

**Integridad ecológica en paisajes boscosos bajo uso agropecuario:
configuración a distintas escalas espaciales y degradación en bosques del
Chaco Árido**

*Tesis presentada para optar al título de Doctor de la Universidad de Buenos Aires, Área
Ciencias Agropecuarias*

Francisco Guillermo Alaggia
Biólogo - Universidad Nacional de Córdoba- 2016

Lugar de trabajo: Estación Forestal INTA Villa Dolores. Estación Experimental INTA Manfredi.
Córdoba, Argentina.



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



COMITÉ CONSEJERO

Director de tesis

Dardo Rubén López

Ingeniero Agrónomo (Universidad Nacional de Rosario)

Doctor en Ciencias Biológicas (Universidad del Comahue)

Co-director

Pablo Peri

Ingeniero Forestal (Universidad de La Plata)

PhD en Plant Science "Agroforestry" (Lincoln University, Nueva Zelanda)

Consejero de Estudios

Esteban Jobbagy

Ingeniero Agrónomo (Universidad de Buenos Aires)

Ph.D. Biología - Especialización en Ecología (Universidad de Duke; Estados Unidos)

JURADO DE TESIS

JURADO

Ana Cingolani

Licenciada en Ciencias Biológicas (Universidad de Buenos Aires)

Doctora en Ciencias Biológicas (Universidad de Buenos Aires)

JURADO

Emiliano Quiroga

Ingeniero Agrónomo (Universidad Nacional de Catamarca)

Doctor en Ciencias Agropecuarias (Universidad de Buenos Aires)

JURADO

Pablo Donoso

Ingeniero Forestal (Universidad Austral de Chile)

Ph.D. en Manejo de Ecosistemas Forestales (Universidad Estatal de Nueva York)

Fecha de defensa de la tesis: 13 de septiembre de 2024

Agradecimientos

A todas y todos los que me acompañaron en este camino de formación.

A mi familia, (mis viejos, mis hermanas y mi abuela) por su amor y apoyo incondicional siempre.

A mi compañera, Flor, por apoyo emocional constante, por el amor y por los cuidados en los momentos de flaqueza.

A Dardo, por todo lo que me enseñó, por bancarme siempre profesional y emocionalmente.

A mis compañeros y amigos de la Estación Forestal, Luji, Lauri y Tincho. Por ayudarme con la tesis, por las salidas a campo, por las charlas y las risas en la oficina.

A Carlos, Pablo y Diego por contribuir en mi formación académica y profesional.

A la Estación Forestal del INTA Villa Dolores y a Conicet por contribuir en mi formación profesional.

A todas y todos los ayudantes que me acompañaron en los muestreos.

A los productores y productoras que me permitieron realizar los muestreos en sus campos.

A la educación pública, que me permitió llegar hasta esta instancia.

A todos los que hicieron posible esta tesis...

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 esta u otra institución.

Francisco Guillermo Alaggia

ÍNDICE GENERAL

CAPÍTULO 1	1
Introducción: Integridad ecológica de bosques del Chaco Árido bajo uso agroganadero-forestal: degradación, configuración espacial e interacciones entre escalas.	1
1.1 INTRODUCCIÓN	2
1.2 HIPÓTESIS GENERAL	8
1.3 OBJETIVO GENERAL	8
1.4 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	9
1.5 METODOLOGÍA GENERAL	9
1.5.1 Área de estudio.....	9
1.5.2 Geomorfología.	10
1.5.3 Clima	11
1.5.4 Suelos	12
1.5.5 Comunidades vegetales	12
1.5.6 Historia de uso	13
1.6 ESTRUCTURA GENERAL DE LA TESIS	15
 CAPÍTULO 2	 17
Configuración espacial y servicios ecosistémicos clave a nivel de unidad de paisaje.	17
2.1 INTRODUCCIÓN	18
2.2 HIPÓTESIS.....	23
2.3 OBJETIVOS.....	24
2.4 MATERIALES Y MÉTODOS	24
2.4.1 Selección de sitios	24
2.4.2 Variables estructurales indicadoras de servicios ecosistémicos	25
2.4.3 Procedimiento de muestreo.....	28
2.4.4 Cálculo de Índices integradores	31
2.4.5 Análisis de datos.....	33
2.5 RESULTADOS.....	35
2.5.1 Configuración espacial de la vegetación leñosa	35
2.5.2 Configuración espacial y servicios ecosistémicos clave	41
2.5.2.1 Servicios de soporte	41
2.5.2.2 Servicios ecosistémicos de regulación.....	43
2.5.2.3 Servicios ecosistémicos de provisión.....	45
2.6 DISCUSIÓN.....	48
2.6.1 Configuración espacial	48
2.6.1.1 Cobertura Vegetal.....	48
2.6.1.2 Heterogeneidad y complejidad estructural.....	49
2.6.2 Servicios ecosistémicos de soporte	52
2.6.3 Servicios ecosistémicos de regulación	56

2.6.4 Servicios ecosistémicos de provisión	59
2.7 CONCLUSIONES	62
CAPÍTULO 3	64
Intensificación agropecuaria y patrones espaciales en paisajes boscosos de Traslasierra (Córdoba)	64
3.1 INTRODUCCIÓN	65
3.2 HIPÓTESIS	70
3.3 OBJETIVOS	71
3.4 MATERIALES Y MÉTODOS	73
3.4.1 Área de estudio	73
3.4.2 Escalas espaciales	73
3.4.3 Generación de información base y variables de estudio	74
3.4.3.1 Mapa coberturas	74
3.4.4 Análisis de métricas de paisaje	80
3.4.5 Cálculo de Índices integradores	82
3.4.6 Análisis de datos	82
3.5 RESULTADOS	84
3.5.1 Métricas meta-escala de paisaje	86
3.5.2 Métricas de los paisajes del llano y piedemonte	87
3.5.3 Métricas de paisaje zona norte y sur de los llanos	89
3.5.4 Métricas del bosque maduro a meso-escala de paisaje (E_{5000}) y micro-escala de paisaje (E_{1000})	91
3.5.5 Métricas de la vegetación de reemplazo a meso-escala de paisaje (E_{5000}) y micro-escala de paisaje (E^{1000})	94
3.5.6 Índice de heterogeneidad de paisaje a meso-escala de paisaje (E_{5000}) y micro-escala de paisaje (E_{1000})	96
3.6 DISCUSIÓN	98
3.6.1 Mapeo de coberturas de la vegetación y patrones espaciales generales del área de estudio	98
3.6.2 Patrones espaciales a diferentes escalas en los paisajes del piedemonte y el llano	103
3.7 CONCLUSIONES	108
CAPÍTULO 4	110
Intensificación agropecuaria, patrones espaciales y servicios ecosistémicos en paisajes boscosos de Traslasierra	110
4.1 INTRODUCCIÓN	111
4.2 HIPÓTESIS	115
4.3 OBJETIVOS	116
4.4 MATERIALES Y MÉTODOS	117
4.4.1 Área de estudio:	117

4.4.2 Esquema general metodológico:	117
4.4.2.1 Escalas de análisis.....	118
4.4.3 Modelado de servicios de soporte, regulación y provisión.....	118
4.4.4 Métricas de bosque maduro y vegetación de reemplazo, y servicios ecosistémicos clave.	124
4.5 RESULTADOS.....	126
4.5.1 Modelado de servicios de soporte	126
4.5.2 Modelado de servicios de regulación	129
4.5.3 Modelado de servicios de provisión.....	131
4.5.4 Servicios ecosistémicos a diferentes escalas espaciales de paisajes	134
4.5.4.1 Relación entre cobertura de bosque maduro y servicios ecosistémicos de soporte	134
4.5.4.2 Relación entre cobertura de bosque maduro y servicios ecosistémicos de provisión y regulación.....	136
4.5.4.3 Relación entre tamaño de parche de bosque maduro y servicios ecosistémicos de soporte y provisión	138
4.5.4.4 Relación entre la cobertura de la vegetación de reemplazo y servicios ecosistémicos soporte	140
4.5.4.5 Relación entre la cobertura de vegetación de reemplazo y servicios ecosistémicos regulación.....	142
4.5.4.6 Relación entre el tamaño de parche de la vegetación de reemplazo y servicios ecosistémicos de soporte.....	144
4.6 DISCUSIÓN.....	146
4.6.1 Modelado de servicios ecosistémicos de soporte.....	146
4.6.2 Modelado de servicios de regulación	148
4.6.3 Modelado de servicios de provisión.....	151
4.6.4 Cobertura de bosque maduro y servicios ecosistémicos	153
4.6.5 Tamaño de parche de bosque maduro y servicios ecosistémicos.....	155
4.6.6 Cobertura de la vegetación de reemplazo y servicios ecosistémicos	156
4.6.7 Tamaño de parche de la vegetación de reemplazo y servicios ecosistémicos	159
4.7 CONCLUSIONES.....	160
CAPÍTULO 5	162
Discusión general.....	162
5.1 INTRODUCCIÓN	163
5.2. Aportes y resultados más importantes de la tesis	163
5.3.1 Implicancias de los principales resultados en el Manejo de Bosque con Ganadería Integrada.	170
5.3.2 Principales resultados y aportes al debate entre modelos <i>Land Sparing</i> y <i>Land Sharing</i>	177
BIBLIOGRAFÍA.....	183

ANEXO.....	209
ANEXO 2.....	209
ANEXO 3.....	216
ANEXO 4.....	220

ÍNDICE de FIGURAS

Figura 1.1 Patrones espaciales según la escala y resolución de análisis. En el esquema, el recuadro inferior derecho indica como un agrupamiento de parches vegetados en una escala de gran resolución (e.g. escala de unidad de paisaje) conforman parches agrupados que pueden constituir los mesoparches a una escala de resolución intermedia (recuadro del centro; e.g. escala de paisaje); y a su vez estos últimos pueden constituir metaparches a una escala regional (recuadro en ubicado hacia la izquierda del esquema) (adaptado de Etter, 1991). Sobre la flecha (ubicada sobre los recuadros) se indica las dimensiones de la escala espacial (en hectáreas), que va desde unidades de paisaje menores a 1 ha., hasta escalas regionales superiores a 900.000 ha..... **6**

Figura 1.2 Comunidades vegetales presentes en el área de estudio. A) bosque primario, B) Bosque secundario C) Matorral mixto/bosque bajo D) Parcela silvopastoril E) Chacra pastura. **7**

Figura 1.3. Ubicación del área de estudio en la región del Gran Chaco Americano y la Argentina. Paisajes dentro del área de estudio (Piedemonte y Llanos)..... **10**

Figura 1.4. Climograma de Villa Dolores. Valores promedio julio 1970 a junio 2011 (Adaptado de Karlin et al., 2013.) **11**

Figura 2.1 Vista aérea y perfiles de comunidades vegetales con distinto nivel de complejidad estructural. Fuente: Elaboración propia. **21**

Figura 2.2. A) Área de estudio. Los puntos de color amarillo representan los 49 sitios de muestreo. La zona delimitada con color azul representa el paisaje de piedemonte y la zona delimitada con color verde representa el paisaje de los llanos. B) Ubicación del área de estudio dentro de la región chaqueña..... **25**

Figura 2.3. Fotografías de comunidades vegetales de sitios que son o eran bosques en donde se realizaron los muestreos (i.e. sitios ecológicos de bosque mixto de algarrobo y quebracho blanco). Foto (a) y (b) situaciones muy degradadas (lotes desmontados para uso pastoril), y (c) y (d) situaciones con bosques. **26**

Figura 2.4. Procedimiento de muestreo. La línea negra indica la trayectoria de la transecta de 250 m. Los rectángulos ubicados a los lados de esta (de 5 m cada lado) representan las parcelas donde se registró variables de estructura de especies leñosas arbóreas (10 x 250 m). Las líneas

puntadas de color azul indican los límites de cada estrato vegetal leñoso. Las líneas punteadas de color rojo representan los puntos de registro de cobertura de vegetación leñosa (tres estratos leñosos y uno herbáceo). Cada 5 m se disponen parcelas de 1 x 2m (1 m a cada lado de la transecta) para el muestreo de la regeneración de especies leñosas.31

Figura 2.5. *Relaciones entre la cobertura vegetal de especies leñosas y la heterogeneidad vertical y horizontal (A y B) y relación entre la heterogeneidad vertical y la heterogeneidad horizontal (C) para sitios con diferente fisonomía (Círculos: bosques maduros; Rombos: bosques cerrados con emergentes; Cruces: bosques cerrados sin emergentes; Cuadrados: bosques cerrados bajos Triángulos: pastizal natural y pasturas implantadas; Estrellas: bosques abiertos) en los paisajes del piedemonte (t rojos) y los llanos (s azules). Las líneas rojas representan los modelos ajustados a los sitios del paisaje de piedemonte y las líneas azules las curvas ajustadas a los sitios del paisaje de los llanos.35*

Figura 2.6. *Relación entre el número de parches y heterogeneidad vertical de la vegetación en sitios con diferente fisonomía (círculos: bosques maduros; rombos: bosques cerrados con emergentes; cruces: bosques cerrados sin emergentes; cuadrados: bosques cerrados bajos; triángulos: pastizal natural y pasturas implantadas) de los paisajes del piedemonte (triángulos rojos) y los llanos (círculos azules). Las líneas rojas representan los modelos ajustados a los sitios de piedemonte y las líneas azules las curvas ajustadas a los sitios de los llanos.37*

Figura 2.7. *Relaciones entre el n° de parches (estrato bajo medio y alto) con la heterogeneidad vertical y horizontal en sitios con diferente fisonomía (círculos: bosques maduros; rombos: bosques cerrados con emergentes; cruces: bosques cerrados sin emergentes; cuadrados: bosques cerrados bajos; triángulos: pastizal natural y pasturas implantadas) el paisaje del piedemonte (triángulos rojos) y los llanos (círculos azules). Las líneas rojas representan los modelos ajustados a los sitios de piedemonte, las líneas azules las curvas ajustadas a los sitios de los llanos y la línea gris el modelo ajustado para los dos paisajes.....38*

Figura 2.8. *Relaciones entre el (A) Tamaño de Parche y (B) Tamaño de Interparche con la heterogeneidad horizontal, en sitios con diferente fisonomía (círculos: bosques maduros; rombos: bosques cerrados con emergentes; cruces: bosques cerrados sin emergentes; cuadrados: bosques cerrados bajos; triángulos: pastizal natural y pasturas implantadas) del paisaje del piedemonte (triángulos rojos) y los llanos (círculos azules). En (A) las líneas rojas representan los modelos ajustados a los sitios de piedemonte y las líneas azules las curvas ajustadas a los sitios de los llanos. En (B) la línea de color gris se corresponde con modelo ajustado para ambos paisajes juntos. Los colores de R^2 ajustado y del valor del punto de quiebre Y se corresponden con el color de las líneas de los modelos ajustados.....39*

Figura 2.9. *Relaciones entre el tamaño de parche y tamaño de interparche con la heterogeneidad vertical de los estratos leñosos bajo medio y alto en sitios con diferente fisonomía (círculos: bosques maduros; rombos: bosques cerrados con emergentes; cruces: bosques cerrados sin emergentes; cuadrados: bosques cerrados bajos; triángulos: pastizal natural y pasturas implantadas) el paisaje del piedemonte (triángulos rojos) y los llanos (círculos azules). Las líneas*

rojas representan los modelos ajustados a los sitios de piedemonte, las líneas azules las curvas ajustadas a los sitios de los llanos y la línea gris el modelo ajustado para los dos paisajes.41

Figura 2.10. Relaciones entre la heterogeneidad vertical y horizontal con la diversidad de especies leñosas en sitios con diferente fisonomía (círculos: bosques maduros; rombos: bosques cerrados con emergentes; cruces: bosques cerrados sin emergentes; cuadrados: bosques cerrados bajos; triángulos: pastizal natural y pasturas implantadas) del paisaje del piedemonte (triángulos rojos) y los llanos (círculos azules). Las líneas rojas representan los modelos ajustados a los sitios de piedemonte y las líneas azules las curvas ajustadas a los sitios de los llanos.42

Figura 2.11. Relaciones entre el carbono orgánico (0-10 cm; %), el de nitrógeno total (0-10 cm; %), el índice NDVI y el índice de heterogeneidad vertical en sitios con diferente fisonomía (círculos: bosques maduros; rombos: bosques cerrados con emergentes; cruces: bosques cerrados sin emergentes; cuadrados: bosques cerrados bajos; triángulos: pastizal natural y pasturas implantadas) del paisaje del piedemonte (triángulos rojos) y los llanos (círculos azules). Las líneas grises representan los modelos ajustados a los modelos ajustados para los dos paisajes.43

Figura 2.12. Relaciones entre el índice de heterogeneidad vertical y el coeficiente de variación del índice NDVI (A), y el stock de mantillo ($\text{ton} \cdot \text{ha}^{-1}$; B) en sitios con diferente fisonomía (círculos: bosques maduros; rombos: bosques cerrados con emergentes; cruces: bosques cerrados sin emergentes; cuadrados: bosques cerrados bajos; triángulos: pastizal natural y pasturas implantadas) el paisaje del piedemonte (triángulos rojos) y los llanos (círculos azules). Las líneas rojas representan los modelos ajustados a los sitios de piedemonte, las líneas azules los modelos ajustados a los sitios de los llanos.44

Figura 2.13. Relaciones entre el índice de heterogeneidad vertical y la regeneración de especies leñosas ($\text{plántulas} \cdot \text{ha}^{-1}$; A), en sitios con diferente fisonomía (círculos: bosques maduros; rombos: bosques cerrados con emergentes; cruces: bosques cerrados sin emergentes; cuadrados: bosques cerrados bajos; triángulos: pastizal natural y pasturas implantadas) el paisaje del piedemonte (triángulos rojos) y los llanos (círculos azules). La línea gris representa el modelo lineal generalizado ajustado para los dos paisajes. Diagrama de cajas para la regeneración de especies leñosas (B) en sitios con alta (verde claro) y baja (verde claro) heterogeneidad vertical.45

Figura 2.14. Relaciones entre el Área basal, la cobertura de especies herbáceas y la heterogeneidad vertical en sitios con diferente fisonomía (círculos: bosques maduros; rombos: bosques cerrados con emergentes; cruces: bosques cerrados sin emergentes; cuadrados: bosques cerrados bajos; triángulos: pastizal natural y pasturas implantadas) del paisaje del piedemonte (triángulos rojos) y los llanos (círculos azules). Las líneas grises representan los modelos ajustados para los dos paisajes.46

Figura 2.15. Relaciones entre la cobertura de especies leñosas melíferas (A y B), alimenticias (C y D) y forrajeras (E) con los índices de heterogeneidad vertical y horizontal en sitios con diferente fisonomía (círculos: bosques maduros; rombos: bosques cerrados con emergentes; cruces: bosques cerrados sin emergentes; cuadrados: bosques cerrados bajos; triángulos: pastizal natural y pasturas implantadas) el paisaje del piedemonte (triángulos rojos) y los llanos (círculos

azules). Las líneas rojas representan los modelos ajustados a los sitios de piedemonte, las líneas azules las curvas ajustadas a los sitios de los llanos y las líneas grises los modelos ajustados a ambos paisajes. Las líneas punteadas representan los modelos segmentados.47

Figura 3.1. Imágenes satelitales de ecosistemas naturales y agrícolas.67

Figura 3.2 Área de estudio en donde se indica el gradiente de intensificación agropecuaria (de sur a norte), gradiente de aridez (este a oeste) y gradientes de riesgo de erosión (eólica y por riesgo de erosión hídrica). Las zonas del área de estudio de color azul corresponden al piedemonte y las de color verde corresponden al paisaje de los llanos.69

Figura 3.3 Área de estudio. Los puntos de color naranja representan los 49 sitios de muestreo en las transectas de 250m, los puntos magentas representan relevamientos fisonómicos (59 parcela de 30 x 30) y los puntos color cian representan los 204 relevamientos de tipo satelital. La zona delimitada con color azul representa el paisaje de piedemonte y la zona delimitada con color verde representa el paisaje de los llanos.76

Figura 3.4. Esquema del procedimiento realizado en la clasificación.79

Figura 3.5 Divisiones del área de estudio (región/meta-paisaje) en A) Paisajes de piedemonte y llanos. B) Paisaje de los Llanos norte y sur C) Meso-escala de paisaje (E_{5000}) D) Micro-escala de paisajes (E_{1000}). Las cuatro figuras corresponden a cada uno de los análisis de métricas de paisaje realizados en el área de estudio.82

Figura 3.6. A) Mapa de coberturas de la zona de estudio. B) Ubicación de la provincia de Córdoba dentro de la región chaqueña. C) Ubicación del área de estudio dentro de la provincia de Córdoba85

Figura 3.7. Cobertura de las distintas clases (%) en el paisaje de los llanos y del piedemonte. .86

Figura 3.8. Cobertura de las distintas clases (%) en el paisaje de los llanos sur y llanos norte. 86

Figura 3.9. Relaciones entre la cobertura de bosque maduro (%) y el tamaño de parche (ha), el número de parches y densidad de borde de parches (densidad de borde) de los parches de bosque maduro ($m \cdot ha^{-1}$) a meso-escala (E_{5000} : A, C, E) y micro-escala de paisaje (E_{1000} : B, D, F). Los puntos azules representan los valores de las variables para el paisaje de los llanos y los triángulos rojos los valores de las variables para el paisaje del piedemonte. Las líneas rojas representan los modelos ajustados a los sitios de piedemonte, las líneas azules los modelos ajustados a los sitios de los llanos y las líneas grises los modelos ajustados a ambos paisajes. Asimismo, las líneas puntuadas corresponden a modelos segmentados y las sólidas a modelos cuadráticos. Los $*R^2$ representan el coeficiente de determinación ajustado de los modelos segmentados y las “y” el punto de quiebre del modelo. Los R^2 representan el coeficiente de determinación ajustado de los modelos exponenciales, logarítmicos y cuadráticos.93

F Figura 3.10. Relaciones entre la cobertura de la vegetación de reemplazo (%) y el tamaño de parche (Ha), el número de parches y la densidad de borde de los parches de la vegetación de reemplazo ($m.ha^{-1}$) a meso-escala de paisaje (E_{5000} : A, C, E) y de micro-escala de paisaje (E_{1000} : B, D, F). Los puntos azules representan los valores de las variables para el paisaje de los llanos y los triángulos rojos los valores de las variables en el ecosistema del piedemonte. Las líneas rojas representan los modelos ajustados a los sitios de piedemonte, las líneas azules los modelos ajustados a los sitios de los llanos y las líneas grises los modelos ajustados que incluye a ambos paisajes. Asimismo, con líneas puntuadas corresponden a modelos segmentados y las sólidas a modelos cuadráticos. Los $*R^2$ representan el coeficiente de determinación ajustado de los modelos segmentados y las “y” el punto de quiebre del modelo. Los R^2 representan el coeficiente de determinación de los modelos exponenciales, logarítmicos y cuadráticos. **96**

Figura 3.11. Relaciones entre la cobertura de la vegetación de reemplazo (%) y el índice de heterogeneidad de paisaje; (a) Meso-escala de paisaje: E_{5000} , y (b) Micro-escala de paisaje: E_{1000} . Los puntos azules representan los valores de las variables para el paisaje de los llanos y los triángulos rojos los valores de las variables en el ecosistema del piedemonte. Las líneas rojas representan los modelos ajustados a los sitios de piedemonte, las líneas azules los modelos ajustados a los sitios de los llanos y las líneas grises los modelos ajustados para los dos paisajes. Asimismo, las líneas de trazos con línea segmentada corresponden a modelos de regresiones segmentados y las sólidas a modelos cuadráticos. Los $*R^2$ representan el coeficiente de determinación ajustado de los modelos segmentados y las “y” el punto de quiebre del modelo. Los R^2 representan el coeficiente de determinación ajustado de los modelos exponenciales, logarítmicos y cuadráticos. **97**

Figura 4.1. Vista aérea de distintos paisajes (ecosistemas naturales y agroecosistemas). Las barras de color verde oscuro, verde claro y amarillo son representaciones clásicas de la cantidad de servicios ecosistémicos provistos por cada paisaje (hacia la izquierda de la figura paisajes poco o nada modificados, hacia la derecha de la figura un agro-paisaje muy modificado). **111**

