

Monitoreo de Mamíferos Terrestres Medianos y Grandes de la Selva Pedemontana de Yungas con Cámaras Trampa

Elena Vicente
Pan American Energy LLC
evicente@pan-energy.com
Alejandro Brown
Proyungas

1. Sinopsis

Durante los años 2010 y 2011 se llevó a cabo en la UG Acambuco, ubicada en la provincia de Salta, un proyecto de monitoreo de mamíferos terrestres medianos y grandes de las Selvas Pedemontanas de Yungas con la utilización de cámaras trampa; trabajo en conjunto con la ONG Proyungas.

El objetivo del proyecto:

- Relevar las especies que se encuentran dentro del área de operación de Acambuco, área operada por PAE
- Interpretar los cambios en los patrones de biodiversidad evaluando el efecto del gradiente de presión antrópica, a medida que se toma distancia del pueblo de Acambuco

Las cámaras trampa, son cámaras fotográficas que se activan con un sensor infrarrojo cuando un animal de sangre caliente pasa delante de ellas.

El diseño del muestreo consistió en 24 estaciones instaladas en áreas de Selva Pedemontana que incluye áreas hidrocarburíferas.

En este informe la variable respuesta a los distintos tratamientos fue la presencia o ausencia de las especies en las distintas estaciones, además de la riqueza de especies como indicador de la diversidad.

Durante el muestreo se obtuvieron 524 fotografías de mamíferos pertenecientes a 20 especies distintas. Estas incluyeron cinco especies de mamíferos domésticos, las especies de mamíferos silvestres más frecuentemente registradas fueron el hurón mayor registrado en 19 estaciones, el tapetí o conejito, registrado en 17 estaciones y el zorro de monte, registrado en 14 estaciones de muestreo.

Al analizar el efecto de los pozos petroleros en la riqueza de especies de mamíferos, no se encontró ningún efecto aparente. La zona de Acambuco, tiene bosques continuos en buen estado de conservación general. Los patrones de diversidad de mamíferos observados durante este estudio no difieren marcadamente de otras zonas de Selva Pedemontana de Yungas, también bien conservadas. Futuros estudios deberían evaluar más directamente el efecto de la caza y de la presencia de ganado vacuno en los patrones de diversidad, como así también evaluar la situación de la fauna en áreas del entorno de la actividad hidrocarburífera pero más alejada de las actividades cotidianas. Por el manejo actual y el control de acceso que se realiza en las propiedades de Pan American Energy, las mismas podrían funcionar como verdaderas reservas estrictas, albergando una muestra completa de la biodiversidad regional de la Selva Pedemontana.

2. Introducción

Las actividades productivas que realiza el hombre en los ambientes naturales suelen tener diferentes impactos en la biodiversidad. En los bosques, el impacto dependerá del tipo de intervención, la cual puede variar desde la explotación selectiva de madera y productos no maderables del bosque, hasta la conversión del bosque a sistemas productivos altamente tecnificados y simplificados. El tipo de intervención puede afectar en forma diferencial a distintos grupos taxonómicos, por la alteración específica de ciertos tipos de

ambientes que constituyen el hábitat de cierta especie o gremio de especies. Por ejemplo, si bien la explotación forestal del bosque nativo parece ser una forma relativamente benigna de intervención, cuando se la compara con su conversión a sistemas altamente tecnificados, algunos grupos taxonómicos pueden sufrir en forma drástica por efectos directos (ej. pérdida de sitios de nidificación en aves; Cockle et al. 2010) o indirecto, (ej. por facilitar la caza de especies de valor cinegético; Di Bitetti et al. 2008b, Paviolo et al. 2009a, y así afectar a las poblaciones de sus depredadores; Di Bitetti et al. 2008a, 2010, Paviolo 2008, 2009b).

La ganadería extensiva que es realizada en los bosques del subtrópico de Argentina y otras áreas del mundo también puede tener impactos negativos en la biodiversidad. Por ejemplo, la diversidad vegetal puede verse afectada por el efecto del ramoneo, el pisoteo y la dispersión de semillas, así como por la compactación del suelo y otros efectos físicos. La diversidad de mamíferos puede verse afectada por los efectos directos de la competencia del ganado vacuno con los ungulados silvestres, o por el efecto indirecto de la persecución de los grandes carnívoros por los dueños del ganado o por la presencia de otros animales domésticos (perros) asociados a los pobladores y el ganado. Un ejemplo bien documentado es la pérdida de diversidad de mamíferos terrestres que ocurre en áreas ganaderas, (en ambientes de Espinal, Malezal y Pastizal) dentro de la Reserva Natural del Iberá, provincia de Corrientes (Di Bitetti et al. 2008).

La caza practicada por el hombre puede afectar la abundancia, la diversidad, el uso del hábitat, y los patrones de actividad de los grandes mamíferos (Bodmer et al. 1997; Peres 2000; Di Bitetti et al. 2008b). Esta actividad modifica la estructura del ensamble de mamíferos, disminuyendo selectivamente la abundancia relativa y la biomasa total de las especies más grandes, aumentando generalmente la abundancia de las especies más pequeñas, que son usualmente menos cazadas (Peres 2000; Peres y Dolman 2000). La caza intensa puede eventualmente llevar a la extinción local a poblaciones aisladas de mamíferos grandes (Cullen et al. 2000) y puede incluso producir lo que ha sido denominado el “síndrome del bosque vacío” (Redford 1992): bosques que han sido vaciados de vertebrados y de los procesos ecológicos en los que éstos intervienen. Los efectos en cascada a través del ecosistema, que incluyen cambios en la estructura y la composición de la comunidad natural, pueden ser consecuencia de la reducción numérica de los ungulados grandes (Wright y Duber 2001) y de los depredadores (Terborgh 2001). Por consiguiente, entender las consecuencias de la caza en el ensamble de mamíferos tiene implicancias directas para la conservación y el manejo de los bosques.

