

Corredores biológicos y la conservación de la biodiversidad: El caso del corredor norte en Santiago del Estero

Rivas, F.¹; G. E. Mujica² y M. Brassiolo¹

1. Introducción

El Gran Chaco Argentino tiene una larga historia de colonización, cambios de uso del suelo e interacciones con la vida silvestre comenzando por la caza de subsistencia de los nativos. Sin embargo, en los últimos 200 años, el uso del suelo ha cambiado para incluir prácticas intensificadas, como el cercado de tierras, la ganadería, la tala selectiva y la agricultura intensiva (Eva *et al.* 2004, Morello *et al.* 2006, Hoyos *et al.* 2013). La combinación de estas prácticas ha dado lugar a la sustitución de praderas y bosques con arbustos por áreas de suelo desnudo completamente erosionados (Morello *et al.* 2006, Baldi y Jobbágy 2012). La agricultura se está expandiendo a casi todos los rincones de la región; agronegocios a gran escala, principalmente para la producción de soja se están apoderando de áreas que antes se consideraban no aptas para la agricultura (Gasparri y Grau, 2009).

La diversidad de especies se ha visto afectada de manera significativa por los procesos de intensificación de uso del suelo, que han tenido lugar en la región Chaqueña en las últimas décadas (Ojeda *et al.* 2002). Este fenómeno es más marcado en la parte argentina del Gran Chaco Americano, que ha sufrido una mayor degradación, y donde ya no existen hábitats óptimos para mamíferos nativos grandes y medianos. Las poblaciones pueden comenzar a desaparecer o ser menos abundantes en las zonas marginales al paso que los rangos de dispersión tienden a contraerse, dejando zonas de borde deforestadas con menos individuos (Ojeda *et al.* 2008). Por otra parte, estas poblaciones ya estresadas siguen

¹ Instituto de Silvicultura y Manejo de Bosques. Facultad de Ciencias Forestales. Universidad Nacional de Santiago del Estero. Av. Belgrano (s) 1912. (4200) Santiago del Estero, Argentina.

² Dirección General de Bosques y Fauna. Ministerio de Producción, Recusos Naturales, Forestación y Tierras. Av. Independencia 475, G4204 Santiago del Estero, Argentina.

sometidas a la caza furtiva intensiva (Altrichter 2005, 2006). En consecuencia, los mamíferos de la Región Chaqueña enfrentan actualmente tres amenazas principales, siendo todas graves: (1) la expansión de las tierras agrícolas en detrimento de los hábitats originales, (2) la intensa presión de caza, y (3) la competencia con especies invasoras (Ceballos y Simonetti 2002). Según Ojeda (2012), 52% de las especies de mamíferos grandes y medianos nativos de Argentina se consideran en peligro de extinción, vulnerables o casi amenazadas.

La transformación del paisaje es considerada uno de los principales motores detrás de la pérdida de especies, regional y globalmente. Estudios teóricos y empíricos sugieren que la estructura del paisaje influencia la diversidad de especies en muchos hábitats. Estos efectos se pueden manifestar a diferentes escalas espaciales dependiendo de la respuesta de las especies a la heterogeneidad del paisaje. Un similar, pero muchas veces descuidado aspecto de la escala, concierne a la escala temporal de la respuesta de las especies al cambio del paisaje (Lindborg & Eriksson, 2004). La escala de paisaje, la frecuencia y distribución espacial de hábitats críticos y recursos va a determinar el patrón de distribución de especies (Debinski y otros, 2001). La evidencia empírica a la fecha sugiere que los efectos de la fragmentación por sí solos son generalmente más débiles que los efectos de la pérdida de hábitat. A diferencia de los efectos de la pérdida de hábitat, y en contraste con la teoría corriente (Fahrig, 2003).

La Conectividad se ha convertido en una cuestión fundamental y prioritaria en las políticas actuales de conservación de la biodiversidad (por ejemplo Pan-European Biological and Landscape Diversity Strategy – PEBLDS – (1995), Séptima Conferencia de las Partes del Convenio sobre la Diversidad Biológica (2004)) y de iniciativas de investigación a todos los niveles (Marull y Mallarach, 2005; Moilanen y Nieminen, 2002; Nikolakaki, 2004; Pascual-Hortal y Saura, 2006; Schumaker, 1996; Taylor *et al.*, 1993; Tischendorf y Fahrig, 2000a).

La necesidad de mantener los flujos ecológicos en el paisaje y en particular, las rutas de dispersión naturales para los movimientos de la vida silvestre, exigen una gestión más integrada de los ecosistemas en los que las consideraciones de conectividad deben ser necesariamente incorporadas. Un mapeo adecuado de la distribución y configuración espacial del hábitat y el paisaje son requeridos inicialmente con el fin de tratar adecuadamente aspectos dependientes de la estructura-patrón de la conectividad (Tischendorf y Fahrig, 2000b). Por otro lado, una estimación de la conducta de dispersión y las habilidades de movimiento de la especie focal son necesarios para medir la conectividad funcional, ya que el mismo paisaje puede tener diferentes conectividades según la percepción de diferentes especies (Theobald, 2006).

Para resolver los problemas derivados de la fragmentación y devolver a los sistemas naturales la conectividad que los hace sostenibles en el tiempo, científicos, planificadores, gestores y otros profesionales han desarrollado diferentes aproximaciones que van desde el diseño de redes de espacios protegidos hasta sistemas integrales de planificación y gestión del territorio.

Algunos de estos modelos de redes tratan de asegurar la viabilidad de las poblaciones de ciertas especies, hábitats o ecosistemas (European Ecological Network, EECONET, Bischoff y Jongman, 1993). Normalmente este tipo de redes se caracterizan por contar con tres tipos de elementos: áreas núcleo, corredores, áreas restauradas o de amortiguación. Otros modelos de redes territoriales se centran en el mantenimiento de los procesos físicos que se dan sobre los sistemas, y hacen hincapié en el equilibrio ecológico del paisaje a través de las funciones compensativas (Külvik 2002; Sepp y Kaasik 2002). Los principales objetivos de estas aproximaciones son la identificación y localización de los nodos (áreas núcleo) y corredores, los cuales tienen una gran importancia geocológica y donde las funciones eco-compensativas se dan o deben llevarse a cabo. Ejemplos de estas redes son las desarrolladas en Estonia, Letonia y Lituania (Bennett, 2004).

Los corredores biológicos son comúnmente utilizados para conectar fragmentos de hábitat de vida silvestre, sin embargo, la identificación de los corredores de conservación normalmente descuida los procesos de selección y movimiento entre hábitats de los organismos objetivo. En su lugar, los diseños del corredor a menudo se basan en patrones binarios de la idoneidad del hábitat. Las nuevas tecnologías y herramientas analíticas permiten integrar mejor los patrones del paisaje con los procesos de comportamiento. Las funciones de selección de recursos se pueden utilizar para describir la idoneidad del hábitat con métricas continuas, multivariadas, y métodos de revisión por el cual el movimiento de los animales se puede cuantificar, analizar y modelar. Los procesos de selección y el movimiento entre hábitats pueden ser integrados con las características del paisaje utilizando rutas de menor costo, la teoría de grafos, y las funciones de selección de paso. Estas herramientas ofrecen nuevas formas de diseñar, implementar y estudiar corredores como vínculos del paisaje, de forma más objetiva y de manera integral. (Bennet, 1998).

La zona de influencia del Corredor Norte es el último refugio y hábitat de innumerables poblaciones de especies de fauna silvestre conspicuas e importantes, que se hallan bajo categorías de amenaza o en peligro de extinción, como el chancho quimilero (*Catagonus wagneri*; endémico del Gran Chaco), el tatú carreta (*Priodontes maximus*) y el oso hormiguero (*Myrmecophaga tridactyla*), por nombrar algunos.

