



UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES
FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES
**Evaluación de la disponibilidad potencial de hábitat y
conectividad funcional del paisaje para felinos en la
provincia de Entre Ríos**

**Tesis presentada para optar al Título de Magister de la Universidad de
Buenos Aires en Conservación de la Biodiversidad**

Lic. Manuel Marcelo Agra

Director: Dr. Facundo Schivo

**Lugar de Trabajo: Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental-
Universidad Nacional de San Martín**

Fecha de presentación del ejemplar: 19 de mayo de 2021

Fecha de defensa: 7 de diciembre de 2021

Índice

ÍNDICE	2
ÍNDICE DE FIGURAS	3
ÍNDICE DE TABLAS	4
RESUMEN	5
ABSTRACT	6
INTRODUCCIÓN	7
FRAGMENTACIÓN DEL HÁBITAT Y CONECTIVIDAD DEL PAISAJE	7
MODELOS DE HÁBITAT Y CONECTIVIDAD FUNCIONAL	8
EL GATO MONTÉS	12
CONTEXTO REGIONAL	14
OBJETIVO GENERAL	15
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	16
HIPÓTESIS	16
ÁREA DE ESTUDIO	16
METODOLOGÍA	21
A. CARACTERIZACIÓN DE LA ESPECIE FOCAL (I) E IDENTIFICACIÓN DE REQUERIMIENTOS DE HÁBITAT (II) Y DISTANCIAS DE MOVIMIENTOS DIARIOS Y DE DISPERSIÓN (III).	22
<i>i. Caracterización de la especie focal</i>	22
<i>ii. Identificación de requerimientos de hábitat.</i>	23
<i>iii. Distancias de movimientos diarios y de dispersión.</i>	24
B. MODELADO DE LA DISPONIBILIDAD POTENCIAL DE HÁBITAT E IDENTIFICACIÓN DE CAMINOS DE MÍNIMO COSTO.	24
C. PRIORIZACIÓN DE PARCHES DE HÁBITAT Y DE CAMINOS DE MÍNIMO COSTO.	32
D. IDENTIFICACIÓN DE CORREDORES BIOLÓGICOS PARA EL GATO MONTÉS EN EL ÁREA DE ESTUDIO Y ZONAS IMPORTANTES DONDE CONCENTRAR ESFUERZOS DE MEJORA EN MANEJO Y CONECTIVIDAD.	35
E. DESARROLLO DE ESTRATEGIAS DE MANEJO PARA LA CONSERVACIÓN DE LA CONECTIVIDAD FUNCIONAL DEL GATO MONTÉS EN UN PAISAJE FRAGMENTADO	36
RESULTADOS	37
DISCUSIÓN	55
COBERTURAS DEL SUELO	56
SECTORES DE ANÁLISIS	57
DISPONIBILIDAD POTENCIAL DE HÁBITAT Y CONECTIVIDAD FUNCIONAL	59
FRAGMENTACIÓN DEL HÁBITAT	60

CONCLUSIONES	61
ESTRATEGIAS DE MANEJO	63
<i>Sector agro-productivo</i>	63
<i>Áreas protegidas</i>	65
<i>Red Argentina de Reservas Naturales Privadas (RARNAP)</i>	67
<i>Sector estatal</i>	72
BIBLIOGRAFÍA	76

Índice de figuras

<i>Figura 1. Matriz de fricción</i>	11
<i>Figura 2. Nodos y enlaces</i>	11
<i>Figura 3. Área de estudio</i>	18
<i>Figura 4. Diagrama metodológico</i>	22
<i>Figura 5. Distribución del gato montés</i>	23
<i>Figura 6. Función exponencial negativa</i>	33
<i>Figura 7. Coberturas y usos del suelo</i>	38
<i>Figura 8. Mapa de fricción del área</i>	39
<i>Figura 9. Parches de hábitat</i>	40
<i>Figura 10. Disponibilidad potencial de hábitat (DPH)</i>	41
<i>Figura 11. Agrupamientos de parches de hábitat (índice Anselin)</i>	43
<i>Figura 12. Caminos de mínimo costo</i>	47
<i>Figura 13. Índice de conectividad dPC y sus componentes</i>	48
<i>Figura 14. Superficie de área conectada alcanzable (ACE)</i>	49
<i>Figura 15. Parches de hábitat (p90)</i>	50
<i>Figura 16. Parches de hábitat dPCconnector</i>	51
<i>Figura 17. Caminos de mínimo costo</i>	52
<i>Figura 18. Áreas de importancia para la conservación y corredores para el gato montés</i>	54
<i>Figura 19. Agrupamientos de caminos de mínimo costo</i>	64
<i>Figura 20. Detalle de los resultados del PN Nacional El Palmar</i>	66
<i>Figura 21. Detalle de cada Reserva Natural Protegida del 'Nodo Entre Ríos'</i>	68

Índice de tablas

<i>Tabla 1. Coberturas agrupadas generadas a partir de las clases de cobertura.....</i>	25
<i>Tabla 2. Grado de acuerdo en la verificación de coberturas agrupadas del suelo.....</i>	27
<i>Tabla 3. Descripción de las clases de coberturas del suelo</i>	29
<i>Tabla 4. Superficies (km²) de cada cobertura del suelo y su representatividad</i>	44
<i>Tabla 5. Aspectos de la conectividad funcional del paisaje por cada sector de estudio</i>	45
<i>Tabla 6. Porcentajes de las fracciones dPC para cada sector</i>	48

Evaluación de la disponibilidad potencial de hábitat y conectividad funcional del paisaje para felinos en la provincia de Entre Ríos

Resumen

Los cambios en las coberturas y usos del suelo modifican los patrones del paisaje tanto a escala local como regional. Estas modificaciones se traducen en cambios en la disponibilidad de hábitat y conectividad para especies silvestres. En este estudio se utilizó como especie focal al gato montés (*Leopardus geoffroyi*), un felino sudamericano cuya principal amenaza es la pérdida y fragmentación del hábitat. Se evaluaron características estructurales y funcionales del paisaje con el fin de identificar áreas prioritarias para la conservación y corredores biológicos para el gato montés en un área que comprende a cinco departamentos de la provincia de Entre Ríos. Se utilizó una aproximación deductiva para evaluar la disponibilidad potencial del hábitat y un modelo basado en la teoría de grafos para calcular la conectividad funcional dentro del área. Se estimó la importancia relativa de cada parche de hábitat para el mantenimiento de la conectividad del paisaje a través de índices de conectividad funcional mediante el programa CONEFOR 2.6. Los análisis se focalizaron en la identificación de caminos de mínimo costo junto con la cuantificación de su contribución y la de los parches de hábitat a la conectividad por medio de las componentes del índice *dPC* y de área conectada equivalente. La conectividad del sistema depende en mayor medida del flujo a través de los caminos de mínimo costo entre los parches de hábitat y de la contribución de algunos agrupamientos de parches que funcionan como elementos conectores. Se identificaron 2405 km² de hábitat disponible para este felino, que representan un 10% del área de estudio. Esta presenta un alto grado de fragmentación donde aproximadamente el 20% de la superficie del hábitat permanece alcanzable ante eventos de dispersión. Estos resultados y los modelos aplicados son herramientas clave para el desarrollo de estrategias de manejo y conservación de especies amenazadas por la pérdida y fragmentación de hábitat.

Palabras clave: *Conectividad, Leopardus geoffroyi, poblaciones, disponibilidad de hábitat, caminos de mínimo costo, fragmentación, conservación, áreas protegidas, teoría de grafos, corredores biológicos*

Landscape evaluation of habitat availability and functional connectivity for felines in Entre Ríos Province, Argentina.

Abstract

Land cover changes modify spatial patterns at both local and regional scales. These modifications cause changes in habitat availability and connectivity for wildlife. We used the Geoffroy's Cat (*Leopardus geoffroyi*) as focal species, a South American feline whose main threat is habitat loss and fragmentation. We evaluated structural and functional characteristics in the landscape in order to identify priority areas and corridors for the Geoffroy's Cat within five districts of Entre Ríos Province in Argentina. Deductive models were used to assess potential habitat availability and to calculate functional connectivity in three sectors of analysis. We estimated the relative importance of each patch of habitat for the maintenance of the landscape's connectivity through the use of the software CONEFOR 2.6. We focused our analysis in the calculation and visualization of least cost paths, *dPC* and Equivalent Connected Area (ECA) indexes. The results showed that the connectivity of the study area depends mostly on the flow of dispersers through least cost paths present in the landscape and the contribution of a few key patches that operate as connectivity providers. We identified 2405 km² of available habitat which represents 10% of the study area. This indicates a high level of fragmentation where around 20% of habitat is reachable for dispersing cats. The applied models and the obtained results are useful instruments for the development of management and conservation strategies for wildlife threatened by habitat loss and fragmentation.

Key words: *Connectivity, felines, habitat availability, least cost paths, fragmentation, conservation, protected areas, graph theory, biological corridors.*

Introducción

Fragmentación del hábitat y conectividad del paisaje

Actualmente, la fragmentación y pérdida del hábitat son dos de los principales procesos que amenazan a la biodiversidad terrestre (Brondizio *et al.* 2019, Haddad *et al.* 2015). Los cambios en las coberturas naturales y en los usos del suelo modifican los patrones del paisaje tanto a escala local como regional (Edman 2008). Estas modificaciones se traducen en cambios en la disponibilidad de hábitat para las especies silvestres. Frente a esto, la persistencia a largo plazo de algunas especies de fauna depende del sostenimiento de la conectividad a través de corredores que vinculen áreas remanentes de hábitat (Sanderson *et al.* 2002).

La ecología del paisaje se centra en las relaciones entre patrones espaciales y procesos ecológicos. Esto implica analizar al objeto de estudio, considerando la heterogeneidad a través de un gradiente de escalas tanto espaciales como temporales (Turner *et al.* 2015). A través de la ecología del paisaje se pueden estudiar las respuestas de las especies a las características y los cambios en los patrones del mismo. De este modo se pueden comprender patrones de distribución de individuos y así predecir cómo responderán a los cambios en el paisaje (Moorcroft 2012 en Turner *et al.* 2015).

Para estudiar los efectos del paisaje sobre los movimientos de individuos de una especie, primero debe establecerse su hábitat, es decir, el entorno físico y biológico que suministra numerosas condiciones y recursos para satisfacer los requerimientos ecológicos de los individuos de una especie (Begon *et al.* 1986). El mismo puede encontrarse de forma discontinua dentro del paisaje por lo que las poblaciones de las especies suelen tener distribuciones fragmentadas como respuesta a la configuración espacial (Moilanen & Hanski 1998).

La selección de hábitat por parte de una especie implica respuestas de los individuos a la estructura y procesos que actúan a distintos niveles jerárquicos de heterogeneidad espacial y temporal del paisaje (Kotliar & Wiens 1990). La disponibilidad potencial de hábitat es un indicador que permite evaluar atributos del paisaje que son considerados como importantes para la especie en términos de abundancia, supervivencia y reproducción (Rittenhouse *et al.* 2007, De Angelo 2011). Esto permite identificar parches de hábitat de tamaños variables, desde grandes parches de hábitat capaces de albergar poblaciones de una especie hasta pequeños parches o de poca preferencia por los individuos, pero ubicados en el espacio de manera que puedan funcionar como “escalón” o (*stepping-stone*) y que, al hacerlo, posibiliten la conectividad entre áreas de hábitat más grandes o distantes que puedan sostener poblaciones de la especie en estudio (Saura *et al.* 2011).

Modelos de hábitat y conectividad funcional

Existen en la actualidad varios modelos que representan aspectos de la conectividad funcional que integran redes y grafos junto con parámetros ecológico-comportamentales de una especie focal, incorporando nodos (parches) y conectores (o enlaces) como representación de sus movimientos y eventos de dispersión (Urban & Keitt 2001, Vogt *et al.* 2008 en Turner *et al.* 2015). Varios estudios han identificado algunos mecanismos generalizables en cuanto al movimiento de individuos en paisajes heterogéneos: (1) los movimientos son por lo general más rápidos y direccionados en hábitats de baja preferencia; (2) varios taxa han demostrado que sus movimientos se ven afectados cuando hay corredores presentes en el paisaje; (3) los patrones de movimiento dependen, tanto de las características del parche de hábitat que la especie prefiere, así como de la matriz del paisaje que rodea al parche; y por último (4) el movimiento difiere

entre especies generalistas y especialistas de hábitat (Knowlton & Graham, 2010 en Turner *et al.* 2015). Estos tipos de análisis son útiles para evaluar la disponibilidad potencial del hábitat, así como el grado de fragmentación del paisaje y definir atributos de la matriz del paisaje que condicionan el movimiento (Lookingbill *et al.* 2010 en Turner *et al.* 2015).

Las conexiones funcionales entre los parches de hábitat son representadas como enlaces que vinculan a esos parches de a pares. En este sentido, los enlaces representan la probabilidad de movimiento entre pares de parches mediante un evento de dispersión directa, y se obtiene en función de la distancia entre ellos (Pascual-Hortal & Saura 2006). La distancia puede medirse como una distancia euclídea o como una distancia ecológica o “efectiva”, que considera las variaciones en la capacidad de dispersión, costos comportamentales, fisiológicos, o incluso, el riesgo de mortalidad de la especie a través de las diferentes coberturas en el paisaje (Adriaensen *et al.* 2003).

La conectividad es un indicador de la facilidad (o dificultad) con la que un organismo puede moverse entre hábitats dentro de un paisaje (Taylor *et al.* 1993). La evaluación de la misma es dependiente de cada especie, dado que un mismo paisaje puede presentar mayor o menor facilidad para la dispersión en función de características propias del organismo (Taylor *et al.* 1993, Fryxell *et al.* 2014). En este sentido, para la evaluación de la conectividad del paisaje o la planificación de corredores se puede seleccionar una especie focal (Lambeck 1997). Bajo este concepto se identifica la especie que será utilizada para definir distintos atributos espaciales y de composición que deben estar presentes en un paisaje a fin de preservar procesos ecológicos. Existen hoy en día índices de conectividad que integran los conceptos de disponibilidad de hábitat junto con el concepto de hábitat alcanzable o conectado, para una especie focal. Es decir, los aspectos

ecológicos y topológicos que condicionan el movimiento de los individuos de una especie entre parches de hábitat (Saura & Pascual-Hortal 2007).

Una aproximación al análisis de la conectividad en paisajes fragmentados, consiste en evaluar las características presentes que permitan identificar áreas que aún están compuestas por ambientes de hábitat favorable para el sostenimiento y conectividad de las poblaciones (Bodin & Saura 2010). Una de las variables clave en este marco es la capacidad de dispersión de la especie a través de conectores y parches (Saura & Rubio 2010). Es conocida la importancia que tiene la matriz del paisaje como factor que determina el movimiento de los organismos entre los parches, por ello es importante incluir aspectos de la misma que posibiliten el análisis de la conectividad funcional (Adriaensen *et al.* 2003).

La facilidad con la que un organismo se desplaza entre parches, en un paisaje heterogéneo es su costo de desplazamiento, fricción o costo de tránsito (Cushman *et al.* 2013). Los paisajes fragmentados presentan diferentes elementos tales como bosques, pastizales, cultivos, rutas y ambientes urbanos que proponen costos de desplazamiento diferentes en la dispersión de los individuos al poseer distintas características estructurales y ecológicas (Mackey *et al.* 2002, Santos & Tellería 2006). Determinar cómo los elementos del paisaje influyen en la dinámica y dispersión de las poblaciones es un aspecto clave al momento de delinear pautas de conservación para especies amenazadas por la pérdida y fragmentación del hábitat (Sanderson *et al.* 2002).

Se pueden obtener mapas de fricción (o costos de tránsito) para calcular distancias ecológicas entre parches de hábitat por medio del cálculo de caminos de mínimo costo acumulado (Cushman *et al.* 2014). Los modelos de conectividad basados en grafos precisan de valores de fricción, asignados a los diferentes elementos del paisaje presentes,

para cuantificar los costos de tránsito acumulados entre dos puntos (Rayfield *et al.* 2010, Figuras 1 y 2).

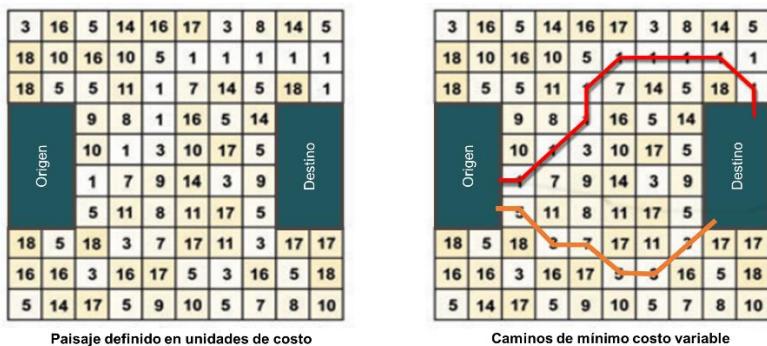


Figura 1. Matriz de fricción. I) La malla se presenta a modo de ejemplo de dos parches de hábitat hipotéticos ('Origen' y 'Destino') rodeados por celdas con sus respectivos valores de fricción. II) La malla demuestra dos caminos, uno de mínimo costo (rojo) que se caracteriza por utilizar las celdas de mínimos valores de fricción y otro de mayor fricción (naranja) tomados por individuos dispersantes que transitan celdas de mayor costo que el anterior.

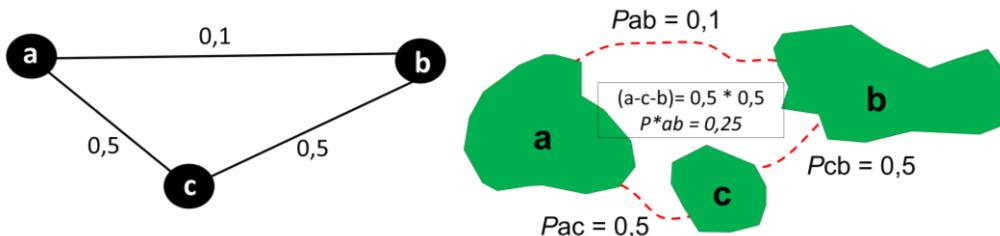


Figura 2. Nodos y enlaces. Se ejemplifican las posibles variaciones en las probabilidades de que dos puntos dispuestos al azar dentro del paisaje caigan en áreas de parches de hábitat alcanzables entre sí (parches verdes a, b y c). La imagen de la izquierda representa la situación ilustrada con nodos (círculos negros) y conectores (líneas punteadas negras). La imagen de la izquierda representa el mismo proceso, pero con parches de hábitat (polígonos verdes) y caminos de mínimo costo (líneas punteadas rojas). Se propone una situación hipotética en la que el camino $P^{*}ab$ (a-c-b) tendrá una mayor probabilidad ($P^{*}ab=0,25$) de ser realizado por un individuo dispersante en comparación con el camino a-b ($Pab=0,1$). Las diferencias pueden darse por la diversidad de coberturas presentes en la matriz del paisaje y por la existencia del parche 'c' que actuaría como un escalón vinculando a 'a' y 'b' vía dos caminos de menor costo de tránsito (Pac y $Pcb = 0,5$) que el camino a-b. Adaptado de Saura, S. & Torne, J. (2009).

La evaluación de la distribución de una especie puede realizarse mediante modelos predictivos de distribución de hábitat (Guisan & Zimmermann 2000). Estos modelos pueden desarrollarse con un enfoque inductivo (Phillips 2005, Schivo *et al.* 2019) o uno deductivo basado en el conocimiento experto de los requerimientos de hábitat de la especie y de la representación espacial de las características del paisaje que facilitan

o restringen su conectividad (Suchant *et al.* 2003, Schivo *et al.* 2015). La aplicación de modelos predictivos de disponibilidad de hábitat puede acoplarse con modelos de conectividad en función del tipo y cantidad de información disponible (Poor *et al.* 2012, Schivo *et al.* 2020). Son herramientas útiles para la toma de decisiones y recomendaciones de manejo ya que posibilitan la comprensión de las relaciones entre el hábitat, la fauna silvestre y el contexto del paisaje (Schadt *et al.* 2002, Boykin *et al.* 2007). Estos modelos de hábitat junto con los de conectividad son sensibles a los requerimientos de hábitat de la especie y los resultados que se extraen de ellos pueden ser muy diferentes dependiendo de los taxa estudiados (Bodin & Saura 2010).

El gato montés

Los mamíferos constituyen el segundo grupo de vertebrados, con mayor proporción de especies amenazadas, después de los anfibios (Cardillo *et al.* 2008, Brondizio *et al.* 2019). La destrucción y fragmentación del hábitat, sumada al incremento de la población humana perjudican la conectividad funcional entre poblaciones pudiendo ocasionar extinciones locales (Pimm *et al.* 2014). En este contexto de modificación del hábitat, el conocimiento acerca de los patrones de ocupación de los felinos y sus requerimientos ecológicos resultan cruciales para identificar áreas de conservación de estas especies (Anile *et al.* 2019).

Para este trabajo se seleccionó como especie focal al gato montés (*Leopardus geoffroyi*). Las principales amenazas para la especie son la pérdida de hábitat y degradación del hábitat, la caza directa ilegal y el atropellamiento en rutas, seguidas de incendios, enfermedades, urbanizaciones, e inundaciones entre otras (Pereira *et al.* 2019). Si bien posee la categoría de conservación de ‘Preocupación Menor’ existe la necesidad de incrementar el conocimiento acerca de sus amenazas, llevar a cabo acciones de

conservación como planes de gestión, protección y restauración de sitios, ambientes y procesos, así como conservación ex-situ (Pereira *et al.* 2015).

Dentro de los aspectos ecológicos considerados para este trabajo, cabe destacar que el gato montés ocupa numerosos tipos de hábitat donde es usualmente la especie de felino más abundante y demuestra una alta capacidad para explotar hábitats antropizados (Di Bitetti *et al.* 2011, Caruso *et al.* 2012, Caruso *et al.* 2016). Posee cierto grado de tolerancia a la modificación y degradación del hábitat y se la puede encontrar en zonas bien conservadas, así como en sitios altamente modificados por la actividad humana como campos agrícolas y ganaderos (Castillo *et al.* 2008, Pereira *et al.* 2012).

Las coberturas de pastizales son de alta preferencia para el gato montés en gran parte debido a la abundancia de presas que estas coberturas presentan (Pereira *et al.* 2012). Se ha observado que, en algunos casos, el gato montés utiliza ambientes de plantaciones forestales de *Pinus spp.* debido a la buena cobertura y la abundancia de presas, en particular palomas y torcazas (*Columba spp.*, Manfredi *et al.* 2012). Los cuerpos de agua presentan diferentes oportunidades para la especie focal y fueron analizados discriminando entre ríos, arroyos y humedales permanentes. Los ríos de gran porte presentes en el área de estudio pueden ser atravesados por el gato montés y no constituyen un impedimento para los movimientos de individuos de la especie (Johnson & Franklin 1991). Es una especie que presenta plasticidad comportamental que se observa en los diferentes patrones de selección de hábitat, según el sitio y la escala considerada (Pereira *et al.* 2012).

La especie experimenta amenazas de origen antrópico que pueden ser localmente importantes como la caza paliativa por pobladores para evitar la pérdida de aves de corral, la comercialización ilegal de su piel, y el atropellamiento en rutas o incluso en vías

ferroviarias que puede provocar alta mortalidad, alcanzando incluso niveles dramáticos en algunas poblaciones (p.e., Attademo *et al.* 2011, Voglino & Pereira 2013). Existen registros de individuos expuestos a varios patógenos y parásitos compartidos con gatos y perros domésticos (Beldomenico *et al.* 2005; Uhart *et al.* 2012; Moleón *et al.* 2015; Vega *et al.* 2018). Se ha observado que los incendios de gran escala registrados en las ecorregiones del Monte y del Espinal, así como las inundaciones extraordinarias registradas en el Delta del Paraná tienen efectos negativos, tanto directos como indirectos sobre las poblaciones de gato montés (Pereira *et al.* 2019). Se consideró entonces al gato montés como una especie focal porque (1) requiere de un paisaje propicio para la dispersión de individuos, ya que este proceso es necesario para la persistencia de sus metapoblaciones, (2) la conservación de su conectividad es necesaria para evitar la divergencia genética o aislamiento de sus poblaciones, y (3) es una especie involucrada en procesos ecológicos que podrían perderse en caso de ocurrir eventos de extinciones locales (Roberge 2004, Majka *et al.* 2007, Beier *et al.* 2008).

La información recopilada acerca de la especie focal se utilizó como insumo necesario para evaluar la conectividad funcional de la especie focal y así desarrollar estrategias de manejo a una escala del paisaje, en una región que presenta un mosaico de coberturas y usos del suelo con predominio de agroecosistemas (Lambeck 1999).