Las Selvas Pedemontanas de las Yungas, sector de selvas del Noroeste de Argentina que se extiende entre los 300 y los 700 m de altitud, constituyen uno de los bosques con mayor biodiversidad de la Argentina (Brown y Malizia 2004). Al mismo tiempo, por su aptitud productiva y debido a su accesibilidad, es la porción de las Yungas que más presiones antrópicas presenta, habiendo sido convertido a plantaciones un porcentaje superior al 50% de su superficie original (I. Gasparri, en Brown y Malizia 2004). La superficie aún no convertida está sometida a diversas presiones de origen antrópico y una escasa porción de ésta se encuentra en áreas protegidas efectivamente implementadas (ej. sin presencia de ganado y sin actividades extractivas). Uno de los núcleos más extensos y mejor conservados de Selva Pedemontana en el noroeste de Argentina es justamente la Sierra de Tartagal (Brown et al., 2009) donde desarrolla sus actividades de exploración y explotación petrolera la empresa Pan American Energy.



Fotos 1. Selva Pedemontana en la Sierra de Tartagal, noroeste de Argentina

En este estudio se evaluó el efecto del ganado vacuno, la distancia de los bosques bajo estudio al poblado más cercano (la localidad de Acambuco, que concentra a la mayoría de los pobladores de la región) y el efecto de la distancia a los pozos petroleros y otra infraestructura asociada a la explotación petrolera y gasífera en la región, en los patrones de diversidad de los mamíferos terrestres medianos y grandes de las Selvas Pedemontanas de Yungas. Para ello realizamos un muestreo con cámaras trampa para registrar la presencia y la frecuencia de las especies de mamíferos típicas de estos bosques. Evaluar el efecto de estas actividades en los mamíferos es especialmente importante porque este grupo está constituido por animales grandes, que como presas son muy buscados por el hombre, son usualmente sensibles a las modificaciones del paisaje inducidas por el hombre, y que tienen importantes efectos directos e indirectos sobre otros grupos

animales y vegetales, así como sobre procesos ecológicos claves como la depredación, la dispersión de semillas y el ramoneo (Roldán y Simonetti 2001; Wright 2003).

3. Desarrollo

3.1. Sitio de Estudio

El sitio de estudio está ubicado en un sector de Selva Pedemontana de Yungas comprendido entre las latitudes 22° 2' 2" y 22° 25' 42" Sur y las longitudes 63° 54' 42" y 64° 1' 6" Oeste. La localidad de Acambuco y la Reserva de Flora y Fauna de Acambuco constituyen el centro de nuestra área de estudio (Mapa 1). Las propiedades privadas que se extienden hacia el sur y norte de esta localidad están bajo explotación petrolera por la empresa Pan American Energy. En estas propiedades no se realizan actividades intensivas o explotación fuera de las actividades hidrocarburíferas propiamente dichas. Los pobladores locales manejan el ganado vacuno y porcino en forma extensiva (el ganado pasta libremente en los bosques y es ocasionalmente arriado a los potreros para su manejo). La gente del lugar practica la caza de fauna silvestre como actividad recreativa o para complementar su dieta con carne de monte.