Figura 4.3. Síntesis esquemática de etapas metodológicas del capítulo 4. **118**

Figura 4.4. En la figura se muestran un resumen de la estructura empleada para el modelado de los distintos “proxies” de servicios ecosistémicos (provisión, regulación y soporte) a nivel de paisaje con los cuales se generó cartografía digital (capas de información geográficas). **120**

Figura 4.5. Modelos para las relaciones entre servicios ecosistémicos de soporte y la banda C (HV) de la imagen Sentinel-1 y la banda L (VH) de la imagen ALOS PALSAR. A) Relación entre el índice de heterogeneidad vertical y la retrodispersión banda L (VH) de la imagen ALOS PALSAR (dB). B) Relación entre el índice de heterogeneidad horizontal y la retrodispersión de la banda C (HV) de la imagen Sentinel-1 (dB). C) Relación entre el porcentaje (%) de carbono orgánico (0-10 cm) del suelo y la retrodispersión de la banda L (VH) de la imagen ALOS PALSAR (dB). D) Relación entre el índice de diversidad de especies leñosas y la retrodispersión de la banda C (HV) de la imagen Sentinel-1 (dB). E) Relación entre el nitrógeno total de 0-10 cm (%) del suelo y la banda L (VH) de la imagen ALOS PALSAR (dB). Las líneas negras representan los modelos ajustados a la relación entre las distintas variables. **127**

Figura 4.6. Las distintas figuras muestran el mapeo de los servicios ecosistémicos de soporte dentro del área de estudio. A) Índice de heterogeneidad horizontal (basado en modelos de la figura 4.4.A). B) Índice de heterogeneidad vertical (basados en modelo de la figura 4.4.B). C) Índice de diversidad de especies leñosas (basado en modelo de la figura 4.4.D). D) Carbono orgánico del suelo 0-10 cm (%) (basado en modelo de la figura 4.4.C). E) Nitrógeno total del suelo 0-10 cm (%) (basado en el modelo de la figura 4.). F) Promedio índice de vegetación de diferencia normalizada (año 2018-2022). 128

Figura 4.7. Modelos para las relaciones entre servicios ecosistémicos de regulación y la retrodispersión de la banda HV de la imagen Sentinel-1. A) Relación entre el índice de vegetación de diferencia normalizada y la cobertura de mantillo (%); B) Relación entre la retrodispersión de la banda C (HV) de la imagen Sentinel-1 (dB) y el stock de mantillo ($\text{ton} \cdot \text{ha}^{-1}$). Las líneas negras representan los modelos ajustados a las relaciones entre la variable explicativa y respuesta... 130

Figura 4.8. Modelo para las relaciones entre la regeneración de especies leñosas ($\text{plántulas} \cdot \text{ha}^{-1}$) y la retrodispersión de la banda C (HV) de la imagen Sentinel 1. Las líneas negras representan los modelos ajustados a las relaciones entre la variable explicativa y respuesta..... 130

Figura 4.9. Las distintas figuras muestran el mapeo de los servicios ecosistémicos de regulación dentro del área de estudio. A) Cobertura de mantillo (%) (basado en el modelo de la figura 4.7 A) Stock de mantillo ($\text{ton} \cdot \text{ha}^{-1}$) (basado en el modelo de la figura 4.7 B). C) Regeneración de especies leñosas ($\text{plántulas} \cdot \text{ha}^{-1}$) (basado en el modelo de la figura 4.8 D) Coeficiente de variación del índice NDVI. E) Índice de control de erosión..... 131

Figura 4.10. Modelo para la relación entre el servicio ecosistémico de provisión de forraje (%) y la banda C (VH) de la imagen Sentinel-1 (dB). La línea negra representa los modelos ajustados a las relaciones entre la variable explicativa y respuesta..... 132

Figura 4.11. Modelos para las relaciones entre la banda C (VH) de la imagen Sentinel-1 (dB) y: A) Área basal en el paisaje de los llanos ($\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$); B) Área basal en el paisaje del piedemonte ($\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$). Las líneas negras representan los modelos ajustados a las relaciones entre la variable explicativa y respuesta. 133

Figura 4.12. Modelos para las relaciones entre servicios ecosistémicos de provisión y la banda C (VH) de la imagen Sentinel-1 (dB) y: A) cobertura de especies leñosas melíferas (%) B) cobertura de especies leñosas forrajeras. Las líneas negras representan los modelos ajustados a las relaciones entre la variable explicativa y respuesta. 133

Figura 4.13. Las distintas figuras muestran el mapeo de los servicios ecosistémicos de regulación dentro del área de estudio. A) Área basal ($\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$) B) Cobertura de especies leñosas forrajeras (%) C) Índice NDVI de cobertura herbácea D) Cobertura de especies leñosas melíferas (%). E) Cobertura de especies herbáceas forrajeras (%). 134

Figura 4.14. Relaciones entre el índice de heterogeneidad vertical (A y B), el Carbono orgánico (%; C y D) y el Nitrógeno total (%; E y F) con la cobertura de bosque maduro a meso-escala de paisaje (E_{5000}) y microescala (E_{1000}) en el paisaje del piedemonte (triángulos rojos) y los llanos (círculos azules). Las líneas grises, representan los modelos ajustados para toda el área de estudio, las líneas rojas representan los modelos ajustados a los sitios de piedemonte y las líneas azules las curvas ajustadas a los sitios de los llanos. 136

Figura 4.15. Relaciones entre el Área Basal ($m^2 \cdot ha^{-1}$) y el Stock de mantillo ($ton \cdot ha^{-1}$) con la cobertura de bosque maduro a meso-escala de paisaje (E_{5000}) y micro-escala de paisaje (E_{1000}) en el paisaje del piedemonte (triángulos rojos) y los llanos (círculos azules). Las líneas grises representan los modelos ajustados para toda el área de estudio, las líneas rojas representan los modelos ajustados a los sitios de piedemonte y las líneas azules las curvas ajustadas a los sitios de los llanos. 138

Figura 4.16. Relaciones entre el índice de heterogeneidad vertical, el carbono orgánico del suelo 0-10cm (%) y el nitrógeno total del suelo 0-10cm (%) y el índice de heterogeneidad vertical con el tamaño de parche de bosque maduro (ha) a meso-escala de paisaje (E_{5000}) en el paisaje del piedemonte (triángulos rojos) y los llanos (círculos azules). Las líneas grises representan los modelos ajustados para toda el área de estudio, las líneas rojas representan los modelos ajustados a los sitios de piedemonte y las líneas azules las curvas ajustadas a los sitios de los llanos. 139

Figura 4.17. Relaciones entre Cobertura de especies leñosas melíferas (%), el Área Basal ($m^2 \cdot ha^{-1}$) y el índice de heterogeneidad vertical con la cobertura de bosques a meso-escala de paisaje (E_{5000}) en el paisaje del piedemonte (triángulos rojos) y los llanos (círculos azules). Las líneas grises representan los modelos ajustados para toda el área de estudio, las líneas rojas representan los modelos ajustados a los sitios de piedemonte y las líneas azules las curvas ajustadas a los sitios de los llanos. 140

Figura 4.18. Relaciones entre Índice de diversidad de especies leñosas, Índice de heterogeneidad horizontal de especies leñosas (%) y Regeneración de especies leñosas ($plántulas \cdot ha^{-1}$) con la vegetación de reemplazo a meso-escala de paisaje (E_{5000}) y micro-escala de paisaje (E_{1000}) en el paisaje del piedemonte (triángulos rojos) y los llanos (círculos azules). Las líneas grises representan los modelos ajustados para toda el área de estudio, las líneas rojas representan los modelos ajustados a los sitios de piedemonte y las líneas azules las curvas ajustadas a los sitios de los llanos. 142

Figura 4.19. Relaciones entre el coeficiente de variación del índice de vegetación de diferencia normalizada y el Índice de control de la erosión con la cobertura de vegetación de reemplazo a escala de predio (E_{5000}) y lote (E_{1000}) en el paisaje del piedemonte (triángulos rojos) y los llanos (círculos azules). Las líneas grises representan los modelos ajustados para toda el área de estudio, las líneas rojas representan los modelos ajustados a los sitios de piedemonte y las líneas azules las curvas ajustadas a los sitios de los llanos. 143

Figura 4.20. Relaciones entre la cobertura de especies leñosas forrajeras y de la cobertura de la vegetación de reemplazo a meso-escala de paisaje (A; E_{5000}) y micro-escala de paisaje (B; E_{1000})

en el paisaje del piedemonte (triángulos rojos) y los llanos (círculos azules). Las líneas grises representan los modelos ajustados para toda el área de estudio, las líneas rojas representan los modelos ajustados a los sitios de piedemonte y las líneas azules las curvas ajustadas a los sitios de los llanos. 144

Figura 4.21. Relaciones entre el tamaño de parche de la vegetación de reemplazo (ha) con : (A) la regeneración de especies leñosas ($Plántulas \cdot ha^{-1}$); (B) el Índice de diversidad de especies leñosas, (C) el Índice de heterogeneidad horizontal y (D) el coeficiente de variación del índice de vegetación de diferencia normalizada (%); a escala de predio (E_{5000}) en el paisaje del piedemonte (triángulos rojos) y los llanos (círculos azules). Las líneas grises representan los modelos ajustados para toda el área de estudio. Las líneas negras, interrumpidas representan los modelos segmentados ajustados para toda el área de estudio, para los paisajes del piedemonte y los llanos respectivamente. * R^2 Ajustado a modelos segmentados ($y =$ punto de quiebre que indica valor umbral en el eje x)..... 145

Figura 5.1 Esquema resumen de las principales respuestas de los servicios ecosistémicos de Soporte, Provisión y Regulación ante cambios de la heterogeneidad vertical (A, C y E) y heterogeneidad horizontal (B y D)..... 166

Figura 5.2 Esquema resumen de las principales respuestas de los servicios ecosistémicos ante cambios de la cobertura de bosque maduro(A), del tamaño de parche de bosque maduro (B), de la cobertura de cultivos y pasturas implantadas (C) y del tamaño de parche de cultivos y pasturas (D). 170

Figura 5.4 Diferentes escalas espaciales analizadas en esta tesis: escala de unidad de paisaje, paisaje y regional. A la izquierda se puede observar los distintos tipos de sitios según la complejidad a nivel estructural (heterogeneidad vertical y horizontal). En el centro de la figura se muestran diferentes paisajes, con características claves a la hora de maximizar servicios ecosistémicos (heterogeneidad, cobertura de bosque maduro y cobertura de bosques secundarios). A la derecha se muestra el área de estudio (nivel regional), con las distintas clases de cobertura y la dominancia de las clases boscosas (característica clave para maximizar la provisión de servicios ecosistémicos). Las líneas punteadas muestran la relación de las tres características claves a la hora de conservar servicios ecosistémicos (heterogeneidad, cobertura de bosque maduro y bosques secundarios) a escala de sitio y de paisaje..... 174

Figura 5.3: Superficie mínima del tamaño de parche de bosque (o relicto de bosque) necesaria para sustentar poblaciones viables de diferentes especies que dependan de este tipo de hábitat (directa y/o indirectamente) como grandes depredadores (e.g. pumas), herbívoros grandes (e.g. ciervos), mamíferos medianos (e.g. zorros, zorrinos, comadrejas) y pequeños (e.g. roedores), plantas (herbáceas, arbustos y árboles), invertebrados (e.g. insectos y arañas), reptiles (e.g. víboras y serpientes), anfibios (e.g. sapos y ranas) y aves (adaptado de López-Barreda 2004 y Bentrup, 2008; Cavallero et al., 2023). 177

ÍNDICE de CUADROS

Cuadro 2.1: *Indicadores asociados la complejidad estructural de la vegetación leñosa (variables explicativas).....26*

Cuadro 2.2: *Indicadores de servicios ecosistémicos (variables respuesta) asociadas a variables indicadoras de estructura o servicios ecosistémicos a escala de unidad de paisaje. Clasificación e indicadores basados en Peri et al., (2017) adaptado de Millennium Ecosystem Assessment (2005).26*

Cuadro 3.1: *Unidades de cobertura de suelo que se utilizaron para confeccionar el mapa de coberturas del oeste de la provincia de Córdoba (Chaco Árido). En las distintas columnas se explicita el tipo de cobertura según su origen (natural o antrópico), las características fisonómicas (coberturas de los distintos estratos, el herbáceo y los leñosos= bajo: <2 metros; medio: 2-8 metros; alto: >8 metros) y las especies dominantes y codominantes de cada clase. .74*

Cuadro 3.2: *Índices espectrales utilizados para realizar la clasificación supervisada. En la 2ª columna se expresa la definición conceptual de cada índice y en la 3er columna se indican las bandas utilizadas para su cálculo..... 77*

Cuadro 3.3: *Valores accuaracy test por clase de cobertura de suelo para el área de estudio (Chaco Árido de Traslasierra, Córdoba).85*

Cuadro 3.4: *Métricas de paisaje de las diferentes clases de cobertura en el paisaje de los llanos: BM (Bosque Maduro), BCCE (bosque cerrado con emergentes), BCSE (bosque cerrado sin emergentes), BA (Bosque Abierto), BCB (bosques cerrados bajos), PNPI (Pastizal Natural y pasturas implantadas), Cultivo. Métricas: Superficie (ha; %); NP (número de parches), NP.ha-1 (número de parches.ha-1); DB (densidad de borde; m.ha-1); TP (tamaño de parches; ha); DTP (desvío estándar tamaño de parche; ha).88*

Cuadro 3.5: *Métricas de paisaje de las diferentes clases de cobertura en el paisaje del piedemonte: BM (Bosque Maduro), BCCE (bosque cerrado con emergentes), BCSE (bosque cerrado sin emergentes), BA (Bosque Abierto), BCB (bosques cerrados bajos), PNPI (Pastizal Natural y pasturas implantadas), Cultivo. Métricas: Superficie (ha; %); NP (número de parches), NP.ha-1 (número de parches.ha-1);DB (densidad de borde; m.ha-1); TP (tamaño de parches; ha); DTP (desvío estándar tamaño de parche; ha).89*

Cuadro 3.6. *Métricas de paisaje de las diferentes clases de cobertura en el paisaje de los llanos norte: BM (Bosque Maduro), BCCE (bosque cerrado con emergentes), BCSE (bosque cerrado sin emergentes), BA (Bosque Abierto), BCB (bosques cerrados bajos), PNPI (Pastizal Natural y pasturas implantadas), Cultivo. Métricas: Superficie (ha; %); NP (número de parches); DB (densidad de borde; m.ha⁻¹); TP (tamaño de parches; ha); DTP (desvío estándar tamaño de parche; ha)..... 90*

Cuadro 3.7. Métricas de paisaje de las diferentes clases de cobertura en el paisaje de los llanos sur: BM (Bosque Maduro), BCCE (bosque cerrado con emergentes), BCSE (bosque cerrado sin emergentes), BA (Bosque Abierto), BCB (bosques cerrados bajos), PNPI (Pastizal Natural y pasturas implantadas), Cultivo. Métricas: Superficie (ha; %); NP (número de parches); DB (densidad de bordes; $m.ha^{-1}$); TP (tamaño de parches; ha); DTP (desvío estándar tamaño de parche; ha)..... **90**

Cuadro 4.1: Indicadores o “proxies” de servicios ecosistémicos asociados a variables indicadoras de estructura a escala de paisaje. Dichos indicadores, fueron utilizados para modelar los servicios ecosistémicos a escala de paisaje (junto con datos satelitales). La clasificación e indicadores utilizados se basaron en Peri et al., (2017) y en Millennium Ecosystem Assessment (2005). **121**

Abreviaturas y Acrónimos

HHV: Heterogeneidad Horizontal

HVV: Heterogeneidad Vertical

NDVI: Índice de diferencia de Vegetación Normalizado

CV_NDVI: Coeficiente de variación del índice de diferencia de vegetación normalizado

TI: Tamaño de interparche

TP: Tamaño de parche

NP: Número de parche

BA: Bosque Abierto

BM: Bosque Maduro

BCSE: Bosque cerrado sin emergentes

BCCE: Bosque cerrado con emergentes

PNPI: Pastizal natural y pasturas implantadas

BCB: Bosque cerrado bajo

GEE: Google Earth Engine

E1000: Micro-escala de paisaje

E5000: Meso-escala de paisaje

DB: Densidad de Borde

HA: Hectáreas

M: Metros

VR: Vegetación de reemplazo

GLS: Mínimos cuadrados Generalizados

AIC: Criterio de información de Akaike

ANOVA: Análisis de la varianza

MBGI: Manejo de bosque con ganadería integrada

AB: Área basal

Integridad ecológica en paisajes boscosos bajo uso agropecuario: configuración a distintas escalas espaciales y degradación en bosques del Chaco Árido.

Resumen

Los bosques del Chaco Árido de Córdoba han sufrido un proceso de deforestación y degradación, que en los últimos treinta años afectó a más del 95 % de los bosques de la provincia. Un tema prioritario para la investigación en ecología y el manejo de ecosistemas es profundizar estudios que aporten al debate e implementación de estrategias que integren producción y conservación. Por ello, es importante abordar estudios que contemplen las escalas de unidad de paisaje y de paisaje, sus interacciones, las características particulares de los ecosistemas y las implicancias de ambos enfoques sobre los socio-sistemas de bosques nativos. El objetivo de esta tesis fue evaluar, a diferentes escalas, la configuración espacial de la vegetación asociada a diferentes niveles de intensificación agropecuaria y su relación con procesos ecosistémicos clave que sustentan servicios ecosistémicos del Chaco Árido. Para ello, a través de muestreos a campo, y mediante la utilización de técnicas de teledetección y SIG se midieron y estimaron proxys de servicios ecosistémicos. Los resultados de esta tesis sugieren que: A) A nivel de unidad de paisaje existen relaciones positivas lineales y de tipo umbral entre la complejidad vertical y horizontal de la vegetación y los servicios ecosistémicos. B) Los procesos de intensificación agropecuaria afectan de diferente manera las configuraciones espaciales en los paisajes del piedemonte y los llanos, y en las zonas sur y norte del paisaje de los llanos. C) A nivel de paisaje, los bosques con distinto nivel de degradación proveen distintos servicios ecosistémicos. E) Determinados servicios ecosistémicos presentaron una respuesta umbral ante los cambios en los tamaños de parche de las superficies intensificadas agropecuariamente. Estos resultados permitieron evaluar cómo se asocian distintas configuraciones espaciales (a diferentes escalas) a la provisión de servicios ecosistémicos, siendo los mismos una base para planificación del uso, manejo y ordenamiento del territorio.

Palabras clave: Chaco Árido – Servicios Ecosistémicos – Configuraciones espaciales – Manejo de bosque con ganadería integrada – Land Sparing – Land Sharing

Ecological integrity in forested landscapes under agricultural use: configuration at different spatial scales and degradation in forests of the Arid Chaco.

Summary

The forests of the Arid Chaco in Córdoba have experienced significant deforestation and degradation, with over 95% of these forests affected in the past thirty years. A critical area of research in ecology and ecosystem management is the advancement of studies that contribute to the discussion and implementation of strategies integrating both production and conservation. It is therefore essential to conduct studies that consider the landscape and landscape unit scales, their interactions, the unique characteristics of ecosystems, and the implications of these approaches on the socio-ecological systems of native forests. This project's objective was to evaluate, at different scales, the spatial configuration of vegetation associated with varying levels of agricultural intensification and its relationship with key ecosystem processes sustaining ecosystem services in the Arid Chaco. Field sampling, remote sensing, and GIS techniques were used to measure and estimate proxies for ecosystem services. The findings of this thesis indicate that: (A) At the landscape unit level, there are positive linear and threshold-type relationships between vertical and horizontal complexity and ecosystem services. (B) The processes of agricultural intensification differentially affect the spatial configurations of landscapes in the foothills and plains, and between the southern and northern zones of the plains landscape. (C) At the landscape level, forests with varying degrees of degradation provide different ecosystem services. (D) Certain ecosystem services exhibit threshold responses to changes in the patch sizes of agriculturally intensified areas. These results provide a foundation for evaluating how different spatial configurations at various scales are associated with the provision of ecosystem services, thereby informing land use planning, management, and territorial organization.

Keywords: Arid Chaco – Ecosystem Services – Spatial configurations – Forest management with integrated livestock farming – Land Sparing – Land Sharing.

CAPÍTULO 1

Introducción: Integridad ecológica de bosques del Chaco Árido bajo uso agroganadero-forestal: degradación, configuración espacial e interacciones entre escalas.

1.1 INTRODUCCIÓN

La degradación y/o deforestaciones asociadas al sobreuso (histórico y actual) de los ecosistemas boscosos nativos han provocado la pérdida y la reducción de su capacidad de brindar servicios ecosistémicos a nivel global (Shvidenko *et al.*, 2005; Nachtergaele *et al.*, 2011; Soares-Filho *et al.*, 2014). La deforestación es el reemplazo del bosque por otro tipo de vegetación o actividad antrópica (agricultura, minería, desarrollo urbano u otros usos de la tierra). Complementariamente, la "degradación" involucra un proceso a través del cual la biomasa de un bosque disminuye, cambia su composición de especies y/o su calidad de suelo, afectando funciones ecosistémicas clave y reduciendo la capacidad del ecosistema para producir bienes y servicios (OIMT, 2002; FAO, 2009). El avance de la frontera agropecuaria y la sobreexplotación ganadero-forestal han causado una reducción del 40% de la superficie global de bosques nativos y también la degradación de gran parte de los bosques remanentes (Hansen *et al.*, 2013; Walz & Syrbe, 2013). Dentro de Argentina, la mayor pérdida y degradación de los bosques nativos, se concentra en el Parque chaqueño (87% del total), con tasas de deforestación que rondan el 0,42% anual (Mónaco *et al.*, 2020). Asimismo, dicha región concentra las mayores tasas de pérdida de servicios ecosistémicos dentro de la Argentina (Paruelo *et al.*, 2016).

Los bosques proveen una gran gama de servicios ecosistémicos que han sido agrupados como: servicios de soporte, de provisión, de regulación y culturales (De Groot *et al.*, 2002; MEA, 2005; Daily *et al.*, 2009). Los servicios de soporte son aquellos que sustentan los procesos o funciones ecosistémicas que permiten la provisión del resto de los servicios, por ejemplo: biodiversidad; stock de nutrientes; formación, tipo y profundidad del suelo; capacidad de almacenamiento de agua y productividad primaria. Los servicios de regulación se vinculan a los procesos o funciones de los ecosistemas, a través de las cuales se mantienen las condiciones del ambiente y su capacidad de responder frente a factores de disturbio naturales y/o antrópicos (e.g. ciclos hidrológicos, biogeoquímicos, control de erosión, resiliencia). Por su parte, los servicios de provisión son recursos tangibles y finitos, que se contabilizan y consumen (pueden ser o no renovables). Entre ellos se encuentra, por ejemplo, la provisión de agua para consumo humano, la provisión de productos agropecuarios como la madera y los alimentos. Los servicios culturales pueden ser tangibles o intangibles, son producto de percepciones individuales o colectivas y dependen del contexto sociocultural

(MEA, 2005). En este sentido, un tema prioritario para la investigación en ecología y manejo de ecosistemas es proporcionar conocimiento y herramientas para implementar manejos que mantengan o mejoren la integridad ecológica de bosques bajo uso antrópico, con la finalidad de conservar en el tiempo su capacidad de proveer servicios ambientales (MEA, 2005; COP 15, 2009; IPBES, 2019; IPCC, 2022). Uno de los modelos que plantea integrar los procesos de producción ganadera y conservación de los bosques nativos es el *Manejo de Bosque con Ganadería Integrada (MBGI)*. Dicho modelo se focaliza en mantener la integridad ecológica del bosque y maximizar la provisión de servicios ecosistémicos de los bosques nativos.

El *Manejo de Bosque con Ganadería Integrada* propone el manejo integral del ecosistema, como una herramienta de desarrollo frente al cambio de uso del suelo, donde se incluye al bosque nativo en la matriz productiva, como un agente proveedor de servicios ecosistémicos, especialmente en lo que respecta a la producción ganadera y forestal (Peri *et al.*, 2022). Dicha propuesta se basa en la adopción de tecnologías de bajo impacto ambiental, con una visión integral del ambiente que busca el equilibrio entre la capacidad productiva del sistema, su integridad y sus servicios, bajo el principio de mantener y mejorar el bienestar del productor y las comunidades asociadas. Por lo tanto, el término *Manejo de Bosque con Ganadería Integrada* se refiere a la planificación de todo tipo de actividad ganadera y forestal dentro de un bosque nativo, ampliando así, el concepto de Prácticas Silvopastoriles Tradicionales. El marco conceptual donde se sustenta el acuerdo técnico de *Manejo de Bosque con Ganadería Integrada* está basado en la provisión de servicios ecosistémicos por parte de los bosques, y en un esquema de manejo adaptativo para definir las intervenciones (Peri *et al.*, 2022).

