



MAMÍFEROS DE MEDIANO Y GRAN PORTE EN CORREDORES BOSCOSOS DEL PEDEMONTE DE YUNGAS DEL NOROESTE ARGENTINO

Sebastián A. Albanesi¹, Paola Alberti², J. Pablo Jayat³, Alejandro D. Brown¹

¹Fundación ProYungas (FPY), Yerba Buena, Tucumán, Argentina.

[Correspondencia: Sebastián A. Albanesi <sebastianalbanesi@gmail.com>]

²Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo-UNT, San Miguel de Tucumán, Tucumán, Argentina.

³Unidad Ejecutora Lillo (CONICET - Fundación Miguel Lillo), San Miguel de Tucumán, Tucumán, Argentina.

RESUMEN. La transformación del ambiente natural constituye la principal amenaza para la conservación de muchas de las especies de mamíferos. La agricultura ha reducido la conectividad del pedemonte de Yungas con el Chaco, limitándola a corredores de hábitats naturales modificados que atraviesan una matriz de zonas transformadas. Mediante relevamientos con cámaras trampa, identificamos las especies medianas y grandes de mamíferos que utilizan corredores boscosos en dos sectores latitudinales del pedemonte de Yungas de Argentina. Estudiamos la diversidad de especies, la influencia de la distancia a través del corredor hasta el bosque continuo sobre la riqueza, cuantificamos similitudes en la composición y estructura de las comunidades entre ambas situaciones ambientales y evaluamos si los corredores constituyen zonas de paso o si los mamíferos establecen sus áreas de acción en los mismos. Registramos 22 especies en los corredores. Sólo seis taxones registrados en bosque continuo no fueron documentados en los corredores, y tres fueron fotografiados sólo en corredores. Para ambos sectores latitudinales, la equitatividad fue levemente mayor en corredores (aunque las diferencias fueron significativas solo en el sector norte), mientras que la riqueza de especies mostró tendencias opuestas entre sectores latitudinales, siendo mayor en el bosque del sector norte pero menor en el bosque del sector sur (aunque las diferencias no fueron significativas en ningún caso). No encontramos una influencia de la distancia al bosque continuo sobre la riqueza de mamíferos, ni diferencias importantes en la composición y estructura de las comunidades de ambas situaciones ambientales. En el norte, *Dasyprocta punctata* fue más frecuente en bosques continuos, mientras que *Mazama gouazoubira* y *Leopardus pardalis* prefirieron los corredores. En el sur, *Leopardus pardalis* y *Pecari tajacu* fueron más frecuentes en bosque continuo, mientras que *Didelphis albiventris* y las especies omnívoras utilizaron más los corredores. No encontramos diferencias significativas entre especies generalistas y especialistas en el uso de estos hábitats. Nuestro trabajo constituye la primera aproximación a esta temática en la región de las Yungas, aportando información relevante para el establecimiento de políticas de conservación.

ABSTRACT. Mammals of medium and large size in forested corridors of the yungas' piedmont of northwestern Argentina. The transformation of the natural environment constitutes the main threat for the conservation of many mammal species. Agriculture has reduced the contact area of the Yungas piedmont forests with the Chaco region to corridors of modified natural habitats which cross the matrix of transformed areas. With camera traps surveys, we identified medium and large sized mammal species that use forested corridors in two latitudinal sectors of the Yungas piedmont forests in Argentina. We studied species diversity, the influence of the distance along the corridor to the continuous forest on species richness and we evaluated whether the corridors are areas with established populations of

these mammals. We recorded 22 species in the corridors. Only six species registered in the continuous forest were not recorded in the corridors, and three were only photographed in the corridors. For both latitudinal sectors, equitability was slightly higher in corridors (although differences only were significant in the northern sector) while species richness was different between latitudinal sectors, higher in the forest of the Northern sector, but lower in the forest of the southern sector (although the differences were not significant in any case). We did not find any influence of the distance to the continuous forest on the richness of mammal species nor important differences in the composition and structure of the communities of both environmental situations. In the northern portion, *Dasyprocta punctata* was more frequently recorded in the continuous forest, whereas *Mazama gouazoubira* and *Leopardus pardalis* were more frequently recorded in the corridors. In the southern one, *Leopardus pardalis* and *Pecari tajacu* were more frequently recorded in the continuous forest, while *Didelphis albiventris* and the omnivore species more in the corridors. We did not find significant differences in the use of these habitats between the generalist and specialist species. This is the first study on this topic in the Yungas of Argentina, providing relevant information for the establishment of conservation policies.

Palabras clave: biodiversidad, bosques subtropicales, cámaras trampa, conectividad, conservación.

Key words: biodiversity, camera traps, connectivity, conservation, subtropical forest.

INTRODUCCIÓN

Los cambios en el uso del suelo que incrementan la fragmentación e implican pérdida de hábitats naturales han sido mencionados como procesos clave en el contexto de la conservación de la biodiversidad, ya que ponen en riesgo a las poblaciones de numerosas especies silvestres de plantas y animales (Andrén 1994; Pimm & Raven 2000; Foley et al. 2005; Dirzo et al. 2014). Estos procesos imponen restricciones a los movimientos naturales de las especies, conduciendo en algunos casos a disminuciones en sus rangos de distribución y densidades poblacionales (Msuha et al. 2012), situaciones estrechamente vinculadas con aumentos en las probabilidades de extinción (Purvis et al. 2000; Cardillo et al. 2008).

En Argentina, las selvas pedemontanas constituyen el piso altitudinal de Yungas que históricamente ha experimentado mayor presión antrópica y en la actualidad su cercanía a centros poblados ha potenciado su degradación y transformación. Debido a esto, la Selva Pedemontana hoy constituye el ambiente más amenazado de las Yungas y uno de los sistemas forestales más comprometidos a nivel nacional (Brown 2009). En las últimas décadas, el desarrollo de la agricultura ha transformado más del 50 % de la superficie original de la Selva Pedemontana. Este proceso ha disminuido la conectividad entre las ecorregiones de las Yungas y el Chaco semiárido (Pacheco & Cristobal 2009), reduciendo su área de contacto a solo el 16 % de la original a princi-

pios del siglo pasado (Pacheco & Brown 2005). Las zonas de continuidad entre ambas ecorregiones se encuentran reducidas en la actualidad a corredores constituidos por franjas de hábitats naturales que conectan parches de bosque. Estos corredores, con distinto grado de modificación y de características geográficas variables, atraviesan una matriz dominada por zonas transformadas a cultivos y generalmente están asociados a zonas ribereñas, constituyendo así elementos naturales del paisaje que guían el movimiento de las especies de animales (Noss 1991).

La influencia negativa de la fragmentación y pérdida de hábitat sobre las poblaciones de mamíferos ha sido bien documentada para distintos grupos taxonómicos y áreas geográficas (ej., Purvis et al. 2000; Thornton et al. 2011; Buchmann et al. 2013; Johnstone et al. 2014; Ramesh & Downs 2015) por lo que el mantenimiento de la conectividad podría ser una herramienta importante para la conservación de muchas de las especies de este grupo (Bennett 1999; Crooks et al. 2011). La importancia de estos corredores puede ser mayor para aquellas especies de mamíferos de tamaños corporales medianos y grandes, cuyas historias de vida implican la necesidad de áreas más grandes para el mantenimiento de poblaciones viables (Daily et al. 2003; Garmendia et al. 2013); más aún en el contexto de posibles escenarios de cambio climático global.

A pesar de la reconocida importancia de las áreas de conectividad entre las Yungas y el Chaco del noroeste argentino (NOA) para el man-

tenimiento de la biodiversidad a nivel regional (Pacheco & Brown 2005), existe una notable ausencia de estudios que documenten las especies de mamíferos presentes en estos agroecosistemas y que describan cuantitativamente el uso que estas especies silvestres hacen de los mismos. Carecemos por lo tanto de información elemental para la evaluación de su utilidad y viabilidad al largo plazo, lo que dificulta a su vez la toma de decisiones sobre las pautas de manejo para los mismos (tipos de corredores más apropiados, grado de complejidad de la estructura de la vegetación, anchos mínimos, etc.).