3.2. Metodología

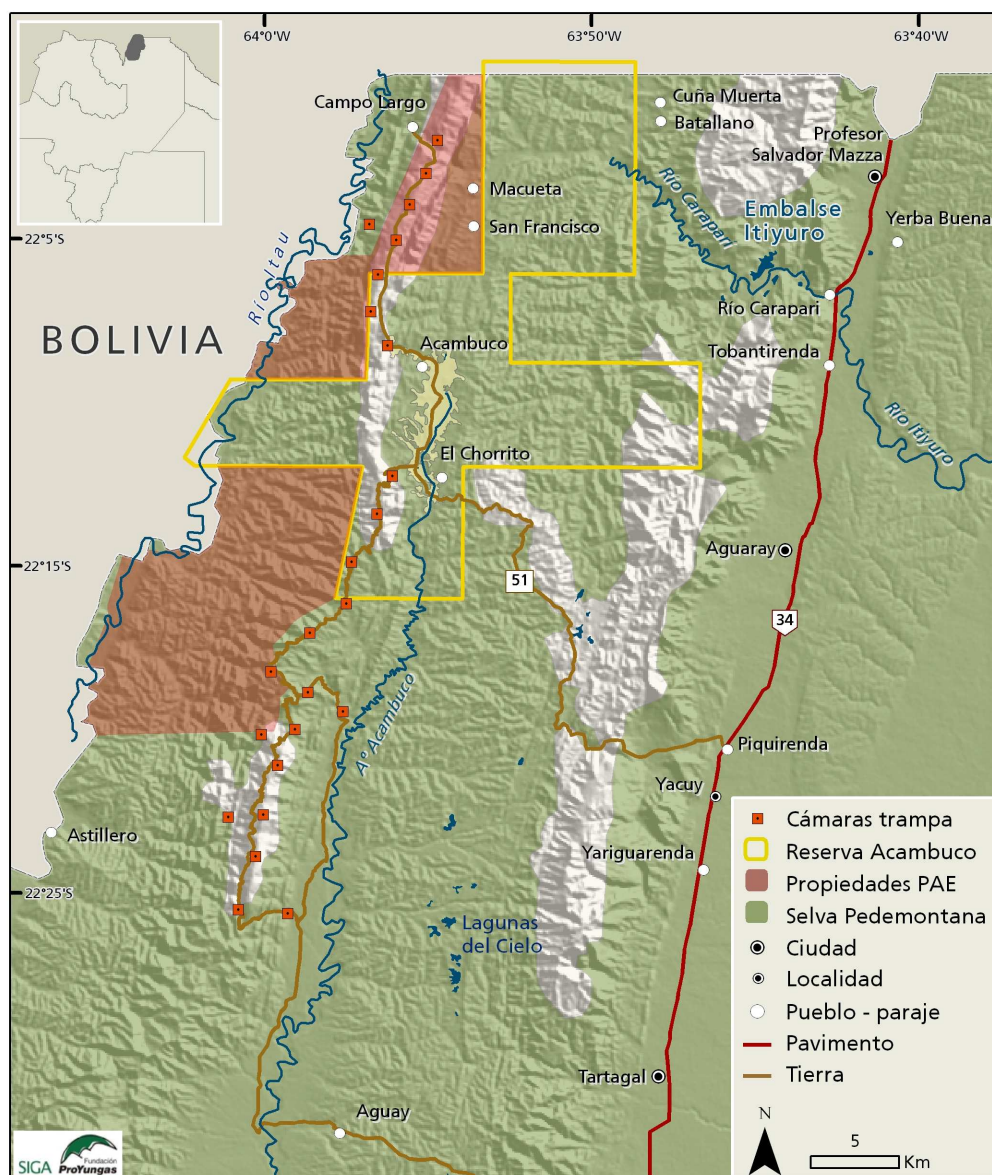
Para describir y comparar el ensamble de mamíferos de la zona de Acambuco y evaluar el efecto de la caza, el ganado vacuno y la actividad petrolera, realizamos un relevamiento con cámaras trampa. Las cámaras trampa, son cámaras fotográficas que se activan con un sensor infrarojo cuando un animal de sangre caliente pasa delante de las mismas. Las cámaras trampa son una herramienta muy utilizada para hacer relevamientos de mamíferos ya que éstos incluyen muchas especies nocturnas, crípticas o que tienen densidades muy bajas y, por ello, son difícilmente observadas en censos visuales por transectas (Moraes Tomas & de Miranda 2003, Silveira et al. 2003, Trolle & Kéry 2005). Los relevamientos con cámaras trampa permiten, desde confirmar la presencia de especies (listas de especies), hasta obtener estimaciones de densidad absoluta de las especies que poseen pelajes manchados (Karanth & Nichols 1998, Di Bitetti et al. 2006). La tasa de registros fotográficos, o la frecuencia de estaciones donde una especie fue fotografiada, pueden utilizarse, con ciertas precauciones, como indicadores de la abundancia relativa de las especies (en comparaciones intraespecíficas, ej. Carbone et al. 2002). Las comparaciones de abundancia relativa entre especies no son válidas con este método, ya que especies distintas pueden tener diferentes probabilidades de ser fotografiadas, debido a diferencias comportamentales o a diferencias en el tamaño corporal de las mismas que afectan su detectabilidad (Tobler et al. 2008). Las especies pequeñas (< 300 g) y las especies arborícolas raramente son fotografiadas. Además, cuando los pequeños roedores son registrados, son difíciles de identificar a nivel específico en las fotografías (y en este estudio los ratones fueron considerados como un solo taxón a nivel de familia - Cricetidae, a pesar de que los registros pueden pertenecer a más de una especie).

El muestreo se llevó a cabo entre el 23 de septiembre y el 18 de noviembre de 2010. En este relevamiento utilizamos cámaras trampa digitales (Moultrie M-40). El diseño del muestreo consistió en 24 estaciones instaladas en áreas de Selva Pedemontana a lo largo de la ruta principal de tierra que partiendo desde la localidad de Acambuco se dirige principalmente en dirección N-S y recorre varios pozos petroleros. Ocho de las estaciones fueron ubicadas en el sector que se encuentra al norte de Acambuco y 16 ubicadas al sur de esta localidad. (Una de las estaciones ubicada en el sector sur fue eliminada de los análisis porque no pudo ser programada y no funcionó el flash, por lo que no obtuvo ningún registro de animales durante el muestreo).

Las estaciones de muestreo se dispusieron en el terreno siguiendo el criterio de mantener una distancia de más de 1,5 km entre estaciones más cercanas, para evitar muestrear los mismos individuos de cada especie y asegurar así que cada estación sea una réplica válida de la situación muestreada (Mapa 1). Cada estación de muestreo consistió en una cámara trampa digital. Las estaciones fueron ubicadas entre 30 y 100 m de distancia de la ruta de tierra principal. Las estaciones estuvieron activas durante 53-55 días, dependiendo de la estación. Las cámaras trampa fueron emplazadas sobre una estaca de madera o en la base de un árbol, a 50 cm de altura aproximadamente del suelo y apuntando hacia un cebo (lata de atún perforada y fijada al suelo con una estaca de acero) ubicado a unos 2,5 m de distancia de la cámara. Las cámaras fueron programadas

para sacar fotografías durante las 24 hs, con una demora de cinco minutos entre disparos sucesivos. Las fotos fueron periódicamente bajadas a una computadora portátil.