La integridad ecológica puede ser definida como la capacidad de un ecosistema para sustentar y mantener procesos ecológicos y una comunidad diversa de organismos. Esta capacidad depende de funciones ecosistémicas clave que mantienen la salud funcional del sistema, su resiliencia y capacidad de auto-organización frente a disturbios naturales y antropogénicos (Jørgensen, 1992; Müller *et al.*, 1998; Müller, 2005; Cavallero *et al.*, 2015; Fisher *et al.*, 2018). Las funciones ecosistémicas clave son los procesos ecológicos (e.g. productividad, capacidad de regeneración, fijación de carbono y ciclado de nutrientes) que ocurren dentro y entre los ecosistemas, que sustentan sus componentes estructurales (e.g. vegetación, agua, suelo, atmósfera y biota) y regulan su dinámica (MEA, 2005; Maynard *et*

al., 2010; Cavallero *et al.*, 2015). La comprensión de las variables funcionales y estructurales asociadas a la integridad ecológica o funcional es fundamental para identificar indicadores que permitan realizar un monitoreo y manejo sustentable de bosques bajo uso antrópico (Müller *et al.*, 2000; Reza & Abdullah, 2011; Cavallero *et al.*, 2015).

En torno al escenario actual de degradación y deforestación de bosques, se ha generado un debate científico-político en relación con la producción agropecuaria y la conservación de la biodiversidad considerando dos modelos “dicotómicos” de desarrollo, denominados en inglés *Land Sparing* y *Land Sharing* (Grau & Aide, 2008; Fischer *et al.*, 2014; Von Wehrden *et al.*, 2014; Pywell *et al.*, 2015; Peri *et al.*, 2021). El enfoque *Land Sparing* plantea la intensificación agropecuaria, destinando gran parte del territorio a la producción agropecuaria con incremento de la productividad por área, “liberando” otras tierras para la conservación de la biodiversidad (Ewers *et al.*, 2009; Phalan *et al.*, 2011). Por otro lado, *Land Sharing* se basa en mantener la mayor superficie de una región con una producción agropecuaria de menor impacto, diversa y con enfoque agroecológico que permita combinar la producción y la conservación de biodiversidad en una misma superficie (Chazdon *et al.*, 2009; Perfecto *et al.*, 2019). En los últimos años, la publicación de trabajos en torno a estos modelos de relación entre la producción y la conservación aumentó considerablemente (Grau *et al.*, 2013; Fischer *et al.*, 2014; Kremen, 2015). Sin embargo, gran parte de las discusiones se focalizaron en la maximización de la renta financiera versus la conservación de la biodiversidad (Chandler *et al.*, 2013; Von Wehrden *et al.*, 2014), dejando de profundizar otros aspectos importantes en los planos científico-técnicos. En este sentido, tres cuestiones clave que no han sido abordadas en profundidad son: la escala; las características climáticas particulares de cada tipo de ecosistemas (e.g. áridos, semiáridos, subhúmedos y húmedos; Ramankutty & Rhemtulla, 2012); y las posibles consecuencias de dichos enfoques sobre la capacidad de los ecosistemas de brindar, además de la conservación de la biodiversidad, otros servicios ambientales clave.

En primer término, la discusión se ha focalizado principalmente a un nivel regional (del ordenamiento de la producción y conservación), obviando cuestiones a escalas de unidad de paisaje y de paisaje (e.g. cuenca). La unidad de paisaje se corresponde con la escala de “*Sitios Ecológicos*” (sensu Caudle *et al.*, 2013; Bestelmeyer *et al.*, 2017), y unidades geomorfológicas que poseen características abióticas similares, como por ejemplo exposición

solar, ubicación topográfica (e.g. loma o media loma o bajo), pendiente, tipo de suelo, precipitaciones. Asimismo, dichas unidades se caracterizan por tener una comunidad vegetal potencial de referencia (e.g. bosque primario), con respuestas y dinámicas similares ante la presencia de disturbios antrópicos y/o naturales. Una unidad de paisaje puede tener superficies de pocas hectáreas, por ejemplo, los cañadones o fondos de valles en paisajes montañosos, escarpados y quebrado (e.g. Alaggia *et al.*, 2020), o puede tener miles de hectáreas en paisajes de planicies amplias y extensas (Caudle *et al.*, 2013). Por su parte, para este trabajo un paisaje, fisiográficamente, se corresponde con la extensión y límites que representan una cuenca hídrica-geográfica (macro, meso- o micro-cuencas según se defina la escala del estudio). Asimismo, dependiendo del alcance del estudio, pueden estudiarse las cuencas altas, medias o bajas de un paisaje. Un paisaje está compuesto por varias unidades de paisajes (e.g. lomas, medias lomas y bajos), sin embargo, muchos aspectos de manejo dependen de la escala a la que se aborde el análisis (Fig. 1.1), y de la integración que se genere entre dichas escalas (regionales, de paisaje o de unidad de paisaje; Reynolds *et al.*, 2007). Por ejemplo, si se tiene en cuenta la conservación de suelos y los procesos de erosión, deberán considerarse aspectos a una escala de unidad de paisaje tales como la cobertura y estructura de los distintos estratos de vegetación, las características del relieve de dicha unidad y su ubicación en el paisaje; y, por otro lado, aspectos a una escala regional como la conectividad entre parches de vegetación autóctona y la dinámica eco-hidrológica (Fig. 1.1; Ludwig *et al.*, 2005a). De esta manera, el abordaje de distintas escalas es esencial para estimar efectos inesperados de decisiones de manejo tomadas a nivel predial, que pueden impactar a nivel de paisaje o región (López & Cavallero, 2017). Esto se debe a que puede ocurrir que exista un alto flujo de materia y energía entre diferentes unidades de un mismo paisaje, desencadenándose procesos de propagación espacial de la degradación. Por ejemplo, como resultado de la degradación de la parte alta de un paisaje (e.g. cabecera de cuenca), aumenta la cantidad de agua y sedimentos que escurren pendiente abajo, promoviendo así la erosión de suelo tanto en la parte alta como en la parte más baja del paisaje (Wainwright *et al.*, 2002; Ludwig *et al.*, 2005a; Bestelmeyer & Briske, 2012). Los diferentes tipos de ecosistemas de un mismo paisaje, y/o región, están muy interconectados, con lo cual se necesita contar con criterios e indicadores para el monitoreo de la integridad ecológica a diferentes escalas: sitio, paisaje y/o regional (Reza & Abdullah, 2011).

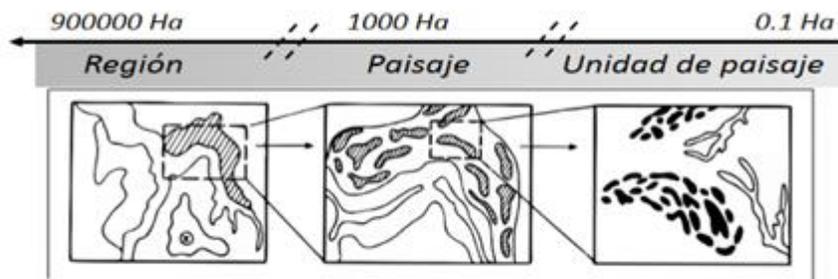


Figura 1.1 Patrones espaciales según la escala y resolución de análisis. En el esquema, el recuadro inferior derecho indica como un agrupamiento de parches vegetados en una escala de gran resolución (e.g. escala de unidad de paisaje) conforman parches agrupados que pueden constituir los mesoparches a una escala de resolución intermedia (recuadro del centro; e.g. escala de paisaje); y a su vez estos últimos pueden constituir metaparches a una escala regional (recuadro en ubicado hacia la izquierda del esquema) (adaptado de Etter, 1991). Sobre la flecha (ubicada sobre los recuadros) se indica las dimensiones de la escala espacial (en hectáreas), que va desde unidades de paisaje menores a 1 ha., hasta escalas regionales superiores a 900.000 ha.

En segundo término, los debates sobre *Land Sparing* y *Land Sharing* se han profundizado en ambientes húmedos o sub-húmedos (Edwards *et al.*, 2010; Ramankutty & Rhemtulla, 2012; Blanco & Waltert, 2013; Pywell *et al.*, 2015), y cuando se han analizado ecosistemas áridos o semiáridos, se han obviado aspectos como la fragilidad ambiental, la mayor vulnerabilidad a sufrir procesos de degradación y las dinámicas espacio-temporales. En este sentido, los ecosistemas áridos y semiáridos presentan una menor resiliencia con tiempos de recuperación más prolongados (i.e. por baja productividad primaria neta), siendo muy vulnerables a sufrir procesos de desertificación y contagio espacial de la degradación. Esto último se asocia principalmente a que poseen suelos poco desarrollados y estructurados (i.e. poco evolucionados, e.g. aridisoles, entisoles), con baja cobertura vegetal total, siendo muy susceptibles a la erosión (Geist & Lambin, 2004; Tongway *et al.*, 2004; López *et al.*, 2013).

En tercer término, en la mayoría de los trabajos científicos asociados al debate *Land Sparing* y *Land Sharing* se analiza a los ecosistemas naturales solo desde el punto de vista de la conservación de la biodiversidad, sin valorar su rol productivo y reproductivo social, donde habitan y desarrollan su cultura las familias rurales (Silveti & Cáceres, 1998). A su vez, no se contempla que la especialización productiva (que pretende la maximización de la renta económica) conlleva una simplificación de los agro-sistemas productivos, que podría

acarrear conflictos y problemas socio-ambientales, como los que se asocian a la “pampeanización” de la Ecorregión del Chaco (Brown *et al.*, 2006; Grau & Aide, 2008; Silvetti, 2012; Peri *et al.*, 2017). En este contexto, es importante avanzar en estudios que contemplen la evaluación de otros servicios que proveen los bosques, tanto de soporte, como de regulación y de provisión.

Dentro de la Argentina, la región chaqueña es la región que mayor porcentaje de bosques ha perdido en los últimos tiempos. Asimismo, el distrito del Chaco Árido de la región chaqueña, que cubre el oeste-noroeste de la provincia de Córdoba (Morello, 1955; Cabido *et al.*, 1994), fue muy afectado por procesos de degradación y deforestación. A mediados del siglo XX, la posibilidad de riego con agua superficial provocó el desmonte y la expansión de la frontera agrícola a expensas del bosque nativo. A su vez, en otros sectores, la explotación forestal de re-hache con baja intensidad (i.e cortas reiteradas de especies arbóreas en los mismos sitios, para diversos usos; Torres, 2004) fue la estrategia productiva predominante, manteniéndose el uso pastoril bovino tradicional en predios grandes y uso ganadero mixto bovino-caprino en predios pequeños. Desde 1990, la posibilidad de riego con aguas profundas provocó nuevamente la expansión de la frontera agrícola a expensas del bosque nativo en el extremo sur de esta Región Chaqueña, mientras que en el resto del territorio se produjo una intensificación ganadera, sobre todo, a través de inversiones extra-regionales, que provocó desmontes selectivos y siembra de pasturas introducidas (Carranza & Ledesma, 2005, 2009; Silvetti, 2012). Actualmente, quedan pequeños fragmentos dispersos de bosque maduro que están inmersos en una matriz de parches con distinto nivel de degradación, que van desde bosques secundarios, bosques muertos en pie (por falta de regeneración y pérdida de los estratos superiores del suelo, i.e. decapitación de suelos), pastizales y sabanas degradadas o lignificadas, hasta grandes peladares (Carranza & Ledesma, 2009).



Figura 1.2. Comunidades vegetales presentes en el área de estudio. A) bosque primario, B) Bosque secundario C) Matorral mixto/bosque bajo D) Parcela silvopastoril E) Chacra pastura.

En este contexto, es clave estudiar los patrones de configuración espacial de los bosques del Chaco Árido de Córdoba, a distintas escalas, y su relación con la capacidad de proveer bienes y servicios ecosistémicos, aportando conocimiento y herramientas para ordenar el uso y la conservación de estos ecosistemas. Es por ello que la finalidad de esta tesis es evaluar la configuración espacial de la vegetación (e.g. heterogeneidad, tipo y dimensiones de parches de la vegetación) asociada a diferentes niveles de intensificación agropecuaria (en distintas escalas), y su relación con procesos ecosistémicos clave, relacionados a la provisión de servicios de soporte, de regulación y de provisión. En este sentido se plantean tres escalas de estudio: una a nivel de unidad de paisaje (sitio), otra a nivel de paisaje (i.e. relación entre unidades de un mismo paisaje) y una a nivel regional o de meta-paisaje (i.e. que contempla 2 o más paisajes).

1.2 HIPÓTESIS GENERAL

La alteración de la configuración espacial de paisajes boscosos naturales del Chaco Árido de Traslasierra en la provincia de Córdoba (e.g. pérdida de bosques, con cambios en tamaños de parches e interparches leñosos), debido a la intensificación agropecuaria, se asocia a la pérdida en la provisión de servicios ecosistémicos clave. Se espera que la pérdida de heterogeneidad espacial de la vegetación (e.g. asociada a la disminución de tamaños de parches y el aumento de tamaños de interparches de vegetación leñosa) produzcan la pérdida en la provisión de servicios ecosistémicos clave tales como los asociados a la diversidad biológica o la productividad primaria neta.

1.3 OBJETIVO GENERAL

Aportar conocimiento sobre los cambios en la configuración espacial de parches de vegetación en paisajes boscosos a lo largo de un gradiente de intensificación agropecuaria que abarca desde áreas con un buen estado de conservación de bosques hasta zonas donde el bosque ha sido reemplazado por pasturas implantadas y/o cultivos anuales (e.g. con pérdida de bosques, heterogeneidad, conectividad y dimensiones de parches leñosos). Se analizarán estos cambios a escalas de unidad de paisaje, paisaje y región. Además, se evaluarán estos cambios en relación con la provisión de servicios ecosistémicos clave de bosques del Chaco Árido cordobés. Esto permitirá proponer prácticas de uso agro-ganadero-forestal sustentables y de ordenamiento ambiental de bosques que permitan mantener y/o aumentar la provisión de servicios ecosistémicos.

1.4 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Cuantificar a escala de unidad de paisaje (en sitios ecológicos de bosque) la configuración espacial (cobertura, número y tamaño de parches e interparches, heterogeneidad vertical y heterogeneidad horizontal) de comunidades vegetales con distinto nivel de intensificación agropecuaria; y evaluar si los cambios en dichas configuraciones generan respuestas de tipo umbral en servicios ecosistémicos clave.
2. Evaluar qué grado de alteración estructural de las comunidades de especies leñosas (asociadas a distinto nivel de intensificación agropecuaria en sitios ecológicos de bosques) genera una simplificación, con valores umbral más allá de los cuales se registran pérdidas significativas en atributos estructurales-funcionales clave para ecosistemas boscosos y pérdida significativa de servicios ecosistémicos clave.
3. Mapear y cuantificar a escala de paisaje, y metapaisaje/regional, la configuración espacial (pérdida de bosques, tamaño de parches, número de parches, densidad de bordes de parches) de comunidades vegetales con distinto nivel de intensificación agropecuaria.
4. Evaluar si los cambios en las configuraciones de los paisajes, asociadas a la intensificación agropecuaria, generan respuestas de tipo umbral en servicios ecosistémicos clave.

1.5 METODOLOGÍA GENERAL

1.5.1 Área de estudio

El área de estudio abarca unas 356000 ha y se encuentra al oeste de la provincia de Córdoba, limitada por la ladera occidental del cordón montañoso de las Sierras de Pocho y Altautina (cota 450 m.s.n.m.; al este), el límite con la provincia de La Rioja (al oeste) y San Luis (al sur) y el Parque y Reserva nacional Traslasierra (al norte). Esta zona denominada Chaco Árido (Morello, 1955; Cabido *et al.*, 1994), comprende el área más seca del Gran Chaco Americano y se extiende por las provincias de Córdoba, San Juan, San Luis, Santiago del Estero, La Rioja y Catamarca (Fig. 1.3).

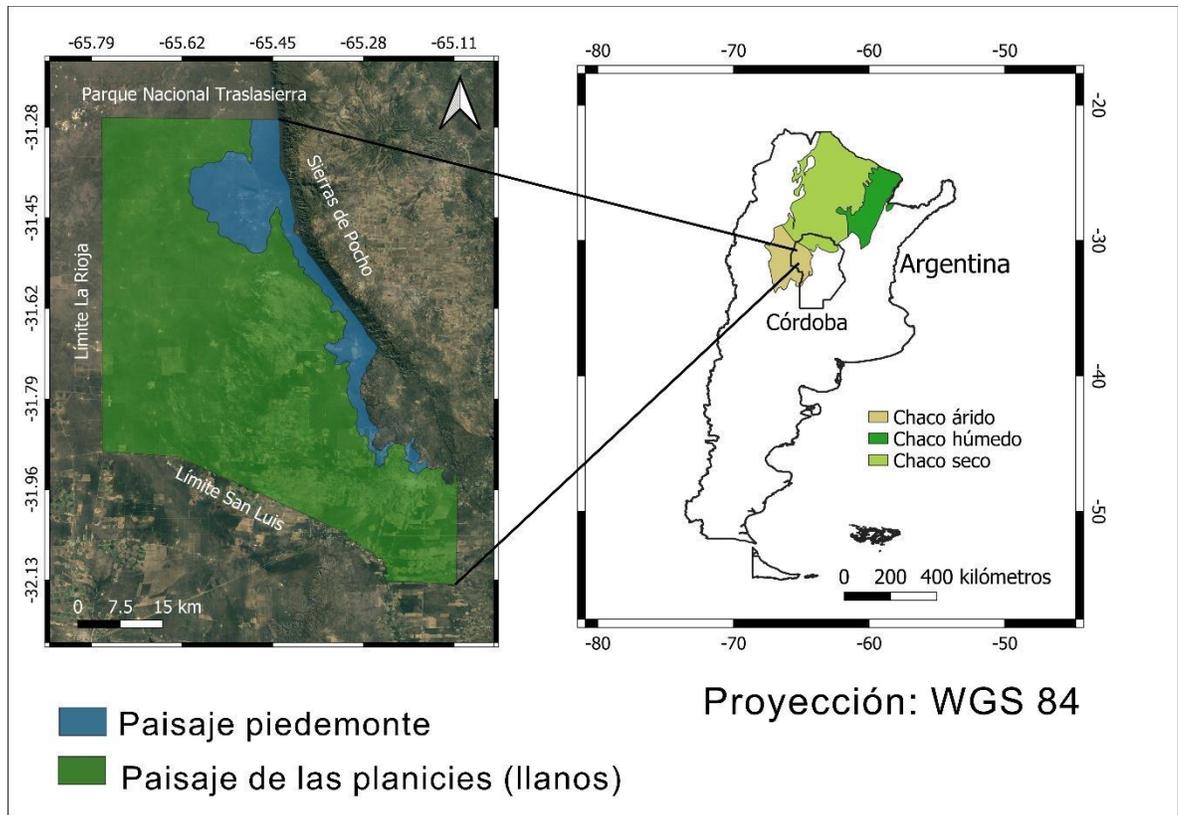


Figura 1.3. Ubicación del área de estudio en la región del Gran Chaco Americano y la Argentina. Paisajes dentro del área de estudio (Piedemonte y Llanos).

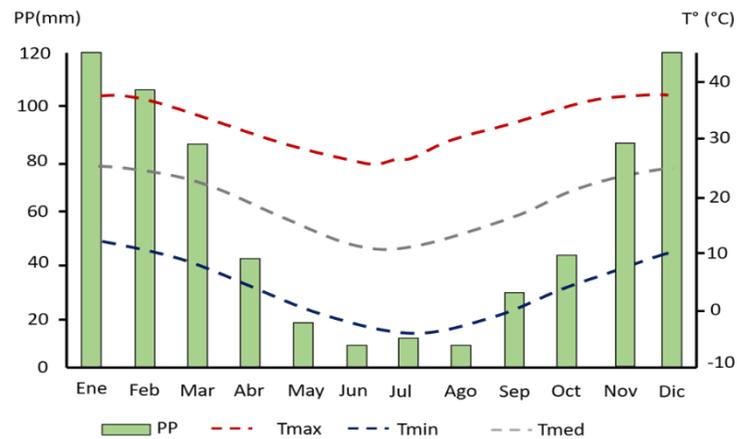
1.5.2 Geomorfología.

El área de estudio comprende dos tipos de relieves geomorfológicos, el Piedemonte y las Planicies (Fig. 1.3). El piedemonte comprende una faja paralela al cordón montañoso de Pocho y Altautina entre los 370 y los 500 m de altitud, con pendientes entre el 3 y 8% en los sectores cercanos a las sierras de Pocho y entre 1 y 3% en las zonas más alejadas de las mismas. A esta última zona la conforman antiguos conos estabilizados y abanicos aluviales actuales. Los conos antiguos están compuestos por suelos muy permeables, con un escaso desarrollo, y muy susceptibles a la erosión hídrica y eólica ante la falta de cobertura vegetal. Los abanicos aluviales actuales están asociados a los ríos y arroyos (e.g. río Chancaní), que presentan las zonas de cauces (temporarios) y las áreas de inundación. Al igual que los conos antiguos, los abanicos aluviales actuales tienen suelos poco desarrollados con mucha permeabilidad, sobre todo en las zonas próximas al cordón montañoso de Pocho. Las planicies son el tipo de relieve geomorfológico más extenso del área de estudio, con depósitos sedimentarios formados por el viento. En general, esta zona presenta pendientes menores al

1%, con suelos de tipo francos y franco-limosos, y algunas regiones con médanos e intermédanos y zonas deprimidas con mayor salinidad.

1.5.3 Clima

El clima en el área de estudio es predominantemente subtropical seco, con precipitaciones que oscilan entre los 300 y los 500 mm (Fig. 1.4; Morello, 1985). El régimen pluviométrico es estival, y concentra el 70% de las precipitaciones en los meses de noviembre a febrero. La precipitación media anual registrada en la localidad de Villa Dolores, en el sureste de la región, es de 628.23 (1961-2014), con periodos secos (1971 – 406.4 mm) y húmedos (1976 a la actualidad - 650 mm) (Echeverría, 2015). Las temperaturas medias varían entre los 18 °C (al pie de las sierras de Pocho) y los 20 °C (en el límite entre la provincia de Córdoba y La Rioja) y están influenciadas por los vientos cálidos provenientes de las Salinas Grandes, al noroeste de la provincia. El verano térmico comienza en octubre y finaliza en febrero, con una media mensual del mes más cálido que ronda los 26 °C, y máximas que



superan los 40°C.

Figura 1.4. Climograma de Villa Dolores. Valores promedio julio 1970 a junio 2011 (Adaptado de Karlin et al., 2013.)

Los inviernos son templados, con medias que rondan los 12 °C, y diferencias entre las máximas y mínimas que rondan los 10 °C (Fig. 1.4). Los meses más fríos están comprendidos entre mayo y septiembre y suelen presentar entre 5 y 10 días de heladas (Karlin et al., 2013; Echeverría, 2015).

1.5.4 Suelos

Debido a la aridez de la zona de estudio, los suelos son poco desarrollados con poca influencia de las precipitaciones en los procesos de formación. En general, son Entisoles de origen fluvial y eólico, de textura franco-arenosa, con buena permeabilidad, color pardo, escaso contenido de materia orgánica y poco estructurados (Maccagno & Karlin, 2000; Gorgas & Tassile, 2003; Karlin *et al.*, 2013). Los contenidos de materia orgánica son bajos (0,5 a 2%) al igual que el contenido de nitrógeno total, de 0,05 a 0,10 %. Asimismo, los suelos poseen valores elevados de fósforo (10 a 30 ppm) y buena capacidad de Intercambio Catiónico, con un pH entre 7,0 a 8,5 (Serenio & Hang, 1989).