Contexto regional

En la Argentina, durante los últimos cincuenta años se ha dado un proceso de transformación que ha causado cambios significativos en los paisajes terrestres que acarrean como consecuencia la pérdida de hábitats nativos. Este fenómeno se ha hecho especialmente visible en ecorregiones como el Espinal, la región Pampeana y el Delta del Paraná (Viglizzo & Jobágyy 2010, Viglizzo *et al.* 2011). Por esta razón es que resulta

necesario evaluar la disponibilidad potencial del hábitat y la conectividad para el gato montés en regiones altamente transformadas por la agricultura, la ganadería y el desarrollo de obras de infraestructura urbana.

El presente estudio se realizó en respuesta a la creciente necesidad de buscar formas e incentivos para incrementar la superficie de áreas naturales protegidas terrestres. En el marco del Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB-ONU, 1992), se propusieron como objetivos estratégicos reducir las presiones directas sobre la biodiversidad y que al menos el 17% de las zonas terrestres posean algún grado de protección de la biodiversidad para el año 2020, y que éstas áreas sean administradas de manera eficaz y equitativa, que sean ecológicamente representativas y estén bien conectadas (Metas Aichi, 2020).

El Sistema Federal de Áreas Protegidas (SIFAP, 2020), considera reservas naturales tanto nacionales como provinciales, municipales y privadas de la Argentina, y contiene en la actualidad menos del 6% de la superficie continental del país, aunque las áreas protegidas existentes no representan de manera proporcionada a las diversas ecorregiones (Baldi *et al.* 2017). Considerando esto, resulta importante contar con el desarrollo de estrategias de protección y uso apropiado de los ecosistemas naturales con la participación de actores privados. Las áreas bajo protección privada tienen el potencial para aportar a la complementariedad de las áreas públicas y a la conectividad mediante el desarrollo de áreas y corredores biológicos entre ellas.

Objetivo general

El objetivo del presente trabajo es evaluar y analizar las características estructurales y funcionales en paisajes fragmentados dominados por agroecosistemas que conforman el área de estudio, con el fin de identificar áreas prioritarias para la conservación del gato montés, así como corredores biológicos, de forma de mejorar la

conectividad funcional y de este modo aumentar la superficie de hábitat interconectada en la porción sudeste de la provincia de Entre Ríos.

Objetivos específicos

- A. Caracterización de la especie focal e identificación de sus requerimientos de hábitat y distancias de movimientos diarios y de dispersión.
- B. Modelar espacialmente la disponibilidad potencial de hábitat e identificar los caminos de mínimo costo para el gato montés.
- C. Priorizar los parches de hábitat y caminos de mínimo costo.
- D. Identificar corredores biológicos para el gato montés en el área de estudio y zonas importantes donde concentrar esfuerzos de mejora en manejo y conectividad.
- E. Desarrollar estrategias de manejo para la conservación de la conectividad funcional del gato montés en un paisaje fragmentado.

Hipótesis

El área de estudio posee características composicionales, estructurales y funcionales que posibilitan la conectividad entre parches de hábitat cuya disponibilidad y disposición espacial condicionan el movimiento de los individuos de gato montés, en un paisaje fragmentado donde pueden identificarse áreas de importancia para la conservación y corredores biológicos para la especie focal seleccionada.

Área de estudio

El presente trabajo se realizó en un área definida por límites político-jurisdiccionales, dentro de la provincia de Entre Ríos (78780 km^2), que ocupa una

superficie de aproximadamente 23600 km², es decir el 29% de la provincia. Incluye a los departamentos de Colón (3,5% de la superficie de la provincia), Gualeguaychú (9,5%), Uruguay (6,5%), San Salvador (1,6%) y Villaguay (8,3%, Figura 3). En el área de estudio confluyen tres ecorregiones: Delta e Islas de los ríos Paraná y Uruguay, Región Pampeana, Complejo Mesopotámico, y el distrito del Ñandubay de la ecorregión del Espinal (Matteucci *et al.* 2018). El clima es templado subtropical húmedo, según la clasificación de Köppen (Kottek *et al.* 2006).

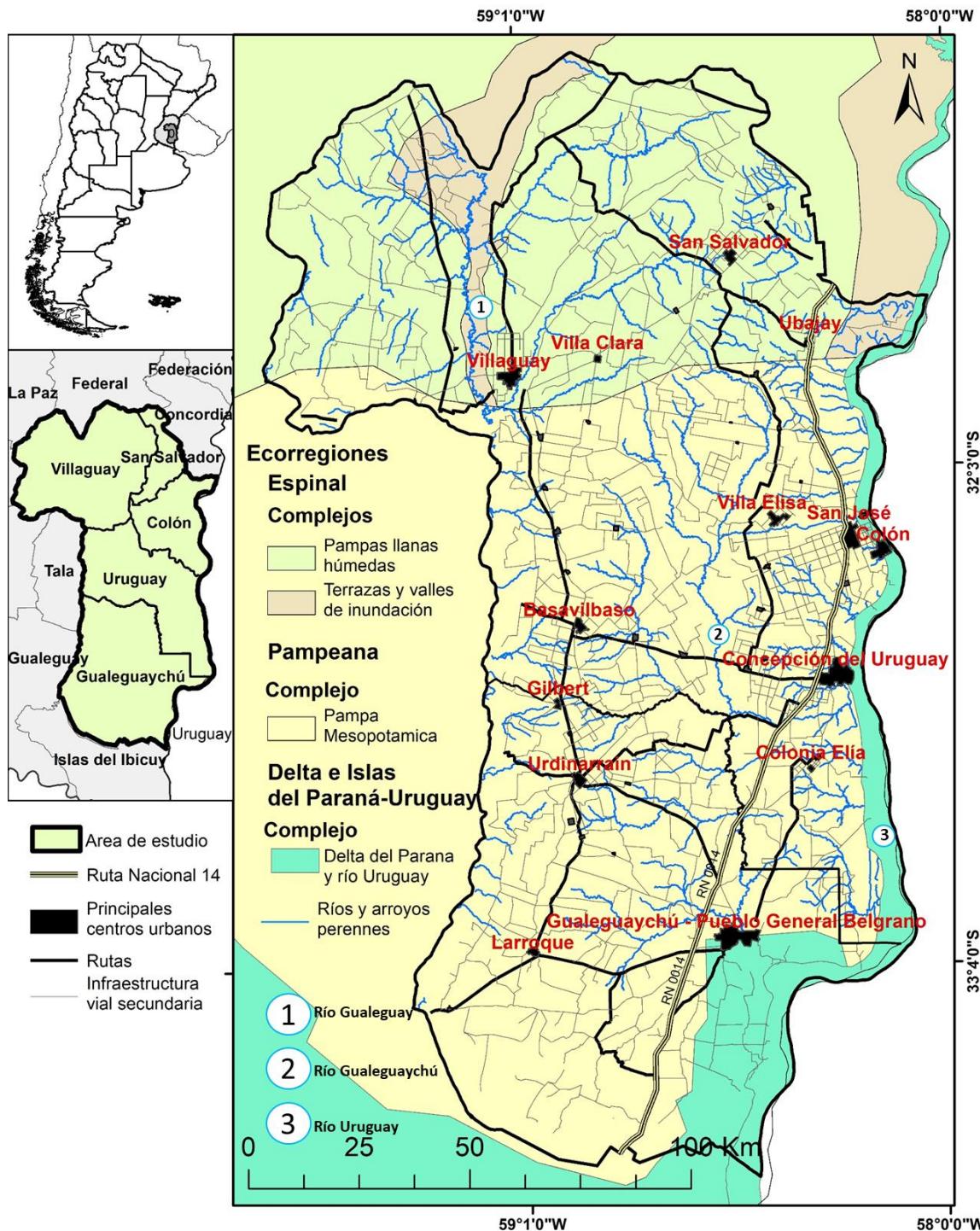


Figura 3. Área de estudio. Se indican límites departamentales, principales centros urbanos y la red vial. Se señalan además las ecorregiones y complejos ecosistémicos presentes (Fuentes: IGN, Matteucci *et al.* 2018).

Al norte del área de estudio, los territorios de los departamentos de Villaguay y San Salvador, se encuentran dentro de la ecorregión del Espinal, distrito del Ñandubay, complejos Pampas Llanas y Húmedas, y Terrazas y Valles de Inundación. Los tipos

esenciales de vegetación del Espinal son los pastizales, praderas con matorrales y bosques ribereños con presencia de palmares de *Butia yatay*. Las coberturas del suelo alternan bosques de ñandubay, pastizales, palmares, pajonales y selva de galería. En promedio, el 30% de la superficie tiene pastizales naturales, existe un 41% del territorio cubierto por bosques y montes espontáneos, con valores que van de 77% en el Dpto. Federal (fuera del área de estudio) a 3,4% en el Dpto. de San Salvador (Figura 3). El cultivo de mayor cobertura es el de oleaginosas, principalmente soja, con 46% de la superficie de cultivo implantada y le siguen los cereales para grano con un promedio de 27%. En el Dpto. de Villaguay se cultiva una proporción importante de arroz, pero también predominan las superficies dedicadas al trigo. El ganado bovino predomina en todos los departamentos por sobre otros tipos con una media de 87% de cabezas de ganado vacuno y el 42% de las estancias dedicadas a su producción (Matteucci *et al.* 2018). El área de estudio tiene potencial natural para la conservación de la biodiversidad. Se ha identificado como reserva valiosa del pastizal a La Aurora del Palmar y el Parque Nacional El Palmar que albergan relictos de formaciones de espinal, sabanas, palmares y bosques de ñandubay (Bilanca & Miñarro 2004). Las terrazas de los principales ríos tienen suelos entisoles y arenosos profundos, aptos para el desarrollo de plantaciones forestales y cítricos (Matteucci *et al.* 2018).

En el centro y sur del área de estudio, los Departamentos de Colón, Concepción del Uruguay y Gualeguaychú se encuentran en el Complejo Pampa Mesopotámica, perteneciente a la subregión de la Pampa Húmeda, dentro de la ecorregión Pampeana. El paisaje original es de pastizales y praderas, alternado con arbustales y bosques de galería en los ríos y arroyos principales. Sin embargo, la cubierta natural ha sido sustituida por la actividad agrícola-ganadera. Históricamente la sabana está formada por una matriz herbácea con leñosas dispersas, entre las cuales el espinillo (*Acacia caven*) es la especie

dominante. Hoy en día gran parte del sector está bajo uso mixto agrícola-ganadero. Los departamentos tienen aproximadamente el 35% de su territorio bajo cultivo, principalmente oleaginosas y cereales, seguido de forrajes. Los pastizales naturales ocupan entre 63 y 73% del territorio, dependiendo de cada departamento (Matteucci *et al.* 2018). El potencial natural para la conservación se encuentra representado en algunas áreas de importancia para la conservación de las aves (AICAS) y en el Parque Nacional El Palmar que preserva, desde 1965, el mayor remanente de sabana de *Butia yatay* (DiGiacomo 2005, Batista *et al.* 2014).

Al sur los paisajes corresponden al Complejo del Delta del Paraná y Estuario del Plata, y al este se presentan coberturas del Complejo de Costas e Islas del río Uruguay (Figura 3). El Estuario del Plata presenta un paisaje compuesto por junciales, pajonales y espartillares con algunos bosques ribereños y de albardón en posiciones más altas. El Complejo del río Uruguay posee una vegetación característica de la selva de galería de las orillas del río Uruguay y de sus tramos terminales, sus afluentes e islas. En los bajos, bañados y lagunas se encuentran pajonales y junciales (Oyarzabal *et al.* 2018). Las condiciones naturales, características de ambientes de humedales han condicionado históricamente a la ocupación humana y los usos de la tierra en los Complejos mencionados. Con el avance de la frontera agrícola tanto en Buenos Aires como en Entre Ríos, y la conversión de tierras productivas en emprendimientos inmobiliarios, se incentivó la ganadería en los humedales del Paraná y del Plata y, en consecuencia, se incrementó también la frecuencia de incendios para la renovación de pasturas (Matteucci *et al.* 2018).

La actividad humana se ha incrementado en la zona en las últimas décadas con creciente presencia de ambientes agrícolas, ganaderos, actividad silvícola y emprendimientos inmobiliarios (MinAgri). Existen dentro del área de estudio más de 10

centros urbanos con poblaciones que van de los 3000 (Larroque) hasta los 85000 habitantes (Gualeguaychu-Pueblo Gral. Belgrano, Figura 3, INDEC 2010). Toda el área de estudio presenta una red de transporte vehicular con rutas y caminos de jurisdicciones tanto departamentales, como provinciales y de tipo nacional. Se destaca la Ruta Nacional 14 que es una de las más transitadas del país, con un alto nivel de conectividad vial considerando que el transporte automotor de pasajeros es el principal modo de transporte público para la vinculación entre las distintas ciudades del país (Atlas ID, 2021).

Metodología

El proceso metodológico se presenta en el siguiente esquema conceptual de trabajo indicando a qué objetivo específico responde (Figura 4).

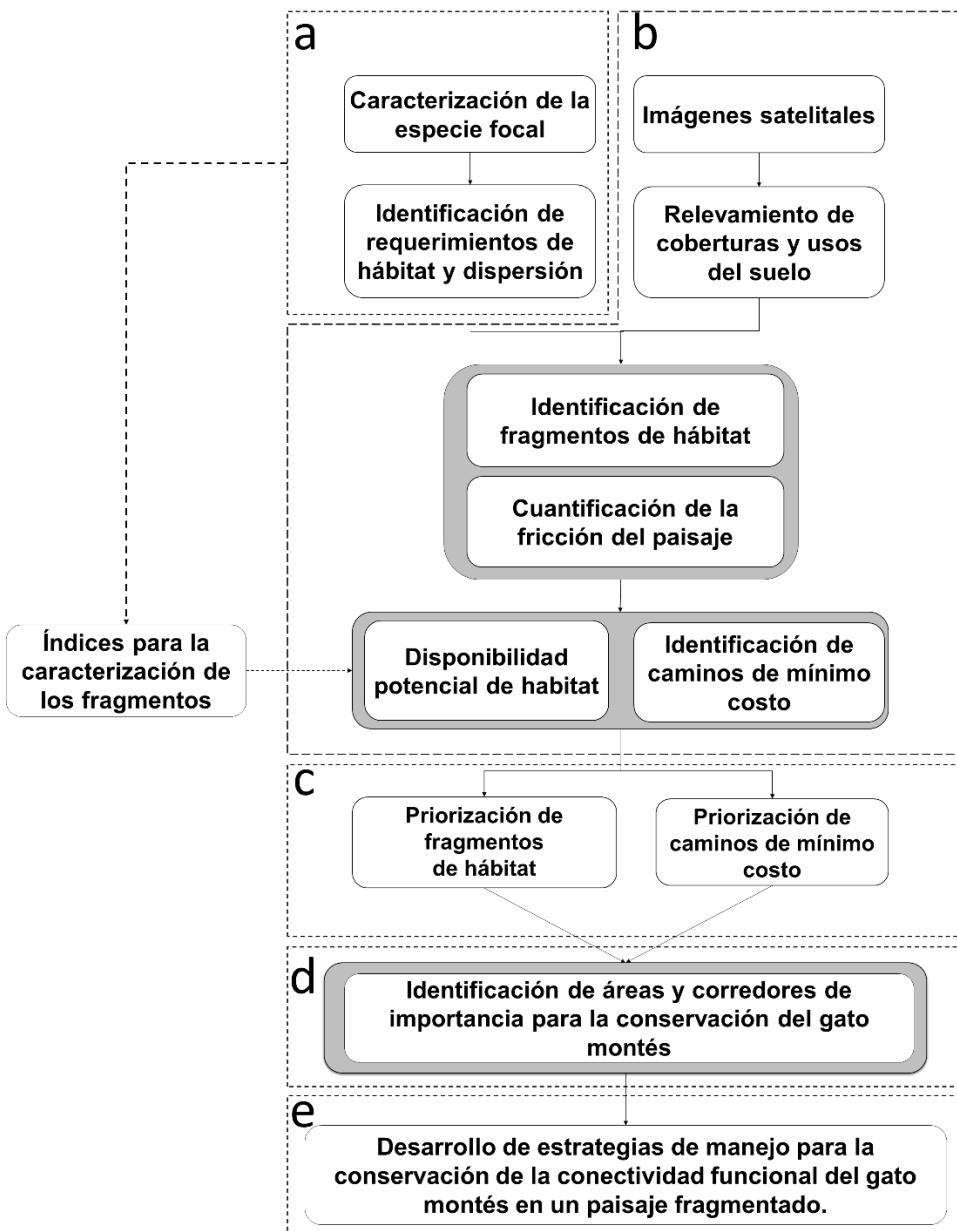


Figura 4. Diagrama metodológico desarrollado para alcanzar los objetivos propuestos en el presente proyecto. Las cajas con las letras a, b, c, d y e abarcan las actividades que se corresponden con los objetivos específicos planteados.

a. Caracterización de la especie focal (i) e identificación de requerimientos de hábitat (ii) y distancias de movimientos diarios y de dispersión (iii).

i. Caracterización de la especie focal

Al momento de analizar la bibliografía disponible sobre la especie focal se consideraron tres aspectos: (1) la distribución geográfica (Figura 5), (2) sus preferencias ambientales, estudiando sus requerimientos de hábitat, y (3) la estructura y distribución

de las coberturas del suelo dentro del área de estudio (Majka *et al.* 2007, Beier *et al.* 2008). La información se sistematizó en capas que describen, de manera espacialmente explícita, el grado de preferencia de la especie por cada cobertura con el fin de aplicar modelos de disponibilidad potencial de hábitat y conectividad (Boitani *et al.* 2008).

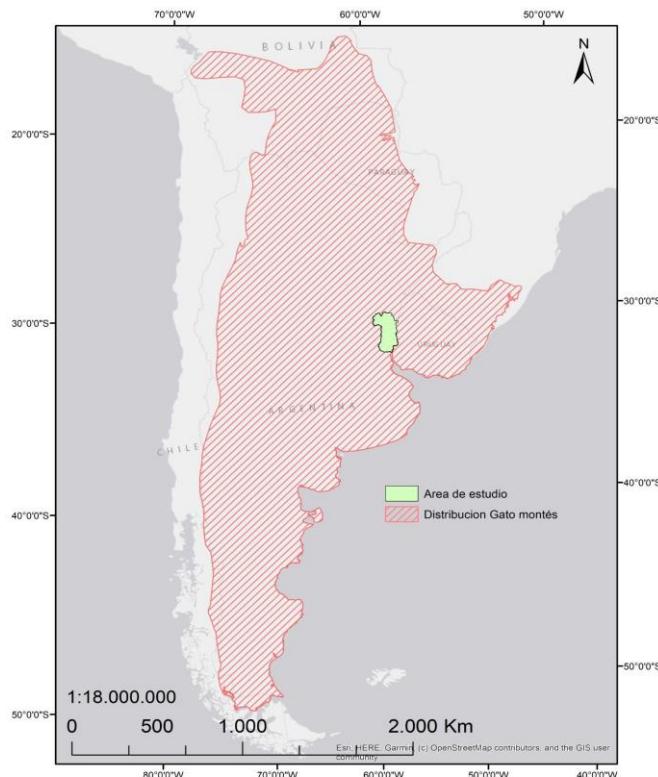


Figura 5. Distribución del gato montés (*Leopardus geoffroyi*). Fuente: UICN, Lista Roja de Especies Amenazadas, Versión 2019-3.

ii. Identificación de requerimientos de hábitat.

Las preferencias de hábitat del gato montés han sido resumidas en tres factores: (1) cobertura vegetal densa que facilita la búsqueda de presas, así como el refugio durante el descanso diurno, (2) la posibilidad de establecer áreas de acción (que varían entre los 0,2-5,5 km² siendo estos mayores en zonas afectadas por la actividad ganadera) y (3) la abundancia de presas (Pereira 2009 en Manfredi *et al.* 2012).

Se identificaron las coberturas del suelo asociadas con los diferentes requisitos ecológicos para luego identificar los parches de hábitat (Saura & Rubio 2010). Para el

análisis espacial de disponibilidad potencial de hábitat y la asignación de costos de desplazamiento, se realizó un estudio de la bibliografía científica disponible para el gato montés. Se definieron sus ambientes de preferencia en función de los aspectos eto-ecológicos descritos en la introducción.

iii. Distancias de movimientos diarios y de dispersión.

El gato montés posee movimientos diarios que en promedio son mayores a los 1000 metros de distancia (Pereira *et al.* 2006). También se ha registrado una distancia mediana de dispersión de 29500 metros. Estos tipos de movimientos de dispersión permiten a los individuos encontrar ambientes propicios donde establecer un nuevo territorio, pero al realizarlos aumentan el riesgo de muerte ya que se exponen a áreas desconocidas y a paisajes transformados por las actividades humanas (Pereira & Novaro 2014). La dispersión es un proceso que acarrea efectos en la estructura de las poblaciones que, en el caso del gato montés, puede verse influenciada por la abundancia de presas debido a eventos climáticos y a otros procesos como la disponibilidad de territorios (Bowman *et al.* 2002, Pereira *et al.* 2012, Pereira *et al.* 2011).

b. Modelado de la disponibilidad potencial de hábitat e identificación de caminos de mínimo costo.

Para los análisis espaciales de la disponibilidad potencial de hábitat y conectividad funcional en el área de estudio se utilizaron las coberturas del suelo derivadas del Producto MODIS, en particular *MODIS Land Cover Type MCD12Q1-2017* que consiste en capas con diferentes tipos de clasificaciones de escala global, obtenidas a partir del procesamiento de imágenes tomadas por el satélite MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*) con una resolución espacial de 500 x 500 metros. Para este trabajo se utilizó la clasificación IGBP del Producto MODIS que contiene un total de 17

tipos de cobertura del suelo (Sulla-Menashe *et al.* 2019). Esta clasificación se integró con capas de información espacial de rutas, caminos y centros urbanos, producida por el Instituto Geográfico Nacional (IGN, 2020), obtenidas a partir de capas con escala de captura de 1:250000. Además, se consideraron las coberturas asociadas con los cuerpos de agua tales como ríos, arroyos, humedales, embalses, entre otros, provenientes del portal GeoINTA. Esta información espacial, generada por el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria se utilizó para completar al sistema hídrico del área del estudio (INTA 2020).

Para el procesado de la información se utilizaron las herramientas de análisis espacial provista por la plataforma ArcGis (ESRI ©), versión 10.3 (Ormsby *et al.* 2004, Kennedy 2013). Con la finalidad de integrar la información proveniente de diferentes fuentes se generó una malla de 250 x 250 metros ($0,0625 \text{ km}^2$) sobre la extensión total del área de estudio, a través de la función '*fishnet*' de *ArcMap* 10.3. Esto permitió generar una capa única de información vectorial compuesta por 375593 celdas sobre la que se le atribuyó la información provista de las coberturas del suelo. Los elementos lineales como las rutas y los caminos fueron adaptados a la malla de celdas de 250 metros de lado a fin de obtener una adecuada representación en el mapa de fricción para así evitar discontinuidades artificiales (Rothley 2005).

Las 20 coberturas del suelo se analizaron independientemente en la evaluación de disponibilidad potencial de hábitat y conectividad, y se agruparon en las 7 coberturas descritas en la tabla 1 para la evaluación de la calidad de la información espacial y para su visualización en los mapas de los resultados.

Tabla 1. Se indican las 7 coberturas agrupadas generadas a partir de las clases de cobertura. Se describen las 20 clases de coberturas del producto MODIS integradas a capas SIG 250 y GeoINTA, su superficie (km^2), representatividad (%) dentro del área de estudio y una breve descripción de cada una.