Por lo expuesto anteriormente resultan prioritarios estudios de línea de base de la biodiversidad para diferentes grupos taxonómicos y a distintas escalas en orden de determinar la contribución del Corredor Norte, conector biológico del Parque Provincial Copo y el Río Salado, al flujo de especies, genes, procesos ecológicos, y en última instancia a la conectividad entre ambos ambientes.

2. Objetivos

Este trabajo persiguió como objetivo central determinar la biodiversidad de fauna presente en el Corredor Norte PPC – Río Salado. Como objetivos específicos podríamos mencionar:

Establecer los índices alfa y beta (Shannon-Wiener y Jaccard) de la estructura de la biodiversidad a lo largo del corredor;

Calcular la abundancia relativa de las especies de mayor relevancia desde la perspectiva de la conservación de la biodiversidad;

Determinar la contribución del Corredor Norte a la conectividad del paisaje.

3. Material y métodos

3.1. Área de estudio

Las tareas de campo se localizaron en el norte de la Provincia de Santiago del Estero, en los Departamentos Copo, Alberdi y Figueroa, entre los 25° a 26° de latitud sur y los 62° a 63° de longitud oeste, en una franja de territorio de unos 3000 km², expandiéndose del noreste hacia el sudoeste, desde el límite occidental del Parque Provincial Copo al Área natural protegida denominada Bañados de Figueroa. Se halla inmersa en la región fitogeográfica Parque Chaqueño Seco, presentado su composición florística característica como el Quebracho colorado y blanco, Algarrobo blanco y negro, Guayacán, Mistol, entre otras.

La geomorfología general corresponde a una planicie de sedimentos loésicos de antiguo modelado fluvial. El clima de la zona se clasifica según el sistema de Köppen y Geiger como clima caliente de estepa, seco en invierno; según el de Thornthwaite como semiárido. La temperatura media anual es de 21 °C con una precipitación media anual de 552 mm, se destacan la amplitud térmica de unos 30 °C entre el promedio de las temperaturas mínimas (6,4 °C) y máximas (36,1 °C) y la alta evapotranspiración potencial que produce un déficit hídrico en todos los meses. (Bruchmann, 1981).

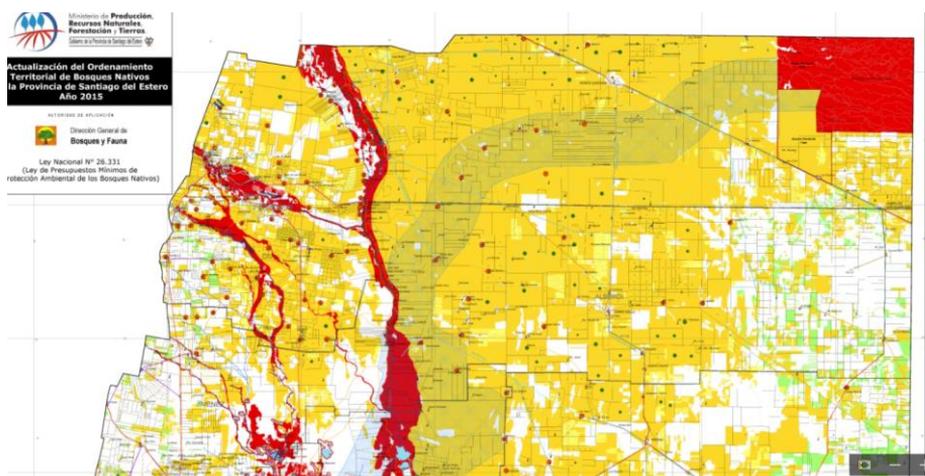


Figura 1. Porción del mapa de Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos de Santiago del Estero; el polígono grisáceo delimita el Corredor Norte.

3.2. Análisis de conectividad

3.2.1. Clasificación de imagen satelital

El archivo de input necesario para hacer correr el software Fragstats (versión 4.2) es una imagen raster de formato GeoTIFF o ASCII preferentemente, la cual fue generada mediante una clasificación supervisada (Vicens L., 2009) semiautomática y multiespectral en el programa QGIS Essen (versión 2.14.3) a través del plugin “SCP”, el cual produce un mapa temático por tipos de coberturas ambientales del área considerada. Como insumo al proceso de clasificación se utilizó una imagen satelital MODIS de 2015, 3 bandas, con una resolución espacial de 500m y una combinación RGB 1, 2, 3 para una mejor visualización e interpretación de la zona de estudio. La misma se halla georreferenciada y posee un Sistema de Referencia de Coordenadas (SRC) WGS 84 EPSG: 4326.

El proceso de clasificación supervisada de escenas utilizando imágenes multiespectrales se divide en dos fases: una fase de entrenamiento que es el proceso en donde el usuario se encarga de recorrer toda la imagen asignándole un valor significativo a cada pixel a los que pertenecen por clase, seguida de la fase de toma de decisiones, donde el equipo asigna una etiqueta de clase a todos los pixeles, buscando que cada pixel sea lo más similar posible a la respectiva clase en el entrenamiento. Se empleó el **NDVI** (*Normalized Difference Vegetation Index*), (Gherschman, *et al.*, 2003a; Paruelo, *et al.*, 2004; Baldi, *et al.*, 2006; Baldi y Paruelo, 2008). Dicho índice es un descriptor de la vegetación, ya que integra dos aspectos

claves del comportamiento espectral de los tejidos fotosintéticos: la baja reflectancia en longitudes de onda correspondientes al rojo (debido a la absorción por parte de la clorofila) y la alta reflectancia en la porción del infrarrojo cercano (debido a la estructura del mesófilo de las hojas). El algoritmo seleccionado para la clasificación fue el de “distancia mínima” sin valor de umbral de corte, definiéndose 7 clases temáticas de las cuales 5 corresponden efectivamente a zonas del área de estudio, a saber:

1. Bosque;
2. Agricultura;
3. Salinas;
4. Agua;
5. Bañados.

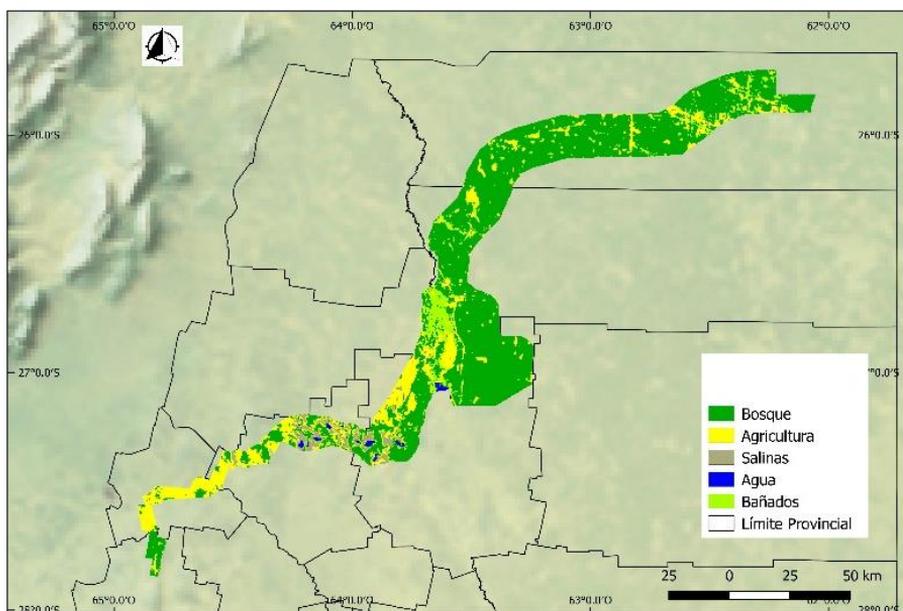


Figura 2. Mapa temático de la clasificación supervisada de tipos de cobertura del suelo del Corredor Norte.

