# Contribución de las cortinas forestales a la conectividad del bosque y sus efectos sobre el funcionamiento del ecosistema en el Chaco semiárido

Tesis presentada para optar al título de Magister de la Universidad de Buenos Aires, Área Recursos Naturales

## Gonzalo Hernán Camba Sans

Licenciado en Ciencias Ambientales - Universidad de Buenos Aires - 2015

Lugar de trabajo: Instituto de Investigaciones Fisiológicas y Ecológicas vinculadas a la Agricultura (IFEVA)

Facultad de Agronomía - Universidad de Buenos Aires



Escuela para Graduados Ing. Agr. Alberto Soriano Facultad de Agronomía – Universidad de Buenos Aires



### **COMITÉ CONSEJERO**

### Director José M. Paruelo Ingeniero Agrónomo (UBA) M.Sc. Área Recursos Naturales (UBA) Ph.D. Rangeland Ecosystem Sciences (Colorado State University, EE.UU)

Codirector Santiago R. Verón Ingeniero Agrónomo (UBA) Doctor en Ciencias Agropecuarias (UBA)

### JURADO DE TESIS

### JURADO

## Nestor Ignacio Gasparri

Ingeniero Forestal (UNLP) Doctor en Biología (UNT)

#### JURADO

#### María Piquer-Rodríguez

Licenciada en Ciencias Ambientales (Universidad de Almería, España) Master in Geo-Information and Remote Sensing (Wageningen University, Holanda) Doctor in Natural Sciences (Humboldt University of Berlín, Alemania)

#### JURADO

### **Tomás Miguel Schlichter**

Ingeniero Agrónomo Doctor en Ciencias Forestales (Georg- August, Goettingen, Alemania)

Fecha de defensa de la tesis: 24 de Septiembre de 2019

### Dedicatoria

A mi abuela Teresa, quien me inculcó la pasión por estudiar.

A Morita y Cata.

A Dani.

### Agradecimientos

A José Paruelo, por involucrarme y contagiarme su entusiasmo por la investigación y la docencia.

A Santiago Verón, por acompañarme en las distintas etapas del desarrollo de esta tesis.

Al equipo LABFOT y Asociados/as, en especial a Seba, Pablo, Luciana, Hernán y Camilo. Sus aportes y apoyo fueron fundamentales para llegar aquí.

Al LART, en especial a Lola que hace todo posible.

Al Departamento de Métodos Cuantitativos y Sistemas de Información, por darme la oportunidad de participar en la docencia universitaria.

A la Universidad pública, gratuita y de calidad y a quienes la defienden todos los días.

A mi familia: padre, madre, hermanas, hermano, cuñadas y en especial a mis sobrinas. A Dani. Les amo profundamente.

"Declaro que el material incluido en esta tesis es, a mi mejor saber y entender, original producto de mi propio trabajo (salvo en la medida en que se identifique explícitamente las contribuciones de otros), y que este material no lo he presentado, en forma parcial o total, como una tesis en ésta u otra institución."

Gonzalo Camba Sans

### Publicaciones derivadas de la tesis

Camba Sans, G. H., S.R. Verón y J.M. Paruelo. 2021. Forest strips increase connectivity and modify forests' functioning in a deforestation hotspot. *Journal of Environmental Management*, 290(2021):112606.

### **INDICE GENERAL**

INDICE DE CUADROSvii					
INDICE DE FIGURAS					
Abreviaturas y Acrónimosxii					
Resumen xiv					
Abstractxv					
1. Capítulo 1: Introducción general					
1.1. Cambios en el uso del suelo: Controles e impactos ambientales a nivel regional					
1.2. Fragmentación del paisaje y provisión de Servicios Ecosistémicos					
1.3. Fragmentación y Ley de Bosques					
1.4. Las cortinas forestales en el Chaco semiárido					
1.5. Objetivos generales y estructuración de la tesis					
1.6. Enfoque metodológico: El uso de sensores remotos y de estructuras de Grafos para evaluar conectividad y funcionamiento					
2. Capítulo 2: Contribución de las cortinas forestales a la conectividad de bosques en paisajes agropecuarios del Chaco semiárido					
2.1. Introducción					
2.2. Materiales y métodos					
2.2.1. Área de estudio13					
2.2.2. Selección de paisajes agropecuarios y adquisición de imágenes satelitales					
2.2.3. Construcción de la base de datos					
2.2.4. Cálculo de índices de paisaje y de la conectividad provista por cortinas forestales					
2.2.5. Análisis de datos					
2.3. Resultados					
2.4. Discusión					
3. Capítulo 3: Efectos de la conectividad provista por cortinas forestales sobre el funcionamiento de bosques en el Chaco semiárido					

	3.1.	Introducción	
	3.2.	Materiales y métodos	
		3.2.1. Obtención de Índices espectrales y cálculo del IOSE	
		3.2.2. Construcción de modelos y análisis estadísticos	32
	3.3.	Resultados	
	3.4.	Discusión	40
4.	Capítul	o 4: Conclusiones generales	44
	4.1.	Hallazgos principales	44
	4.2.	Aportes asociados al ámbito de la toma de decisiones	46
	4.3.	Aspectos a considerar en investigaciones futuras	47
5.	Bibliografía		49
Apéndice I: Material suplementario del Capítulo 2			
Apéndice II: Material suplementario del Capítulo 3			

### **INDICE DE CUADROS**

- **Cuadro 3.2** Ranking de modelos para el IOSE según AIC. Cada fila corresponde a un modelo obtenido a partir de la combinación de las variables del modelo "IOSE\_Dist" (Cuadro 3.1). Las celdas llenas indican que la variable estuvo incluida en el modelo

- **Cuadro 3.3** Efectos fijos del modelo "IOSE\_Dist". Las columnas muestran la estimación de los efectos para las variables estandarizadas, sus intervalos de confianza al 95%, los grados de libertad utilizados por el modelo (n = 101) y el valor p de los efectos de la ordenada al origen, la Provisión de Conectividad, la Distancia euclidiana entre cortinas, la Continuidad del bosque y la interacción entre la Provisión de Conectividad y la Distancia euclidiana entre Cortinas Forestales (filas). Se tomó una probabilidad  $\alpha = 0.05$  para determinar la significancia de los efectos. Las últimas dos filas indican el R<sup>2</sup> marginal (correspondiente a efectos fijos) y el R<sup>2</sup> condicional (correspondiente a efectos fijos) 86 metrica euclidade entre cortinas entre cortinas entre cortinas dos filas indican el R<sup>2</sup> marginal (correspondiente a efectos fijos) y el R<sup>2</sup> condicional (correspondiente a efectos fijos) 86 metrica entre cortinas entre cortinas entre cortinas entre cortinas entre cortinas entre cortinas dos filas indican el R<sup>2</sup> marginal (correspondiente a efectos fijos) 86 metrica entre cortinas entre cortinas entre cortinas entre cortinas entre cortinas entre cortinas dos filas indican el R<sup>2</sup> marginal (correspondiente a efectos fijos) 86 metrica entre cortinas entrecortinas entrecortinas entre cortinas entre cortinas e
- **Cuadro 3.4** Efectos fijos del modelo "IOSE\_ProvConec". Las columnas muestran la estimación de los efectos para las variables estandarizadas, sus intervalos de confianza al 95%, los grados de libertad utilizados por el modelo (n = 101) y el valor p de los efectos de la ordenada al origen, la Provisión de Conectividad y la Continuidad del bosque (filas). Se tomó una probabilidad  $\alpha$  = 0.05 para determinar la significancia de los efectos. Las últimas dos filas indican el R<sup>2</sup> marginal (correspondiente a efectos fijos) y el R<sup>2</sup> condicional (correspondiente a efectos fijos + efectos aleatorios) respectivamente...... 37
- **Cuadro 3.6** Efectos fijos del modelo "CV\_Dist" para el log del Coeficiente de Variación del NDVI. Las columnas muestran la estimación de los efectos para las variables estandarizadas, sus intervalos de confianza al 95%, los grados de libertad utilizados por el modelo (n = 101) y el valor p de los efectos de la ordenada al origen, la Provisión de Conectividad, la Distancia euclidiana entre cortinas forestales, la Continuidad del bosque y la interacción entre la Provisión de Conectividad y la Distancia euclidiana entre cortinas forestales (filas). Se tomó una probabilidad  $\alpha = 0.05$  para determinar la significancia de los efectos. Las últimas dos filas indican el R<sup>2</sup> marginal

**Cuadro 3.7** Ranking de modelos para el promedio del NDVI según AIC. Cada fila corresponde a un modelo obtenido a partir de la combinación de las variables del modelo "NDVI\_ProvConec", dado que el modelo "NDVI\_Dist" no pudo estimarse con máxima verosimilitud (Cuadro 3.1). Las celdas llenas indican que la variable está incluida en el modelo correspondiente. El modelo nulo corresponde al que no incluye variables (celdas vacías). En las columnas se presentan las variables, Provisión de Conectividad (ProvConec) y Continuidad del Bosque. Las columnas siguientes indican los grados de libertad utilizados por cada modelo (gl) (n = 101), el valor del Criterio de Información de Akaike (AIC) y la diferencia en el AIC respecto al modelo con mayor bondad de ajuste (delta AIC). Los modelos están ordenados de menor a mayor AIC.... 40

### **INDICE DE FIGURAS**

- **Figura 1.1** Recorte de imagen de Google Earth de un paisaje agropecuario del Chaco semiárido. Colores claros indican lotes agropecuarios, colores oscuros corresponden a parches de bosque. Las cortinas forestales son los elementos lineales de color oscuro.... 4

- **Figura 2.1** Área de estudio y paisajes agropecuarios seleccionados. El panel insertado a la derecha muestra a Sudamérica y en color negro a las provincias argentinas incluidas en el área de estudio (Salta y Santiago del Estero). El panel izquierdo muestra en detalle al área de estudio. El trazo naranja representa a la región del Chaco semiárido. Las subdivisiones color marrón dentro de las provincias corresponden a los Departamentos

- Figura 2.2 Diagrama de flujo que describe el procedimiento de IV etapas consecutivas (indicadas con números romanos dentro de círculos) para obtener la base de datos, a partir de mosaicos de reflectancia de imágenes Landsat 5 TM (año 2003) y Landsat 8 OLI (año 2013) para el área de estudio. Debajo de cada imagen inserta, se indica el producto obtenido en cada etapa. Para la etapa IV, se indica la operación vectorial utilizada (intersección, diferencia y combinación). En las imágenes que representan a los vectores obtenidos (Etapa IV), las cortinas forestales están representadas en color azul y los parches de bosque en color verde.

- **Figura 2.5** Frecuencia relativa (%) de paisajes por clases de Tamaño medio (ha) de cortinas forestales (panel superior izquierdo), Tamaño medio (ha) de bosques (panel superior derecho), Distancia euclidiana promedio (m) al vecino más cercano entre cortinas forestales (panel inferior izquierdo) y Distancia euclidiana promedio (m) al vecino más cercano entre bosques (panel inferior derecho). La línea punteada representa al valor medio de toda la distribución. 22

- **Figura 2.9** Provisión de conectividad (%) de las cortinas forestales. Se muestra un ejemplo de un gradiente de provisión de conectividad (desde -3.5% a 40%) para cuatro paisajes que presentan una proporción de bosque similar (28.2, 27.9, 26.8 y 27.7% para los paneles A, B, C y D respectivamente), correspondiente a las situaciones donde potencialmente las cortinas forestales pueden proveer mayor conectividad (Figura 2.8).

### Abreviaturas y Acrónimos

AIC: Criterio de Información de Akaike

DP: Densidad de Parches

ECA: Área Conectada Equivalente

EOS: Earth Observing System

FAO: Food and Agriculture Organization of the United Nations

FAPAR: Fracción de la Radiación Fotosintéticamente Activa Absorbida

gl: Grados de libertad

IC: Intervalo de Confianza

IOSE: Índice de Oferta de Servicios Ecosistémicos

IP: Índices de Paisaje

logNDVI<sub>CV</sub>: Logaritmo natural del Coeficiente de Variación del Índice de Vegetación Diferencial Normalizado

Long: Longitud de cortinas forestales

MODIS: Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer

NDVI: Índice de Vegetación Diferencial Normalizado

NDVI<sub>CV</sub>: Coeficiente de Variación del Índice de Vegetación Diferencial Normalizado

NDVIPromedio: Promedio del Índice de Vegetación Diferencial Normalizado

ONG's: Organizaciones No Gubernamentales

P/A: Perímetro Área de parches

PPAI: Proporción del Paisaje Ocupado

ProvConec: Provisión de Conectividad de las cortinas forestales

SD: Suelo Descubierto

SE: Servicios Ecosistémicos

SIG: Sistemas de Información Geográfica

TMPA: Tamaño Medio de Parches

VF: Vegetación Fotosintética

VNF: Vegetación No Fotosintética

### Resumen

## Contribución de las cortinas forestales a la conectividad del bosque y sus efectos sobre el funcionamiento del ecosistema en el Chaco semiárido

Los cambios en el uso del suelo ocurren con una magnitud e intensidad sin precedentes. En el Chaco semiárido, la deforestación disminuvó la conectividad de bosques y repercutió sobre la oferta de Servicios Ecosistémicos. La deforestación dio origen a las cortinas forestales, franjas de bosque nativo que podrían contribuir a la conectividad y al funcionamiento de los bosques remanentes. En esta tesis se analizaron características estructurales de coberturas forestales, y la contribución de las cortinas forestales a la conectividad y funcionamiento de bosques en paisajes agropecuarios. Mediante el uso de sensores remotos se caracterizaron coberturas forestales en 100 paisajes agropecuarios de Salta y Santiago del Estero. Se calculó la provisión de conectividad de las cortinas forestales mediante estructuras de redes de Grafos. Mediante modelos lineales mixtos se estimó el efecto de la conectividad y otros descriptores de los paisajes sobre variables derivadas del Índice de Vegetación Diferencial Normalizado (NDVI, en inglés) y el Índice de Oferta de Servicios Ecosistémicos (IOSE). La proporción promedio del paisaje ocupada por cortinas forestales fue del 6% con un máximo de 20%, su tamaño promedio de 8 hectáreas y una longitud promedio de 1700 metros. Las cortinas forestales contribuyeron en un 6% y hasta un 40% a la conectividad de bosques. La provisión de conectividad fue mayor cuando los bosques ocuparon entre el 25 y 50% del paisaje y cuando tuvieron contacto con los extremos de las cortinas. La conectividad provista por cortinas aumentó el IOSE de forma débil pero significativa ( $R^2 = 0.15$ , p < 0.0001) con una pendiente de 2%. Además, la conectividad disminuyó el Coeficiente de Variación del NDVI (pendiente = 0.03%,  $R^2 = 0.13$ , p < 0.0001). Planificar la ubicación de cortinas forestales y la superficie de bosques remanentes resulta clave para contribuir a la conectividad y al funcionamiento de bosques. Los resultados aportan elementos para planificar paisajes que garanticen el desempeño productivo y la conservación de bosques.

**Palabras clave:** Deforestación – Conservación – Fragmentación - Conectividad estructural – Conectividad funcional – Servicios Ecosistémicos – Paisajes agropecuarios – Diseño del paisaje – Sensores remotos

#### Abstract

## Contribution of forest strips to forest connectivity and its effects on the ecosystem functioning in the semi-arid Chaco

Land use changes occur with unprecedented magnitude and intensity. In the semiarid Chaco, deforestation reduced forest connectivity and affected the supply of Ecosystem Services. Deforestation gave rise to the forest strips, which are strips of native forests that could contribute to the connectivity and functioning of remnant forests. Structural characteristics of forest coverages, and the contribution of forest strips to connectivity and to forest functioning were analyzed in agricultural landscapes. Forest coverages were characterized with remote sensing in 100 agricultural landscapes of Salta and Santiago del Estero Provinces. The provision of connectivity by the forest strips was calculated using network Graph structures. Mixed linear models were used to estimate the effect of connectivity and other descriptors of landscapes on variables derived from the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) and the Ecosystem Services Supply Index (IOSE, in Spanish). The mean proportion of the landscape occupied by forest strips was 6% with a maximum of 20%, its mean size of 8 hectares and a mean length of 1700 meters. Forest strips contributed 6% and up to 40% to forest connectivity. The connectivity provision was greater when the forests occupied between 25 and 50% of the landscape and when they had contact with the ends of the hedgerow network. The connectivity provided by forest strips increased the IOSE in a weak but significant way ( $R^2 = 0.15$ , p < 0.0001) with a slope of 2%. In addition, hedgerow connectivity reduced the Coefficient of Variation of the NDVI (slope = 0.03%,  $R^2 = 0.13$ , p < 0.0001). Planning the location of forest strips and the surface of remaining forests is a key step to increase the contribution of forest strips to the forest's connectivity and functioning. The results of this thesis provide elements to plan landscapes that guarantee productive performance and forest conservation.

*Keywords:* Deforestation – Conservation – Fragmentation – Structural connectivity – Functional connectivity – Ecosystem Services – Agricultural landscapes – Landscape design – Remote sensing

Capítulo 1

Introducción general

### 1. Capítulo 1: Introducción general

### 1.1. Cambios en el uso del suelo: Controles e impactos ambientales a nivel regional

En las últimas décadas, los cambios en el uso del suelo a nivel global ocurrieron con una magnitud e intensidad sin precedentes (Foley et al. 2005, Lambin y Meyfroidt 2011). Estas modificaciones representan una de las dimensiones más importantes del cambio global, debido a que tienen impactos sobre otras dimensiones como la pérdida de la biodiversidad (Newbold et al. 2015), la afectación de Servicios Ecosistémicos (Rockström et al. 2009, Viglizzo et al. 2016) y el cambio climático (Houghton et al. 2012). Más de la mitad de la superficie transformada para el uso agropecuario ocurrió sobre bosques (Lambin y Meyfroidt 2011). Durante las décadas de 1980 y 1990, la expansión agropecuaria se concentró en los bosques tropicales (Gibbs et al. 2010). En las últimas dos décadas, este fenómeno se trasladó hacia áreas subtropicales como el Cerrado y el Gran Chaco americano en la región central de Sudamérica (Graesser et al. 2015). El aumento proyectado en la demanda de alimentos debido al crecimiento poblacional podría implicar que la superficie destinada a la producción se duplique (Kastner et al. 2012), por lo cual se advierte que la escasez de tierras para la producción será un problema global en el mediano plazo (Lambin y Meyfroidt 2011). En este contexto, la erradicación del hambre y la pobreza extrema junto con la sustentabilidad ambiental fueron incluidos entre los objetivos de desarrollo del milenio (United Nations 2015).

El aumento en la deforestación sobre los bosques subtropicales de Sudamérica llevó a que en el período 2000-2012, la tasa de deforestación en el Chaco semiárido fuera la más alta del mundo (Hansen et al. 2013). Esta región constituye una frontera agropecuaria activa, dado que representa una de las regiones del mundo en donde aún quedan grandes extensiones de territorio con potencial agropecuario (Lambin et al. 2013). En la porción Argentina del Chaco semiárido, la deforestación no sólo estuvo asociada a la demanda global de commodities, sino también a un incremento en las precipitaciones, la adopción de tecnologías asociadas a la siembra directa y el cultivo de OGM y a la devaluación de la moneda respecto al dólar (Grau et al. 2005, Gasparri y Grau 2009). Para el año 2012, la transformación del territorio en el Chaco semiárido argentino alcanzó el 22% de la superficie original, donde la mayor parte de las transformaciones ocurrieron en la última década (Piquer-Rodríguez et al. 2015, Vallejos et al. 2015). Las provincias de Santiago del Estero, Salta y Chaco concentraron el 23, 12 y 10% del área total transformada, respectivamente (Vallejos et al. 2015). Los usos del suelo que reemplazaron a la vegetación natural fueron cultivos anuales (principalmente soja y maíz) y pasturas mega-térmicas para la producción ganadera (Graesser et al. 2015). La agricultura se ubicó exclusivamente en las zonas más húmedas, mientras que la ganadería tuvo una mayor importancia relativa en las zonas áridas (Houspanossian et al. 2016).

El reemplazo de bosques por usos agropecuarios tuvo consecuencias sobre el sistema socio- ecológico del Chaco semiárido. El reemplazo de bosques por cultivos anuales y pasturas aumentó la variabilidad anual en las ganancias de Carbono, lo cual compromete el nivel de provisión de Servicios Ecosistémicos (Volante et al. 2012, Paruelo et al. 2016). También determinó un incremento en las emisiones de Carbono (Gasparri et al. 2008) y una mayor proporción de la Productividad Primaria Neta consumida a través del fuego (Verón et al. 2012). El reemplazo de la vegetación natural también estuvo asociado con un incremento en la recarga de agua subsuperficial, lo cual aumenta el riesgo de salinización del suelo por el arrastre de sales hacia la superficie por ascenso de napas (Jobbágy et al. 2008, Amdan et al. 2013, Giménez et al. 2015).

Además, la expansión agrícola estuvo relacionada con una disminución en la diversidad de aves (Macchi et al. 2013, Mastrangelo y Gavin 2014) y con reducciones en las poblaciones de depredadores tope como el Yaguareté (*Panthera onca*) y el Puma (*Puma concolor*) (Quiroga et al. 2014, 2016), lo cual sugiere que la región está atravesando una etapa de defaunación (Periago et al. 2015). Las consecuencias sociales incluyen el desplazamiento de comunidades campesinas e indígenas en un proceso denominado como "acumulación por desposesión" (Harvey 2003). Este proceso está relacionado con un fenómeno global denominado "acaparamiento de tierras", en donde la tierra tiende a ser apropiada y concentrada por compañías multinacionales (Costantino 2016, Goldfarb y van der Haar 2016). Este cambio en el acceso y la tenencia de la tierra en un contexto de asimetrías de poder entre los actores en disputa, llevó a una alta conflictividad social (Aguiar et al. 2016).

### 1.2. Fragmentación del paisaje y provisión de Servicios Ecosistémicos

La pérdida y fragmentación del hábitat representa una de las principales amenazas para la conservación de la biodiversidad (Fahrig 2003, Newbold et al. 2015, 2016). El hábitat es un espacio físico que reúne un conjunto de condiciones ambientales que resultan adecuadas para una determinada especie. La fragmentación se define como el fraccionamiento del hábitat con su consecuente aislamiento de parches, en donde existe un fuerte contraste entre los parches de hábitat y la matriz circundante de un paisaje (Fahrig 2003). La expansión agropecuaria en el Chaco semiárido argentino fragmentó a los bosques en los paisajes agropecuarios (Gasparri y Grau 2009, Piquer-Rodríguez et al. 2015). Esta expansión ocurrió, en primer lugar, en paisajes con suelos de mayor aptitud agrícola, cercanos a ciudades y caminos y en las zonas más húmedas de la región, en donde los parches de bosque se encontraron dispersos sobre los suelos más limitados para la agricultura (Gasparri and Grau 2009, Gasparri et al. 2015, Piquer-Rodríguez et al. 2018). Además, la fragmentación aumentó debido a la construcción de caminos y a la deforestación en propiedades pequeñas, que generaron un aumento en los bordes de los parches remanentes (Piquer-Rodríguez et al. 2015). Luego la deforestación se trasladó hacia áreas vecinas, a través de un proceso de contagio (Volante et al. 2016). Esta dinámica determinó que las zonas con menor fragmentación de bosque estuvieran en las porciones más áridas de la región (Gasparri y Grau 2009). Por último, de la deforestación en el Chaco semiárido argentino se originan las cortinas forestales, un elemento de bosque nativo con desarrollo lineal y forma recta que es utilizado como barrera cortavientos en los márgenes de lotes agropecuarios (Ginzburg et al. 2012, Muñoz Garachana et al. 2018) (Figura 1.1).