1.5.5 Comunidades vegetales

Como consecuencia de estas características climáticas, edáficas y de actividades antrópicas, en el área de estudio se desarrollan diferentes comunidades vegetales leñosas y no leñosas. En las laderas de las sierras de Pocho y Altautina se desarrollan comunidades dominadas por orco quebracho (*Schinopsis lorentzii*) y molle de beber (*Lithraea molleoides*) que tienen ingresiones en el ecotono del piedemonte y conforman los bosques de transición en conjunto con el quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho blanco*), alcanzando hasta los 15 m de altura (Carranza *et al.*, 1992). En estos bosques aparecen especies leñosas, que cubren gran parte de la superficie y no superan los 5 metros de altura, tales como el manzano de campo (*Ruprechtia apetala*), el garabato hembra (*Senegalia praecox*), garabato macho (*Senegalia gilliesii*) y la lata (*Mimozyanthus carinatus*). En el piedemonte, predominan bosques quebracho blanco (*A. quebracho blanco*) con la presencia de individuos aislados de algarrobo dulce (*Neltuma flexuosa*), mistol (*Sarcomphalus mistol*), tintitaco (*Prosopis torquata*), algarrobo chileno (*Neltuma chilensis*) y tala (*Celtis erhenbergiana*) (las dos últimas en zonas cercanas a los ríos y canales). Al igual que los bosques de las laderas, alcanzan alturas de 15 m a través de individuos de gran porte de quebracho blanco. El estrato arbustivo de estas comunidades puede alcanzar los 4 m y está dominado por la jarilla (*Larrea divaricata*), la lata (*M. carinatus*), el garabato macho (*S. gilliesii*) y el tala churqui (*C. erhenbergiana*). Hacia el oeste, dominan paisajes de planicies arenosas-onduladas, por lo general están ocupadas por comunidades co-dominadas por quebracho blanco (*A. quebracho blanco*) y algarrobo dulce (*N. flexuosa*). El estrato arbustivo presenta niveles elevados de cobertura, alcanzando porcentajes cercanos al 60%. Al igual que los bosques más

conservados de quebracho blanco, poseen un estrato arbustivo dominado por jarilla (*L. divaricata*), lata (*M. carinatus*), garabato macho (*S. gilliesii*) y tala churqui (*C. ehrenbergiana*), aunque las proporciones de cada una de las especies pueden variar según el nivel de degradación. Las zonas más deprimidas, con mayor acumulación de humedad y suelos más finos se desarrollan comunidades con mayor cobertura, dominadas por algarrobo dulce (*N. flexuosa*) y tala churqui (*C. ehrenbergiana*). Finalmente, en bajos salinos se encuentran comunidades halófilas dominadas por Chañar (*Geoffroea decorticans*), jume (*Allenrolfea* spp., *Sweda* spp.) y cachiyuyo (*Atriplex cordobensis*) (Cabido *et al.*, 1993; U. Karlin *et al.*, 2004; Carranza & Ledesma, 2009). Además de las comunidades boscosas (bosques primarios o secundarios), en zonas con diferentes niveles de degradación abundan comunidades de tipo arbustivas, que se caracterizan por la ausencia de individuos de gran porte y presentan una composición variable. Dentro de dichas comunidades, aparecen los arbustales mixtos que se caracterizan por presentar dos estratos (arbustivos y herbáceo) con la presencia de ejemplares arbóreos aislados menores de 5 m de altura (*A. quebracho blanco* y *P. flexuosa*) y un estrato arbustivo dominado por jarilla (*L. divaricata*), Lata (*M. carinatus*) y garabato macho (*S. gilliesii*). Debido a los altos grados de cobertura que presenta este tipo de comunidades y a la similitud en la composición respecto a los bosques más conservados, habitualmente se las denomina “fachinal”, “matorral” o “bosque bajo”. Dentro de las comunidades leñosas con mayor grado de degradación, aparece otro tipo de arbustales dominados por jarilla (Lipoma *et al.*, 2021), que presentan un alto porcentaje de suelo desnudo y una baja diversidad de especies leñosas. Generalmente, este tipo de comunidades muestran signos notorios de erosión tales, como plantas en pedestal y surcos o cárcavas. Por último, dentro del área de estudio se pueden encontrar sitios en donde se ha reemplazado completamente las comunidades leñosas por cultivos de riego y aspersion (papa, el maíz, el trigo) o bien por comunidades dominadas por pasturas megatérmicas de secano (buffel grass) con la presencia de algunos individuos arbóreos de pequeño porte (Conti *et al.*, 2018).

1.5.6 Historia de uso

Las comunidades vegetales del Chaco Árido han sufrido cambios marcados desde comienzos del siglo 20 debido a las diversas actividades productivas realizadas en la zona. Desde 1900 hasta 1960 la región sufrió una fuerte explotación forestal para la producción de varillones, rodrigones, extracción de leña y carbón que modificó drásticamente las

comunidades leñosas (Karlin *et al.*, 2013; Silveti, 2012). Luego, en la década del 50, se produce una caída de dicha actividad, y ocurre un avance de la frontera ganadera desde la Pampa húmeda, que termina ocupando gran parte de la región y generando nuevos procesos de degradación debido al sobrepastoreo no solo de los pastizales, sino también de las especies leñosas. En la década del 60-70 se introdujo el uso del alambre, el rolo, los herbicidas y de gramíneas exóticas para la implantación de pasturas (Karlin *et al.*, 2020). Dichas tecnologías permiten, en décadas posteriores, el reemplazo de las comunidades leñosas para la implantación de cultivos, generando a partir de esto una matriz con diferentes usos y configuraciones de la vegetación. En las últimas décadas, dentro del área de estudio se ha generado un avance de la agricultura industrial (Kimbrell, 2002), principalmente asociado al cultivo de soja, trigo, maíz y papa, y a una intensificación ganadera, ligada a proyectos empresariales que han incorporado mejoras en pasturas e infraestructuras. De esta manera, en la actualidad se pueden encontrar dentro del área de estudio diferentes estrategias de productivas, vinculadas al manejo agrícola, ganadero y forestal, que se pueden resumir en las siguientes:

- Manejo Agrícola: agricultura empresarial asociada principalmente al cultivo de soja, maíz, trigo y papa. Representan sistemas con modificaciones drásticas de la vegetación, y la remoción total de la vegetación nativa. Dichos sistemas están suplementados a través de riego por aspersores y fertilizantes (e.g. maíz, trigo, porotos) o riego por surco (de canales de riego provenientes del dique La Viña y su dique derivador). Este tipo de manejo se encuentra al sur del área de estudio en zonas cercanas a la localidad de Villa Dolores (Cáceres *et al.*, 2010; Conti *et al.*, 2018). Su enfoque económico-productivo se asienta sobre una matriz de innovaciones tecnológicas. Incluye a productores, proveedores de insumos y servicios, agroindustria, agentes de transporte y comercialización de productos agropecuarios y corporaciones (Cáceres *et al.*, 2014^{a y b}).
- Manejo ganadero empresarial intensivo: asociado a sistemas silvopastoriles con escasos porcentajes de especies leñosas y la presencia de pasturas de especies megatérmicas implantadas de alto valor forrajero (e.g. buffel grass, *Cenchrus ciliaris*; Karlin *et al.*, 2004; Carranza & Ledesma, 2009; Cáceres *et al.*, 2010; Karlin *et al.*, 2013).

- Ganadería tradicional, vinculada a pequeños productores ganaderos con pequeñas majadas de cabras y vacas. El manejo en este tipo de producción está vinculado al aprovechamiento de especies forrajeras leñosas y gramíneas que ofrece el bosque nativo. El manejo de este tipo de sistemas es extensivo (Cáceres *et al.*, 2010; Britos & Barchuk, 2011; Karlin *et al.*, 2013) y dependiendo de la carga ganadera, puede ser de bajo impacto para las especies arbóreas establecidas (baja carga), o afectar a la regeneración de especies leñosas y a las especies herbáceas y arbustivas forrajeras (alta carga). De todas formas, un rasgo distintivo es que se mantiene gran parte de la cobertura boscosa (i.e. ganadería de monte) en diferentes estados de conservación, y no se realiza el reemplazo del bosque (i.e. no se realiza el desmonte total o parcial) para liberar espacio para pastizales o implantar pasturas o cultivos.
- La tala selectiva, vinculada también a pequeños productores campesinos (en general con ganadería de monte), que hacen uso de los recursos forestales nativos para la extracción de postes, leña y carbón (Cáceres *et al.*, 2010; Karlin *et al.*, 2013).
- Producción apícola y de productos no madereros. Dichas producciones están vinculadas a pequeños productores (ganadero y no ganaderos) e incluye el uso de recursos del bosque nativo para la producción de alimentos (mieles, arropes, harinas de algarroba, etc.) y fitomedicinas (e.g. tinturas, ungüentos) (Lopez *et al.*, 2023 en prensa).

Se estima que dentro del área de estudio el 6% de las tierras están dedicadas a cultivos, el 20,8 % corresponden a zonas boscosas, el 12 % corresponde a pastizales, el 58 % a matorrales (arbustales y bosques degradados) y el 3.2 % a peladares (Di prinzio, 2015).

1.6 ESTRUCTURA GENERAL DE LA TESIS

Con la finalidad de abordar la hipótesis general y los objetivos planteados, en los siguientes capítulos se proponen ejes temáticos con sus respectivas hipótesis y objetivos específicos. El capítulo 2 enfoca en comprender qué elementos estructurales se modifican cuando los bosques (de los paisajes del piedemonte y los llanos) se alteran o degradan y qué implicancia tiene dicha alteración sobre los servicios ecosistémicos clave. Para ello, en el capítulo 2 se evalúan a escala de unidad de paisaje (sitio) los cambios estructurales (i. e. cobertura, heterogeneidad vertical y horizontal de comunidades vegetales leñosas) asociados a distintas historias de uso antrópico y los tipos de respuestas de los servicios ecosistémicos clave a dichos cambios (lineales, respuesta umbral). En el capítulo 3 se mapearon los distintos

tipos de coberturas de suelo del área de estudio con la finalidad de evaluar como las configuraciones espaciales (cobertura, número de parches, tamaño de parche y densidad de bordes de parche) se modifican ante distintos niveles intensificación agropecuaria y a diferentes escalas espaciales. Por último, en el capítulo 4, se evaluó cuáles son las respuestas de los servicios ecosistémicos clave a los cambios de las configuraciones espaciales a distintas escalas (micropaisajes, mesopaisajes y metapaisajes). Poner a prueba a las hipótesis que se plantearon en los capítulos mencionados, aportará conocimiento para poder abordar discusiones sobre los de modelos de desarrollo y el debate de conservación versus producción. Específicamente, se pretende evaluar si existen valores umbrales de pérdida de bosque y tipos de configuraciones espaciales de la vegetación, que afectan significativamente en la pérdida de servicios ecosistémicos. En el capítulo 5 (final), se realiza una síntesis de la tesis y se plantean las conclusiones generales, relacionadas con los patrones espaciales y funcionales, y al vínculo entre los resultados obtenidos y los modelos de producción/conservación (*Land Sparing* y *Land Sharing*) y los sistemas de *Manejo de Bosque con Ganadería Integrada (MBGI)*.

CAPÍTULO 2

Configuración espacial y servicios
ecosistémicos clave a nivel de unidad de paisaje.

2.1 INTRODUCCIÓN

La degradación de los bosques es un problema mundial muy grave. No sólo tiene un impacto en las emisiones de carbono y el cambio climático, sino que también destruye hábitats para plantas y animales, produce erosión del suelo y sedimentación de ríos y arroyos y, a menudo, destruye los medios de vida de las personas que dependen de los bosques. Para abordar esto, los países necesitan evaluar y cuantificar en qué nivel o cuán grave es dicha degradación y su impacto sobre la provisión de servicios ecosistémicos (Hosonuma *et al.*, 2012). El impacto de la degradación de bosques reduce la disponibilidad y provisión de bienes y servicios; como la regulación del carbono o del agua y la biodiversidad, con extinción de especies y la pérdida de hábitats naturales, y cambios en la distribución espacial de las especies. Argentina se encuentra entre los diez países con mayor pérdida neta de bosques en el período 2000-2015. La pérdida de bosques nativos entre 1998 y 2018 fue de alrededor de 6,5 millones de hectáreas, ocurriendo principalmente en la región chaqueña (87%) debido a los cambios en el uso de la tierra ligados a la habilitación de superficies para la producción agrícola (especialmente de oleaginosas y cereales) y ganadera (Mónaco *et al.*, 2020). El desafío actual del manejo de bosques requiere de un nuevo marco conceptual donde las prácticas silvícolas se incluyan en una planificación de la matriz del paisaje y que integren todos los factores de la producción, garantizando las funciones del ecosistema y su diversidad, a la vez de satisfacer eficientemente a la sociedad de productos madereros y no madereros. Este enfoque de multi-escala e integrador con el ecosistema, es lo que diferencia el manejo forestal tradicional de lo que hoy algunos denominan el manejo forestal sustentable (Peri *et al.*, 2021). Un manejo forestal inadecuado tiene una influencia directa en la estructura del bosque, que está relacionada con la reducción de las reservas de carbono, el volumen de madera y la composición de especies a través de la pérdida de vegetación y el daño a los árboles (Eguiguren *et al.*, 2019).

La configuración espacial de la vegetación es una propiedad muy importante de los sistemas boscosos, ya que puede modular muchos procesos ecosistémicos clave (Tongway *et al.*, 2004). La distribución espacial de la biomasa vegetal puede considerarse como un mosaico de parches de vegetación dinámico, generado por diversos factores y procesos, tales como dispersión de semillas, interacciones planta-microorganismos, planta-planta y planta-

animal, los cuales tienen diferentes tasas de desarrollo de los individuos, micro-topografía, y regímenes de disturbio que ocurren a múltiples escalas (Turner, 2010; López *et al.*, 2011; Raffaele *et al.*, 2011; Ghazoul *et al.*, 2015). Además, está asociada a la diversidad de especies y de grupos funcionales, que modulan la resiliencia de los ecosistemas frente a diversos factores de disturbio naturales y/o antrópicos (Díaz & Cabido, 2001; Thomson *et al.*, 2012; Peri *et al.*, 2017). Según Ghazoul *et al.*, (2015), la cuantificación de la configuración espacial de la vegetación (e.g. heterogeneidad, fragmentación, dimensiones de parches) y sus cambios asociados a la degradación, a diferentes escalas, pueden proveer herramientas e indicadores, para el monitoreo de la integridad ecológica en regiones naturales bajo uso agropecuario.

Numerosos trabajos describen cómo los ecosistemas áridos y semiáridos son característicos respecto a su configuración espacial, tanto a nivel horizontal y vertical. A nivel horizontal la vegetación está dispuesta en parches relativamente densos separados por interparches con poca o sin vegetación. Estos parches de vegetación afectan las condiciones microambientales, modificando procesos como la infiltración hídrica, la radiación incidente, las temperaturas superficiales y la distribución de la materia orgánica en el suelo (Magliano *et al.*, 2015). Por ejemplo, en paisajes semiáridos de Australia y Norteamérica, donde la cobertura vegetal suele ser irregular (i.e. con parches de vegetación e interparches de suelo desnudo o con baja cobertura vegetal), los parches de vegetación obstruyen el flujo de agua por escorrentía, aumentando la infiltración de agua en suelo debajo de las plantas que los conforman. La mayor retención de agua, a su vez, aumenta el crecimiento de los individuos que conforman el parche, aumentando la capacidad de obstrucción del parche en un mecanismo de retroalimentación positiva (Tongway & Ludwig, 1997; Ludwig *et al.*, 2005b). Asimismo, se ha registrado, para ecosistemas con vegetación heterogénea, que los parches de vegetación más grandes (y con cobertura de especies leñosas y herbáceas) presentan menor erosión y pérdida de agua de lluvia por escorrentía superficial, mayor infiltración del agua de lluvia en el suelo, y mayor crecimiento de la vegetación, en comparación con parches de vegetación más pequeños y/o con interparches (sin cobertura vegetal leñosa; Ludwig *et al.*, 2005a). A nivel vertical, muchos estudios evidencian que si bien los ecosistemas áridos son menos complejos que los ecosistemas húmedos (e.g. bosques del Chaco Árido versus bosques húmedos), la configuración de la vegetación es muy influyente sobre procesos como la generación de hábitats para diferentes especies (e.g. aves, plantas; Moer, 1997; Shaw,

2004; Kumar *et al.*, 2006; Clark *et al.*, 2011), la incidencia de ciertos disturbios (Ziegler *et al.*, 2017), los patrones de regeneración de especies vegetales (Barchuk & Díaz, 2000), la variación microclimática (Barton *et al.*, 1989; Brown *et al.*, 2006) y la regulación de agentes erosivos como el viento y el agua (Ludwig *et al.*, 2005b; Frêne *et al.*, 2021). Por ejemplo, en el Chaco Árido, la presencia de comunidades con distintos niveles de heterogeneidad espacial (Fig. 2.1), es clave para la presencia de aves como el loro hablador y el pecarí quimilero, que habitan bosques primarios con árboles de gran porte (Berkunsky & Rebores, 2009; Camino *et al.*, 2022), y especies como el Guanaco, que necesita de espacios abiertos de vegetación baja (Geisa *et al.*, 2018).

Uno de los factores que puede modificar las configuraciones espaciales y con ello disminuir la complejidad estructural de los sistemas son las prácticas de uso ganadero-forestal (Fig. 2.1). Por ejemplo, la alta intensidad y frecuencia del uso antrópico (e.g. cosecha de madera, extracción de leña, consumo de biomasa forrajera por parte del ganado) puede afectar directamente la estructura del bosque (e.g. cambios en la biomasa, tamaño de parche, cobertura de estratos leñosos), modificando su funcionalidad. Específicamente, la pérdida de cobertura del suelo causada directamente por algunas prácticas de uso puede afectar indirectamente funciones ecosistémicas esenciales, tales como la capacidad de regeneración (vegetativa y por semilla-plántulas), al disminuir la cantidad y calidad de micrositios de reclutamiento de especies arbóreas (López *et al.*, 2011; Cavallero *et al.*, 2015; Peri *et al.*, 2017), y resistencia a la erosión, al disminuir la conectividad entre parches de plantas (López *et al.*, 2013). A su vez, prácticas como el pastoreo extensivo pueden afectar la riqueza, abundancia y diversidad de especies vegetales (Macchi & Grau, 2012; Trigo *et al.*, 2017). En este sentido, las variables estructurales simples (e.g. cobertura leñosa, tamaño y número de parches) son fáciles de medir en condiciones de campo y pueden asociarse a procesos ecosistémicos clave (Briske *et al.*, 2005, 2006; López *et al.*, 2011, 2013; Cavallero *et al.*, 2015) pudiéndose utilizar para describir las respuestas de los ecosistemas a las prácticas de gestión (Alaggia *et al.*, 2020; Peri, 2021). Posiblemente, no existe una variable que pueda ser utilizada como “proxy” de la complejidad estructural, sino que puede asociarse a un conjunto de variables. La estructura de un ecosistema se puede caracterizar por la composición de la comunidad y por la distribución tridimensional de la biomasa vegetal (Friedel, 1991; Walker *et al.*, 1995; Ludwig *et al.*, 2000; Scheffer *et al.*, 2001a; Stringham *et al.*, 2003; Müller, 2005;

Kandziora *et al.*, 2013). Específicamente, la composición de la comunidad se puede caracterizar por la diversidad de especies y la abundancia de diferentes formas de crecimiento; mientras que la distribución espacial de la biomasa vegetal puede describirse mediante índices de heterogeneidad espacial (Li & Reynolds, 1995; López *et al.*, 2013; Cavallero *et al.*, 2015) En consecuencia, identificar variables indicadoras estructurales y asociarlas a funciones ecosistémicas clave puede ser un enfoque poderoso para evaluar y monitorear un uso forestal sostenible al promover la complejidad forestal a través de prácticas de manejo específicas. Comprender y cuantificar los vínculos entre la configuración espacial de la vegetación y funciones ecosistémicas clave, y los servicios que sustentan, sigue siendo un desafío en el cual debe avanzarse, al menos en lo que respecta a la investigación y evaluación de la degradación de bosques bajo uso y/o cambio antropogénico (Ghazoul *et al.*, 2015; Turner & Gardner, 2015).

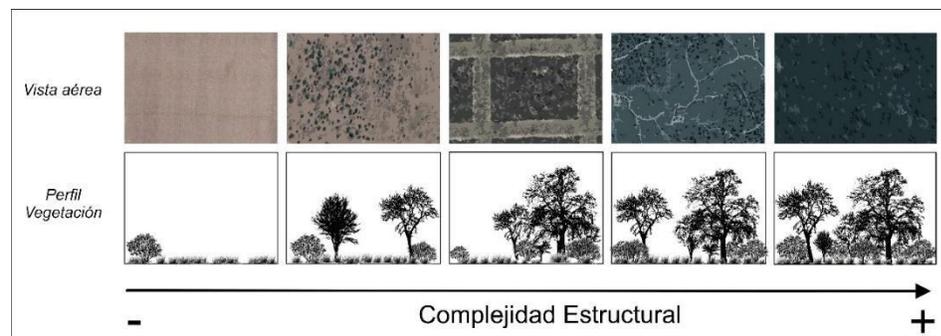


Figura 2.1 Vista aérea y perfiles de comunidades vegetales con distinto nivel de complejidad estructural. Fuente: Elaboración propia.

La complejidad estructural, inherente a los ecosistemas boscosos, que generalmente se evalúa con variables estructurales simples (e.g. cobertura por estrato, cobertura total), puede afectar de manera significativa en la provisión de funciones y servicios ecosistémicos clave (Peri *et al.*, 2017). A pesar de su importancia, el desarrollo teórico por parte de los ecólogos ha superado ampliamente su aplicación práctica (Cadenasso *et al.*, 2006). Un aspecto clave vinculado al manejo de la complejidad estructural es el tipo de relaciones que presenta con variables estructurales simples (i.e no compuestas por otras variables) y aquellas vinculadas a la provisión servicios ecosistémicos. Si bien muchas estas relaciones pueden ser lineales (Mograbi *et al.*, 2015), numerosos trabajos han identificado como pequeños cambios en

variables de cobertura o complejidad estructural, pueden generar grandes cambios en funciones o servicios ecosistémicos (i.e. aumento en la tasa de erosión del suelo por pérdida de cobertura de la vegetación; Hobs & Suding, 2009). Estas transformaciones no lineales suelen ser claves en la toma de decisiones relacionadas a las prácticas de manejo, ya que generalmente son irreversibles o de recuperación muy lenta, afectando sustancialmente funciones ecosistémicas y la provisión de servicios ecosistémicos (e.g. procesos de regeneración del bosque, productividad primaria neta, o variables de estado indicadoras o “proxies” de servicios ecosistémicos clave) (Clements *et al.*, 2010; Cavallero *et al.*, 2015; López *et al.*, 2011, 2013, Peri *et al.*, 2017). La subregión del Chaco Árido es la porción más seca de la región chaqueña y es característica por albergar a bosques con distinto grado de uso y complejidad, claves en la provisión de servicios ecosistémicos (Cabrol & Cáceres, 2017; Conti *et al.*, 2018). En términos generales, las comunidades vegetales del Chaco presentan una alta complejidad, en comparación con otras en ambientes similares a nivel global (Ferraina *et al.*, 2022), y proveen servicios ecosistémicos tales como la protección contra eventos climáticos extremos, las inundaciones, la conservación de la biodiversidad y el mantenimiento de la productividad agrícola (Barral *et al.*, 2020). Numerosos estudios muestran cómo las transformaciones generadas por el uso antrópico (tala, sobrepastoreo, avance de la frontera agropecuaria y fuego), han modificado la estructura y complejidad de las comunidades vegetales del Chaco Árido, generando un paisaje con diferentes tipos de configuraciones espaciales (Lipoma *et al.*, 2021).

Asimismo, dichas modificaciones han impactado sobre funciones ecosistémicas y consecuentemente en la provisión de servicios ecosistémicos (Conti *et al.*, 2018). Si bien existen numerosos estudios que han descrito la estructura de las distintas comunidades del Chaco Árido, no se ha cuantificado cómo impacta la modificación de las configuraciones sobre los servicios ecosistémicos. En este sentido, evaluar cómo el cambio en las configuraciones espaciales y en la complejidad estructural modifica los procesos ecosistémicos (como el reclutamiento de especies clave o fundacionales, y el aporte de materia orgánica, como hojarasca) es clave para detectar umbrales de extracción de bienes ambientales (por ejemplo, madera, leña, forraje) e identificar alertas tempranas de la reducción en la capacidad de sustentar funciones o procesos claves y de proporcionar servicios ecosistémicos.