3.2.2. Diseño muestral

En orden de poder responder a uno de los objetivos, que es determinar si el Corredor Norte contribuye de forma efectiva a la conectividad biológica entre dos grandes núcleos de conservación de biodiversidad como son el Parque Provincial Copo y la Reserva de Usos Múltiples Bañados de Figueroa, se

confeccionó un diseño muestral sistemático a lo largo del mismo, con estaciones de muestreo espaciadas a 20 km una de otra aproximadamente, mediante el empleo de la función “herramientas de investigación” del programa libre QGis, e imágenes satelitales georreferenciadas Landsat 7 TM.

Tabla 1. Localización geográfica de las trampas cámara.

Cámara Trampa N°	2015	2016
1	25°48'29,9''S; 62°13'49,2''O	25°59'01,6''S; 62°52'40,1''O
2	25°54'31,3''S; 62°28'47,3''O	25°59'08,0''S; 62°52'54,8''O
3	25°53'53,9''S; 62°29'00,3''O	26°00'49,5''S; 63°11'33,8''O
4	25°59'59,3''S; 62°48'44,4''O	26°00'43,6''S; 63°11'30,1''O

Mamíferos

▪ Transectas lineales de largo variable de 3 a 5 km (Conner *et al.* 1983, Linhart y Knowlton 1976, Stephens *et al.* 2006), recorridas a pie, consignando observaciones directas e indicios indirectos (cuevas, huellas, eses, etc.) localizadas en forma sistemática y estratificada por tipo de ambientes, a una distancia no menor de 2km entre una y otra, de forma tal de asegurar independencia y que no halla autocorrelación espacial. Se realizaron un total de 5 transectas distribuidas entre las estaciones previamente seleccionadas, recorriendo un total de 17 km.

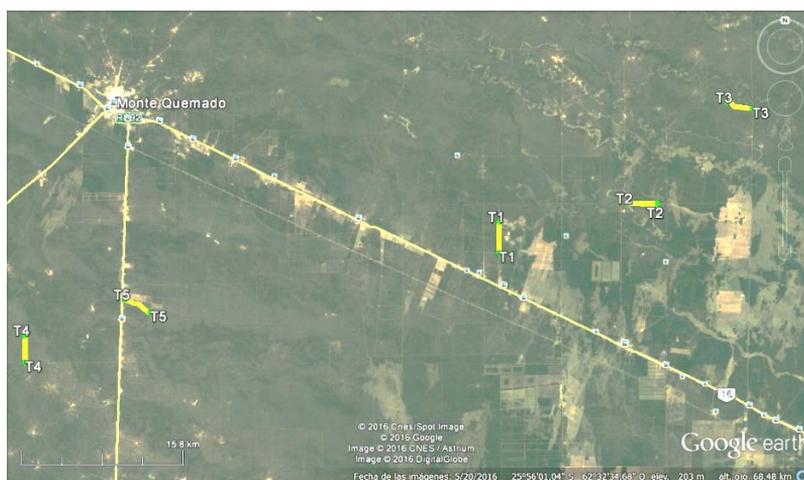


Figura 3. Imagen satelital con la ubicación de las transectas de muestreo visualizadas mediante líneas amarillas.

- Colocación de trampas cámara digitales automáticas (marca Tasco de 5 mpx) sobre la corteza de árboles a 50 cm de altura desde el suelo, ubicadas en la cercanía de las picadas o pasaderos de los animales. Las mismas se localizaron espaciadas una de otra a no menos de 1,5 km (Trolle y Kéry, 2003). Se emplearon un total de 4 cámaras con turnos de activación y chequeo de 30 días.



Figura 4. personal técnico en las tareas de activación y colocación de la cámara.

Aves

- Recuentos en puntos de radio fijo. Se registraron observaciones de aves en un radio de 25 m alrededor del observador, como también las que “caen” afuera del mismo por un período de 5 minutos (Ralph *et al.*, 1996; González – Oreja *et al.*, 2007, MacGregor-Fors *et al.*, 2010b).
- En todos los casos, tanto para mamíferos como aves los datos a campo se complementan con la realización de entrevistas mediante encuestas no formales a pobladores (Barbarán, 2000; Giraudo y Abramson, 1998), para recopilar datos sobre la presencia, abundancia y tendencia poblacional de las especies. Además, se consultó la recopilación de datos bibliográficos, registros históricos de museos y revistas indexadas especializadas en la temática.

3.2.3. Análisis de conectividad

Los paisajes están compuestos por elementos – los componentes espaciales que hacen al paisaje. Un modelo conveniente y popular para conceptualizar y representar los elementos en un mapa categórico de patrones (o mosaico de parches) es conocido como el modelo parche-corredor-matriz (Forman, 1995). Bajo este modelo, tres elementos principales del paisaje son típicamente reconocidos, y la extensión y la configuración de estos elementos definen el patrón del paisaje.

- Parche;
- Corredor;
- Matriz.

En este modelo de biogeografía de islas, el énfasis está puesto en un único tipo de parche; parches disjuntos, por ejemplo fragmentos de hábitats, son vistos como análogos a islas oceánicas inmersas en un trasfondo inhóspito o ecológicamente neutro (matriz). Esta perspectiva emerge de la teoría de biogeografía de islas (MacArthur y Wilson, 1967) y el subsecuente interés en la fragmentación del hábitat (Saunders *et al.* 1991). En tal sentido existe una estructura de parche binaria en la cual los parches focales (fragmentos) están inmersos en una matriz neutral. Aquí, el énfasis está puesto en la extensión, el carácter espacial, y la distribución del tipo de parche focal sin considerar explícitamente el rol de la matriz. Bajo esta conceptualización, la conectividad puede ser estimada por la agregación espacial del tipo de parche focal sin considerar como los parches involucrados afectan la conectividad funcional entre los parches de la clase focal.

Nos situamos en el modelo de biogeografía de islas para efectuar el análisis de conectividad, a partir de considerar la clase de “bosque” de la clasificación supervisada como los parches focales tomados en consideración como hábitat de fauna silvestre. En consecuencia, utilizamos el software de libre acceso Fragstats versión 4.2 el cual es un programa de análisis espacial de patrones para cuantificar la estructura (composición y configuración) de paisajes. Este calcula una gran colección de métricas referidas a un mapa categórico de entrada, de las cuales optamos por elegir dos, el área de cada parche (AREA) y el índice de la distancia mínima euclídea (ENN). El área de cada parche de bosque será el primer filtro considerado, seleccionado sólo aquellos que superen la superficie mínima de hábitat requerida para el mantenimiento de poblaciones viables en el tiempo. Seguidamente con estos parches ya identificados, se utiliza el ENN siendo tal vez la medida más simple de aislamiento de parches (Moilanen y Hanski, 2001). Es definida usando simplemente la geometría Euclidiana como la distancia más corta en línea recta entre el parche objetivo y su vecino más próximo de la misma clase, basado en la distancia entre los centros de las celdas más cercanas de los respectivos parches. Tomando en cuenta este índice se evalúa los valores de las

distancias entre los parches previamente seleccionados a partir de su superficie comparándolos con un valor umbral que establece el máximo de distancia de dispersión de la especie seleccionada para el análisis en una matriz hostil. Finalmente, si el valor promedio de las distancias del índice ENN entre los parches es menor o superior al valor máximo de dispersión de la especie para el paisaje en cuestión, se determinará si el mismo presenta mayor o menor grado de conectividad respectivamente.

Tabla 2. Descripción del índice ENN, adaptado del manual de Fragstats.

Distancia Euclídea del Vecino más Próximo	
$ENN = h_{ij}$	h_{ij} = distancia (m) desde el parche ij al parche vecino más próximo del mismo tipo (clase), basado en la distancia borde-a-borde del parche, calculado desde el centro de la celda al centro de la celda.

3.3. Análisis de abundancias relativas

Como fuera mencionado, se emplearon esencialmente tres técnicas para el relevamiento de las especies de mamíferos y aves, las cuales son transectas, trampas cámara y conteo por puntos. En las transectas se pueden obtener diferentes índices de abundancia, los más utilizados son el número de huellas/km recorrido, número de excretas/km recorrido y en casos excepcionales el número de individuos observados por km (Wilson y Delahay, 2001). Con la finalidad de estandarizarlas se pueden transformar a un índice que involucre el número de registros por Km que multiplique el número total de km recorridos durante el período de muestreo, esta información puede ser así utilizada para generar curvas de probabilidad de detección o simulaciones (Carbone *et al.* 2001, Sargeant *et al.* 1998, Stephens *et al.* 2006).