**Figura 1.1** Recorte de imagen de Google Earth de un paisaje agropecuario del Chaco semiárido. Colores claros indican lotes agropecuarios, colores oscuros corresponden a parches de bosque. Las cortinas forestales son los elementos lineales de color oscuro.

Los cambios en el uso del suelo comprometen la provisión de Servicios Ecosistémicos que dependen de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas (Viglizzo et al. 2011, 2016). Los Servicios Ecosistémicos (en adelante SE) son "aspectos de los ecosistemas que son utilizados (de forma activa o pasiva) para producir bienestar humano" (Fisher et al. 2009 p. 645). Ejemplos de SE son la provisión de agua, el secuestro de Carbono atmosférico, la provisión de alimentos y el control de la erosión del suelo, entre otros (Haines-Young y Potschin 2010). Para ser provistos, los SE requieren de estructuras y procesos de los sistemas naturales y de la demanda de personas o la sociedad en general para obtener beneficios (Fisher et al. 2009). Haines-Young y Potschin (2010) y de Groot (2010) propusieron un modelo de "cascada" (Figura 1.2), en el que se describe como el estado de las estructuras y procesos de un ecosistema determinan sus capacidades funcionales, a las que denominan como SE intermedios (ej.: evapotranspiración, producción de biomasa) que a su vez proveen SE finales (ej.: regulación hídrica, producción de materias primas) que son apropiados por la sociedad para obtener beneficios (ej.: prevención de catástrofes, provisión de alimentos). Este modelo relaciona al capital natural de los ecosistemas con el bienestar humano a partir de funciones de producción y de afectación de SE, pero a la vez lo separa de la obtención de beneficios, que dependen de necesidades, valores e intereses y de infraestructura, en contextos específicos de demanda de SE (Yahdjian et al. 2015, Paruelo et al. 2016).



**Figura 1.2** Modelo de cascada propuesto por Haines-Young y Potschin (2010) y por de Groot et al. (2010). La estructura y el funcionamiento de un ecosistema determina su capacidad para proveer Servicios Ecosistémicos Intermedios, que a través de *funciones de producción*, proporcionan Servicios Ecosistémicos Finales (Fisher et al. 2009). De estos últimos, la sociedad obtiene beneficios acordes con sus necesidades, valores e intereses a través de acciones, infraestructura y organización social. Tomado de Paruelo et al. (2014).

Las evaluaciones acerca de cómo los cambios en el uso del suelo afectan a los SE aumentaron en la última década (Rockström et al. 2009, Viglizzo et al. 2011, 2016, Paruelo et al. 2016). La expansión agropecuaria estuvo asociada con aumentos en la estacionalidad de las ganancias de Carbono (productividad primaria neta) en bosques y pastizales (Volante et al. 2012, Paruelo et al. 2016), un SE intermedio clave que estuvo relacionado con la pérdida de SE finales como los stocks de Carbono, Nitrógeno y Fósforo en el suelo, disminución de la regulación hídrica y la disminución en la riqueza de aves (Viglizzo et al. 2011, 2016, Paruelo et al. 2016). Sin embargo, la relación entre la provisión de SE y la fragmentación y pérdida de conectividad de coberturas naturales ha sido poco explorada (Mitchell et al. 2013, 2015b). Esto resulta curioso, dado que el nivel de fragmentación y de conectividad entre fragmentos de hábitat es un aspecto clave en la dispersión y distribución de organismos en el paisaje que contribuyen al aumento de la biodiversidad (Mitchell et al. 2013, Bennett et al. 2015). A su vez, la biodiversidad tiene efectos sobre la dinámica de las ganancias de Carbono en los ecosistemas (Isbell et al. 2009, Gross et al. 2014, Tilman et al. 2014) que determinan la oferta de SE finales (Fisher et al. 2009, de Groot et al. 2010, Haines-Young y Potschin 2010). Por otro lado, la fragmentación no sólo podría afectar a la provisión de SE, sino que podría fomentar la accesibilidad de los beneficiarios directos de esos servicios, dado que se requiere cierto nivel de fragmentación para que exista un encuentro entre la oferta y la demanda de SE (Figura 1.3) (Mitchell et al. 2015b).



**Figura 1.3** Modelo conceptual de los efectos de la fragmentación del paisaje sobre la provisión de Servicios Ecosistémicos (SE). La fragmentación altera el flujo de SE a través de su influencia sobre el movimiento de organismos, materia y energía en el paisaje, los cuales contribuyen al funcionamiento del ecosistema (capital natural) que determina el nivel de oferta de SE. A su vez, la fragmentación modifica el movimiento de personas y sus actividades lo cual aumenta el acceso de la sociedad al flujo de SE que genera su provisión. Los beneficios obtenidos por la provisión de SE aumentan la demanda por parte del subsistema social, lo cual repercute sobre la fragmentación del paisaje (flecha discontinua). La provisión de SE también puede generar una sobreexplotación de los recursos naturales, lo cual afecta al capital natural del subsistema biofísico (flecha discontinua). Modificado de Mitchell et al. (2015b).

### 1.3. Fragmentación y Ley de Bosques

La magnitud de la transformación en el Chaco semiárido argentino suscitó preocupación dentro de la comunidad científica, ONG's, gobiernos nacionales y locales y la sociedad civil, quienes promovieron esfuerzos conjuntos para regular la deforestación (Seghezzo et al. 2011). Esto llevo a la promulgación de la Ley de "Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos" (N° 26.331) (en adelante Ley de Bosques). El objetivo de esta ley fue promover la conservación de los bosques nativos y regular la expansión agrícola a través de un plan de zonificación del uso del suelo (García Collazo et al. 2013). El principal requisito de la Ley, fue que cada provincia desarrollara un mapa de zonificación de bosques mediante su clasificación de acuerdo a su valor de conservación en tres categorías: La categoría I abarca bosques con alto valor de conservación donde cualquier tipo de transformación está prohibida; Categoría II incluye bosques con valor de conservación intermedio donde no se permite su transformación, pero se pueden realizar ciertas actividades sostenibles tales como turismo y sistemas silvopastoriles; La categoría III corresponde a bosques de bajo valor conservación, donde se permite su transformación total (Ley Nacional N $^{\circ}$  26.331 2007). Sin embargo, los criterios para zonificar a los bosques fueron interpretados de distinta manera por parte de las provincias del Chaco semiárido, lo que condujo a que bosques con características muy similares (aquellos localizados a ambos lados de los límites provinciales) fueran clasificados con distinta categoría (García Collazo et al. 2013).

El impacto de la Ley de bosques para regular la deforestación en el Chaco semiárido argentino ha sido evaluada recientemente. Por un lado, Nolte et al. (2017, 2018) encontraron que la Ley de Bosques redujo de forma significativa la deforestación en las provincias de Salta, Santiago del Estero y Chaco, debido a que la deforestación en

zonas de las categorías I y II tuvo un descenso en comparación con zonas de similares características pero clasificadas bajo la categoría III. Sin embargo, Volante y Seghezzo (2018) y Camba Sans et al (2018) encontraron un nivel alto de incumplimiento dado que gran parte de la deforestación ocurrida durante la vigencia de la Ley de Bosques se localizó en zonas de las Categorías I y II, en donde esta actividad está prohibida. Por otra parte, se observó una tendencia general a clasificar a los bosques bajo las categorías I y II en zonas con bajo potencial para la producción agropecuaria, como aquellas que presentaron limitaciones climáticas, de suelos y en donde ya existían áreas protegidas antes de la sanción de la Ley de Bosques (Nolte et al. 2017). En consecuencia, proyecciones de escenarios futuros de cambios en el uso del suelo mostraron que el nivel de fragmentación de bosques en el Chaco semiárido argentino aumentaría y la conectividad de los parches remanentes disminuiría incluso si se cumpliera estrictamente con las restricciones impuestas por la Ley de Bosques (Piquer-Rodríguez et al. 2015).

### 1.4. Las cortinas forestales en el Chaco semiárido

Las cortinas forestales son elementos lineales y de formas rectas, que evidencian su origen antrópico (Baudry et al. 2000). Las cortinas forestales pueden ser cultivadas o ser un remanente de bosque nativo producto de la deforestación, y su presencia se asocia a su capacidad de proveer SE como el control de la erosión hídrica y eólica (Baudry et al. 2000), la conservación de la biodiversidad (Pereira y Rodríguez 2010), el control de plagas agrícolas (Rossetti et al. 2013), la polinización de cultivos (Garibaldi et al. 2011), la intercepción de agroquímicos (Lazzaro et al. 2008) e incluso por su belleza escénica (Burel y Baudry 1995). Representan un elemento común en el paisaje agropecuario del chaco semiárido argentino, dado que su origen está asociado a la ocurrencia de deforestación y a su difusión como práctica de manejo que reduce el riesgo de erosión eólica (Ginzburg et al. 2012). En esta región, las cortinas forestales conforman una red interconectada de remanentes de bosque nativo que separan a lotes agrícolas en sus márgenes (Muñoz Garachana et al. 2018). En relación con la Ley de Bosques, las provincias de Salta y Santiago del Estero incorporaron a las cortinas forestales como elemento a conservar por su potencial valor para la conservación de la biodiversidad (Ley Provincial N° 6.841 2007, Decreto 2211/10 2010).

Los antecedentes que evaluaron a las cortinas forestales en cuanto a su influencia sobre los paisajes agropecuarios del Chaco semiárido son escasos. Hasta el momento, se ha evaluado su contribución como hábitat y corredor biológico para mamíferos medianos en un paisaje de Salta (Núñez-Regueiro et al. 2015). También se analizó la proporción de bosque que se encuentra conservado como cortinas forestales y sus diferencias respecto a otros remanentes de bosque (Ginzburg et al. 2012). Recientemente, Muñoz Garachana et al. (2018) describieron la estructura espacial y las características de remanentes de bosque nativo, entre los que se encuentran las cortinas forestales, en paisajes transformados de las ecorregiones del Chaco semiárido y el Espinal. Sin embargo, aún no se ha evaluado la contribución de las cortinas forestales a la conectividad de parches de bosque en los paisajes agropecuarios del Chaco semiárido. Por ser un elemento de forma lineal y de longitud alta, las cortinas forestales podrían estar conectando parches de bosque fragmentados que se encuentran distantes entre sí (Mitchell et al. 2013). Tampoco hay antecedentes que analicen si el nivel de conectividad y la fragmentación de los paisajes agropecuarios chaqueños tiene influencia sobre el funcionamiento de los bosques y por lo tanto, sobre el nivel de oferta de SE que estos brindan (de Groot et al. 2010, Haines-Young y Potschin 2010, Mitchell et al. 2013, 2015b). Estos aspectos resultan clave para planificar diseños de paisaje que contribuyan a alcanzar esquemas productivos sustentables (Bommarco et al. 2013, Rudel y Meyfroidt 2014, Bennett et al. 2015).

### 1.5. Objetivos generales y estructuración de la tesis

Los objetivos generales de esta tesis son:

1. Describir la estructura y configuración espacial de coberturas forestales en paisajes agropecuarios de la porción semiárida de las provincias de Salta y Santiago del Estero.

2. Evaluar la contribución de las cortinas forestales a la conectividad de los parches de bosques a nivel de paisaje.

3. Estimar el efecto de la conectividad provista por cortinas forestales sobre el funcionamiento de bosques asociado con la oferta de Servicios Ecosistémicos a nivel de paisaje.

Para alcanzar estos objetivos, la tesis se estructura en dos capítulos de resultados (Capítulos 2 y 3). El capítulo 2, titulado "*Contribución de las cortinas forestales a la conectividad de bosques en paisajes agropecuarios del Chaco Semiárido*", desarrolla los objetivos 1 y 2. El capítulo 3, titulado "*Efectos de la conectividad provista por cortinas forestales sobre el funcionamiento de bosques en el Chaco semiárido*", desarrolla el objetivo 3. Por último, se incluye el capítulo 4 de *conclusiones generales*, donde se exponen los principales hallazgos y aportes de esta tesis, y los aspectos sobre los cuales se puede profundizar en futuras investigaciones.

## **1.6.** Enfoque metodológico: El uso de sensores remotos y de estructuras de Grafos para evaluar conectividad y funcionamiento

El uso de sensores remotos en conjunto con Sistemas de Información Geográfica (SIG) representa una de las principales herramientas para caracterizar la estructura espacial de coberturas del suelo y analizar su relación con el funcionamiento de los ecosistemas. Su principal ventaja es que permiten aplicar un mismo protocolo para grandes extensiones de territorio, que se corresponden de manera directa con las coberturas del suelo y sus procesos ecosistémicos (Paruelo et al. 2004, 2008). En este trabajo, se utilizaron sensores remotos a bordo de la plataforma Landsat 5 TM y Landsat 8 OLI para obtener mapas de coberturas forestales en paisajes agropecuarios del área de estudio, y el sensor MODIS a bordo de la plataforma EOS-Terra, para estimar atributos asociados a las ganancias de Carbono de las coberturas forestales a partir de datos del Índice de Vegetación Diferencial Normalizado (Paruelo 2008).

La caracterización estructural y configuración espacial de coberturas forestales involucró el cálculo de índices de paisaje utilizados con frecuencia en la literatura de la ecología del paisaje (Trani y Giles 1999, Baldi et al. 2006) (Cuadro 2.1, Capítulo 2). La estimación de la conectividad provista por cortinas forestales se realizó a partir del enfoque de estructuras de redes de la teoría de Grafos (Pascual-Hortal y Saura 2006). Este enfoque concibe a todo elemento de hábitat (parche) como un espacio que potencialmente provee conectividad, entonces el cálculo de conectividad involucra a la superficie de cada parche y a la probabilidad de dispersión de una o varias especies en función de la distancia entre parches (Saura y Rubio 2010). Por lo tanto, este enfoque integra la caracterización de conectividad estructural y funcional del paisaje (Saura et al. 2011a). Para la estimación de atributos funcionales de los parches de bosque se calculó

el IOSE (Índice de Oferta de Servicios Ecosistémicos) (Paruelo et al. 2016), un índice estimado a partir del promedio anual del Índice de Vegetación Diferencial Normalizado y su coeficiente de variación intra-anual. Paruelo et al. (2016), encontraron que el IOSE explicó una proporción alta de la variación en la oferta de Servicios Ecosistémicos finales estimados a campo, como el secuestro de Carbono en el suelo, la regulación del flujo de agua subterránea, la regulación hídrica superficial y la riqueza de aves. Por último, para evaluar la relación entre el IOSE de parches de bosque y la conectividad provista por cortinas forestales, se plantearon modelos lineales de efectos mixtos (Zuur et al. 2009) en donde el IOSE y los componentes utilizados para su cálculo constituyen a las variables dependientes, y la provisión de conectividad de las cortinas forestales junto con otros índices descriptores de la estructura de los paisajes son incluidos como variables independientes.

## Capítulo 2

Contribución de las cortinas forestales a la conectividad de bosques en paisajes agropecuarios del Chaco semiárido.

## 2. Capítulo 2: Contribución de las cortinas forestales a la conectividad de bosques en paisajes agropecuarios del Chaco semiárido.

### 2.1. Introducción

Los cambios en el uso del suelo han transformado una gran proporción de áreas naturales (Foley et al. 2005) y representan una de las principales amenazas para la conservación de la biodiversidad (Newbold et al. 2015) debido a la pérdida y fragmentación del hábitat (Fahrig 2003). Este fenómeno alcanzó una magnitud tan importante que actualmente el 70% de la superficie de bosque remanente a nivel global se encuentra a menos de 1 km de distancia de su frontera con un uso del suelo contrastante (Haddad et al. 2015). Esto tuvo consecuencias negativas sobre la abundancia y la riqueza de especies (Fahrig 2003, Pfeifer et al. 2017). En el contexto actual de un creciente aumento de la población humana y de la demanda de alimentos, se estima que para el año 2050 la producción de alimentos debería aumentar entre 70 y 100% (Godfray et al. 2010). Esto podría implicar que la superficie destinada a la producción se duplique (Kastner et al. 2012). En este contexto, uno de los desafíos más importantes es el de diseñar paisajes rurales que garanticen un buen desempeño productivo y la conservación de la naturaleza (Rudel y Meyfroidt 2014).

La conectividad de bosques es decir, la reducción del nivel de aislamiento de bosques fragmentados, es un aspecto clave para la conservación de la biodiversidad (Fischer y Lindenmayer 2007). Su importancia se asocia con sus efectos sobre la dinámica de meta-poblaciones. En un paisaje fragmentado, las especies sensibles a los cambios en el hábitat pueden llegar a persistir a través del intercambio de individuos entre subpoblaciones conectadas (Hanski y Ovaskainen 2003). En consecuencia, la disponibilidad de hábitat, es decir, el tamaño y el nivel de aislamiento de por ejemplo, un parche de bosque, determina la viabilidad de esa población a través de la disponibilidad de recursos asociada al tamaño del parche, y de la posibilidad de intercambio de individuos, relacionada con la cercanía de los parches (Lindenmayer y Fischer 2006). En este contexto, la presencia de elementos que conecten parches de bosque en un paisaje con una matriz transformada, tienen un rol importante en la conservación de especies (Fischer y Lindenmayer 2007). Se reconocen dos tipos principales de elementos que potencialmente cumplen con esta función, los corredores biológicos y las isletas o pequeños parches de bosque nativo (stepping stones en inglés). Ambos elementos no se caracterizan por ser de gran superficie, pero si por estar ubicados entremedio de parches más grandes, con lo cual facilitarían el intercambio de organismos entre ellos (Fischer et al. 2006, Van Dyke 2008).

A pesar de que la conectividad de ambientes naturales es reconocida como un aspecto clave en la conservación de la biodiversidad, sus evaluaciones han estado compartimentadas en enfoques alternativos que cuantifican aspectos parciales del nivel de fragmentación y de conectividad en un paisaje (Turner et al. 2015). A grandes rasgos, existen dos enfoques para entender a la conectividad, uno orientado a especies (conectividad funcional) y otro orientado a patrones estructurales del paisaje (conectividad estructural) (Fischer y Lindenmayer 2007, Van Dyke 2008). El enfoque orientado a especies percibe a la conectividad como la habilidad que tiene una especie para dispersarse en el paisaje, por lo tanto, considera al rango de distribución de cada especie y a su sensibilidad a las distintas coberturas del suelo presentes. El enfoque orientado a patrones estructurales considera el arreglo espacial de los parches percibidos como cobertura natural y/o hábitat por parte del investigador, bajo el supuesto de que existe una asociación positiva entre disponibilidad y conectividad de áreas naturales y la conservación de una amplia diversidad de especies (Fischer y Lindenmayer 2007). De

esta manera, mediciones del tamaño de parches, la distancia entre parches, su forma y su densidad, entre otras, son utilizadas como estimadores de la disponibilidad y conectividad del paisaje (Turner et al. 2015).

En la región del Chaco semiárido argentino, la deforestación estuvo asociada a la expansión agropecuaria a través de la implantación de cultivos y pasturas (Zak et al. 2004). Esta expansión no fue homogénea, sino que se concentró en pocos departamentos (Paruelo et al. 2006) que presentaron mayor aptitud agrícola (Gasparri et al. 2015) y además se trasladó hacia zonas próximas a través de un proceso de contagio (Volante et al. 2016). El aumento de la deforestación en esta región condujo a un incremento en la fragmentación del bosque que estuvo asociado a la capacidad agrícola de los suelos, donde suelos con limitaciones productivas fueron los que en general presentaron cobertura forestal, mientras que suelos sin limitaciones para la agricultura presentaron pocos remanentes de bosque aislados. La distribución espacial de estos tipos de suelo generó paisajes con mayor fragmentación (Gasparri y Grau 2009). En cambio, paisajes ubicados en gradientes de precipitación tuvieron menor fragmentación, dado que la agricultura estuvo agrupada en el extremo húmedo y el bosque agregado en las zonas secas (Gasparri y Grau 2009). Por otro lado, la fragmentación aumentó debido a la construcción de caminos y a la deforestación en propiedades pequeñas, que generaron un aumento en los bordes de los parches y la desaparición de parches conectores (Piquer-Rodríguez et al. 2015). Finalmente, la fragmentación podría continuar en aumento en un escenario en donde se deforestan todas las áreas permitidas por la Ley de Bosques (Piquer-Rodríguez et al. 2015). En este escenario, la conectividad de los bosques remanentes podría mantenerse si se conservan los parches más grandes y parches conectores de menor tamaño, como las isletas y las cortinas forestales (Piquer-Rodríguez et al. 2015).

Las cortinas forestales representan un elemento común en los paisajes agropecuarios del Chaco semiárido. Tienen desarrollo lineal y formas rectas que evidencian su origen antrópico y las diferencian de otros elementos del paisaje (Baudry et al. 2000). En la región del Chaco semiárido de Argentina, las cortinas forestales conforman una red de remanentes de bosque nativo que separan a lotes agrícolas en sus perímetros (Ginzburg et al. 2012). Su existencia está asociada a los cambios en el uso del suelo debido a la expansión agropecuaria y a su difusión como práctica de manejo que reduce la erosión eólica. A su vez, Salta y Santiago del Estero incorporaron a las cortinas forestales como elemento de conservación en sus legislaciones asociadas a la Ley de Bosques. En ambas provincias, se exige que para la producción agrícola deben conservarse franjas de bosques no menores a 100 metros de ancho, separadas cada 300 metros de superficie desmontada (Santiago del Estero) o 1000 metros (Salta) y deben complementarse con otras franjas transversales distanciadas por hasta 2000 metros (Santiago del Estero) o hasta 4000 metros (Salta). Además, las cortinas forestales pueden conformar la totalidad de la superficie remanente a conservar en las zonas de riego en Santiago del Estero (Ley Provincial Nº 6.841 2007, Decreto 2211/10 2010).

El desarrollo lineal les otorga un rol potencial como elementos conectores o corredores biológicos a las cortinas forestales, dado que permitirían el enlace de parches de bosque que están distantes entre sí (Burel 1996, Fischer et al. 2006). Sin embargo, las evaluaciones sobre la contribución que tienen las cortinas forestales para conectar hábitat en la región chaqueña son escasas y se han realizado en áreas acotadas. Núñez-Regueiro et al. (2015), encontraron que los mamíferos más grandes y las especies sensibles a los bordes de bosques no se encontraron en las cortinas forestales de un paisaje en Salta. Sin embargo, el 70% de las especies de mamíferos reportadas para el

área de estudio tampoco se encontraron en los parches de bosque continuo. Ginzburg et al. (2012), desestimaron la potencialidad de las cortinas forestales como elemento que contribuya a la conservación de bosques. Las principales razones exhibidas fueron la baja proporción de bosque que conservan las cortinas forestales, su alta relación perímetro área que las expone a un efecto borde que las degradaría con mayor magnitud respecto a otros remanentes de bosque y la distancia existente entre cortinas forestales y parches de bosque. A su vez, los autores proponen una alternativa de conservación de bosques que reemplace a la superficie conservada como cortinas forestales por uno o más parches grandes con la misma superficie (Ginzburg et al. 2012). Sin embargo, esta alternativa no ha sido evaluada de forma empírica.