2.2 HIPÓTESIS

Hipótesis 1) En los ecosistemas del Chaco Árido, a escala de unidad de paisaje (e.g. sitio < 2 ha), las variables vinculadas a la complejidad estructural de la vegetación (heterogeneidad horizontal y vertical) presentan distintos tipos de relaciones con variables estructurales clásicas (i.e., cobertura vegetal leñosa, tamaños de parche y número de parches). Esto debido a que las variables estructurales clásicas influyen de manera diferente en la distribución y organización de la vegetación leñosa, y, por ende, en la complejidad estructural. La contribución de cada estrato leñoso a la complejidad estructural difiere dependiendo del tipo de comunidad vegetal y fisonomía.

Predicción 1a) Se espera que ante aumentos de la heterogeneidad vertical aumente la cobertura leñosa y el tamaño de parche y disminuya el tamaño de interparche y el número de parches. Por otro lado, se espera que ante aumentos de heterogeneidad horizontal se generen aumentos de la cobertura leñosa, del tamaño y número de parche e interparches de vegetación leñosa.

Predicción 1b) Por último, se espera que parte de estas relaciones entre las variables sean de tipo no lineal (e.g. cuando exista superposición de estratos, la cobertura total no se modifica mientras que la heterogeneidad horizontal y vertical si se modifican).

Hipótesis 2) En los paisajes del Chaco Árido, a escala de unidad de paisaje, la complejidad estructural (heterogeneidad a nivel horizontal y vertical) de los ecosistemas boscosos favorece la provisión de servicios ecosistémicos clave (soporte, regulación y provisión). Esto debido a que la complejidad estructural permite sostener procesos y funciones ecológicas clave que influyen sobre la provisión de servicios ecosistémicos.

Predicción 2a) Se espera que ante pérdida de complejidad estructural de la vegetación leñosa disminuya la provisión de servicios ecosistémicos clave.

Predicción 2b) Se espera que ante pérdida de complejidad estructural media o alta aumente significativamente la tasa de pérdida de servicios ecosistémicos clave (e.g. soporte y regulación)

2.3 OBJETIVOS

- 1) Cuantificar la configuración espacial de la vegetación (heterogeneidad vertical y horizontal, cobertura, tamaño y número de parches de vegetación) a escala de unidad de paisaje.
- 2) Evaluar la relación entre atributos estructurales y variables indicadoras o “proxies” de servicios ecosistémicos clave en las diferentes configuraciones encontradas.
- 3) Determinar si las variables indicadoras de servicios ecosistémicos clave registran una respuesta umbral ante la variación en el tamaño, proporción de tipos de parches (e.g. boscoso, arbustivo, sin cobertura de especies leñosas) y/o la heterogeneidad de la vegetación.
- 4) Evaluar si existen diferencias estructurales y en la provisión de servicios ecosistémicos entre los paisajes analizados (llanos y piedemonte).

2.4 MATERIALES Y MÉTODOS

2.4.1 Selección de sitios

Dentro del área de estudio descrita en el capítulo 1 (sección 1.5 metodología general) se seleccionaron 49 sitios de muestreo, de los cuales 30 corresponden al paisaje de Llanos (Planicies occidentales) y 19 al paisaje de Piedemonte (Fig. 2.2). Las parcelas de muestreo se ubicaron de forma semidirigida (teniendo en cuenta la accesibilidad) a lo largo de un gradiente norte-sur de intensificación agropecuaria (i.e. nivel de modificación de la matriz natural del ecosistema; Fig. 2.3) con una distancia entre ellas mayor a un 1 km. Dentro de cada paisaje, se tomaron como zonas de referencia bosques maduros que no han sido perturbados (de forma antrópica) por lo menos durante los últimos 30 años (o con muy bajo nivel de intervención, e.g. bosques maduros sin signos de bosteo, ramoneo y sin tocones, y sin signos evidentes de erosión de suelo), identificando los bosques: de la Reserva Forestal Chancaní (paisajes con bosques de transición del Piedemonte; 31°21'22" S, 65°27'29"O), y los relictos ubicados en un campo productivo privado El Álamo (paisajes con bosques de los llanos, i.e. planicies onduladas; 31°43'28.54"S, 65°24'11.78"O) (comunicación personal Carlos Carranza). El resto de los sitios se seleccionó en zonas cercanas a los controles, con el mismo sitio potencial y estado de referencia (e.g. misma área ecológica o paisaje, misma ubicación y tipo potencial de suelo; Sitios Ecológico, *sensu* (Bestelmeyer *et al.*, 2017). En su conjunto, los sitios muestreados correspondieron a fisonomías de bosque maduro, bosques

cerrados con emergentes, bosque cerrado sin emergentes, bosque cerrado bajo, bosque abierto y pastizales naturales y pasturas implantadas (contemplando las coberturas de suelo dominantes en la zona; descripción cuadro Anexo S2).

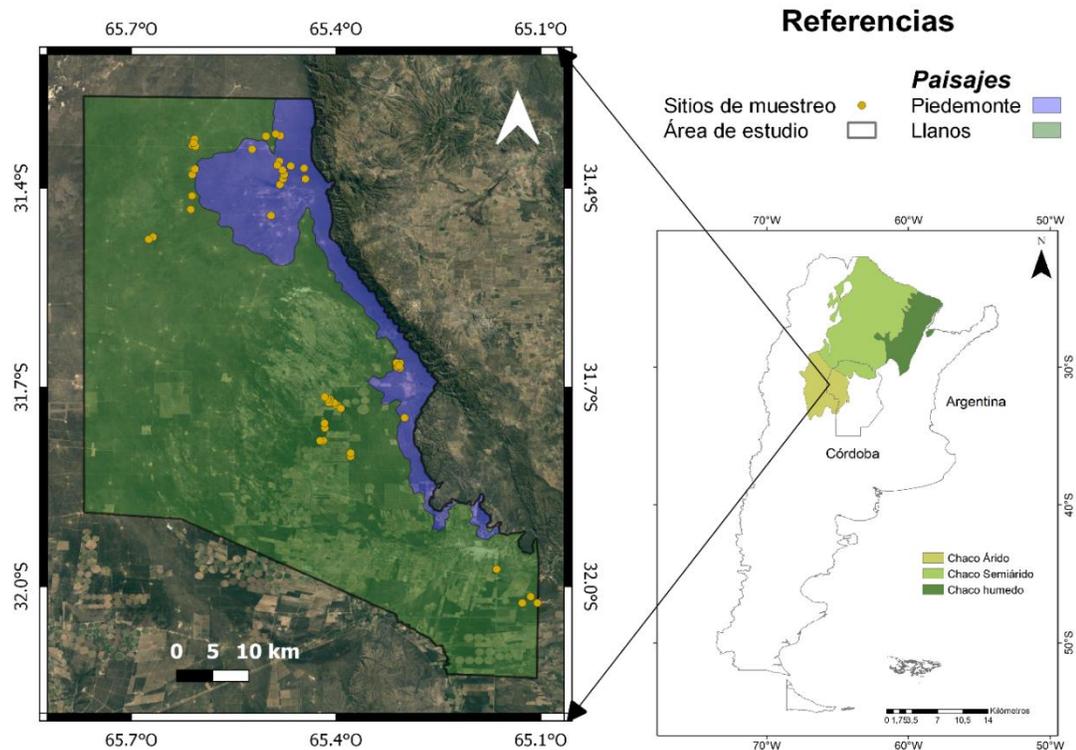


Figura 2.2. A) Área de estudio. Los puntos de color amarillo representan los 49 sitios de muestreo. La zona delimitada con color azul representa el paisaje de piedemonte y la zona delimitada con color verde representa el paisaje de los llanos. B) Ubicación del área de estudio dentro de la región chaqueña.

2.4.2 Variables estructurales indicadoras de servicios ecosistémicos

Para cumplimentar con los objetivos de este capítulo se registraron variables estructurales con el fin de caracterizar estructuralmente la vegetación a cada uno de los sitios seleccionados y, como indicadores de servicios ecosistémicos clave (servicios de soporte, de regulación y de provisión; ver detalle en Cuadro 2.1; Cuadro 2.2). Algunos de los indicadores se obtuvieron directamente de los datos tomados a campo, mientras que otros son índices calculados en base a la integración de variables recopiladas a campo. Como variables explicativas se tomó la cobertura de especies leñosas y los índices de heterogeneidad vertical y horizontal de la vegetación leñosa (Cuadro 2.1; ver procedimiento de cálculo ítem 2.4.4) y

como variables respuesta) a los “proxies” de servicios ecosistémicos clave enumerados en el Cuadro 2.2.

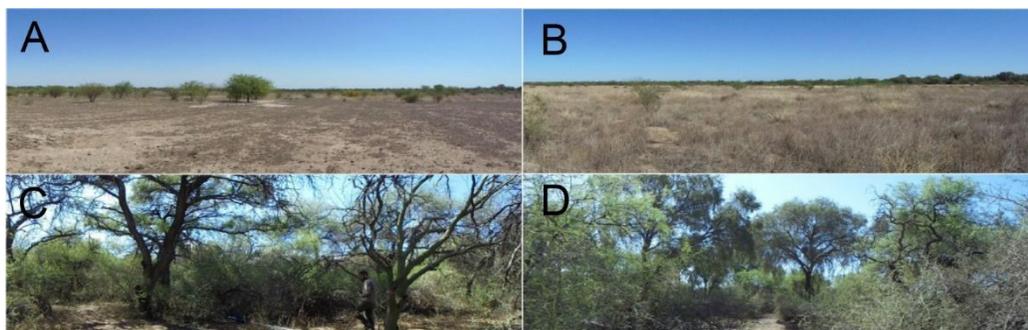


Figura 2.3. Fotografías de comunidades vegetales de sitios que son o eran bosques en donde se realizaron los muestreos (i.e. sitios ecológicos de bosque mixto de algarrobo y quebracho blanco). Foto (a) y (b) situaciones muy degradadas (lotes desmontados para uso pastoril), y (c) y (d) situaciones con bosques.

Cuadro 2.1. Indicadores asociados la complejidad estructural de la vegetación leñosa (variables explicativas).

ATRIBUTOS ESTRUCTURALES VINCULADOS A LA COMPLEJIDAD ESTRUCTURAL DE LA VEGETACIÓN	INDICADOR
<i>Complejidad vertical de la vegetación</i>	1. Índice de Heterogeneidad Vertical de Vegetación **. (ver fórmula de cálculo en ítem 2.4.4 cálculo de índices integradores)
<i>Complejidad horizontal de la vegetación</i>	2. Índice de Heterogeneidad Horizontal de Vegetación **. (ver fórmula de cálculo en ítem 2.4.4 cálculo de índices integradores) 3. Cobertura de especies leñosas (%)

Cuadro 2.2: Indicadores de servicios ecosistémicos (variables respuesta) asociadas a variables indicadoras de estructura o servicios ecosistémicos a escala de unidad de paisaje. Clasificación e indicadores basados en Peri et al., (2017) adaptado de Millennium Ecosystem Assessment (2005).

SERVICIOS ECOSISTÉMICOS		INDICADOR
SERVICIOS DE SOPORTE (Necesarios para el sustento de todos los demás servicios ecosistémicos)	<i>Formación de suelos, ciclado de nutrientes y producción primaria neta.</i>	1. Stock o concentración de carbono orgánico de suelo (% o $\text{tn C}\cdot\text{ha}^{-1}$) (MEA, 2005) *. 2. Stock o concentración de nitrógeno en suelo (%) (Sollenberger <i>et al.</i> , 2019) *. 3. Índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI; MEA, 2005).
	<i>Hábitat para poblaciones de especies residentes y transitorias (e.g. flora y fauna).</i>	4. Tamaño (m), y número de parches (leñosos/árboles y/o arbustos) e interparches (sin cobertura de especies leñosas) *.
	<i>Diversidad biológica.</i>	5. Índice de diversidad de Shannon (especies vegetales leñosas).
SERVICIOS DE REGULACIÓN	<i>Resiliencia del bosque frente a disturbios</i>	6. Densidad de regeneración de especies clave y/o fundacionales de 3 estadios importantes para sobrevivencia (# Plántulas/ha/año, # Renovales (de 2 categorías) instalados/ha/año; respectivamente) (Cavallero <i>et al.</i> , 2018) *. 7. Coeficiente de variación del Índice de vegetación de diferencia normalizada (como “proxy” de la capacidad de regular la variación climático-ambientales intra- e interanuales).
	<i>Control de la erosión: capacidad de retención de suelo, agua y materia orgánica dentro del ecosistema.</i>	8. Cantidad y profundidad de surcos y cárcavas [$\text{n}^{\circ} \times (\text{cm por transecta})^{-1}$] y/o extensión de pavimentos de erosión (cm sobre la transecta) *. 9. Cantidad de plantas en pedestal [# ind $\times (\text{ha})^{-1}$]*.
	<i>Regulación hídrica y ciclado de nutrientes</i>	10. Salinidad en suelo ($\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$). 11. Cobertura de mantillo (%) (como proxy de capacidad de acumulación o de erosión de mantillo, i.e. cuando hay erosión lo primero que se pierde es la cobertura de mantillo, Ludwig <i>et al.</i> , 2005) 12. Stock de mantillo ($\text{ton}\cdot\text{ha}^{-1}$).
SERVICIOS DE PROVISIÓN	<i>Producción Forestal</i>	13 Área basal de especies de valor forestal ($\text{m}^2\cdot\text{ha}^{-1}$) (Ver Anexo 2.1.1 – Especies leñosas de importancia forestal) *.
	<i>Producción forrajera</i>	14. Cobertura de especies leñosas que proveen forraje al ganado (ver especies en el Anexo 2.1.1; %).

		15. Cobertura de especies herbáceas forrajeras (ver especies en el Anexo 2.1.1; %).
	<i>Productos no maderables del bosque</i>	16. Cobertura de especies nativas leñosas alimenticias (ver especies en el Anexo 2.1.1; %). 17. Cobertura de especies leñosas melíferas (ver especies en el Anexo 2.1.1; %)

*Variables estructurales y funcionales evaluadas a partir de las transectas de muestreo (ver en procedimiento de muestreo).

**Índices calculados a partir de las variables tomadas a campo en las transectas de muestreo (ítem 2.4.4 cálculo de índices integradores).

2.4.3 Procedimiento de muestreo

Para estimar las variables explicativas (Cuadro 2.1) y respuesta de 4 a 6, 18, 11, 13 y de 14 a 17 (Cuadro 2.2), en cada unidad de paisaje, se dispusieron transectas de 250 m de longitud. En cada transecta se registraron variables estructurales, utilizando como referencia los indicadores propuestos por López *et al.*, (2011), Cavallero *et al.*, (2015) y Peri *et al.*, (2017), y la metodología empleada por Cavallero *et al.*, (2015) y adaptada para el sistema de Monitoreo de Manejo de Bosque con Ganadería Integrada (MBGI) (Alaggia *et al.*, 2020). Las transectas se trazaron en dirección este-oeste o sureste-noroeste (i.e. en la dirección de la pendiente dominante, o cuando la pendiente no era perceptible fue en dirección de los vientos dominantes, respectivamente), durante época de crecimiento vegetativo (entre noviembre y mayo), para contemplar dentro de las mediciones las especies herbáceas (e.g. anuales) y caducifolias. En cada transecta se registró (Fig. 2.4):

A. Cada 1-m (a través del Método de Punto-intercepción; Mueller-Dombois & Ellenberg 1974; Elzinga *et al.*, 2001):

- **Cobertura y composición de especies leñosas por estrato:** Teniendo en cuenta la clasificación del sistema de Raunkiaer (1934) adaptada *sensu* Alaggia *et al.*, (2020), se caracterizó la cobertura y composición de tres estratos: bajo (individuos de altura < 2 m), medio (individuos entre 2 m y 8 m) y alto (individuos >8 m). Los individuos solo se registraron en el punto de cobertura más alto (i. e. si un individuo se encontraba en el estrato medio y alto, solo se registró en el alto).
- **Cobertura y composición de especies herbáceas (latifoliadas y gramíneas) y criptógamas.** Se registró si existe cobertura vegetal (%) y qué especies herbáceas generan

esa cobertura. Si en un mismo punto se encuentran más de una especie herbácea, se registra la especie herbácea más alta.

- **Cobertura al nivel del suelo.** En este caso, se registraron los tipos de cobertura: suelo desnudo (sin cobertura), mantillo (fino o grueso), o si está cubierto por la base de una especie herbácea o gramínea (cobertura basal de especies forrajeras como “proxy” de variable lenta disponibilidad forrajera, Oliva *et al.*, 2011).
- **Tamaño y número de parches leñosos:** El tamaño y número de parches (> a 1 m) se definieron a partir de la cobertura vegetal leñosa de cada estrato (bajo, medio y alto) en cada metro de la transecta. Cada parche de vegetación leñosa está definido por un conjunto de individuos de especies leñosas cuya cobertura se ve interrumpida por la presencia de suelo desnudo o de especies herbáceas (i. e. interparches; Aguiar & Sala, 1999; Wiens, 1989).

B. Cada 5 m:

- **Altura de especies leñosas por estrato.** Teniendo en cuenta la clasificación del sistema vertical de Raunkier y utilizando el método de punto intercepción, se registró la altura (metros) del individuo más alto de cada estrato (según criterio indicado en el ítem A).
- **Densidad de individuos jóvenes de especies leñosas (i.e. renovales jóvenes).** En parcelas de 2 m x 1 m se registró el n° de individuos de especies arbóreas y arbustivas menores a 30 cm (i.e. renovales menores de 2 años; Cavallero *et al.*, 2018; Alaggia *et al.*, 2020).
- **Densidad de renovales de especies leñosas arbóreas.** En parcelas de 2 x 2m se registró el n. ° de individuos de especies arbóreas diferenciados en dos clases: individuos menores a 1,5 m de altura (i.e., <5 años de edad; Carranza & Ledesma, 2012; Alaggia *et al.*, 2020) asociados al proceso de sobrevivencia interanual e instalación de nuevos individuos (i.e., por factores abióticos y/o competencia); e individuos mayores a 1,5 m de altura (pero menores de 5 cm de diámetro a la altura de la base), que representan individuos ya instalados, con alta probabilidad de llegar a adultos (i.e., que ya “escaparían” al efecto del ramoneo por el ganado) (Cavallero *et al.*, 2018).
- **Número de plantas en pedestal, surcos y/o cárcavas.** Como indicadores de erosión de suelo se contabilizaron el número de plantas en pedestal y cárcavas/surcos que intercepten

la transecta. Para cárcavas y surcos se medirá la profundidad en el centro de estas y el ancho sobre la transecta.

C. En fajas de 10 m de ancho x 250 m de longitud (5 m a cada lado de la transecta):

- **Altura, diámetro a la altura de la base (DAB):** Se registró todos los individuos arbóreos mayores a 5 cm de diámetro a la altura de la base.

Para estimar el stock de carbono y nitrógeno en suelo (variables 1 y 2; Cuadro 2.2), se tomó una muestra compuesta, conformada por 10 submuestras de un volumen de 0,00023 m³ (0-10 cm de profundidad). Las submuestras se recolectaron cada 2 m sobre una transecta de 20 m ubicada perpendicularmente al inicio de la transecta de 250 m. Utilizando el mismo procedimiento, se colectó una muestra compuesta de mantillo (variable 12 de Cuadro 2.2), a partir de 10 submuestras de mantillo en cuadros de 25 x 25 cm (tomadas cada 2 m) para estimar el stock de biomasa de mantillo acumulada (ton.ha⁻¹). Las muestras no se tomaron sobre la transecta de 250 m, ya que al ser parte de un sistema de monitoreo a largo plazo y no se debe disturbar el suelo con muestreos sucesivos.

Para el cálculo de la productividad primaria neta y el coeficiente de variación de la productividad primaria neta (variable 3 y 7 de Cuadro 2.2), se utilizó el Índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) y su coeficiente de variación. El NDVI integra dos características espectrales de los tejidos fotosintéticamente activos, la baja reflectancia de las longitudes de onda rojas (R), y la alta reflectancia de las longitudes de onda infrarrojas (IR) a través de la siguiente fórmula NDVI: $(IR-R)/(IR+R)$. Por sus características, este índice es muy utilizado para la estimación de la productividad primaria neta (Paruelo *et al.*, 1997; Piñeiro *et al.*, 2006; Guzmán *et al.*, 2023). El coeficiente de variación del NDVI, al mostrar las variaciones de la productividad a lo largo de un tiempo dado, puede ser utilizado como un proxy de estabilidad de los sistemas frente a distintos cambios ambientales. Un coeficiente de variación del NDVI mayor, indica una mayor variabilidad del ecosistema en respuesta a un cambio ambiental dado (Goetz *et al.*, 2006). Para el cálculo de dicho índice y a través del software “Qgis”, se generaron 49 polígonos de 7500 m² (30 x 250 m) tomando como centroide, el centro de cada una de las transectas. De esta forma, para cada polígono, utilizando imágenes *Sentinel-2A*, se obtuvieron valores mensuales promedio de NDVI entre diciembre del año 2018 y enero del año 2022 (26 valores) y el coeficiente de variación del periodo especificado. Cabe destacar que para algunos de los meses comprendidos entre

dichas fechas no existen imágenes obtenidas por este satélite (i.e. presencia de nubes). Por ello, el número de imágenes total para calcular ambos indicadores es menor al número de meses comprendidos entre dichos años.

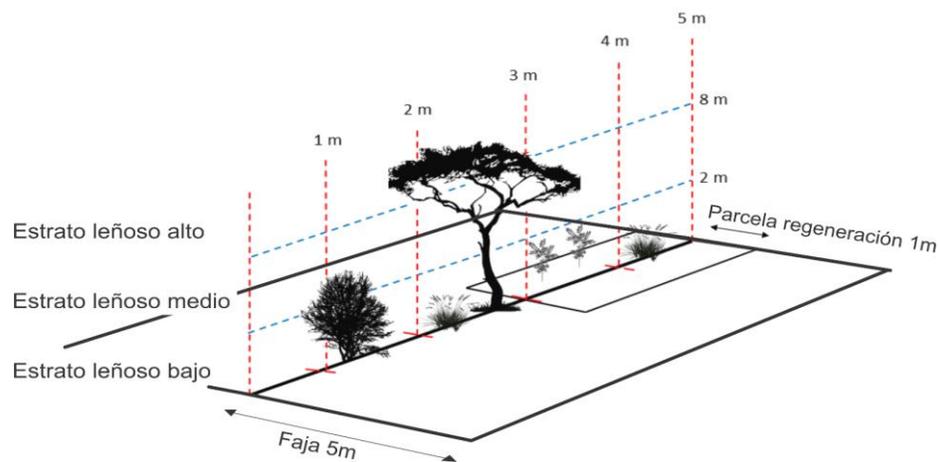


Figura 2.4. Procedimiento de muestreo. La línea negra indica la trayectoria de la transecta de 250 m. Los rectángulos ubicados a los lados de esta (de 5 m cada lado) representan las parcelas donde se registró variables de estructura de especies leñosas arbóreas (10 x 250 m). Las líneas punteadas de color azul indican los límites de cada estrato vegetal leñoso. Las líneas punteadas de color rojo representan los puntos de registro de cobertura de vegetación leñosa (tres estratos leñosos y uno herbáceo). Cada 5 m se disponen parcelas de 1 x 2 m (1 m a cada lado de la transecta) para el muestreo de la regeneración de especies leñosas.