3.4. Análisis de biodiversidad

Para estudiar la biodiversidad se consideraron y clasificaron los datos en diferentes niveles geográficos para obtener información más allá del listado de especies. Algunos de estos niveles fueron asociados a las escalas de trabajo definidas por nuestro objetivo, es decir, se definió qué es local y regional para asociar a éstos las medidas de la diversidad alfa y beta.

- **Alfa:** es la riqueza de especies de una comunidad determinada y que se considera homogénea, por lo tanto es a un nivel “local”.

- **Beta:** es la medida del grado de cambio o reemplazo en la composición de especies entre las comunidades que se encuentran en un área mayor. Se propone que se obtenga a partir de comparaciones entre pares de unidades de paisaje; sin embargo, esto depende de lo que se haya definido como comunidad.

4. Resultados

4.1. Listado de especies de mamíferos

Durante las campañas de toma de datos en transectas de 2015 y 2016 se registraron un total de 59 individuos, de 15 especies de mamíferos pertenecientes a 9 familias: Felidae, Canidae, Mustelidae, Cervidae, Myrmecophagidae, Dasypodidae, Tayassuidae, Caviidae y Leporidae. Siendo la más representada Dasypodidae con un porcentaje del 29 %. La Tabla 1 presenta el listado de especies registradas en transectas como también mediante trampas cámara, donde n_i = número de individuos de la especie i ; p_i = abundancia proporcional de la especie i ($p_i = n_i/N$) (Moreno, 2001).

Tabla 3: listado de especies de mamíferos medianos y grandes del área de estudio.

Nombre común	Nombre científico	Familia	Transectas		Cámaras	
			n_i	p_i	n_i	p_i
Peludo	<i>(Chaetophractus villosus)</i>	Dasypodidae	10	0,16	2	0,04
Mataco	<i>(Tolypeutes matacus)</i>	Dasypodidae	2	0,03	1	0,02
Pichi llorón	<i>(Chaetophractus vellerosus)</i>	Dasypodidae	5	0,08	-	-
Pichi ciego	<i>(Chlamyphorus truncatus)</i>	Dasypodidae	1	0,01	-	-
Balacate	<i>(Euphractus sexcinctus)</i>	Dasypodidae	1	0,01	-	-
Zorro gris	<i>(Lycalopex gymnocercus)</i>	Canidae	8	0,13	4	0,09
Zorrino	<i>(Conepatus chinga)</i>	Mustelidae	3	0,05	2	0,04
Puma	<i>(Puma concolor)</i>	Felidae	2	0,03	5	0,11
Gato montés	<i>(Oncifelis geoffroyi)</i>	Felidae	-	-	3	0,06
Conejo de los palos	<i>(Pediolagus salinicola)</i>	Caviidae	5	0,08	3	0,06
Conejo castilla	<i>(Sylvilagus brasiliensis)</i>	Leporidae	-	-	1	0,02
Liebre	<i>(Lepus europaeus)</i>	Leporidae	-	-	2	0,04
Chanchito de collar	<i>(Pecari tajacu)</i>	Tayassuidae	8	0,13	4	0,09
Guazuncha	<i>(Mazama gouazoubira)</i>	Cervidae	13	0,22	11	0,25
Oso hormiguero	<i>(Myrmecophaga tridactyla)</i>	Myrmecophagid ae	1	0,01	7	0,15
N° de individuos (N)			59	0,99	45	0,99
N° de especies (S)			15		12	

A continuación se presentan algunos de los registros relevantes de especies de mamíferos de las trampas cámaras a lo largo del Corredor Norte.



Figura 5. zorro gris, guazuncha, zorrino, chanchito de collar, oso hormiguero, y puma.

4.2. Abundancias relativas

El siguiente gráfico de barras muestra las abundancias relativas de las especies detectadas mediante la metodología de transectas. El valor expuesto para cada especie resulta del cociente entre el número de registros contabilizados por el total de kilómetros recorridos, como fuera explicado con mayor detalle en el apartado 3.3.

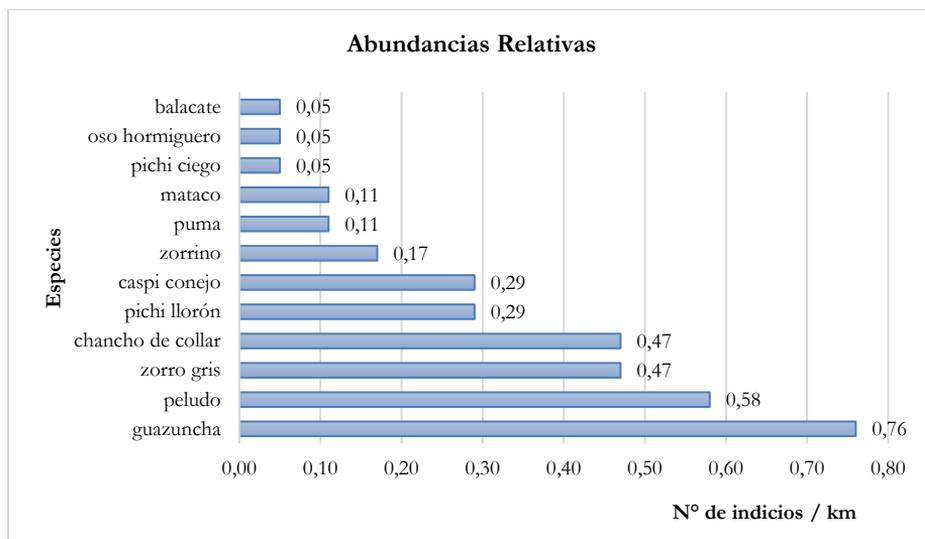


Figura 6. abundancias relativas de las especies de mamíferos a partir de transectas.

Estos resultados concuerdan con otros trabajos para la Ecorregión Chaqueña (Caziani *et al.* 2003; Ayala *et al.* 2000; Cuellar *et al.* 1998), en los cuales *Mazama gouazoubira*, *Lycalopex gymnocercus* y el grupo de Xenarthras (en particular familia Dasypodidae) fueron los de mayor cantidad de registros.

Los indicios indirectos típicos, que se registran con mayor frecuencia que otros como fecas y cuevas durante las campañas de transectas son las pisadas o huellas de los individuos. Un ejemplo de ello se presenta en la foto N° 7.



Figura 7. Rastros de un ejemplar de chanco de collar adulto registrado en transectas.

4.3. Encuestas a pobladores

Se trabajó con pobladores de diversos parajes localizados en el Corredor Norte, a los cuales se les preguntó sobre las especies de fauna que habitan en aquellos ecosistemas. Entre las especies mencionadas por la gente debemos destacar aquellas que no fueron detectadas por las metodologías de transectas y cámaras trampa. Estas son yaguarundí (*Herpailurus yaguarondi*), hurón menor (*Galictis cuja*), comadreja común (*Thylamys pusillus*), comadreja overa (*Didelphis albiventris*), oso melero (*Tamandua tetradactyla*), mulita (*Dasypus hybridus*), tatú carreta (*Priodontes maximus*), chanco quimilero (*Catagonus wagneri*), vizcacha (*Lagostomus maximus*), cuis (*Galea musteloides*).

4.4. Listado de especies de aves

La Tabla 4 presenta el listado de especies de avifauna observadas mediante la metodología de conteo por puntos (apartado 3.2.2), como también las mencionadas por la gente en las encuestas. El mismo no pretende ser un detalle exhaustivo de la composición de aves de las comunidades del área de estudio.

Tabla 4: Listado de especies de avifauna del Corredor Norte.