COBERTURAS AGRUPADAS	CLASES DE COBERTURA (MODIS-GeoINTA-SIG 250)	Superficie (km²) y representatividad (%)	DESCRIPCIÓN
Cultivo Forestal	Bosque de coníferas	148 (0,63)	Cobertura mayor al 60% dominada por coníferas que permanecen con cobertura verde todo el año. Altura mayor a 2 m.
	Bosque de árboles de hoja ancha	5 (0,02)	Cobertura mayor al 60% dominada por árboles de hoja ancha perenne. Alturas mayores a los 2 m.
	Bosque deciduo de coníferas	5 (0,02)	Comunidades de árboles de coníferas, con cobertura >60%, mayores a los 2 m. Pierden sus hojas en ciclos anuales.
Bosque	Bosque deciduo de hoja ancha	465 (1,98)	Vegetación boscosa de cobertura mayor al 60%. Comunidades de árboles de hoja ancha con ciclo anual y pérdida de follaje.
	Bosque mixto	223 (0,95)	Comunidades arbóreas de organización espacial heterogénea compuesta por diversas especies arbóreas anuales y perennes. Cobertura >60%.
Sabanas y arbustales	Arbustal cerrado	12 (0,05)	Vegetación leñosa de menos de 2 m de altura compuesta por arbustos perennes o anuales.
	Arbustal abierto	2 (0,01)	Vegetación leñosa <2m de altura con porcentaje de cobertura entre 10% y 60%. Compuesta por arbustos anuales o perennes.
	Sabana boscosa	613 (2,61)	Cobertura de arbórea entre 30% y 60% con otras coberturas de herbáceas. La cobertura arbórea excede los 2m.
	Sabana	578 (2,46)	Cobertura arbórea entre 10% y 30% de >2m de altura junto con otras coberturas herbáceas.
Pastizales y suelo desnudo	Pastizal	9315 (39,61)	Coberturas herbáceas. Los árboles y matorrales cubren menos del 10%.
	Suelo desnudo	5 (0,02)	Suelos expuestos sin cobertura de ningún tipo. Tierra, arcilla, roca con menos del 10% de vegetación herbácea presente.
	Arena.	21 (0,09)	Coberturas de alta reflectancia compuestas por arena.
Humedales, Ríos y Arroyos	Humedal permanente	343 (1,46)	Coberturas compuestas por un mosaico de cuerpos de agua permanentes, vegetación herbácea o leñosa. Pueden ser cuerpos de agua dulce o salina.
	Ríos	531 (2,26)	Cuerpos de agua como ríos, lagos, embalses y océanos donde el espejo de agua no está cubierto por vegetación.
	Arroyos	2070 (8,81)	Cursos de agua de pequeño porte, supeditados a pulsos de inundación y sequía.

Sistema Agro-ganadero	Cultivo	7414 (31,52)	Coberturas de cultivo temporal seguidos de cosecha y períodos de suelo desnudo.
	Mosaico cultivo/vegetación natural	738 (3,14)	Mosaico de cultivos, bosques, matorrales, pastizales en donde ninguna de las coberturas mencionadas ocupa más del 60% del paisaje.
Urbano, Rutas y Caminos	Estructura urbana	148 (0,63)	Ambientes urbanos y otras estructuras edilicias. Autopistas, rutas y caminos pavimentados
	Camino consolidado	599 (2,55)	Caminos pavimentados y de tierra.
	Ruta	268 (1,14)	Autopistas y rutas.

Se evaluó la calidad de la información espacial de cobertura y usos del suelo, generada por medio de una matriz de validación cruzada con la que se calculó el valor del índice Kappa (Cook 2005). Este índice refleja el grado de acuerdo entre la observación del paisaje y las coberturas y usos del suelo derivadas del Producto MODIS que da como resultado el grado de similitud más allá de lo esperado por azar. Para ello se creó una capa de 100 puntos aleatorios dentro del área de estudio que posteriormente fue exportada a GoogleEarth donde se procedió mediante una fotointerpretación del paisaje de alta resolución espacial a determinar la cobertura correspondiente a cada punto con un radio de 250 metros del mismo. De este modo se asignaron valores de coberturas de manera visual para luego comparar cuantitativamente con los valores de cobertura asignados por el producto (Tabla 2).

Tabla 2. Grado de acuerdo en la verificación de coberturas agrupadas del suelo según el valor obtenido del índice Kappa (de Ullíbarri Galparsoro & Pita Fernández 1999).

Kappa	Grado de acuerdo
<0	Menor que por azar
0,01-0,20	Ligero acuerdo
0,21-0,40	Acuerdo tolerable
0,41-0,60	Moderado
0,61-0,80	Sustancial
0,81-1	Casi perfecto

Para el desarrollo de los mapas de coberturas del suelo y parches de hábitat se trabajó sobre la malla vectorial. Todas las celdas fueron clasificadas con valores (*p*) de

preferencia de hábitat que varían su valor dependiendo de la cobertura del suelo que coincide con el centroide de cada celda de la malla. El valor $p=1$ fue asignado a aquellas celdas de ambientes de coberturas de hábitat óptimo para la especie, seguidos de coberturas de preferencia $p=0,75, 0,50, 0,25$ y 0 (Tabla 3). Luego se seleccionaron los polígonos compuestos únicamente por celdas de coberturas de preferencia $p=1$ y $0,75$ y se creó una capa de información independiente. Se volvió a ejecutar la herramienta ‘*Dissolve*’ y de este modo se obtuvieron polígonos de hábitat para la especie focal. Estos polígonos resultantes fueron atribuidos con un puntaje de preferencia de hábitat compuesto por el valor promedio de los polígonos $p=1$ y $p=0,75$ que los componen ponderados por su superficie. Se consideró que los polígonos de hábitat difieren de su entorno tanto en sus características naturales como estructurales y por ello se los consideró como parches de hábitat para la especie focal a aquellos compuestos por coberturas $p=1$ y $0,75$ (Fletcher & Fortin, 2018).

Se consideró a la disponibilidad potencial de hábitat como el atributo del paisaje resultante del producto entre la preferencia de hábitat y la superficie de cada parche de hábitat (en hectáreas, Rittenhouse *et al.* 2007). Se asumió así que los parches de alta preferencia y de gran superficie, poseen un valor de disponibilidad potencial de hábitat mayor a otros parches con igual puntaje de preferencia, pero de menor superficie.

Para calcular la distancia entre dos parches de hábitat se utilizó el concepto de distancia ecológica, también conocida como distancia ponderada por el costo. Este término resume la resistencia de una determinada cobertura o uso del suelo que presenta frente al movimiento de un individuo de una especie en términos ecológicos, fisiológicos o comportamentales, o una combinación de ellos (Zeller *et al.* 2012). También se asignó como atributo de cada celda a los valores de fricción asignados a cada cobertura del suelo. De esta manera a cada celda, y posteriormente cada polígono de cobertura del suelo y

parche, se le pudo adjudicar un valor de fricción. A cada cobertura se le asignó entonces un valor de fricción, en función del riesgo y la presencia humana, es decir la dificultad al tránsito que presenta para la especie focal (Cushman *et al.* 2014). Los ambientes urbanos, rutas y caminos pavimentados, por ejemplo, poseen los mayores valores de costo de tránsito y los menores de preferencia ya que cruzar una ruta y moverse próximo a un poblado o ciudad implica diversos peligros (Fryxell *et al.* 2014, tabla 3). En este trabajo las coberturas de pastizales fueron consideradas de preferencia intermedia, y bajo costo de tránsito dadas las características de los productos de imágenes satelitales con las que se trabajó. En estas se presentan a los pastizales como una diversidad de ambientes donde se hacen presentes tanto pastizales naturales como ambientes ganaderos y lotes periurbanos, con diferentes grados de disturbio. Por otro lado, si bien la especie es capaz de cruzar ríos, en la asignación de fricción se contempló el costo que tiene el cruce a nado de un cuerpo de agua de gran porte como los presentes en el área de estudio (e.g. ríos Gualeguay, Gualeguaychú y Uruguay).

Tabla 3. Descripción de las clases de coberturas del suelo en función de sus características y las amenazas que representan para el gato montés en el área de estudio. Se presentan los valores de preferencia en forma de calificación y los de fricción en unidades de costo (Martínez 2014).

Clases de cobertura	Descripción	Preferencia	Fricción
Bosque de coníferas	-Cobertura de plantaciones forestales de eucaliptus (<i>Eucalyptus sp.</i>) y pino (<i>Pinus spp.</i>). -Baja posibilidad de establecer áreas de acción. -Buena oferta de alimento debido a alta presencia de palomas y torcasas. -Baja densidad humana.	0,75	2
Bosque de árboles de hoja ancha	-Cobertura de especies arbóreas exóticas con buena cobertura de dosel. -Baja posibilidad de establecer áreas de acción. -Oferta de alimento variable. -Densidad humana variable.	0,5	2
Bosque deciduo de coníferas	-Cobertura de plantaciones forestales de eucaliptus (<i>Eucalyptus sp.</i>) y pino (<i>Pinus spp.</i>). -Baja posibilidad de establecer áreas de acción. -Buena oferta de alimento debido a alta presencia de palomas y torcasas. -Baja densidad humana.	0,75	2
Bosque deciduo de hoja ancha	-Buena cobertura del dosel. -Alta posibilidad de establecer un territorio dependiendo de la superficie.	1	1

	-Buena oferta de alimento. -Baja densidad humana.		
Bosque mixto	-Buena cobertura del dosel. -Alta posibilidad de establecer un territorio dependiendo de la superficie. -Buena oferta de alimento. -Baja densidad humana.	1	1
Arbustal cerrado	- Buena Cobertura vegetal. - Alta posibilidad de establecer un territorio dependiendo de la superficie. -Buena oferta de alimento. -Baja densidad humana.	1	1
Arbustal abierto	-Cobertura vegetal variable. - Posibilidad variable de establecer un territorio dado el grado de cobertura. -Buena oferta de alimento. -Grado de densidad humana variable.	0,75	2
Sabana boscosa	- Buena cobertura del dosel. -Alta posibilidad de establecer un territorio dependiendo de la superficie. -Buena oferta de alimento. -Baja densidad humana.	1	1
Sabana	- Cobertura vegetal variable. -Posibilidad variable de establecer un territorio dependiendo de la superficie. -Buena oferta de alimento. -Densidad humana variable.	0,75	2
Pastizal	-Buena cobertura de pastizal. -Baja posibilidad de establecer un territorio. -Buena oferta de presas. -Densidad humana variable.	0,5	2
Arena	-Generalmente consisten en zonas de suelo arenoso. -Coberturas de dosel o herbáceas inexistentes. -Baja posibilidad de establecer un territorio. -Baja oferta de alimento.	0	100
Suelo desnudo	-Coberturas de dosel o herbáceas inexistentes. -Baja posibilidad de establecer un territorio. -Baja oferta de alimento.	0,25	100
Humedal	-Cuerpos de agua lóticos con presencia de vegetación asociada en las márgenes del espejo de agua. -Baja posibilidad de establecer un territorio. -Buena oferta de presas. -Densidad humana baja.	0,75	2
Río	-Cuerpos de agua léticos de gran superficie (e.g. ríos Uruguay, Gualeguay, Gualeguaychú). -Cobertura inexistente. -Baja densidad humana. -Posibilidad variable de atravesarlos.	0	100
Arroyo	-Cuerpos de agua léticos de pequeño porte. -Buena cobertura vegetal en sus orillas. -Posibilidad variable de establecer un territorio dependiendo de la superficie. -Densidad humana variable. -Oferta variable de alimento.	0,5	5
Cultivo	-Cobertura vegetal variable, dependiendo del tipo y estadío de cultivo. Inexistente durante períodos de post-cosecha de suelo desnudo. -Baja posibilidad de establecer territorio. -Oferta de alimento variable. -Densidad humana variable.	0	10

Mosaico de cultivo y vegetación natural	-Cobertura vegetal variable, dependiendo del tipo y estadio de cultivo y de la vegetación de bordes de cultivo y en mosaico. -Baja posibilidad de establecer territorio. -Buena oferta de alimento. -Densidad humana variable.	0,5	5
Camino Consolidado	-Camino de asfalto o de tierra consolidado. Cobertura vegetal inexistente. -Riesgo de atropellamiento. -Alta densidad humana. -Acceso para cazadores.	0	100
Ruta	-Rutas de tránsito elevado. -Mayor riesgo de atropellamiento. -Alta densidad humana.	0	1000
Infraestructura urbana	-Alta densidad humana. -Riesgo de mortandad debido a la caza, persecución por perros, contagio de enfermedades y otras actividades humanas. -Oferta de alimento variable.	0	1000

Se analizó la organización espacial de los parches de hábitat mediante un análisis espacial de clúster a múltiples distancias (*Función K de Ripley*), para determinar si el paisaje exhibe agrupamientos significativos de parches dentro de un intervalo de distancias preestablecido (Mitchell 2005). Los parches fueron ponderados por su disponibilidad potencial de hábitat como atributo, dentro de intervalos de distancias entre los 1500 y 29500 metros, con intervalos de 500 metros. Posteriormente, se identificaron agrupamientos significativos de parches de hábitat (*Indicadores locales de asociación espacial*, Anselin 1995). Los agrupamientos resultantes fueron considerados para definir sectores operativos de trabajo con el fin de optimizar tiempos de cómputos para las priorizaciones de parches y caminos de mínimo costo.

A partir de la asignación de preferencias y costos de tránsito que presentadas en la tabla 3, se calcularon todos los caminos posibles entre dos parches de hábitat y se identificaron aquellos que minimizan la sumatoria de costos de tránsito aportada por cada una de las coberturas visitadas en cada trayectoria. Los caminos de mínimo costo son trayectorias lineales que describen el camino entre par de parches tal que la sumatoria de las fricciones de las celdas por los que circula es mínima (ver Figura 1). Estos caminos

representan la serie de celdas de la matriz que dan como resultado la ruta de menor fricción, es decir, que genera la mayor probabilidad de supervivencia al atravesar el espacio de mayor permeabilidad entre el parche de origen y el de destino (Adriaensen *et al.* 2003). Esto se hizo como insumo necesario para calcular las distancias ecológicas entre todos los parches y así estimar los caminos de mínimo costo. Para ello se utilizó el programa *Linkage Mapper* 0.9 para obtener y visualizar los caminos de mínimo costo, con la menor resistencia acumulada, que atraviesan la matriz del paisaje (McRae & Kavanagh 2011, Figuras 1 y 2).

c. Priorización de parches de hábitat y de caminos de mínimo costo.

El índice PC desarrollado por Saura & Pascual-Hortal (2007) permite obtener un valor de conectividad funcional del paisaje en estudio, que emerge de considerar probabilidades variables de dispersión directa (p_{ij}) entre diferentes pares de parches de hábitat i y j , para una especie focal. PC se define como la probabilidad de que dos puntos dispuestos al azar en el paisaje estén ubicados en áreas de hábitat que estén vinculadas entre sí, donde n es el número de parches de hábitat existentes en el paisaje, cada uno con un área a y donde A_L es el área total del paisaje (tanto hábitat como no-hábitat, Ecuación 1).

$$PC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i a_j p_{ij}^*}{A_L^2} \text{ (Eq. 1)}$$

Donde p_{ij} es la probabilidad de la especie de moverse directamente del parche i al parche j , y entonces, el peso del conector que los une está asociado a la probabilidad directa de desplazamiento entre el par de parches. La probabilidad p_{ij} se obtiene, en paisajes heterogéneos, considerando una función exponencial negativa de distancias de dispersión en donde la matriz del paisaje está compuesta de diferentes tipos de ambientes y por ende la permeabilidad de la matriz difiere de manera acorde. El modelo precisa de

distancias de caminos de mínimo costo (d_{ij}), obtenidos a partir del cálculo de distancias ecológicas, para evaluar la probabilidad de movimiento o dispersión entre los parches i y j (Ecuación 2, Figura 6).

$$P_{ij} = e^{-z*dij} \text{ (Eq. 2)}$$

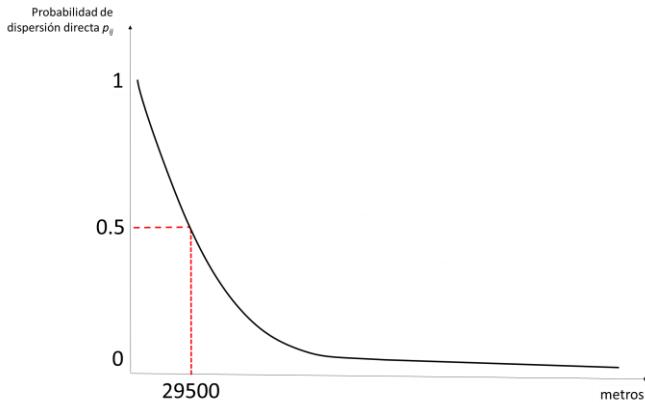


Figura 6. Función exponencial negativa correspondiente a Eq.1 que describe la probabilidad directa de desplazamiento (p_{ij}) entre un par de parches de hábitat, en función de la distancia ecológica (dij) expresada en metros. El eje X indica la distancia correspondiente a la mediana de dispersión para el gato montés utilizada para la iteración aquí publicada del modelo.

La importancia de cada parche individual k se cuantificó considerando los valores de conectividad antes y después de la remoción del parche k . De este modo la métrica a utilizar es dPC (Ecuación. 3), que representará el decrecimiento relativo (porcentual) en la conectividad como consecuencia de la remoción del parche k .

$$dPC_k = 100 \frac{PC - PC_{elim,k}}{PC} \text{ (Eq. 3)}$$

A su vez, el dPC resulta de la sumatoria de tres fracciones que consideran respectivamente diferentes aspectos de cómo un parche de hábitat contribuirá a la conectividad del hábitat (Ecuación 4).

$$dPC_k = dPC_{intra k} + dPC_{flux k} + dPC_{connecto k} \text{ (Eq. 4)}$$

dPC_{intra} y dPC_{flux} corresponden respectivamente a la contribución del parche k en función de su área (o superficie), es decir la conectividad hacia adentro del parche y el flujo ($flux$) de organismos dispersantes que entran o salen del parche de hábitat.

$dPC_{connector}$ explica hasta qué punto el parche k actúa como elemento conector entre otros parches de hábitat, es decir, cuánto contribuye el parche k a la conectividad total del paisaje analizado.

Para analizar la conectividad funcional del paisaje se calculó el dPC para la especie focal utilizando el programa CONEFOR versión 2.6 (Saura & Torné 2009). El cálculo dPC se realizó tomando como referencia la distancia de dispersión mediana ya mencionada para el gato montés de 29500 metros. Además, se realizaron iteraciones para evaluar los eventos de dispersión frecuentes a cortas distancias para los que se consideró el rango entre 2500 metros hasta los 15000 metros de distancia, con intervalos regulares de 2500 metros.

Dada la extensa superficie, se dividió el área de estudio en 3 sectores cuyo criterio fue aplicado a partir de los análisis de agrupamientos espaciales de parches de hábitat de alta disponibilidad potencial, resultantes de los indicadores locales de asociación espacial descritos previamente. Esta medida se toma como consecuencia de la inmensa cantidad de cálculos y tiempo que requiere el programa CONEFOR 2.6 para aplicar el modelo.

Para priorizar los parches de hábitat más importantes, en base a su aporte a la conectividad funcional, se seleccionó e identificó espacialmente el 10% de los parches de hábitat que poseen el mayor valor del atributo dPC (percentil 90 o p90) para cada distancia analizada. De este modo se pudo identificar el conjunto de parches de hábitat de alta relevancia para la conectividad total de la especie en cada sector. Por último, se priorizaron parches a través de la fracción $dPC_{connector}$ del valor dPC (Eq. 3) para analizar la contribución de cada parche k a la conectividad de cada sector por su función como parche-escalón en cada sector.

Con el fin de analizar el grado de fragmentación y la conectividad global de cada sector, se evaluó la variación en el porcentaje de área alcanzable o área conectada

equivalente presentada por Saura *et al.* 2011. El índice ACE (por área conectada equivalente) se definió como la superficie que debería tener un parche hipotético continuo de hábitat preferencial para la especie, para que le corresponda la misma probabilidad de conectividad que el conjunto de parches de hábitat potencial en el área de estudio. Considerando a la probabilidad de conectividad como la probabilidad de que dos puntos situados al azar dentro del territorio queden ubicados en zonas de hábitat conectadas entre sí, puede ocurrir entonces que ambos puntos queden ubicados dentro de un mismo parche de hábitat o que estén situados en parches distintos, pero donde el movimiento entre ellos es posible a través de enlaces (Saura *et al.* 2011). El índice ACE viene dado por la siguiente expresión (Ecuación 5):

$$ACE = \sqrt{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i a_j p_{ij}^*} \quad (\text{Eq. 5})$$

En la ecuación, n es el número de parches de hábitat presentes en el área de estudio, a_i y a_j son el área de los parches i y j , y p_{ij}^* es la probabilidad de dispersión entre i y j a través de los caminos de mínimo costo que los vinculan (Saura & Pascual-Hortal 2007, Saura *et al.* 2011).

d. Identificación de corredores biológicos para el gato montés en el área de estudio y zonas importantes donde concentrar esfuerzos de mejora en manejo y conectividad.

Al momento de delinear las áreas de importancia para la conservación y los corredores biológicos para el gato montés se consideró el perímetro externo de los parches más alejados del centro del agrupamiento obtenido por la función K y se incluyeron como ejes de los corredores biológicos aquellas áreas con alta concentración de caminos de mínimo costo que además presentaron valores de fricción (entre 2 y 10). La matriz del

paisaje es un componente integral y por ello fue considerada, así como a los caminos y parches en el diseño de estrategias para el incremento de movimientos y dispersión en paisajes fragmentados (Baum *et al.* 2004). Una definición estricta de áreas y corredores biológicos como tales, en un análisis de conectividad funcional, pueden dejar por fuera de los resultados a caminos de mínimo costo y parches de hábitat que efectivamente describan una ruta de baja fricción. Por esto se consideraron para este trabajo a los corredores biológicos como bandas de paisaje de ancho variable, que conectan a grandes áreas de interés para el gato montés, donde se ubican los agrupamientos más importantes de parches y caminos de mínimo costo. Los corredores y áreas producto de la evaluación fueron delimitadas bajo el criterio de demarcación de superficies que presenten la mayor probabilidad de sostenimiento de la conectividad y del hábitat. Este criterio tuvo como propósito final garantizar la generación de nueva información, intentando siempre incluir la mayor cantidad de elementos presentes que puedan resultar útiles para la planificación y manejo del paisaje (Gurrutxaga *et al.* 2010).

e. Desarrollo de estrategias de manejo para la conservación de la conectividad funcional del gato montés en un paisaje fragmentado

La conservación de la conectividad en especies terrestres implica la realización de acciones que mejoren la permeabilidad del paisaje intentando reducir riesgos para individuos en movimiento o dispersando. Se busca por ello conservar por medio de una diversidad de esfuerzos, que involucren diferentes actores (Rodriguez *et al.* 2018). Las estrategias planteadas en la discusión están dirigidas a los sectores estatal, agroproductivo, de parques nacionales y reservas naturales privadas. Estos actores se definieron ante la necesidad adaptar estrategias de manejo específicas dentro de programas y políticas de gestión. Así como la necesidad de planificar acciones puntuales

en función del sostenimiento y mejora de la conectividad como una principal estrategia para el manejo de la biodiversidad ante la pérdida de hábitat y el cambio climático (Heller & Zavaleta *et al.* 2009).

Resultados

Las coberturas agrupadas de pastizales y sistemas agro-ganaderos fueron las de mayor proporción, ocupando un 39,5% y 34,6% del área de estudio respectivamente. Las coberturas de bosques, sabanas y arbustales comprenden en conjunto el 8% de la superficie en estudio. Las agrupadas en la categoría cultivo forestal ocupan el 0,7% del total del área de estudio (Figura 7). Humedales, ríos y arroyos (12,5%) comprende principalmente al río Uruguay, seguido de los ríos Gualeguaychú y Gualeguay y en menor medida del aporte de la trama de humedales permanentes, ríos de pequeño porte y arroyos, considerando al sistema de cuerpos de agua superficiales a partir de su detección en celdas cuadradas de 250 metros de lado. Los sistemas agro-ganaderos son el segundo tipo de cobertura en mayor proporción de superficie ocupada con un 34,6% del área de estudio. La cobertura urbana, rutas y caminos ocupa un 4,7% del área y comprende principalmente a los núcleos urbanos y en menor medida el aporte de la red vial considerando a la misma a partir de su detección en celdas cuadradas de 250 m de lado. La validación de las clasificaciones realizadas para la caracterización del área de estudio dio un índice Kappa de valor 0,72 en la clasificación de imágenes realizada (Congalton 1991).