Estudios recientes han evaluado los patrones de ocupación de corredores de bosques en ambientes de Chaco por parte de los mamíferos medianos y grandes (Núñez-Regueiro et al. 2015) y de vertebrados en general (Areskoug 2001), documentando patrones de uso muy diferentes. Sin embargo, estos estudios fueron diseñados a una escala local, en la región chaqueña, y no involucraron corredores regionales entre esta última y las Yungas.

En este trabajo estudiamos la fauna de mamíferos medianos y grandes que utilizan corredores boscosos de Yungas en dos sectores latitudinales del pedemonte del noroeste argentino. Los objetivos específicos incluyeron: 1- identificar las especies que utilizan los corredores (y qué proporción representan de la fauna presente en los bosques continuos), 2- cuantificar la influencia de la distancia a los bosques continuos sobre la presencia de estas especies, y 3- evaluar si los corredores son sólo zonas de paso o si también constituyen zonas de establecimiento para las mismas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La Selva Pedemontana ocupa el pedemonte y serranías de escasa altitud (entre 400 y 700 msnm) en la vertiente húmeda de los cordones montañosos más orientales del NOA. En ella se reconocen dos unidades ambientales principales: la Selva de Palo Blanco (*Calycophyllum multiflorum*) y Palo Amarillo (*Phyllostylon rhamnoides*) en las áreas más septentrionales (provincias de Salta y Jujuy), y la Selva de Tipa (*Tipuana tipu*) y Pacará (*Enterolobium contortisiliquum*) en los sectores más meridionales (provincia de Tucumán, principalmente). La segunda comunidad vegetal ha sido casi completamente transformada en áreas de agricultura intensiva, en tanto que en la primera persisten importantes superficies, en la región conocida como Alta Cuenca del Río Bermejo (ACRB) (Brown et al. 2009).

Los relevamientos se realizaron en cinco sitios distri-

buidos en estos dos sectores latitudinales (Fig. 1). En el sector norte relevamos ambientes de bosque continuo y corredores en el Área Protegida Privada Sauzalito y en el pedemonte de Libertador General San Martín, dentro de las propiedades de la empresa Ledesma SAAI. En el sur estudiamos bosques y corredores en las fincas Caspinchango, Luz María y Taficillo, propiedades de la empresa Citrícola San Miguel SA.

El Área Protegida Privada Sauzalito (APP Sauzalito) se ubica 30 km al norte de Libertador General San Martín y constituye uno de los corredores Yungas-Chaco más importantes en el NOA por sus dimensiones (9 km de largo y 4 km de ancho) y ubicación geográfica (23° 40' 47.7"S, 64° 31' 52.3"W); sin embargo, florísticamente representa un bosque secundario altamente intervenido (incendios, extracción de madera, etc.), presentando una baja riqueza de especies forestales (Brown et al. 2007).

Los corredores de Libertador General San Martín (23° 49' 30.38"S, 64° 39' 58.6"W) se caracterizan por estar ubicados dentro de una matriz dominada por cultivos de caña de azúcar, y por unir sectores bien conservados del pedemonte del Parque Nacional Calilegua, con ambientes chaqueños pertenecientes a las Serranías de Santa Bárbara. En esta zona, los corredores están principalmente asociados a los ríos más importantes, siendo apreciablemente más largos y menos anchos que el caso anterior (21.5 km de largo y 1.08 km de ancho en promedio).

En el sector sur (26° 57' 45.0"S, 65° 26' 55.6"W), los corredores están principalmente inmersos en una matriz de plantaciones de citrus y estrictamente no constituyen corredores Yungas-Chaco, ya que la matriz de cultivos ha interrumpido toda conectividad. En este sentido, constituyen cortinas o franjas de bosques pedemontanos de Yungas que se extienden de noroeste a sureste (8.5 km de largo y 0.27 km de ancho en promedio) y desaparecen sin contactar áreas naturales de Chaco (Fig. 1).

Registro de especies y diseño de muestreo

Las especies de mamíferos de mediano y gran porte que utilizan los corredores boscosos de Yungas fueron registradas mediante cámaras trampa marca Bushnell modelo Trophy Cam HD y Moultrie modelo M40. Estas cámaras utilizan un sensor como mecanismo de detección de movimiento y pueden registrar movimientos tanto de día como de noche. Las cámaras trampa fueron colocadas sobre la base de un tronco a una altura aproximada de 50 cm respecto del suelo y a una distancia de entre 2 y 3 m de un cebo, consistente en una lata de conserva de atún perforada. Para evitar tomar un número excesivo de fotografías de un mismo individuo en un evento, las cámaras fueron programadas para tomar 1 (en el caso de las Moultrie M40) y 3 (a intervalos de 0.2 segundos, en el caso de las Bushnell Trophy Cam HD) fotografías, con un tiempo de retardo de 5 minutos hasta el siguiente evento de disparos. Adicionalmente, para no sobreestimar los registros de una misma especie (y tomarlos como eventos independientes) consideramos solo uno de los registros producidos en una misma fecha, para una misma trampa, y dentro de un intervalo menor a 12

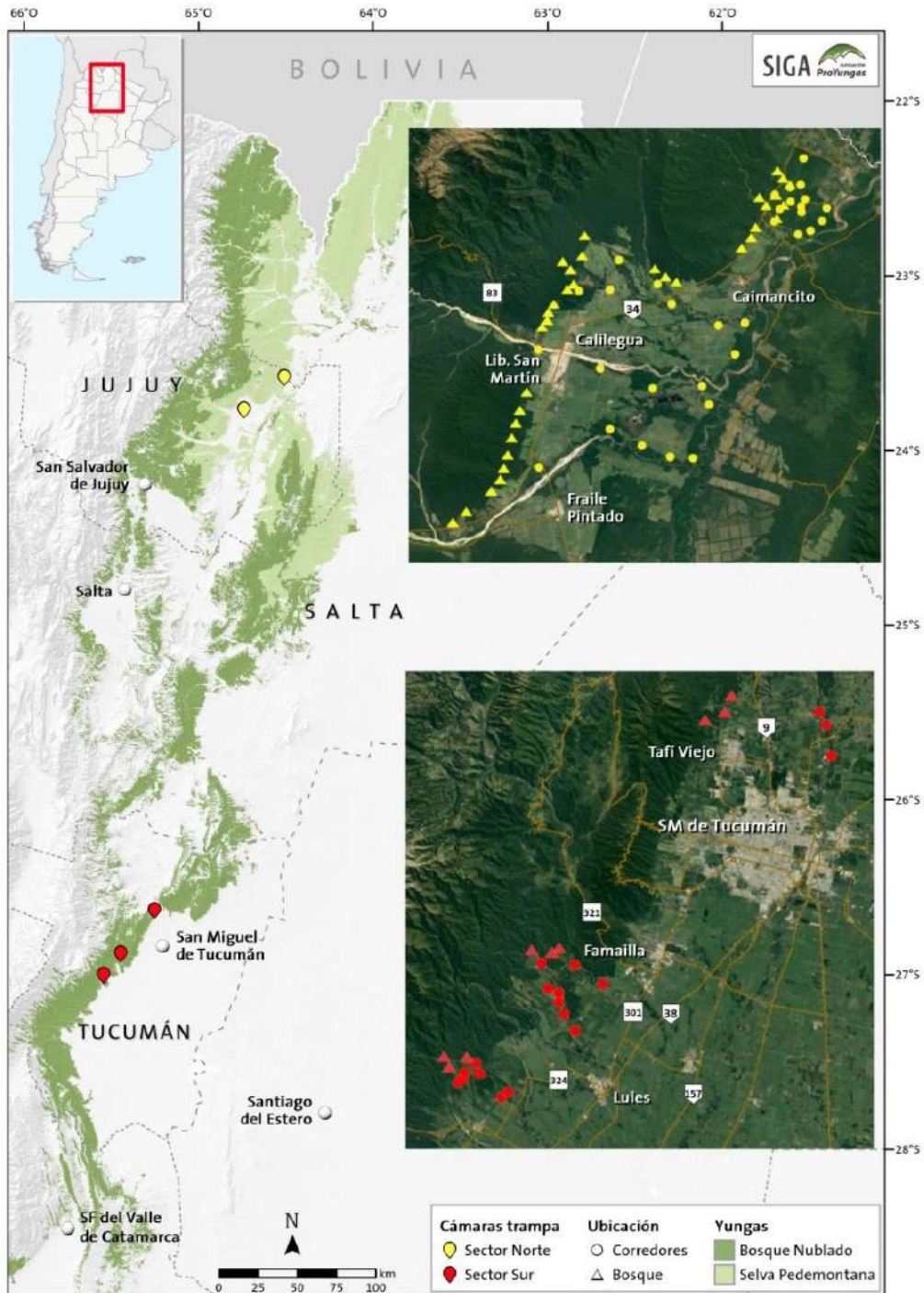


Fig. 1. Ubicación de las cámaras trampa en bosques continuos y corredores de los dos sectores latitudinales de pedemonte de Yungas de Argentina estudiados.