2.4.4 Cálculo de Índices integradores

Para cada sitio de muestreo, se calcularon índices de: diversidad de Shannon (ver Whittaker, 1972), y heterogeneidad espacial (horizontal y vertical) de la vegetación (López *et al.*, 2013, Cavallero *et al.*, 2015) (variables 1, 2 del Cuadro 2.1 y 5 de Cuadro 2.2; Anexo 2.1) utilizando las variables registradas sobre las transectas, tales como: tamaños de parche de cada estrato leñoso por separado (bajo, medio y alto), de interparche (sin cobertura leñosa) y abundancia de especies leñosas. En el caso del índice de heterogeneidad horizontal, estima la complejidad de las comunidades vegetales leñosas a nivel horizontal a través del tamaño de los parches de vegetación leñosa y su variabilidad espacial. La heterogeneidad vertical permite estimar la complejidad a nivel vertical a través de la variabilidad espacial de las alturas de los distintos estratos de vegetación leñosa. Por último, en el caso del índice de diversidad de especies leñosas, calcula la dominancia y equidad de especies leñosas por estrato (ver fórmulas de cálculo en Anexo 2.1) Ambos índices de heterogeneidad de la

vegetación han sido validados en un estudio regional sobre la dinámica de recuperación de bosques quemados (Cavallero *et al.*, 2015). En este trabajo se define a la heterogeneidad horizontal como el tamaño de grano de una variable (largo de parche de la cobertura total de la vegetación leñosa y largo de interparche sin cobertura de leñosas) y su variabilidad (desvío estándar) (Li & Reynolds, 1995; López *et al.*, 2013; Cavallero *et al.*, 2015). Así, se define a un ‘parche’ como un sector con cobertura continua de especies leñosas (arbustos y/o árboles); y a un interparche leñoso como un sector sin cobertura de especies leñosas (zonas con presencia de suelo desnudo y/o especies herbáceas; claros o ‘interparche’ de aquí en más). Por lo tanto, se estima a la heterogeneidad horizontal a través de la cobertura de los estratos leñosos bajo, medio y alto:

$$HHV = \sum [(\sigma_{LP} / \mu_{LP}) * N^{\circ} \text{ parches} + (\sigma_{LIP} / \mu_{LIP}) * N^{\circ} \text{ interparches}]$$

Donde σ_{LP} = el desvío de largo de parche

μ_{LP} = el promedio del largo de parche.

σ_{LIP} = el desvío del largo interparche (sin Cob. leñosa)

μ_{LIP} = el promedio del largo del interparche (sin Cob. leñosa)

Donde *HHV* es la sumatoria de la heterogeneidad horizontal de cada estrato (bajo, medio y alto); en dónde para cada estrato se utilizan el desvío de largo de parche de cada estrato (σ_{LP}) y el promedio del largo del parche del estrato bajo, medio y alto (μ_{LP}). Y para cada estrato se utilizarán el promedio y el desvío del largo del interparche (σ_{LIP}) sin cobertura del estrato bajo, del medio y del alto. El primer término de la fórmula indica si hay variabilidad en el largo de parche (el desvío del largo de parche se estandariza en base a su promedio [μ], determinando cuánto representa la variabilidad con respecto al valor promedio del largo de parche). El segundo término de la fórmula indica si los parches de vegetación están regular o irregularmente distribuidos en el espacio (variabilidad del largo del interparche = diferentes tamaños de claros sin cobertura de vegetación leñosa). El número de parches e interparches aumenta la heterogeneidad cuando se registran numerosos parches de distinto tamaño, e irregularmente distribuidos en el espacio (distinto tamaño de interparche), respectivamente. El índice de heterogeneidad horizontal varía entre 0 y $+\infty$, y es cero cuando no se registran parches de vegetación leñosa ($\mu_{LP} = 0$), o cuando todos los parches son de igual tamaño ($\sigma_{LP} = 0$), y cuando los parches están regularmente distribuidos en el espacio ($\sigma_{LIP} = 0$) independientemente del NP.

El Índice de heterogeneidad vertical de la vegetación leñosa se calcula de la siguiente manera:

$$HVV = (\bar{h}_{EsBa} * \sigma * PROPEsBa) + (\bar{h}_{EsMe} * \sigma * PROPEsMe) + (\bar{h}_{EsAl} * \sigma * PROPEsAl)$$

Donde \bar{h}_{EsBa} = altura promedio del estrato bajo leñoso,

\bar{h}_{EsMe} = altura promedio del estrato medio leñoso,

\bar{h}_{EsAl} = altura promedio del estrato alto leñoso

PROPEsBa= Cob. expresada en proporción para el estrato bajo

PROPEsMe= Cob. expresada en proporción para el estrato medio

PROPEsAl= Cob. expresada en proporción para el estrato alto.

Según Raunkiær (1934) las Fanerófitas incluyen todas las plantas leñosas o herbáceas de gran tamaño (e.g. árboles, arbustos, cañas) cuyas yemas de renuevo de los individuos adultos se encuentran en vástagos por encima de los 0,5 m del suelo. Adaptando el sistema de clasificación de Raunkiær (1934) en Nanofanerófitos (< 2 m), Microfanerófitos (2 m-10 m), Mesofanerófitos (10 m-25 m) y Macrofanerófitos (> 25 m), se estimará la heterogeneidad vertical de la vegetación al dividir el espacio vertical en tres estratos: bajo (individuos de altura < 2 m), medio (individuos entre 2 m y 8 m) y alto (individuos > 8 m) (López de Casenave *et al.*, 1995). A fin de simplificar la obtención de datos, se unificarán los Meso y Macrofanerófitos en un estrato alto > 8 m. El aporte de cada estrato se suma bajo el supuesto de que la aparición de cada estrato (y una mayor altura máxima de cada estrato) adiciona complejidad vertical a la comunidad. La altura de cada estrato se multiplica por su desvío estándar asumiendo que, si dos comunidades registran la misma altura promedio para un determinado estrato, la comunidad que posea mayor variabilidad de altura, tendrá más heterogeneidad vertical, y viceversa.

2.4.5 Análisis de datos

Para evaluar la relación entre variables estructurales de la configuración espacial de la vegetación (cobertura leñosa vegetal, tamaño de parche número de parche heterogeneidad vertical y heterogeneidad horizontal; (Cuadro 2.1 y 2.2; Objetivo 1) se ajustaron Modelos Lineales (ML) tomando como variables predictoras a la cobertura vegetal, la heterogeneidad vertical y horizontal, y como variables respuesta a la heterogeneidad horizontal y vertical, y al tamaño y número de parches e interparches total y por estrato de vegetación leñosa. Para dichos modelos se ajustaron regresiones polinómicas (lineales y cuadráticas) y segmentadas con el software R utilizando (paquete *segmented* del programa R). Para evaluar si la configuración espacial de la vegetación se relaciona con indicadores de servicios

ecosistémicos clave, y determinar si los servicios ecosistémicos clave registran una respuesta umbral ante la variación en el tamaño, número, proporción de parches e interparches y/o heterogeneidad (objetivos específicos 2 y 3) se ajustaron Modelos Lineales (ML) y Modelos Lineales Generalizados (MLG). En estos modelos se incluyeron como variables predictoras a los índices de heterogeneidad vertical y horizontal; y como variables respuesta, al resto de los indicadores (i.e. “proxies”) de servicios ecosistémicos clave de la Cuadro 2.1 Se utilizó la distribución Gaussiana o de Poisson (función de enlace identidad o log, respectivamente) dependiendo de la distribución de los errores de la variable respuesta (Zuur *et al.*, 2009). Asimismo, para evaluar si la respuesta de los indicadores de servicios ecosistémicos clave en respuesta a las variables de configuración espacial de la vegetación es de tipo umbral, se ajustaron regresiones polinómicas (lineales y cuadráticas) y segmentadas (utilizando el paquete *segmented* del programa R *piecewise regressions*, *sensu* metodología utilizada en Denoel & Ficetola, 2007; Clements *et al.*, 2010; López *et al.*, 2013). Para los modelos segmentados, se especificaron los puntos de quiebre (parámetro “y”). Los MLG se ajustaron utilizando el paquete *glmmADMB* (Fournier *et al.*, 2012) del programa R. Específicamente, se ajustaron regresiones segmentadas para establecer si existen rangos de valores de alteración de la configuración de parches de vegetación leñosa e interparches (e.g. heterogeneidad, conectividad, tamaño y proporción de parches) más allá de los cuales se afectan significativamente los procesos ecosistémicos clave. Esta información será sumamente útil para determinar los tamaños mínimos de parche (y su configuración, e.g. heterogeneidad vertical y horizontal) que se deberían conservar en bosques bajo aprovechamiento maderero o intensificación agropecuaria. Para evaluar la significancia de cada modelo y el grado de ajuste de cada regresión, se calculó el p-valor y el coeficiente de determinación ajustado respectivamente (en el caso de los modelos lineales generalizados se calculó el coeficiente de determinación condicional y marginal). Asimismo, se calculó el criterio de información de Akaike (AIC) para cada modelo y se comparó con el AIC de un modelo nulo (Zuur *et al.*, 2009).

2.5 RESULTADOS

Los índices de heterogeneidad vertical y horizontal de la vegetación mostraron asociaciones positivas y negativas con los atributos estructurales y funcionales evaluados. Asimismo, se observaron respuestas lineales y no lineales de algunos atributos respecto a los cambios en la configuración espacial.

2.5.1 Configuración espacial de la vegetación leñosa

A nivel estructural, el índice de heterogeneidad vertical ajustó a un modelo segmentado con la cobertura vegetal leñosa (modelo: Piedemonte p -valor < 0.005; modelo Llanos p -valor < 0.005; Fig. 5A) mientras que la heterogeneidad horizontal ajustó a un modelo cuadrático con dicha variable (p -valor < 0.005 Fig. 5B). En ambos casos, se observaron diferencias significativas entre los paisajes (Fig. 2.5) (ver Anexo, Cuadro S2.1).

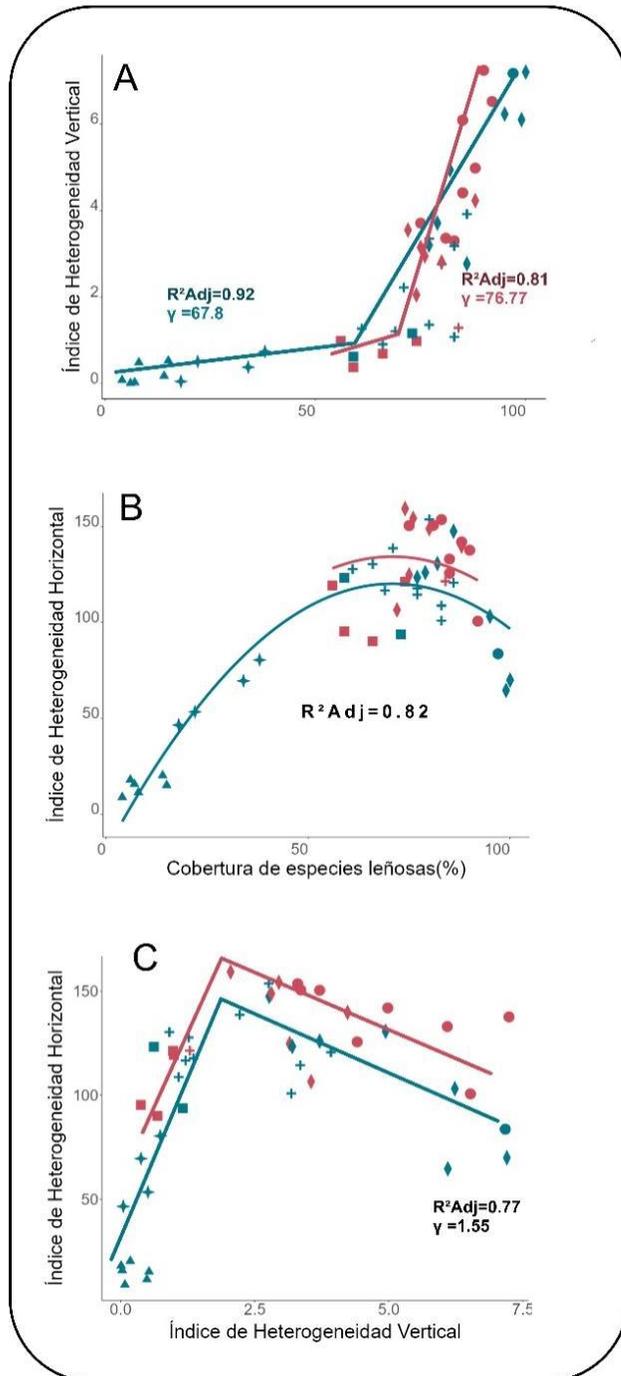


Figura 2.5. Relaciones entre la cobertura vegetal de especies leñosas y la heterogeneidad vertical y horizontal (A y B) y relación entre la heterogeneidad vertical y la heterogeneidad horizontal (C) para sitios con diferente fisonomía (Círculos: bosques maduros; Rombos: bosques cerrados con emergentes; Cruces: bosques cerrados sin emergentes; Cuadrados: bosques cerrados bajos Triángulos: pastizal natural y pasturas implantadas; Estrellas: bosques abiertos) en los paisajes del piedemonte (t rojos) y los llanos (s azules). Las líneas rojas representan los modelos ajustados a los sitios del paisaje de piedemonte y las líneas azules las curvas ajustadas a los sitios del paisaje de los llanos.

La heterogeneidad vertical fue baja, en comunidades con una cobertura vegetal menor al 67% (llanos) y 76% (piedemonte) (Fig. 2.5 A) y la heterogeneidad horizontal alcanzó sus valores más altos en sitios con porcentajes de cobertura vegetal leñosa entre el 60 y 90 %. Por otro lado, la heterogeneidad horizontal ajustó a un modelo segmentado con la heterogeneidad vertical con diferencias entre ambos paisajes, siendo los sitios del piedemonte 1,5 veces más heterogéneos horizontalmente que los sitios de los llanos (p -valor <0.005). En ambos paisajes, la heterogeneidad horizontal se maximizó a valores bajos/intermedios de heterogeneidad vertical (21% del máximo; Fig. 2.5 C). Los sitios con fisonomías de pastizal y bosque abierto presentaron los valores más bajos de heterogeneidad vertical horizontal y cobertura vegetal leñosa, mientras que los sitios de bosque cerrado con emergentes y bosque maduro, presentaron los valores más elevados para las tres variables. Asimismo, el paisaje de los llanos mostró un mayor rango de variabilidad para los valores de dichas variables. (Fig. 2.5, Anexo Figs. S2.2 y S2.3).

El número de parches mostró diferencias en ambos paisajes y relaciones con los índices de heterogeneidad (p -valor <0.005 ; Fig. 2.6). Los sitios del piedemonte tuvieron en promedio un 27% más de parches (30 ± 12) que los sitios de los llanos (22 ± 13). Los bosques cerrados bajos y los bosques cerrados sin emergentes fueron los sitios que presentaron una mayor cantidad de parches. Dicho patrón, se repitió en cada estrato de vegetación, en donde las comunidades de piedemonte mostraron en promedio un mayor número de parches en todos los estratos (piedemonte: estrato bajo=38, estrato medio=25, número estrato alto=6; llanos: estrato bajo= 34, estrato medio=18, estrato alto=3). El número de parches del estrato bajo y medio mostraron relaciones segmentadas con la heterogeneidad vertical (Figs. 2.7 A y C), con diferencias entre ambos paisajes (modelo n° de parches estrato bajo- het. vertical: p -valor $<0,005$; modelo n° de parches estrato medio - het. vertical p -valor $<0,005$) (ver Anexo, Cuadro S2.1).

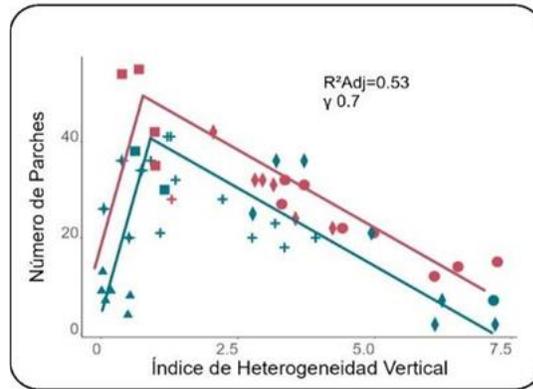
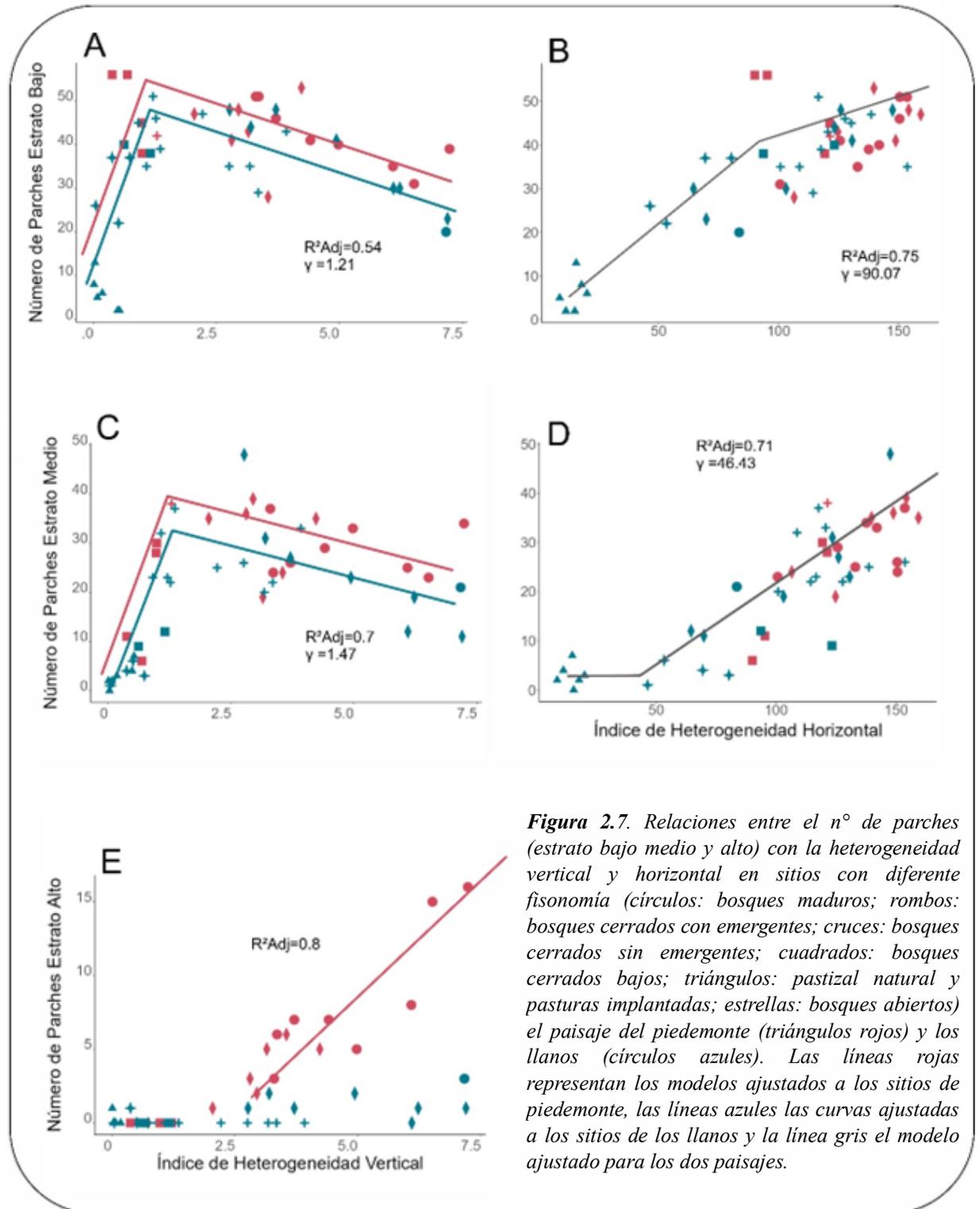


Figura 2.6. Relación entre el número de parches y heterogeneidad vertical de la vegetación en sitios con diferente fisonomía (círculos: bosques maduros; rombos: bosques cerrados con emergentes; cruces: bosques cerrados sin emergentes; cuadrados: bosques cerrados bajos; triángulos: pastizal natural y pasturas implantadas; estrellas: bosques abiertos) de los paisajes del piedemonte (triángulos rojos) y los llanos (círculos azules). Las líneas rojas representan los modelos ajustados a los sitios de piedemonte y las líneas azules las curvas ajustadas a los sitios de los llanos.

Los sitios con mayor número de parches en el estrato bajo (56 a 48 parches) y medio (promedio 48 a 36 parches) fueron aquellos con valores de heterogeneidad vertical de alrededor de 1,21 (valores un 85-80% más bajos que los máximos encontrados; Fig. 2.7 A). El estrato alto de vegetación de las comunidades del piedemonte fue el único que maximizó el número de parches con niveles máximos de heterogeneidad vertical (Fig. 2.7 E; p -valor $< 0,005$). Por otra parte, a diferencia de lo observado con la heterogeneidad vertical, el número de parches del estrato bajo y medio se maximizó con valores elevados de heterogeneidad horizontal, sin diferencias entre paisajes (modelo n° parches estrato bajo-het. horizontal: p -valor $< 0,005$; Fig. 2.7 B; modelo n° parches estrato medio-het. horizontal: p -valor $< 0,005$; Fig. 2.7 D). Los sitios más heterogéneos horizontalmente tuvieron en promedio entre 4 y 5 veces más parches en el estrato bajo y medio que los sitios menos heterogéneos. Sin embargo, a pesar del comportamiento similar de estas dos variables, el número de parches del estrato medio se mantuvo muy bajo hasta niveles de heterogeneidad horizontal cercanos al 25% del máximo de heterogeneidad horizontal. Los sitios con fisonomías de bosque cerrado bajo y bosque con y sin emergentes presentaron mayor número de parches en los estratos bajo y medio mientras que los bosques maduros del piedemonte presentaron los mayores valores para esta métrica en el estrato alto.



Para las variables de tamaño de parche y tamaño de interparche se encontraron relaciones con el índice de heterogeneidad vertical. Los llanos tuvieron en promedio mayor

tamaño de parche (llanos: $14,3 \pm 27,9$; piedemonte: $7,3 \pm 3,5$) e interparche (llanos: $7,6 \pm 11,3$; piedemonte: $1,7 \pm 0,4$), con un mayor desvío en ambos casos. La relación entre el tamaño de parche (considerando los tres estratos de vegetación) y la heterogeneidad vertical ajustó a un modelo lineal en el piedemonte (p -valor $< 0,005$; Fig. 2.8 A) y un modelo segmentado en los llanos (p -valor = $0,05$; Fig. 2.8 A). En este último paisaje, se observó un aumento marcado del tamaño de los parches a niveles altos (“sub-máximos”) de heterogeneidad vertical (i.e. 75% respecto al máximo). Asimismo, la relación entre el tamaño de interparche y la heterogeneidad vertical fue negativa (modelo segmentado p -valor $< 0,005$; Fig. 2.8 B), con interparches superiores a los 10 m en sitios con poca heterogeneidad vertical (menos del 10% respecto al máximo de heterogeneidad vertical).