El muestreo fue diseñado para evaluar el efecto que tienen tres factores que pueden afectar la diversidad de mamíferos: 1) La presión antrópica (principalmente la caza); en este caso fue medida indirectamente como el efecto de la distancia desde las estaciones hasta la localidad de Acambuco, bajo el supuesto de que el efecto de los pobladores (caza y extracción de productos maderables y no maderables de bosque) disminuye con la distancia hacia esta fuente. 2) La actividad petrolera; para lo cual analizamos el efecto de la distancia desde las estaciones de muestreo hasta el pozo petrolero o infraestructura petrolera más cercana a las mismas, bajo el supuesto de que el efecto de la actividad de explotación petrolera disminuye con la distancia a estas fuentes de disturbio. Durante el estudio la mayor actividad relacionada con la explotación petrolera estuvo concentrada en el sector ubicado al norte de Acambuco. Este sector tuvo un mayor movimiento de vehículos y de gente durante el período de estudio, por lo que también analizamos el efecto de éstos al comparar el efecto sobre la diversidad de mamíferos de los dos sectores de estudio: el ubicado al norte y el ubicado al sur de Acambuco.



Mapa 1. Disposición en el terreno de las estaciones de muestreo en el área de estudio, ubicada en los alrededores de la localidad de Acambuco y de la Reserva de Flora y Fauna Acambuco, provincia de Salta.

3). Finalmente, más allá de los efectos directos del hombre a través de la caza, la presencia de animales domésticos en la zona, principalmente de ganado vacuno, puede afectar al ensamble de mamíferos nativos a través de las relaciones competitivas que establece el ganado con la fauna silvestre. Por ello, medimos el impacto de la ganadería usando como variables independientes la frecuencia de fotos de ganado vacuno registradas en las estaciones fotográficas y la presencia o no de ganado vacuno en las mismas, para evaluar el efecto de estas variables en la riqueza de especies o en la probabilidad de registrar a los ungulados nativos (mamíferos más sensibles a la competencia con el ganado doméstico).

Además de los análisis realizados comparando el efecto de distintas variables dentro del sitio de estudio, comparamos los patrones de diversidad de mamíferos de la zona de Acambuco con el registrado en otro sector de Selva Pedemontana de las Yungas, en la localidad de Ledesma en la provincia de Jujuy. Los muestreos en Ledesma fueron realizados entre 2009 y 2010 por el equipo de investigación de Proyungas y manteniéndose los mismos protocolos en el presente estudio. El área de estudio en Ledesma tiene presencia de pobladores cercanos que practican caza de subsistencia o esparcimiento y algunas actividades extractivas (ej. leña), pero sus bosques no tienen presencia de ganado vacuno ni hay explotación petrolera en la zona.

3.3. Análisis de datos

En este informe la variable respuesta a los distintos tratamientos fue la presencia o ausencia de las especies en las distintas estaciones. Esta es una variable más conservadora que la frecuencia de fotos o la tasa de registros, ya que éstas pueden sufrir gran variación debido a la mayor o menor intensidad de uso del área por uno o unos pocos individuos de alguna especie. Queda para más adelante un análisis más detallado de los datos. Cuantificamos y comparamos la diversidad de mamíferos como la riqueza de especies o número de especies registradas (S), unos de los indicadores de diversidad alfa más confiable, aunque conservador (ver Krebs 1989; Magurran 1988, 2004).

Además de la riqueza de especies como indicador de la diversidad, para comparar la riqueza, equitatividad y composición de especies de los ensambles de mamíferos registrados en cada uno de los tratamientos utilizamos gráficos de rango de abundancia. Éste es un método gráfico muy efectivo para realizar comparaciones entre ensambles o comunidades (Feisinger 2001). Para ello, en cada tratamiento, las especies se ordenan en función de su mayor a menor representación en la muestra (en este caso, en función de la proporción de estaciones donde estuvo presente). El eje X de este gráfico representa el orden de “abundancia” (de mayor a menor) de cada especie en la muestra de cada tratamiento y el eje Y representa el valor relativo de la proporción de estaciones donde la especie estuvo presente. Es importante recalcar que, en nuestro caso, el orden sobre el eje X, indica la representación proporcional de las especies en las estaciones de muestreo, para lo cual cada estación aportó un registro si la especie estuvo presente en la misma. Esto no necesariamente refleja la abundancia relativa real de las especies.

3.4. Resultados

Durante el muestreo obtuvimos 524 fotografías de mamíferos pertenecientes a 20 especies distintas (Tabla 1). Estas incluyeron cinco especies de mamíferos domésticos: la vaca, el cerdo doméstico, el caballo, el burro y el perro. La vaca fue fotografiada en 117 oportunidades y en 14 estaciones distintas, constituyendo la especie de mamífero con mayor número de registros fotográficos. Las especies de mamíferos silvestres más frecuentemente registradas fueron el hurón mayor (*Eira barbara*), registrado en 19 estaciones, el tapetí o conejito (*Sylvilagus brasiliensis*), registrado en 17 estaciones y el zorro de monte (*Cerdocyon thous*), registrado en 14 estaciones de muestreo. Otras especies silvestres fueron registradas en menor proporción de estaciones (≤ 6 estaciones, Tabla 1). Una muestra de algunas de las fotografías obtenidas de estas especies durante el muestreo se presenta a continuación.



Fotos 2. Algunos ejemplos de fotografías tomadas durante el muestreo de trampas cámara en las propiedades de PAE

La probabilidad de obtener registros fotográficos de ganado vacuno no estuvo correlacionada con la distancia a la localidad de Acambuco (regresión logística, $X^2 = 0,383$, $df = 1$, $P = 0,5361$) ni con la distancia al pozo petrolero más cercano (regresión logística, $X^2 = 1,245$, $df = 1$, $P = 0,2646$). La presencia de registros de ganado vacuno fue independiente del sector muestreado (al norte o al sur de Acambuco) dentro del área de estudio ($X^2 = 1,064$, $df = 1$, $P = 0,3023$).