En la última década, el enfoque de estructuras de redes de la teoría de Grafos (Urban y Keitt 2001) ha tomado mayor relevancia en las evaluaciones de conectividad en la ecología del paisaje (Pascual-Hortal y Saura 2006). Este enfoque concibe a todo elemento de hábitat (parche) como un espacio que potencialmente provee conectividad (Saura y Pascual-Hortal 2007). En consecuencia, la conectividad de un paisaje depende tanto de la superficie de cada parche (conectividad intra-parche), como de su nivel de aislamiento, siendo mayor cuando parches grandes están cerca en el espacio y menor cuando parches grandes están aislados y cuando los parches cercanos son pequeños. El nivel de aislamiento es dependiente de la habilidad de dispersión de las especies consideradas, por lo tanto, esta aproximación complementa a los enfoques estructurales y los orientados en especies para la medición de conectividad (Saura y Rubio 2010). Además, presenta la ventaja de que evalúa a varios aspectos de la conectividad como la superficie conectada, nivel de aislamiento de los parches, fragmentación de los parches y habilidad de dispersión de las especies con un solo índice (Saura y Pascual-Hortal 2007, Saura y Rubio 2010). Finalmente, el análisis de estructura de redes permite la evaluación de áreas extensas como las involucradas a nivel regional o de paisaje, dado que habilita la incorporación de datos provenientes de Sistemas de Información Geográfica (SIG).

Los objetivos de este capítulo son:

1. Describir la estructura y configuración espacial de coberturas forestales en paisajes agropecuarios de la porción semiárida de las provincias de Salta y Santiago del Estero.

2. Describir la dinámica temporal de la superficie ocupada, estructura y configuración de las cortinas forestales y de los parches de bosques.

3. Evaluar la contribución de las cortinas forestales a la conectividad de los parches de bosque a nivel de paisaje.

### 2.2. Materiales y métodos

### 2.2.1. Área de estudio

El área de estudio comprende a la porción de la ecorregión del Chaco semiárido de las Provincias de Salta y Santiago del Estero (Figura 2.1). Estas provincias poseen regulaciones específicas asociadas a las cortinas forestales en sus marcos regulatorios de bosques nativos (Ley Provincial N° 6.841 2007, Decreto 2211/10 2010), por lo cual, las cortinas forestales constituyen un elemento frecuente de sus paisajes agropecuarios (Muñoz Garachana et al. 2018). El clima de esta región es semiárido, con un régimen monzónico que concentra al 80% de las precipitaciones entre octubre y marzo. La precipitación media anual presenta un gradiente que va desde 500 mm en la porción central (-63° de longitud) de la región, y aumenta hasta alcanzar los 800 mm tanto hacia

el Este (-61°) como hacia el Oeste (-65°) (Morello et al. 2012). La temperatura media mensual es de 28°C en Enero y de 16°C en Julio (Morello y Rodríguez 2009). Las precipitaciones no superan a las tasas de evapotranspiración potencial en ningún mes del año (Bianchi et al. 2005).

La geomorfología comprende una vasta planicie sedimentaria interrumpida por paleo cauces. La vegetación corresponde a la Provincia Fitogeográfica Chaqueña y está compuesta, en la planicie, por bosques cerrados (entre 15 y 25 metros de altura) de xerófitas dominados por *Schinopsis lorentzii* y *Aspidosperma quebracho-blanco*, acompañados por *Ceiba chodatii* y *Ziziphus mistol*. En llanuras aluviales, los bosques están dominados por *Prosopis spp*. Los paleo cauces arenosos están cubiertos por pastizales en donde dominan *Elionurus muticus* y *Cenchrus pilcomayensis* (Morello et al. 2012, Oyarzabal et al. 2018).

### 2.2.2. Selección de paisajes agropecuarios y adquisición de imágenes satelitales

Se seleccionaron al azar 104 paisajes agropecuarios cuadrados de 100 km<sup>2</sup> (5 por Departamento incluido) dentro del área de estudio. Aquellos departamentos que no presentaron paisajes agropecuarios o en donde existieron muy pocos lotes agrícolas, fueron excluidos del análisis (Figura 2.1). Se descartaron los paisajes agropecuarios que presentaron menos de 10 cortinas forestales y menos de 60 hectáreas totales en forma de cortinas forestales, lo cual excluyó lugares en donde las cortinas forestales no influyen sobre las características estructurales del paisaje. En consecuencia, para algunos Departamentos se incluyeron 4 paisajes. Cada paisaje agropecuario corresponde a una unidad observacional.



**Figura 2.1** Área de estudio y paisajes agropecuarios seleccionados. El panel insertado a la derecha muestra a Sudamérica y en color negro a las provincias argentinas incluidas en el área de estudio (Salta y Santiago del Estero). El panel izquierdo muestra en detalle al área de estudio. El trazo naranja representa a la región del Chaco semiárido. Las subdivisiones color marrón dentro de las provincias corresponden a

los Departamentos incluidos en el análisis. Los cuadrados verdes corresponden a los paisajes seleccionados (n=104). Escala cartográfica: 1:5500000 metros.

Se seleccionaron imágenes satelitales de la plataforma Landsat 8 (OLI) y Landsat 5 (TM) de la estación seca (invierno), dado que corresponde al momento del año donde el comportamiento espectral de la cobertura forestal se diferencia más de las coberturas productivas (pasturas y cultivos). Las imágenes fueron descargadas del sitio web de la United States Geological Survey (<u>https://earthexplorer.usgs.gov/</u>) y corresponden a los productos Landsat 5 (TM) y Landsat 8 (OLI) de reflectancia superficial georreferenciados. Se conformaron dos mosaicos de imágenes para toda el área de estudio con las imágenes que presentaron una cobertura de nubes menor al 10%, y en donde la diferencia entre sus fechas de adquisición por parte de la plataforma satelital fue la menor posible. Se encontraron 2 períodos que cumplieron con esas condiciones, invierno del año 2003 e invierno del año 2013 (Cuadro S1, Apéndice 1).

### 2.2.3. Construcción de la base de datos

La construcción de la base de datos para describir la estructura y configuración de las coberturas forestales en los paisajes agropecuarios consistió en la realización de 4 etapas: I. Identificación y digitalización de cortinas forestales, II. Clasificación de los mosaicos de imágenes de reflectancia superficial de Landsat 5 (TM) del año 2003 y Landsat 8 (OLI) del año 2013, para obtener coberturas fraccionales a nivel de sub-pixel. III. Obtención del vector de coberturas forestales a partir de los mosaicos clasificados. IV. División de las coberturas forestales en cortinas forestales y parches de bosque, y posterior unión en un mismo vector (Figura 2.2).



Vector de Coberturas Forestales diferenciadas (bosques y cortinas forestales)

**Figura 2.2** Diagrama de flujo que describe el procedimiento de IV etapas consecutivas (indicadas con números romanos dentro de círculos) para obtener la base de datos, a partir de mosaicos de reflectancia de imágenes Landsat 5 TM (año 2003) y Landsat 8 OLI (año 2013) para el área de estudio. Debajo de cada imagen inserta, se indica el producto obtenido en cada etapa. Para la etapa IV, se indica la operación vectorial utilizada (intersección, diferencia y combinación). En las imágenes que representan a los vectores obtenidos (Etapa IV), las cortinas forestales están representadas en color azul y los parches de bosque en color verde.

Para la etapa I, se identificaron a las cortinas forestales presentes en cada paisaje seleccionado, mediante fotointerpretación visual de los mosaicos de imágenes de reflectancia superficial de Landsat 5 (TM) del año 2003 y Landsat 8 (OLI) del año 2013, desplegados con un falso color compuesto de contraste alto (bandas 5, 6 y 4) en un Sistema de Información Geográfica (SIG) en la aplicación QGIS 2.14.3 (QGIS development team, 2014). Para segmentar a cada cortina forestal, se creó un archivo vectorial de líneas y se dibujó una línea a lo largo de cada cortina forestal identificada

en cada paisaje. Luego se obtuvo un área buffer con extremos cuadrados de 200 metros de ancho para cada línea correspondiente a cada cortina forestal (Figura 2.2, Etapa I).

Por ser un elemento con desarrollo lineal, las cortinas forestales tienen una medida de ancho mucho menor respecto a su longitud. Por lo tanto, para estimar con precisión el tamaño de cada cortina, la escala espacial de las imágenes con las que se realice el relevamiento debe tener el detalle suficiente para discriminar pixeles pertenecientes a cortinas respecto a pixeles que incluyen bordes entre cortinas y lotes adyacentes. Una opción para alcanzar este objetivo es utilizar imágenes satelitales con una resolución espacial alta (Sentinel-2, CBERS2B, SPOT, entre otras). La opción utilizada en este trabajo, fue aplicar algoritmos de clasificación para extraer los materiales que constituyen a cada píxel, es decir, medir a nivel de sub-pixel la proporción de las coberturas del suelo que lo componen (Somers et al. 2011). Estos algoritmos se encuentran dentro del método de clasificación denominado *Linear Spectral Unmixing* (Keshava 2003).

En la etapa II, se clasificaron los mosaicos de imágenes Landsat con el método Linear Spectral Unmixing mediante la aplicación Claslite versión 3.2 (CLASlite development team, 2015). Esta aplicación descompone la señal de cada pixel en tres componentes que en general están mezclados en pixeles de bosques: Vegetación Fotosintética (hojas y tallos verdes), Vegetación No Fotosintética (troncos, ramas y material muerto) y Suelo Descubierto. Para hacerlo, compara la señal de cada píxel con una librería de firmas espectrales de los componentes fotosintético, no fotosintético de la vegetación y suelo descubierto que fueron medidos a campo (Asner et al. 2009). La comparación entre firmas espectrales ocurre de forma iterativa y aplicando un modelo probabilístico basado en Montecarlo (Ecuación 2.1, modificado de Asner et al. 2009). Este modelo permite descomponer la señal espectral de cada píxel en la proporción de cobertura que ocupa cada uno de sus componentes, asumiendo que cada uno contribuye de forma lineal a la señal espectral y que la suma de las coberturas de cada componente es igual al 100% (Somers et al. 2011). Por lo tanto, el resultado es una clasificación en donde cada píxel presenta valores de proporción ocupada por cada componente estimado. Este método permitió obtener mayor precisión en la cartografía de las cortinas forestales y utilizar a la plataforma Landsat, con una amplia disponibilidad de imágenes para toda el área de estudio y para ambos períodos de análisis (2003 y 2013) (Figura 2.2, Etapa II).

$$\rho(\lambda)_{pixel} = \sum [C_c * \rho(\lambda)_c] + \varepsilon = [C_{vf} * \rho(\lambda)_{vf} + C_{vnf} * \rho(\lambda)_{vnf} + C_{sd} * \rho(\lambda)_{sd}] + \varepsilon$$
(Ecuación 2.1)

, donde  $\rho(\lambda)$ píxel es la reflectancia de cada píxel en la longitud de onda  $\lambda$ .  $\rho(\lambda)$ c es la reflectancia de cada componente de la cobertura del suelo ( $\rho(\lambda)$ vf,  $\rho(\lambda)$ vnf y  $\rho(\lambda)$ sd) en la longitud de onda  $\lambda$ . Cc corresponde a la proporción ocupada por el componente de vegetación fotosintética, vegetación no fotosintética y suelo descubierto, respectivamente y  $\epsilon$  es un término de error.

En la etapa III, se obtuvieron mapas de cobertura forestal para cada periodo de análisis a partir de la clasificación de coberturas fraccionales. Para ello, se aplicó un valor umbral de cobertura de vegetación fotosintética mayor al 53% para obtener a las cortinas forestales y un umbral de vegetación fotosintética mayor al 70% y de suelo descubierto menor al 20% para los parches de bosque. No se especificó un valor umbral de suelo descubierto para las cortinas forestales, debido a que es frecuente que un píxel con una alta proporción ocupada por vegetación fotosintética tenga a su vez un valor alto de suelo descubierto debido al cambio abrupto que existe entre las cortinas forestales y los lotes agrícolas. Fijar el mismo umbral que el utilizado para los parches

de bosque (20%), conduciría a obtener un nivel de fragmentación mayor y una superficie de cortinas forestales menor al efectivamente existente. Los umbrales fueron definidos a partir de la extracción de los valores de vegetación fotosintética de píxeles puros de cortinas forestales, bosques y lotes agrícolas identificados mediante interpretación visual. Se obtuvieron histogramas (Figuras S1.1 y S1.2, Apéndice 1) con los valores de cada clase (cortina forestal, bosque y lote) y se definieron los umbrales en los valores en los que la frecuencia absoluta de la clase cortinas forestales superara a la frecuencia de la clase lotes agrícolas y en donde la frecuencia absoluta de la clase bosques igualara o superara a la de la clase cortinas forestales. Los mapas que resultaron de aplicar los valores umbrales (para bosques y para cortinas forestales en ambos períodos) fueron transformados al formato vectorial de polígonos (Figura 2.2, Etapa III).

Por último, en la etapa IV, se separaron a las cortinas forestales entre sí y de los fragmentos de bosque a los que se conectan. Para ello, se utilizó el vector de áreas buffer de 200 metros alrededor de las cortinas forestales y los vectores obtenidos de los mapas de coberturas forestales (cortinas forestales, umbral VF > 53% y bosques, umbral VF > 70% y SD < 20%). Se realizó una intersección entre las áreas buffer y el vector de coberturas para cortinas forestales, que permitió obtener el área superpuesta exclusivamente entre áreas buffer y las cortinas forestales, con lo cual estas quedaron separadas entre sí y de los demás fragmentos de bosque (Figura 2.2, Etapa IV). Este nuevo vector de cortinas forestales, en formato vectorial de polígonos, fue utilizado para eliminar a las cortinas forestales del vector de coberturas para bosques (umbral VF > 70% y SD < 20%) mediante la operación vectorial "Diferencia", y obtener un vector que solo incluya a parches de bosque (Figura 2, Etapa IV). Se eliminaron los polígonos menores a 0,5 Ha del vector de parches de bosque siguiendo a la definición de bosques de la FAO (2010). Finalmente, se unieron los vectores de cortinas forestales y de parches de bosque mediante la operación vectorial "Combinar capas vectoriales" (Figura 2.2, Etapa IV). Todas estas operaciones fueron realizadas mediante la aplicación QGIS 2.14.3 (Quantum G. I. S. Development Team 2014) y sobre los vectores de ambos períodos de análisis, 2003 y 2013.

## 2.2.4. Cálculo de índices de paisaje y de la conectividad provista por cortinas forestales

Para describir la estructura y configuración de los paisajes agropecuarios y la importancia de las cortinas forestales, se calcularon los índices de paisaje Proporción ocupada del paisaje, Densidad de parches, Tamaño medio de parches, Relación perímetro- área, Longitud media de cortinas forestales y Distancia euclidiana al vecino más cercano (Cuadro 2.1). Estos índices son interpretables de forma intuitiva y la mayoría de ellos resultan sensibles a los cambios en la superficie de bosques y en su fragmentación (Trani y Giles 1999). Excepto la longitud media de cortinas forestales, los índices fueron calculados tanto para parches de bosque como para cortinas forestales. Los cálculos fueron realizados a partir de la función "aggregate" del paquete "stats" en RStudio (RStudio 2016). Todos los cálculos fueron promediados en cada paisaje agropecuario.

Cuadro 2.1 Índices de paisaje calculados, fórmulas y unidades. Cada índice fue calculado para cada
paisaje y para los años 2003 y 2013. Ai y At son área del parche i y área del paisaje respectivamente. Nt es
el número total de parches, Pi es el perímetro del parche i, Li es la longitud de la cortina forestal i y Hi es
la distancia Euclidiana al vecino más cercano al parche i.

Índice de Paisaje	Fórmula	Unidades
Proporción de hábitat en el Paisaje	$PPAI = 100 \frac{\sum A_i}{A_t}$	%
Densidad de parches	$DP = 1000 \frac{\sum A_i}{A_t}$	N° / 1000 ha
Tamaño medio de parches	$TMPA = \frac{\sum A_i}{N_t}$	hectáreas
Relación perímetro- área promedio	$P/_A = \sum_{i=1}^n \frac{P_i}{A_i} N_t^{-1}$	Sin unidades
Longitud media de cortinas forestales	$Long = \frac{\sum L_i}{N_t}$	metros
Distancia Euclidiana al vecino más cercano	$ENN = \frac{\sum H_i}{N_t}$	metros

Para evaluar la conectividad provista por cortinas forestales, se utilizó el enfoque de estructuras de redes de la teoría de Grafos (Pascual-Hortal y Saura 2006). Se utilizó el índice Área Conectada Equivalente (ECA, por sus siglas en inglés) (Saura et al. 2011a) calculado mediante la aplicación CONEFOR 2.6 (Saura y Torné 2009) para obtener estimaciones de conectividad:

$$ECA = \sqrt{\sum_{i=1}^{n} \sum_{j=1}^{n} A_i A_j p_{ij}}$$
(Ecuación 2.2)

, donde A<sub>i</sub> y A<sub>j</sub> corresponden al área de los parches i y j respectivamente, mientras que p<sub>ij</sub> es la máxima probabilidad obtenida entre todas las posibles alternativas de dispersión entre los parches i y j. Esta probabilidad es calculada mediante el producto de todas las probabilidades de dispersión de los parches intermediarios, es decir, los ubicados entre los parches i y j, a partir de la definición de una función de probabilidad de dispersión en función de distancias crecientes entre nodos de hábitat (Saura et al. 2011a). Este índice mide que superficie se encuentra efectivamente conectada en un paisaje, siendo la unidad resultante de su cálculo la superficie (Saura et al. 2011a). Para incorporar el efecto de la distancia entre los parches, se utilizó una probabilidad de dispersión de 0.5 para una distancia de 500 metros. Ésta probabilidad se aproxima al patrón de dispersión de especies animales con movilidad intermedia, que resultan de interés para la conservación en la región chaqueña (Piquer-Rodríguez et al. 2015).

Para obtener la provisión de conectividad de las cortinas forestales (ProvConec), se calculó el cambio relativo del ECA en cada paisaje con la configuración espacial original de las cortinas forestales y con las cortinas agrupadas en

un solo parche cuadrado, siendo este último parche de una superficie igual a la suma del área total de cortinas:

$$ProvConec (\%) = 100 \frac{(ECA_{Original} - ECA_{Agrupada})}{ECA_{Original}}$$
(Ecuación 2.3)

, donde ECA<sub>Original</sub> corresponde al índice Área Conectada Equivalente cuando la configuración espacial de las cortinas forestales es la que se encuentra en el paisaje y ECA<sub>Agrupada</sub> es el mismo índice calculado con el agrupamiento de las cortinas forestales en un solo parche cuadrado, que suma la superficie total de las cortinas forestales presentes en el paisaje (Figura 2.3). La provisión de conectividad toma valores positivos cuando la configuración espacial original determina un mayor valor del ECA respecto a la configuración agrupada, y valores negativos cuando ocurre lo contrario.



### Configuración original

Configuración agrupada

**Figura 2.3** Ejemplo de paisaje con su configuración espacial de cortinas forestales (color azul) original (izquierda) y agrupada en un solo parche cuadrado cuya superficie es igual a la suma de las áreas de todas las cortinas forestales (derecha). Los parches de bosque se representan en color verde. Se calculó el Índice Área Conectada Equivalente (ECA) para la configuración original y la agrupada, esta última calculada como el promedio obtenido en tres ubicaciones alternativas del parche cuadrado.

Para evitar sesgos por la ubicación del parche en el contexto del paisaje, se obtuvo el valor promedio del cálculo con la configuración agrupada en tres posiciones alternativas seleccionadas al azar en cada paisaje. Esta evaluación de la conectividad permite separar el efecto exclusivo de la configuración de cortinas forestales del efecto de su superficie, dado que, con el cálculo del cambio relativo, se cancelan las unidades de superficie y el valor resultante es un ratio de probabilidades (Ecuaciones 2.2 y 2.3). Además, evalúa los efectos sobre la conectividad de bosques que tiene la alternativa de manejo que propone reemplazar a la superficie total de cortinas forestales de un paisaje, por un parche de bosque del mismo tamaño (Ginzburg et al. 2012).

### 2.2.5. Análisis de datos

Para realizar el análisis descriptivo de los paisajes del área de estudio, se construyó una base de datos para cada período de análisis (2003-2013) con los índices del Cuadro 2.1 calculados para cada paisaje y por clase (cortinas forestales y bosques). Además, se realizó un Análisis de Componentes Principales (Kenkel et al. 2002) para comprobar si la variabilidad existente entre los paisajes puede ser descripta por los índices calculados, para ver que índices explican la mayor parte de la variabilidad y para evaluar si la conectividad provista por cortinas forestales es importante en la descripción de esa variabilidad. Para ello, se utilizaron los índices Tamaño medio de parches, Densidad de parches, Proporción ocupada del paisaje y Provisión de conectividad de cortinas forestales. Los primeros dos índices fueron transformados a escala logarítmica

con base 2 para cumplir el supuesto de distribución normal de las observaciones. Los datos fueron estandarizados por estar medidos en escalas distintas.

Para describir la dinámica temporal de la estructura y configuración de los paisajes, se calculó el cambio relativo de todos los índices de paisaje del Cuadro 2.1 para los paisajes que presentaron, al menos, 10 cortinas forestales y una superficie total de cortinas mayor a 60 ha (n= 45), y separando por clase (cortinas forestales y parches de bosque):

Cambio relativo (%) = 
$$100 \frac{(IP_{2013} - IP_{2003})}{IP_{2003}}$$
 (Ecuación 2.4)

, donde IP<sub>2003</sub> e IP<sub>2013</sub> corresponden a Índice de Paisaje en el año 2003 y 2013 respectivamente.

### 2.3. Resultados

Las cortinas forestales representaron en promedio el 6% del área de los paisajes agropecuarios con un máximo de 20% y un mínimo de 1%. Los parches de bosque representaron en promedio el 32% del área del paisaje y alcanzaron a ocupar el 70%. La densidad promedio de cortinas fue de 8 cada mil ha, mientras que la densidad promedio de parches de bosque fue de 4.5 cada mil ha. Las cortinas forestales presentaron una relación perímetro área promedio de 0.05 y la de los parches de bosque fue de 0.04. El rango inter-percentil en el índice proporción ocupada del paisaje resultó mayor en bosques respecto a las cortinas forestales. En cambio, para la densidad y la relación perímetro área resultó similar (Figura 2.4).



**Figura 2.4** Proporción ocupada en el paisaje (%), Densidad (N°/1000 ha) y Relación perímetro- área promedio de cortinas forestales (color azul) y bosques (color verde) en paisajes agropecuarios. La altura de las cajas representa a los valores entre los percentiles 25 y 75% de la distribución de frecuencias. La línea horizontal dentro de las cajas representa al valor de la mediana y la cruz al valor de la media. Las barras ubicadas por debajo y por encima de las cajas alcanzan a los valores de los percentiles 5 y 95% respectivamente.

El 55% de los paisajes mostraron cortinas forestales con un tamaño medio de alrededor de 5 ha, con un promedio general de tamaño de 8 ha. En cambio, el 58% de
los paisajes mostraron un tamaño medio de bosques de alrededor de 100 ha, con un promedio general de 180 ha. La distancia euclidiana al vecino más cercano entre cortinas forestales fue de entre 50 y 175 metros (70% de los paisajes) con un promedio general de 160 metros. En el caso de los bosques, el 80% de los paisajes mostraron un promedio de distancia menor a 250 metros y un promedio general de 300 metros (Figura 2.5).