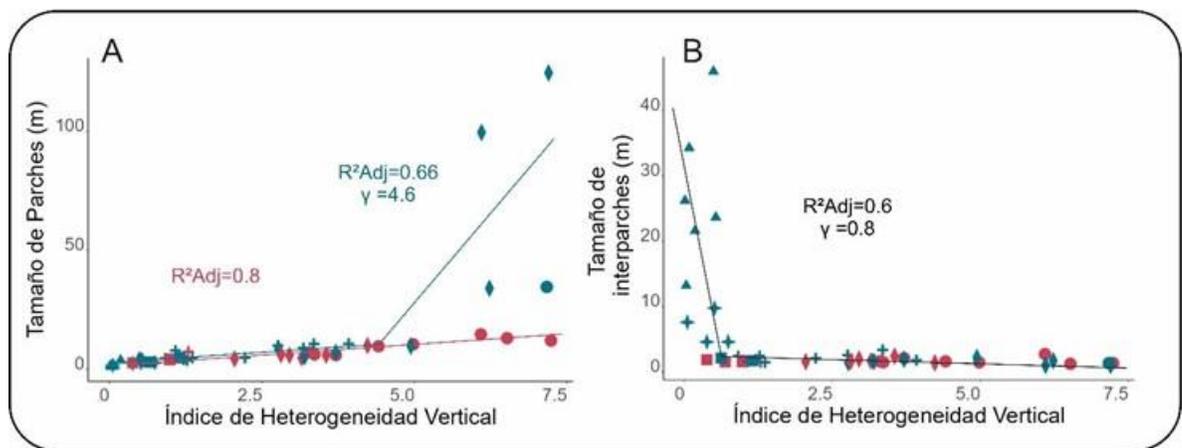
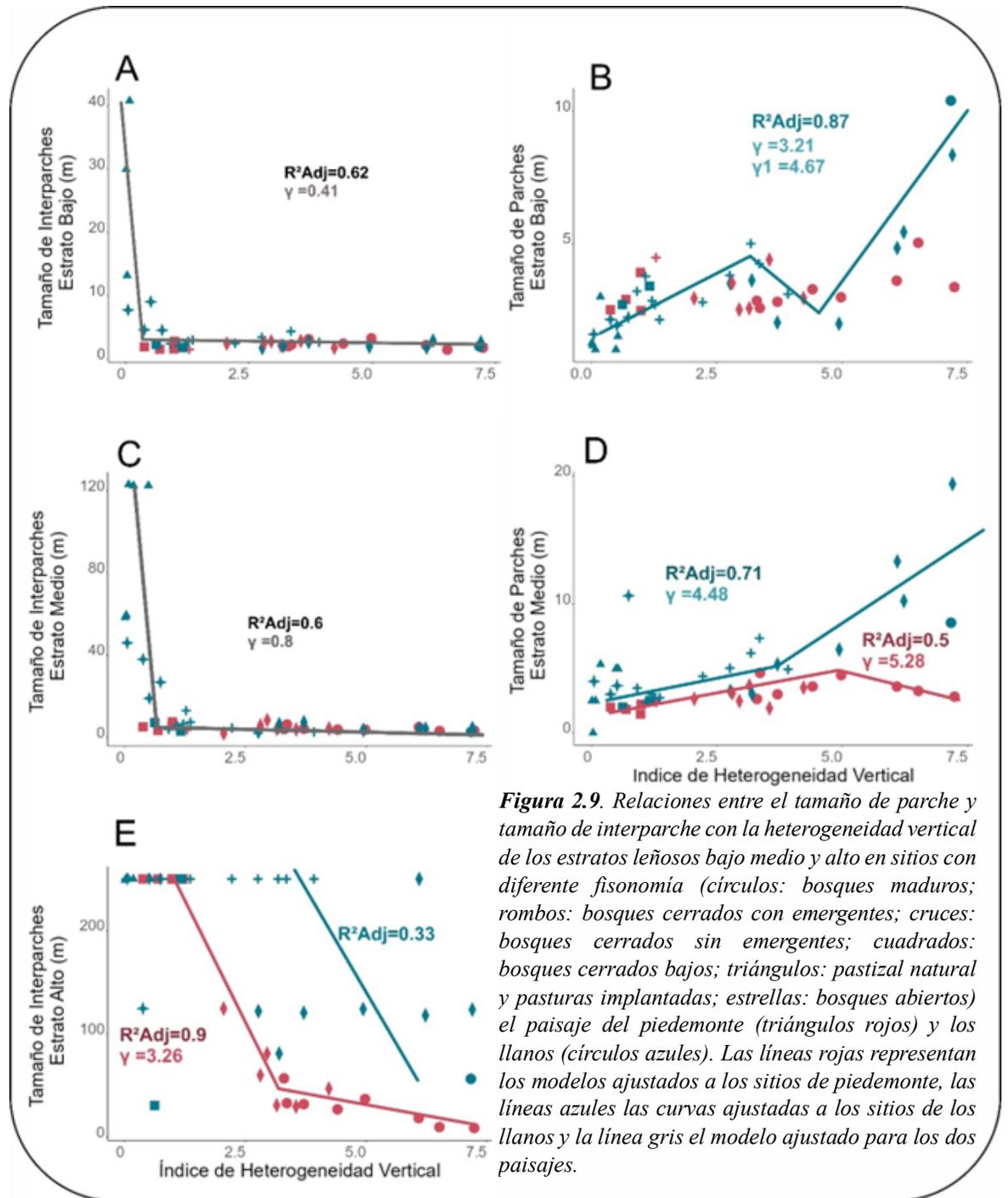


Figura 2.8. Relaciones entre el (A) Tamaño de Parche y (B) Tamaño de Interparche con el índice de heterogeneidad vertical, en sitios con diferente fisonomía (círculos: bosques maduros; rombos: bosques cerrados con emergentes; cruces: bosques cerrados sin emergentes; cuadrados: bosques cerrados bajos; triángulos: pastizal natural y pasturas implantadas; estrellas: bosques abiertos) del paisaje del piedemonte (triángulos rojos) y los llanos (círculos azules). En (A) las líneas rojas representan los modelos ajustados a los sitios de piedemonte y las líneas azules las curvas ajustadas a los sitios de los llanos. En (B) la línea de color gris se corresponde con modelo ajustado para ambos paisajes juntos. Los colores de R^2 ajustado y del valor del punto de quiebre γ se corresponden con el color de las líneas de los modelos ajustados.

Analizando por estrato de vegetación, la relación entre los tamaños de parche y la heterogeneidad vertical ajustó a modelos lineales y segmentados con diferencias entre los paisajes (Fig. 2.9). En los llanos, la relación entre la heterogeneidad vertical y el tamaño de parche del estrato bajo y el tamaño de parche del estrato medio fue positiva (modelo tamaño de parche estrato bajo-het. vertical p -valor $< 0,005$; modelo tamaño de parche estrato medio-

het. vertical p -valor = 0,05), y se evidenciaron aumentos marcados del tamaño de los parches a partir de niveles intermedios y sub-máximos de heterogeneidad vertical (Figs. 2.9 B y D). Por el contrario, en los sitios de piedemonte, los tamaños de parche del estrato bajo no mostraron una relación clara con la heterogeneidad vertical, mientras que, el tamaño de parche del estrato medio alcanzó sus mayores valores, en sitios con porcentajes de heterogeneidad vertical cercanos al 75% respecto al máximo (p -valor <0,005; Figs. 2.9 B y D). El tamaño de interparche presentó una relación negativa segmentada con la heterogeneidad vertical a nivel general (p -valor <0,005; Fig. 2.8 B), y para cada uno de los estratos. El estrato bajo y medio tuvieron comportamientos similares de sus tamaños de interparche respecto a la heterogeneidad vertical (tam. interparche estrato bajo- het. vertical: p -valor <0,005; tam. interparche estrato medio-het. vertical p -valor: <0,005). Las comunidades con alores de heterogeneidad vertical menores al 7% respecto al máximo, mostraron tamaños de interparche en el estrato bajo y medio por encima de los 10 m. En el estrato alto, solo se observó una relación negativa en las comunidades del piedemonte (Fig. 2.9 E) (ver Anexo, Cuadro S2.2). Las fisonomías de pastizal natural y bosque abierto presentaron los valores de tamaño de parche más bajos y los tamaños de interparche más altos (a nivel general y por estrato). Asimismo, los bosques cerrados con emergentes y los bosques maduros de los llanos presentaron los valores más elevados de tamaño de parche (estrato bajo y medio) (Fig. 2.9).



2.5.2 Configuración espacial y servicios ecosistémicos clave

2.5.2.1 Servicios de soporte

De todas las variables analizadas, cuatro variables asociadas con los servicios ecosistémicos de soporte mostraron relaciones con los índices de heterogeneidad. La

diversidad de especies leñosas mostró los mayores valores a niveles bajos de heterogeneidad vertical (modelo segmentado p -valor $< 0,005$; Fig. 2.10 A) y máximos de heterogeneidad horizontal (modelo lineal p -valor $< 0,005$; Fig. 2.10 B) con diferencias significativas entre ambos paisajes. En promedio, los sitios de piedemonte mostraron un 40% más de diversidad que los sitios de los llanos. A su vez, los sitios menos heterogéneos, fueron hasta dos veces menos diversos respecto a los más heterogéneos (ver Anexo, Cuadro S2.3). Los bosques maduros del piedemonte fueron los que presentaron en promedio una mayor diversidad de especies

leñosas.

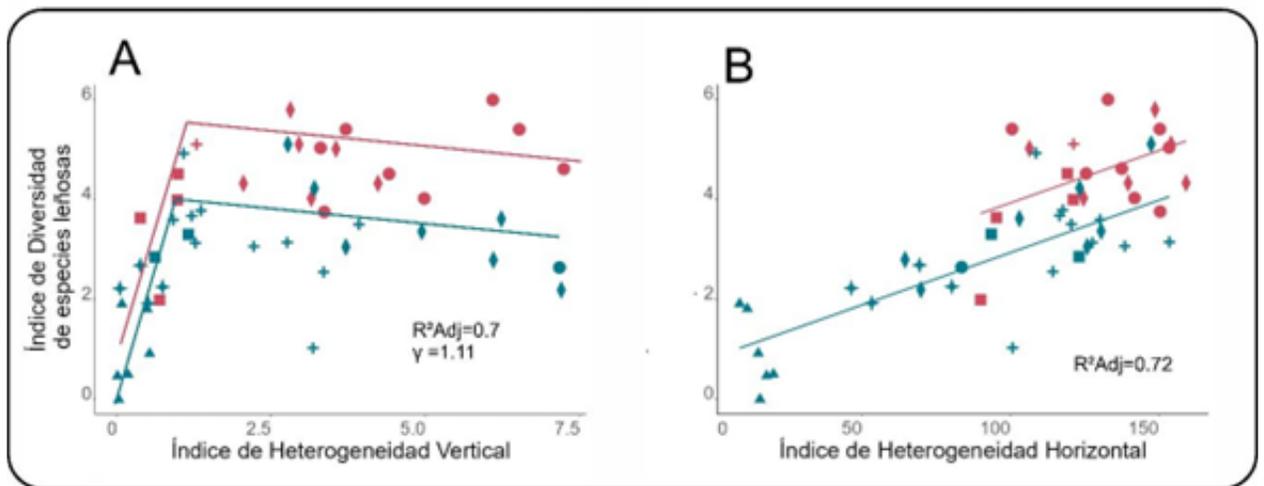
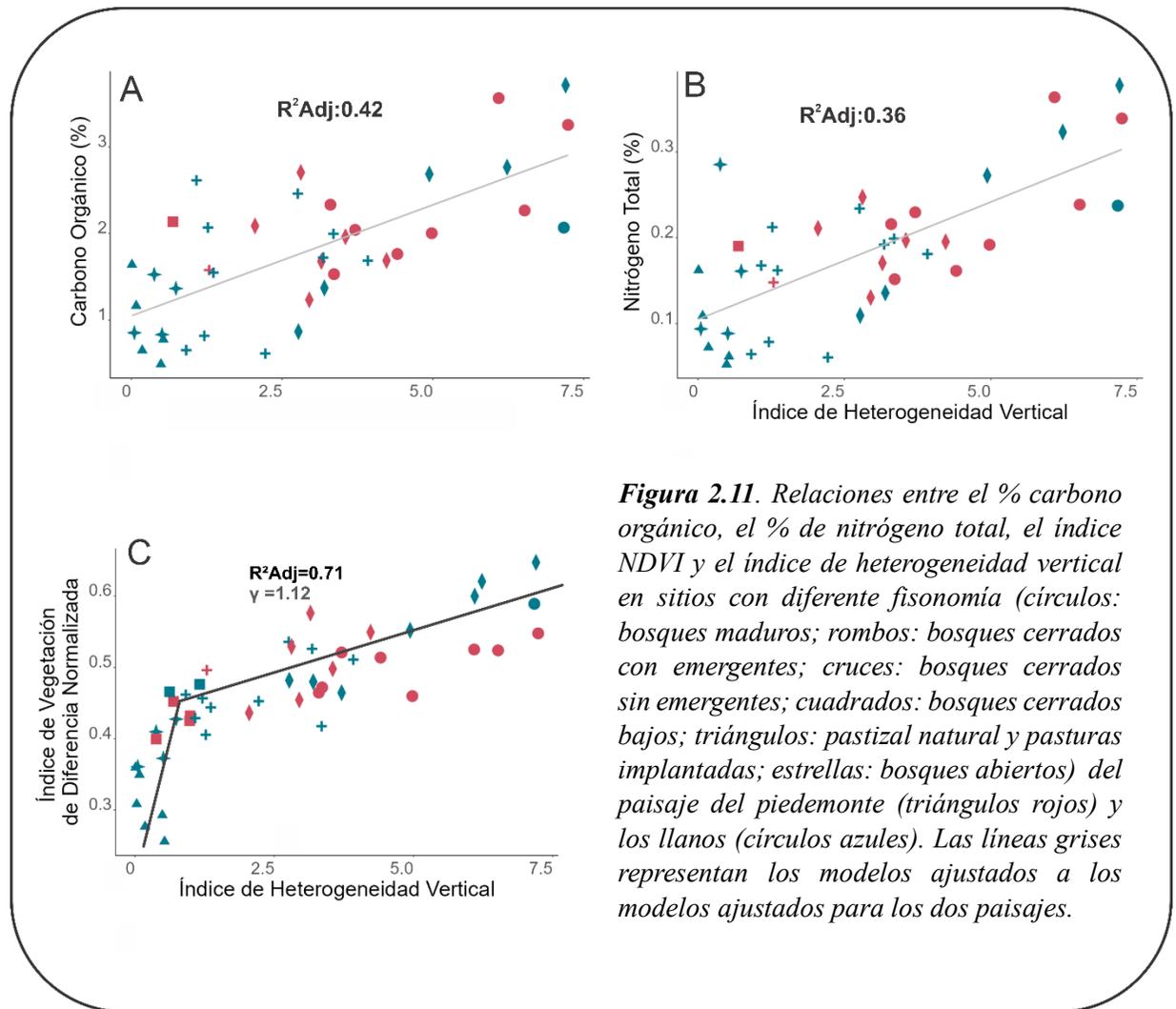


Figura 2.10. Relaciones entre la heterogeneidad vertical y horizontal con la diversidad de especies leñosas en sitios con diferente fisonomía (círculos: bosques maduros; rombos: bosques cerrados con emergentes; cruces: bosques cerrados sin emergentes; cuadrados: bosques cerrados bajos; triángulos: pastizal natural y pasturas implantadas; estrellas: bosques abiertos) del paisaje del piedemonte (triángulos rojos) y los llanos (círculos azules). Las líneas rojas representan los modelos ajustados a los sitios de piedemonte y las líneas azules las curvas ajustadas a los sitios de los llanos.

El porcentaje de carbono orgánico y nitrógeno total del suelo, tuvieron una relación lineal con el índice de heterogeneidad vertical (Figs. 2.11 A y B; modelo carbono p -valor $< 0,005$; modelo nitrógeno: p -valor $< 0,005$), sin diferencias entre ambos paisajes. Los sitios de mayor heterogeneidad vertical alcanzaron valores de 3% de carbono orgánico y 0,3 % de nitrógeno total. Dichos sitios, presentaron hasta dos veces más nitrógeno y carbono, respecto de los sitios menos heterogéneos. En el caso del NDVI promedio, a diferencia de las otras variables, ajustó a un modelo segmentado (p -valor $< 0,005$), mostrando un incremento marcado hasta valores del 40% del máximo de la heterogeneidad vertical (Fig. 2.11). Para esta variable, los sitios de mayor heterogeneidad vertical duplicaron los valores de NDVI,

respecto a los sitios menos heterogéneos (ver Anexo, Cuadro S2.3). Para las tres variables, los bosques maduros y los bosques cerrados con emergentes presentaron los valores más elevados, mientras que los pastizales naturales y pasturas implantadas y los bosques abiertos, presentaron los valores más bajos para las tres variables.



2.5.2.2 Servicios ecosistémicos de regulación

Algunos de los atributos relacionados con los servicios ecosistémicos de regulación presentaron relaciones positivas y negativas con la heterogeneidad vertical. El coeficiente de variación del NDVI presentó una relación negativa con la heterogeneidad vertical (modelo segmentado $<0,005$; p -valor $<0,005$; Fig. 2.12 A) con valores 3 veces mayores en los sitios de menor heterogeneidad a nivel vertical (respecto a los más heterogéneos). Los bosques maduros, y cerrados con y sin emergentes presentaron los valores más bajos para el

coeficiente de variación del NDVI. La variable de stock de mantillo se comportó de manera similar a las anteriores (modelo cuadrático; p -valor $< 0,005$), pero mostró diferencias entre ambos paisajes (Fig. 2.12 B). Las comunidades más heterogéneas verticalmente, mostraron valores entre 100 y 200 $\text{ton}\cdot\text{ha}^{-1}$ de materia seca, mientras que los sitios menos heterogéneos estuvieron en su mayoría por debajo de las 50 $\text{ton}\cdot\text{ha}^{-1}$. En promedio, los sitios de piedemonte tuvieron un 30% más de mantillo que los sitios de los llanos y los bosques maduros presentaron valores más elevados que sitios con otras fisonomías. En el caso de los “proxies” de regulación hídrica (salinidad del suelo) y control de la erosión (presencia de cárcavas, plantas en pedestal y pavimentos de erosión), no presentaron relaciones con las variables de heterogeneidad.

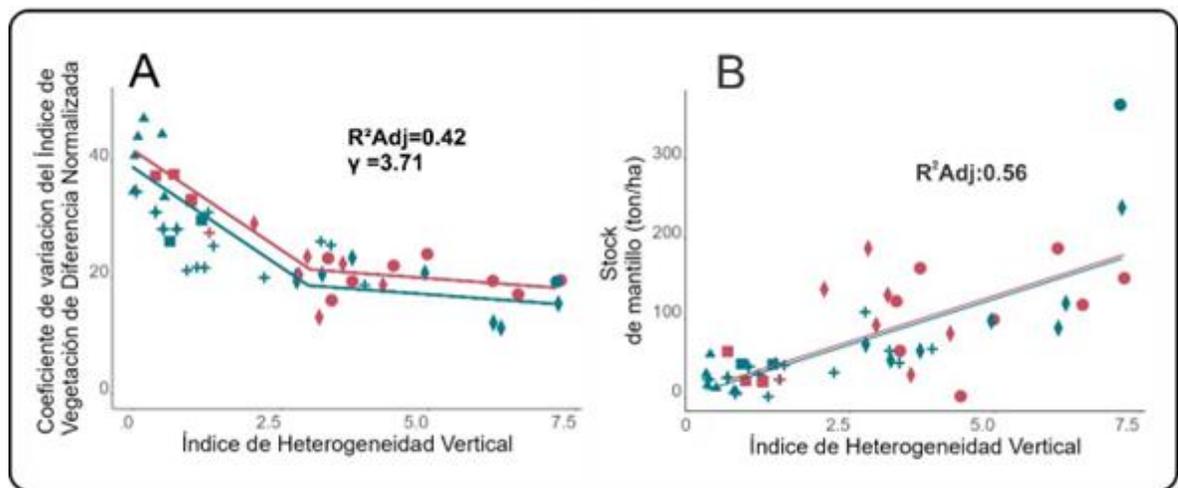


Figura 2.12. Relaciones entre el índice de heterogeneidad vertical y el coeficiente de variación del índice NDVI (A), y el stock de mantillo ($\text{ton}\cdot\text{ha}^{-1}$; B) en sitios con diferente fisonomía (círculos: bosques maduros; rombos: bosques cerrados con emergentes; cruces: bosques cerrados sin emergentes; cuadrados: bosques cerrados bajos; triángulos: pastizal natural y pasturas implantadas; estrellas: bosques abiertos) el paisaje del piedemonte (triángulos rojos) y los llanos (círculos azules). Las líneas rojas representan los modelos ajustados a los sitios de piedemonte, las líneas azules los modelos ajustados a los sitios de los llanos.

Por otro lado, solo la regeneración de plántulas de especies leñosas presentó una relación positiva con la heterogeneidad vertical ajustando a un modelo generalizado mixto (p -valor < 0.005 ; Modelo lineal generalizado; Fig. 2.13 A). Los renovales de especies arbóreas mayores a 40 cm de altura no presentaron relación con las variables de complejidad. Los sitios de mayor heterogeneidad vertical tuvieron hasta 5 veces más regeneración que los

sitios menos heterogéneos verticalmente, alcanzando en algunas comunidades valores cercanos a las 20000 plántulas.ha⁻¹ (Fig. 2.13 B) . Las comunidades con valores intermedios de heterogeneidad vertical, presentaron mucha variabilidad en su regeneración, con valores que se acercaron a los máximos (18500 plántulas.ha⁻¹) y los mínimos (1000 plántulas.ha⁻¹) (ver Anexo, Cuadro S2.3).

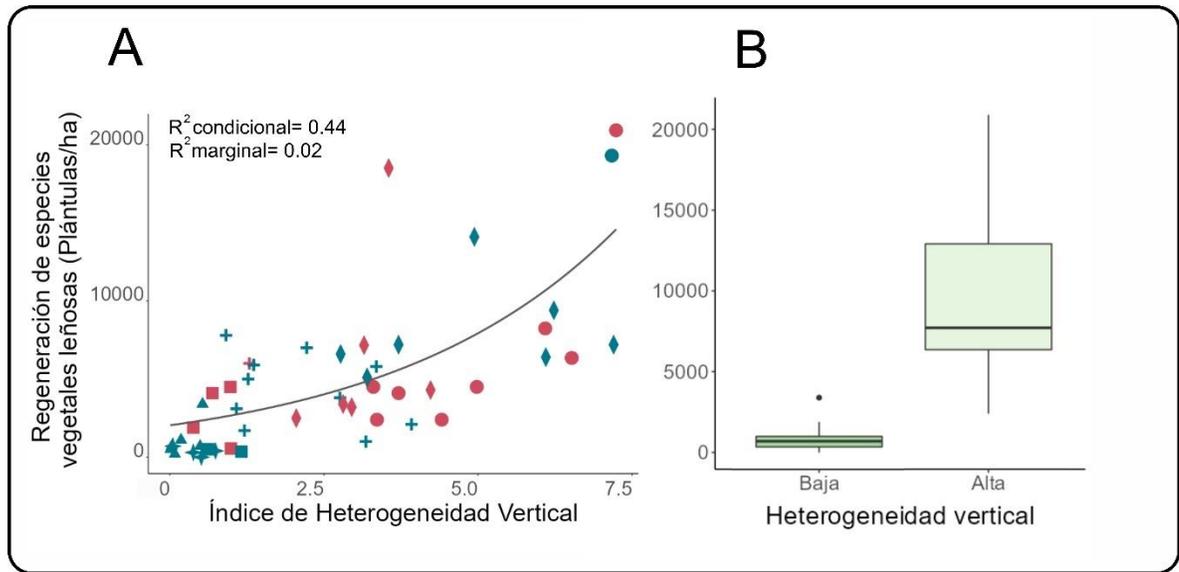


Figura 2.13. Relaciones entre el índice de heterogeneidad vertical y la regeneración de especies leñosas (plántulas.ha⁻¹; A), en sitios con diferente fisonomía (círculos: bosques maduros; rombos: bosques cerrados con emergentes; cruces: bosques cerrados sin emergentes; cuadrados: bosques cerrados bajos; triángulos: pastizal natural y pasturas implantadas; estrellas: bosques abiertos) el paisaje del piedemonte (triángulos rojos) y los llanos (círculos azules). La línea gris representa el modelo lineal generalizado ajustado para los dos paisajes. Diagrama de cajas para la regeneración de especies leñosas (B) en sitios con alta y baja heterogeneidad vertical.

2.5.2.3 Servicios ecosistémicos de provisión

Para los servicios de provisión se encontraron relaciones con ambos índices de heterogeneidad. En el caso del servicio de provisión forestal, el área basal mostró una relación positiva con la heterogeneidad vertical (modelo segmentado; p -valor <0,005; Fig. 2.14 A). Los sitios más heterogéneos verticalmente (bosques maduros y bosques cerrados con emergentes) mostraron hasta cuatro veces más área basal (valores cercanos a los 9 m².ha⁻¹) que los de menor complejidad vertical (valores cercanos a los 2 m².ha⁻¹). Por otro lado, se encontró una leve tendencia negativa en la relación entre la heterogeneidad vertical y la cobertura de especies herbáceas (Fig. 2.14 B). Los sitios de menor heterogeneidad vertical

(bosques abiertos, bosques cerrados bajos y pastizales naturales y pasturas implantadas) mostraron mucha variabilidad con valores de cobertura herbácea que fueron desde 0% hasta el 90%, mientras que los más heterogéneos (bosques maduros), tuvieron todos los sitios menos de un 30% de cobertura (ver Anexo, Cuadro S2.3).