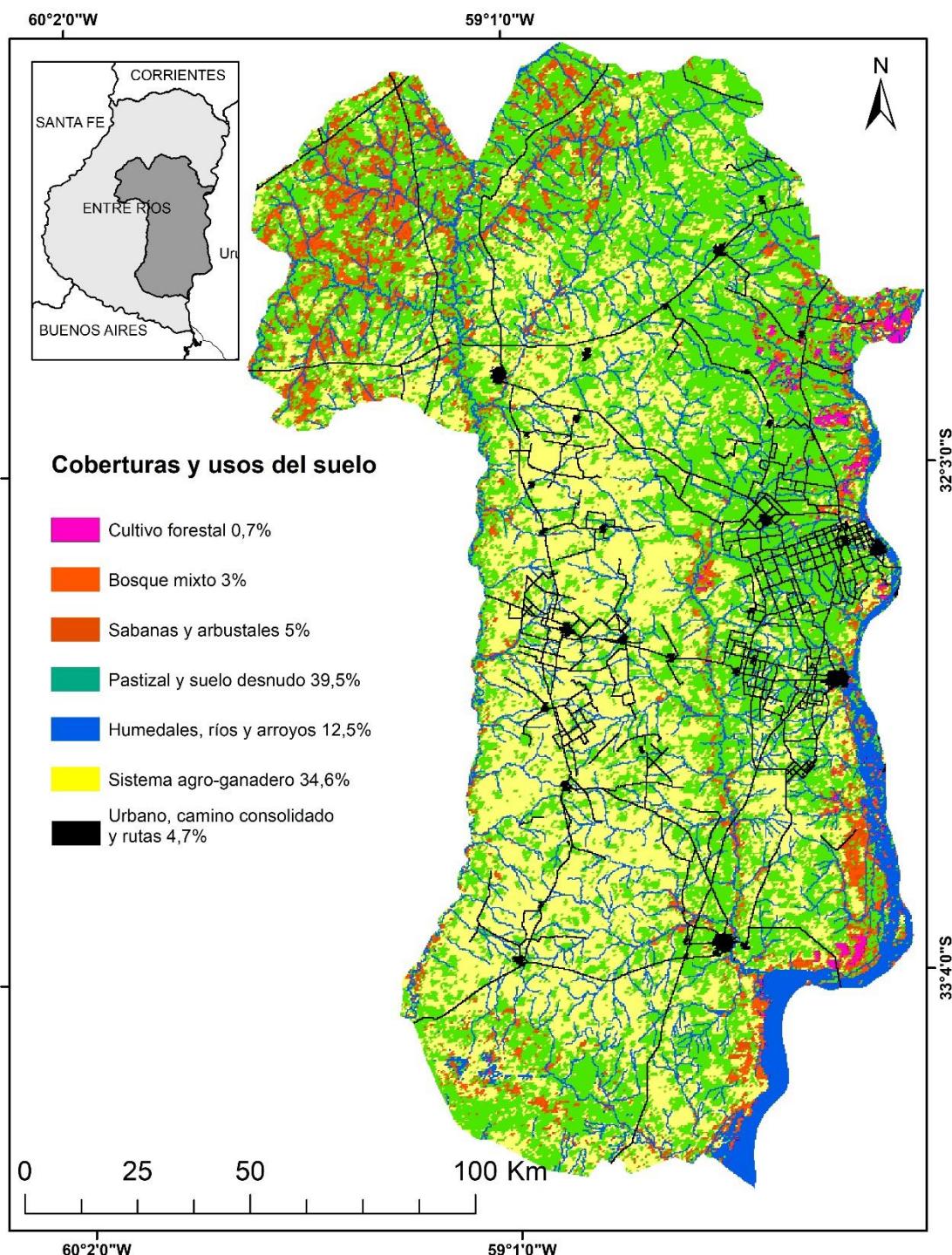


Figura 7. Coberturas y usos del suelo y sus respectivos porcentajes de superficie ocupada. Las 20 coberturas del suelo obtenidas de la combinación de capas de información provenientes de los productos GeoINTA, SIG 250 y MODIS *Land Cover Type MCD12Q1* han sido agrupadas en siete clases con fines operativos para simplificar su visualización.

Las celdas con coberturas de pastizal presentaron el valor de fricción más frecuente dentro del área de estudio. El segundo valor de fricción más frecuente fue el asignado a cultivos (Figura 8).

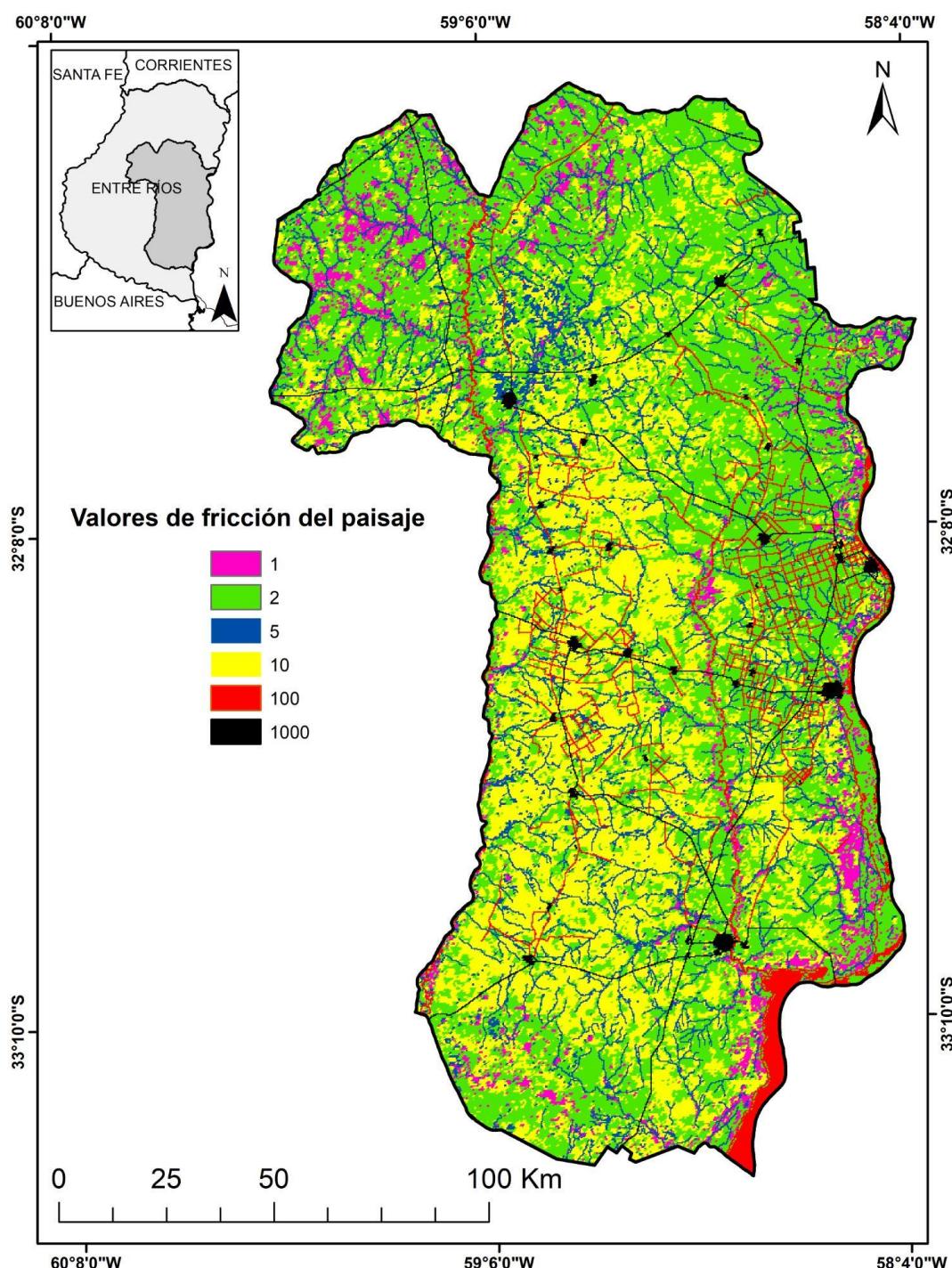


Figura 8. Mapa de fricción del área de estudio. Se presentan con diferentes colores los valores de fricción asignados a cada celda de 250 m de lado.

Se identificaron 4729 parches de hábitat para el gato montés dentro del área de estudio (Figura 9).

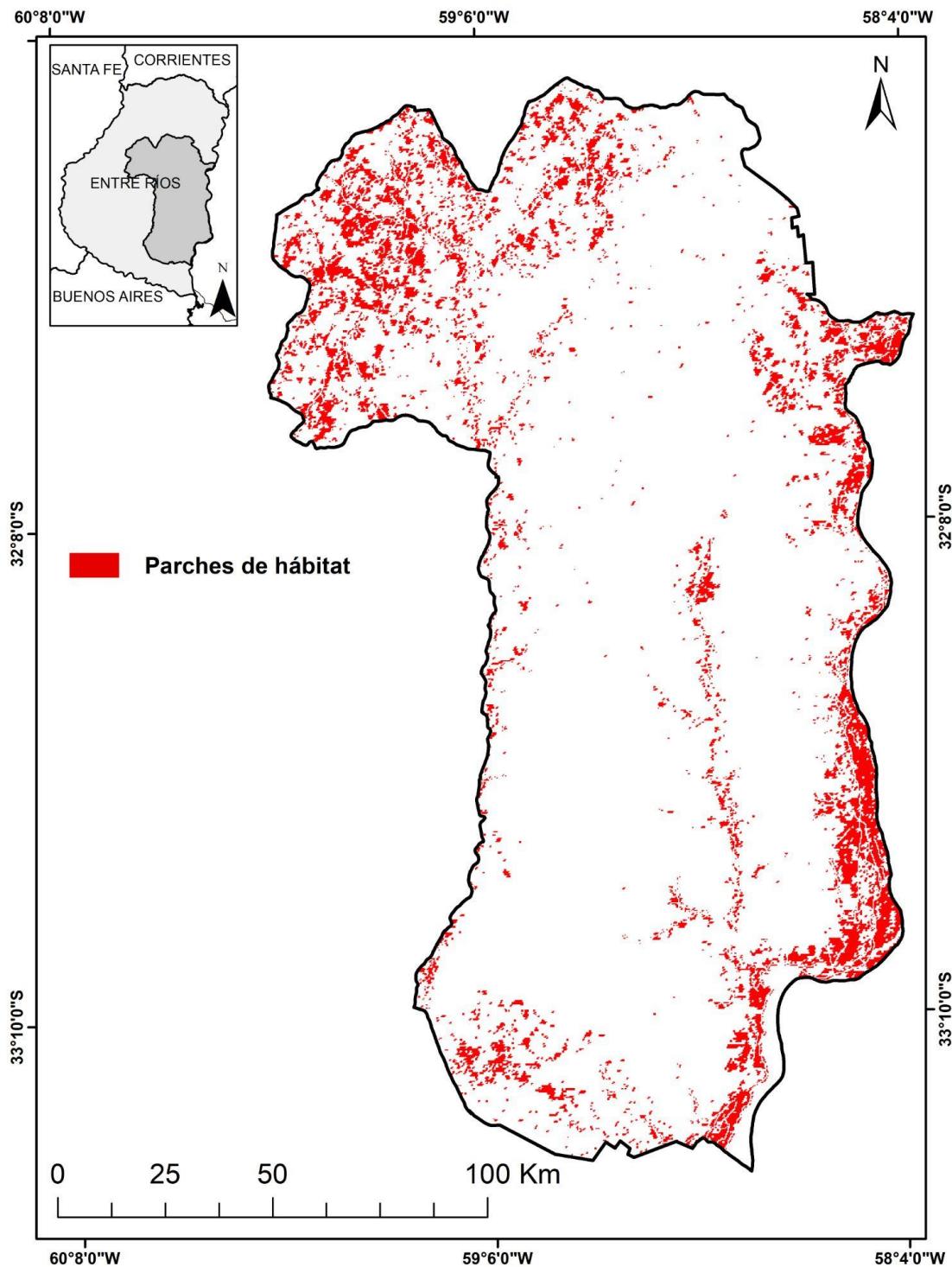


Figura 9. En rojo se identifica la ubicación espacial de los parches de hábitat obtenidos de la integración de celdas con niveles de preferencia 0,75 y 1 (ver tabla 3).

La superficie media de estos parches fue de $0,51 \text{ km}^2$ ($stdv. \pm 2,11$) con la existencia de algunos de más de 100 km^2 . La disponibilidad potencial del hábitat para la

especie focal resultó ser el 10% (2405 km²) de la superficie total del área de estudio (Figura 10).

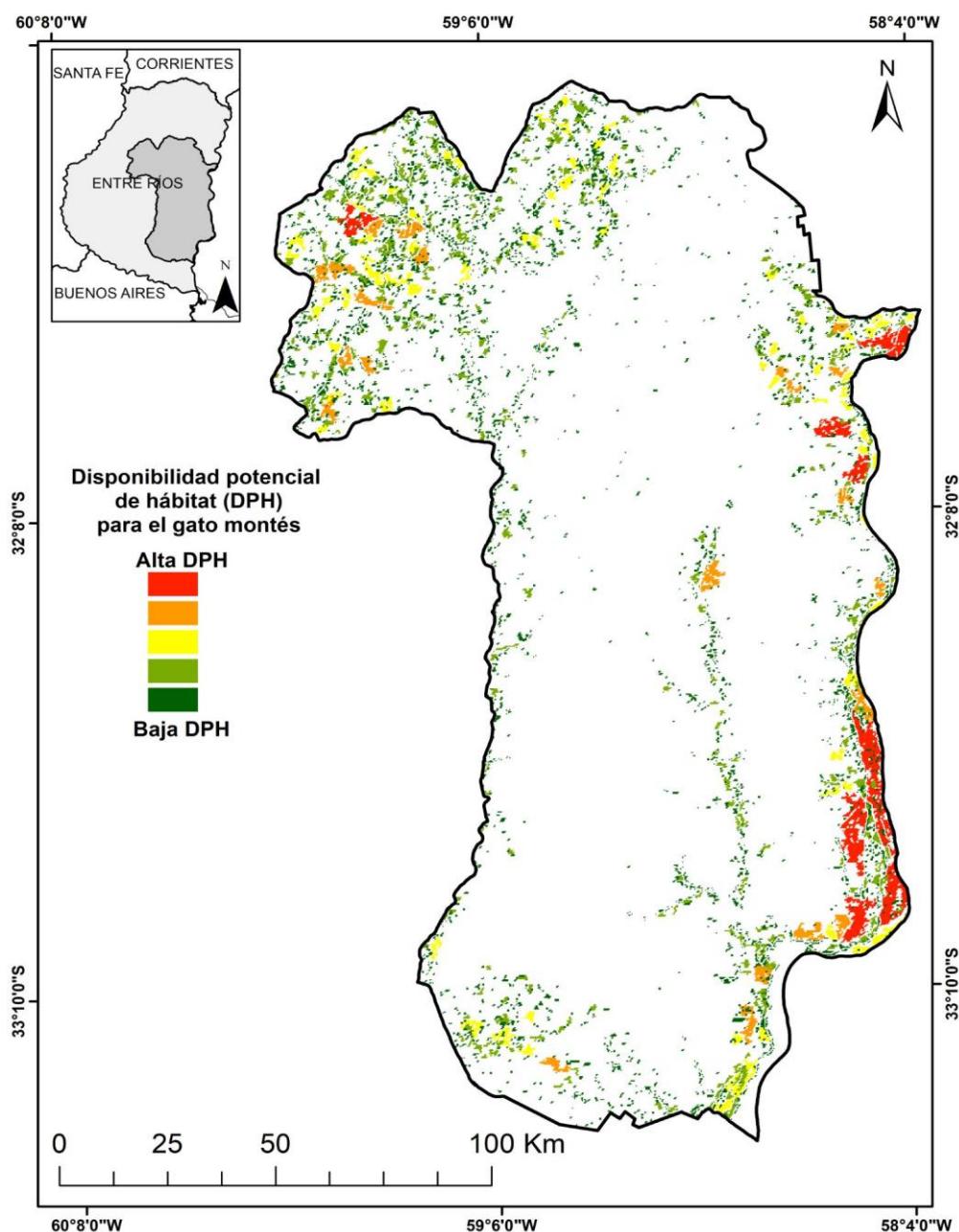


Figura 10. Disponibilidad potencial de hábitat (DPH) categorizada por colores para cada parche de hábitat identificado, obtenido del producto entre la preferencia de hábitat promedio de cada parche y su superficie (ha).

Se determinaron dos tipos de agrupamientos importantes: parches de alta disponibilidad potencial de hábitat próximos entre sí, y otro tipo de agrupamiento destacable que fue el de parches de alta disponibilidad potencial de hábitat rodeados de

parches pequeños, de menor disponibilidad (Índice Moran, $p<0,05$, Figura 11a). Resultaron significativos los agrupamientos de parches de hábitat dentro del área en el rango de distancias euclídeas de 3000 a 28500 metros (Índice K de Ripley, $p < 0,05$, Figura 11b). Como consecuencia de estos resultados se establecieron los tres sectores de análisis bajo un criterio tanto ambiental como administrativo, de ahí la segmentación por fronteras departamentales del área de estudio.

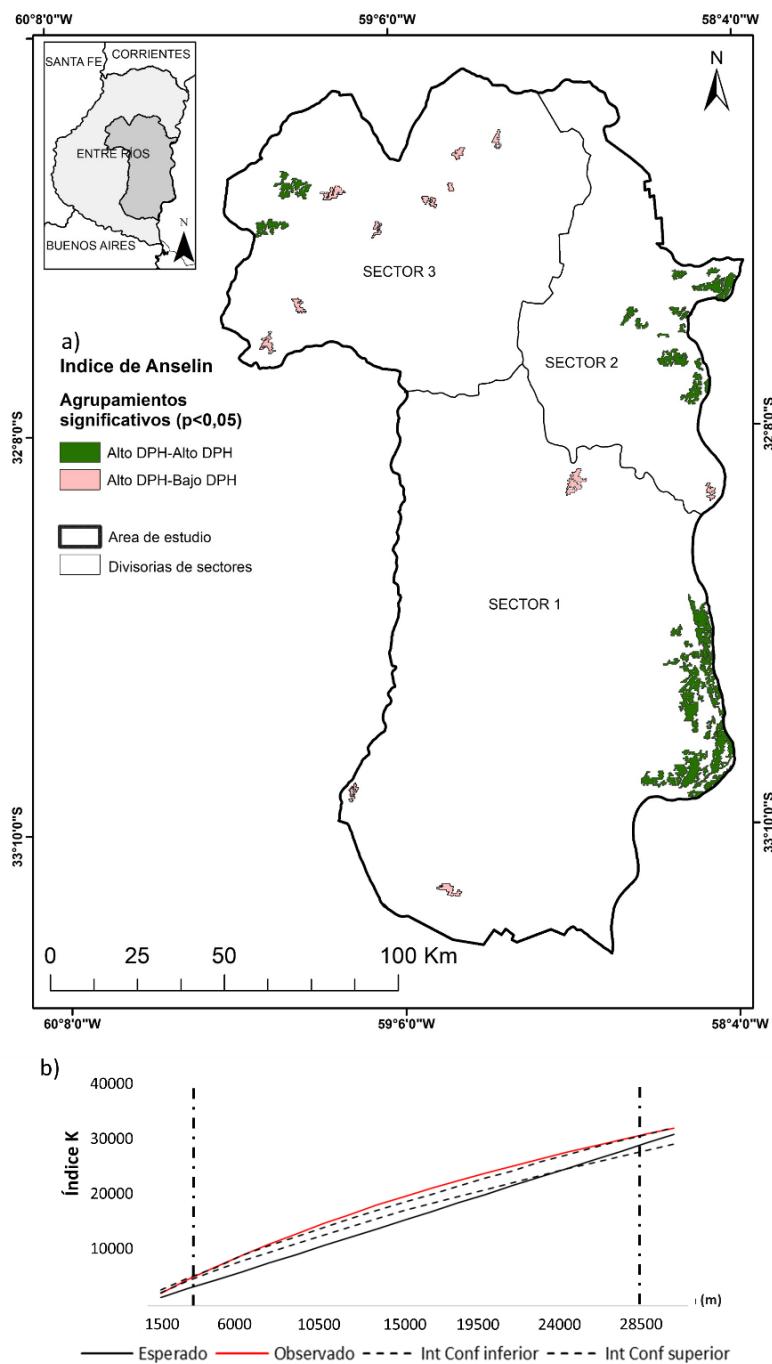


Figura 11. a) Agrupamientos significativos de parches de hábitat (índice Anselin). Se indican los tres sectores de análisis resultado de los agrupamientos. Los agrupamientos verdes están compuestos por parches de alta disponibilidad potencial de hábitat que cuentan en su vecindad con otros parches de características semejantes. Los agrupamientos rosados señalan grupos de parches de alta disponibilidad potencial de hábitat cercanos a parches de baja disponibilidad de hábitat. Las siglas DPH son la abreviatura de ‘disponibilidad potencial de hábitat’. b) Las líneas punteadas verticales indican el rango de los agrupamientos significativos de parches entre las distancias 3000 a 28500 metros aproximadamente. *Función K de Ripley*, donde el valor k (eje y), que representa el número promedio de parches vecinos entre sí (Observado-línea roja), es mayor que la concentración promedio de parches en toda el área de estudio (Esperado-línea negra) entonces la distribución se considera agrupada a esa distancia. Un valor k mayor al intervalo de confianza superior indica agrupamientos significativos de parches ($p < 0,05$).

El sector 1 está compuesto por los departamentos de Gualeguaychú y Uruguay, el sector 2 por San Salvador y Colón y el sector 3 dentro de los límites del departamento de Villaguay. El Sector 1 ocupa el 54%, el Sector 2, 17% y el Sector 3, 29% del área de estudio respectivamente y su composición en cuanto a las coberturas y usos del suelo se detallan en la tabla 4.

Tabla 4. Superficies (km^2) de cada cobertura del suelo y su representatividad (en porcentajes) para cada sector de análisis.

Clases de Cobertura	Sector 1		Sector 2		Sector 3	
	Superficie (km^2)	%	Superficie (km^2)	%	Superficie (km^2)	%
Bosque de coníferas	41	0.3%	109	2.8%	-	-
Bosque de árboles de hoja ancha	4.3	0.03%	0.3	0.01%	0.13	0.002%
Bosque deciduo de coníferas	3.4	0.03%	0.1	0.003%	-	-
Bosque deciduo de hoja ancha	232	1.8%	67	1.7%	169	2.4%
Bosque mixto	89.9	0.7%	35	0.9%	99	1.4%
Arbustal cerrado	9	0.1%	-	-	2	0.03%
Arbustal abierto	1	0.004%	-	-	2	0.03%
Sabana boscosa	263	2.1%	66	1.7%	287	4.1%
Sabana	76	0.6%	63	1.6%	441	6.4%
Pastizal	3995	31.2%	2293	58.6%	3105	44.8%
Suelo desnudo	3	0.0%	2	0.04%	-	-
Arena	10	0.1%	9	0.2%	-	-
Humedal	304	2.4%	34	0.9%	4	0.1%
Río	409	3.2%	54	1.4%	52	0.7%
Arroyo	1051	8.2%	350	8.9%	689	9.9%
Cultivo	5289	41.3%	587	15.0%	1603	23.1%
Mosaico cultivo y vegetación natural	366	2.9%	42	1.1%	334	4.8%
Infraestructura urbana	90	0.7%	38	1.0%	21	0.3%
Camino Consolidado	423	3.3%	119	3.0%	61	0.9%
Ruta	156	1.2%	47	1.2%	67	1.0%
Superficie de cada sector (km^2)	12815	54%	3914.4	17%	6935	29%

Se identificaron 11270 caminos de mínimo costo que funcionan como conectores entre pares de parches de hábitat. La fricción promedio de esos caminos fue de 7,87 ($stdv. \pm 23,7$), menor a la del paisaje que fue de 9,5 ($stdv. \pm 63,6$, Tabla 5).

Tabla 5. Aspectos de la conectividad funcional del paisaje por cada sector de estudio. Se indica en unidades de parches de hábitat' por km². Las siglas CMC significan ‘caminos de mínimo costo’ en kilómetros en unidades de distancia ecológica (DE). La fricción promedio de los enlaces se expresó como el cociente de la distancia ecológica promedio de los enlaces y la longitud promedio de los caminos de mínimo costo para cada sector.

Sector	1	2	3
Superficie del sector (km²)	12709	3983	6898
Parches de hábitat	1841	604	2284
Parches de hábitat/km²	0.14	0.15	0.33
% sup. de Parches (km²)	8% (1017)	10% (398)	15% (1034)
Sup. Promedio de parches (km² ±stdv.)	0,5 ($\pm 2,9$)	0,6 ($\pm 2,1$)	0,4 ($\pm 1,1$)
Cantidad de caminos de mínimo costo (CMC)	4084	1467	5719
CMC/km²	0,32	0,37	0,83
Distancia Ecológica (DE, en km)	20,8 ($\pm 62,3$)	34,3 (± 86)	13,4 ($\pm 49,3$)
Longitud de los CMC (km en unidades de distancia ecológica)	2,2 ($\pm 4,4$)	3,0 ($\pm 7,2$)	1,5 ($\pm 1,9$)
Fricción (DE/CMC)	8,9 ($\pm 25,2$)	13,6 ($\pm 44,1$)	7,3 ($\pm 34,5$)

En el sector 1 predominan las coberturas de cultivos, seguidas de pastizales, con marcada presencia de cuerpos de agua y es el sector de menor representatividad de sabanas y arbustales (Tabla 4). El Sector 1 es el de menor proporción de la superficie compuesta por parches de hábitat y menor cantidad de caminos de mínimo costo por kilómetro cuadrado (Tabla 5). Se observa un que la variabilidad del tamaño de parches es la mayor de los tres sectores (Figura 12).