**Figura 2.5** Frecuencia relativa (%) de paisajes por clases de Tamaño medio (ha) de cortinas forestales (panel superior izquierdo), Tamaño medio (ha) de bosques (panel superior derecho), Distancia euclidiana promedio (m) al vecino más cercano entre cortinas forestales (panel inferior izquierdo) y Distancia euclidiana promedio (m) al vecino más cercano entre bosques (panel inferior derecho). La línea punteada representa al valor medio de toda la distribución.

La longitud media de cortinas forestales por paisaje fue de alrededor de 1000 metros (63% de los paisajes) con un promedio general de 1700 metros. La conectividad provista por cortinas forestales mostró un promedio general de 6% y más del 60% de los paisajes tuvieron valores positivos de este índice (entre 0 y 15%) con un valor máximo de 40%. En cambio, los valores negativos, en donde la conectividad alcanzada por la configuración agrupada fue mayor a la alcanzada por la configuración original, fueron menos frecuentes (mayor frecuencia entre -5 y -15%) y alcanzaron valores de hasta - 40% (Figura 2.6).



**Figura 2.6** Frecuencia relativa (%) de paisajes por clases de Longitud media (m) de cortinas forestales (panel izquierdo) y de Provisión de conectividad (%) de las cortinas forestales (panel derecho). La línea punteada representa al valor medio de toda la distribución.

Entre 2003 y 2013 se incrementó la presencia de cortinas forestales en los paisajes agropecuarios. El promedio de la proporción del paisaje ocupada por cortinas forestales aumentó 148%, el promedio del tamaño medio de cortinas forestales aumentó 17% y la densidad promedio de cortinas forestales aumentó 52%. Respecto a su forma, el promedio de la relación perímetro área de cortinas forestales disminuyó 3% y la longitud promedio disminuyó 17%. Respecto a su configuración espacial, el promedio de la distancia euclidiana al vecino más cercano entre cortinas forestales disminuyó 14%. En cambio, los bosques tuvieron una disminución en su presencia en los paisajes agropecuarios. El promedio de la proporción ocupada por bosques disminuyó 47% y el promedio del tamaño medio de parches de bosque disminuyó 67%, sin embargo, su densidad aumentó 21%. Respecto a su forma, los parches de bosque presentaron un aumento en el promedio de la relación perímetro área de 12%. Respecto a su configuración espacial, el promedio de la distancia euclidiana al vecino más cercano entre parches de bosque aumentó 27% (Cuadro 2.2).

Entre 2003 y 2013, las cortinas forestales se volvieron más homogéneas (menos variables) para la mayoría de los índices de paisaje. Salvo para la longitud y la distancia entre cortinas en donde aumentó la heterogeneidad (el Coeficiente de Variación aumentó 5.9 y 30.1%, respectivamente), los demás indican una disminución del CV entre 26 y 33%. Respecto a los parches de bosque, aumentó su heterogeneidad en la relación perímetro área, la distancia euclidiana al vecino más cercano entre bosques y la proporción del paisaje ocupada (225, 28.6 y 27.1% respectivamente). En cambio, se redujo la heterogeneidad en cuanto a la densidad de parches (-18.4%) y el tamaño medio de parche (-15.3%) (Cuadro 2.2).

**Cuadro 2.2** Cambio relativo (%) en el promedio general y el coeficiente de variación (CV) de la Proporción ocupada, el Tamaño medio, la Densidad, la Relación perímetro área, la Longitud y la distancia euclidiana al vecino más cercano en el período 2003- 2013 para cortinas forestales (columnas 2 y 3) y bosques (columnas 4 y 5). El cambio relativo en la Longitud fue calculado exclusivamente para las Cortinas Forestales.

Cambio relativo	Promedio (%)	CV (%) de	Promedio	CV (%) de
(2003-2013)	de Cortinas	Cortinas	(%) de	Bosques
	Forestales	Forestales	Bosques	

Proporción del paisaje ocupado	148.2	-28.3	-47.4	27.1
Tamaño medio	17	-29.5	-66.7	-15.3
Densidad	51.8	-25.7	21	-18.4
Relación perímetro área	-3.3	-33.4	11.8	225.3
Longitud	-17.3	5.9	-	-
Distancia euclidiana al vecino más cercano	-13.9	30.1	26.7	28.6

El tamaño medio de parches, la densidad de parches, la provisión de conectividad de cortinas forestales y la proporción del paisaje ocupado describieron el 83% de la variabilidad entre los paisajes en dos componentes principales (Figura 2.7). El primer componente principal (CP 1), que describió el 56% de la variabilidad, es un eje que contrasta al tamaño medio de parches y a la proporción del paisaje ocupado respecto a la densidad de parches (Cuadro 2.3). En el segundo componente principal (CP 2), que describió el 27% de la variabilidad, la provisión de conectividad es la variable con mayor peso (-0.89) y ordena a los paisajes en la misma dirección que la densidad de parches (-0.37) y la proporción del paisaje ocupado (-0.26) (Cuadro 2.3).



**Figura 2.7** Análisis de Componentes Principales con las variables Log2 Tamaño medio de parches, Log2 Densidad de parches, Provisión de conectividad de cortinas forestales y Proporción del paisaje ocupado. El eje horizontal muestra al Componente Principal 1 (CP1), con un autovalor de 56%. El eje vertical

muestra al Componente Principal 2 (CP2), con un autovalor de 27%. Las flechas color rojo representan a los autovectores. Los números corresponden al identificador de cada paisaje.

**Cuadro 2.3** Autovectores del Análisis de Componentes Principales. La columna CP1 muestra a los autovectores (pesos de las variables) del Componente Principal 1. La columna CP2 muestra a los autovectores del Componente Principal 2.

Importancia de las variables	CP 1	CP 2
LOG2 Tamaño medio de parches (TMPA)	0.66	-0.05
LOG2 Densidad Parches (DP)	-0.51	-0.37
ProvConec	0.02	-0.89
Proporción del paisaje ocupado (PPAI)	0.54	-0.26

a provisión de conectividad por parte de las cortinas forestales dependió de la proporción del paisaje agropecuario ocupada exclusivamente por bosques. Los valores negativos ocurrieron con mayor frecuencia en paisajes con una proporción ocupada menor al 25%, los valores más altos (provisión de conectividad mayor al 15%) ocurrieron con una proporción ocupada entre 25 y 50%, mientras que en paisajes con una proporción ocupada mayor al 65% la provisión de conectividad fue cercana a 0 (Figura 2.8).



**Figura 2.8** Provisión de conectividad de las cortinas forestales (%) en función de la Proporción ocupada del paisaje. Los puntos corresponden a paisajes agropecuarios (n=104).

La provisión de conectividad por parte de las cortinas forestales estuvo asociada con el contacto existente entre cada extremo del entramado de cortinas forestales con parches de bosque. En paisajes con una proporción ocupada por bosques similar (entre 26 y 28%), la provisión de conectividad tuvo valores bajos cuando las cortinas forestales estuvieron aisladas de los parches de bosque (Panel A) y cuando las distancias más cercanas entre parches de bosque no se encontraron intermediadas por cortinas forestales (Panel B). En cambio, los valores más altos de conectividad se encontraron en paisajes donde los espacios entre parches de bosque estuvieron ocupados por cortinas

L

forestales (Panel C) y cuando el entramado de cortinas forestales conectó a parches de bosque en sus extremos (Panel D) (Figura 2.9).



Provisión de Conectividad (%)

**Figura 2.9** Provisión de conectividad (%) de las cortinas forestales. Se muestra un ejemplo de un gradiente de provisión de conectividad (desde -3.5% a 40%) para cuatro paisajes de 100 km<sup>2</sup> que presentan una proporción de bosque similar (28.2, 27.9, 26.8 y 27.7% para los paneles A, B, C y D respectivamente), correspondiente a las situaciones donde potencialmente las cortinas forestales pueden proveer mayor conectividad (Figura 2.8).

#### 2.4. Discusión

Los paisajes agropecuarios del Chaco semiárido tuvieron una dinámica estructural asociada con los cambios en el uso del suelo de las últimas décadas (Vallejos et al. 2015). Los resultados de este capítulo muestran que entre 2003 y 2013, la proporción de bosque disminuyó mientras que su nivel de fragmentación (disminución de tamaño y división de parches) y de aislamiento (distancia euclidiana entre parches) aumentaron (Cuadro 2.2). En cambio, las cortinas forestales tuvieron un aumento en la proporción del paisaje que ocupan, en su densidad y en su tamaño (Cuadro 2.2) ya que su presencia está asociada con los procesos de deforestación (Ginzburg et al. 2012). A su vez, estos procesos han contribuido a la homogenización de los paisajes agropecuarios en tanto se redujo la variabilidad en el nivel de fragmentación de los bosques, y en la proporción ocupada por cortinas forestales (Cuadro 2.2). Estos patrones concuerdan con los procesos de fragmentación reportados para el chaco semiárido, en donde su aumento estuvo asociado con la heterogeneidad ambiental (precipitaciones y capacidad productiva de los paisajes) que produjeron patrones más fragmentados en las zonas húmedas y con suelos agrícolas (Gasparri y Grau 2009), y con la construcción de caminos y la presencia de establecimientos pequeños, que generaron una mayor densidad de borde en el bosque remanente (Piquer-Rodríguez et al. 2015).

Las cortinas forestales ocuparon una superficie mucho menor que los parches de bosque, a su vez resultaron de menor tamaño y tuvieron una relación perímetro- área mayor (Figuras 2.4 y 2.5). Estas características las desestiman como un elemento que conserve bosques nativos (Ginzburg et al. 2012). Sin embargo, las cortinas forestales contribuyeron en promedio con un 6% y con hasta un 40% a la conectividad de bosques en los paisajes analizados (Figura 2.6). Su configuración espacial resultó más agrupada y con una mayor densidad respecto a los parches de bosque (Figuras 2.4 y 2.5), lo cual contribuyó a que funcionen como un elemento conector por estar en una posición entremedio de los parches de bosque (Saura et al. 2011b). Estos resultados coinciden con lo hallado por Píquer-Rodríguez et al. (2015), quienes encontraron que conservar parches grandes de bosque y elementos conectores, contribuye a mantener el nivel de conectividad de los paisajes chaqueños en escenarios futuros en donde, a pesar de que se cumpliera con las restricciones impuestas por la Ley de Bosques, habría un aumento en la fragmentación de bosques.

En este capítulo se incluyen precisiones acerca de dos aspectos fundamentales que permiten que las cortinas forestales, además de cumplir su función como cortavientos, contribuyan a la conectividad del paisaje. Por un lado, se encontró una mayor frecuencia de valores positivos de provisión de conectividad en paisajes con al menos un 25% de su superficie ocupada por bosques (Figura 2.8). Por otro lado, los paisajes con mayor provisión de conectividad mostraron un arreglo reticulado de las cortinas forestales, es decir, cortinas paralelas (en dirección Este-Oeste) entrecruzadas con cortinas perpendiculares (dirección Norte-Sur) que facilitó su contacto con los parches de bosque (Figura 2.9). De esta manera, la alternativa propuesta por Ginzburg et al. (2012) de reemplazar la superficie ocupada por cortinas forestales por un solo parche (Figura 2.3) sería efectiva únicamente en los paisajes más transformados, donde coexisten estos elementos junto con una baja proporción de bosque. En cambio, se perdería conectividad en los paisajes que presentan entre un 25% y un 50% de cobertura forestal, en donde se espera que existan poblaciones y especies afectadas por los cambios en el uso del suelo (Fischer et al. 2006). Los parches de bosque en estos paisajes presentan un mayor riesgo de deforestación debido a su cercanía a desmontes previos (Volante et al. 2016) y al incentivo económico que existe para la conversión de bosques por actividades productivas (Piquer-Rodríguez et al. 2018). Por lo tanto, la conservación de los parches de bosque en estos paisajes constituye un aspecto crítico para mantener el nivel de conectividad estructural provisto por cortinas forestales.

La provisión de conectividad por parte de las cortinas forestales resultó importante para explicar la variabilidad en la estructura y la configuración espacial de las coberturas forestales de los paisajes analizados (Cuadro 2.3 y Figura 2.7). El método utilizado para estimar la provisión de conectividad de las cortinas forestales (Ecuación 2.3 y Figura 2.3), a través del análisis de la estructura de redes (Urban y Keitt 2001), resultó sensible ante cambios en la configuración espacial de estos elementos entre los paisajes (Figura 2.9). Además, su cálculo permitió obtener la contribución de la totalidad de las cortinas forestales en cada paisaje, lo cual es conveniente dado que representan un elemento muy frecuente y, por lo tanto, redundante en la provisión de conectividad. Esta redundancia podría contribuir a la dispersión de especies que evidentemente no identifican la ubicación de corredores forestales específicos, dado que se incrementa el número de conexiones entre parches de bosque (Saura y Rubio 2010). No obstante, el efecto borde expone a las cortinas forestales a condiciones de desecación y mayor temperatura respecto a otros parches (Van Dyke 2008). Esto pudo haber influido en la baja presencia de especies animales sensibles en cortinas forestales que fue reportada para un paisaje de Salta (Núñez-Regueiro et al. 2015). Combinar el análisis de conectividad estructural con modelos que describan la dinámica de poblaciones afectadas por la deforestación, constituye una oportunidad para analizar y planificar la conectividad funcional (dispersión efectiva de las especies) en los paisajes agropecuarios chaqueños (Saura et al. 2014).

# Capítulo 3

Efectos de la conectividad provista por cortinas forestales sobre el funcionamiento de bosques en el Chaco semiárido

# 3. Capítulo 3: Efectos de la conectividad provista por cortinas forestales sobre el funcionamiento de bosques en el Chaco semiárido

# 3.1. Introducción

En un escenario de creciente aumento de la población humana y de la demanda de alimentos, se espera que para el año 2050 las tierras incorporadas a la producción agropecuaria a nivel global se dupliquen (Kastner et al. 2012). En las últimas décadas, se han reemplazado los ambientes naturales por sistemas productivos de baja complejidad, donde los usos del suelo son cada vez menos diversos en el tiempo y en el espacio y más dependientes de subsidios de energía e insumos externos (por ejemplo, fertilizantes y herbicidas) (Bommarco et al. 2013). Esta intensificación de los sistemas productivos, si bien ha incrementado los rendimientos agrícolas, ha generado impactos por la reducción de recursos limitados, la generación de desechos contaminantes y la pérdida y fragmentación de hábitat para la biodiversidad (Foley et al. 2005, Rockström et al. 2009, West et al. 2014). En este contexto, uno de los desafíos más importantes a alcanzar es el diseño de paisajes productivos que distribuyan de forma eficiente a los usos productivos y a los ambientes naturales para contribuir a la sustentabilidad (Rudel y Meyfroidt 2014).

El interés en el diseño de alternativas productivas que garanticen la sustentabilidad aumentó de forma contundente en el ámbito académico durante la última década (Wezel et al. 2015). Las propuestas diseñadas buscan reemplazar a la alta dependencia de energía e insumos externos de los sistemas productivos actuales, por alternativas más eficientes en el uso de recursos (Bommarco et al. 2013, Wezel et al. 2015). Entre los modelos más difundidos se encuentran los denominados como "Intensificación sustentable", "Intensificación ecológica" (Uphoff 2014, Wezel et al. 2015) y los "Paisajes multifuncionales" (Mastrangelo et al. 2014b). Mientras en la práctica la intensificación sustentable se enfoca en aplicar tecnología para una gestión más eficiente de los insumos y productos (ej. agricultura de precisión, biotecnología) (Tittonell 2014), la intensificación ecológica y los paisajes multifuncionales plantean prácticas para aumentar la capacidad de los establecimientos y de los paisajes agropecuarios de proveer múltiples Servicios Ecosistémicos (SE) (Bommarco et al. 2013, Mastrangelo et al. 2014b, Tittonell 2014). Estas prácticas involucran el incremento en la diversidad temporal y espacial de actividades productivas (rotaciones, diversificación productiva) y la localización de áreas naturales para la conservación de la biodiversidad, el control de plagas y la polinización, entre otros servicios (Bommarco et al. 2013).

Las prácticas que proponen aprovechar a los SE en la producción agropecuaria requieren el planteo de estrategias en múltiples escalas espaciales, dado que distintos SE son provistos a niveles de organización contrastantes (Bommarco et al. 2013, Mastrangelo et al. 2014b). En general, los SE de soporte y regulación (Millennium Ecosystem Assessment (MEA) 2005) como por ejemplo la regulación hídrica, la polinización y el control de plagas, son gobernados por la estructura y configuración espacial del paisaje, es decir, por la cantidad, la diversidad y la distribución espacial de áreas ocupadas por ambientes naturales (Bommarco et al. 2013, Tittonell 2014). Análisis recientes mostraron que los sistemas productivos más diversos alcanzan mayor estabilidad en la producción de alimentos, dado que tienen mayor tolerancia a la ocurrencia de factores exógenos como fluctuaciones climáticas y aparición de plagas (Davis et al. 2012, Gaudin et al. 2015, Gurr et al. 2016). Además, la cercanía entre lotes cultivados y áreas de vegetación natural remanente fue un factor determinante del servicio de polinización a nivel global (Garibaldi et al. 2011).

Asimismo, la capacidad de los ambientes naturales para proveer SE depende del nivel de conservación de sus estructuras y procesos ecosistémicos (Fisher et al. 2009, de Groot et al. 2010, Haines-Young y Potschin 2010, Paruelo et al. 2016).

El conocimiento acerca de cómo los cambios en el uso del suelo afectan a la provisión de SE aumentó en las últimas décadas (Foley et al. 2005, Rockström et al. 2009, Viglizzo et al. 2016). Sin embargo, el conocimiento acerca de cómo la conectividad de coberturas naturales se relaciona con el funcionamiento ecosistémico y la provisión de SE en paisajes agropecuarios aún es escaso (Fahrig 2003, Lindenmayer y Fischer 2006, Mitchell et al. 2013). Evaluar el efecto de la pérdida de conectividad sobre el funcionamiento ecosistémico y la provisión de SE constituye un aspecto clave debido a que es en los paisajes agropecuarios en donde se encuentran los beneficiarios directos de estos servicios (Mitchell et al. 2015a). La conectividad de coberturas naturales puede favorecer a la provisión de SE a través de la facilitación en el movimiento de organismos y de materia entre los parches de hábitat remanentes (Figura 1.3) (Mitchell et al. 2013, 2015b). La conectividad permite que subpoblaciones conectadas puedan intercambiar individuos entre sí, lo cual favorece a la conservación de la biodiversidad en un contexto de cambio global (Fischer et al. 2006, Fischer y Lindenmayer 2007). La biodiversidad, a su vez, contribuye al funcionamiento ecosistémico a través del aumento en la productividad primaria y en su estabilidad temporal (Isbell et al. 2009, Gross et al. 2014, Tilman et al. 2014). Por último, una mayor productividad primaria y mayor estabilidad temporal en la productividad determinan una mayor oferta de SE que dependen de estos procesos, como aquellos asociados a la dinámica del Carbono (Fisher et al. 2009, de Groot et al. 2010, Haines-Young y Potschin 2010, Paruelo et al. 2016).

La aplicación del marco de SE en la toma de decisiones representa un desafío, debido a la dificultad para obtener estimaciones biofísicas que se asocien directamente a la provisión de SE en múltiples escalas (Wong et al. 2015). Los sensores remotos a bordo de plataformas satelitales han contribuido a resolver estas limitaciones a través de la estimación de variables descriptoras del funcionamiento a nivel del paisaje y la región (Running et al. 2000, Paruelo 2008). Recientemente, Paruelo et al. (2016) desarrollaron un índice que estima la oferta de Servicios Ecosistémicos intermedios de soporte y regulación. El Índice de Provisión de Servicios Ecosistémicos (en adelante, IOSE), estima la disponibilidad y la estabilidad de la energía capturada por los ecosistemas a través de dos descriptores de la dinámica de la productividad primaria, el promedio anual y su coeficiente de variación intra-anual (estacionalidad) (Paruelo et al. 2016). Este índice tuvo una asociación positiva y explicó una proporción importante de la variabilidad en el secuestro de Carbono en el suelo, la regulación del flujo de agua subterránea, la regulación hídrica superficial y la riqueza de especies de aves en el Chaco semiárido y los pastizales del Río de La Plata (Paruelo et al. 2016). Todos ellos son SE finales según el modelo de cascada (de Groot et al. 2010, Haines-Young y Potschin 2010). Por último, el IOSE resultó sensible a los cambios en el uso del suelo, en particular por el impacto de estos cambios sobre la estacionalidad de la productividad primaria, la cual aumentó de forma considerable (Volante et al. 2012, Paruelo et al. 2016).

El aumento de la deforestación en la región chaqueña tuvo consecuencias ambientales. Entre los impactos se encuentran la pérdida y fragmentación del hábitat (Gasparri y Grau 2009, Piquer-Rodríguez et al. 2015), la pérdida de biodiversidad (Mastrangelo y Gavin 2014, Quiroga et al. 2014, 2016), un aumento en la emisión de Carbono hacia la atmósfera (Gasparri et al. 2008) y la liberación de energía producto de

la quema de biomasa (Verón et al. 2012), el aumento en el nivel de napas freáticas (por disminución en la evapotranspiración), y su consecuente riesgo de salinización superficial del suelo (Jobbágy et al. 2008, Amdan et al. 2013, Giménez et al. 2015) y el aumento en la estacionalidad de las ganancias de Carbono, lo cual está asociado con una disminución en la oferta de SE (Volante et al. 2012). La presencia de cortinas forestales en paisajes agropecuarios del chaco semiárido aumentó en conjunto con la deforestación (Capítulo 2). A pesar de que la deforestación implica una disminución en la conectividad de los parches de bosque remanentes, las cortinas forestales en el Chaco semiárido contribuyeron a la conectividad estructural de bosques (Capítulo 2). La provisión de conectividad por parte de las cortinas forestales podría contribuir al funcionamiento de los bosques (Figura 1.3), sin embargo, aún no existen antecedentes que evalúen este aspecto en el Chaco semiárido.

Los objetivos de este capítulo son:

- 1. Evaluar la oferta de Servicios Ecosistémicos Intermedios de bosques en función de la conectividad provista por cortinas forestales en paisajes agropecuarios del Chaco semiárido.
- 2. Analizar sobre que componente de la productividad de bosques (promedio anual o estacionalidad) tiene efectos la provisión de conectividad por parte de las cortinas forestales.

La hipótesis que conduce a este capítulo es que la provisión de conectividad por parte de las cortinas forestales podría contribuir al funcionamiento de los bosques, a través del aumento en la productividad primaria y en su estabilidad temporal debido a un incremento en la diversidad especies vegetales (Isbell et al. 2009, Tilman et al. 2014) en los parches conectados. Por lo tanto, paisajes con mayor conectividad mostrarán un cambio en el funcionamiento de sus bosques, que se traduce en un aumento en su nivel de oferta de SE intermedios (de Groot et al. 2010, Haines-Young y Potschin 2010, Paruelo et al. 2016) respecto a paisajes con menor nivel de conectividad.