Tabla 1

Esfuerzo de muestreo de las cámaras trampa en bosque continuo (BC) y corredores (C) de ambos sectores latitudinales del pedemonte de Yungas del NOA. N° y TC: Número y tipo de cámara.

SECTOR	FECHAS	N° y TC	ESFUERZO DE MUESTREO (Días-cámaras)			
			BC	C	TOTAL	
NORTE	APP Sauzalito- Lib. Gral. San Martín	mar/may-09	30 Moultrie	825.46 ± 3.79	-	825.46 ± 3.79
	Lib. Gral. San Martín	jun/jul-10	18 Moultrie	133.35 ± 7.21	535.35 ± 5.14	668.71 ± 5.81
	APP Sauzalito	oct-13	7 Moultrie y 11 Bushnell	92.80 ± 0.20	222.99 ± 6.54	315.79 ± 6.51
	APP Sauzalito- Lib. Gral. San Martín	abr/jul-14	30 Bushnell	856.28 ± 21.46	-	856.28 ± 21.46
	APP Sauzalito	nov-14	4 Moultrie y 14 Bushnell	163.46 ± 8.79	591.29 ± 8.74	754.76 ± 8.51
	Total			2071.35	1349.63	3420.98
SUR	San Miguel	jul/ago-15	27 Bushnell	297.25 ± 4.80	578.97 ± 6.97	876.23 ± 6.25
	San Miguel	ene/feb-16	27 Bushnell	277.06 ± 15.08	568.94 ± 12.10	846.01 ± 12.88
	Total			574.31	1147.91	1722.24

h. Las trampas estuvieron activas durante un período variable de tiempo, comprendido entre 35 y 40 días consecutivos.

Las cámaras trampa fueron colocadas en bosques continuos (BC) y a lo largo de los corredores (C) de Yungas. Las trampas de bosques continuos fueron ubicadas en el interior del bosque, generalmente a distancias de entre 200 y 300 m respecto del borde (estudios previos demostraron que distancias mayores dentro del bosque, entre 1 y 1.5 km, no registraron ensambles de mamíferos distintos a los documentados a estas distancias más cortas; Albanesi et al., datos no publicados). En los corredores, las trampas fueron colocadas a distancias variables, pero separadas entre sí por una distancia mínima de 1.5 km.

El sector norte del área de estudio fue relevado durante marzo- mayo de 2009, junio-julio de 2010, octubre de 2013, abril-julio de 2014 y noviembre de 2014, mientras que el sector sur fue relevado durante julio-agosto de 2015 y enero- febrero de 2016. El esfuerzo de muestreo, número de estaciones y modelos de cámaras usados variaron entre muestreos y sectores muestreados (Tabla 1).

Análisis de datos

Debido a las diferencias de conectividad y posición latitudinal, todos los análisis se realizaron para el sector norte (APP Sauzalito- Libertador General San Martín) y el sur (Taficillo, Caspinchango y Luz María) por separado.

En primer lugar, confeccionamos una lista con las especies registradas en los corredores de Yungas y analizamos la proporción que representan respecto del

total de las especies presentes en los bosques continuos de cada sector latitudinal (Jayat et al. 2009; Jayat & Ortiz 2010). Adicionalmente comparamos la diversidad entre ambas situaciones ambientales mediante la descripción de la riqueza, dominancia, y equitatividad de los ensambles registrados. Para ello utilizamos la riqueza observada (S), los índices de Simpson y Shannon-Wiener (calculados con el programa PAST versión 3.11, Hammer et al. 2001) y calculamos la riqueza media observada (valor promedio del número de especies registradas en cada situación ambiental), evaluando la significancia estadística de las diferencias mediante un test t para los índices de Simpson (D) y Shannon (H) y mediante un ANOVA en el caso de la riqueza media observada (para este último caso utilizamos el esfuerzo de muestreo como co-variable y el programa InfoStat; Di Rienzo et al. 2008). Optamos por el cálculo de estos índices y estimadores debido a que cada uno de ellos enfatiza distintos componentes del concepto de diversidad (algunos priorizan la riqueza mientras que otros dan más peso a la distribución relativa de las abundancias de las especies), para aprovechar sus diferentes cualidades (diferente sensibilidad a los tamaños de las muestras y a la distribución de los datos), y para poder evaluar las tendencias en forma integrada (y así evaluar consistencias en las tendencias observadas).

Tabla 2

Frecuencia promedio de registros de especies (promedio del número de registros sobre esfuerzo de muestreo) y número de estaciones de muestreo en las que cada especie fue registrada en bosque continuo (BC) y corredores (C) de ambos sectores latitudinales del pedemonte de Yungas del Noroeste Argentino. C: carnívoro; F: frugívoro; Fo: folívoro; I: insectívoro; O: omnívoro. † indica el registro de la especie para corredores del sector norte informado en Di Bitetti et al. (2011). N: número total de cámaras trampa en cada situación de muestreo. La significancia estadística entre tratamientos (test de Kruskal-Wallis) se evaluó sólo en el caso de aquellas especies con más de cinco registros en ambas situaciones ambientales.

Especies	Gremio	Hábitat	Sector Norte			Sector Sur		
			BC (N=72)	C (N=42)	Test	BC (N=23)	C (N=36)	Test
<i>Didelphis albiventris</i>	O	G	0.0011/2	0.0136/6		0.0117/4	0.1056 /19	(H=5.22; p=0.0092)
<i>Lutreolina massaia</i>	C	E	0.0004/1			0.0030/1	0.0053/5	
<i>Chaetophractus vellerosus</i>			-	-		-	-	
<i>Dasyypus mazzai</i>	O	E	0.0010/2			-	-	
<i>Dasyypus novemcinctus</i>	O	G	0.0008/1			-	-	
<i>Euphractus sexcinctus</i>	O	G	0.0126/17	0.0183 /15	(H=0.01; p=0.9144)	-	-	
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>			-	-		-	-	
<i>Tamandua tetradactyla</i>	I	G	0.0021/2	0.0029/6		-	-	
<i>Cebus cay</i>	O	G	-	0.0031/2		-	-	
<i>Cerdocyon thous</i>	O	G	0.0376/18	0.0121/7	(H=1.27; p=0.1202)	0.0130/2	0.0778 /19	
<i>Lycalopex gymnocercus</i>	O	G	-	0.0079/4		0.0039/1	0.0289/8	
<i>Leopardus geoffroyi</i>	C	G	0.0013/3	0.0031/3		-	0.0064/4	
<i>Leopardus pajeros</i>			-	-		-	-	
<i>Leopardus pardalis</i>	C	G	0.0061/9	0.0167 /14	(H=2.23; p=0.0332)	0.0609 /15	0.0206/13	(H=5.69; p=0.0097)
<i>Leopardus tigrinus</i>	C	E	0.0004/1	†		-	-	
<i>Leopardus wiedii</i>	C	E	0.0369/13	0.0010/2		-	-	
<i>Puma concolor</i>	C	G	0.0025/5	-		0.0022/2	-	
<i>Puma yagouaroni</i>	C	G	0.0017/3	0.0055/6		0.0013/1	0.0008/1	
<i>Panthera onca</i>	C	G	0.0008/1	-		-	-	
<i>Conepatus chinga</i>			-	-		-	-	
<i>Lontra longicaudis</i>	C	E	-	-		-	0.0008/1	
<i>Eira barbara</i>	O	G	0.1490 /36	0.0374/24	(H=1.98; p=0.1362)	0.1691/16	0.1083 /21	(H=1.05; p=0.2919)
<i>Galictis cuja</i>	C	G	0.0003/1	-		-	0.0033/1	
<i>Nasua nasua</i>	O	G	0.0108/15	0.0242/12	(H=0.10; p=0.6645)	-	-	
<i>Procyon cancrivorus</i>	O	G	0.0039/9	0.0005/1		0.0222/25	0.0278 /16	(H=1.36; p=0.1728)
<i>Tapirus terrestris</i>	F	G	0.0111/17	0.0021/3		-	-	
<i>Pecari tajacu</i>	F	G	0.0199/20	0.0398 /21	(H=2.78; p=0.0520)	0.0730 /5	0.0148/5	(H=4.77; p=0.0043)
<i>Tayassu pecari</i>			-	-		-	-	
<i>Mazama americana</i>			-	-		-	-	
<i>Mazama gouazoubira</i>	F	G	0.0138/17	0.0548 /25	(H=5.84; p=0.0052)	0.0400 /7	0.0261/15	(H=0.07; p=0.7605)
<i>Coendou bicolor</i>			-	-		-	-	
<i>Coendou prehensilis</i>			-	-		-	-	
<i>Dasyprocta punctata</i>	F	G	0.1718/50	0.0386/20	(H=15.79; p<0.0001)	-	-	
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	Fo	G	-	0.0000/1		-	-	
<i>Myocastor coypus</i>			-	-		-	-	
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	Fo	G	0.0725/26	0.0750 /26	(H= 0.92; p= 0.2943)	0.0609/3	-	
Total especies			23	19		12	13	
% de las especies de bosques			63.9	52.8		57.1	61.9	