Una regresión múltiple de tipo ANCOVA indica que la riqueza de especies de mamíferos registrada en las estaciones de muestreo no estuvo relacionada ni a la distancia a Acambuco, ni a la distancia a los pozos, ni a la presencia de ganado vacuno ($r^2 = 0,006$, efecto de la distancia a Acambuco: $F_{1,19} = 0,002$, $P = 0,989$; efecto de la distancia al pozo petrolero más cercano: $F_{1,19} = 0,093$, $P = 0,763$; efecto de la presencia de ganado vacuno: $F_{1,19} = 0,045$, $P = 0,834$). La riqueza de especies tampoco fue mayor en el sector del área de estudio ubicado al sur de la localidad de Acambuco ($F_{1,21} = 2,332$, $P = 0,142$).

La probabilidad de registrar alguna especie de ungulado nativo (corzuela, pecarí o tapir) en una estación de muestreo también fue independiente de la presencia de registros de ganado vacuno en esa estación ($X^2 = 0,627$ $df = 1$, $P = 0,4285$). Tampoco aumentó la probabilidad de registrar algún ungulado silvestre con la

distancia a la localidad de Acambuco (regresión logística; $X^2 = 0,1541$ df = 1, P = 0,6946), pero mostró una tendencia a aumentar con la distancia al pozo petrolero más cercano (regresión logística; $X^2 = 3,2399$ df = 1, P = 0,0719, test de dos colas).

Tabla 1. Especies de mamíferos registradas durante el muestreo con cámaras trampa (N=23 estaciones de muestreo) en un sector de Selva Pedemontana de Acambuco, provincia de Salta. La anteúltima columna indica si la especie es nativa del lugar o es una especie doméstica. Las últimas dos columnas indican el número de estaciones donde fue registrada y el número de registros fotográficos de cada especie, respectivamente.

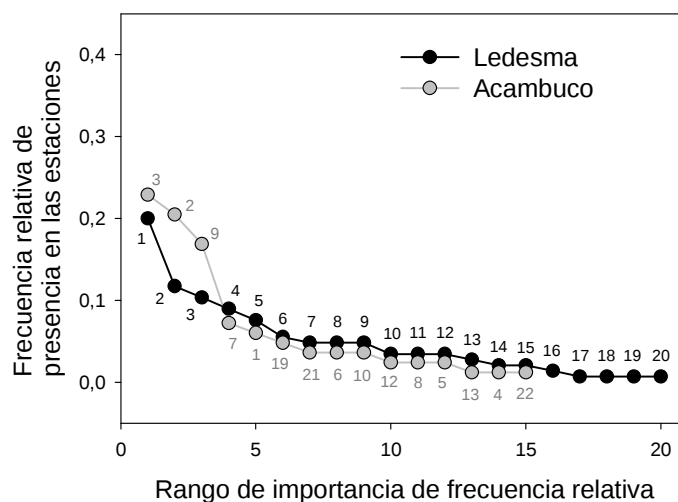
Orden	Familia	Especie	Nombre común	Nativa	N estaciones	N fotos
Didelphimorphia	Didelphidae	<i>Thylamys sp.</i>	Comadreja	Nativa	1	1
Cingulata	Dasypodidae	<i>Euphractus sexcinctus</i>	Gualacate	Nativa	1	3
Lagomorpha	Leporidae	<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	Tapetí	Nativa	17	92
Perissodactyla	Tapiridae	<i>Tapirus terrestris</i>	Tapir	Nativa	2	2
	Equidae	<i>Equus caballus</i>	Caballo	Domest.	3	4
		<i>Equus asinus</i>	Burro	Domest.	2	5
Artiodactyla	Cervidae	<i>Mazama gouazoubira</i>	Corzuela parda	Nativa	6	23
	Bovidae	<i>Bos taurus</i>	Vaca	Domest.	14	117
	Suidae	<i>Sus scrofa</i>	Cerdo	Domest.	2	26
	Tayassuidae	<i>Pecari tajacu</i>	Pecarí de collar	Nativa	3	8
Rodentia	Dasyproctidae	<i>Dasyprocta punctata</i>	Agutí rojizo	Nativa	5	23
	Muridae	<i>Sp no identificada</i>	Ratón	Nativa	2	2
Carnivora	Felidae	<i>Puma concolor</i>	Puma	Nativa	1	1
		<i>Leopardus pardalis</i>	Ocelote	Nativa	4	7
		<i>Leopardus wiedii</i>	Margay	Nativa	3	5
		<i>Puma yagouaroundi</i>	Yagurundi	Nativa	3	4
	Canidae	<i>Cerdocyon thous</i>	Zorro de monte	Nativa	14	113
		<i>Canis lupus</i>	Perro doméstico	Domest.	3	9
	Mustelidae	<i>Eira barbara</i>	Hurón mayor	Nativa	19	75
	Procyonidae	<i>Nasua nasua</i>	Coatí	Nativa	2	3

La riqueza media de especies nativas registrada por estación fue menor en Acambuco ($3,61 \pm 0,34$ especies por estación) que la registrada en las estaciones de Selva Pedemontana durante el primer muestreo realizado en Ledesma (N = 30 estaciones, solo las de bosque, $4,83 \pm 0,30$ especies por estación; ANOVA, $F_{1,51} = 7,45$, P = 0,0087). Sin embargo, al comparar la riqueza media de especie por estación del muestreo de Acambuco con la observada durante el segundo muestreo realizado en Ledesma (N=41) no hubo diferencias significativas entre ambos sitios (ANOVA, $F_{1,51} = 0,03$, P = 0,86).