# 3.2. Materiales y métodos

#### 3.2.1. Obtención de Índices espectrales y cálculo del IOSE

Se obtuvo el promedio anual del Índice de Vegetación Diferencial Normalizado (NDVI por sus siglas en inglés) y el promedio de su Coeficiente de Variación intraanual (NDVIcv) del año 2013, para los parches de bosque de los paisajes seleccionados (Figura 2.1, Capítulo 2). Para ello, se utilizó la banda "NDVI" del producto MOD13Q1 (colección 6) (Didan et al. 2015) obtenido con datos del sensor MODIS con resolución espacial de 250 metros y resolución temporal de 16 días. Se consideraron los valores de píxeles que tuvieran al menos un 80% de su superficie incluida en parches de bosque (no se consideraron píxeles en cortinas forestales) del vector de coberturas forestales (Figura 2.2 capítulo 2). El NDVI es un índice muy utilizado por estar asociado de forma lineal con la Fracción de la Radiación Fotosintéticamente Activa Absorbida por la vegetación (FAPAR por sus siglas en inglés), la cual representa uno de los componentes más importantes de la Productividad Primaria Neta (Running et al. 2000, Di Bella et al. 2004). El Coeficiente de Variación intra-anual del NDVI es un estimador de la estacionalidad del NDVI, y por lo tanto, de la dinámica de las ganancias de Carbono (Pettorelli et al. 2005).

Se obtuvo el Índice de Oferta de Servicios Ecosistémicos (IOSE) mediante el cálculo propuesto por Paruelo et al. (2016) como:

 $IOSE = 100 \times NDVI_{promedio} \times (1 - NDVI_{cv})$ 

, donde NDVI<sub>promedio</sub> y NDVI<sub>cv</sub> corresponden al promedio del Índice de Vegetación Diferencial Normalizado y el promedio de su Coeficiente de Variación intra-anual de todos los píxeles incluidos en todos los parches de bosques en cada paisaje, respectivamente. Ambas variables fueron normalizadas debido a sus distintos rangos de variación de acuerdo a sus valores mínimos (percentil 1) y máximos (percentil 99) para escalarlos a un rango entre 0 y 1. Tanto la obtención del promedio y el coeficiente de variación promedio del NDVI de los parches de bosque como los cálculos para obtener el IOSE, fueron realizados en la plataforma Google Earth Engine (Gorelick et al. 2017) mediante la ejecución del siguiente script: <u>http://bit.ly/2B1aPeN</u>.

# 3.2.2. Construcción de modelos y análisis estadísticos

Se analizó la relación entre el IOSE, el promedio del NDVI y el promedio del NDVIcv con variables que describen la estructura espacial de los paisajes. Se plantearon modelos lineales mixtos con estructura jerárquica debido a que los paisajes fueron seleccionados dentro de cada Departamento (Figura 3.1), lo cual conduce a que no se cumpla el supuesto de independencia entre las observaciones (paisajes). El planteo de modelos con estructura jerárquica considera la falta de independencia dado que estima parámetros (y su variabilidad) en cada nivel de la jerarquía propuesta (Harrison et al. 2018). Para cada variable dependiente µi, (IOSE, promedio de NDVI y promedio de NDVIcv) se estimaron modelos lineales mixtos con ordenada al origen aleatoria a nivel de Departamento. Las variables independientes que se incluyeron fueron la Provisión de Conectividad (ProvConec), el Componente Principal 1 del Análisis de Componentes Principales (de aquí en adelante, Continuidad del bosque) (ver capítulo 2) y la Distancia Euclidiana entre cortinas forestales (Cuadro 2.1, Capítulo 2). Los modelos planteados tuvieron la siguiente estructura de efectos fijos:

 $\mu_{i} = \beta_{0j[i]} + \beta_{1} * ProvConec_{i} + \beta_{2} * Continuidad_{i} + \beta_{3} * Distancia_{i} + \beta_{4} *$  $ProvConec_{i} * Distancia_{i} + \varepsilon_{i}$  (Ecuación 3.2)

, en donde  $\beta_{0j[i]}$  es la ordenada al origen para cada departamento j y paisaje i,  $\beta_1$  es la pendiente para la Provisión de Conectividad de las cortinas forestales en los paisajes i,  $\beta_2$  es la pendiente para la Continuidad del bosque,  $\beta_3$  es la pendiente para la Distancia euclidiana entre cortinas y  $\beta_4$  es la pendiente para la interacción entre la Provisión de Conectividad y la Distancia euclidiana de las cortinas forestales.  $\epsilon_i$  es el residuo entre paisajes dentro de los Departamentos.



**Variables dependientes**: IOSE, NDVIpromedio y NDVIcv de bosques **Variables independientes**: Provisión de conectividad, Distancia euclidiana entre cortinas forestales y Continuidad del bosque.

Figura 3.1 Esquema del diseño experimental en donde se representa la estructura de dos jerarquías que presentan los datos. Los paisajes se encuentran agrupados en Departamentos (unidades administrativas).

Tanto las variables dependientes como las independientes fueron medidas a nivel de paisaje. Los modelos mixtos planteados para el análisis incorporan a los Departamentos como efecto aleatorio.

Todos los modelos se estimaron con ordenada al origen aleatoria a nivel de Departamento y asumen distribución Normal de la variable respuesta con media  $\mu$  y varianza  $\sigma^2$  y de la ordenada al origen aleatoria con media  $\mu_{\beta 0}$  y varianza  $\sigma^2_{\beta 0}$ . El promedio del NDVI<sub>cv</sub> fue transformado a escala logarítmica para cumplir el supuesto de distribución Normal de la variable dependiente. Se excluyeron tres paisajes que presentaron menos del 5% de superficie ocupada por bosques que condujeron al cálculo de valores extremadamente negativos de ProvConec (< -75%). La heterogeneidad de varianzas fue modelada para el nivel de Departamentos mediante la función "varIdent" del paquete "nlme" (Pinheiro and Bates 2000) en RStudio (RStudio 2016), dado que es la única disponible para modelar heterogeneidad de varianzas en función de factores (variables cualitativas), que en este caso fueron los Departamentos (Pinheiro y Bates 2000).

Se plantearon dos tipos de estructuras fijas (variables independientes incluidas) alternativas, con inclusión o sin inclusión de la distancia euclidiana entre cortinas forestales como efecto simple e interactuando con la ProvConec (Cuadro 3.1). Se incluyó a la continuidad del bosque en todos los modelos porque permite contrastar la magnitud de su efecto sobre el funcionamiento de los bosques, respecto a la que tienen la conectividad y la distancia entre cortinas forestales. Además, la continuidad del bosque está descripta por los autovectores del CP1 (Cuadro 2.3), donde la ProvConec no tiene influencia, lo cual asegura la falta de correlación entre ambas variables. Se incluyó a la distancia entre cortinas por sus posibles efectos complementarios a la provisión de conectividad, dado que la conectividad puede estar asociada a un sector del paisaje, cuando la distribución espacial de las cortinas es concentrada (por ejemplo, una red interconectada), o puede ocurrir en distintas posiciones del paisaje, cuando su distribución está dispersa en el paisaje. La comparación de los dos tipos de estructuras fijas planteadas (con o sin la distancia euclidiana entre cortinas) permite analizar la importancia de esta variable en cada modelo. Se estandarizaron las variables independientes en cada modelo para poder comparar la magnitud de los efectos fijos estimados. Las variables independientes incluidas no presentaron correlaciones entre ellas (Figura S2.1, Apéndice 2). Todos los modelos fueron ajustados con la función "Ime" del paquete "nlme" (Pinheiro and Bates 2000) en RStudio (RStudio 2016).

**Cuadro 3.1** Modelos lineales mixtos planteados (filas) para analizar la relación del IOSE y sus componentes (NDVI<sub>promedio</sub> y NDVI<sub>cv</sub>) con la ProvConec, Continuidad del bosque, Distancia euclidiana entre de cortinas forestales y la interacción entre la ProvConec y la Distancia euclidiana entre de cortinas forestales (Variables independientes). La primera columna de la izquierda indica el nombre asignado al modelo. Las celdas llenas indican que la variable independiente fue incluida en el modelo. El asterisco indica que el modelo no pudo estimarse con el método de máxima verosimilitud y, por lo tanto, no fue incluido en el análisis.

		<b>X7 ' 1 1 ' 1 1'</b> /			
		variables independientes			
Modelo	Variable Dependiente	ProvConec	Continuidad del bosque	Distancia eucl entre Cortinas Forestales	Distancia eucl x ProvConec
IOSE_ProvConec	IOSE				
IOSE_Dist	IOSE				
NDVI_ProvConec	NDVIpromedio				
NDVI_Dist*	NDVIpromedio				
CV_ProvConec	logNDVI <sub>cv</sub>				
CV_Dist	logNDVI <sub>cv</sub>				

La bondad de ajuste de los modelos fue estimada como la diferencia en el Criterio de Información de Akaike (AIC por sus siglas en inglés) (Garibaldi et al. 2017) entre el modelo estimado y un modelo nulo (con ordenada al origen aleatoria a nivel de Departamentos pero sin variables independientes), mediante inferencia multimodelo con la función "dredge" del paquete "MuMIn" (Barton 2018). Se consideró como significativa a una diferencia en el AIC mayor o igual a 6 respecto al modelo nulo (Harrison et al. 2018). Además, se utilizó el resultado de la inferencia multimodelo para analizar la importancia de cada variable independiente a partir de la frecuencia con que se encuentra incluida en los modelos con mayor bondad de ajuste. De forma complementaria, se obtuvo el R<sup>2</sup> para modelos mixtos (Nakagawa y Schielzeth 2013) que, a diferencia del AIC que indica ajustes relativos entre modelos, el R<sup>2</sup> obtiene un valor de bondad de ajuste absoluto que se interpreta como la varianza explicada por el modelo. Se obtuvo el  $R^2$  asociado a los efectos fijos (variables independientes,  $R^2$ marginal) y el  $R^2$  asociado al modelo completo (efectos fijos y aleatorios,  $R^2$ condicional) mediante la función "sem.model.fits" del paquete "piecewiseSEM" (Lefcheck 2016). El R<sup>2</sup> marginal refiere a la variabilidad explicada por los efectos fijos, mientras el R<sup>2</sup> condicional refiere a la variabilidad explicada por el modelo completo. El diagnóstico de cumplimiento de los supuestos de cada modelo se encuentra en el Apéndice 2.

# 3.3. Resultados

Los modelos "IOSE\_ProvConec" y "IOSE\_Dist" no se diferenciaron entre ellos (Delta AIC 0.7). Ambos modelos presentaron una diferencia en el AIC de 15 respecto al modelo nulo correspondiente (sin variables independientes) y están entre los modelos con mayor bondad de ajuste respecto a la totalidad de los modelos posibles (Cuadro 3.2). La provisión de conectividad estuvo incluida como variable en todos los modelos

que tienen mayor ajuste respecto al modelo nulo, en cambio, la continuidad del bosque y la distancia euclidiana entre cortinas forestales se encontraron junto a la provisión de conectividad en los mejores modelos y también en los modelos que no difieren respecto al modelo nulo (Cuadro 3.2).

**Cuadro 3.2** Ranking de modelos para el IOSE según AIC. Cada fila corresponde a un modelo obtenido a partir de la combinación de las variables del modelo "IOSE\_Dist" (Cuadro 3.1). Las celdas llenas indican que la variable estuvo incluida en el modelo correspondiente. El modelo nulo corresponde al que no incluye variables (celdas vacías). En las columnas se presentan las variables, Provisión de Conectividad (ProvConec), Continuidad del Bosque, Distancia euclidiana entre cortinas forestales (Distancia) y la interacción entre ProvConec y la Distancia euclidiana entre cortinas forestales (Distancia x ProvConec). Las columnas siguientes indican los grados de libertad utilizados por cada modelo (gl) (n = 101), el valor del Criterio de Información de Akaike (AIC) y la diferencia en el AIC respecto al modelo con mayor bondad de ajuste (delta AIC). Los modelos están ordenados de menor a mayor AIC.

ProvConec	Continuidad del bosque	Distancia	Distancia x ProvConec	gl	AIC	Delta AIC
				28	660.1	0
				30	660.8	0.7
		_		29	660.9	0.8
				29	662.8	2.6
				27	666.3	6.1
				28	671.0	10.8
				26	675.1	15.0
				28	675.8	15.7
				27	675.9	15.8
				27	676.0	15.8

El IOSE aumentó 2% por cada unidad de aumento en la provisión de conectividad y 0.8% por cada unidad de aumento en la continuidad del bosque (p < 0.00001 y p = 0.01, respectivamente) en el modelo "IOSE\_Dist". La distancia euclidiana entre cortinas forestales no influyó sobre el IOSE (valor p > 0.05), sin embargo, la interacción entre ProvConec y la distancia euclidiana entre cortinas aumentó al IOSE (pendiente = 1.4%, p = 0.01). El R<sup>2</sup> del modelo fue de 0.52 (condicional) y el R<sup>2</sup> asociado a los efectos fijos (marginal) fue de 0.15 (Cuadro 3.3). El modelo "IOSE\_ProvConec", tuvo una pendiente de 2.2% para el efecto de la provisión de conectividad (p < 0.00001) y de 0.4% para el efecto de la continuidad del bosque (p = 0.004). El R<sup>2</sup> del modelo fue de 0.4 (condicional) y 0.1 (marginal) (Cuadro 3.4). La ordenada al origen de los modelos fue de 48% y 47% respectivamente (Cuadros 3.3 y 3.4).

**Cuadro 3.3** Efectos fijos del modelo "IOSE\_Dist". Las columnas muestran la estimación de los efectos para las variables estandarizadas, sus intervalos de confianza al 95%, los grados de libertad utilizados por el modelo (n = 101) y el valor p de los efectos de la ordenada al origen, la Provisión de Conectividad, la Distancia euclidiana entre cortinas, la Continuidad del bosque y la interacción entre la Provisión de Conectividad y la Distancia euclidiana entre Cortinas Forestales (filas). Se tomó una probabilidad  $\alpha$  = 0.05 para determinar la significancia de los efectos. Las últimas dos filas indican el R<sup>2</sup> marginal (correspondiente a efectos fijos) y el R<sup>2</sup> condicional (correspondiente a efectos fijos + efectos aleatorios) respectivamente.

	Estimación del efecto	IC 95% (inferior)	IC 95% (superior)	gl	valor p
Ordenada al origen	48.3	46.4	50.1	30	< 0.00001
ProvConec	2.0	1.63	2.34	30	< 0.00001
Distancia Euclidiana entre cortinas	0.8	-0.09	1.67	30	0.08
Continuidad del bosque	0.8	0.19	1.42	30	0.01
ProvConec x Dist euc	1.4	0.37	2.40	30	0.01
R <sup>2</sup> marginal	0.15				
R <sup>2</sup> condicional	0.52				

**Cuadro 3.4** Efectos fijos del modelo "IOSE\_ProvConec". Las columnas muestran la estimación de los efectos para las variables estandarizadas, sus intervalos de confianza al 95%, los grados de libertad utilizados por el modelo (n = 101) y el valor p de los efectos de la ordenada al origen, la Provisión de Conectividad y la Continuidad del bosque (filas). Se tomó una probabilidad  $\alpha$  = 0.05 para determinar la significancia de los efectos. Las últimas dos filas indican el R<sup>2</sup> marginal (correspondiente a efectos fijos) y el R<sup>2</sup> condicional (correspondiente a efectos fijos + efectos aleatorios) respectivamente.

	Estimación del efecto	IC 95% (inferior)	IC 95% (superior)	gl	valor p
Ordenada al origen	47	45.1	49.0	28	< 0.00001
ProvConec	2.2	2.10	2.38	28	< 0.00001
Continuidad del bosque	0.4	0.13	0.64	28	0.004
R <sup>2</sup> marginal	0.10				
R <sup>2</sup> condicional	0.4				

El modelo que mejor explicó al NDVI<sub>cv</sub> fue el "CV\_Dist" y tuvo una diferencia de AIC de 9 respecto al modelo nulo. En cambio, el modelo "CV\_ProvConec" no tuvo diferencias respecto al nulo. La provisión de conectividad y la distancia euclidiana entre cortinas forestales estuvieron incluidas en los dos modelos con mayor bondad de ajuste, mientras la continuidad del bosque se encontró en el modelo con mayor ajuste, pero no en el segundo modelo del ranking (Cuadro 3.5). Sin embargo, sólo el modelo "CV\_Dist" presentó diferencias respecto al modelo nulo (Cuadro 3.5). El log NDVI<sub>cv</sub> disminuyó 0.03% por cada aumento unitario en la Provisión de Conectividad (p = 0.02) y disminuyó 0.04% a medida que se incrementó el valor de la Continuidad del bosque (valor p = 0.002). La distancia euclidiana entre cortinas forestales no influyó de forma significativa como efecto simple, pero si lo hizo en su interacción con la provisión de conectividad (pendiente = -0.04%, valor p < 0.00001). El R<sup>2</sup> condicional de este modelo fue 0.74 y el R<sup>2</sup> marginal fue de 0.13 (Cuadro 3.6).

**Cuadro 3.5** Ranking de modelos para el log NDVIcv según AIC. Cada fila corresponde a un modelo obtenido a partir de la combinación de las variables del modelo "CV\_Dist" (Cuadro 3.1). Las celdas llenas indican que la variable estuvo incluida en el modelo correspondiente. El modelo nulo corresponde al que no incluye variables (celdas vacías). En las columnas se presentan las variables, Provisión de Conectividad (ProvConec), Continuidad del bosque, Distancia euclidiana entre cortinas forestales (Distancia) y la interacción entre ProvConec y la Distancia euclidiana entre cortinas forestales (Distancia x ProvConec). Las columnas siguientes indican los grados de libertad utilizados por cada modelo (gl) (n = 101), el valor del Criterio de Información de Akaike (AIC) y la diferencia en el AIC respecto al modelo con mayor bondad de ajuste (delta AIC). Los modelos están ordenados de menor a mayor AIC.

ProvConec	Continuidad del bosque	Distancia	Distancia x ProvConec	gl	AIC	Delta AIC
				30	-94	0
				29	-88.5	5.47
				27	-86.1	7.93
				28	-84.9	9.16
				26	-84.8	9.26
				28	-84.6	9.47
				29	-83.3	10.67
				27	-83.2	10.83
				27	-82.9	11.16
				28	-81.3	12.73

**Cuadro 3.6** Efectos fijos del modelo "CV\_Dist" para el log del Coeficiente de Variación del NDVI. Las columnas muestran la estimación de los efectos para las variables estandarizadas, sus intervalos de confianza al 95%, los grados de libertad utilizados por el modelo (n = 101) y el valor p de los efectos de la ordenada al origen, la Provisión de Conectividad, la Distancia euclidiana entre cortinas forestales, la Continuidad del bosque y la interacción entre la Provisión de Conectividad y la Distancia euclidiana entre cortinas forestales (filas). Se tomó una probabilidad  $\alpha = 0.05$  para determinar la significancia de los efectos. Las últimas dos filas indican el R<sup>2</sup> marginal (correspondiente a efectos fijos) y el R<sup>2</sup> condicional (correspondiente a efectos fijos + efectos aleatorios) respectivamente.

	Estimación del efecto	IC 95% (inferior)	IC 95% (superior)	gl	valor p
Ordenada al origen	2.97	2.92	3.02	30	<0.00001
ProvConec	-0.03	-0.047	-0.004	30	0.02
Distancia Euclidiana entre cortinas	-0.01	-0.02	0.006	30	0.22
Continuidad del bosque	-0.04	-0.059	-0.013	30	0.002
ProvConec x Dist euc	-0.04	-0.053	-0.021	30	< 0.00001
R <sup>2</sup> marginal	0.13				
R <sup>2</sup> condicional	0.74				

El modelo con el NDVI promedio como variable respuesta no presentó diferencias en el valor de AIC respecto al modelo nulo (Cuadro 3.7).

**Cuadro 3.7** Ranking de modelos para el promedio del NDVI según AIC. Cada fila corresponde a un modelo obtenido a partir de la combinación de las variables del modelo "NDVI\_ProvConec", dado que el modelo "NDVI\_Dist" no pudo estimarse con máxima verosimilitud (Cuadro 3.1). Las celdas llenas indican que la variable está incluida en el modelo correspondiente. El modelo nulo corresponde al que no incluye variables (celdas vacías). En las columnas se presentan las variables, Provisión de Conectividad (ProvConec) y Continuidad del Bosque. Las columnas siguientes indican los grados de libertad utilizados por cada modelo (gl) (n = 101), el valor del Criterio de Información de Akaike (AIC) y la diferencia en el AIC respecto al modelo con mayor bondad de ajuste (delta AIC). Los modelos están ordenados de menor a mayor AIC.

ProvConec	Continuidad del bosque	gl	AIC	Delta AIC
		4	1485.1	0
		3	1485.7	0.67
		5	1486.1	1.04
		4	1486.6	1.57

#### 3.4. Discusión

Los resultados sugieren que la conectividad provista por cortinas forestales tiene un impacto sobre el funcionamiento de los parches de bosque en paisajes agropecuarios del Chaco semiárido. Por cada aumento unitario en la provisión de conectividad de las cortinas forestales, el IOSE promedio de parches de bosque aumentó entre 2% y 2.4% en cada modelo estimado (Cuadros 3.3 y 3.4). Este efecto, a su vez, aumentó en paisajes donde la distancia euclidiana entre cortinas forestales fue mayor (Cuadro 3.3). Estos resultados apoyan a la hipótesis que sugiere que un mayor nivel de conectividad estructural de coberturas naturales contribuye a la provisión de Servicios Ecosistémicos a través de una mejora en su funcionamiento (Figura 1.3) (Mitchell et al. 2013, 2015b). A su vez, el efecto de la provisión de conectividad sobre el IOSE resultó más importante que el efecto de la continuidad del bosque (o disminución en la fragmentación). El IOSE tuvo un aumento de entre 0.4% y 0.8% por cada aumento unitario en la continuidad del bosque en cada modelo estimado (Cuadros 3.3 y 3.4). Esto sugiere que el efecto de la fragmentación per se (subdivisión de parches sin aislamiento) (Fahrig 2017) sobre el funcionamiento de bosques es menor que el efecto de su aislamiento o falta de conectividad. A pesar de que se ha documentado el efecto borde asociado a la fragmentación del bosque (López-Barrera 2004, Harper et al. 2005), en sistemas semiáridos sus consecuencias podrían ser menores debido a que la vegetación está adaptada a condiciones de aridez como las que se encuentran en los bordes (Bodin et al. 2006). De hecho, se ha reportado que remanentes pequeños de bosque en la región del chaco semiárido presentan una estructura de la vegetación similar a parches grandes y por lo tanto, tienen valor de conservación (Torrella et al. 2013). Por lo tanto, los resultados sugieren que el nivel de conectividad de los parches de bosque es un factor crítico para el funcionamiento asociado con las ganancias de Carbono en este tipo de sistemas.