Para evaluar similitudes en la composición y estructura de las comunidades registradas en cada tratamiento, realizamos un análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS, por su denominación en inglés) utilizando a la distancia Bray-Curtis como medida de similitud (aquellas estaciones con dos o menos registros fueron excluidas de este análisis). Para reducir el efecto de las especies dominantes sobre los resultados de este análisis, las tasas de registros (N° de registros/ esfuerzo de muestreo) fueron previamente transformados extrayendo la raíz "doble cuadrada" ($4\sqrt{()}$). Este ordenamiento se realizó con el programa PAST versión 3.11. Para visualizar la asociación de cada una de las especies con los ejes 1 y 2 del ordenamiento (y así cuantificar cuales son más típicas de bosque continuo y cuales más características de corredores) utilizamos los coeficientes de correlación entre los valores de frecuencias relativas de las especies y las coordenadas de cada una de las estaciones de muestreo en el espacio multidimensional (representados gráficamente por PAST como un vector centrado en el origen del sistema de coordenadas).

Para el análisis del efecto de la distancia sobre la riqueza de especies utilizamos análisis de regresión lineal simple, considerando la distancia de las estaciones de muestreo de los corredores respecto del bosque continuo de Yungas como variable independiente y al número de especies registradas en esas estaciones como variable dependiente. Para este análisis no tuvimos en cuenta las estaciones ubicadas en el bosque. La variable "distancia" se calculó como la longitud lineal existente entre cada estación de muestreo y el borde del bosque continuo (distancia trazada como una línea que recorre el centro de cada uno de los corredores), y se midió con la ayuda del programa Google Earth Pro. El análisis de regresión se realizó con la ayuda del programa PAST (Hammer et al. 2001).

Para evaluar la posibilidad de que las especies de mamíferos usen a los corredores como áreas de establecimiento, y no simplemente como zonas de paso, comparamos las frecuencias de registros de aquellas especies con más de cinco registros en ambas situaciones ambientales (BC vs. C). La tasa de registros se tomó como un índice o indicador de uso del hábitat en cada tratamiento (BC vs. C) asumiendo que la permanencia de las especies en un ambiente en particular aumenta la probabilidad de su detección en el mismo (i.e., debería existir una correlación positiva entre la permanencia de una especie y la frecuencia de sus registros). Adicionalmente, repetimos este mismo análisis pero agrupando a las especies en gremios tróficos y de uso de hábitat teniendo en cuenta conocimientos previos e información bibliográfica para las especies (Tabla 2). Para la asignación de las especies a cada gremio trófico tuvimos en cuenta el, o los, ítems de alimento principales en su dieta (en casos de falta de información, utilizamos datos disponibles para el género). Los gremios tróficos considerados fueron, C: carnívoro; F: frugívoro; Fo: folívoro; I: insectívoro; O: omnívoro. En el caso del uso del hábitat clasificamos a las especies en generalistas (G; aquellas que se han registrado en una amplia gama de hábitats, incluyendo bosques y ambientes abiertos, tanto en situaciones de buen estado de conservación o no) y especialistas (E; especies

principalmente registradas en un tipo de hábitat, generalmente bosque y en situaciones de buen estado de conservación) de acuerdo a nuestra experiencia de campo. El análisis se realizó comparando las tasas de registros de cada gremio trófico y de uso de hábitat particular entre los dos tratamientos (BC vs. C). La significancia estadística entre estos tratamientos para todos los análisis se evaluó mediante un test no paramétrico de Kruskal-Wallis con la ayuda del programa Infostat (Di Rienzo et al. 2008).

RESULTADOS

Registramos un total de 22 especies de mamíferos de mediano y gran porte en los corredores de Yungas estudiados. Diecinueve de ellas fueron documentadas en los corredores del sector norte y trece en los del sector sur (Tabla 2). Nueve especies fueron registradas exclusivamente en los corredores del sector norte, y tres exclusivamente en los corredores del sur. Seis de las especies (*Dasyppus novemcinctus*, *Dasyppus mazzai*, *Leopardus tigrinus*, *Puma concolor*, *Panthera onca* y *Mazama americana*) registradas en bosques continuos no fueron documentadas en los corredores durante nuestro estudio, y tres especies (*Cebus cay*, *Lontra longicaudis*, e *Hydrochoerus hydrochaeris*) fueron fotografiadas sólo en los corredores. Diez de las 22 especies de mamíferos registradas en los corredores se encuentran en alguna categoría de amenaza de acuerdo a Ojeda et al. (2012). Cuatro de ellas (*Tamandua tetradactyla*, *Leopardus pardalis*, *Dasyprocta punctata*, *H. hydrochaeris*) están categorizadas para la Argentina como casi amenazadas (NT), otras cuatro (*Leopardus wiedii*, *Galictis cuja*, *Procyon cancrivorus*, *Pecari tajacu*) son consideradas como vulnerables (VU), y dos (*Lontra longicaudis*, *Tapirus terrestris*) están calificadas como en peligro (EN).

Los valores de S y riqueza media observada fueron mayores en el bosque del sector norte mientras que la riqueza media observada fue menor en el bosque del sector sur. Sin embargo, las pruebas estadísticas no mostraron diferencias significativas para estos estimadores entre las situaciones ambientales para ninguno de los sectores latitudinales (Tabla 3). Los estimadores de diversidad indican, para ambos sectores latitudinales, que la equitatividad (reflejada en los índices D y H), es mayor en los corredores. Sin embargo, los tests estadísticos sólo mostraron diferencias significativas para los índices D y H en el sector norte (Tabla 3).

Los análisis de agrupamientos (NMDS) de las estaciones de muestreo no permitieron diferenciar claramente al bosque continuo de los corre-

dores según la composición y frecuencia relativa de registros de las especies de mamíferos (Fig. 2). Para el sector norte (configuración 3D; stress= 0.243; r^2 ejes 1= 0.271 y 2= 0.222) se observa un solapamiento casi completo de las estaciones de muestreo (Fig. 2a), mientras que para el sector sur (configuración 3D; stress= 0.197; r^2 ejes 1= 0.301 y 2= 0.172) el solapamiento fue también importante, aunque con las estaciones de bosque continuo, ubicadas, mayormente, sobre el lado negativo del eje I (Fig. 2b). En este último análisis, *Cerdocyon thous*, *Leopardus geoffroyi* y *Didelphis albiventris* estuvieron correlacionadas fuertemente con valores positivos del eje I, mientras que *Leopardus pardalis* y *Peari tajacu* estuvieron asociadas con valores negativos de este eje.

Los análisis de regresión lineal simple no mostraron una influencia de la distancia de las trampas cámara respecto del bosque continuo sobre la riqueza de especies en ninguno de los dos sectores latitudinales (sector norte: $t= 0.663$, $r^2= 0.009$, $p= 0.51$; sector sur: $t= 0.091$, $r^2= 0.0002$, $p= 0.92$).