Al comparar el ensamble de mamíferos nativos de la zona de Acambuco con la zona de Ledesma, cercana al Parque Nacional Calilegua, vemos que en términos generales ambos ensambles fueron similares en su composición de especies nativas (Fig. 1). Sin embargo, hay que recalcar algunas diferencias importantes. Primero, en Ledesma casi no se registraron mamíferos domésticos, con la excepción de unos pocos registros de perros domésticos y un solo registro de ganado vacuno (en un corredor ripario que surcaba plantaciones de caña de azúcar, pero no en áreas de bosque continuo). Segundo, el ensamble de mamíferos de Acambuco es menos equitativo (y por ello menos diverso), con una clara dominancia de tres especies: el hurón mayor, el

tapetí y el zorro de monte (Fig. 1). Tercero, la diferencia más notable entre los ensambles de mamíferos nativos de ambos bosques fue la escasa presencia del agutí rojizo (*Dasyprocta punctata*) y del gualacate (*Euphractus sexcinctus*) en los bosques de Acambuco (Fig. 1). La primera de estas especies fue la especie dominante en los tres muestreos que realizamos previamente en la zona de Ledesma y el gualacate fue una especie muy abundante también.

Figura 1. Gráfico de rango de abundancia de los ensambles de mamíferos de los bosques pedemontanos de Ledesma (línea negra), provincia de Jujuy (primer muestreo) y de Acambuco, provincia de Salta (línea gris). Las especies fueron ordenadas según la frecuencia relativa de estaciones donde estuvo presente cada una. Los números corresponden a las siguientes especies: 1) agutí rojizo, 2) tapetí, 3) hurón mayor, 4) gualacate, 5) coatí, 6) pecarí, 7) corzuela, 8) ratón (especie no identificada), 9) zorro de monte, 10) margay, 11) mayuato, 12) tapir, 13) puma, 14) mulita (*Dasypus* sp.), 15) oso melero (*Tamandua tetradactyla*), 16) comadreja overa (*Didelphis albiventris*), 17) Comadreja colorada (*Lutreolina crassicaudata*), 18) gato montés (*Leopardus geoffroyi*), 19) ocelote, 20) tirica (*Leopardus tigrinus*), 21) yaguarundi, 22) pequeño didélfido (posiblemente del género *Thylamys*).



4. Conclusiones

Las Yungas contienen uno de los ensambles de mamíferos más ricos y diversos de la Argentina. En la Selva Pedemontana que ocurre dentro y en la inmediaciones de la localidad de Acambuco y la Reserva de Flora y Fauna de Acambuco y que se encuentran bajo explotación petrolera se registraron 15 especies de mamíferos nativos de la región. Esta riqueza es menor a la registrada en propiedad de Ledesma, con 29 especies a lo largo de tres muestreos realizados entre 2009 y 2010. Sin embargo, hay que tener en cuenta que en Ledesma el esfuerzo de muestreo ha sido mayor (tres muestreos, cada uno con una intensidad similar a la del muestreo realizado en Acambuco) y que algunas de la especies registradas en esta zona lo fueron casi exclusivamente en áreas de plantaciones de caña de azúcar o cítricos y no son típicas de la Selva Pedemontana sino de zonas abiertas, como es al caso del zorro pampa, el cuis o el gato montés.

En términos generales el ensamble de mamíferos de la Selva Pedemontana de la zona de Acambuco es similar al registrado en Ledesma. Casi todas las especies registradas durante este muestreo fueron registradas anteriormente en los bosques de Ledesma. Solo una especie, un pequeño didélfido, probablemente del género *Thylamys*, que por su pequeño tamaño es difícil de registrar con trampas cámaras, no había sido registrada en los muestreos de Ledesma. En la comparación con los bosques de Ledesma también llama la atención la poca frecuencia de registros del agutí y del gualacate, dos especies muy abundantes en la zona de Ledesma.

Al comparar la riqueza media de especies por estación entre el muestreo realizado en Acambuco y los dos primeros muestreos realizados en la Selva Pendemontana de Ledesma (el tercer muestreo de Ledesma fue mayormente realizado en corredores riparios y plantaciones) la riqueza fue mayor en la segunda área (primer muestreo) o no se encontraron diferencias entre las áreas (segundo muestreo). Es importante hacer notar que en estas comparaciones las estaciones estuvieron activas durante más tiempo en Acambuco (53-55 días) que en Ledesma (29-30 días durante el primer muestreo; 37-39 días durante el segundo muestreo), por lo que solamente por la acumulación de especies que ocurre con el tiempo (y que empieza a nivelarse luego de los 45 días de muestreo, M. Di Bitetti datos no publicados) se hubiera esperado registrar más especies en Acambuco que en Ledesma. Sin embargo, observamos el patrón contrario, lo cual sugiere que la riqueza media de especies que se puede registrar por estación, es por lo general menor en Acambuco.

Al analizar el efecto de la presencia de ganado vacuno, de la presión antrópica y de los pozos petroleros en la riqueza de especies de mamíferos, no encontramos ningún efecto aparente de estos factores. La ausencia de un efecto de los pozos petroleros no es sorprendente, ya que no se esperaba encontrar un efecto directo de los mismos en la diversidad de mamíferos. Eso es debido a diversas razones. Primero, existe un control estricto de las actividades que realizan los operarios de la empresa Pan American Energy, estando prohibida la portación de armas de fuego por los mismos en el área de estudio. La ausencia de diferencias entre el sector norte (con mucha actividad de operaciones en terreno durante el muestreo) y el sector sur tampoco reveló un patrón que sugiera un efecto negativo de la explotación petrolera en la diversidad de mamíferos.