La provisión de conectividad por parte de las cortinas forestales influyó particularmente sobre la estacionalidad del NDVI de los parches de bosque. El logNDVI<sub>cv</sub> disminuyó 0.03% por cada aumento unitario en la ProvConec (Cuadro 3.6). Este efecto fue similar al de la disminución en la estacionalidad del NDVI asociado con la continuidad del bosque, donde cada aumento unitario en este factor disminuyó al

logNDVI<sub>cv</sub> en 0.04% (Cuadro 3.6). En cambio, no fueron hallados efectos significativos entre la ProvConec y la continuidad del bosque sobre el promedio anual del NDVI (Cuadro 3.7). La similitud entre el efecto de la ProvConec y el de la continuidad del bosque sobre la estacionalidad del NDVI discrepa con la diferencia que se obtuvo entre los efectos de estas dos variables sobre el IOSE, en donde tuvieron efectos con distinta magnitud (Cuadros 3.3 y 3.6). Se hubiese esperado que, dado que no hubo ningún efecto significativo en el modelo ajustado para el promedio anual del NDVI ("NDVI\_ProvConec"), los efectos obtenidos para el IOSE se correspondieran con los hallados para la estacionalidad del NDVI (Ecuación 3.1). Sin embargo, el modelo "NDVI\_Dist" no pudo estimarse mediante el método de máxima verosimilitud y, por lo tanto, no fue incluido en el análisis. Es posible que exista un efecto significativo de la ProvConec en la interacción con la distancia entre cortinas en este modelo, lo cual llevaría a una mayor coincidencia con las diferencias en la magnitud de los efectos de la ProvConec y la continuidad del bosque sobre el IOSE (Cuadro 3.3).

El efecto de la conectividad provista por cortinas forestales sobre el IOSE de los parches de bosque conectados sugiere un rol importante en la oferta de Servicios Ecosistémicos intermedios (Fisher et al. 2009). El IOSE resultó un buen estimador de la oferta de servicios ecosistémicos finales en el Chaco semiárido y los pastizales del Río de la Plata (Paruelo et al. 2016). Estos servicios fueron el secuestro de Carbono en el suelo, regulación del flujo de agua subterránea, la regulación hídrica superficial y la riqueza de especies de aves (Paruelo et al. 2016). De esta manera, se prevé que un aumento en el nivel de conectividad de bosques a través de las cortinas forestales, contribuya a la provisión de estos servicios y de otros asociados a la dinámica de las ganancias de Carbono (Fisher et al. 2009, de Groot et al. 2010, Haines-Young y Potschin 2010, Paruelo et al. 2016). Sin embargo, los modelos planteados tuvieron un débil ajuste asociado a efectos fijos (0.15 y 0.13, para "IOSE\_Dist" y "CV\_Dist", respectivamente). Esto pudo deberse a que parte de la variabilidad en el IOSE y en la estacionalidad del NDVI no explicada por los modelos, puede estar asociada a diferencias en la estructura de la vegetación y al nivel de degradación de los parches conectados, las cuales no fueron consideradas en el análisis. Además, la diferencia entre estos ajustes y el R<sup>2</sup> condicional (ajuste asociado a efectos fijos y aleatorios) indica que hay una mayor proporción de la variabilidad explicada por los efectos aleatorios a nivel de Departamento (Nakagawa y Schielzeth 2013). El factor "Departamento" estaría reflejando diferencias en variables climáticas, tipos de suelo y manejo forestal, entre otras. A pesar de ello, la provisión de conectividad resultó la variable con mayor efecto sobre el IOSE entre las que describen a la estructura espacial de las coberturas forestales (Cuadro 3.3).

La provisión de conectividad de las cortinas forestales pudo haber influido en la dinámica de las ganancias de Carbono de los bosques, a través de la facilitación en la dispersión de propágulos debido a la movilidad de animales y/o porque las cortinas podrían estar funcionando como fuente de propágulos (Bodin et al. 2006, Wehling y Diekmann 2009). Estos procesos podrían haber impulsado el aumento en la diversidad de especies vegetales y grupos funcionales en los bosques conectados, a través del rol de las cortinas forestales como fuente de propágulos y como corredores biológicos (Bodin et al. 2006, Wehling y Diekmann 2009, Mitchell et al. 2013). Las cortinas forestales han sido desestimadas como potenciales corredores biológicos, debido a su exposición al efecto borde (Ginzburg et al. 2012) y a una menor presencia de mamíferos respecto a parches de bosque continuos (Núñez-Regueiro et al. 2015). Sin embargo, los resultados de este trabajo sugieren que la conectividad provista por cortinas forestales influye sobre la dinámica de las ganancias de Carbono de los bosques. En ambientes

naturales, una mayor diversidad de especies (o de grupos funcionales) vegetales está asociada a una mayor productividad y estabilidad en la productividad de los ecosistemas (Isbell et al. 2009, Gross et al. 2014, Tilman et al. 2014). No obstante, la mayor estabilidad en la productividad de los bosques conectados también pudo deberse a la facilitación en la dispersión de una determinada especie o grupo funcional (incluso de arbustos y/o pastos perennes) con una menor estacionalidad en sus ganancias de Carbono (Verón et al. 2018). Determinar qué mecanismo está detrás del aumento en la estabilidad de la productividad de bosques en paisajes con mayor conectividad constituye una oportunidad para próximas investigaciones.

Capítulo 4

**Conclusiones generales** 

Los objetivos de este capítulo son: 1. Sintetizar los hallazgos principales de esta tesis. 2. Señalar los potenciales aportes de esta tesis al ámbito de la toma de decisiones 3. Identificar aspectos derivados de esta tesis sobre los cuales investigar a futuro. La problemática asociada con el desarrollo de esta tesis fue la de la pérdida y fragmentación de bosques en el Chaco semiárido, una de las regiones con mayores tasas de transformación de bosques hacia usos agropecuarios a nivel global (Hansen et al. 2013). La fragmentación resulta en la pérdida de conectividad cuando los parches de bosque remanente quedan aislados (Fahrig 2003). Existen antecedentes que evaluaron la fragmentación de bosques en el Chaco semiárido argentino, sus principales controles ambientales, económicos y sociales, y también se proyectaron escenarios futuros de fragmentación (Gasparri and Grau 2009, Piquer-Rodríguez et al. 2015). Esta tesis se focalizó sobre las características de las cortinas forestales y el papel que desempeñan sobre la conectividad de bosques en los paisajes agropecuarios del Chaco semiárido argentino. Además, se evaluó el efecto de la conectividad provista por cortinas forestales sobre el funcionamiento asociado con la provisión de Servicios Ecosistémicos (SE) de los parches de bosque remanentes. Ambos aspectos no habían sido evaluados hasta el momento en la región del Chaco semiárido.

#### 4.1. Hallazgos principales

Los paisajes agropecuarios en el Chaco semiárido experimentaron un incremento muy importante en la densidad y en la proporción de los paisajes ocupada por cortinas forestales, en conjunto con una disminución en la proporción de bosques y un aumento en sus niveles de fragmentación (Cuadro 2.2). Esto se debe a que el origen de las cortinas forestales está asociado a la ocurrencia de deforestación (Ginzburg et al. 2012). A su vez, entre 2003 y 2013 los paisajes agropecuarios analizados tuvieron un proceso de homogenización (reducción de la variabilidad entre paisajes) en sus niveles de fragmentación del bosque y en la proporción ocupada y densidad de cortinas forestales. Estos resultados concuerdan con antecedentes que reportaron aumentos en los niveles de fragmentación de bosques asociados a las precipitaciones y aptitud agrícola de los suelos (Gasparri y Grau 2009), y a la construcción de caminos y deforestación en establecimientos pequeños (Piquer-Rodríguez et al. 2015). El aumento en la proporción ocupada y densidad de cortinas forestales implica que en los paisajes agropecuarios hay una mayor abundancia de un tipo de elemento que, comparado con los parches de bosque, tienen menor tamaño y mayor relación perímetro- área (Figuras 2.4 y 2.5). Por estas características se ha desestimado a las cortinas forestales como un elemento efectivo para la conservación de bosques (Ginzburg et al. 2012).

Las cortinas forestales contribuyeron a la conectividad de bosques en los paisajes analizados, a pesar de ser una práctica de manejo enfocada en reducir la velocidad del viento y su potencial de erosión. Planificar la ubicación de las cortinas forestales y la superficie de bosques remanentes constituye un aspecto clave para contribuir a la conectividad de bosques en paisajes agropecuarios del Chaco semiárido. La conectividad provista por cortinas forestales dependió de la proporción del paisaje ocupada por bosques y de la configuración espacial de las cortinas forestales. En la situación actual (no planificada), paisajes con una proporción del paisaje ocupada por bosque de al menos 25% mostraron una mayor frecuencia de valores positivos de provisión de conectividad de las cortinas forestales (Figura 2.8). Por otro lado, los paisajes con mayor provisión de conectividad ocurrieron cuando los extremos de la red interconectada de cortinas forestales tuvieron contacto con los parches de bosque remanentes (Figura 2.9). Estos resultados concuerdan con lo reportado por Píquer- Rodríguez et al. (2015), quienes encontraron que mantener a los parches grandes de bosque y a parches pequeños ubicados entremedio de ellos, contribuirá a mantener la conectividad de bosques en escenarios futuros de fragmentación. En cambio, la conectividad provista por cortinas forestales fue menor en paisajes con una alta proporción de bosques (mayor a 60%), en donde los bosques remanentes se encuentran conectados per se, y en paisajes con menos del 25% ocupado por bosques. Únicamente en este último tipo de paisajes, la alternativa propuesta por Ginzburg et al. (2012) de reemplazar a la superficie total de cortinas forestales por un parche de bosque con la misma superficie sería efectiva para aumentar la conectividad (Figura 2.8). Por último, la conectividad provista por cortinas forestales constituyó una variable importante para describir la variabilidad en la estructura y configuración espacial de los paisajes analizados (Cuadro 2.3).

La provisión de conectividad por parte de las cortinas forestales tuvo un efecto sobre el funcionamiento de los parches de bosque. La contribución de las cortinas forestales a la conectividad de bosques estuvo asociada con un incremento en el Índice de Oferta de Servicios Ecosistémicos (IOSE) de los bosques (Cuadro 3.3). Este resultado respalda a la hipótesis que sugiere que un mayor nivel de conectividad estructural de coberturas naturales contribuye a la oferta de SE a través de una mejora en su funcionamiento (Figura 1.3) (Mitchell et al. 2013, 2015b). El efecto de la conectividad sobre el IOSE implica un aumento en la oferta de SE asociados con la dinámica de las ganancias de Carbono en los ecosistemas (Paruelo et al. 2016). Entre estos se encuentran la regulación hídrica, el secuestro de Carbono y la conservación de la biodiversidad (Fisher et al. 2009, de Groot et al. 2010, Haines-Young y Potschin 2010, Paruelo et al. 2016), asociados a los denominados SE de soporte y regulación (Millennium Ecosystem Assessment (MEA) 2005). Sin embargo, el efecto positivo sobre este tipo de servicios podría implicar una disminución en la oferta de otros, como por ejemplo la provisión de alimentos y de agua, los cuales en general tienen una relación de compromiso respecto a los SE de regulación y soporte (Fischer et al. 2014).

La conectividad provista por cortinas forestales aumentó la estabilidad de la productividad de parches de bosque en los paisajes agropecuarios del Chaco semiárido. Los antecedentes que evaluaron a la dinámica de las ganancias de Carbono como estimador del funcionamiento y la oferta de Servicios Ecosistémicos, encontraron una alta sensibilidad de la estacionalidad de la productividad primaria debido a los cambios en el uso del suelo (Volante et al. 2012, Paruelo et al. 2016). Este trabajo constituye el primero en incorporar a la estructura espacial de los bosques en los paisajes chaqueños y a su nivel de conectividad asociado con las cortinas forestales para evaluar su efecto sobre las ganancias de Carbono. En este sentido, la estacionalidad de la productividad primaria de bosques resultó sensible a cambios en la conectividad provista por cortinas forestales. En los últimos años, se han reportado aumentos en la estabilidad (reducción en la estacionalidad) de la productividad primaria neta de coberturas naturales asociadas a la diversidad de especies y de grupos funcionales de vegetación (Isbell et al. 2009, Gross et al. 2014, Tilman et al. 2014). La conectividad provista por cortinas forestales podría estar favoreciendo a la diversidad de especies vegetales, a través de la facilitación en la dispersión de propágulos debido a la

movilidad de animales y/o porque las cortinas forestales podrían funcionar como fuente de propágulos (Bodin et al. 2006, Wehling y Diekmann 2009, Mitchell et al. 2013).

#### 4.2. Aportes asociados al ámbito de la toma de decisiones

En un escenario global de aumento en la demanda de alimentos y de tierras para la producción agropecuaria, la región chaqueña constituye uno de los territorios más extensos con potencial para expandir la producción agropecuaria (Lambin et al. 2013). En la porción del Chaco semiárido de Argentina, la Ley de Bosques (Ley Nacional N° 26.331 2007) constituye el principal instrumento institucional para regular la deforestación (Aguiar et al. 2018). Los resultados de esta tesis sugieren estrategias que podrían incorporarse en la planificación de los paisajes agropecuarios en el contexto de la Ley de Bosques (Aguiar et al. 2018). La conectividad de bosques fue considerada entre los Criterios de Sustentabilidad Ambiental, como parte de los Presupuestos Mínimos para la conservación de los Bosques Nativos de esta ley (Ley Nacional Nº 26.331 2007, García Collazo et al. 2013). Sin embargo, su nivel de adopción entre las provincias del Noroeste argentino resultó variable (García Collazo et al. 2013) y poco documentada (Gautreau et al. 2014). Además, las reglamentaciones provinciales referidas a las cortinas forestales ponen en riesgo la provisión de conectividad al permitir que, en algunas zonas, se conserve la totalidad del bosque remanente exigido en forma de cortinas forestales (Ley Provincial N° 6.841 2007, Decreto 2211/10 2010). Esto impide que la red de cortinas entre en contacto con parches de bosque y, por lo tanto, puedan contribuir a la conectividad (Capítulo 2). La consideración de los aspectos que maximizan la conectividad en la planificación de los paisajes chaqueños constituye una oportunidad para complementar a los servicios que potencialmente proveen las cortinas forestales (reducción de la erosión hídrica y eólica, la polinización de cultivos, el control de plagas, entre otros) (Baudry et al. 2000, Garibaldi et al. 2011, Rossetti et al. 2013), con la provisión de conectividad para la conservación de la biodiversidad (Saura et al. 2014, Mitchell et al. 2015b).

El reemplazo de bosques por usos agropecuarios en el Chaco semiárido tuvo consecuencias ambientales entre las que se encuentran la pérdida de biodiversidad (Mastrangelo y Gavin 2014, Quiroga et al. 2014, 2016), el aumento en las emisiones de Carbono a la atmósfera (Gasparri et al. 2008), el ascenso de napas freáticas (Jobbágy et al. 2008, Amdan et al. 2013, Giménez et al. 2015) y el aumento en la estacionalidad de las ganancias de Carbono (Volante et al. 2012), entre otros. Esto último está asociado a una reducción en la oferta de Servicios Ecosistémicos de soporte y regulación (Paruelo et al. 2016). En la última década, se han planteado alternativas productivas para compatibilizar a la producción de alimentos con un mejor desempeño ambiental, entre las que se encuentran la intensificación ecológica (Bommarco et al. 2013) y los paisajes multifuncionales (Mastrangelo et al. 2014b). Estas alternativas proponen aprovechar a los SE para aumentar los rendimientos productivos y, por lo tanto, requieren de la planificación a nivel de paisaje (Bommarco et al. 2013, Tittonell 2014). Los resultados de esta tesis destacan la importancia de planificar la conectividad de bosques para aumentar la oferta de SE intermedios, que son fundamentales para la provisión de SE finales que pueden ser aprovechados en la producción agropecuaria. Planificar la conectividad de bosques requiere del acuerdo entre los distintos productores que comparten cada unidad de paisaje y del apoyo de órganos de planificación provinciales. En el Chaco semiárido, la mayoría de los productores que a su vez son propietarios mostraron intenciones de conservar parches de bosque en sus establecimientos (Mastrangelo et al. 2014a). Esta tesis aporta información que podría ayudar a los productores a planificar en conjunto la conectividad de los bosques que decidan conservar.

#### 4.3. Aspectos a considerar en investigaciones futuras

El primer aspecto de esta tesis que surge para considerar en investigaciones futuras es comprobar qué mecanismos se encuentran operando para que el aumento en la conectividad provista por cortinas forestales aumente al IOSE y a la estabilidad temporal en la productividad de parches de bosque. La relación entre la productividad primaria de coberturas naturales y la diversidad de especies y grupos funcionales vegetales ha sido estudiada para otros sistemas (Isbell et al. 2009, Gross et al. 2014, Tilman et al. 2014). Los mecanismos a través de los cuales la diversidad de especies o de grupos funcionales de vegetación puede estabilizar a la productividad primaria son: la "sobreproducción" (*overyielding* en inglés), que ocurre cuando una especie es más productiva cuando está junto a otras especies respecto a cuando es cultivada en monocultura. La asincronía en la fenología de las distintas especies, que al tener épocas de crecimiento desfasadas en el tiempo provocan que la comunidad mantenga un nivel de productividad estable. Y el efecto "portafolio", asociado a una mayor probabilidad de encontrar a la especie más productiva en comunidades más diversas (Isbell et al. 2009). Aún no existen antecedentes que exploren la ocurrencia de estos mecanismos en los bosques del Chaco semiárido.

Un segundo aspecto para considerar puede ser la evaluación de la existencia del efecto borde en los parches de bosque y cortinas forestales. La mayor importancia del efecto de la provisión de conectividad de las cortinas forestales respecto a la continuidad del bosque sobre el IOSE, sugiere que el efecto de la fragmentación per se (sensu Fahrig 2017) sobre el funcionamiento de bosques es menor que el efecto de su aislamiento. El efecto borde, que implica una mayor exposición de las coberturas naturales a condiciones de desecación y altas temperaturas que contribuyen a su degradación, aumenta conforme los bosques se fragmentan (López-Barrera 2004, Harper et al. 2005). Sin embargo, los bosques chaqueños han evolucionado en condiciones de aridez que se relejan en las características de las especies xerófitas que los componen (Morello et al. 2012). La adaptación de los bosques chaqueños a la aridez podría reflejarse en el mantenimiento de su estructura (diversidad y composición de especies) en parches con diferente densidad o cantidad de borde por unidad de superficie. De hecho, se ha reportado una similitud en la estructura de la vegetación entre parches de bosque grandes y pequeños en paisajes de la Provincia de Chaco (Torrella et al. 2013). Evaluar la influencia del efecto borde sobre las coberturas forestales es un aspecto importante en la planificación de los paisajes productivos chaqueños, ya que aportaría información acerca del nivel de fragmentación aceptable en términos ecológicos que podrían tener los remanentes de bosque. Además, resulta un factor clave para evaluar la persistencia de las cortinas forestales en el tiempo (Muñoz Garachana et al. 2018).

Por último, otro aspecto importante a considerar es la evaluación de la provisión de Servicios Ecosistémicos finales en función de la conectividad de bosques en los paisajes agropecuarios del Chaco semiárido. En esta tesis se evaluó el efecto de la conectividad provista por cortinas forestales sobre la oferta de Servicios Ecosistémicos intermedios, que son determinantes de SE finales de soporte y regulación. Sin embargo, es posible que distintos SE finales respondan de forma diferente al nivel de conectividad de bosques en los paisajes agropecuarios. A pesar de que la disminución en la conectividad implica una reducción en la oferta de SE, cierto nivel de fragmentación es necesario para que la sociedad obtenga acceso a la provisión de SE para obtener beneficios (Figura 1.3) (Mitchell et al. 2015b). Simulaciones del cambio en la provisión de SE para distintos patrones teóricos de fragmentación del paisaje, mostraron un nivel máximo de provisión a niveles intermedios de pérdida de áreas naturales, en donde el patrón de fragmentación fue una variable importante para explicar el nivel de provisión de SE (Mitchell et al. 2015a). Cuantificar el efecto de la conectividad sobre la oferta y provisión de SE clave en paisajes agropecuarios reales del Chaco semiárido constituye una necesidad para próximas investigaciones.

#### 5. Bibliografía

- Aguiar, S., M. E. Mastrangelo, M. A. García-Collazo, G. Camba-Sans, M. C.E., L. Ciuffoli, M. Schmidt, M. Vallejos, L. Langbehn, D. Cáceres, G. Merlinsky, P. J.M., L. Seghezzo, L. Staiano, M. Texeira, J. Volante, and S. Verón. 2018. ¿Cuál es la situación de la Ley de Bosques en la Región Chaqueña a diez años de su sanción? Revisando su pasado para discutir su futuro. Ecología Austral 28:400–417.
- Aguiar, S., M. Texeira, J. M. Paruelo, and M. Román. 2016. Conflictos por la tenencia de la tierra en la Provincia de Santiago del Estero: Su relación con los Cambios en el Uso del Suelo. Pages 199–226 *in* M. E. Román and M. del C. González, editors. Transformaciones agrarias Argentinas durante las últimas décadas: Una visión desde Santiago del Estero y Buenos Aires. Editorial Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires., Buenos Aires.
- Amdan, M. L., R. Aragón, E. G. Jobbágy, J. N. Volante, and J. M. Paruelo. 2013. Onset of deep drainage and salt mobilization following forest clearing and cultivation in the Chaco plains (Argentina). Water Resources Research 49:6601–6612.
- Asner, G. P., D. E. Knapp, A. Balaji, G. Paez-Acosta, and G. Páez-acosta. 2009. Automated mapping of tropical deforestation and forest degradation: CLASlite. Journal of Applied Remote Sensing 3:033543.
- Baldi, G., J. P. Guerschman, and J. M. Paruelo. 2006. Characterizing fragmentation in temperate South America grasslands. Agriculture, Ecosystems & Environment 116:197–208.
- Barton, K. 2018. MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.40.4.
- Baudry, J., R. Bunce, and F. Burel. 2000. Hedgerows: An international perspective on their origin, function and management. Journal of Environmental Management 60:7–22.
- Di Bella, C. M., J. M. Paruelo, J. E. Becerra, C. Bacour, and F. Baret. 2004. Effect of senescent leaves on NDVI-based estimates of *f* APAR: Experimental and modelling evidences. International Journal of Remote Sensing 25:5415–5427.
- Bennett, E. M., W. Cramer, A. Begossi, G. Cundill, S. Díaz, B. N. Egoh, I. R.
  Geijzendorffer, C. B. Krug, S. Lavorel, E. Lazos, L. Lebel, B. Martín-López, P.
  Meyfroidt, H. A. Mooney, J. L. Nel, U. Pascual, K. Payet, N. P. Harguindeguy, G. D.
  Peterson, A. H. Prieur-Richard, B. Reyers, P. Roebeling, R. Seppelt, M. Solan, P.
  Tschakert, T. Tscharntke, B. L. Turner, P. H. Verburg, E. F. Viglizzo, P. C. L. White, and G. Woodward. 2015. Linking biodiversity, ecosystem services, and human wellbeing: three challenges for designing research for sustainability. Current Opinion in Environmental Sustainability 14:76–85.
- Bianchi, A. R., C. E. Yáñez, and L. R. Acuña. 2005. Base de datos mensuales de precipitaciones del Noroeste Argentino. Proyecto Riesgo Agropecuario ( Convenio Específico Nº 3 al Convenio Nº 141 INTA-SAGPYA ).
- Bodin, Ö., M. Tengö, A. Norman, J. Lundberg, and T. Elmqvist. 2006. The Value of Small Size : Loss of Forest Patches and ecological thresholds in Southern Madagascar. Ecological Applications 16:440–451.
- Bommarco, R., D. Kleijn, and S. G. Potts. 2013. Ecological intensification: Harnessing ecosystem services for food security. Trends in Ecology and Evolution 28:230–238.