Los análisis de frecuencias de registros de las especies de mamíferos en bosques y corredores en el sector norte pudieron realizarse para nueve de las 17 especies registradas en ambos tratamientos (BC vs. C). Tres de las nueve especies analizadas mostraron diferencias significativas en sus frecuencias de registros al comparar el bosque continuo con los corredores. *Dasyprocta punctata* fue más frecuentemente registrada en bosques continuos, mientras que *Mazama gouazoubira* y *Leopardus pardalis* fueron más registradas en los corredores (Fig. 3a, Tabla 2). En el sector sur, las frecuencias de registros pudieron ser comparadas estadísticamente para seis de las diez especies registradas en ambos tratamientos. Tres de estas especies presentaron diferencias significativas entre tratamientos. Las dos especies más frecuentes en el bosque continuo fueron *Leopardus pardalis* y *Pecari tajacu*, mientras que la más frecuente en corredores fue *Didelphis albiventris* (Fig. 3b, Tabla 2). El análisis de la frecuencia de registros en relación al gremio trófico para el sector norte no mostró diferencias significativas (Fig. 3c). En el sur, los omnívoros (O) fueron significativamente más frecuentes en los corredores ($H= 4.84$; $p= 0.0277$; Fig. 3d). No encontramos diferencias significativas entre las especies generalistas y especialistas en el uso de hábitat para ninguno de los dos sectores latitudinales.

Tabla 3
 Índices y estimadores de diversidad (riqueza de especies, dominancia y equitatividad) para el bosque continuo (BC) y los corredores (C) de los dos sectores latitudinales del pedemonte de Yungas de Argentina estudiados.

Estimadores	Sector Norte		Sector Sur	
	Bosque	Corredor	Bosque	Corredor
N	790	603	298	534
Dominancia	0.197	0.127	0.199	0.192
Dominance_D		$t=5.54$; g.l.=46; $p<0.001$		$t=0.42$; g.l.=26; $p=0.67$
Equitatividad	2.108	2.333	1.861	1.887
Shannon H		$t=-4.15$; g.l.=46; $p<0.001$		$t=-0.43$; g.l.=26; $p=0.67$
Riqueza	23	17	12	12
S	4.33	3.67	2.96	3.52
Riqueza media observada		$F1, 111=2.97$; $p=0.087$		$F1, 56=1.25$; $p=0.27$

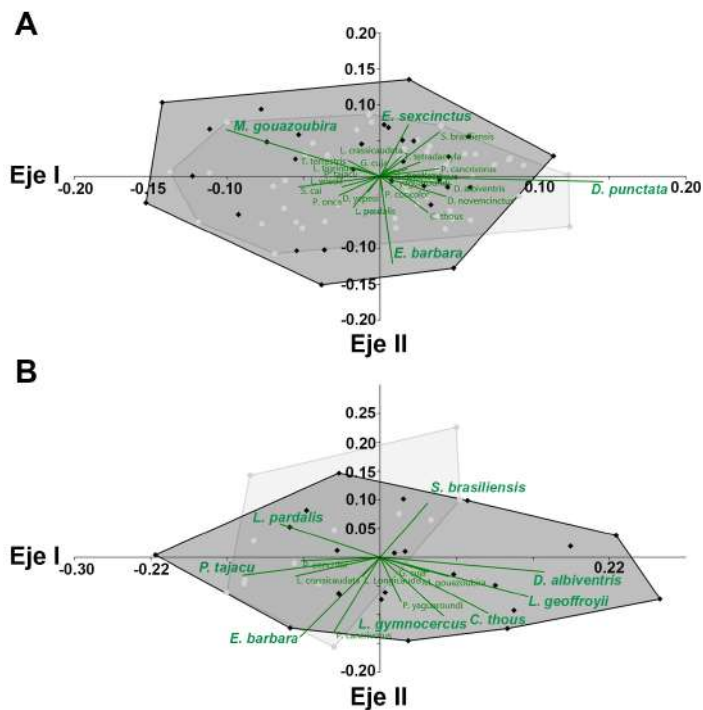


Fig. 2. Ordenamiento (NMS) de las estaciones de muestreo basado en las tasas de registros de las especies de mamíferos medianas y grandes del pedemonte de Yungas del Noroeste de Argentina en los sectores norte (A) y sur (B). Los valores de las estaciones de bosque continuo (círculos en azul) y de corredores (rombos en negro) fueron proyectados sobre el 1er y 2do eje del NMS. La asociación de cada una de las especies con los ejes 1 y 2 del ordenamiento se representa gráficamente mediante vectores (en color verde) centrados en el origen del sistema de coordenadas.

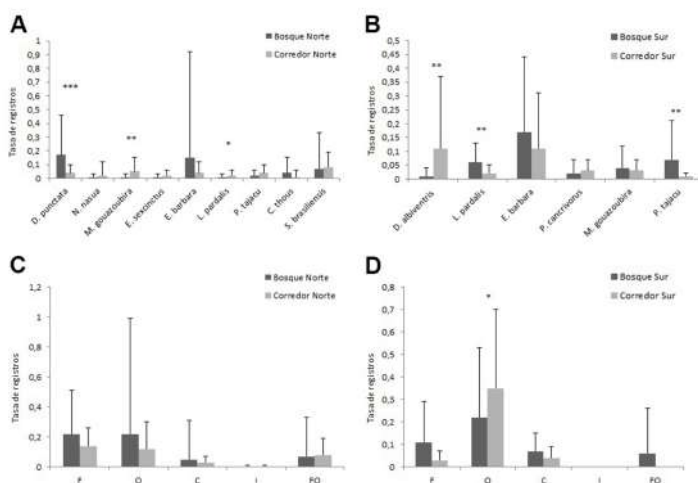


Fig. 3. Gráficas comparativas de las tasas de registros por unidad de esfuerzo para las especies (arriba) y gremios tróficos (abajo) en bosques continuos y corredores boscosos del pedemonte de Yungas del sector norte (izquierda) y sur (derecha) de Argentina. C: carnívoro; F: frugívoro; Fo: folívoro; I: insectívoro; O: omnívoro. *, ** y *** indican diferencias significativas para un valor de $p < 0.05$, $p < 0.01$ y $p < 0.001$ respectivamente (test de Kruskal-Wallis). Las líneas sobre las barras indican 1 desvío estándar.

DISCUSIÓN

Salvo por el trabajo de Di Bitetti et al. (2011), centrado exclusivamente en las especies de félidos de la región, hasta el momento carecíamos de información básica sobre el uso de los corredores por parte del ensamble completo de los mamíferos medianos y grandes, a lo largo del gradiente latitudinal de las Yungas en el NOA. De este modo, al momento de iniciar nuestra investigación, no existía siquiera una lista exhaustiva de las especies presentes en estos ambientes fragmentados. Los resultados obtenidos constituyen, en este aspecto, un aporte importante, ya que indican que una proporción apreciable de las especies de mamíferos de mediano y gran porte presentes en bosques continuos hacen uso de los corredores boscosos de la región. Así, de acuerdo a nuestros resultados, el número de especies registradas en estos ambientes fragmentados representa el 61.1% de los mamíferos medianos y grandes fehacientemente registrados en el pedemonte de Yungas del NOA y el 51.3% y 56.5% de las especies presentes en bosques continuos de Yungas del sector norte y sur, respectivamente (a estos números debe agregarse el registro de *Leopardus tigrinus* de Di Bitetti et al. 2011 para un fragmento de bosque del sector norte del área de estudio). La importancia de los corredores para los mamíferos también se deduce de las escasas diferencias encontradas en cuanto a diversidad y composición de especies entre ambas situaciones ambientales. Resultados similares fueron obtenidos en una investigación reciente en la que se analizó el uso del paisaje por mamíferos en un ambiente caracterizado por un mosaico de bosques continuos, fragmentos de bosques y plantaciones de pino en la provincia de Misiones (Iezzi et al. 2018). Estos autores no encontraron diferencias significativas en riqueza y composición de especies entre bosques continuos y fragmentos de bosques (aunque sí entre bosques continuos y plantaciones). Sin embargo, 14 especies presentes en el pedemonte de Yungas no fueron registradas en los corredores. La ausencia de algunas de ellas podría deberse al bajo esfuerzo de muestreo, especialmente para taxones con densidades naturalmente bajas en las áreas de estudio, como algunas de las especies de félidos. También podría deberse a la ineficacia de las trampas cámara, debido a su ubicación, para registrar algunas especies especialistas de hábitats, como las especies

de *Coendou*, que son fuertemente arborícolas, y *Myocastor coypus*, principalmente acuática. Pero también es posible que para algunas especies los corredores no constituyan un tipo de hábitat utilizable.