Nombre común	Nombre científico	Conteo por puntos	Encuestas
Reina mora	<i>Cyanocompsa brissonii</i>	✓	✓
Cardenal común	<i>Paroaria coronata</i>	✓	✓
Cardenilla	<i>Paroaria capitata</i>	✓	✓
Boyero	<i>Cacicus solitarius</i>	✓	✓
Benteveo	<i>Pitangus sulphuratus</i>	✓	✓
Pitíayumí	<i>Parula pitaiyumi</i>	-	✓
Naranjero	<i>Thraupis bonariensis</i>	-	✓
Cortarramas	<i>Phytotoma rutila</i>	✓	✓
Sachita	<i>Sicalis flaveola</i>	✓	✓
Brasita	<i>Piranga flava</i>	-	✓
Pepitero	<i>Saltator aurantirostris</i>	✓	✓
Gallito copetón	<i>Rhinocrypta lanceolata</i>	-	✓
Chingolo	<i>Zonotrichia capensis</i>	✓	✓
Tordo	<i>Molothrus spp.</i>	✓	✓
Zorzal chalchalero	<i>Turdus amaurochalinus</i>	-	✓
Hornero	<i>Furnarius rufus</i>	✓	✓
Hornerito copetón	<i>Furnarius cristatus</i>	✓	✓
Kakuy	<i>Nyctibius griseus</i>	-	✓
Picabuey	<i>Machetornis rixosus</i>	✓	✓
Piojito común	<i>Serpophaga subcristata</i>	-	✓
Tacuarita azul	<i>Polioptila dumicola</i>	-	✓
Monjita blanca	<i>Xolmis irupero</i>	✓	✓
Calandria	<i>Mimus spp.</i>	✓	✓
Chichero grande	<i>Drymornis bridgesii</i>	-	✓
Chincherito chico	<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	✓	✓
Trepador gigante	<i>Xiphocolaptes major</i>	-	✓
Carpintero lomo blanco	<i>Campephilus leucopogon</i>	-	✓
Carpintero bataraz chico	<i>Picoides mixtus</i>	✓	✓
Carpintero blanco	<i>Melanerpes candidus</i>	✓	✓
Carpintero real común	<i>Colaptes melanolaimus</i>	-	✓
Durmilí	<i>Nystalus maculatus</i>	-	✓
Picaflor común	<i>Chlorostilbon aureoventris</i>	✓	✓
Caburé chico	<i>Glaucidium brasilianum</i>	-	✓
Lechuza bataraz	<i>Strix rufipes</i>	-	✓
Lechuza de la vizcachera	<i>Athene cunicularia</i>	✓	✓
Lechuzón Coco	<i>Asio stygius</i>	-	✓
Atajacaminos	<i>Caprimulgus spp.</i>	✓	✓
Pirincho	<i>Guira guira</i>	✓	✓
Paloma picazuró	<i>Columba picazuro</i>	✓	✓
Paloma mediana	<i>Zenaida auriculata</i>	✓	✓
Urpila	<i>Columbina picui</i>	✓	✓
Tero	<i>Vanellus chilensis</i>	✓	✓
Charata	<i>Ortalis canicollis</i>	✓	✓

Nombre común	Nombre científico	Conteo por puntos	Encuestas
Chajá	<i>Chauna torquata</i>	-	✓
Garza blanca	<i>Egretta spp.</i>	✓	✓
Chuña patas negras	<i>Chunga burmeisteri</i>	✓	✓
Chuña patas rojas	<i>Cariama cristata</i>	-	✓
Suri	<i>Rhea americana</i>	-	✓
Perdiz	<i>Nothura maculosa</i>	✓	✓
Perdiz chica	<i>Nothoprocta cinerascens</i>	✓	✓
Perdiz copetona	<i>Eudromia spp.</i>	✓	✓
Carancho	<i>Polyborus plancus</i>	✓	✓
Jote cabeza negra	<i>Coragyps atratus</i>	✓	✓
Halconcito colorado	<i>Falco sparverius</i>	-	✓
Halconcito gris	<i>Spizapteryx circumcinctus</i>	✓	✓
Halcón plumizo	<i>Falco femoralis</i>	✓	✓
Águila coronada	<i>Harpyhaliaetus coronatus</i>	-	✓
Aguilucho colorado	<i>Heterospizias meridionalis</i>	-	✓
Gavilán patas largas	<i>Circus spp.</i>	✓	✓
Caracolero	<i>Rostrhamus sociabilis</i>	-	✓
Loro hablador	<i>Amazona aestiva</i>	✓	✓
Cala	<i>Aratinga acuticaudata</i>	✓	✓
Cata	<i>Myiopsitta monachus</i>	✓	✓
Urraca (anó)	<i>Chrotofaga ani</i>	✓	✓

El presente listado coincide con inventarios precedentes como Caziani y colaboradores (2003) y Capurro y Bucher (1988), difiriendo solamente por el registro del caracolero (*Rostrhamus sociabilis*) para el departamento Copo, aunque cabe aclarar que únicamente fue mencionado en las encuestas de los pobladores sin haber sido corroborado en los muestreos de campo.

A continuación, se presentan registros fotográficos de avifauna generados en las metodologías de conteo por puntos, transectas y cámaras trampa.

9



11



12



13



14



Figura 8. jote cabeza negra, pepitero, charata, chuña y chinchero, respectivamente.

4.5. Biodiversidad

4.5.1. Diversidad Alfa (α)

La tabla N° 5 presenta los cálculos del programa Estimates para distintos índices de la diversidad alfa. Los mismos son calculados para cada transecta en forma individual.

Tabla 5: Salida del software Estimates para los valores de índice alfa por transectas del área de estudio.

Muestras	Individuals (computed)	S(est) SD	Shannon Mean	Chao 1 95% CI Upper Bound	Cole Rarefaction	Shannon Exponential Mean	Simpson Inv Mean
1	11.4	1.21	1.58	6.32	6.62	4.86	4.76
2	22.8	1.08	1.86	29.92	9.07	6.45	5.55
3	34.2	0.97	1.88	31.31	10.39	6.54	5.42
4	45.6	0.92	2.07	62.04	11.31	7.93	6.64
5	57	0.91	2.2	22.53	12	9.06	7.75

A partir de los valores de los índices observados en la Tabla 5 podemos inferir en principio que existe una elevada diversidad de especies en el corredor. Si consideramos el índice de Simpson resaltamos que el sector de las transectas 1, 2 y 3 (más cercano al Parque Provincial Copo) presenta al interior de su comunidad un ensamble más equilibrado y equitativo, mientras que la zona de las transectas 4 y 5 presenta mayor dominancia de ciertas especies.

Existen pocas publicaciones para la región chaqueña en las cuales se exhiban como resultados los valores de índices de diversidad alfa o beta. En el trabajo de Kufner y colaboradores (2005) para la región del Chaco Seco en la Provincia de Córdoba se presentan valores del índice de Shannon-Wiener (H) para mesofauna que oscila entre 1,19 y 1,73, menores al encontrado en el presente trabajo de 2,2.

El informe final de línea de base de la Unidad de Conservación Copo (Parque Nacional, Parque Provincial y Reserva Provincial Copo) de Caziani y otros (2003), en lo referente al grupo taxonómico de mastofauna mediana y grande (>1 kg) establece que el bosque primario de quebrachos, sin perturbaciones humanas significativas registradas en el último siglo, es más biodiverso que el bosque secundario sometido a explotación forestal, ganadería e incendios periódicos. Esto concuerda con los valores de diversidad de los índices expuestos en la tabla 5, mostrando un incremento de la misma en cercanías de la Unidad de Conservación Copo.

5.5.2. Diversidad Beta (β)

La tabla N° 6 presenta los valores de diferentes índices beta, los cuales comparan la proporción de especies compartidas entre pares de ambientes.

Tabla 6: Salida del software Estimates para los índices de diversidad beta.