- Burel, F. 1996. Hedgerows and Their Role in Agricultural Landscapes. Critical Reviews in Plant Sciences 15:169–190.
- Burel, F., and J. Baudry. 1995. Social, aesthetic and ecological aspects of hedgerows in rural landscapes as a framework for greenways. Landscape and Urban Planning 33:327–340.
- Camba Sans, G. H., S. Aguiar, M. Vallejos, and J. M. Paruelo. 2018. Assessing the effectiveness of a land zoning policy in the Dry Chaco. The Case of Santiago del Estero, Argentina. Land Use Policy 70:313–321.
- Costantino, A. 2016. The Dark Side of the Boom: Land Grabbing in Dependent Countries in the Twenty-First Century. International Critical Thought 6:79–100.
- Davis, A. S., J. D. Hill, C. A. Chase, A. M. Johanns, and M. Liebman. 2012. Increasing Cropping System Diversity Balances Productivity, Profitability and Environmental Health. PLoS ONE 7:1–8.
- Decreto 2211/10. 2010. Ordenamiento Territorial de los bosques nativos de la Provincia de Salta: Aprueba procedimiento para el análisis de proyectos a escala predial. Pages 1–18.
- Didan, K., A. Munoz, R. Solano, and A. Huete. 2015. MODIS vegetation index user's guide (MOD13 Series) version 3.00 (Collection 6). Vegetation Index and Phenology Lab. The University of Arizona.
- Van Dyke, F. 2008. The conservation of hábitat and landscape. Pages 279–312 *in* F. Van Dyke, editor. Conservation Biology: Foundations, Concepts, Applications. Second Edi. Springer, Illinois.
- Fahrig, L. 2003. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 34:487–515.
- Fahrig, L. 2017. Ecological Responses to Habitat Fragmentation Per Se. Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst. 48:1–23.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2010. Global forest resources assessment. Main report, FAO Forest paper:163.
- Fischer, J., D. J. Abson, V. Butsic, M. J. Chappell, J. Ekroos, J. Hanspach, T. Kuemmerle, H. G. Smith, and H. von Wehrden. 2014. Land sparing versus land sharing: Moving forward. Conservation Letters 7:149–157.
- Fischer, J., and D. B. Lindenmayer. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation : a synthesis. Global Ecol. Biogeogr. 16:265–280.
- Fischer, J., D. B. Lindenmayer, and A. D. Manning. 2006. Biodiversity, ecosystem function and resilience: Ten guiding principles for commodity production lanscapes. Frontiers in Ecology and the Environment 4:80–86.
- Fisher, B., R. K. Turner, and P. Morling. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. Ecological Economics 68:643–653.
- Foley, J. a, R. Defries, G. P. Asner, C. Barford, G. Bonan, S. R. Carpenter, F. S. Chapin, M. T. Coe, G. C. Daily, H. K. Gibbs, J. H. Helkowski, T. Holloway, E. a Howard, C. J. Kucharik, C. Monfreda, J. a Patz, I. C. Prentice, N. Ramankutty, and P. K. Snyder. 2005. Global consequences of land use. Science (New York, N.Y.) 309:570–574.

- García Collazo, M. A., A. Panizza, and J. M. Paruelo. 2013. Ordenamiento territorial de bosques nativos: Resultados de la zonificación realizada por provincias del norte Argentino. Ecologia Austral 23:97–107.
- Garibaldi, L. A., I. Steffan-Dewenter, C. Kremen, J. M. Morales, R. Bommarco, S. A. Cunningham, L. G. Carvalheiro, N. P. Chacoff, J. H. Dudenhöffer, S. S. Greenleaf, A. Holzschuh, R. Isaacs, K. Krewenka, Y. Mandelik, M. M. Mayfield, L. A. Morandin, S. G. Potts, T. H. Ricketts, H. Szentgyörgyi, B. F. Viana, C. Westphal, R. Winfree, and A. M. Klein. 2011. Stability of pollination services decreases with isolation from natural areas despite honey bee visits. Ecology Letters 14:1062–1072.
- Garibaldi, L., F. Aristimuño, F. Oddi, and F. Tiribelli. 2017. Inferencia multimodelo en ciencias sociales y ambientales. Ecología Austral 27:348–363.
- Gasparri, N. I., and H. R. Grau. 2009. Deforestation and fragmentation of Chaco dry forest in NW Argentina (1972-2007). Forest Ecology and Management 258:913–921.
- Gasparri, N. I., H. R. Grau, and E. Manghi. 2008. Carbon pools and emissions from deforestation in extra-tropical forests of northern Argentina between 1900 and 2005. Ecosystems 11:1247–1261.
- Gasparri, N. I., H. R. Grau, and L. V. Sacchi. 2015. Determinants of the spatial distribution of cultivated land in the North Argentine Dry Chaco in a multi-decadal study. Journal of Arid Environments 123:31–39.
- Gaudin, A. C. M., T. N. Tolhurst, A. P. Ker, K. Janovicek, C. Tortora, R. C. Martin, and W. Deen. 2015. Increasing crop diversity mitigates weather variations and improves yield stability. PLoS ONE 10:1–20.
- Gautreau, P., L. Langbehn, and L. Ruoso. 2014. Movilización de información en el Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos de Argentina: La heterogeneidad de los mapeos provinciales y la institucionalización de la problemática ambiental. Page 19 Terceras jornadas nacionales de investigación y docencia en Geografía Argentina. Tandil.
- Gibbs, H. K., A. S. Ruesch, F. Achard, M. K. Clayton, P. Holmgren, N. Ramankutty, and J. A. Foley. 2010. Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 107:16732–7.
- Giménez, R., J. L. Mercau, J. Houspanossian, and E. G. Jobbágy. 2015. Balancing agricultural and hydrologic risk in farming systems of the Chaco plains. Journal of Arid Environments 123:81–92.
- Ginzburg, R. G., S. A. Torrella, and J. M. Adámoli. 2012. Las cortinas forestales de bosque nativo, ¿son eficaces para mitigar los efectos de la expansión agrícola? Revista de la Asociación Argentina de Ecología de Paisajes 3:34–42.
- Godfray, H. C. J., J. R. Beddington, I. R. Crute, L. Haddad, D. Lawrence, J. F. Muir, J. Pretty, S. Robinson, S. M. Thomas, and C. Toulmin. 2010. The Challenge of Food Security. Science 327:812–818.
- Goldfarb, L., and G. van der Haar. 2016. The moving frontiers of genetically modified soy production: shifts in land control in the Argentinian Chaco. The Journal of Peasant Studies 43:562–582.

- Gorelick, N., M. Hancher, M. Dixon, S. Ilyushchenko, D. Thau, and R. Moore. 2017. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. Remote Sensing of Environment 202:18–27.
- Graesser, J., T. M. Aide, H. R. Grau, and N. Ramankutty. 2015. Cropland/pastureland dynamics and the slowdown of deforestation in Latin America. Environmental Research Letters 10:034017.
- Grau, H. R., T. Aide, and N. Gasparri. 2005. Globalization and soybean expansion into semiarid ecosystems of Argentina. Ambio 34:265–266.
- de Groot, R. S., R. Alkemade, L. Braat, L. Hein, and L. Willemen. 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. Ecological Complexity 7:260–272.
- Gross, K., B. J. Cardinale, J. W. Fox, A. Gonzalez, M. Loreau, H. Wayne Polley, P. B. Reich, and J. van Ruijven. 2014. Species Richness and the Temporal Stability of Biomass Production: A New Analysis of Recent Biodiversity Experiments. The American Naturalist 183:1–12.
- Gurr, G. M., Z. Lu, X. Zheng, H. Xu, P. Zhu, G. Chen, X. Yao, J. Cheng, Z. Zhu, J. L. Catindig, S. Villareal, H. Van Chien, L. Q. Cuong, C. Channoo, N. Chengwattana, L. P. Lan, L. H. Hai, J. Chaiwong, H. I. Nicol, D. J. Perovic, S. D. Wratten, and K. L. Heong. 2016. Multi-country evidence that crop diversification promotes ecological intensification of agriculture. Nature Plants 2:22–25.
- Haddad, N. M., L. A. Brudvig, J. Clobert, K. F. Davies, A. Gonzalez, R. D. Holt, T. E. Lovejoy, J. O. Sexton, M. P. Austin, C. D. Collins, W. M. Cook, E. I. Damschen, R. M. Ewers, B. L. Foster, C. N. Jenkins, A. J. King, W. F. Laurance, D. J. Levey, C. R. Margules, B. A. Melbourne, A. O. Nicholls, J. L. Orrock, D. Song, and J. R. Townshend. 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth 's ecosystems. Sci. Adv.:1–9.
- Haines-Young, R. H., and M. B. Potschin. 2010. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. Pages 110–139 in D. Raffaelli and C. Frid, editors. Ecosystems ecology: a new synthesis. BES Ecological Reviews Series. Cambridge University Press, Cambridge.
- Hansen, M. C., P. V Potapov, R. Moore, M. Hancher, S. a Turubanova, a Tyukavina, D. Thau, S. V Stehman, S. J. Goetz, T. R. Loveland, a Kommareddy, a Egorov, L. Chini, C. O. Justice, and J. R. G. Townshend. 2013. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. Science (New York, N.Y.) 342:850–3.
- Hanski, I., and O. Ovaskainen. 2003. Metapopulation theory for fragmented landscapes. Theoretical Population Biology 64:119–127.
- Harper, K. A., S. E. Macdonald, P. J. Burton, J. Chen, K. D. Brosofske, S. C. Saunders, E. S. Euskirchen, D. A. R. Roberts, M. S. Jaiteh, and P.-A. Esseen. 2005. Edge Influence on Forest Structure and Composition in Fragmented Landscapes. Conservation Biology 19:768–782.
- Harrison, X. A., L. Donaldson, M. E. Correa-Cano, J. Evans, D. N. Fisher, C. E. D. Goodwin, B. S. Robinson, D. J. Hodgson, and R. Inger. 2018. A brief introduction to mixed effects modelling and multi-model inference in ecology. PeerJ 6:e4794.

- Harvey, D. 2003. Accumulation by Dispossession. Pages 137–182 The New Imperialism. Oxford University Press, New York.
- Houghton, R. A., J. I. House, J. Pongratz, G. R. van der Werf, R. S. DeFries, M. C. Hansen, C. Le Quéré, and N. Ramankutty. 2012. Carbon emissions from land use and landcover change. Biogeosciences 9:5125–5142.
- Houspanossian, J., R. Giménez, G. Baldi, and M. Nosetto. 2016. Is aridity restricting deforestation and land uses in the South American Dry Chaco? Journal of Land Use Science:1–17.
- Isbell, F. I., H. W. Polley, and B. J. Wilsey. 2009. Biodiversity, productivity and the temporal stability of productivity: Patterns and processes. Ecology Letters 12:443– 451.
- Jobbágy, E. G., M. D. Nosetto, C. S. Santoni, and G. Baldi. 2008. El desafío ecohidrológico de las transiciones entre sistemas leñosos y herbáceos en la llanura chaco-pampeana. Ecologia Austral 18:305–322.
- Kastner, T., M. J. I. Rivas, W. Koch, and S. Nonhebel. 2012. Global changes in diets and the consequences for land requirements for food. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 109:6868–72.
- Kenkel, N. C., D. A. Derksen, A. G. Thomas, and P. R. Watson. 2002. Multivariate analysis in weed science research. Weed Science 50:281–292.
- Keshava, N. 2003. A Survey of Spectral Unmixing Algorithms. Lincoln Laboratory Journal 14:55–78.
- Lambin, E. F., H. K. Gibbs, L. Ferreira, R. Grau, P. Mayaux, P. Meyfroidt, D. C. Morton, T. K. Rudel, I. Gasparri, and J. Munger. 2013. Estimating the world's potentially available cropland using a bottom-up approach. Global Environmental Change 23:892–901.
- Lambin, E. F., and P. Meyfroidt. 2011. Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 108:3465–72.
- Lazzaro, L., S. Otto, and G. Zanin. 2008. Role of hedgerows in intercepting spray drift: Evaluation and modelling of the effects. Agriculture, Ecosystems and Environment 123:317–327.
- Lefcheck, J. S. 2016. piecewiseSEM : Piecewise structural equation modelling in r for ecology, evolution, and systematics. Methods in Ecology and Evolution 7:573–579.
- Ley Nacional N° 26.331. 2007. Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos. Page Boletín Oficial N°31.310. Buenos Aires, 26 de Diciembre de 2007. Argentina.
- Ley Provincial N° 6.841. 2007. Conservación y Uso múltiple de las Áreas Forestales de la Provincia de Santiago del Estero. Santiago del Estero, 27 de Diciembre de 2007. Argentina.
- Lindenmayer, D. B., and J. Fischer. 2006. How landscape change affects organisms: A conceptual framework. Pages 26–38 *in* D. B. Lindenmayer and J. Fischer, editors. Habitat fragmentation and landscape change: An ecological and conservation synthesis. Island Press, Washington.

López-Barrera, F. 2004. Estructura y función en bordes de bosques. Ecosistemas 13:67–77.

- Macchi, L., H. R. Grau, P. V. Zelaya, and S. Marinaro. 2013. Trade-offs between land use intensity and avian biodiversity in the dry Chaco of Argentina: A tale of two gradients. Agriculture, Ecosystems & Environment 174:11–20.
- Mastrangelo, M. E., and M. C. Gavin. 2014. Impacts of agricultural intensification on avian richness at multiple scales in Dry Chaco forests. Biological Conservation 179:63–71.
- Mastrangelo, M. E., M. C. Gavin, P. Laterra, W. L. Linklater, and T. L. Milfont. 2014a. Psycho-Social Factors Influencing Forest Conservation Intentions on the Agricultural Frontier. Conservation Letters 7:103–110.
- Mastrangelo, M. E., F. Weyland, S. H. Villarino, M. P. Barral, L. Nahuelhual, and P. Laterra. 2014b. Concepts and methods for landscape multifunctionality and a unifying framework based on ecosystem services. Landscape Ecology 29:345–358.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA). 2005. Synthesis report. New Island-Washington, DC.
- Mitchell, M. G. E., E. M. Bennett, and A. Gonzalez. 2013. Linking Landscape Connectivity and Ecosystem Service Provision: Current Knowledge and Research Gaps. Ecosystems 16:894–908.
- Mitchell, M. G. E., E. M. Bennett, and A. Gonzalez. 2015a. Strong and nonlinear effects of fragmentation on ecosystem service provision at multiple scales. Environmental Research Letters 10:094014.
- Mitchell, M. G. E., A. F. Suarez-Castro, M. Martinez-Harms, M. Maron, C. McAlpine, K. J. Gaston, K. Johansen, and J. R. Rhodes. 2015b. Reframing landscape fragmentation's effects on ecosystem services. Trends in Ecology and Evolution 30:190–198.
- Morello, J. H., and A. F. Rodríguez. 2009. El Gran Chaco Sudamericano como Unidad Biogeográfica y Morfoestructural. Pages 53–91 *in* J. H. Morello and A. Rodriguez, editors. El Chaco sin bosques: La Pampa o el desierto del futuro. GEPAMA. Orientación Gráfica Editora, Buenos Aires.
- Morello, J., A. Rodríguez, and M. Silva. 2012. Ecorregión del Chaco Seco. Pages 151–203 in J. H. Morello, S. D. Matteucci, A. F. Rodríguez, and M. Silva, editors. Ecorregiones y Complejos Ecosistémicos de Argentina. GEPAMA. Orientación Gráfica Editora, Buenos Aires.
- Muñoz Garachana, D., R. Aragón, and G. Baldi. 2018. Estructura espacial de remanentes de bosque nativo en el Chaco Seco y el Espinal. Ecología Austral 28:553–564.
- Nakagawa, S., and H. Schielzeth. 2013. A general and simple method for obtaining R2 from generalized linear mixed-effects models. Methods in Ecology and Evolution 4:133–142.
- Newbold, T., L. N. Hudson, A. P. Arnell, S. Contu, A. De Palma, S. Ferrier, S. L. L. Hill, A. J. Hoskins, I. Lysenko, H. R. P. Phillips, V. J. Burton, C. W. T. Chng, S. Emerson, D. Gao, G. Pask-Hale, J. Hutton, M. Jung, K. Sanchez-Ortiz, B. I. Simmons, S. Whitmee, H. Zhang, J. P. W. Scharlemann, and A. Purvis. 2016. Has land use pushed terrestrial biodiversity beyond the planetary boundary? A global assessment. Science 353.

- Newbold, T., L. N. Hudson, S. L. L. Hill, S. Contu, I. Lysenko, R. A. Senior, L. Börger, D. J. Bennett, A. Choimes, B. Collen, J. Day, A. De Palma, S. Díaz, S. Echeverria-Londoño, M. J. Edgar, A. Feldman, M. Garon, M. L. K. Harrison, T. Alhusseini, D. J. Ingram, Y. Itescu, J. Kattge, V. Kemp, L. Kirkpatrick, M. Kleyer, D. L. P. Correia, C. D. Martin, S. Meiri, M. Novosolov, Y. Pan, H. R. P. Phillips, D. W. Purves, A. Robinson, J. Simpson, S. L. Tuck, E. Weiher, H. J. White, R. M. Ewers, G. M. Mace, J. P. W. Scharlemann, and A. Purvis. 2015. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. Nature 520:45–50.
- Nolte, C., B. Gobbi, Y. le Polain de Waroux, M. Piquer-Rodríguez, V. Butsic, and E. F. Lambin. 2017. Decentralized Land Use Zoning Reduces Large-scale Deforestation in a Major Agricultural Frontier. Ecological Economics 136:30–40.
- Nolte, C., B. Gobbi, Y. le Polain de Waroux, M. Piquer-Rodríguez, V. Butsic, and E. F. Lambin. 2018. Challenges in Attributing Avoided Deforestation to Policies and Actors: Lessons From Provincial Forest Zoning in the Argentine Dry Chaco. Ecological Economics 150:346–352.
- Núñez-Regueiro, M. M., L. Branch, R. J. Fletcher, G. A. Marás, E. Derlindati, and A. Tálamo. 2015. Spatial patterns of mammal occurrence in forest strips surrounded by agricultural crops of the Chaco region, Argentina. Biological Conservation 187:19–26.
- Oyarzabal, M., J. Clavijo, L. Oakley, F. Biganzoli, P. Tognetti, I. Barberis, H. M. Maturo, R. Aragón, P. I. Campanello, D. Prado, M. Oesterheld, and R. León. 2018. Unidades de vegetación de la Argentina. Ecología Austral 28:40–63.
- Paruelo, J. M. 2008. La caracterización funcional de ecosistemas mediante sensores remotos. Ecosistemas 17:4–22.
- Paruelo, J. M., R. A. Golluscio, J. P. Guerschman, A. Cesa, V. V. Jouve, and M. F. Garbulsky. 2004. Regional scale relationships between ecosystem structure and functioning: the case of the Patagonian steppes. Global Ecology and Biogeography 13:385–395.
- Paruelo, J. M., J. P. Guerschman, G. Piñeiro, E. G. Jobbágy, S. R. Verón, G. Baldi, and S. Baeza. 2006. Cambios en el uso de la Tierra en Argentina y Uruguay: Marcos conceptuales para su análisis. Agrociencia 10:47–61.
- Paruelo, J. M., P. Laterra, and E. F. Viglizzo. 2014. Un plan operativo para incorporar los Servicios Ecosistémicos en el proceso de Ordenamiento Territorial. Pages 159–172 *in* P. JM, E. Jobbágy, P. Laterra, H. Dieguez, M. G. Collazo, and A. Panizza, editors. Ordenamiento Territorial: Conceptos, Métodos y Experiencias. FAO/MAGyP/FAUBA.
- Paruelo, J. M., M. Texeira, L. Staiano, M. Mastrangelo, L. Amdan, and F. Gallego. 2016. An integrative index of Ecosystem Services provision based on remotely sensed data. Ecological Indicators 71:145–154.
- Pascual-Hortal, L., and S. Saura. 2006. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: Towards the priorization of habitat patches and corridors for conservation. Landscape Ecology 21:959–967.
- Pereira, M., and A. Rodríguez. 2010. Conservation value of linear woody remnants for two forest carnivores in a Mediterranean agricultural landscape. Journal of Applied

Ecology 47:611–620.

- Periago, M. E., V. Chillo, and R. A. Ojeda. 2015. Loss of mammalian species from the South American Gran Chaco: empty savanna syndrome? Mammal Review 45:41–53.
- Pettorelli, N., J. O. Vik, A. Mysterud, J.-M. Gaillard, C. J. Tucker, and N. C. Stenseth. 2005. Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. Trends in Ecology & Evolution 20:503–510.
- Pfeifer, M., C. A. Peres, N. Urbina-Cardona, V. Lefebvre, C. A. Peres, C. Banks-Leite, O. R. Wearn, C. J. Marsh, S. H. M. Butchart, V. Arroyo-Rodríguez, J. Barlow, A. Cerezo, L. Cisneros, N. D'Cruze, D. Faria, A. Hadley, S. M. Harris, B. T. Klingbeil, U. Kormann, L. Lens, G. F. Medina-Rangel, J. C. Morante-Filho, P. Olivier, S. L. Peters, A. Pidgeon, D. B. Ribeiro, C. Scherber, L. Schneider-Maunoury, M. Struebig, N. Urbina-Cardona, J. I. Watling, M. R. Willig, E. M. Wood, and R. M. Ewers. 2017. Creation of forest edges has a global impact on forest vertebrates. Nature 551:187–191.
- Pinheiro, J. C., and D. M. Bates. 2000. Extending the basic Linear Mixed-Effects Model. Pages 201–267 in J. C. Pinheiro and D. M. Bates, editors. Mixed-Effects Models in S and S-PLUS. Springer.
- Piquer-Rodríguez, M., V. Butsic, P. Gärtner, L. Macchi, M. Baumann, and G. G. Pizarro. 2018. Drivers of agricultural land-use change in the Argentine Pampas and Chaco regions. Applied Geography 91:111–122.
- Piquer-Rodríguez, M., S. Torella, G. Gavier-Pizarro, J. Volante, D. Somma, R. Ginzburg, and T. Kuemmerle. 2015. Effects of past and future land conversions on forest connectivity in the Argentine Chaco. Landscape Ecology 30:817–833.
- Quantum G. I. S. Development Team. 2014. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project.
- Quiroga, V. A., G. I. Boaglio, A. J. Noss, M. S. Di Bitetti, M. Altrichter, J. H. Brown, E. Carrillo, G. Wong, A. D. Cuarón, D. A. Conde, F. Colchero, H. Zarza, N. L. Christensen, J. O. Sexton, C. Manterola, C. Chávez, A. Rivera, D. Azuara, G. Ceballos, C. De Angelo, A. Paviolo, M. Di Bitetti, N. I. Gasparri, H. R. Grau, K. J. Gaston, T. M. Blackburn, J. H. Lawton, K. U. Karanth, A. M. Gopalaswamy, N. S. Kumar, M. Delampady, J. D. Nichols, J. Seidensticker, B. R. Noon, S. L. Pimm, A. S. Laliberte, W. J. Ripple, L. Maffei, E. Cullar, A. Noss, L. Maffei, A. J. Noss, S. C. Silver, M. J. Kelly, L. L. Marker, M. G. L. Mills, D. W. Macdonald, P. Perovic, S. Walker, A. Novaro, L. Silveira, A. T. A. Jácomo, J. A. F. Diniz-Filho, A. Taber, G. Navarro, M. A. Arribas, C. B. Yackulic, E. W. Sanderson, and M. Uriarte. 2014. Critical population status of the jaguar Panthera onca in the Argentine Chaco: cameratrap surveys suggest recent collapse and imminent regional extinction. Oryx 48:141–148.
- Quiroga, V. A., A. J. Noss, A. Paviolo, G. I. Boaglio, and M. S. Di Bitetti. 2016. Puma density, habitat use and conflict with humans in the Argentine Chaco. Journal for Nature Conservation 31:9–15.
- Rockström, J., W. Steffen, K. Noone, Å. Persson, F. S. Chapin, E. Lambin, T. M. Lenton, M. Scheffer, C. Folke, H. J. Schellnhuber, B. Nykvist, C. A. de Wit, T. Hughes, S. van der Leeuw, H. Rodhe, S. Sörlin, P. K. Snyder, R. Costanza, U. Svedin, M.