El Sector 2 presenta mayoritariamente cobertura de pastizales, seguidas de cultivos. Se destaca la mayor cobertura de los tres sectores de cultivos forestales. Posee la mayor representatividad de infraestructura urbana de los tres sectores, presenta la menor cantidad de parches de hábitat y valores levemente mayores de cantidad de

caminos de mínimo costo por kilómetro cuadrado (Tabla 4). Presenta también la mayor longitud de caminos y fricción promedio de la matriz del paisaje (Tabla 5).

En el sector 3 la cobertura del suelo predominante es la de pastizal, seguida de cultivos y presentando la mayor proporción de bosques, sabanas, mosaico de cultivos y vegetación natural y de arroyos de los tres sectores (Tabla 4). El Sector 3 presenta la mayor cantidad de parches de hábitat comprendiendo el 15% de la superficie total. Posee

el mayor número de caminos de mínimo costo (5719) y el menor valor de fricción media del paisaje (Tabla 5, Figura 12).

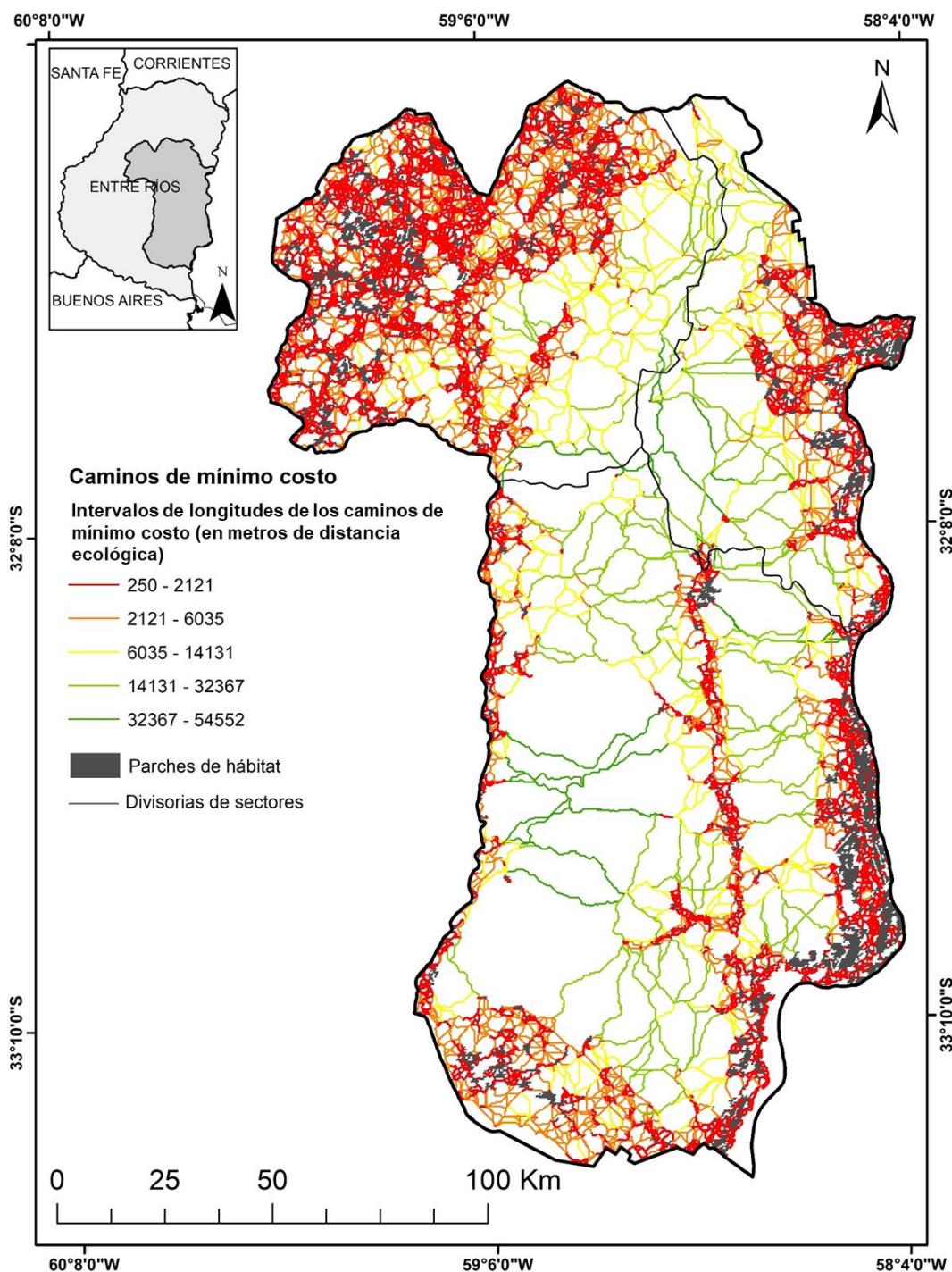


Figura 12. Caminos de mínimo costo que vinculan pares de parches de hábitat (polígonos gris). Se representan por medio de líneas cuyos colores se asocian con el gradiente de longitudes de los caminos agrupados en intervalos (en metros de distancia ecológica).

La fracción *dPCflux* fue la de mayor aporte en los tres sectores y para todas las distancias de dispersión propuestas (*dPCflux*, Figura 13). La fracción *dPCconnector* presentó aportes a la conectividad que indican la relevancia de la ubicación espacial dentro del área de estudio de los parches de hábitat en función de la conectividad total del sistema a distancias entre 2500 y 15000 metros. La fracción *dPCintra* fue la de menor aporte en los tres sectores de análisis (Tabla 6).

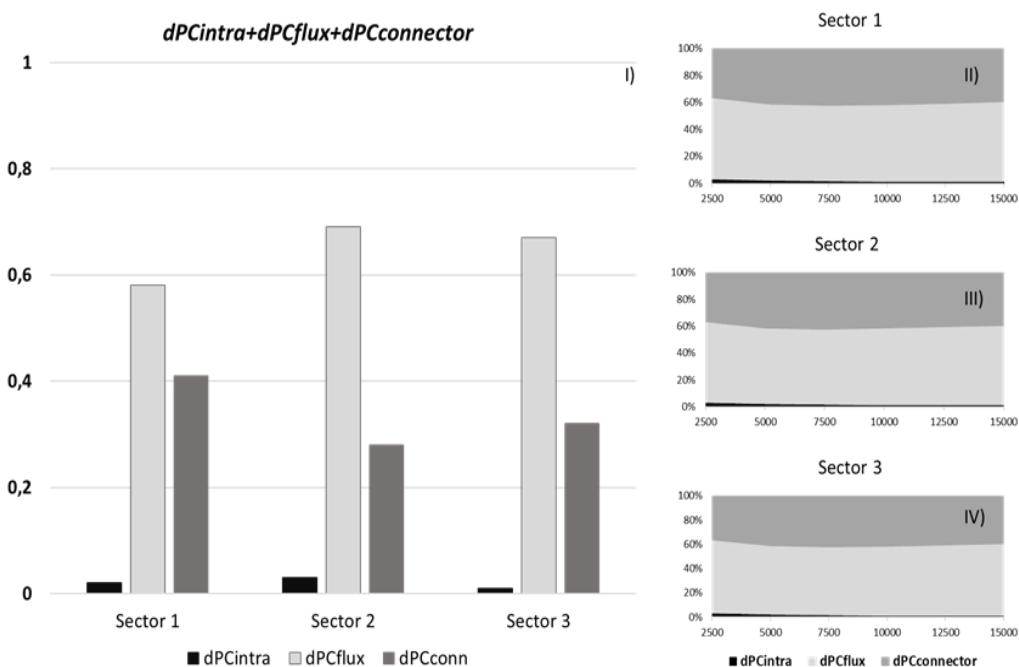


Figura 13. I) Aportes porcentuales de cada fracción del *dPC* por sector de análisis, II) a IV) Aportes porcentuales de cada fracción del *dPC* para diferentes distancias de dispersión en cada sector.

Tabla 6. Porcentajes de las fracciones *dPC* para cada sector. Los valores del percentil 90 (p90) representan la proporción de los parches de mayor importancia presentes en cada uno de los sectores. La fila CMCp90 resume el porcentaje de conectores de cada sector que son importantes para todas las distancias de movimiento y dispersión.

Sector	1	2	3
<i>dPCintra</i>	1.7%	2.7%	0.6%
<i>dPCflux</i>	57.7%	69.4%	66.9%
<i>dPCconnector</i>	40.6%	27.9%	32.5%
<i>dPC p90</i>	7,4%	8,3%	9,8%
<i>dPCconnector p90</i>	3,7%	7,8%	7,2%
CMCp90	5,8%	7,8%	7,7%

Los análisis de conectividad equivalente dieron como resultado una superficie de hábitat potencial alcanzable de entre el 10% y 20% aproximadamente de la superficie de cada sector, para las distancias de movimiento y dispersión de 2500 a 15000 metros (Figura 14).



Figura 14. Cambios porcentuales en la superficie de área conectada alcanzable (ACE) para distancias de 2500 a 15000 metros en cada sector de análisis. Se indican también las superficies conexas equivalentes en km² para cada distancia.

Los parches de mayor importancia para la conectividad en el sector 1 se encuentran ubicados principalmente cerca de los grandes ríos y el Delta del Paraná (*dPC*, Figura 15).

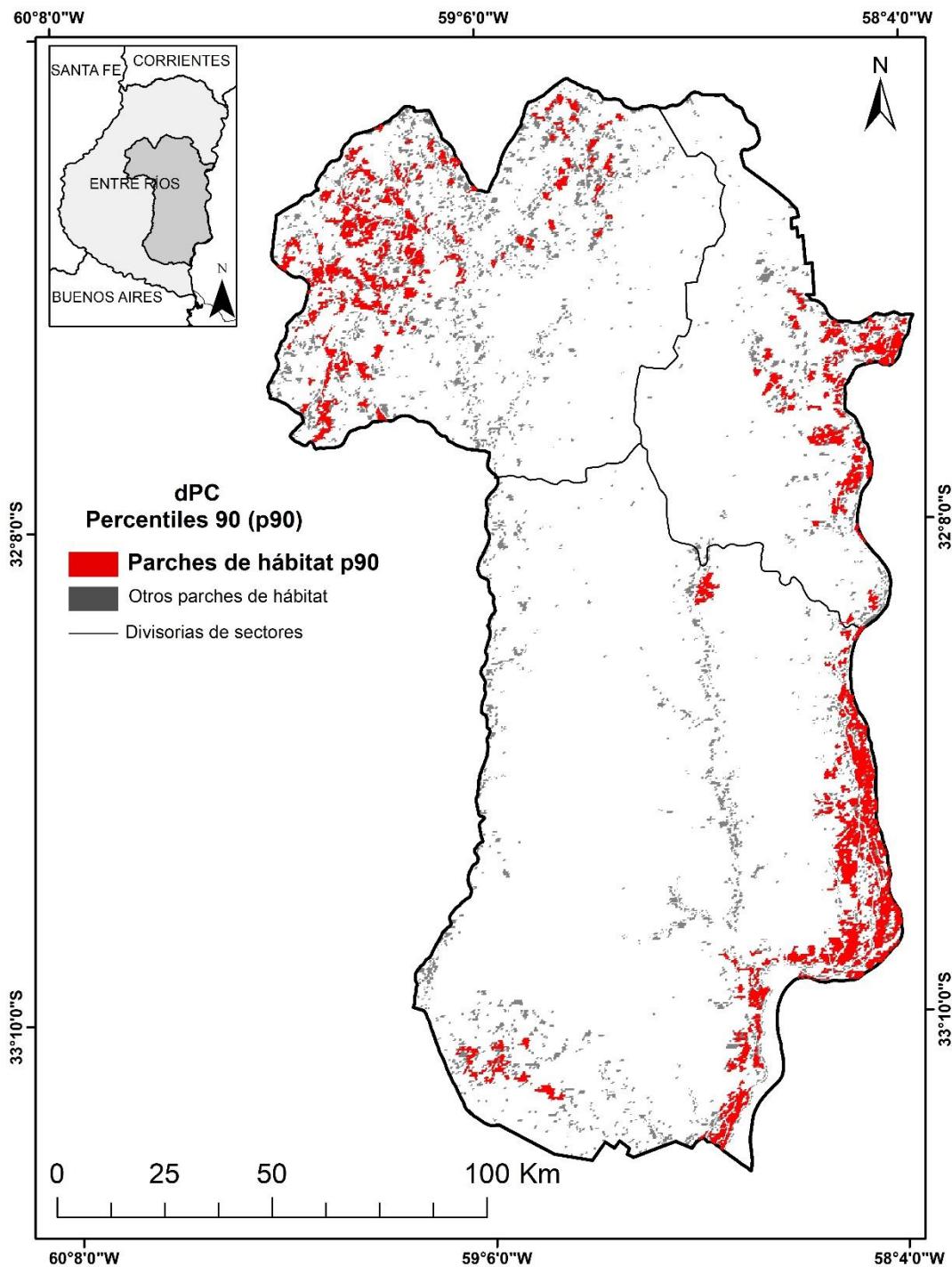


Figura 15. Parches de hábitat (p90) en términos de su contribución a la conectividad del paisaje.

Se indican en color rojo a los parches de hábitat de mayor índice *dPC*, relevantes para la conectividad funcional en todas las distancias de desplazamiento, entre 2500 y 15000 metros.

La componente de la conectividad que da cuenta del aporte del flujo (*dPCflux*) es la mayor en importancia en el sector 1, seguida de la componente asociada al aporte de los elementos como conectores (*dPCconnector*). La última representa una mayor participación que en los otros dos sectores debido a que la conectividad del paisaje depende en primer lugar del flujo de individuos entre parches y a través de los caminos

de mínimo costo, y en segunda medida de la ubicación estratégica espacial de parches clave dentro del sector (*dPcconnector*, Figura 16).

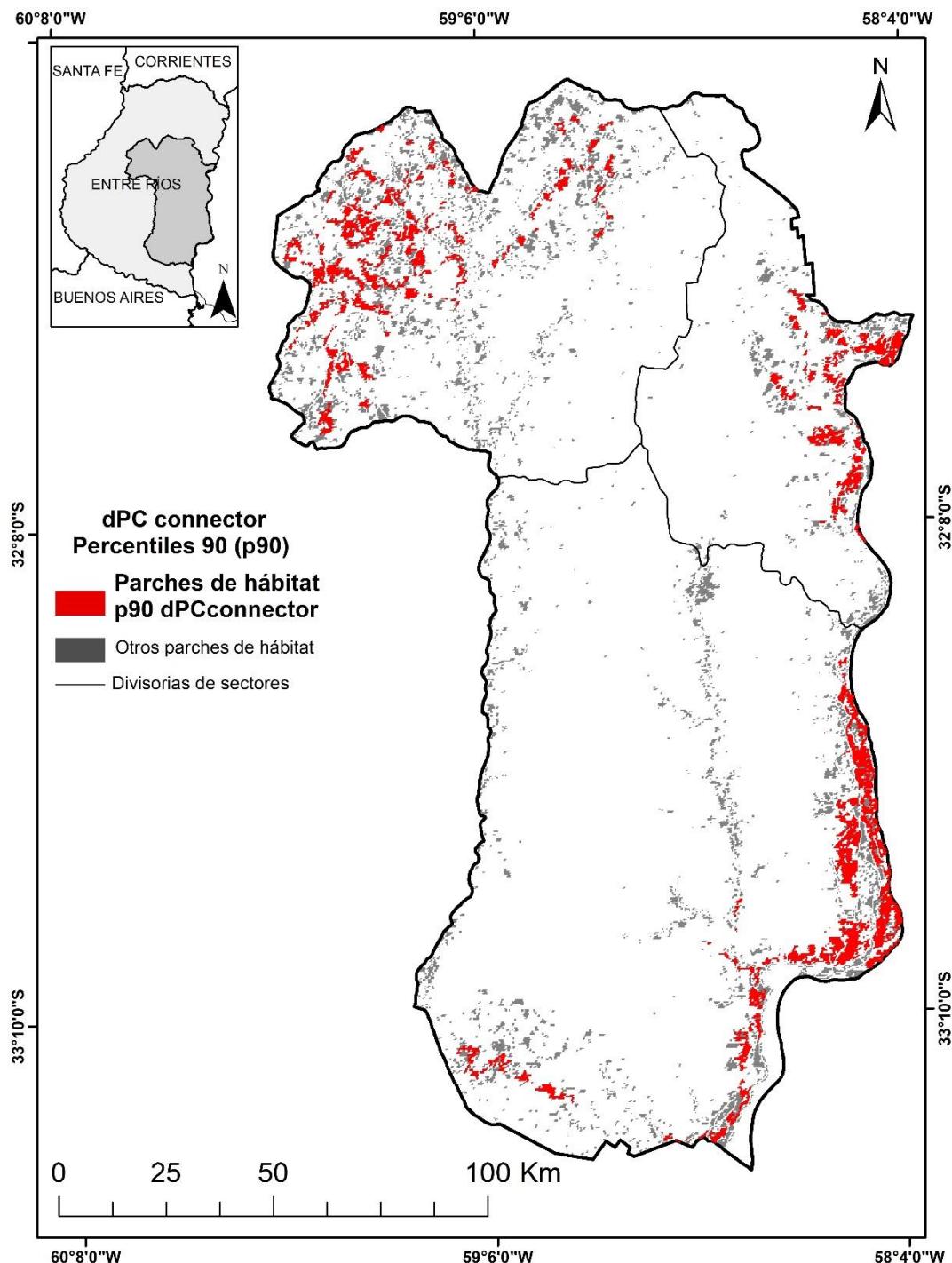


Figura 16. Parches de hábitat de mayor fracción *dPCconnector*. Se indican en color rojo los parches que resultan importantes como elementos conectores dentro del paisaje, para todas las distancias evaluadas de movimiento y dispersión entre 2500 y 15000 metros.

Existe también una proporción menor de caminos de mínimo costo que actúan como elementos conectores para todas las distancias de movimiento y dispersión (caminos p90, Tabla 6, Figura 17).

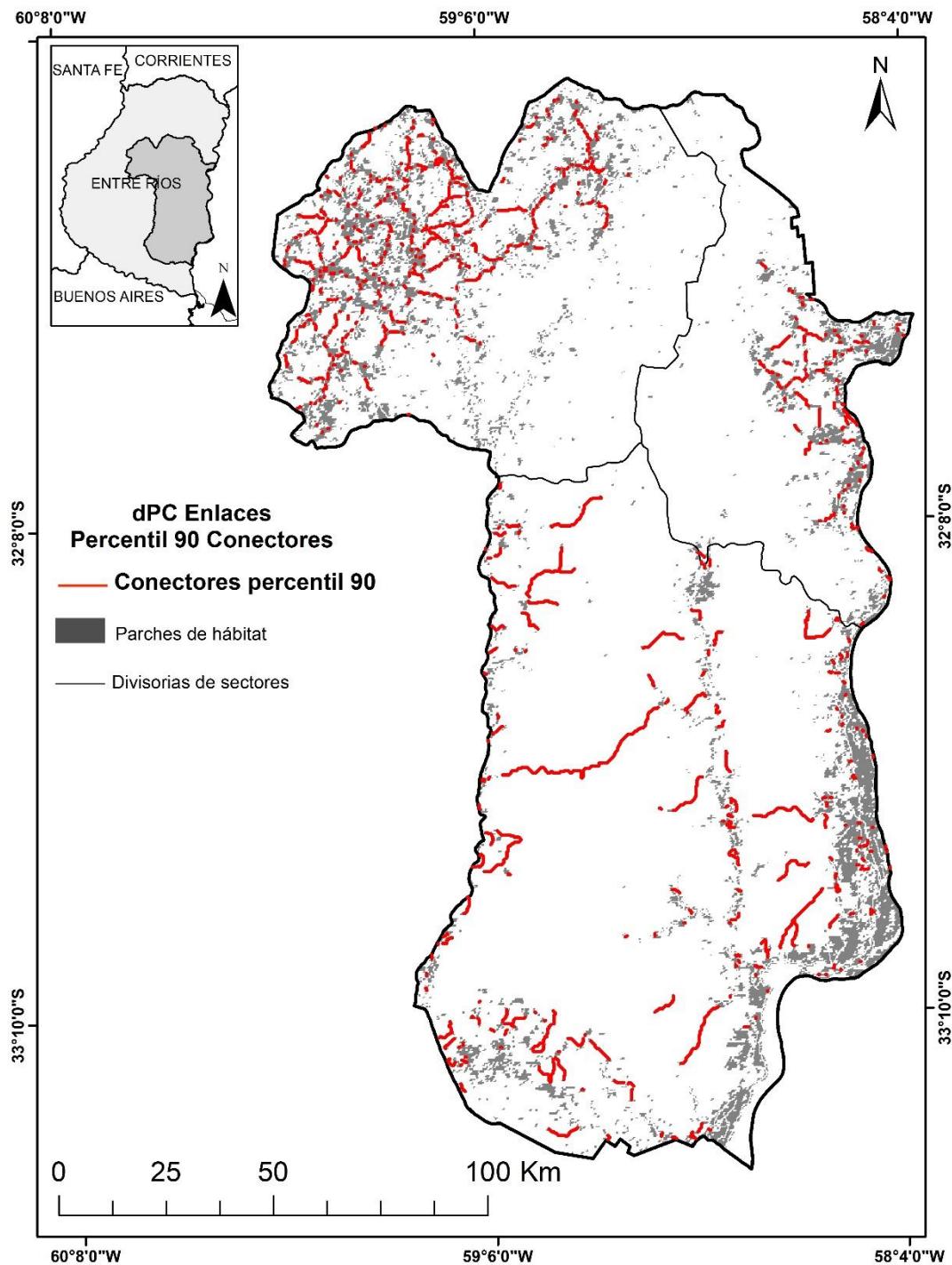


Figura 17. Se indican en color rojo a los caminos de mínimo costo más importantes para la conectividad del paisaje para todas las distancias de movimiento y dispersión entre 2500 y 15000 metros.

La superficie de hábitat alcanzable por individuos dispersantes es menor al 20% del hábitat total presente en el sector 1, para la máxima distancia computada de 15000 metros (análisis de conectividad equivalente, Figura 14).

El sector 2 es el de mayor importancia relativa de la fracción $dPCflux$ y revela un paisaje cuya conectividad depende en gran medida del desplazamiento de los individuos a través de los caminos de mínimo costo que conectan a los pares de parches. Posee la mayor proporción de enlaces clave para la conectividad total del sector (caminos de mínimo costo p90, Tabla 6). Si bien genera aportes mínimos a la conectividad, este sector registró el mayor aporte de la fracción $dPCintra$ de los tres sectores (3%). El hábitat alcanzable por la especie focal entre los 2500 y 15000 metros varía entre 10% y 20%, es decir, más del 20% de los parches presentes en el sector pueden ser alcanzados por un individuo dispersante en movimientos de hasta 15000 metros (Figura 14).

En el sector 3 cada parche de hábitat tiene una mayor cantidad de enlaces que los otros sectores. Esto se observa en la mayor importancia de la fracción $dPCflux$. Existen en el centro del sector un grupo de parches que actúan como elementos conectores clave (Figura 15, $dPCconnector p90$, Tabla 6). Es el sector de mayor porcentaje de parches alcanzables por la especie durante eventos de dispersión de hasta 15000 metros (22%, Figura 14), esto indica el menor grado de fragmentación funcional de los tres sectores. Posee una red importante de caminos de mínimo costo p90 (Figura 17). Es el de menor porcentaje de infraestructuras urbanas (0,3%) y se puede observar una importante superficie de arroyos (10%).

Se identificaron seis áreas prioritarias que ocupan el 3% (688 km²) del área de estudio. También se identificaron cuatro corredores asociados tanto a las áreas prioritarias del noroeste, así como a los ambientes ribereños de los ríos Gualeguay, Gualeguaychú y

Uruguay, y al Delta del Paraná, comprendiendo una superficie de 372 km² (1,6% de la superficie total, Figura 18).