First Sample	Second Sample	Shared Species Observed	Jaccard Classic	Chao-Sorensen-Raw Abundance-based	Morisita-Horn	Bray-Curtis
1	2	3	0.375	0.683	0.759	0.632
1	3	4	0.571	0.852	0.873	0.7
1	4	4	0.5	0.676	0.606	0.5
1	5	4	0.364	0.586	0.609	0.56
2	3	4	0.5	0.809	0.894	0.762
2	4	4	0.444	0.5	0.373	0.381
2	5	5	0.455	0.692	0.646	0.538
3	4	5	0.625	0.749	0.5	0.455
3	5	6	0.6	0.769	0.683	0.593
4	5	7	0.7	0.857	0.759	0.667

De los valores observados en la Tabla 6 podemos tomar el índice de Jaccard para establecer que los ambientes que presentan una mayor similitud en cuanto a composición de especies son la combinación de la transecta N° 3 con las N° 4 y 5, es decir la más próxima al Parque Copo (3) con las más cercanas a Bañados de Figueroa (4 y 5). Esto es interesante ya que en el caso de las transectas 4 y 5 el índice marca algo que podría ser explicado desde el sentido común por estar localizadas en forma contigua en el territorio, sin embargo no es el caso de las combinaciones de 3 con 4 y 5 respectivamente, encontrándose distanciadas por más de 100 km, y presentando realidades ambientales diferentes.

El trabajo de Ayala y colaboradores (2000) para el Chaco Boliviano compara la diversidad y densidad de especies de mamíferos a través de censos por transectas para dos zonas con diferente intervención antrópica, una con cacería de fauna y la otra sin. Muestra curiosamente mayor diversidad de mamíferos para la zona con cacería y una disparidad en cuanto a la densidad de las diferentes especies en las dos áreas. En principio esto no se condice con los valores de diversidad beta de nuestro trabajo que arrojan una mayor similitud en la proporción de especies compartidas para ambientes más distantes y diferentes. Estas amplias variaciones en el comportamiento del índice podrían deberse al hecho de que la muestra (N) fue pequeña, por lo cual para futuras investigaciones sería necesario incrementar

la cantidad de transectas y/o kilómetros transitados a los efectos de constatar que existen variaciones estadísticamente significativas en la similitud / disimilitud de los ambientes.

5.6. Conectividad

Para el análisis de conectividad seleccionamos dos especies de mamíferos grandes, el puma (*Puma concolor*) y el guazuncho (*Mazama gouazoubira*). El primero presenta grandes ámbitos hogareños y distancias de dispersión, en tanto el cérvido no tiene grandes requerimientos de territorio.

- El Puma (*Puma concolor*; Linnaeus, 1771) tiene el rango geográfico más grande de cualquier mamífero terrestre de las Américas. A pesar de esta gran distribución, los pumas son una especie de consideración para la conservación y en declive a través de gran parte de su rango (Caso *et al.* 2008). Investigaciones en Norte América sugieren que la dispersión es crítica en el mantenimiento de la conectividad de poblaciones de pumas cada vez más fragmentadas (Beier, 1995; Sweanor *et al.* 2000; Stoner *et al.* 2006, Robinson *et al.* 2008). La dispersión del puma mantiene la diversidad genética a través del paisaje y es esencial en la revitalización de poblaciones pequeñas y la recolonización de hábitats en los cuales las poblaciones locales se habían extinguido (dinámica de fuente-sumidero) (Beier, 1995; Stoner *et al.* 2008). Distancias de dispersión largas por pumas a través de grandes trayectos por hábitats inhóspitos han sido bien registrados en Norte América (Logan & Sweanor 2001, Thompson & Jenks 2005). Los movimientos promedio diarios \pm SD durante este período fueron 6.3 ± 6.58 km día⁻¹; rango 0.36-23.61 (Elbroch, *et al.* 2009). Stoner *et al.* 2008, determinaron que el puma durante sus movimientos de dispersión atraviesa extensas regiones con múltiples obstáculos sin mayores problemas.

El último paso necesario para determinar a escala de paisaje que áreas presentan o no menor o mayor grado de conectividad fue considerar las distancias de dispersión del puma mencionadas por otros autores y seguidamente compararlas con el valor promedio del índice ENN que aparece en la tabla N° 7 (~555 m). A partir de esto se establece que el Corredor Norte todavía puede contribuir para la viabilidad poblacional y la conectividad regional del puma.

- La corzuela parda muestra rechazo hacia los ambientes muy perturbados por el hombre. Leeuwenberg *et al.* 1999, establece que la especie usa muy poco hábitats extremadamente abiertos, pastizales pantanosos o bosques en galería cerrados. Un estudio de radiotelemetría en el Chaco Boliviano mostraron un ámbito hogareño de 25 a 35 hectáreas. El ámbito hogareño

del macho parece solaparse al de dos hembras, y su densidad fue estimada en 7 individuos/km²(Barrientos and Maffei, 2000).

Si bien no poseemos un valor neto de distancia de dispersión, tomaremos como referencia la superficie del home range, la cual responde a los movimientos diarios promedios de los individuos en busca de recursos. Por ende, al comparar con el índice ENN que para esta especie da un valor de 626.66 m, se establece en principio que grandes sectores del Corredor Norte no cumplirán con los requisitos necesarios para satisfacer la conectividad funcional de *Mazama gouazoubira*.

Tabla 7: Valores de salida del software Fragstats para alguno de los parches de hábitat del paisaje del puma. En rojo los índices de ENN.

PID	TYPE	AREA	PERIM	ENN
1	cls_1	68102.0409	732151.688	508.792
1649	cls_1	8756.254	107863.904	719.5405
1179	cls_3	3572.3963	83950.68	763.188
Promedio				555.306

No se encontraron análisis o modelos explícitos de conectividad de puma o guazuncha para la región Chaqueña. En la tesis de maestría de Gonzalez Saucedo (2011) se efectúa un modelo de conectividad funcional de *Puma concolor* para el centro de México a través de la identificación de corredores biológicos mediante la ruta de menor costo (LCPA), determinando zonas del paisaje con diferentes grados de permeabilidad para el desplazamiento de la especie. Al igual que sucede en la región chaqueña los hábitats óptimos van decreciendo, manteniéndose principalmente en áreas protegidas. Como en los resultados de nuestro modelo se estable que el puma presenta versatilidad para transitar por sectores de hábitat menos adecuados y con mayor degradación por presencia del hombre, siendo mayormente una dispersión forzada a través de pequeños parches aislados usados como peldaños o escalones entre zonas de mayor cobertura.

5. Conclusiones

- El Corredor Norte del nuevo OTBN provincial (2015), aún presenta muchas poblaciones de especies importantes desde la perspectiva de conservación de biodiversidad por estar catalogadas en retroceso, amenazadas o en peligro de extinción como *Puma concolor*, o también por ser endémicas del bioma como

Catagonus wagneri, lo cual le confiere importancia en el mantenimiento y contribución de la viabilidad de las mismas.

- Del análisis preliminar efectuado se desprende que el Corredor podría ser de utilidad para la conectividad funcional de especies de mamíferos grandes y de gran dispersión geográfica como el puma o el pecarí de collar, pero que podría presentar serias limitaciones en gran parte de su superficie para permitir la conectividad de especies con menor grado de movilidad como por ejemplo la guazuncha.
- En las incursiones de campaña para toma de datos se pudo constatar un incremento progresivo en las modificaciones de los ecosistemas boscosos del Corredor, entre las que podemos mencionar casos puntuales de desmontes de grandes superficies para usos agropecuarios (siembra de grano grueso y sistema silvopastoril) sin las autorizaciones correspondientes; como así también durante las transectas por picadas y caminos a lo largo y ancho del Corredor se pudo observar una intensa actividad de extracción forestal para postes, carbón y varillas, en particular de las especies de quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho-blanco*) y colorado (*Schinopsis quebracho-colorado*), inclusive de individuos juveniles. Todo esto incide negativamente en la conservación, viabilidad y conectividad de la biodiversidad presente en el Corredor, atentando contra el objetivo principal del mismo.
- Se propone evaluar la posibilidad de construir infraestructura como los “pasos” de fauna y cartelería alusiva a la temática, tendiente a facilitar el movimiento seguro de animales silvestres a lo largo del tramo de la ruta provincial N° 92 que atraviesa el Corredor Norte.
- Es necesario profundizar la intensidad y periodicidad de los estudios y monitoreos a lo largo del Corredor Norte para ahondar en mayores conclusiones, y para que esta información sea de utilidad para los organismos encargados de su gestión. Además, sería importante continuar con las tareas de extensión e información destinadas a la población vinculada al Corredor, sobre los alcances e implicancias de este elemento de zonificación territorial.