La ausencia de un efecto del ganado vacuno si es sorprendente, pero es probable que el efecto del mismo no haya sido adecuadamente evaluado con este muestreo. Por un lado, porque el ganado vacuno probablemente estuvo presente en toda el área de estudio. Las diferencias en la frecuencia de registros fotográficos de ganado vacuno entre estaciones reflejan la actividad local de los individuos.

La ausencia de un efecto de la presión antrópica en la riqueza de especies de mamíferos también contradice el patrón esperado: un aumento de la misma con la distancia de las estaciones de muestreo a la localidad de Acambuco. Sin embargo, es probable que una medida más directa de la presión de caza en el área de estudio genere otro patrón. El tapir, una especie muy sensible a la caza (pero probablemente también a la competencia con el ganado vacuno) fue registrada en una menor proporción en las estaciones de Acambuco (menos del 10% de las estaciones de muestreo), que en Ledesma (en ambos muestreos fue registrada en el 17% y el 22%, respectivamente). El yagareté, constituye otra especie muy sensible a la caza. Si bien este felino está presente en la zona de estudio, no fue registrado fotográficamente durante el muestreo (ni tampoco en Ledesma, aunque ambos muestreos no fueron diseñados para optimizar la probabilidad de registros de grandes felinos).

La zona de Acambuco, tiene bosques continuos en buen estado de conservación general. Los patrones de diversidad de mamíferos observados durante este estudio no difieren marcadamente de otras zonas de Selva Pedemontana de Yungas, también bien conservadas. Futuros estudios deberían evaluar más directamente el efecto de la caza y de la presencia de ganado vacuno en los patrones de diversidad, como así también evaluar la situación de la fauna en áreas del entorno de la actividad hidrocarburífera pero más alejada de las actividades cotidianas. Por el manejo actual y el control de acceso que se realiza en las propiedades de Pan American Energy, las mismas podrían funcionar como verdaderas reservas estrictas, albergando una muestra completa de la biodiversidad regional de la Selva Pedemontana.

5. Bibliografía

- Bodmer, R. E., J. F. Eisenberg & K. H. Redford. 1997. Hunting and the likelihood of extinction of Amazonian mammals. *Conservation Biology* 11: 460-466.
- Brown, A. D. y Malizia, L. R. 2004. Las Selvas Pedemontanas de las Yungas. *Ciencia Hoy* vol. No 83: 52-63.
- Brown, A. D., P. G. Blendinger, T. Lomáscolo y P. García Bes. 2009. Selva Pedemontana de las Yungas: historia natural, ecología y manejo de un ecosistema en peligro. Ediciones del Subtrópico, 487 pp.
- Carbone, C., Christie, S., Conforti, K., Coulson, T., Franklin, N., Ginsberg, J. R., Griffiths, M., Holden, J., Kawanishi, K., Kinnaird, M., Laidlaw, R., Lynam, A., MacDonald, D. W., Martyr, D., McDougal, C., Nath, L., O'Brien, T., Seidensticker, J., Smith, D. J. L., Sunquist, M., Tilson, R., Wan