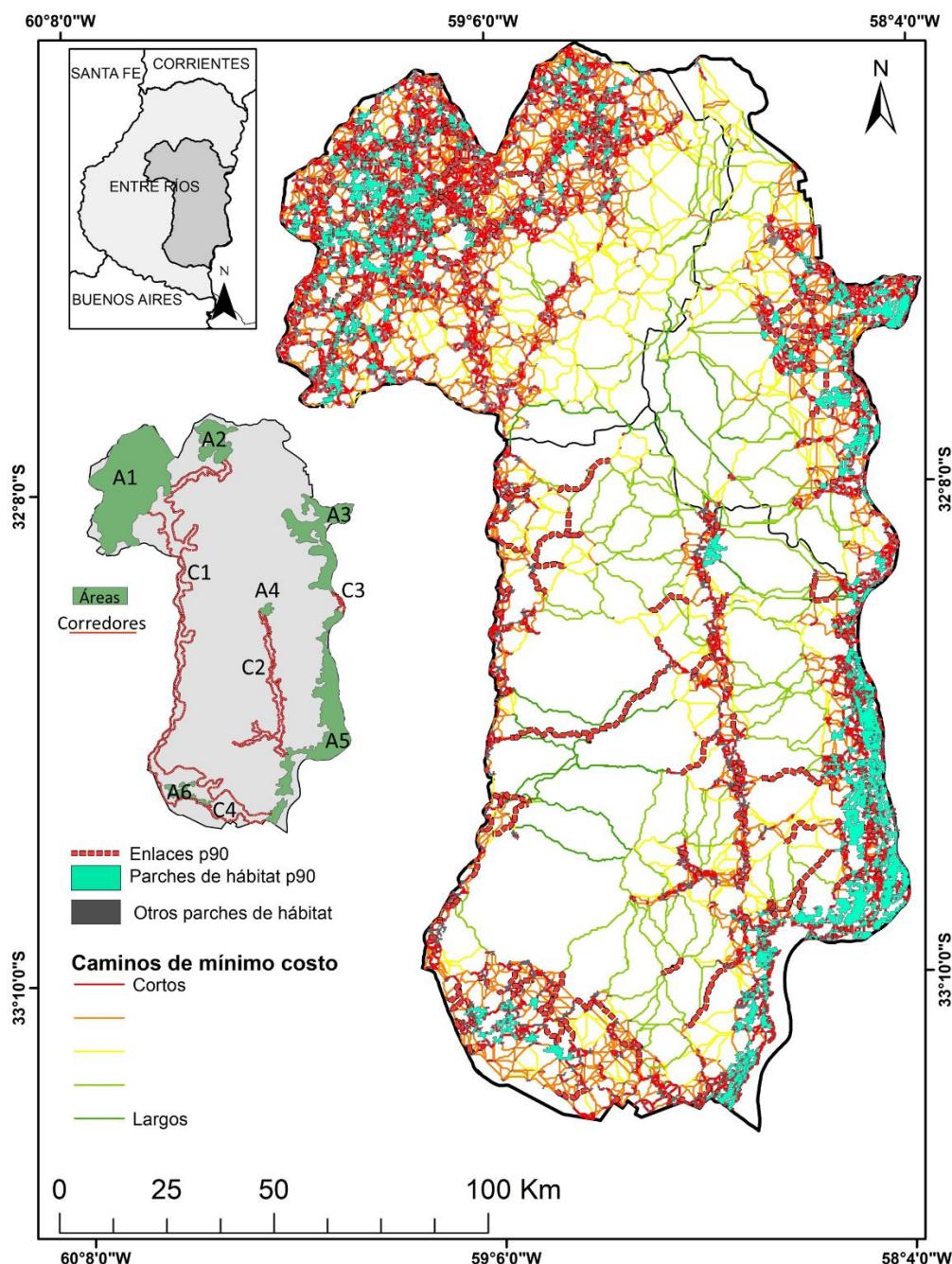


Figura 18. Identificación de 6 áreas de importancia para la conservación para la especie focal (A_i) y de 4 corredores (C_j). Las áreas están compuestas los agrupamientos de parches p90 y caminos de mínima longitud. Se presentan también todos los caminos de mínimo costo y se remarcán los caminos clave para la conectividad total, que se encuentran por fuera de los corredores (enlaces p90).

En el sector 1 se identificaron tres áreas, ubicándose dos de ellas al sur del área de estudio (A6 y A5), una en el extremo oriental y una en el centro del sector (A4). En el mismo sector se identificaron tres corredores (C1, C2 y C4) con orientación longitudinal, norte-sur, y un corredor al sur del área que contiene al área A6, en el Delta de los ríos Paraná y Uruguay, que vincula a los corredores C2 y C1. En el sector 2 se identificó un área de importancia para la conservación de la especie focal (A3), vinculada con otras áreas y corredores por el corredor C3. En el sector 3 se encuentran dos áreas al noroeste del área de estudio señaladas como A1 y A2 vinculadas entre sí mediante el corredor C1 del río Gualeguay. Existen caminos de mínimo costo de importancia para la conectividad total del sistema que se encuentran por fuera de los corredores identificados. Estos caminos representan elementos del paisaje como márgenes de ríos y arroyos, de bajo costo para el tránsito de individuos, inmersos en una matriz de coberturas agro-productivas o de pastizales.

Discusión

Este trabajo presenta las consecuencias de la pérdida y fragmentación del hábitat a través de un análisis cuantitativo del paisaje donde se ponen en evidencia el impacto de las actividades antrópicas sobre el condicionamiento al movimiento y dispersión de individuos de gato montés. Este estudio es uno de los primeros en estudiar la conectividad para una especie de felino sudamericano, siendo el primero en evaluar el aporte a la conectividad funcional tanto de los parches de hábitat como de sus enlaces, incluyendo en el modelo todas las coberturas del suelo presentes en el área de estudio. Estos resultados constituyen una herramienta valiosa para la toma de decisiones por parte de actores locales en pos de la conservación de una especie nativa.

Coberturas del suelo

Los paisajes presentes en el área de estudio aún conservan características estructurales y funcionales que posibilitan la conectividad entre parches de hábitat de manera limitada dentro de un paisaje fragmentado. En este trabajo se encontró que en base a las características y ubicación espacial de los parches de hábitat junto con las limitaciones dadas por la composición del paisaje permiten una interconexión del hábitat que varía entre un 10% y 20% del total del área disponible para movimientos de dispersión. Asimismo, se identificaron áreas de importancia para la conservación y corredores biológicos claves para la conectividad y los flujos de individuos para la especie focal seleccionada. En particular, 4 corredores y 6 núcleos de hábitat que representan importantes reservorios para la especie focal. Podemos afirmar que la hipótesis planteada se cumple parcialmente considerando el grado de fragmentación del área de estudio, cuantificada mediante el análisis de área conectada equivalente.

Los corredores resultantes son bandas de ancho variable dependientes de la permeabilidad de la vecindad, que interconectan a las áreas núcleo. Éstas, a su vez son grandes superficies del área de estudio donde el paisaje concentra a los parches de hábitat más importantes para la conectividad. El conjunto de caminos de mínimo costo, parches-escalones y agrupamientos de parches importantes componen a la red de conectividad para el gato montés en el área de estudio (Gurrutxaga *et al.* 2010, Figura 18).

La cobertura predominante dentro del área de estudio es la de pastizales. La matriz del paisaje posee una fricción explicada comparativamente, en términos de costos para el desplazamiento, por el predominio de usos y coberturas de pastizal y agro-productivas. Los sistemas agro-ganaderos consisten en monocultivos agrícolas y lotes ganaderos donde se han promovido pasturas y diversos tipos de forraje que dan como resultado extensas superficies homogéneas (Volante *et al.* 2006).

Sectores de análisis

El sector 1 es el de mayor superficie, dominado por coberturas de cultivos, seguido de pastizales. Se hace evidente en este paisaje las coberturas del suelo típicas de la ecorregión pampeana y su historia de cambios en las coberturas y usos del suelo, que han conducido a un predominio de sistemas agro-ganaderos. Los parches y enlaces se concentraron en los paisajes vinculados al Delta e Islas de los ríos Paraná y Uruguay y en los ríos Gualeguay y Gualeguaychú. La conectividad del sector depende en mayor medida de los movimientos de individuos a través de los caminos de mínimo costo y los parches de hábitat que funcionan como escalones en los corredores (C1, C2 y C4). Estos componen una red de enlaces de cortas distancias ecológicas, que conectan una gran cantidad de parches de baja disponibilidad de hábitat (dPC_{flux}). Se observaron parches de alta disponibilidad que se encuentran ubicados en sitios claves para el mantenimiento de la conectividad total del sector ($dPC_{connector}$) ubicados en las áreas A5 y A6. Existe un área (A4) que está vinculada al paisaje de conectividad únicamente mediante el corredor C2 que se desarrolla a lo largo del río Gualeguaychú. De perderse éste área, la conectividad total del paisaje se vería afectada en términos de la pérdida del aporte a la conectividad dada por la fracción dPC_{intra} , es decir, la preferencia de hábitat y su superficie, ya que los parches de hábitat que la componen, si bien poseen una alta disponibilidad potencial de hábitat, se encuentran poco conectados con el resto del paisaje. El área conectada equivalente en el sector 1 es la menor de los tres sectores, esto significa que la superficie de hábitat alcanzable es un mosaico de parches en un paisaje fragmentado, donde el gato montés encuentra principalmente coberturas de pastizales y cultivos que puede transitar y utilizar para la búsqueda de presas, pero con grados variables de costos de tránsito acumulados, dados los centros urbanos, así como el alto tránsito por caminos y rutas. Se observa la importancia de los márgenes de los ríos y sus

ambientes riparios en la conectividad del sector. Esto se hace evidente en algunos conectores clave que simbolizan márgenes de ríos y arroyos que se observan por fuera de los corredores y áreas delimitadas (Figura 18).

El área A3 presente en el sector 2 es la de menor cantidad de parches de hábitat (tabla 5). Los parches se caracterizan por presentar coberturas de sabanas y pastizales, con presencia de bosques vinculados a las planicies de inundación y terrazas del río Uruguay. Las coberturas de cultivos forestales están más representadas en este sector, y resultan funcionales al movimiento de individuos de gato montés considerando la cobertura y oferta de alimentos que presentan (Manfredi *et al.* 2012). Es el sector de mayor fricción promedio del paisaje y caminos con mayor distancia ecológica debido a la mayor cantidad relativa de coberturas de infraestructura urbana. La componente de mayor relevancia para la conectividad es la que mide el flujo ($dPCflux$), mientras que la que evalúa la importancia de cada fragmento de hábitat como elemento conector ($dPCconnector$) es la que menor aporte realiza en comparación con los otros dos sectores. Considerando estos resultados, emerge a la vista la necesidad de implementar estrategias de manejo enfocadas en la conservación y mejora de las áreas por donde transcurren los caminos de mínimo costo tendientes a reducir los costos de tránsito para individuos de la especie focal durante eventos de dispersión.

El sector 3 es el de mayor proporción de las coberturas de bosques que representan relictos de formaciones leñosas típicas de la ecorregión del Espinal. Es un área valiosa para la conservación de la especie focal compuesta por sabanas y parches de bosques vinculados a las cuencas de los ríos y arroyos al norte del área de estudio. Las áreas A1 y A2 se encuentran vinculadas funcionalmente por el corredor del río Gualeguay (C1) en el extremo norte del área de estudio. En este sector se observó una red de caminos de mínimo costo de cortas distancias ecológicas, con una mayor cantidad de parches de

hábitat de alta disponibilidad potencial, vinculados entre sí por coberturas de baja resistencia, que facilitan el flujo de individuos. La conectividad total depende en mayor medida de la importancia que tiene la red de caminos y escalones ($dPCflux$) dentro de las áreas y el corredor del río Gualeguay (C1). Existen parches de alta disponibilidad potencial de hábitat, de mucha importancia para la conectividad total del sector ($dPCconnector$) caracterizados por la presencia de bosques riparios, sabanas, y arbustales, característicos de la ecorregión del Espinal, Distrito del Ñandubay (Matteucci *et al.* 2018).

Disponibilidad potencial de hábitat y conectividad funcional

La probabilidad de conexión entre parches de hábitat, dPC , está dada entonces por un mosaico de coberturas y usos del suelo que permiten el establecimiento de caminos de mínimo costo con distancias ecológicas alcanzables para la especie (Sweanor *et al.* 2000, Cushman *et al.* 2013). La importancia de la fracción indicadora del flujo, $dPCflux$, como aporte a la conectividad resultó la mayor para todos los sectores analizados, considerando las distancias de desplazamiento modeladas entre 500 y 15000 metros. Este valor surge como resultado de las limitaciones del paisaje dada la fricción, junto con la ubicación espacial de los parches en un paisaje fragmentado. La conectividad dada por el flujo de individuos está proporcionada por los parches de hábitat que presentan un gran número de vínculos posibles con otros parches (Saura & Rubio 2009). Existen además agrupaciones de parches, muy concentrados, que de perderse ocasionarían el aislamiento de diferentes regiones que resultan clave para la conectividad total del paisaje como elementos enlace por su contribución a la fracción $dPCconnector$. Por último, cabe destacar que la fracción del índice dPC que representa la conectividad dentro de cada parche de hábitat, $dPCintra$, tuvo un aporte mínimo en todos los sectores de análisis y para todas las distancias dada la poca superficie del área de estudio compuesta por

coberturas de hábitat (Bodin & Saura 2010). La mínima fracción del dPC_{intra} da indicios de la poca relevancia que tiene la superficie de los parches para la conectividad total, queriendo decir que poseen principalmente superficies pequeñas. Los corredores están compuestos por una sucesión de pequeños parches-escalones que se encuentran ubicados espacialmente a distancias ecológicas tales que incrementan la probabilidad del flujo de individuos (Baum *et al.* 2004, Saura *et al.* 2014).

Fragmentación del hábitat

En el área de estudio se identificó un total de 2450 km² de hábitat potencial para el gato montés, pero sólo una proporción menor se encuentra alcanzable para individuos dispersantes de la especie focal (Saura *et al.* 2011). Los análisis de conectividad equivalente proponen una superficie de hábitat alcanzable del 20% del paisaje por parte de un individuo realizando desplazamientos de dispersión de hasta 15000 metros en cualquiera de los tres sectores analizados. Esto implica que su superficie potencial de hábitat se restringe funcionalmente a 500 km² conectados. A partir de esto se puede concluir que, o bien existe una conectividad mayor que se está subestimando en esta evaluación, o que la disponibilidad de hábitat y la fragmentación son el principal factor que condicionan al paisaje estudiado. La sensibilidad de los felinos a la pérdida y fragmentación del hábitat hace que la viabilidad de sus poblaciones dependa, en gran medida, de la conservación y del mantenimiento de la conectividad entre áreas de hábitat (Dickson *et al.* 2013). El uso de radiocollares en individuos de la especie focal, la colocación de cámaras-trampa en sitios estratégicos, así como la toma de datos genéticos, son alternativas que permitirían evaluar la eficacia de los corredores y áreas de importancia para la conservación determinadas en este trabajo (Brodie *et al.* 2014).

Los resultados indican que las poblaciones de la especie focal pueden encontrar áreas para establecer nuevos territorios, pero principalmente en sectores restringidos a las planicies de inundación de ambientes riparios y a sitios marginales de poco potencial productivo donde se hallan parches de hábitat conectados tanto para el gato montés como para sus presas (Logan *et al.* 2001). Los pastizales y cultivos ofrecen coberturas arbóreas, arbustivas y herbáceas favorables para los movimientos diarios y eventos de dispersión. En un paisaje intervenido por el ser humano, los ambientes riparios vinculados a los tres principales ríos en el área se presentan como zonas clave para el mantenimiento de la conectividad de la especie focal. Esto ocurre principalmente porque a lo largo de su extensión se encuentran remanentes de hábitat para la especie focal que funcionan como escalones, dispuestos de manera lineal que los hace alcanzables en términos de conectividad funcional.

Conclusiones

Otros estudios de conectividad han puesto a prueba modelos de evaluación de caminos de mínimo costo, así como de disponibilidad potencial de hábitat. Varios de éstos se enfocan en la problemática del movimiento de grandes felinos y especies bandera, por fuera de áreas protegidas. En ellos se ha evaluado la conectividad del paisaje y de qué modo las barreras de dispersión, y la pérdida y fragmentación del hábitat, afectan sus patrones de distribución (Farhadinia *et al.* 2015, Jiang *et al.* 2015, Dutta *et al.* 2015). Sin embargo, en la actualidad, se han realizado pocos estudios de distribución, hábitat y conectividad de especies de felinos de menor tamaño o menos carismáticas, en relación con otras especies de mayor porte o con atributos llamativos (Zanin *et al.* 2015).

Una aproximación deductiva como la aplicada en esta evaluación permite obtener información cuantitativa acerca de la conectividad funcional y disponibilidad potencial

de hábitat. Al recopilar información sobre una especie focal se evitaron potenciales resultados que derivan de registros escasos y de mayor representatividad de algunos ambientes, o por factores ajenos a la ecología de la especie (Boitani *et al.* 2008). Asimismo, resulta apropiado evaluar la disponibilidad potencial de hábitat modelada con registros de presencia/ausencia (Schivo *et al.* 2015). Por otro lado, se deben contrastar los resultados de conectividad con datos de similitud y estructura genética (Seymour *et al.* 2013). En este trabajo los resultados son productos derivados de diferentes modelos espacialmente explícitos, y como tales hay que validarlos con datos externos (Cushman 2013, Manel & Holderegger 2013). En todo caso siempre es necesario que se revisen constantemente por grupos de expertos, los aspectos ecológicos de la especie seleccionada para continuar los estudios de conectividad funcional a través de especies focales (Dietrich 1995).

Los resultados aquí presentados tienen un alcance limitado al sector sudeste de la provincia de Entre Ríos. Podrían estar actuando como corredores otros elementos del paisaje por fuera del área analizada que incluso ayuden a fortalecer la conectividad entre hábitats dentro del área. También pueden existir parches de hábitat más pequeños que la resolución espacial de las capas de cobertura y usos del suelo utilizadas no logran representarlos. Estos elementos pequeños pueden estar actuando como escalones, con un rol importante en las componentes de conectividad inter-parches, aumentando de esta forma el área de hábitat conectada a lo largo del paisaje. Por otro lado, los límites de la extensión espacial fijados para el análisis responden a limitaciones computacionales. Trabajar en un área acotada, de las dimensiones de la región aquí evaluada, implicó tiempos de cálculo de hasta 30 días corridos sin posibilidad de interrupción para cada sector de análisis. Si bien estos modelos son de acceso libre para los usuarios, se precisa

de recursos computacionales con mayor capacidad para obtener resultados de mayor alcance.

Estrategias de manejo

Sector agro-productivo

Considerando la proporción mayoritaria de coberturas de pastizales y sistema agro-ganadero que caracterizó al área de estudio, así como el frecuente uso que hace la especie focal de éstas coberturas, es que se hace visible la importancia del establecimiento de estrategias de manejo dirigidas a la conservación, así como generación de nuevas áreas valiosas de pastizal (Bilanca & Miñarro 2004). En los ambientes productivos dentro de los corredores o áreas, se puede intensificar la promoción de pastizales y enriquecimiento del sotobosque en bordes de lotes productivos y ambientes riparios de baja aptitud agro-ganadera, así como la conservación e intersiembra de pastizales de matas de cortaderas (*Cortaderia selloana*), pajilla (*Carex fuscula*) o pasto colorado (*Paspalum quadrifarium*), entre otras, junto a otras especies de gramíneas de interés ganadero. Para el ganado el uso de boyeros eléctricos resulta ser una práctica común que puede aplicarse para evitar la intromisión del ganado en zonas de matorrales en áreas de amortiguación sujetas a distancias perpendiculares al cuerpo de agua (Fracassi *et al.* 2013). Se ha observado que algunas especies de mamíferos son sensibles a los disturbios y por ello no utilizan ambientes si éstos están muy expuestos a impactos antropogénicos aledaños. Considerando esto, la restauración de la cobertura arbustiva y boscosa, que provean hábitat para el gato montés, así como de pastizales, depende tanto de la calidad y estructura, como también del contexto del camino o del parche de hábitat (Zimbres *et al.* 2018). A partir de los resultados se pueden identificar áreas donde implementar éstas prácticas con la finalidad de mejorar la permeabilidad del paisaje favoreciendo el

desarrollo de corredores transversales a los identificados que atraviesan coberturas de pastizales y sistemas agro-ganaderos (Figura 19).

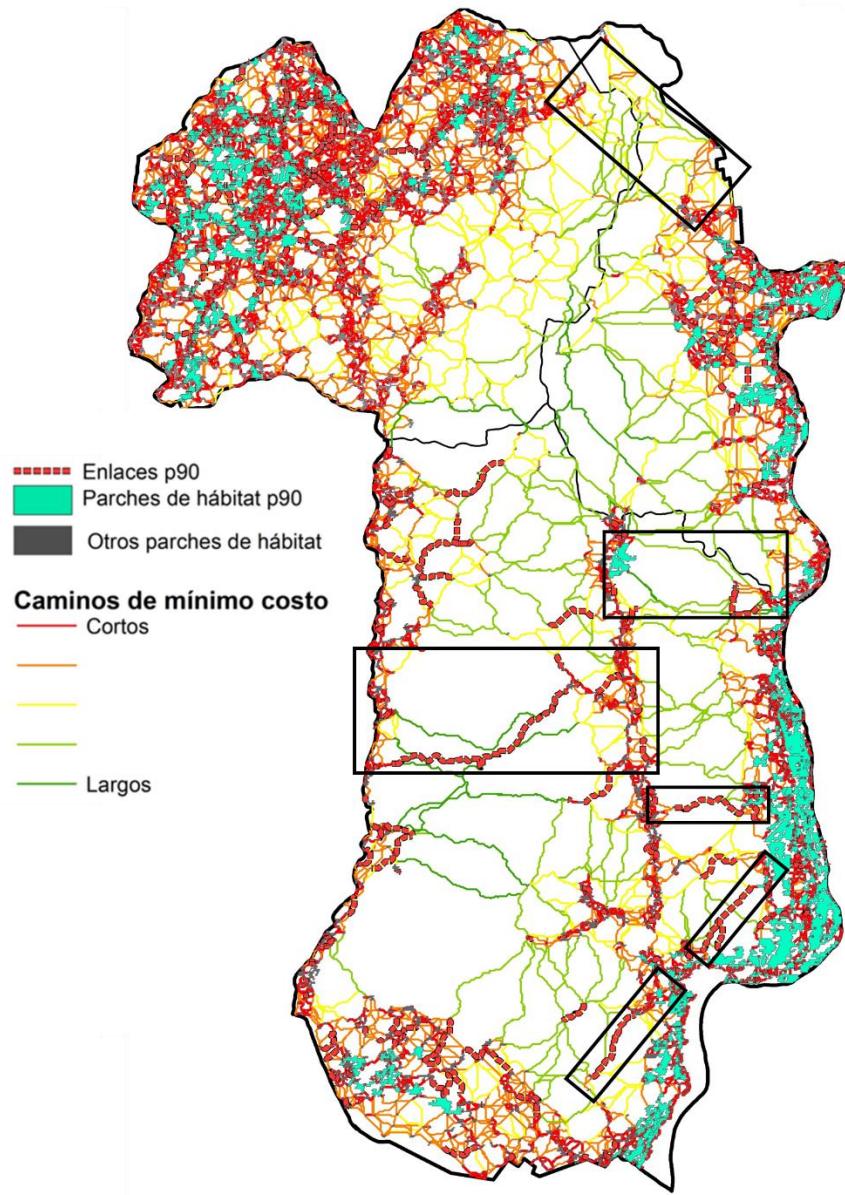


Figura 19. Agrupamientos de caminos de mínimo costo propuestos como potenciales sitios donde implementar estrategias de manejo con la finalidad de mejorar la permeabilidad del paisaje (rectángulos negros).

La conservación en paisajes productivos, como los presentes en toda el área de estudio, precisa del apoyo de tales actividades en predios de propiedad privada (PANByCC 2017). La conservación de la conectividad en una región agroproductiva depende de las decisiones de los productores rurales y administradores de las tierras.

Contar con herramientas de medición del aporte que los productores rurales realizan a la conservación o degradación de paisajes nativos, permitirá a los gobiernos regularlos, a través de beneficios especiales o sanciones, y administrarlos con justicia en relación con dichos aportes (Parera & Carriquiry 2014).

Áreas protegidas

El Parque Nacional (PN) El Palmar (8213 ha.), localizado en el sector 2, es la única área protegida en el área de estudio dependiente de la Administración de Parques Nacionales (APN). El Plan de Gestión del PN El Palmar (2015) señala como valores de conservación a los palmares y ambientes asociados ya que resultan de importancia para la conservación del gato montés entre otros mamíferos. En el plan de gestión del PN se propone avanzar en acciones de colindancia para llegar en un futuro a proyectar una zona de amortiguamiento que corresponda a la zona de influencia para la gestión del PN El Palmar. Una de las estrategias es intensificar el diálogo con propietarios vecinos con el fin de planificar acuerdos que, entre otros objetivos, promuevan la creación y mantenimiento de corredores para la fauna y el cuidado de los cursos de agua (APN, 2015).