Agradecimientos:

La Subdirección de Fauna y la Facultad de Ciencias Forestales desean agradecer profundamente la valiosa contribución de las familias de los parajes Valle Grande, Fátima, El Palmar, El Maján, 3 Leones y San Lorenzo, que no sólo compartieron vivencias e información general entorno a la temática de fauna, sino que también colaboraron activamente en la localización e instalación de los dispositivos de trampas-cámara.

6. Bibliografía

- Altrichter M (2005) The sustainability of subsistence hunting of peccaries in the Argentine Chaco. *Biological Conservation* 126: 351–362.
- Altrichter M (2006) Wildlife in the life of local people of the semi-arid Argentine Chaco. *Biodiversity and Conservation* 15: 2719–2736.
- Altrichter, M. and Boaglio G. 2004. Distribution and relative abundance of peccaries in the Argentine Chaco: associations with human factors. *Biological Conservation* 116: 217-225.
- Altrichter, M.; G. Boaglio and P. Perovic. 2006. The decline of jaguars *Panthera onca* in the Argentine Chaco. *Oryx* 40(3): 302-309.
- Ayala, J., Noss, A., Cabrera, E., & Mercolli, C. (2000). Censos por transectas en el Chaco boliviano: Limitaciones biológicas y sociales de la metodología. *Manejo de Fauna Silvestre en Amazonía y Latinoamérica. CITES Paraguay, Fundación Moises Bertoni, University of Florida*, 29-36.
- Baldi, G., & Paruelo, J. (2008). Land-use and land cover dynamics in South American temperate grasslands. *Ecology and Society*, 13(2). *changes in South America. Sensors*, 8(9), 5397-5425. ART/FAUBA al Banco Mundial.
- Baldi, G., Guerschman, J. P., & Paruelo, J. M. (2006). Characterizing fragmentation in temperate South America grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 116(3), 197-208.
- Baldi, G., Noretto, M. D., Aragón, R., Aversa, F., Paruelo, J. M., & Jobbágy, E. G. (2008). Long-term satellite NDVI data sets: evaluating their ability to detect ecosystem functional.
- Barbarán, F. R. 2000. Recursos alimenticios derivados de la caza, pesca y recolección de los Wichi del río Pilcomayo (provincia de Salta, Argentina), p. 507-527. En: Cabrera E, C.
- Barrientos, S., & Maffei, L. (2000). Radio-telemetría de la hurina *Mazama gouazoubira* en el campamento Cerro Cortado, Izozog, Santa Cruz, Bolivia (pp: 369-372). *Manejo de fauna silvestre en Amazonía y Latinoamérica. Asunción: CITES Paraguay, Fundación Moises*
- BEIER P (1995) Dispersal of juvenile cougars in fragmented habitat. *Journal of Wildlife Management* 59: 228-237.
- Beier, P. (1995). Dispersal of juvenile cougars in fragmented habitat. *J. Wildl. Mgmt.* 59: 228–237.
- Bennet, A.F. 1998. Linkages in landscape: The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. X+254 pp.
- Bennett, G. 2004. Integrating Biodiversity Conservation and Sustainable Use: Lessons learned from Ecological Networks. IUCN, Gland, Switzerland, and Cambridge, UK. Vi +55pp.
- Bischoff, N.T. y Jongman, R.H.G. 1993. Development of rural areas in Europe: the claim for nature. Netherlands Scientific Council for Government Policy, Preliminary Report V79, p. 206 The Hage.
- Bruchmann, E.T. 1981. Climatología general y agrícola de la Provincia de Santiago del Estero. Universidad Nacional de Tucumán, 199 p., Tucumán.
- Caso A, C López-González, E Payan, E Eizirik, T De Oliveira, R Leite-Pitman, M Kelly, C Valderrama & M Lucherini (2008) Puma concolor. In: IUCN Red List of Threatened Species. URL:<http://www.iucnredlist.org/>.(accessed on 30 January 2009).
- Capurro, H. A.; Bucher, E. H. (1988). Lista comentada de las aves del bosque chaqueño de Joaquín V. González, Salta, Argentina. *Hornero* 013 (01): 039-046.

- Carbone, C., Christie, S., Conforti, K., Coulson, T., Franklin, N., Ginsberg, J. R., & Laidlaw, R. (2001). The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals. *Animal Conservation*, 4(1), 75-79.
- Caziani, S., Trucco, C., Perovic, P., Tálamo, A., Derlindati, E., Adámoli, J., Lobo, F., Fabrezi, M., Srur, M., Quiroga, V., Martínez Oliver, M. (2003). Línea de base y programa de monitoreo de biodiversidad del Parque Nacional Copo. Informe Final. Administración de Parques Nacionales (APN) en el marco del Proyecto "Conservación de la Biodiversidad" (APN-GEF/BIRF).
- Ceballos G, Simonetti J (2002) Diversidad y conservación de los mamíferos Neotropicales. CONABIO, Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, México DF, México.
- Conner, M.C., R.F. Labisky, y D.R. Progulsk, Jr. 1983. Scent-station índices as measures of population abundance for bobcats, raccoons, gray foxes, and oposums. *Wildlife Society Bulletin* 11:146-153.
- Cuéllar, E., Miserendino, R. S., & Noss, A. 1998. Introducción a los estudios biológicos en el Gran Chaco, Provincia Cordillera, Santa Cruz, Bolivia. *Ecología en Bolivia*, 31, 1-15.
- Debinski, D. M., C. Ray, and E. H. Saveraid. 2001. Species diversity and the scale of the landscape mosaic: do scales of movement and patch size affect diversity?. *Biological Conservation* 98:179–190.
- Dinerstein, E., Olson, D. M., Graham, D. J., Webster, A. L., & Primm, S. A. (1995). *Conservation assessment of the terrestrial ecoregions of Latin America and the Caribbean* (No. PB--96-116470/XAB). International Bank for Reconstruction and Development, Washington, DC (United States). Country Dept. I, Latin America and the Caribbean Regional Office.
- Elbroch, M., Wittmer, H. U., Saucedo, C. R. I. S. T. I. Á. N., & Corti, P. A. U. L. O. (2009). Long-distance dispersal of a male puma (*Puma concolor puma*) in Patagonia. *Revista chilena de historia natural*, 82, 459-461.
- Eva HD, Belward AS, de Miranda EE, di Bella CM, Gond V, Huber O et al. (2004) A land cover map of South America. *Global Change Biology* 10: 731–744.
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 34(1), 487-515.
- Forman, R. T. (1995). Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape ecology*, 10(3), 133-142.
- Gasparri NI, Grau HR (2009) Deforestation and fragmentation of Chaco dry forest in NW Argentina (1972–2007). *Forest Ecology Management* 258: 913–921.
- Gershman, A. B. (2003, September). Robust adaptive beamforming: an overview of recent trends and advances in the field. In *Antenna Theory and Techniques, 2003. 4th International Conference on* (Vol. 1, pp. 30-35). IEEE.
- Giraud, A. R. y R. R. Abramson. 1998. Usos de la Fauna Silvestre Por los Pobladores Rurales de la Selva Paranaense de Misiones. Tipos de Uso, Influencia de la Fragmentación y Posibilidades de Manejo Sustentable. Informe de Beca Reynal N° 42 Boletín Técnico de la Fundación Vida Silvestre Argentina.
- González Saucedo, Z. Y. (2011). *Conectividad funcional para el puma (Puma concolor) en el centro de México* (Doctoral dissertation).
- Hoyos LE, Cingolani AM, Zak MR, Vaieretti MV, Gorla DE, Cabido MR (2013) Deforestation and precipitation patterns in the arid Chaco forests of central Argentina. *Applied Vegetation Science* 16: 260–271.