- Shahrudin, W. N., 2001. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals. *Animal Conservation* 4, 75-79.
- Castellón TD y Sieving KE. 2006. An experimental test of matrix permeability and corridor use by an endemic understory bird. *Conservation Biology* 20:135-145.
- Crooks, KR y Sanjayan M 2006. *Connectivity Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 712 pp.
- Cockle KL, Martin K y Drever MC. 2010. Supply of tree-holes limits nest density of cavity-nesting birds in primary and logged subtropical Atlantic forest. *Biological Conservation* 143 (2010) 2851-2857.
- Cullen, L. Jr., R. E. Bodmer, and C. Valladares-Pádua. 2000. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic Forests, Brazil. *Biological Conservation* 95: 49-56.
- Di Bitetti, M. S., Albanesi, S., Foguet, M. J., Griet An Erica Cuyckens, G. A. E. Y Brown. A. En revisión. The Yungas Biosphere Reserve of Argentina: a hot spot of South American wild cats. *Cat News*.
- Di Bitetti, M.S., De Angelo, C., Paviolo, A., Di Blanco, Y. 2008a. Local and continental correlates of the abundance of a neotropical cat, the ocelot (*Leopardus pardalis*). *Journal of Tropical Ecology* 24(2): 189-200.
- Di Bitetti, M. S., De Angelo, C. D., Di Blanco, Y. E., Paviolo, A. 2010. Niche partitioning and species coexistence in a Neotropical felid assemblage. *Acta Oecologica* 36: 403-412.
- Di Bitetti, M. S. & Di Blanco, Y. E. 2007. Efecto del ganado y otros efectos antrópicos en la diversidad de mamíferos de la Reserva Natural del Iberá, Corrientes. Informe técnico a The Conservation Land Trust. 19 pp.
- Di Bitetti, M. S., Paviolo A. y De Angelo, C. 2006. Density, habitat use and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina. *Journal of Zoology, London*. 270: 153-163.
- Di Bitetti, M. S., Paviolo, A., Ferrari, C. A., De Angelo, C. & Di Blanco, Y. 2008b. Differential responses to hunting in two sympatric species of brocket deer (*Mazama americana* and *M. nana*). *Biotropica* 40(5): 636-645.
- Feisinger, P. 2001. *Designing Field Studies for Biodiversity Conservation*. Island Press.
- Finer M., Jenkins C. N., Pimm S. L., Keane B., Ross C. 2008. Oil and Gas Projects in the Western Amazon: Threats to Wilderness, Biodiversity, and Indigenous Peoples. *PLoS ONE* 3(8): e2932. doi:10.1371/journal.pone.0002932.
- Fischer J., Lindenmayer DB y Manning AD. 2006. Biodiversity, ecosystem function, and resilience: ten guiding principles for commodity production landscapes. *Front Ecol Environ* 4: 80-86.
- Gotelli N. J. & Entsminger G. L. 2001. EcoSim: Null models software for ecology. Version 7.0. Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear. <http://homepages.together.net/~gentsmin/ecosim.htm>.
- Hobbs, R.J., Floyd, R., Cunningham, S., Catling, P. y Ive, J. 2002. Hardwood plantations: quantifying conservation and environmental service benefits. Report to the Joint Venture Agroforestry Program, Project CSW-32A. Rural Industries Research and Development Corporation, Canberra.
- Janzen, D.H. (1983) No park is an island: increase in interference from outside as park size decreases. *Oikos*, 41, 402-410.
- Karanth, K. U. y Nichols, J. D. 1998. Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology* 79, 2852-2862.
- Krebs, C. J. 1989. *Ecological Methodology*. Harper Collins, New York, EE. UU.
- Kupfer JA, Malanson GP y Franklin SB. 2006. Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. *Global Ecology and Biogeography* 15: 8-20.
- Ledesma SAAI. 2008. Monitoreo Ambiental y preservación de la biodiversidad: un desafío de largo plazo. Consejo Empresarial Argentino para el Desarrollo Sustentable.
- Lees AC y Peres CA. 2008. Conservation value of remnant riparian forest corridors of varying quality for Amazonian birds and mammals. *Conservation Biology* 22: 439-449.
- Lindenmayer DB, Hobbs RJ 2004. Fauna conservation in Australian plantation forests—a review. *Biol Conserv* 119:151-168.
- Lindenmayer DB, Hobbs RJ y Salt D. 2003, Plantation forests and biodiversity conservation. *Australian Forestry* Vol 66, No. 1 pp. 62-66.
- MacArthur, R.H. & Wilson, E.O. (1967) *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton.

- MacKenzie D.I., Nichols J.D., Royle J.A., Pollock K.H., Hines J.E., Bailey L.L., 2006. Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence, Elsevier, San Diego, USA.
- Magurran, A. E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton, New Jersey: Princeton University Press.
- Magurran, A. E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing. Oxford. U. K.
- Moilanen, A y Hanski, I. 2006. Connectivity and metapopulation dynamics in highly fragmented landscapes. In: Connectivity Conservation. KR Crooks y M. Sanjayan (Eds.). Cambridge University Press.
- Moraes Tomas, W. y de Miranda, G. H. B., 2003. Uso de armadilhas fotográficas em levantamentos populacionais. En: Cullen, L. Jr., Rudran, R., Valladares-Padua, C. (Eds.), *Métodos de Estudos em Biologia da Conservação & Manejo da Vida Silvestre*. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná, Brazil, pp. 243-267.
- Paviolo, A., De Angelo, C. D., Di Blanco, Y. E., Di Bitetti, M. S. 2008. Jaguar *Panthera onca* population decline in the Upper Paraná Atlantic Forest of Argentina and Brazil. *Oryx* 42(4): 554-561.
- Paviolo, A., De Angelo, C., Di Blanco, Y., Agostini, I., Pizzio, E., Melzew, R., Ferrari, C., Palacio, L., Di Bitetti, M. S. 2009a. Efecto de la caza y el nivel de protección en la abundancia de los grandes mamíferos del Bosque Atlántico de Misiones. En: *Contribuciones para la Conservación y Manejo en el Parque Nacional Iguazú*. Carpinetti, B. y Garcíarena, M. (Eds.). Administración de Parques Nacionales. Pp. 237-254.
- Peres, C. A. 2000. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. *Conservation Biology* 14: 240-253.
- Peres, C. A., and P. M. Dolman. 2000. Density compensation in neotropical primate communities: evidence from 56 hunted and nonhunted Amazonian forests of varying productivity. *Oecologia* 122: 175-189.
- Redford, K.H. 1992. The empty-forest syndrome. *BioScience*: 42: 412-422.
- Roldán, A. I., and J. A. Simonetti. 2001. Plant-mammal interactions in tropical Bolivian forests with different hunting pressures. *Conservation Biology* 15: 617-623.
- Silveira, L., Jácomo, A. T. A. y Diniz-Filho, J. A. F. 2003. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation* 114: 351-355.
- Terborgh, J. et al. 2001. Ecological meltdown in predator free forest fragments. *Science* 294: 1923-1926.
- Tobler, M. W., Carrillo-Percegué, S. E., Leite Pitman, R., Mares, R. y Powell, G. 2008. An evaluation of camera traps for inventorying large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation* 11:169-178.
- Trolle, M. y M. Kéry. 2005. Camera-trap study of ocelot and other secretive mammals in the northern Pantanal. *Mammalia* 69: 3-4.
- Wright, S. J. 2003. The myriad consequences of hunting for vertebrates and plants in tropical forests. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 6: 73-86.
- Wright, S. J. & Duber, H. C. 2001. Poachers and forest fragmentation alter seed dispersal, seed survival, and seedling recruitment in the palm *Attalea butyraceae*, with implications for tropical tree diversity. *Biotropica* 33: 583-595.