest in Roraima, Brazilian Amazon. Mammalian Biology 69: 319-336.
- Noss, J., Cuéllar, R.L., Barrientos, J., Maffei, L., Cuéllar, E., Arispe, R., Rúmiz, D., y Rivero, K., 2003. A Camera Trapping and Radio Telemetry Study of Lowland Tapir (*Tapirus terrestris*) in Bolivian Dry Forests. Newsletter IUCN/SSC Tapir Specialist Group (TSG), 12(1): 24-32.
- Ojasti, J., 1993. Utilización de la fauna silvestre en América Latina: Situación y perspectivas para un manejo sostenible. Guía FAO Conserv. 25: 1-248.
- Peres, C. A., 2000. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. Conserv. Biol. 14: 240–253.

- Salovaara, K., Bodmer, R.E., Recharte, M., y Reyes, C., 2003. Diversity and abundance of mammals. En: N. Pitman, C. Vriesendorp, y D. Moskovits (Eds). Peru: Yavari. Rapid Biological Inventories Report 11. pp. 156-164. Museo Field, Chicago, Illinois, Estados Unidos.
- Schaller, G.B., 1983. Mammals and their biomass on a Brazilian ranch. *Archivos de Zoología* 31: 1-36.
- Robinson, J.G., y Redford, K.H., 1986. Body size, diet, and population density of Neotropical forest mammals. *American Naturalist* 128: 665.
- Robinson, J.G., y Redford, K.H., 1991. Sustainable harvest of Neotropical forest mammals. En: J.G. Robinson y K.H. Redford (Eds). *Neotropical Wildlife Use and Conservation*. Universidad de Chicago Press, Chicago, Illinois, Estados Unidos.
- Rocha, V.J., 2001. Ecología de mamíferos de médio e grande porte do Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina (PR). Tesis Doctoral. Universidad de Federal do Paraná (UFPR), Curitiba, Brasil. 131pp.
- Terborgh, J., 1992. Maintenance of diversity in tropical forests. *Biotropica* 24(2B): 243-292.
- Trolle, M., Noss, A. J., Passos Cordeiro, J. L., y Oliveira, L. F. B., 2007. Brazilian Tapir Density in the Pantanal: A Comparison of Systematic Camera-Trapping and Line-Transect Surveys. *Biotropica* 40: 211-217.
- Zimmerman, B., Peres, C.A., Malcolm, J.R., y Turner, T., 2001. Conservation and development alliances with the Kayapó of south-eastern Amazonia, a tropical forestindigenous people. *Environmental Conservation* 28(1): 10-22.