Los resultados de este trabajo permiten identificar elementos del paisaje que condicionan la conectividad del parque por fuera de los límites administrativos del mismo y hacia otros parches de hábitat, a través de caminos de mínimo costo. En la periferia del PN El Palmar, existe una red de caminos y parches que representan zonas donde es posible implementar estrategias para mejorar la conectividad de la especie focal (Figura 20).

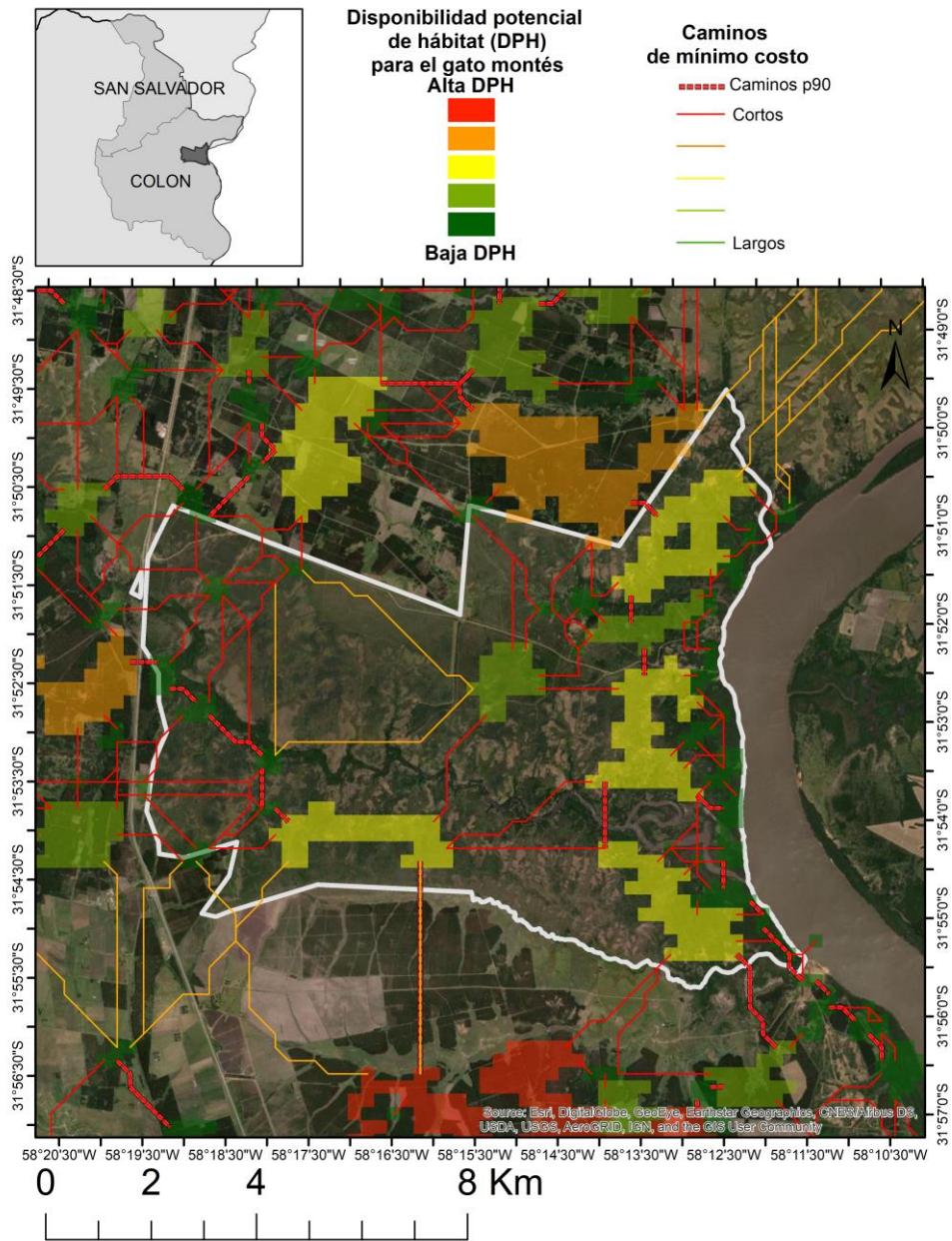


Figura 20. Detalle de los resultados del PN Nacional El Palmar (polígono blanco). Se presenta la red de parches, según su disponibilidad potencial de hábitat, y de caminos de mínimo costo ordenados en intervalos de distancias ecológicas. Fuente de mapa base: Esri, DigitalGlobe, GeoEye, Earthstar Geographics, CNES/Airbus DS, USDA, USGS, AeroGRID, IGN, y la comunidad de usuarios GIS.

Dentro del marco de las acciones de colindancia, se pueden identificar varios caminos de mínimo costo que atraviesan la RN 14. Estos son sitios donde se minimiza el costo acumulado por donde atravesar la ruta. Es importante estudiar estos sitios en el terreno para evaluar la posibilidad de colocar pasafaunas, elevados o subterráneos,

dependiendo del caso, ya que son una herramienta difundida que ha demostrado ser eficiente si se aplica de modo adecuado (Alfaro & Quesada 2015).

Red Argentina de Reservas Naturales Privadas (RARNAP)

Una estrategia posible para la conservación de la conectividad es el aprovechamiento de esfuerzos ya existentes en aquellas reservas naturales privadas (RNP) donde puedan ponerse a prueba técnicas para el mantenimiento y mejora de la conectividad de la fauna. Estimular los relevamientos periódicos por parte de los propietarios y el uso de entrevistas semiestructuradas a los pobladores locales, provee de datos que permiten evaluar los resultados de la implementación de prácticas tendientes a mejorar la permeabilidad del paisaje. El uso de cámaras-trampa es una técnica común que, debidamente aplicada, permite a propietarios y administradores de campos y reservas realizar un aporte significativo a la conservación del gato montés y otras especies de interés para la conservación desde una aproximación inductiva (Zuleta *et al.* 2013).

En el área de estudio existen actualmente áreas protegidas con diferentes categorías: Reservas de Usos Múltiples, Reservas Provinciales, Paisajes Protegidos, Reservas Naturales Privadas (RNP), el PN El Palmar y Sitios Ramsar. La mayoría de ellas bajo manejo del Estado en sus distintos niveles administrativos y otras impulsadas por iniciativas privadas. Seis de las RNP presentes dentro del área de estudio son miembros de una red que agrupa a nivel nacional más de 60 iniciativas para la conservación en tierras privadas: la Red Argentina de Reservas Naturales Privadas (RARNAP, 2020).

Los días 30 y 31 de agosto, y 1 de septiembre de 2018 se llevó a cabo en la localidad de San Ignacio, Misiones, el 3º Encuentro Nacional de Reservas Naturales Privadas. En el marco de la mesa redonda '*Conectar para Conservar*', se realizó la presentación de resultados preliminares de los estudios de conectividad aquí publicados a fin de aportar a la conservación de la biodiversidad dentro del 'Nodo Entre Ríos' de

RARNAP (Figura 21). Las estrategias de manejo allí expuestas se describen a continuación.

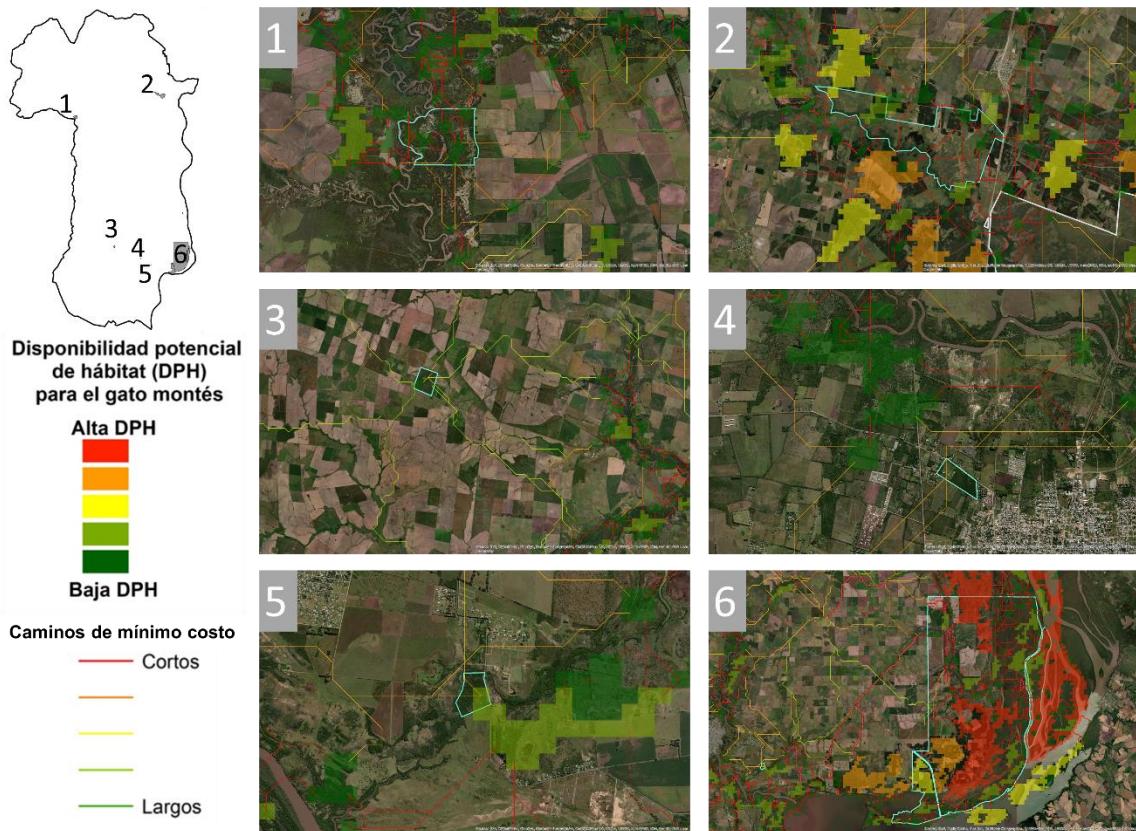


Figura 21. Detalle de cada Reserva Natural Protegida del ‘Nodo Entre Ríos’ de RARNAP dentro del área de estudio donde se observan los caminos de mínimo costo y disponibilidad potencial del hábitat: 1) RNP Laguna del Yacaré, 2) La Aurora del Palmar, 3) RNP Malabriga, 4) La Serena del Gualeyán, 5) RNP Senderos del Monte, 6) RNP El Potrero de San Lorenzo. Los polígonos azules indican los límites de las RNP. Fuente de mapa base: Esri, DigitalGlobe, GeoEye, Earthstar Geographics, CNES/Airbus DS, USDA, USGS, AeroGRIDS, IGN y la comunidad de usuarios GIS.

La RNP Malabriga (150 ha.) es un parche de cobertura de bosque dentro de una matriz agroproductiva (Figura 19). En la reserva se han observado individuos de gato montés en relevamientos piloto hechos mediante el uso de cámaras-trampa y observaciones directas (ecoregistros.org, 2020). Esta área protegida posee un cierto grado de conexión mantenido por caminos de mínimo costo de longitudes medias y altas, que representan arroyos, pequeños montes y arbustales de bordes de caminos que convergen en Malabriga. Las coberturas que rodean a esta RNP son agro-ganaderas, ofrecen una fricción intermedia que posibilitan la dispersión de la especie, con la presencia de caminos

consolidados, autopistas (RN 14) y está ubicada a 23 kilómetros al oeste de la ciudad de Gualeguaychú. El buen grado de conservación del monte de Espinal (*observación personal*), hace que la reserva sea un parche de hábitat único en su contexto. Se debe considerar para el incremento de la conectividad, la evaluación *in-situ* de los arroyos de tierras vecinas, bordes de cultivos y caminos. Asimismo, la conservación de los bañados y humedales presentes en Malabriga, la restauración de zonas de bajo interés productivo y el análisis de la estructura y el nivel de impacto, junto con la reforestación, resultaría en la mejora de la conectividad de esta RNP con el corredor del río Gualeguaychú (C2).

La RNP La Serena del Gualeyán (10 ha.) se encuentra en la periferia de la ciudad de Gualeguaychú, con una diversidad de presiones antrópicas para la especie que devienen en un bajo grado de conectividad, principalmente debido a la alta fricción de la vecindad, con el resto de la red de parches de hábitats identificados. Posee algunas coberturas aledañas con caminos de mínimo costo. Se pudo observar una importante presencia de perros dentro de la reserva, en varios casos persiguiendo a aves del humedal que se encuentra dentro de la misma. Los esfuerzos de recuperación y restauración de ambientes nativos, junto con el control de especies como perros y gatos domésticos, deben ser maximizados para que esta reserva pueda formar parte del corredor del río Gualeguaychú.

La RNP Senderos del Monte (25 ha.) es un sitio estratégico para conservar la conectividad del paisaje vinculado a las áreas de importancia encontradas en la baja cuenca del río Uruguay y Delta del Paraná. Protege más de diez hectáreas de ambientes de bosques riparios y pastizales, inmersa en un paisaje con costos de desplazamiento bajos correspondientes a coberturas de pastizal y cultivos donde la presencia de rutas y caminos se ubica como una de las amenazas presentes junto con la caza. El incremento de superficies destinadas a conservación del área A5, de la cuenca Gualeguaychú-Uruguay,

se presenta como una necesidad ante el avance de emprendimientos residenciales con elevación del terreno sobre ambientes de humedales, bañados, bosques y arroyos (Pintos *et al.* 2012, Merlinsky 2016). A través de la articulación con actores locales se pueden expandir sus esfuerzos de conservación y restauración de coberturas nativas hacia ambientes aledaños a la reserva. Se recomienda continuar los esfuerzos de restauración de ecosistemas nativos de pastizales y bosques en el corredor del río La Capilla, así como la desembocadura del río Gualeguaychú a fin de generar mayor superficie de áreas valiosas de pastizal en zonas del Delta del río Paraná, en particular en el área A6 y corredor C4 (Quintana 2004).

La RNP El Potrero de San Lorenzo (18000 ha.) es un Área Natural Protegida de Usos Múltiples. Dentro de El Potrero se llevan a cabo actividades tanto productivas y también de educación ambiental y otras vinculadas a la conservación y ecología de especies. Su gran extensión de más de 50 km² posibilita la planificación estratégica del manejo de las coberturas y usos del suelo. El Potrero contiene una porción mayoritaria de los grandes parches de hábitat de alta disponibilidad potencial de hábitat, importantes para la conectividad total del sector 1 (*dPCconnector*). Resulta importante extender hacia afuera de esta área protegida las estrategias de manejo enfocadas en mantener y mejorar el estado de conservación de los ambientes y coberturas naturales que componen a los grandes parches de hábitat al norte y sur de El Potrero, que componen junto con esta RNP al área A5.

La Aurora del Palmar (1100 ha) conserva bosques y sabanas del Espinal del Distrito del Ñandubay (Matteucci *et al.* 2018). La Aurora del Palmar y el PN El Palmar se relacionan debido a su notable proximidad ya que ambas conforman parte del núcleo del área A3. Ambas áreas protegidas se encuentran dentro del sitio Ramsar Palmar Yatay (MAYDS, 2020). Los propietarios de esta RNP practican desde hace varios años

actividades productivas como manejo de bosques con ganadería integrada. Conserva importantes pastizales, sabanas, palmares y montes del Espinal que generan un continuo de ambientes con el PN El Palmar interrumpidos por la RN 14. Por fuera de la reserva existen coberturas donde se pueden implementar diversos planes de acción sinérgicos a fin de maximizar resultados. Los análisis describieron la importancia que tienen los caminos de mínimo costo para la conectividad total del área presentando sectores donde se podría analizar la implementación de pasafaunas que faciliten el cruce de la RN 14, así como acciones cooperativas de conservación de sabanas, reforestación en sitios de enlaces clave donde convergen caminos de mínimo costo y parches que puedan funcionar como escalones (ver figuras 20 y 21).

La RNP Laguna del Yacaré (502 ha.) conserva un sector de mayor importancia para la conectividad del corredor del río Gualeguay en el Departamento de Villaguay. En las áreas del sector 3 (A1 y A2) y en el corredor del río Gualeguay (C1), se dan condiciones favorables para la implementación de proyectos de ganadería de pastizal, que resultan en un buen compromiso entre actividades productivas y ambientes nativos de pastizales, sabanas y humedales en zonas con potencial ganadero (Bilenga & Miñarro 2004). Estos ambientes garantizarían la buena cobertura para el desplazamiento y búsqueda de presas por parte de la especie focal, dentro del corredor C1. Una estrategia de manejo, de bajo impacto a la producción puede ser la de evitar el sobrepastoreo o la poda en ambientes riparios. Al estar esta reserva en la cuenca del río Gualeguay, resulta importante la implementación de estrategias de conservación vinculadas a ambientes riparios, humedales y terrenos inundables (Fracassi *et al.* 2013). Entre las recomendaciones se pueden destacar la interrupción de la degradación de las orillas por el acceso del ganado a los cursos, evitando el sobrepastoreo y pisoteo, la no utilización de agroquímicos, la restauración de las riberas mediante la plantación de especies leñosas

nativas, reemplazando progresivamente las especies exóticas, y el control de la cacería dentro y fuera del corredor.

Sector estatal

La Estrategia Nacional sobre la Biodiversidad y Plan de Acción 2016-2020 (ENBPA) propone como uno de sus principales ejes a la priorización de áreas a ser restauradas teniendo en cuenta la resiliencia y conectividad de los ecosistemas. También propone como temática para la investigación, a nivel nacional, la definición de áreas prioritarias para la conservación, así como el desarrollo de herramientas que aumenten su conectividad. El Plan de Acción Nacional de Bosques y Cambio Climático (PANByCC) tiene como misión la implementación de políticas, medidas y acciones para lograr un manejo sostenible de bosques nativos, reducir su vulnerabilidad, deforestación y degradación, así como aumentar la restauración y recuperación. Remarca la importancia de sostener la conectividad entre áreas de valor para la conservación, a través de corredores y la adopción de pautas de conservación en esquemas productivos. La recuperación natural de bosques, realizar esfuerzos de restauración de bosques degradados y zonas sin bosques nativos (Viani *et al.* 2017). Esto implica desarrollar instrumentos junto con acciones dirigidas a detener la pérdida y fragmentación de hábitat y recuperar coberturas de bosques nativos que favorezcan el movimiento de individuos de especies amenazadas por este proceso (Schivo *et al.* 2020).

Se debe evaluar la posibilidad de integrar estrategias de manejo en los planes de mantenimiento y mejora de rutas y caminos, colocación de reductores de velocidad y señalización vial, así como la adecuación de estructuras que sean utilizados como pasafaunas (Bauni *et al.* 2017). La infraestructura de transporte condiciona al paisaje e impone cambios drásticos en la conectividad de la especie focal evaluada. Identificar sitios clave para la conectividad, que se vean afectados por la presencia de rutas o caminos, es una tarea fundamental en el desarrollo de corredores y áreas de conservación

por fuera de áreas protegidas (Gurrutxaga & Saura 2014). Es por ello que la planificación y el desarrollo de la infraestructura vial deben incorporar información sobre áreas y corredores ecológicos en los planes provinciales y departamentales de vialidad. Incorporar mapas de conectividad de especies permitiría optimizar la planificación y el desarrollo para integrarlos a proyectos de conservación y así poder encontrar sitios claves que posibiliten acciones concretas y eficientes en costos que no entren en conflicto con planes locales de mejora y mantenimiento de infraestructura (Gurrutxaga *et al.* 2010).

Según el Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos (Ley Nacional 26.331 de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de Bosques Nativos) las áreas boscosas de la cuenca de los ríos Gualeguay y Gualeguaychú han sido clasificadas como de categoría I, es decir, de mayor valor para la conservación, así como las coberturas vinculadas a los cuerpos de aguas superficiales del sector 3 de análisis. Esto proporciona un marco conveniente para la integración con estrategias de manejo para la conectividad como las presentadas en este trabajo. Sin embargo resultan de mayor utilidad en el caso de la baja cuenca del río Uruguay, donde se ubica la RNP El Potrero (área A5), donde las coberturas han sido clasificadas como de categoría III, es decir, sujetas a intervenciones de las otras dos categorías, así como designadas para llevarse a cabo cambios de usos del suelo con la correspondiente evaluación de impacto ambiental (MAyDS 2020, FVSA 2021). Este escenario resulta importante ya que la conservación y mejora de las áreas boscosas y corredores vinculados al río Uruguay en el área de estudio, se encuentran sujetas a las decisiones de los propietarios y responsables directos de esas tierras.

A partir de los resultados de este trabajo, podemos afirmar que se deben orientar los esfuerzos de manejo hacia la promoción de nuevas áreas estratégicas de hábitat, conectadas (Araújo 2002, Santini *et al.* 2016). Se debe incentivar el desarrollo de corredores en ambientes productivos heterogéneos, donde se manejen de manera

sostenible las coberturas de bosques, sabanas, arbustales, pastizales y ambientes riparios.

Es necesario manejar las coberturas del suelo de modo de reducir los costos en el desplazamiento de individuos a fin de conservar la conectividad funcional en el paisaje entre áreas alcanzables entre sí, para las poblaciones del gato montés, ante un escenario de pérdida y fragmentación del hábitat.

Agradecimientos

Al Dr. Facundo Schivo por sus conocimientos, contribución a la realización de este trabajo y apoyo fraternal. A la Lic. Valeria Bauni y a la Fundación de Historia Natural Félix de Azara por el apoyo logístico y préstamo de equipo técnico y financiamiento del relevamiento piloto. Al Dr. Rubén Quintana y a todo el Grupo de Biodiversidad, Limnología y Biología de la Conservación del Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental (3iA-UNSAM). A Matías Konstandt por su hospitalidad y buena predisposición. A todos los propietarios de las reservas de la RARNAP, en especial del nodo Entre Ríos por su colaboración y aportes al proyecto. Al Dr. Javier Pereira, a Flávia Tirelli, Natalia Fracassi, Daniel Ávalo y todos los expertos consultados en el gato montés, y otras especies estudiadas, por hacer aportes importantes de manera altruista al entendimiento de la ecología de la especie focal.

Bibliografía

- Adriaensen, F., Chardon, J. P., De Blust, G., Swinnen, E., Villalba, S., Gulinck, H., & Matthysen, E. (2003). The application of ‘least-cost’ modelling as a functional landscape model. *Landscape and urban planning*, 64(4), 233-247.
- Alfaro, V. C., & Quesada, F. D. (2015). Medidas de mitigación para las poblaciones de mamíferos silvestres que sufren atropellos en las carreteras del cantón de la Fortuna. *Repertorio Científico*, 18(1), 5-10.
- Anile, S., Devillard, S., Ragni, B., Rovero, F., Mattucci, F., & Valvo, M. L. (2019). Habitat fragmentation and anthropogenic factors affect wildcat *Felis silvestris* occupancy and detectability on Mt Etna. *Wildlife Biology*, 2019(1).
- Anselin, Luc (1995). Local Indicators of Spatial Association—LISA. *Geographical Analysis* 27(2), 93–115.
- APN. Administración de Parques Nacionales. Plan de Gestión El Palmar. (2015). https://sib.gob.ar/archivos/Plan_de_Gestion_El_Palmar_Doc_Final.pdf. Fecha de acceso: 20/08/2020.
- Araújo, M. B. (2002). Biodiversity hotspots and zones of ecological transition. *Conservation Biology*, 16(6), 1662-1663.
- Atlas ID. 2021. Ministerio del Interior, Obras Públicas y Vivienda. Secretaría de Planificación Territorial de la Inversión Pública. Argentina. <https://atlasid.planificacion.gob.ar/indicador.aspx?id=96> último acceso: 10/03/2021.
- Attademo, A. M., Peltzer, P. M., Lajmanovich, R. C., Elberg, G., Junges, C., Sanchez, L. C., & Bassó, A. (2011). Wildlife vertebrate mortality in roads from Santa Fe Province, Argentina. *Revista mexicana de biodiversidad*, 82(3), 915-925.
- Baldi G, Texeira M, Martin OA, Grau HR, Jobbágy EG. 2017. Opportunities drive the global distribution of protected areas. PeerJ 5: e2989<https://doi.org/10.7717/peerj.2989>
- Batista, W. B., Rolhauser, A. G., Biganzoli, F., Burkart, S., Goveto, L., Maranta, A., ... & Rabadan, M. M. (2014). Las comunidades vegetales de la sabana del Parque Nacional del Palmar (Argentina).
- Baum, K. A., Haynes, K. J., Dillemuth, F. P., & Cronin, J. T. (2004). The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. *Ecology*, 85(10), 2671-2676.
- Bauni, V., Anfuso, J., & Schivo, F. (2017). Mortalidad de fauna silvestre por atropellamientos en el bosque atlántico del Alto Paraná, Argentina. *Revista Ecosistemas*, 26(3), 54-66.
- Begon, M., Harper, J. L., & Townsend, C. R. (1986). *Ecology. Individuals, populations and communities*. Blackwell scientific publications.