Falkenmark, L. Karlberg, R. W. Corell, V. J. Fabry, J. Hansen, B. Walker, D. Liverman, K. Richardson, P. Crutzen, and J. Foley. 2009. Planetary boundaries: Exploring the safe operating space for humanity. Ecology and Society 14:32.

- Rossetti, M. R., A. Salvo, M. Videla, and G. Valladares. 2013. Forest remnants contribute to parasitoid conservation: Experimental evaluation of parasitism on a leafminer host. Journal of Insect Conservation 17:1137–1144.
- RStudio, T. 2016. RStudio: integrated development for R.
- Rudel, T. K., and P. Meyfroidt. 2014. Organizing anarchy: The food security-biodiversityclimate crisis and the genesis of rural land use planning in the developing world. Land Use Policy 36:239–247.
- Running, S. W., P. E. Thornton, R. Nemani, and J. M. Glassy. 2000. Global Terrestrial Gross and Net Primary Productivity from the Earth Observing System. Pages 44–57 Methods in Ecosystem Science. Springer New York, NY.
- Saura, S., Ö. Bodin, and M.-J. Fortin. 2014. Stepping stones are crucial for species' longdistance dispersal and range expansion through habitat networks. Journal of Applied Ecology 51:171–182.
- Saura, S., C. Estreguil, C. Mouton, and M. Rodríguez-Freire. 2011a. Network analysis to assess landscape connectivity trends: Application to European forests (1990-2000). Ecological Indicators 11:407–416.
- Saura, S., and L. Pascual-Hortal. 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 83:91–103.
- Saura, S., and L. Rubio. 2010. A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. Ecography 33:523–537.
- Saura, S., and J. Torné. 2009. Conefor Sensinode 2.2: A software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. Environmental Modelling and Software 24:135–139.
- Saura, S., P. Vogt, J. Velázquez, A. Hernando, and R. Tejera. 2011b. Key structural forest connectors can be identified by combining landscape spatial pattern and network analyses. Forest Ecology and Management 262:150–160.
- Seghezzo, L., J. N. Volante, J. M. Paruelo, D. J. Somma, E. C. Buliubasich, H. E. Rodriguez, S. Gagnon, and M. Hufty. 2011. Native Forests and Agriculture in Salta (Argentina): Conflicting Visions of Development. The Journal of Environment & Development 20:251–277.
- Somers, B., G. P. Asner, L. Tits, and P. Coppin. 2011. Endmember variability in Spectral Mixture Analysis: A review. Remote Sensing of Environment 115:1603–1616.
- Tilman, D., F. Isbell, and J. M. Cowles. 2014. Biodiversity and Ecosystem Functioning. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 45:471–493.
- Tittonell, P. 2014. Ecological intensification of agriculture-sustainable by nature. Current Opinion in Environmental Sustainability 8:53–61.
- Torrella, S. A., R. G. Ginzburg, J. M. Adámoli, and L. Galetto. 2013. Changes in forest
structure and tree recruitment in Argentinean Chaco: Effects of fragment size and landscape forest cover. Forest Ecology and Management 307:147–154.

- Trani, M. K., and R. H. Giles. 1999. An analysis of deforestation: Metrics used to describe pattern change. Forest Ecology and Management 114:459–470.
- Turner, M., R. Gardner, and R. O'Neill. 2015. Landscape Metrics. Pages 97–142 in M. Turner and R. Gardner, editors. Landscape Ecology- In theory and practice. Second edi. Springer, New York.
- United Nations. 2015. Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development. Pages 1–40 General Assembly Resolution 70/1, 25 September 2015.
- Uphoff, N. 2014. Systems thinking on intensification and sustainability: Systems boundaries, processes and dimensions. Current Opinion in Environmental Sustainability 8:89–100.
- Urban, D., and T. Keitt. 2001. Landscape Connectivity: A Graph-Theoretic Perspective. Ecology 82:1205–1218.
- Vallejos, M., J. N. Volante, M. J. Mosciaro, L. Vale, M. L. Bustamante, and J. M. Paruelo. 2015. Dynamics of the natural cover transformation in the Dry Chaco ecoregion: A plot level geo- database from 1976 to 2012. Journal of Arid Environments 123:3–11.
- Verón, S. R., L. J. Blanco, M. A. Texeira, J. G. N. Irisarri, and J. M. Paruelo. 2018. Desertification and ecosystem services supply: The case of the Arid Chaco of South America. Journal of Arid Environments 159:66–74.
- Verón, S. R., E. G. Jobbágy, C. M. Di Bella, J. M. Paruelo, and R. B. Jackson. 2012. Assessing the potential of wildfires as a sustainable bioenergy opportunity. GCB Bioenergy 4:634–641.
- Viglizzo, E. F., F. C. Frank, L. V. Carreño, E. G. Jobbágy, H. Pereyra, J. Clatt, D. Pincén, and M. F. Ricard. 2011. Ecological and environmental footprint of 50 years of agricultural expansion in Argentina. Global Change Biology 17:959–973.
- Viglizzo, E. F., E. G. Jobbágy, M. F. Ricard, and J. M. Paruelo. 2016. Partition of some key regulating services in terrestrial ecosystems: Meta-analysis and review. Science of the Total Environment 562:47–60.
- Volante, J. N., D. Alcaraz-Segura, M. J. Mosciaro, E. F. Viglizzo, and J. M. Paruelo. 2012. Ecosystem functional changes associated with land clearing in NW Argentina. Agriculture, Ecosystems and Environment 154:12–22.
- Volante, J. N., M. J. Mosciaro, G. I. Gavier-Pizarro, and J. M. Paruelo. 2016. Agricultural expansion in the Semiarid Chaco: Poorly selective contagious advance. Land Use Policy 55:154–165.
- Volante, J. N., and L. Seghezzo. 2018. Can't See the Forest for the Trees: Can Declining Deforestation Trends in the Argentinian Chaco Region be Ascribed to Efficient Law Enforcement? Ecological Economics 146:408–413.
- Wehling, S., and M. Diekmann. 2009. Importance of hedgerows as habitat corridors for forest plants in agricultural landscapes. Biological Conservation 142:2522–2530.
- West, P. C., J. S. Gerber, P. M. Engstrom, N. D. Mueller, K. a Brauman, K. M. Carlson, E. S. Cassidy, M. Johnston, G. K. Macdonald, D. K. Ray, and S. Siebert. 2014. Leverage

points for improving global food security and the environment. Science 345:325–328.

- Wezel, A., G. Soboksa, S. McClelland, F. Delespesse, and A. Boissau. 2015. The blurred boundaries of ecological, sustainable, and agroecological intensification: a review. Agronomy for Sustainable Development 35:1283–1295.
- Wong, C. P., B. Jiang, A. P. Kinzig, K. N. Lee, and Z. Ouyang. 2015. Linking ecosystem characteristics to final ecosystem services for public policy. Ecology Letters 18:108– 118.
- Yahdjian, L., O. E. Sala, and K. M. Havstad. 2015. Rangeland ecosystem services: Shifting focus from supply to reconciling supply and demand. Frontiers in Ecology and the Environment 13:44–51.
- Zak, M. R., M. Cabido, and J. G. Hodgson. 2004. Do subtropical seasonal forests in the Gran Chaco, Argentina, have a future? Biological Conservation 120:589–598.
- Zuur, A., E. Ieno, N. Walker, A. Saveliev, and G. Smith. 2009. Mixed effects models and extensions in ecology with R. Page (M. Gail, K. Krickeberg, J. Samet, A. Tsiatis, and W. Wong, Eds.). NY: Spring Science and Business Media, New York.

Apéndices

# Apéndice I: Material suplementario del Capítulo 2

A continuación, se describen la información asociada a las imágenes descargadas de los productos Landsat 5 (TM) y Landsat 8 (OLI) (Capítulo 2). Todas las imágenes fueron sitio web descargadas del de la United States Geological Survey (https://earthexplorer.usgs.gov/), en donde se encuentran disponibles de forma libre y gratuita. Con estas imágenes se conformaron dos mosaicos (uno para el año 2003 y otro para el 2013) que fueron clasificados mediante el método Linear Spectral Unmixing (Keshava 2003, Asner et al. 2009).

**Cuadro S1** Ubicación (Path- Row), Fecha de imagen e Identificación del producto (ID del producto) de cada imagen descargada de las plataformas Landsat 5 (TM) y Landsat 8 (OLI).

Plataforma	Path	Row	Fecha	ID del producto
			(Año/Mes/Día)	-
Landsat 5	228	78	2003/08/20	LT05_L1TP_228078_20030820_20161204_01_T1
Landsat 5	228	79	2003/08/20	LT05_L1TP_228079_20030820_20161204_01_T1
Landsat 5	228	80	2003/08/20	LT05_L1TP_228080_20030820_20161204_01_T1
Landsat 5	228	81	2003/08/20	LT05_L1TP_228081_20030820_20161204_01_T1
Landsat 5	229	77	2003/08/11	LT05_L1TP_229077_20030811_20161205_01_T1
Landsat 5	229	78	2003/08/11	LT05_L1TP_229078_20030811_20161205_01_T1
Landsat 5	229	79	2003/08/11	LT05_L1TP_229079_20030811_20161205_01_T1
Landsat 5	229	80	2003/08/11	LT05_L1TP_229080_20030811_20161205_01_T1
Landsat 5	229	81	2003/08/11	LT05_L1TP_229081_20030811_20161205_01_T1
Landsat 5	230	76	2003/08/18	LT05_L1TP_230076_20030818_20161204_01_T1
Landsat 5	230	77	2003/08/18	LT05_L1TP_230077_20030818_20161204_01_T1
Landsat 5	230	78	2003/08/18	LT05_L1TP_230078_20030818_20161204_01_T1
Landsat 5	230	79	2003/08/18	LT05_L1TP_230079_20030818_20161204_01_T1
Landsat 5	230	80	2003/08/18	LT05_L1TP_230080_20030818_20161204_01_T1
Landsat 5	231	77	2003/08/25	LT05_L1TP_231077_20030825_20161204_01_T1
Landsat 8	228	78	2013/08/15	LC08_L1TP_228078_20130815_20170503_01_T1
Landsat 8	228	79	2013/08/15	LC08_L1TP_228079_20130815_20170503_01_T1
Landsat 8	228	80	2013/08/15	LC08_L1TP_228080_20130815_20170503_01_T1
Landsat 8	228	81	2013/08/15	LC08_L1TP_228081_20130815_20170503_01_T1
Landsat 8	229	77	2013/06/03	LC08_L1TP_229077_20130603_20170504_01_T1
Landsat 8	229	78	2013/06/03	LC08_L1TP_229078_20130603_20170504_01_T1
Landsat 8	229	79	2013/06/03	LC08_L1TP_229079_20130603_20170504_01_T1
Landsat 8	229	80	2013/06/03	LC08_L1TP_229080_20130603_20170504_01_T1
Landsat 8	229	81	2013/06/03	LC08_L1TP_229081_20130603_20170504_01_T1
Landsat 8	230	76	2013/07/28	LC08_L1TP_230076_20130728_20170503_01_T1
Landsat 8	230	77	2013/07/28	LC08_L1TP_230077_20130728_20170503_01_T1
Landsat 8	230	78	2013/07/28	LC08_L1TP_230078_20130728_20170503_01_T1
Landsat 8	230	79	2013/07/28	LC08_L1TP_230079_20130728_20170503_01_T1
Landsat 8	230	80	2013/07/28	LC08_L1TP_230080_20130728_20170503_01_T1
Landsat 8	231	77	2013/06/01	LC08_L1TP_231077_20130601_20170504_01_T1

## Definición de umbrales para la clasificación de coberturas forestales

Se definieron umbrales para la clasificación de coberturas forestales a partir de la extracción de valores de cobertura de vegetación fotosintética obtenidos de la desmezcla

espectral (*Linear Spectral Unmixing*). Los valores fueron extraídos de píxeles puros de cortinas forestales, parches de bosque y lotes agrícolas seleccionados al azar. Se definieron los umbrales en los valores en los que la frecuencia absoluta de la clase cortinas forestales superara a la frecuencia de la clase lotes agrícolas (Figura S1.1) y en donde la frecuencia absoluta de la clase bosques igualara o superara a la de la clase cortinas forestales (Figura S1.2). Como resultado se obtuvieron dos mapas, cada uno con la clasificación más adecuada para parches de bosque y para cortinas forestales (Figura 2.2, Capítulo 2).



**Figura S1.1** Histograma de frecuencia absoluta de valores de Cobertura de Vegetación Fotosintética (%) para las clases Cortina Forestal (Gris) y Lote agrícola (Negro).



**Figura S1.2** Histograma de frecuencia absoluta de valores de Cobertura de Vegetación Fotosintética (%) para las clases Cortina Forestal (Gris) y Bosque (Negro).

#### Apéndice II: Material suplementario del Capítulo 3

A continuación, se presenta el diagnóstico del cumplimiento de los supuestos de Distribución Normal de las variables dependientes y de los efectos aleatorios, y Homogeneidad de varianzas para los modelos "IOSE\_ProvConec", "IOSE\_Dist", "NDVI\_ProvConec", "CV\_ProvConec" y "CV\_Dist" (Capítulo 3). Para comprobar el supuesto de Distribución Normal, se realizaron QQ-plots de los residuales de cada variable respuesta respecto a los cuantiles teóricos de una Distribución Normal. La homogeneidad de varianzas fue corroborada mediante gráficos de los valores residuales de la variable respuesta en función de los valores ajustados por el modelo y de los valores de las variables independientes (Provisión de conectividad, Continuidad del bosque y Distancia euclidiana entre cortinas). Además, se corroboró la homogeneidad de varianzas para el nivel de Departamentos. También se muestra la existencia de bajas correlaciones entre las variables independientes incluidas en todos los modelos. La falta independencia de los datos fue modelada a partir de la estructura jerárquica que presenta a las unidades observacionales (paisajes) agrupadas en cada Departamento del área de estudio (Figura 3.1, Capítulo 3).

#### Correlaciones entre las variables independientes incluidas en los modelos

La correlación más alta ocurrió entre las variables ProvConec y Distancia Euclidiana a la cortina forestal más cercana y resultó ser baja (0.11). En tanto entre las demás combinaciones de variables las correlaciones resultaron aún más bajas (0.052 y 0.058).



**Figura S2.1.** Correlograma para las variables independientes incluidas en todos los modelos. Se muestran los valores de correlación (r) en los paneles del lado izquierdo de la diagonal.

# **Modelo IOSE\_ProvConec:** $\mu_i = \beta_{0i[i]} + \beta_1 * ProvConec_i + \beta_2 * Continuidad_i + \varepsilon_i$

, en donde  $\beta_{0j[i]}$  es la ordenada al origen para cada departamento j,  $\beta_1$  es la pendiente para la Provisión de Conectividad de las cortinas forestales en los paisajes i y  $\beta_2$  es la pendiente para la Continuidad del bosque.  $\epsilon_i$  es el residuo entre paisajes dentro de los Departamentos.

Distribución Normal de la variable dependiente

Los valores residuales de la variable IOSE se ajustaron a la recta que representa a los cuantiles teóricos de una distribución Normal o Gaussiana. Los residuales del factor aleatorio también se ajustan a esta recta (Figura S2.2).



**Figura S2.2.** QQ-plot para los valores residuales de la variable dependiente IOSE. Los puntos corresponden a los valores residuales del IOSE para el modelo "IOSE\_ProvConec", mientras que la recta representa a los cuantiles teóricos de una distribución Normal o Gaussiana.

# Homogeneidad de varianzas

No se observaron patrones entre los valores residuales y ajustados, ni entre los residuales y las variables independientes. La mayoría de las cajas del box-plot de residuales en función de Departamentos tuvieron el mismo tamaño o similar (Figura S2.3).



**Figura S2.3.** Valores residuales en función de los ajustados por el modelo "IOSE\_ProvConec" (Panel superior izquierdo), de las variables Provisión de conectividad (Panel superior derecho) y Continuidad del bosque (Panel inferior izquierdo). Box-plot de los valores residuales para el nivel de Departamentos (Panel inferior derecho).

**Modelo IOSE\_Dist:**  $\mu_i = \beta_{0j[i]} + \beta_1 * ProvConec_i + \beta_2 * Continuidad_i + \beta_3 * Distancia_i + \beta_4 * ProvConec_i * Distancia_i + \varepsilon_i$ 

, en donde  $\beta_{0j[i]}$  es la ordenada al origen para cada departamento j,  $\beta_1$  es la pendiente para la Provisión de Conectividad de las cortinas forestales en los paisajes i,  $\beta_2$  es la pendiente para la Continuidad del bosque,  $\beta_3$  es la pendiente para la Distancia euclidiana entre cortinas y  $\beta_4$  es la pendiente para la interacción entre la Provisión de Conectividad y la Distancia euclidiana de las cortinas forestales.  $\epsilon_i$  es el residuo entre paisajes dentro de los Departamentos.

#### Distribución Normal de la variable dependiente

Los valores residuales de la variable IOSE se ajustaron a la recta que representa a los cuantiles teóricos de una distribución Normal o Gaussiana. Los residuales del factor aleatorio también se ajustaron a esta recta (Figura S2.4).



**Figura S2.4.** QQ-plot para los valores residuales de la variable dependiente IOSE. Los puntos corresponden a los valores residuales del IOSE para el modelo "IOSE\_Dist", mientras que la recta representa a los cuantiles teóricos de una distribución Normal o Gaussiana.

#### Homogeneidad de varianzas

No se observaron patrones entre los valores residuales y ajustados. Se observaron pocos valores cercanos a cero para datos de Provisión de conectividad muy negativos y para datos de Distancia euclidiana muy alta. Sin embargo, existen pocos datos en ese rango de variación, por lo cual no implica que exista un efecto de dichas variables independientes sobre los residuales del modelo (Figura S2.5).



**Figura S2.5.** Valores residuales en función de los ajustados por el modelo "IOSE\_Dist" (Panel superior izquierdo), de las variables Provisión de conectividad (Panel superior derecho), Continuidad del bosque (Panel inferior izquierdo) y Distancia Euclidiana a la cortina más cercana (Panel inferior derecho).

La mayoría de las cajas del box-plot de residuales en función de Departamentos tuvieron el mismo tamaño o similar (Figura S2.6).



Departamentos

Figura 2.6. Box-plot de los valores residuales del modelo "IOSE\_Dist" para el nivel de Departamentos.

# **Modelo NDVI\_ProvConec:** $\mu_i = \beta_{0j[i]} + \beta_1 * ProvConec_i + \beta_2 * Continuidad_i + \varepsilon_i$ Distribución Normal de la variable dependiente

Los valores residuales de la variable NDVI promedio se ajustaron en su mayoría a la recta que representa a los cuantiles teóricos de una distribución Normal o Gaussiana. La





**Figura S2.7.** QQ-plot para los valores residuales de la variable dependiente NDVI promedio. Los puntos corresponden a los valores residuales del NDVI promedio para el modelo "NDVI\_ProvConec", mientras que la recta representa a los cuantiles teóricos de una distribución Normal o Gaussiana.

#### Homogeneidad de varianzas

No se observaron patrones entre los valores residuales y ajustados, ni entre los residuales y las variables independientes. La mayoría de las cajas del box-plot de residuales en función de Departamentos tuvieron el mismo tamaño o similar (Figura S2.8).



**Figura S2.8.** Valores residuales en función de los ajustados por el modelo "NDVI\_ProvConec" (Panel superior izquierdo), de las variables Provisión de conectividad (Panel superior derecho) y Continuidad del bosque (Panel inferior izquierdo). Box-plot de los valores residuales para el nivel de Departamentos (Panel inferior derecho).

**Modelo CV\_ProvConec:**  $\mu_i = \beta_{0j[i]} + \beta_1 * ProvConec_i + \beta_2 * Continuidad_i + \varepsilon_i$ Distribución Normal de la variable dependiente

Los valores residuales del Coeficiente de variación del NDVI se ajustaron en su mayoría a la recta que representa a los cuantiles teóricos de una distribución Normal o Gaussiana. La mayoría de los residuales del factor aleatorio también se ajustaron a esta recta o se mantuvieron cercanos (Figura S2.9).



**Figura S2.9.** QQ-plot para los valores residuales de la variable dependiente NDVI CV. Los puntos corresponden a los valores residuales del NDVI CV para el modelo "CV\_ProvConec", mientras que la recta representa a los cuantiles teóricos de una distribución Normal o Gaussiana.

#### Homogeneidad de varianzas

No se observaron patrones entre los valores residuales y ajustados, ni entre los residuales y las variables independientes. La mayoría de las cajas del box-plot de residuales en función de Departamentos tuvieron el mismo tamaño o similar (Figura S2.10).



**Figura S2.10.** Valores residuales en función de los ajustados por el modelo "CV\_ProvConec" (Panel superior izquierdo), de las variables Provisión de conectividad (Panel superior derecho) y Continuidad del bosque (Panel inferior izquierdo). Box-plot de los valores residuales para el nivel de Departamentos (Panel inferior derecho).

**Modelo CV\_Dist:**  $\mu_i = \beta_{0j[i]} + \beta_1 * ProvConec_i + \beta_2 * Continuidad_i + \beta_3 * Distancia_i + \beta_4 * ProvConec_i * Distancia_i + \varepsilon_i$ 

## Distribución Normal de la variable dependiente

Los valores residuales del Coeficiente de variación del NDVI se ajustaron en su mayoría a la recta que representa a los cuantiles teóricos de una distribución Normal o Gaussiana. La mayoría de los residuales del factor aleatorio también se ajustaron a esta recta o se mantuvieron cercanos (Figura S2.11).



**Figura S2.11.** QQ-plot para los valores residuales de la variable dependiente NDVI CV. Los puntos corresponden a los valores residuales del NDVI CV para el modelo "CV\_Dist", mientras que la recta representa a los cuantiles teóricos de una distribución Normal o Gaussiana.

#### Homogeneidad de varianzas

No se observaron patrones entre los valores residuales y ajustados, ni entre los residuales y las variables independientes (Figura S2.12).



**Figura S2.12**. Valores residuales en función de los ajustados por el modelo "CV\_Dist" (Panel superior izquierdo), de las variables Provisión de conectividad (Panel superior derecho), Continuidad del bosque (Panel inferior izquierdo) y Distancia Euclidiana a la cortina más cercana (Panel inferior derecho).

La mayoría de las cajas del box-plot de residuales en función de Departamentos tuvieron el mismo tamaño o similar (Figura S2.13).



Departamentos

Figura S2.13. Box-plot de los valores residuales del modelo "CV\_Dist" para el nivel de Departamentos.