A diferencia de lo observado en paisajes productivos de otras áreas de Argentina (e.g., Iezzi et al. 2018), la riqueza de especies de mamíferos en los corredores estudiados no parece estar influida por la distancia al bosque continuo, lo cual constituyó un resultado, a priori, inesperado, al menos en el contexto de la hipótesis de que los corredores constituyen sólo áreas de dispersión para algunas de las especies de mamíferos. Esto se observa tanto en el sector norte, donde existe conectividad Yungas -Chaco, como en el sector sur, donde los corredores no conectan dos áreas de bosque, sino que terminan inmersos en la matriz de cultivos. La fuente de fauna en “ambos sentidos” que implica una conectividad entre dos ecorregiones podría constituir una explicación de la ausencia de esta relación en el sector norte. Pero esta alternativa no puede utilizarse para el sector sur, en donde la fuente principal de individuos es el bosque de Yungas. Una posible explicación de este resultado podría ser que en el sur dominan las especies con hábitos tróficos omnívoros (ej., *D. albiventris*, *C. thous*, *L. gymnocercus*, *Eira barbara*, *P. cancrivorus*), y están ausentes muchas de las formas especialistas de hábitat (ej., *L. tigrinus*, *L. wiedii*) y los representantes de algunos gremios tróficos (ej., Fo, I) presentes en el sector norte. Las especies omnívoras y generalistas de hábitat probablemente usan más frecuentemente la matriz de cultivos circundante (posiblemente no dependen exclusivamente de los corredores para sus movimientos), y esto les permitiría estar presentes en una amplia gama de situaciones ambientales, independientemente de la distancia al bosque continuo. Una explicación alternativa, o quizás complementaria, se relaciona con la escala espacial de los corredores de esta zona, que son por lo general de menor ancho y extensión, comparados con los del sector norte. Es probable que un patrón de disminución en la riqueza de especies simplemente no sea verificable a la escala de tamaño de estos corredores (que en general no superan los 20 km de longitud lineal), o de la distancia máxima a la que fueron colocadas las trampas cámara (que no sobrepasan los 10 km desde el bosque continuo). Cabe aquí mencionar que una limitación de nuestro estudio es no

haber comparado el uso de los corredores con el de la matriz de cultivos circundante, algo que sería importante realizar en futuros estudios.

Los análisis de las frecuencias de registros indican que los corredores pueden tener una importancia diferente dependiendo de las distintas especies y gremios tróficos, y que su rol puede también cambiar en distintos sectores geográficos. Entre los taxones registrados en este estudio encontramos un gradiente que incluye especies que no fueron registradas en los corredores (ej., *Dasyopus novemcinctus*, *D. mazzai*, *Panthera onca*, *Puma concolor*), especies presentes en los corredores pero con frecuencias significativamente más bajas (*Dasyprocta punctata* en el sector norte, y *L. pardalis* y *P. tajacu* en el sur), especies que hacen igual uso de ambas situaciones estudiadas (*Euphractus sexcinctus* y *Nasua nasua* en el sector norte, *P. cancrivorus* en el sur, y *E. barbara* en ambos sectores), y especies que son significativamente más frecuentes en los corredores (*M. gouazoubira* y *L. pardalis* en el norte y *D. albiventris* en el sur). Las altas frecuencias de dos de estas tres últimas especies (*M. gouazoubira* y *D. albiventris*) en los corredores no son sorprendentes ya que la preferencia por hábitats abiertos y/o secundarios como zonas de forrajeo en *M. gouazoubira* fue mencionada para el noroeste argentino por Richard & Juliá 2001 y *D. albiventris* es una especie reconocida por su tolerancia ecológica y adaptabilidad a ambientes fragmentados y áreas disturbadas (Cerqueira 1985; Sanches et al. 2012). Estas dos especies fueron incluso asociadas a plantaciones de especies exóticas y fragmentos de bosques, respectivamente (Iezzi et al. 2018).

Aunque un patrón general descrito en la literatura indica que es más probable que las especies generalistas de hábitat respondan de manera menos negativa a una modificación de su hábitat que las especies de hábitos especialistas (Devictor et al. 2008), nuestro estudio no encontró diferencias significativas entre estas dos categorías en cuanto al uso de los bosques continuos y los corredores. Sin embargo, las frecuencias significativamente mayores de los omnívoros en los corredores del sector sur podría constituir un ejemplo de la mayor adaptabilidad de las especies generalistas a las condiciones de modificación del ambiente natural.

Las diferencias en las frecuencias de registros observadas para *L. pardalis* entre los dos sectores latitudinales estudiados constituyen un resultado imprevisto. Sin embargo, existen numerosos

factores que distinguen estos dos sectores latitudinales y que podrían dar cuenta de esta diferencia, incluyendo los puramente biológicos (e.g., distinta composición de especies e interacciones), y factores de origen antrópico (e.g., distinta presión de cacería y presencia de mamíferos domésticos).

La interpretación de los valores comparativos de las tasas de registros entre los bosques continuos y los corredores como un indicador de "uso de hábitat" debe ser tomada con cautela. Los corredores constituyen proyecciones del bosque continuo con una extensión generalmente mucho menor, lo que probablemente hace que actúen como "embudos" que concentran densidades de individuos artificialmente elevadas que podrían aumentar las posibilidades de detección de las especies, y por lo tanto no constituir un indicador eficaz de la idoneidad de los corredores y/o de las preferencias de las especies. Sin embargo, no son muchas las especies que presentan tasas significativamente mayores en los corredores y todas ellas son taxones generalistas de hábitat. En una situación de densidades "forzosamente" elevadas esperaríamos encontrar altas frecuencias de registros para la mayoría de las especies, tanto generalistas como especialistas. La configuración espacial claramente diferente de los corredores presentes en los sectores norte y sur podría constituir un contraste que permita descartar la posibilidad de que los corredores aumenten artificialmente las frecuencias de registros de las especies. En el sur, los corredores son generalmente más estrechos, de menor longitud, y no conectan a las Yungas con el Chaco, por lo que es esperable que en estos corredores las tasas de registros sean artificialmente más altas. Durante nuestro estudio hemos logrado muestras lo suficientemente grandes para hacer análisis que permitan comparar las tasas de registros de cuatro especies (*L. pardalis*, *E. barbara*, *P. tajacu* y *M. gouazoubira*) presentes en ambos sectores latitudinales. Ninguna de ellas fue más frecuente en los corredores del sector sur, como cabría esperar bajo la hipótesis del "embudo" o de callejón sin salida. En el caso de la corzuela parda (*M. gouazoubira*) y del ocelote (*L. pardalis*) los resultados indican una tendencia incluso opuesta, ya que fueron registrados significativamente más frecuentemente en los corredores del sector norte.

Aunque en el sector sur los corredores estudiados no constituyan una alternativa para la

conectividad entre poblaciones de muchas de las especies a escalas geográficas de paisaje, podrían ser importantes para la conservación de las mismas a nivel local, ya que algunas observaciones indican que pueden tener un rol importante como fuentes de refugio y recursos alimenticios no disponibles en áreas fuertemente modificadas. Muchas de las especies de mamíferos que utilizan los corredores no están presentes en la matriz de cultivos circundantes, o alcanzan frecuencias extremadamente bajas (Albanesi et al., datos no publicados). Solo el gato del monte (*L. geoffroyi*) y el zorro pampa (*Lycalopex gymnocercus*) utilizan frecuentemente los ambientes de cultivos, pero estas especies son reconocidos generalistas de hábitat y no son características de los ambientes boscosos de Yungas, sino especies que prefieren ambientes abiertos y modificados (Di Bitetti et al. 2009; Faria-Correa et al. 2009; Trigo et al. 2013).