- Beier, P., Majka, D. R., & Spencer, W. D. (2008). Forks in the road: choices in procedures for designing wildland linkages. *Conservation Biology*, 22(4), 836-851.
- Beldomenico, P. M., Kinsella, J. M., Uhart, M. M., Gutierrez, G. L., Pereira, J., Ferreyra, H. D. V., & Marull, C. A. (2005). Helminths of Geoffroy's cat, *Oncifelis geoffroyi* (Carnivora, Felidae) from the Monte desert, central Argentina. *Acta Parasitologica*, 50(3), 263-266.
- Bilanca, D., & Miñarro, F. (2004). Identificación de áreas valiosas de pastizal en las pampas y campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires.
- Bodin, Ö., & Saura, S. (2010). Ranking individual habitat patches as connectivity providers: integrating network analysis and patch removal experiments. *Ecological Modelling*, 221(19), 2393-2405.
- Boitani, L., Sinibaldi, I., Corsi, F., De Biase, A., Carranza, I. D. I., Ravagli, M., ... & Trapanese, P. (2008). Distribution of medium-to large-sized African mammals based on habitat suitability models. *Biodiversity and Conservation*, 17(3), 605-621.
- Bowman, J., Jaeger, J. A., & Fahrig, L. (2002). Dispersal distance of mammals is proportional to home range size. *Ecology*, 83(7), 2049-2055.
- Boykin, K. G.; D. F. Bradford & W. G. Kepner. 2008. Habitat Distribution Models for 37 Vertebrate Species in the Mojave Desert Ecoregion of Nevada, Arizona, and Utah. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development (EPA/600/R-08/117, 142 pp.).
- Brodie, J. F., Giordano, A. J., Dickson, B., Hebblewhite, M., Bernard, H., Mohd-Azlan, J., ... & Ambu, L. (2015). Evaluating multispecies landscape connectivity in a threatened tropical mammal community. *Conservation Biology*, 29(1), 122-132.
- Brondizio, E. S., Settele, J., Díaz, S., & Ngo, H. T. (2019). Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. IPBES Secretariat.
- Cardillo, M., Mace, G. M., Gittleman, J. L., Jones, K. E., Bielby, J., & Purvis, A. (2008). The predictability of extinction: biological and external correlates of decline in mammals. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 275(1641), 1441-1448.
- Caruso, N., Lucherini, M., Fortin, D., & Casanave, E. B. (2016). Species-specific responses of carnivores to human-induced landscape changes in central Argentina. *PLoS One*, 11(3), e0150488.
- Caruso, N., Manfredi, C., Vidal, E. M. L., Casanaveo, E. B., & Lucherinio, M. (2012). First density estimation of two sympatric small cats, *Leopardus colocolo* and *Leopardus geoffroyi*, in a shrubland area of central Argentina. In *Annales Zoologici Fennici* (Vol. 49, No. 3, pp. 181-191). Finnish Zoological and Botanical Publishing Board.

- Castillo, D., Luengos Vidal, E. M., Lucherini, M., & Casanave, E. B. (2008). First report on the Geoffroy's cat in a highly modified rural area of the Argentine Pampas. *Cat news*, 49, 27-28.
- Congalton, R. G. (1991). A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote sensing of environment*, 37(1), 35-46.
- Convenio Internacional sobre Diversidad Biológica, 1992 <https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-es.pdf>. Fecha de ingreso: 1/09/2020.
- Cook, R. J. (2005). Kappa. Encyclopedia of biostatistics, 4.
- Cushman, S. A., Lewis, J. S., & Landguth, E. L. (2014). Why did the bear cross the road? Comparing the performance of multiple resistance surfaces and connectivity modeling methods. *Diversity*, 6(4), 844-854.
- Cushman, S. A., McRae, B., Adriaensen, F., Beier, P., Shirley, M., & Zeller, K. (2013). Biological corridors and connectivity [Chapter 21]. In: Macdonald, DW; Willis, KJ, eds. *Key Topics in Conservation Biology 2*. Hoboken, NJ: Wiley-Blackwell. p. 384-404., 384-404.
- De Angelo, C. (2011). Evaluación de la aptitud del hábitat para la reintroducción del yaguareté en la cuenca del Iberá.
- de Ullibarri Galparsoro, L., & Pita Fernández, S. (1999). Medidas de concordancia: el índice de Kappa. Cad Aten Primaria, 6, 169-171.
- Di Bitetti, M., Albanesi, S. E. B. A. S. T. I. Á. N., Foguet, M. J., Cuyckens, G. A. E., & Brown, A. (2011). The Yungas Biosphere Reserve of Argentina: a hot spot of South American wild cats. *Cat News*, 54, 25-29.
- Dietrich, J. R. 1995. El uso de entrevistas para averiguar la distribución de vertebrados. Revista de Ecología Latino-Americana, 2: 1-4.
- Di Giacomo, A. S., De Francesco, M. V., & Coconier, E. G. (2005). Áreas importantes para la conservación de las aves en Argentina. *Sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad. Temas de Naturaleza y Conservación*, 5, 1-524.
- Dutta, T., Sharma, S., McRae, B. H., Roy, P. S., & DeFries, R. (2016). Connecting the dots: mapping habitat connectivity for tigers in central India. *Regional Environmental Change*, 16(1), 53-67.
- Ecoregistros.(2020)http://www.ecoregistros.org/site/especie.php?id=819&idlugardetallado=&id_lugar=8208, Fecha de ingreso: 06/06/2020.
- Edman, T. (2008). Biodiversity patterns and the importance of landscape-level land use intensity and fragmentation of forest habitats in Europe (Vol. 2008, No. 33).
- ENB. Estrategia Nacional sobre la Biodiversidad. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. 2020. <https://www.argentina.gob.ar/ambiente/biodiversidad/estrategia-nacional#:~:text=La%20Estrategia%20Nacional%20de%20Biodiversidad,servicios%20eco>

- sist%C3%A9micos%20que%20estos%20prestan.&text=Nuestra%20biodiversidad%20nos%20ofrece%20una%20oportunidad%20%C3%BAnica.
- Farhadinia, M. S., Ahmadi, M., Sharbafi, E., Khosravi, S., Alinezhad, H., & Macdonald, D. W. (2015). Leveraging trans-boundary conservation partnerships: Persistence of Persian leopard (*Panthera pardus saxicolor*) in the Iranian Caucasus. *Biological Conservation*, 191, 770-778.
- Fletcher, R., & Fortin, M. (2018). *Spatial ecology and conservation modeling*. Springer International Publishing.
- Fracassi, N., Quintana, R. D., Pereira, J. A., Mujica, G. O., & Landó, R. (2013). Protocolo. Estrategias de conservación de la biodiversidad en bosques plantados de salicáceas del Bajo Delta del Paraná. Ediciones INTA.
- Fryxell, J. M., Sinclair, A. R., & Caughley, G. (2014). Wildlife ecology, conservation, and management. Capítulo 4. John Wiley & Sons.
- FVSA. Fundación Vida Silvestre Argentina (2021). Fichas Ley de Bosques Nativos. https://www.vidasilvestre.org.ar/sala_redaccion/?21780/Fichas-Ley-de-Bosques-Nativos
- Guisan, A., & Zimmermann, N. E. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological modelling*, 135(2-3), 147-186.
- Gurrutxaga, M., Lozano, P. J., & del Barrio, G. (2010). GIS-based approach for incorporating the connectivity of ecological networks into regional planning. *Journal for Nature Conservation*, 18(4), 318-326.
- Gurrutxaga, M., & Saura, S. (2014). Prioritizing highway defragmentation locations for restoring landscape connectivity. *Environmental conservation*, 41(2), 157-164.
- Haddad, N. M., Brudvig, L. A., Clobert, J., Davies, K. F., Gonzalez, A., Holt, R. D., ... & Cook, W. M. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science advances*, 1(2), e1500052.
- Heller, N. E., & Zavaleta, E. S. (2009). Biodiversity management in the face of climate change: a review of 22 years of recommendations. *Biological conservation*, 142(1), 14-32.
- Instituto Geográfico Nacional, SIG 250, <http://www.ign.gob.ar/sig250>. Fecha de ingreso: 18/08/2020.
- Instituto Nacional de Estadísticas y Censos. 2010. <https://www.indec.gob.ar/indec/web/Nivel4-CensoProvincia-999-999-30-056-2010> último acceso: 10/03/2021
- INTA. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria Geo INTA. Portal de información espacial GeoINTA: <http://www.geointa.inta.gob.ar/>. Fecha de ingreso: 18/08/2020.
- IPBES (2019): Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. S. Díaz, J. Settele, E. S. Brondízio E.S., H. T. Ngo, M. Guèze, J. Agard, A. Arneth, P. Balvanera, K. A. Brauman, S. H. M. Butchart, K. M. A. Chan, L.

- A. Garibaldi, K. Ichii, J. Liu, S. M. Subramanian, G. F. Midgley, P. Miloslavich, Z. Molnár, D. Obura, A. Pfaff, S. Polasky, A. Purvis, J. Razzaque, B. Reyers, R. Roy Chowdhury, Y. J. Shin, I. J. Visseren-Hamakers, K. J. Willis, and C. N. Zayas (eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 56 pages.
- Jiang, G., Qi, J., Wang, G., Shi, Q., Darman, Y., Hebblewhite, M., ... & Chang, Y. (2015). New hope for the survival of the Amur leopard in China. *Scientific reports*, 5, 15475.
- Johnson, W. E., & Franklin, W. L. (1991). Feeding and spatial ecology of *Felis geoffroyi* in southern Patagonia. *Journal of Mammalogy*, 72(4), 815-820.
- Kennedy, M. D. (2013). Introducing geographic information systems with ARCGIS: a workbook approach to learning GIS. John Wiley & Sons.
- Kotliar, N. B., & Wiens, J. A. (1990). Multiple scales of patchiness and patch structure: a hierarchical framework for the study of heterogeneity. *Oikos*, 253-260.
- Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B., & Rubel, F. (2006). World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift*, 15(3), 259-263.
- Lambeck, R. J. (1999). Landscape planning for biodiversity conservation in agricultural regions: a case study from the wheatbelt of Western Australia. Canberra, Environment Australia.
- Logan, K. A., & Swearns, L. L. (2001). Desert puma: evolutionary ecology and conservation of an enduring carnivore. Island press.
- Mackey, B., Lindenmayer, D., Gill, M., & Lindesay, J. (2002). Wildlife, fire & future climate: a forest ecosystem analysis. Csiro Publishing.
- Majka, D., Jenness, J., & Beier, P. (2007). CorridorDesigner: ArcGIS tools for designing and evaluating corridors.
- Manel, S., & Holderegger, R. (2013). Ten years of landscape genetics. *Trends in ecology & evolution*, 28(10), 614-621.
- Manfredi, M. C., Luengos Vidal, E. M., Castillo, D. F., Lucherini, M., & Casanave, E. B. (2012). Home range size and habitat selection of Geoffroy's cat (*Leopardus geoffroyi*, Felidae, Carnivora) in the pampas grassland.
- Martínez, J. (2014). Determinación de áreas de bosque prioritarias para la conectividad del hábitat del Yaguareté en el Corredor Verde de Misiones, Argentina (Doctoral dissertation, Tesis de Maestría en Manejo de Vida Silvestre). Universidad Nacional de Córdoba, Argentina).
- Matteucci, S., Morello, J., D., Rodriguez, A. F., & Silva, M. E. (2018). Ecorregiones y complejos Ecosistémicos de Argentina. *Orientación Gráfica Editora, Buenos Aires*.
- MAyDS. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2020). Sitio Ramsar Palmar Yatay. <https://www.argentina.gob.ar/ambiente/agua/humedales/sitiosramsar/palmaryatay> fecha de acceso: 17/09/2020.

- McRae, B. H., & Kavanagh, D. M. (2011). Linkage mapper connectivity analysis software. The Nature Conservancy.
- Merlinsky, M. G. (Ed.). (2016). Cartografías del conflicto ambiental en Argentina: II. Ediciones CICCUS.
- Metas Aichi, <https://www.cbd.int/doc стратегic-plan/2011-2020/Aichi-Targets-EN.pdf>. Fecha de ingreso: 18/08/2020.
- Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca (ex Ministerio de Agroindustrias):
<https://datos.agroindustria.gob.ar/dataset/estimaciones-agricolas>. Fecha de ingreso: 18/08/2020.
- Mitchell, A. (2005). The ESRI Guide to GIS Analysis (Volume 2). Redlands.
- Moilanen, A., & Hanski, I. (1998). Metapopulation dynamics: effects of habitat quality and landscape structure. *Ecology*, 79(7), 2503-2515.
- Moleón, M. S., Kinsella, J. M., Moreno, P. G., Ferreyra, H. V., Pereira, J., Pía, M., & Beldomenico, P. M. (2015). New hosts and localities for helminths of carnivores in Argentina. *Zootaxa*, 4057(1), 106-114.
- Ormsby, T., Napoleon, E., Burke, R., Groessl, C., & Feaster, L. (2004). Getting to know ArcGIS desktop: basics of ArcView, ArcEditor, and ArcInfo. ESRI, Inc.
- Oyarzabal, M., Clavijo, J., Oakley, L., Biganzoli, F., Tognetti, P., Barberis, I., ... & Oesterheld, M. (2018). Unidades de vegetación de la Argentina. *Ecología austral*, 28(1), 040-063.
- PANByCC. Plan de Acción Nacional de Bosques y Cambio Climático. MAyDS, Argentina, 2017. <https://www.argentina.gob.ar/ambiente/cambio-climatico/bosques>. Fecha de ingreso: 03/08/2020.
- Parera, A., & Carriquiry, E. (2014). Manual de prácticas rurales asociadas al índice de conservación de pastizales naturales (ICP). Aves Uruguay para el Proyecto de Incentivos a la Conservación de Pastizales Naturales del Cono Sur.
- 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.
- Pereira, J. A. (2009). Efectos del manejo ganadero y disturbios asociados sobre la ecología trófica y espacial y la demografía del gato montés (*Leopardus geoffroy*) en el Desierto del Monte, Argentina. *Mastozoología Neotropical*, 16(2), 515-517.
- Pereira, J. A., & Novaro, A. J. (2014). Habitat-specific demography and conservation of Geoffroy's cats in a human-dominated landscape. *Journal of Mammalogy*, 95(5), 1025-1035.
- Pereira, J. A., Di Bitetti, M. S., Fracassi, N. G., Paviolo, A., De Angelo, C. D., Di Blanco, Y. E., & Novaro, A. J. (2011). Population density of Geoffroy's cat in scrublands of central Argentina. *Journal of Zoology*, 283(1), 37-44.

- Pereira, J. A., Fracassi, N. G., & Uhart, M. M. (2006). Numerical and spatial responses of Geoffroy's cat (*Oncifelis geoffroyi*) to prey decline in Argentina. *Journal of Mammalogy*, 87(6), 1132-1139.
- Pereira, J. A., Fracassi, N. G., Rago, V., Ferreyra, H., Marull, C. A., McAloose, D., & Uhart, M. M. (2010). Causes of mortality in a Geoffroy's cat population—a long-term survey using diverse recording methods. *European journal of wildlife research*, 56(6), 939-942.
- Pereira, J. A., Walker, R. S., & Novaro, A. J. (2012). Effects of livestock on the feeding and spatial ecology of Geoffroy's cat. *Journal of Arid Environments*, 76, 36-42.
- Pereira, J., Lucherini, M., & Trigo, T. (2015). *Leopardus geoffroyi*. *The IUCN Red List of Threatened Species*, eT15310A50657011.
- Pereira, Javier A.; Lucherini, Mauro; Cuyckens, Griet An Erica; Varela, Diego; Muzzachiodi, Norberto (2019). *Leopardus geoffroyi*. En: SAyDS-SAREM (eds.) Categorización 2019 de los mamíferos de Argentina según su riesgo de extinción. Lista Roja de los mamíferos de Argentina. Versión digital: <http://cma.sarem.org.ar>.
- Phillips, S. J. (2005). A brief tutorial on Maxent. *AT&T Research*, 190(4), 231-259.
- Pimm, S. L., Jenkins, C. N., Abell, R., Brooks, T. M., Gittleman, J. L., Joppa, L. N., ... & Sexton, J. O. (2014). The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science*, 344(6187), 1246752.
- Poor, E. E., Loucks, C., Jakes, A., & Urban, D. L. (2012). Comparing habitat suitability and connectivity modeling methods for conserving pronghorn migrations. *PloS one*, 7(11), e49390.
- Quintana, R.D, 2004. Porción no insular del Bajo Delta del río Paraná. En: Bilenca & Miñarro (comps.). Identificación de Áreas Valiosas de Pastizal en las Pampas y Campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil. FVSA. Buenos Aires. Pp: 186-187.
- RARNAP. (2020). Red Argentina de Reservas Naturales Privadas.
<https://reservasprivadas.org.ar/> Fecha de ingreso: 18/08/2020.
- Rayfield, B., Fortin, M. J., & Fall, A. (2010). The sensitivity of least-cost habitat graphs to relative cost surface values. *Landscape Ecology*, 25(4), 519-532.
- Rittenhouse, C. D. (2007). *Development of landscape-level habitat suitability models for ten wildlife species in the central hardwoods region* (Vol. 4). US Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station.
- Roberge, J. M., & Angelstam, P. E. R. (2004). Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool. *Conservation biology*, 18(1), 76-85.
- Rodríguez Cáceres, G., Mateo Sánchez, M. C., Gastón González, A., Saura Martínez, S., & Gurrutxaga San Vicente, M. (2018). Autopistas salvajes: propuesta de WWF España para una Red Estratégica de Corredores Ecológicos entre espacios Red Natura 2000.

- Rothley, K. (2005). Finding and filling the "cracks" in resistance surfaces for least-cost modeling. *Ecology and Society*, 10(1).
- Sanderson, E. W., Redford, K. H., Vedder, A., Coppolillo, P. B., & Ward, S. E. (2002). A conceptual model for conservation planning based on landscape species requirements. *Landscape and urban planning*, 58(1), 41-56.
- Santini, L., Saura, S., & Rondinini, C. (2016). Connectivity of the global network of protected areas. *Diversity and Distributions*, 22(2), 199-211.
- Santos, T. & J.L. Tellería. 2006. Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas* 15 (2): 3-12.
- Saura, S. & Torne, J. (2009). Conefor Sensinode 2.2: a software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environmental modelling & software*, 24(1), 135-139.
- Saura, S., & Pascual-Hortal, L. (2007). A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning*, 83(2-3), 91-103.
- Saura, S., & Rubio, L. (2010). A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. *Ecography*, 33(3), 523-537.
- Saura, S., Bodin, Ö., & Fortin, M. J. (2014). Editor's choice: Stepping stones are crucial for species' long-distance dispersal and range expansion through habitat networks. *Journal of Applied Ecology*, 51(1), 171-182.
- Saura, S., Estreguil, C., Mouton, C., & Rodríguez-Freire, M. (2011). Network analysis to assess landscape connectivity trends: application to European forests (1990–2000). *Ecological Indicators*, 11(2), 407-416.
- Schadt, S., Knauer, F., Kaczensky, P., Revilla, E., Wiegand, T., & Trepl, L. (2002). Rule-based assessment of suitable habitat and patch connectivity for the Eurasian lynx. *Ecological applications*, 12(5), 1469-1483.
- Schivo, F., Bauni, V., Krug, P., & Quintana, R. D. (2019). Distribution and richness of amphibians under different climate change scenarios in a subtropical region of South America. *Applied geography*, 103, 70-89.
- Schivo, F., Kandus, P., Bolkovic, M. L., Minotti, P. G., Trilla, G. G., & Quintana, R. D. (2015). A habitat suitability model for capybara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) at its core area in Argentina. *Tropical Conservation Science*, 8(1), 150-168.
- Schivo, F., Mateo-Sánchez, M. C., Bauni, V., & Quintana, R. D. (2020). Influence of land-use/land-cover change on landscape connectivity for an endemic threatened amphibian (*Argenteohyla siemersi pedersenii*, Anura: Hylidae). *Landscape Ecology*, 35(6), 1481-1494.

- Seymour, M., Räsänen, K., Holderegger, R., & Kristjánsson, B. K. (2013). Connectivity in a pond system influences migration and genetic structure in threespine stickleback. *Ecology and evolution*, 3(3), 492-502.
- SIFAP, <https://www.argentina.gob.ar/ambiente/tierra/protegida/sifap>. Fecha de ingreso: 18/08/2020.
- Suchant, R., Baritz, R., & Braunisch, V. (2003). Wildlife habitat analysis—a multidimensional habitat management model. *Journal for nature conservation*, 10(4), 253-268.
- Sulla-Menashe, D., Gray, J. M., Abercrombie, S. P., & Friedl, M. A. (2019). Hierarchical mapping of annual global land cover 2001 to present: The MODIS Collection 6 Land Cover product. *Remote Sensing of Environment*, 222, 183-194. MCD12Q1 MODIS/Terra+Aqua Land Cover Type Yearly L3 Global 500m SIN Grid V006 [h12-v12, h13-v12]. NASA EOSDIS Land Processes DAAC.
<https://lpdaac.usgs.gov/products/mcd12q1v006/>. Fecha de ingreso: 03/05/2019.
- Sweanor LL, Logan KA, Hornocker MG (2000) Cougar dispersal patterns, metapopulation dynamics, and conservation. *Conserv Biol* 14: 798–808.
- Taylor, P. D., Fahrig, L., Henein, K., & Merriam, G. (1993). Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, 571-573.
- Turner, M. G., & Gardner, R. H. (2015). Introduction to landscape ecology and scale. In *Landscape Ecology in Theory and Practice* (pp. 1-32). Springer, New York, NY.
- Uhart, M. M., Rago, M. V., Marull, C. A., Ferreyra, H. D. V., & Pereira, J. A. (2012). Exposure to selected pathogens in Geoffroy's cats and domestic carnivores from central Argentina. *Journal of Wildlife Diseases*, 48(4), 899-909.
- Urban, D., & Keitt, T. (2001). Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. *Ecology*, 82(5), 1205-1218.
- Vega, R. M., Prous, C. G., Krivokapich, S., Gatti, G., Brugni, N. L., & Semenas, L. (2018). Toxocariasis in Carnivora from Argentinean Patagonia: Species molecular identification, hosts, and geographical distribution. *International Journal for Parasitology: Parasites and Wildlife*, 7(1), 106-110.
- Viani, R. A., Holl, K. D., Padovezi, A., Strassburg, B. B., Farah, F. T., Garcia, L. C., ... & Brancalion, P. H. (2017). Protocol for monitoring tropical forest restoration: perspectives from the Atlantic Forest Restoration Pact in Brazil. *Tropical Conservation Science*, 10, 1940082917697265.
- Viglizzo, E. F., Frank, F. C., Carreño, L. V., Jobbagy, E. G., Pereyra, H., Clatt, J., ... & Ricard, M. F. (2011). Ecological and environmental footprint of 50 years of agricultural expansion in Argentina. *Global Change Biology*, 17(2), 959-973.
- Viglizzo, E., & Jobbágy, E. G. (Eds.). (2010). *Expansión de la frontera agropecuaria en Argentina y su impacto ecológico-ambiental*. Buenos Aires: Ediciones INTA.

- Voglino, D., & J. A. Pereira. (2013). Patrones de atropellamiento de gatos monteses (*Leopardus geoffroyi*) en las ecorregiones Pampa y Delta e Islas del Paraná, Argentina. XXVI Jornadas Argentinas de Mastozoología, Libro de Resúmenes.
- Volante, J. (2006). Cobertura del suelo de la República Argentina.
<https://inta.gob.ar/documentos/cobertura-del-suelo-de-la-republica-argentina.-ano-2006-2007-lccs-fao>
- Zanin, M., Palomares, F., & Brito, D. (2015). What we (don't) know about the effects of habitat loss and fragmentation on felids. *Oryx*, 49(1), 96-106.
- Zeller, K.A., McGarigal, K. & Whiteley, A.R. (2012). Estimating landscape resistance to movement: a review. *Landscape Ecology* 27: 777–797.
- Zuleta, G. A., Barrios García, G., Aguilar Zurita, A., Arias, M., & Ciencias Ambientales, C. E. B. B. A. D. (2013) Acciones prioritarias para conservación de biodiversidad en predios forestales de campos y malezales, mesopotamia: un análisis social.
-