- Kufner, M., Tamburini, D., Giraudo, L. y Briguera, V. (2005). Conservación de mastofauna en fragmentos de bosque chaqueño en la región de mar chiquita (córdoba, argentina). *Ecología Aplicada*, 4(1,2). ISSN 1726-2216.
- Külvik, M. 2002. *Ecological Networks in Estonia-concepts and applications*. Tartu University Press, Tartu.
- Leeuwenberg, F., Oliveira-Cabral, I., & Lara-Resende, S. (1999). Gray brocket deer (*Mazama gouazoubira*) in the brazilian savanne. *Deer Specialist Group News*, 15, 14.
- Lindborg, R., & Eriksson, O. (2004). Historical landscape connectivity affects present plant species diversity. *Ecology*, 85(7), 1840-1845.
- Linhart, S.B. y F.F. Knowlton. 1975. Determining the relative abundance of coyotes by scent station lines. *Wildlife Society Bulletin* 3:119-124.
- Logan Ka & IJ Swenor (2001) *Desert puma: Evolutionary ecology and conservation of an enduring carnivore*. Island Press, Washington. 463 pp.
- MacGregor-Fors, I., Morales-Pérez, L., Quesada, J., & Schondube, J. E. (2010). Relationship between the presence of House Sparrows (*Passer domesticus*) and Neotropical bird community structure and diversity. *Biological invasions*, 12(1), 87.
- Marull, J., & Mallarach, J. M. (2005). A new GIS methodology for assessing and predicting landscape and ecological connectivity: Applications to the Metropolitan Area of Barcelona (Catalonia, Spain). *Landscape and Urban Planning*, 71, 243-262.
- Mercolli Y R Resquin (eds) *Manejo de fauna silvestre en Amazonía y Latinoamérica*. Ricor Graphic S.A., Asunción, Paraguay, 578p.
- Moilanen, A., & Nieminen, M. (2002). Simple connectivity measures in spatial ecology. *Ecology*, 83(4), 1131-1145.
- Moilanen, A., Hanski, I., 2001. On the use of connectivity measures in spatial ecology. *Oikos* 95, 147–151.
- Morello, J.; A.F. Rodríguez y W. Pengue, 2006. Evolución de aglomerados, e interacciones urbano rurales. El caso de la llanura chaco- pampeana argentina. En: Crecimiento urbano y sus consecuencias sobre el entorno rural. El caso de la ecorregion pampeana, pp 36-71, Orientación Gráfica Editora, Bs. As.
- Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T–Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, 84 pp.
- Nikolakaki, P. (2004). A GIS site-selection process for habitat creation: estimating connectivity of habitat patches. *Landscape and urban planning*, 68(1), 77-94.
- Ojeda RA, Bárquez RM, Stadler J, Brandl R (2008) Decline of mammal species diversity along the Yungas forest of Argentina. *Biotropica* 40: 515–521.
- Ojeda RA, Borghi CE, Roig VG (2002) Mamíferos de Argentina. In: Ceballos G, Simonetti JA (eds) *Diversidad y Conservación de los Mamíferos Neotropicales*. CONABIO, Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, México DF, México.
- Ojeda RA, Díaz G, Chillo V (eds; 2012) *Libro Rojo de los Mamíferos Amenazados de la Argentina*. Sociedad Argentina para el Estudio de los Mamíferos, Buenos Aires, Argentina.
- Oreja, J. A. G., Regidor, C. B., Franco, D. B., Andrés, A., Ordaz, F. D., & Satín, L. H. (2007). Caracterización ecológica de la avifauna de los parques urbanos de la ciudad de Puebla (México). *Ardeola*, 54(1), 53-67.

- P Anderson, R., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R., Huettmann, F., ... & A Loiselle, B. (2006). Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29(2), 129-151.
- Paruelo, J. M., Oesterheld, M., Del Pino, F., Guerschmann, J. P., Verón, S. R., Piñeiro Guerra, G., ... & Vasallo, M. (2004). Patrones Espaciales y Temporales de la Expansión de Soja en Argentina: Relación con Factores Socio-Económicos y Ambientales. *Informe final*.
- Pascual-Hortal, L., & Saura, S. (2006). Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape ecology*, 21(7), 959-967.
- Ralph, C. J., Geupel, G. R., Pyle, P., Martin, T. E., DeSante, D. F., & Milá, B. (1996). Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres.
- Robinson Hs, Rb Wielgus, Hs Cooley & Sw Cooley (2008) Sink populations in carnivore management: Cougar demography and immigration in a hunted population. *Ecological Applications* 18: 1028-1037.
- Sargeant, G. A., Johnson, D. H., & Berg, W. E. (2003). Sampling designs for carnivore scent-station surveys. *The Journal of wildlife management*, 289-298.
- Saunders, D. A., Hobbs, R. J., & Margules, C. R. (1991). Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation biology*, 5(1), 18-32.
- Schumaker, N. H. (1996). Using landscape indices to predict habitat connectivity. *Ecology*, 77(4), 1210-1225.
- Sepp, K. Y Kaasik, A. 2002. Development of Nacional Ecological Network in the Baltic Countries in the Framework of the Pan-European Ecological Network. UICN regional Office for Central Europe, Warsaw.
- Stephens, P.A., O. Y. Zaumyslova, D. G. Miquelle, A. I. Myslenkov y G. D. Hayward. 2006. Estimating population density from indirect sign: track counts and the Formozov-Malyshev-Perceleshin formula. *Animal Conservation* 9:339-348.
- Stoner Dc, Ml Wolfe & Dm Choate (2006) Cougar exploitation levels in Utah: implications for demographic structure, population recovery, and metapopulation dynamics. *Journal of Wildlife Management* 70: 1588-1600.
- Stoner Dc, Wr Rieth, Ml Wolfe, Mb Mecham & A Neville (2008) Long-distance dispersal of a female cougar in a basin and range landscape. *Journal of Wildlife Management* 72: 933-939.
- Sweaner Ll, Ka Logan & Mg Hornocker (2000) Cougar dispersal patterns, metapopulation dynamics, and conservation. *Conservation Biology* 14: 798-808.
- Taylor, P., Fahrig, L., Henein, K., Merriam, G., 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68 (3), 571-573.
- Theobald, D.M., 2006. Exploring the functional connectivity of landscape using landscape networks. In: Crooks, K.R., Sanjayan, M. (Eds.) *Connectivity Conservation*. Cambridge University Press, New York, pp. 416-443.
- Thompson Dj, & Ja Jenks (2005) Long-distance dispersal by a subadult male cougar from the Black Hills, South Dakota. *Journal of Wildlife Management* 69: 818-820.
- Tischendorf, L., & Fahrig, L. (2000). On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos*, 90(1), 7-19.
- Tischendorf, L., & Fahrig, L. (2000). On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos*, 90(1), 7-19.

- Trolle, M. y M. Kéry. 2003. Estimation of ocelot density in the Pantanal using capture-recapture analysis of camera-trapping data. *Journal of Mammalogy* 84: 607-614.
- Vicens L, 2009. Fuentes y Adquisición de Datos: Lección 9, Clasificación de Imágenes, Programa UNIGIS de Postgrado y Master Internacional a distancia en Sistemas de Información Geográfica, UNIGIS Girona, Universitat de Girona 9ª Edición, 2009, 15 p.
- Wilson, E. O., & MacArthur, R. H. (1967). The theory of island biogeography. *Princeton, NJ*.
- Wilson, G. J., & Delahay, R. J. (2001). A review of methods to estimate the abundance of terrestrial carnivores using field signs and observation. *Wildlife Research*, 28(2), 151-164.