La importancia de los corredores riparios a nivel local, se hace aún más evidente en la estación seca, cuando numerosos recursos fundamentales para los mamíferos pueden volverse extremadamente escasos y los hábitats riparios constituyen uno de los pocos lugares con disponibilidad de agua. La cercanía a las fuentes de agua ha sido mencionada como un factor determinante de la estructura de las comunidades de mamíferos y, en particular, para una de las especies registradas (*T. terrestris*) en nuestro estudio (Ferregueti et al. 2017). El hecho de que las estaciones hayan estado ubicadas en corredores riparios pero no así las del bosque, abre la posibilidad de que los corredores de bosque que no sigan cursos de agua sean menos usados por los mamíferos de la región. Investigaciones futuras deberían tener en cuenta este factor, que puede haber generado un sesgo sistemático en nuestro estudio.

La transformación del ambiente natural ha expuesto a las poblaciones silvestres de mamíferos a conflictos con el hombre, produciendo retracción de los rangos geográficos de distribución, lo que en última instancia, suele ser la causa de extinciones locales (Ojeda et al. 2002). Los corredores de bosque pueden constituir una herramienta importante para la conservación de algunas especies consideradas en algún grado de amenaza para Argentina (Ojeda et al. 2012) y que en este estudio mostramos que hacen uso de los mismos.

La necesidad de estudios más profundos en

esta temática es evidente, sobre todo en un contexto de manejo del paisaje (e.g., diseño de áreas y paisajes protegidos que incluyan elementos de conectividad) orientado a la conservación de las especies. La mayoría de los corredores boscosos de Yungas están constituidos por bosques ribereños, y las leyes que contemplan la protección de los mismos no poseen un sustento científico sólido ni tiene en cuenta la viabilidad de estas áreas de conectividad para las especies. En algunas de las provincias que incluyen áreas de Yungas de Argentina las leyes protegen entre 15 y 60 metros de bosque ripario a ambos lados de las márgenes de los cursos de agua (Tucumán: Ley N° 6.292, artículo 10°, Salta: Art. 4°, Disposición N° 12/79 y Jujuy: resolución 81/2009-SGA) y en Jujuy, recientemente estos límites se han extendido para abarcar entre 100 y 500 metros a ambos lados, dependiendo del tipo de río (Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos de la provincia). Estos límites, por el momento arbitrarios, deberían estar definidos sobre la base de estudios que hayan evaluado las características geográficas y estructurales de los corredores, y su relación con parámetros poblacionales o genéticos indicativos de la viabilidad poblacional de las especies en la región.

CONCLUSIÓN

Las evidencias obtenidas en este estudio sugieren que los corredores boscosos ribereños son importantes para la conservación de los mamíferos medianos y grandes, algo que ya fuera enfatizado, para este y otros grupos taxonómicos, en estudios previos (Beier 1995; Dickson & Beier 2002; Knopf & Samson 1994; Virgós 2001; Naiman et al. 2005). Esta conclusión parece bien sustentada dada la elevada proporción de las especies presentes en bosques continuos que también tienen registros en corredores, lo cual indica que son sectores con la capacidad para proveer recursos a las poblaciones de mamíferos y por lo tanto para constituir áreas de uso frecuente por los mismos. Las escasas diferencias en diversidad (riqueza, dominancia y equitatividad) y composición de especies entre ambas situaciones ambientales, la ausencia de una relación negativa entre la riqueza y composición de especies y la distancia al bosque continuo, y las similitudes en las frecuencias de registros entre ambas situaciones ambientales para algunas de las especies estudiadas induce a pensar que estos sectores podrían constituir áreas de

establecimiento para las poblaciones de algunas especies y potenciales corredores de dispersión (“travelling corridors”) que permiten el movimiento de individuos entre unas poblaciones y otras.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo no hubiera sido posible sin la ayuda de M. Di Bitetti, P. Fierro, A. Cazón, B. Cáceres, E. Cuyckens, B. Velasquez, M. Lepez, N. Politi, J. Baechli y J. Giménez quienes colaboraron activamente en las tareas de campo. María J. Foguet revisó y mejoró la versión inicial del abstract. La mayor parte de los relevamientos fue solventada con fondos aportados por Ledesma SAAI y Citrícola San Miguel y la Dirección de Bosques de la Nación (Ley N° 26.331 de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos). Agradecemos la colaboración de Karina Buz del SIGA ProYungas, quien confeccionó el mapa de los relevamientos. Las valiosas observaciones y recomendaciones realizadas por A. C. Ferregueti y M. S. Di Bitetti, mejoraron significativamente la calidad de nuestro manuscrito original. Este trabajo fue realizado con el apoyo institucional de la Fundación ProYungas (FPY), el Laboratorio de Investigaciones Ecológicas de las Yungas del Instituto de Ecología Regional (LIEY-IER), y el Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Tecnológicas (CONICET).

LITERATURA CITADA

- ANDRÉN, H. 1994. Effects of Habitat Fragmentation on Birds and Mammals in Landscapes with Different Proportions of Suitable Habitat: A Review. *Oikos* 71:355-366. <https://doi.org/10.2307/3545823>
- ARESKOUG, V. 2001. Utilization of remnant dry-forest corridors by the native fauna in a pastoral landscape in the Paraguayan Chaco. *CBM:s Skriftserie* 3:25-38.
- BEIER, P. 1995. Dispersal of juvenile cougars in fragmented habitat. *The Journal of Wildlife Management* 59:228-237. <https://doi.org/10.2307/3808935>
- BENNETT, A. F. 1999. Linkages in the Landscape: The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation. Gland, Switzerland: IUCN. 254 pp.
- BROWN, A. D. 2009. Las selvas pedemontanas de las Yungas: manejo sustentable y conservación de la biodiversidad de un ecosistema prioritario del noroeste argentino. *Ecología, historia natural y conservación de la selva pedemontana de las Yungas australes* (A. D. Brown, P. G. Blendinger, T. Lomáscolo & P. García Bes, eds.). Ediciones del Subtrópico, Tucumán. <https://doi.org/10.25260/ea.17.27.3.0.505>
- BROWN, A. D., ET AL. 2007. Programa de Monitoreo Ambiental Ledesma SAAI- Informe inédito Fundación ProYungas. Tucumán, Argentina.
- BROWN, A. D., P. G. BLENDINGER, T. LOMÁSCOLO, & P. GARCÍA BES (EDS.). 2009. Selva Pedemontana de las Yungas, historia natural, ecología y manejo de un ecosistema en peligro. Ediciones del Subtrópico, Tucumán.
- BUCHMANN, C. M., F. M. SCHURR, R. NATHAN, & F. JELTSCH. 2013. Habitat loss and fragmentation affecting mammal and bird communities—The role of interspecific competition and individual space use. *Ecological Informatics* 14:90-98. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2012.11.015>
- CARDILLO, M., G. M. MACE, J. L. GITTLEMAN, K. E. JONES, J. BIELBY, & A. PURVIS. 2008. The predictability of extinction: biological and external correlates of decline in mammals. *Proceeding of the Royal Society B* 275:1441-1448. <https://doi.org/10.1098/rspb.2008.0179>
- CERQUEIRA, R. 1985. The distribution of *Didelphis* in South America (Polyprotodontia, Didelphidae). *Journal of Biogeography* 12:135-145. <https://doi.org/10.2307/2844837>
- CROOKS, K. R., C. L. BURDETT, D. M. THEOBALD, C. RONDINI, & L. BOITANI. 2011. Global patterns of fragmentation and connectivity of mammalian carnivore habitat. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 366:2642-2651. <https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0120>
- DAILY, G. C., G. CEBALLOS, J. PACHECO, G. SUZAN, & A. SÁNCHEZ-AZOFEIFA. 2003. Countryside biogeography of Neotropical mammals: conservation opportunities in agricultural landscapes of Costa Rica. *Conservation Biology* 17:1814-1826. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2003.00298.x>
- DEVICTOR, V., R. JULLIARD, & F. JIGUET. 2008. Distribution of specialist and generalist species along spatial gradients of habitat disturbance and fragmentation. *Oikos* 117:507-514. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2008.16215.x>
- DI BITETTI, M. S., Y. E. DI BLANCO, J. A. PEREIRA, A. PAVIOLO, & I. JIMÉNEZ PÉREZ. 2009. Time partitioning favors the coexistence of sympatric crab-eating foxes (*Cerdocyon thous*) and pampas foxes (*Lycalopex gymnocercus*). *Journal of Mammalogy*, 90(2):479-490. <https://doi.org/10.1644/08-mamm-a-113.1>
- DI BITETTI, M. S., S. ALBANESI, M. J. FOGUET, G. A. E. CUYCKENS, & A. D. BROWN. 2011. The Yungas Biosphere Reserve of Argentina: a hot spot of South American wild cats. *Cat News* 54:25-29.
- DI RIENZO, J. A., F. CASANOVES, M. G. BALZARINI, L. GONZALEZ, M. TABLADA, & C. W. ROBLEDO. 2008. InfoStat, versión 2008, Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- DICKSON, B. G., & P. BEIER. 2002. Home range and habitat selection by adult cougars in southern California. *Journal of Wildlife Management* 66:1235-1245. <https://doi.org/10.2307/3802956>
- DIRZO, R., H. S. YOUNG, M. GALETTI, G. CEBALLOS, N. J. B. ISAAC, & B. COLLEN. 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science* 345:401-406. <https://doi.org/10.1126/science.1251817>
- FARIA-CORREA, M., R. A. BALBUENOC, E. M. VIEIRA, & T. R. O. DE FREITAS. 2009. Activity, habitat use, density, and reproductive biology of the crab-eating fox (*Lycalopex gymnocercus*) in a Restinga area in the southern Brazilian Atlantic Forest. *Mammalian biology* 74:220-229. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2008.12.005>
- FERREGUETTI, A. C., W. M. TOMAS, & H. G. BERGALLO. 2017. Differences in the mammalian habitat use in a mosaic of vegetation types of an Atlantic Rain-Forest reserve, Brazil. *Mastozoología Neotropical*, 24(2):355-364.
- FOLEY, J. A. ET AL. 2005. Global Consequences of Land Use. *Science* 309:570-574.
- GARMENDIA, A., V. ARROYO-RODRÍGUEZ, A. ESTRADA, E. J. NARANJO, & K. E. STONER. 2013. Landscape and patch attributes impacting medium- and large-sized terrestrial mammals in a fragmented rain forest. *Journal of Tropical Ecology* 29:331-344. <https://doi.org/10.1017/s0266467413000370>
- HAMMER, Ø., D. A. T. HARPER, & P. D. RYAN. 2001. Past: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1), art. 4:1-9.

- IEZZI, M. E., P. CRUZ, D. VARELA, C. DE ANGELO & M. S. DI BITETTI. 2018. Tree monocultures in a biodiversity hotspot: Impact of pine plantations on mammal and bird assemblages in the Atlantic Forest. *Forest Ecology and Management* 424 (2018) 216–227. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.04.049>
- JAYAT, J. P., & P. E. ORTIZ. 2010. Mamíferos del Pedomonte de Yungas de la Alta Cuenca del Río Bermejo en Argentina: una línea de base de diversidad. *Mastozoología Neotropical* 17(1):69-86. <https://doi.org/10.3989/tp.2012.12091>
- JAYAT, J. P., P. E. ORTIZ, & M. D. MIOTTI. 2009. Mamíferos de la selva pedemontana del noroeste argentino. *Ecología, historia natural y conservación de la selva pedemontana de las Yungas australes* (A. D. Brown, P. G. Blendinger, T. Lomáscolo & P. García Bes, eds.). Ediciones del Subtrópico, Tucumán. <https://doi.org/10.25260/ea.17.27.3.0.505>
- JOHNSTONE, C. P., A. LILL, & R. D. REINA. 2014. Habitat loss, fragmentation and degradation effects on small mammals: Analysis with conditional inference tree statistical modelling. *Biological Conservation* 176:80-98. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.04.025>
- KNOPE, F. L., & F. B. SAMSON. 1994. Scale perspectives on avian diversity in western riparian ecosystems. *Conservation Biology* 8:669-676. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1994.08030669.x>
- MSUHA, M. J., C. CARBONE, N. PETTORELLI, & S. M. DURANT. 2012. Conserving biodiversity in a changing world: Land use change and species richness in northern Tanzania. *Biodiversity and Conservation* 21:2747-2759. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0331-1>
- NAIMAN, R. J., H. DÉCAMP, & M. E. MCCLAIN. 2005. *Riparia: ecology, conservation, and management of streamside communities*. Elsevier Academic Press, Burlington.
- NOSS, R. F. 1991. *Landscape connectivity: Different function at different scales. Landscape linkage and biodiversity* (WE Hudson, ed.). Island Press, Washington, D.C.
- NÚÑEZ-REGUEIRO, M. M., L. BRANCH, R. J. FLETCHER JR., G. A. MARÁS, E. DERLINDATI, & A. TÁLAMO. 2015. Spatial patterns of mammal occurrence in forest strips surrounded by agricultural crops of the Chaco region, Argentina. *Biological Conservation* 187:19-26. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.04.001>
- OJEDA, R. A., C. E. BORGHI, & V. G. ROIG. 2002. Mamíferos de Argentina. *Diversidad y Conservación de los Mamíferos Neotropicales* (G. Ceballos & J. A. Simonetti, eds.). CONABIO-UNAM. México, D.F. [https://doi.org/10.1644/1545-1542\(2004\)085<0368:dycdlm>2.0.co;2](https://doi.org/10.1644/1545-1542(2004)085<0368:dycdlm>2.0.co;2)
- OJEDA R. A., V. CHILLO, & G. B. DÍAZ ISENRAH. 2012. *Libro Rojo de Mamíferos Amenazados de la Argentina*. SAREM, Argentina.
- PACHECO, S. E., & A. D. BROWN. 2005. La biodiversidad de la ecorregión de Las Yungas ¿es sustentable a largo plazo? *La situación ambiental Argentina 2005* (A. D. Brown, U. Martínez Ortiz, M. Acerbi & J. Corcuera, eds.). Fundación Vida Silvestre Argentina. Buenos Aires. <https://doi.org/10.19137/huellas-2017-2114>
- PACHECO, S. E., & L. M. CRISTOBAL. 2009. Cambio de uso de la tierra y fragmentación en la Reserva de Acambuco. *Ecología, historia natural y conservación de la selva pedemontana de las Yungas australes* (A. D. Brown, P. G. Blendinger, T. Lomáscolo & P. García Bes, eds.). Ediciones del Subtrópico, Tucumán. <https://doi.org/10.24275/uami.s1784k75z>
- PIMM, S. L., & P. RAVEN. 2000. Extinction by numbers. *Nature* 403:843-845. <https://doi.org/10.1038/35002708>
- PURVIS, A., J. L. GITTLEMAN, G. COWLISHAW, & G. M. MACE. 2000. Predicting extinction risk in declining species. *Proceeding of the Royal Society B* 267:1947-1952. <https://doi.org/10.1098/rspb.2000.1234>
- RAMESH, T., & C. T. DOWNS. 2015. Impact of land use on occupancy and abundance of terrestrial mammals in the Drakensberg Midlands, South Africa. *Journal for Nature Conservation* 23:9-18. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2014.12.001>
- RICHARD, E., & J. P. JULIÁ. 2001. *La Corzuela Parda. Los ciervos autóctonos de la Argentina y la acción del hombre* (C. Dellafiori & N. Maceira, eds.). Secretaría de Desarrollo Sustentable y Política Ambiental. Ministerio de Desarrollo Social y Medio Ambiente. Buenos Aires, Argentina. <https://doi.org/10.18235/0000563>
- SANCHES, V. Q. A., M. M. A. GOMES, F. C. PASSOS, G. GRACIOLLI, & A. C. A. RIBAS. 2012. Área de vida e uso do espaço por *Didelphis albiventris* (Lund 1840) (Marsupialia, Didelphidae) na ilha Mutum, rio Paraná, Brasil. *Biota Neotropical* 12:50-55. <https://doi.org/10.1590/s1676-06032012000400004>
- THORNTON, D. H., L. C. BRANCH, & M. E. SUNQUIST. 2011. The relative influence of habitat loss and fragmentation: Do tropical mammals meet the temperate paradigm? *Ecological Applications* 21:2324-2333. <https://doi.org/10.1890/10-2124.1>
- TRIGO, T. C. ET AL. 2013. Geographic distribution and food habits of *Leopardus tigrinus* and *L. geoffroyi* (Carnivora, Felidae) at their geographic contact zone in southern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 48:56-67. <https://doi.org/10.1080/01650521.2013.774789>
- VIRGÓS, E. 2001. Relative value of riparian woodlands in landscapes with different forest cover for medium-sized Iberian carnivores. *Biodiversity and Conservation* 10:1039-1049.