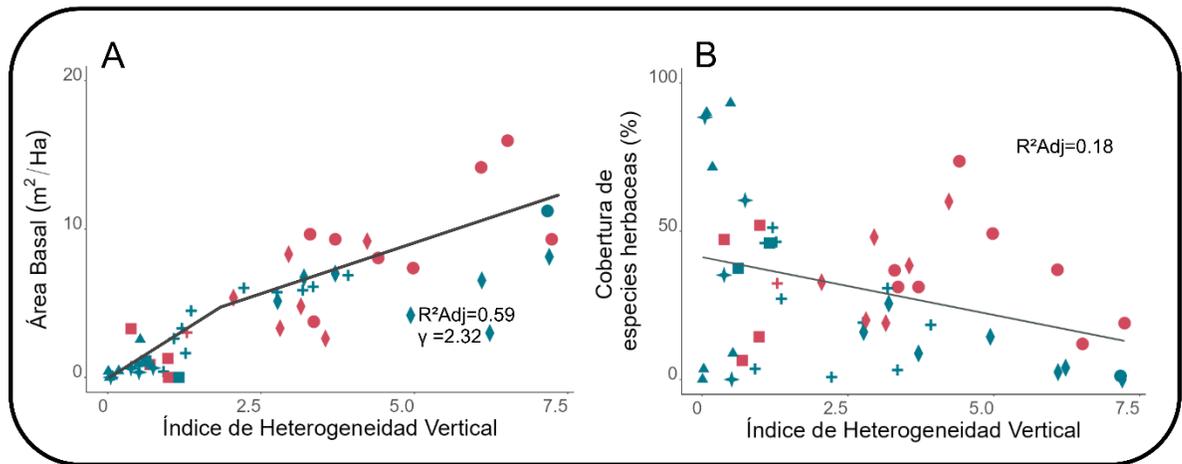
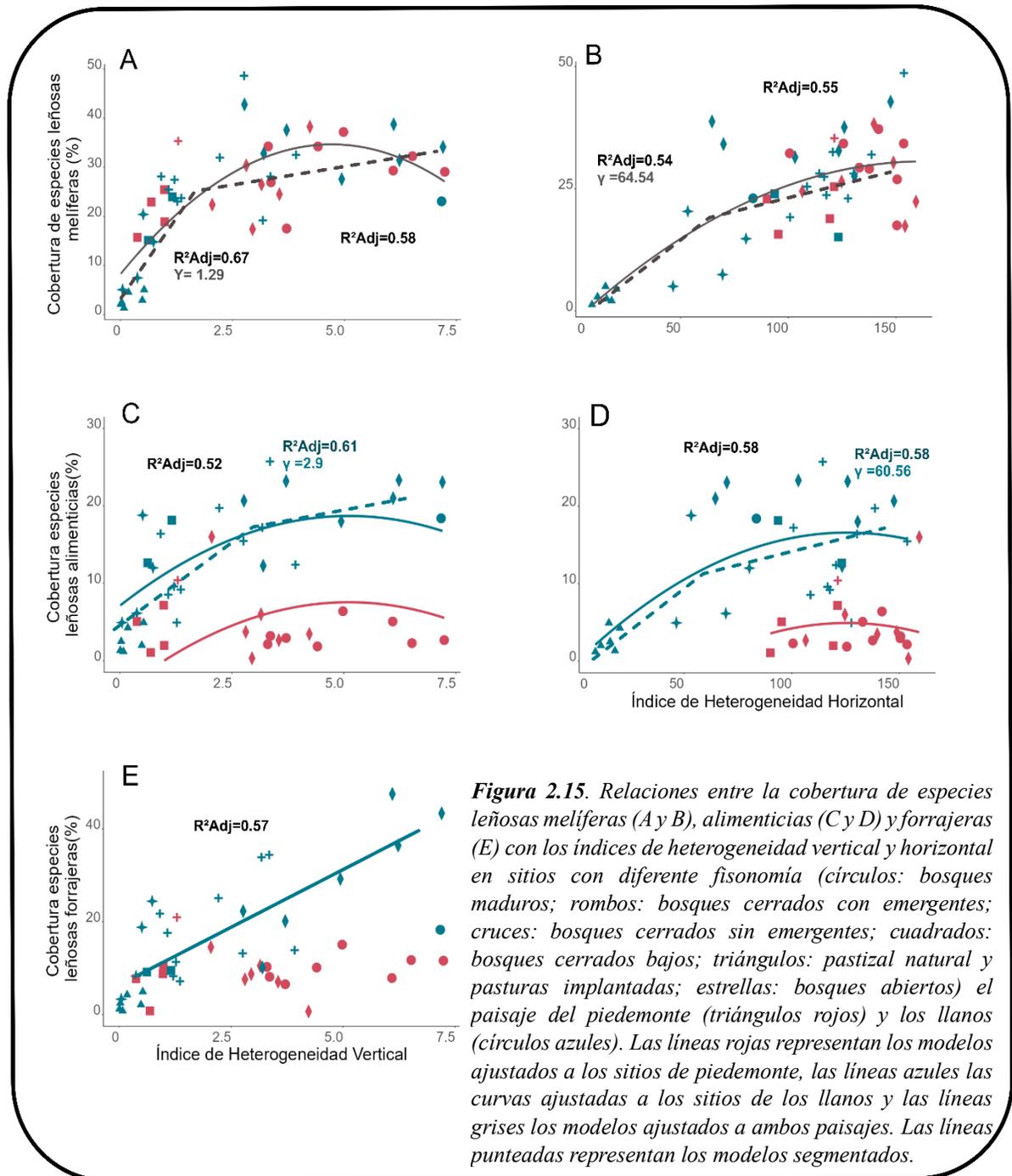


Figura 2.14. Relaciones entre el Área basal, la cobertura de especies herbáceas y la heterogeneidad vertical en sitios con diferente fisonomía (círculos: bosques maduros; rombos: bosques cerrados con emergentes; cruces: bosques cerrados sin emergentes; cuadrados: bosques cerrados bajos; triángulos: pastizal natural y pasturas implantadas; estrellas: bosques abiertos) del paisaje del piedemonte (triángulos rojos) y los llanos (círculos azules). Las líneas grises representan los modelos ajustados para los dos paisajes.

Por último, la cobertura de especies leñosas melíferas, forrajeras y alimenticias mostraron relaciones con ambos índices de heterogeneidad. La cobertura de especies melíferas ajustó a un modelo cuadrático y segmentado con la heterogeneidad vertical (p -valor^{cuadrático}: <0,005; p -valor^{segmentado}: <0,005; Fig. 2.15 A) y la heterogeneidad horizontal (p -valor^{cuadrático}: <0,005; p -valor^{segmentado}: <0,005; Fig. 2.15 B) sin diferencias entre ambos paisajes. Los valores máximos de cobertura de especies melíferas se encontraron en sitios con valores máximos e intermedios de heterogeneidad vertical (entre el 40 y 60% del máximo). La cobertura de especies alimenticias ajustó a modelos cuadráticos con la heterogeneidad vertical (p -valor <0,005; Fig. 2.15 C) y con la heterogeneidad horizontal (p -valor <0,005; Fig. 2.15 D) con diferencias significativas entre ambos paisajes y modelos segmentados para el paisaje de los llanos (p -valor^{het.horizontal segmentado}: 0,03; p -valor^{het.vertical segmentado}: 0,01). En promedio los sitios de los llanos triplicaron la cobertura de especies alimenticias respecto al piedemonte. Los valores de esta variable se maximizaron con la

heterogeneidad vertical y heterogeneidad horizontal. Por último, las especies forrajeras mostraron una relación positiva con la heterogeneidad vertical (modelo lineal; p-valor: $<0,005$; Fig. 2.15 E) en los paisajes de los llanos, en donde los sitios con mayor heterogeneidad vertical presentaron el doble de cobertura de especies forrajeras que los sitios de menor heterogeneidad vertical (ver Anexo, Cuadro S2.3).



2.6 DISCUSIÓN

Los resultados de este capítulo en gran medida respaldaron las predicciones planteadas. Se observaron incrementos en la cobertura leñosa y el tamaño de los parches en respuesta al aumento de la heterogeneidad vertical. Asimismo, se encontraron los niveles más altos del número de parches de vegetación leñosa en niveles medios de heterogeneidad vertical. En cuanto a la heterogeneidad horizontal, esta aumentó con el incremento del número de parches y alcanzó niveles máximos en valores intermedios de cobertura leñosa. Ambas formas de heterogeneidad mostraron respuestas no lineales con respecto a las variables estructurales clásicas. En cuanto a los servicios ecosistémicos, se encontraron respuestas no lineales de la heterogeneidad horizontal con dos servicios de provisión (cobertura de especies melíferas y alimenticias), mientras que se observaron respuestas lineales con un servicio de soporte (diversidad de especies leñosas). Por otro lado, la heterogeneidad vertical mostró relaciones no lineales con “proxies” de servicios ecosistémicos de soporte (NDVI y diversidad de especies leñosas), regulación (coeficiente de variación del NDVI) y provisión (área basal, cobertura de especies melíferas y alimenticias), mientras que mostró relaciones lineales con “proxies” de los servicios de soporte (carbono orgánico y nitrógeno total) y servicios ecosistémicos de regulación (stock de mantillo).

2.6.1 Configuración espacial

2.6.1.1 Cobertura Vegetal

La cobertura vegetal de especies leñosas presentó alta variabilidad en la zona de estudio, con porcentajes que fueron desde 0% hasta el 100%, y un promedio cercano al 60% (Fig. 2.5). En general, los niveles de cobertura vegetal fueron elevados en los sitios que pueden denominarse bosques primarios y secundarios (con niveles de cobertura por encima del 70%), a excepción de aquellas comunidades con fisonomías de parques y arbustales (niveles de cobertura < 50%) (Cabido *et al.*, 1992, 1994; Lipoma *et al.*, 2021). El mayor aporte a la cobertura de vegetación leñosa estuvo generado por los estratos bajo (0-2 m) y medio (2-8 m), los cuales aportaron en muchos de los sitios el 100% de la cobertura total

leñosa. El estrato alto, sólo apareció en bosques primarios y algunos bosques secundarios, estando ausente en la mayoría de las comunidades muestreadas (solo el 10% de los sitios tuvo más de 10% de cobertura de estrato leñoso alto; Cabido *et al.*, 1994; Stekainer *et al.*, 2016). Estos resultados se deberían a la escasa cobertura de bosques maduros presentes en el área de estudio (ver resultados de mapeo de coberturas del capítulo 3). Esto se vincularía a la larga historia de uso que presenta la zona (alta frecuencia de disturbios), que ha beneficiado a especies de sucesión temprana (arbustos), capaces de rebrotar luego de modificaciones estructurales drásticas (Guzmán *et al.*, 2023). Esta respuesta de las especies arbustivas ha sido observada en algunos estudios (Blanco *et al.*, 2005; Steinaker *et al.*, 2016; Guzmán *et al.*, 2021) en los cuales se ha identificado una rápida recuperación del estrato arbustivo (70% de cobertura pasados 3 años), y una prácticamente nula recuperación del estrato arbóreo (2% de cobertura leñosa). Además, si bien muchas de las especies arbóreas de la zona son rebrotantes, cuando sufren un daño (e.g. por ramoneo, rolado o desmonte), se rompe la dominancia apical promoviendo el rebrote de múltiples vástagos, que generan individuos multicaules más achaparrados (autoreemplazo de especies leñosas; Barchuk *et al.*, 2006; Bravo *et al.*, 2019; Peri *et al.*, 2021). Así, una mayor frecuencia y/o intensidad de disturbio favorecería la dominancia de especies rebrotantes. A su vez, los escasos porcentajes de cobertura de algunos de los sitios (parques y arbustales) estarían generados por altas frecuencias de disturbios (remoción constante de la cobertura leñosa a través de rolados mecánicos; Brassiolo *et al.*, 2008) o por niveles altos de degradación que impiden el crecimiento de las especies leñosas (limitantes abióticas del sistema; Gao *et al.*, 2011). Asimismo, en sitios con fisonomía boscosa, los llanos presentaron mayores niveles de cobertura leñosa respecto al piedemonte. Los bosques muestreados de los llanos son en su totalidad bosques secundarios (i.e. no existe una Reserva Natural como en el piedemonte), y presentarían una alteración en la composición que beneficia a especies capaces de colonizar grandes superficies, con la ausencia de interparches (Figs. 2.7 B, D).

2.6.1.2 Heterogeneidad y complejidad estructural

Dentro del área de estudio se encontraron sitios con distinto nivel de heterogeneidad vertical y horizontal (Fig. 2.5). Dichos resultados están en línea con lo observado por otros autores, los cuales han encontrado una elevada variabilidad a nivel estructural dentro del Chaco Árido (respecto a otras zonas de la región chaqueña) Chaco Húmedo y Chaco

Semiárido (Farraina *et al.*, 2022). Hasta el momento existen pocos trabajos que cuantifiquen la heterogeneidad estructural en la región chaqueña, debido a la falta de indicadores y a los altos niveles de cobertura que dificultan las mediciones manuales y a través de sensores remotos (altos niveles de oclusión; Dassot *et al.*, 2011; Donager *et al.*, 2018; Beland *et al.*, 2019). Este trabajo representa un avance en la cuantificación a campo de la heterogeneidad espacial de ecosistemas boscosos áridos, y en la validación de índices que permitan generar estrategias de manejo compatibles con la conservación de los bosques chaqueños.

La heterogeneidad vertical presentó valores bajos en sitios con menos del 70% de cobertura total leñosa, lo que podría estar vinculado a un cambio de tipo umbral en esta variable (pérdida de complejidad estructural ante la pérdida de cobertura leñosa) (Fig. 2.5 A). Estudios realizados en otros ecosistemas han observado como la cobertura leñosa se mantiene elevada en sitios de alta heterogeneidad vertical, pero puede ser variable en sitios poco heterogéneos (Cavallero *et al.*, 2015; Peri *et al.*, 2017). Una de las posibles causas de pérdida de heterogeneidad vertical (por debajo del 70% de cobertura) podría estar dada a que los ecosistemas áridos sólo pueden alcanzar niveles elevados de cobertura a través de la presencia de los estratos leñosos bajo, medio y alto (en comparación con bosques más húmedos, e.g. Cavallero *et al.*, 2015). La superposición de coberturas de los distintos estratos sería un condicionante para mantener niveles elevados de cobertura leñosa total y heterogeneidad vertical (porcentajes de cobertura mayores al 60% en el estrato bajo, 30% en el estrato medio y entre 0 y 25% en el estrato alto). Asimismo, las comunidades con valores bajos de heterogeneidad vertical estuvieron vinculadas a una gran variabilidad en la cobertura del estrato bajo 0-70% y valores muy bajos de cobertura del estrato medio (<25%) y alto (0%). Por otro lado, los tamaños de interparque fueron 19 veces mayores en los sitios de baja heterogeneidad vertical (respecto a los de alta heterogeneidad vertical; Fig. 2.9). Dichas diferencias podrían estar generadas por los altos niveles de intervención que poseen los sitios de baja heterogeneidad vertical (e.g. con rolado o desmonte parcial, Kunst *et al.*, 2003). Estos niveles de intervención no contemplan el manejo de los diferentes estratos de vegetación leñosa, ya que eliminan no solo los arbustos, sino también los ejemplares arbóreos de bajo porte (Fig. 2.9 E; Naval *et al.*, 2008; Stekainer *et al.*, 2016; Guzmán *et al.*, 2023). Asimismo, al igual que lo observado por Cavallero *et al.*, (2015) en bosques de Patagonia norte, los sitios con baja heterogeneidad vertical presentaron una gran variabilidad del número de parches y

los sitios más heterogéneos, en general, mantuvieron poca cantidad de parches de especies leñosas (en comparación con el resto de los sitios). Este resultado se debería a que los sitios de alta heterogeneidad vertical presentan elevados niveles de conectividad en la cobertura del estrato bajo y medio, lo que genera una disminución en el número de parches (Navall, 2008). La maximización del número de parches del estrato alto a valores elevados de heterogeneidad vertical (Fig. 2.10 E), estaría dada por el hecho de que dicho estrato está presente solamente en sitios con altos niveles de heterogeneidad y, por el hecho de que los niveles máximos de cobertura de este estrato alto no superan el 30% (porcentaje distribuido en muchos parches; Cabido *et al.*, 1992; Abril *et al.*, 1993; Cabido *et al.*, 1994).

A diferencia de lo observado para la heterogeneidad vertical, la heterogeneidad horizontal aumentó de manera sostenida junto con la cobertura de especies leñosas hasta llegar a sus máximos valores en sitios con un 80-85% de cobertura vegetal leñosa. Este incremento se generó con un aumento del tamaño de parche y el número de parche, y una disminución del tamaño de interparche (Figs. 2.6, 2.7, 2.8 y 2.9). Estos resultados, ponen en evidencia cómo la heterogeneidad horizontal representa una característica típica en este tipo de ecosistemas (i.e. áridos y semiáridos; Aguiar & Sala, 1999; Tongway & Ludwig, 2005) ya que los sitios con fisonomías boscosas de bosques maduros y cerrados con y sin emergentes presentaron los valores máximos y medios para esta variable. Asimismo, los sitios con diferentes fisonomías presentaron distintos valores de heterogeneidad horizontal, lo que se vincularía a las intervenciones realizadas sobre las comunidades leñosas (i.e. para aumentar la cobertura de áreas de pastoreo; Kunst *et al.*, 2003) y la influencia directa del ganado doméstico (pastoreo diferencial; Reimoser *et al.*, 1999; Brassiolo *et al.*, 2008; López *et al.*, 2013). Los sitios de mayor heterogeneidad espacial (bosques cerrados con emergentes) se asociaron a prácticas como el aprovechamiento forestal a pequeña escala y el raleo arbustivo de algunos sectores (e.g. Campo del productor Cesar Tobares, Fig. 2.2). Dichos sitios presentaron incluso más heterogeneidad que los sitios de referencia, por la mayor cantidad de parches e interparches de vegetación leñosa. Por otro lado, las comunidades con valores muy bajos de heterogeneidad horizontal (fisonomías pastizal con árboles aislados), se vincularon a sitios con grandes interparches cubiertos por especies forrajeras (en general asociados a rolado de alto impacto; Kunst *et al.*, 2003) y a sitios con valores altos de

degradación ambiental (e.g. arbustales con altos grado de erosión, compactación de suelo, y con suelo desnudo; Cabido *et al.*, 1994).

Comparando ambos paisajes, los sitios de los llanos presentaron un mayor espectro de valores de heterogeneidad a nivel horizontal y vertical, lo cual se puede asociar a la mayor superficie que cubre este paisaje (más diversidad de usos) que, junto con las condiciones ambientales del mismo, ofrecen mayores oportunidades y superficie para implementar distintos tipos de manejo (e.g. menor pendiente, y suelos más profundos con mejores condiciones para el cultivo; Cabido *et al.*, 1994). Por otro lado, comparando los sitios con fisonomía boscosa, los llanos presentaron mayores niveles de cobertura total, mayores tamaños de parche, un menor número de parches y menores valores de heterogeneidad horizontal que el piedemonte (Figs. 2.5 A y B). Esto sería consecuencia, como ya se explicitó anteriormente, a los mayores niveles de cobertura leñosa que poseen los llanos (principalmente del estrato bajo y medio, Fig. 2.5), debido a las diferencias en la composición de especies y ambientes (e.g. presencia de mayor cobertura leñosa de especies rebrotantes como el tala churqui y el algarrobo negro).

2.6.2 Servicios ecosistémicos de soporte

Para los servicios de soporte se analizaron indicadores (“proxies”) de servicios ecosistémicos (ver Cuadro 2.2) asociados a formación de suelo, ciclado de nutrientes y producción primaria neta e indicadores relacionados a la provisión de hábitat y la diversidad biológica. Los indicadores de servicios ecosistémicos mostraron una mayor relación con el índice de heterogeneidad vertical de la vegetación. En general se encontraron respuestas lineales de los indicadores de servicios ecosistémicos ante aumentos de la heterogeneidad vertical y horizontal a excepción de la diversidad de especies leñosas y el NDVI (Fig. 2.10).

Para el caso de la diversidad biológica, se observó una respuesta lineal (Fig. 2.10 A) en relación con la heterogeneidad horizontal de la vegetación. Dicha respuesta podría estar dada por la mayor variabilidad condiciones ambientales (disponibilidad de agua, luz y nutrientes) que presentan los sitios más heterogéneos, los cuales permiten la presencia de especies con diferentes requerimientos ambientales (Allouche *et al.*, 2012; Stein *et al.*, 2014). Es importante destacar, que al igual que lo observado por otras investigaciones realizadas en la zona, los sitios con valores más elevados de diversidad de especies vegetales leñosas presentaron fisonomías boscosas (bosques maduros y cerrados con emergentes). A su vez,

estudios que han cuantificado la diversidad biológica de otros organismos (aves, mamíferos, insectos) encontraron resultados similares (Pelegrin & Bucher, 2012; Macchi *et al.*, 2016). Por otro lado, la diversidad, presentó sus niveles más elevados a valores intermedios y máximos de heterogeneidad vertical. Solo los sitios que poseen niveles muy bajos de heterogeneidad vertical (i.e. han sufrido modificaciones drásticas de su estructura) mostraron valores muy bajos de diversidad de especies leñosas (Gardner *et al.*, 1995). Estos resultados podrían vincularse a la teoría del disturbio intermedio (Connell, 1978), en donde los sitios con niveles moderados de intervención presentarían mayor diversidad biológica. En sitios con heterogeneidades elevadas, vinculados a fisonomías de bosques maduros, las especies arbóreas fundacionales (e.g. quebracho blanco, algarrobo negro) aumentan su cobertura (y por ende su abundancia relativa) disminuyendo el espacio disponible para otras especies y por ende la diversidad de la comunidad en general (e.g. la equitatividad; Milchunas *et al.*, 1988; Pucheta *et al.*, 1998). El aumento de la heterogeneidad vertical se relaciona con un incremento en el número y altura de los estratos, lo que conlleva a una mayor diversidad de hábitats o nichos ecológicos (i.e. a nivel vertical) (Hutchings & Stewart 2000; Alaggia *et al.*, 2020). El punto de quiebre del aumento en la diversidad biológica en relación con el aumento de heterogeneidad vertical (1,11, Fig. 2.10 A) se asociaría principalmente a que en los sitios que poseen valores de heterogeneidad vertical de 1,11, presentan los valores máximos del índice de heterogeneidad horizontal (Fig. 2.5 C). En estos sitios, el tamaño de interparche del estrato bajo y medio alcanza valores mínimos mientras que el tamaño de interparche del estrato alto comienza a disminuir por encima de valores 1,11 de heterogeneidad vertical (puntos de quiebre de Figs. 2.9 A, C y E). Además, los valores de heterogeneidad vertical de 1,11 se asocian con los puntos de quiebre para las variables de número de parches del estrato bajo, y medio (que llegan a valores máximos), y a la aparición del estrato alto (Figs. 2.7 A, C y E). De esta manera, el aumento de la heterogeneidad vertical y horizontal, con tamaños de parche de $5\pm 2\text{m}$ (que pueden generarse a través de ciertos tipos de manejos agropecuarios) podrían mantener y/o incrementar los valores de diversidad biológica. Así, según los resultados de esta tesis, un manejo que pretenda maximizar la conservación y diversidad de hábitats, y por ende la biodiversidad, deberá maximizar la heterogeneidad horizontal y mantener la heterogeneidad vertical con valores superiores a 1.11 (valor umbral). Para ello se debería mantener un elevado número de parches de vegetación leñosa en general y por

estratos (n° de parches de cobertura total cada 100m: 10 ± 4 ; n° de parches estrato bajo cada 100m: 16 ± 4 ; n° de parches estrato medio cada 100m: 9 ± 4 ; n° de parches estrato alto cada 100m: 4 ± 1), con tamaños de interparche (total y por estratos) reducidos (e.g. tamaño de interparche del estrato bajo $2 \pm 0,5$ m; tamaño de interparche del estrato medio 4 ± 2 m; tamaño de interparche total $2 \pm 0,5$ m;), y tamaños de parches del estrato leñoso alto superiores a los 4 metros (Fig. 2.9).

Los sitios de mayor heterogeneidad vertical tuvieron mayor productividad primaria (NDVI) y mayor acumulación de carbono orgánico y nitrógeno total en los primeros 10 cm de suelo (Figs. 2.11 A y B). Respecto al contenido de carbono orgánico en los primeros 10 cm de suelo, los resultados coinciden con lo observado por Conti *et al.*, (2014) y Bonino (2006) que midieron el contenido de carbono en sitios con diferentes fisonomías (bosque primario, bosque secundario, arbustal cerrado y arbustal abierto), encontrando mayores porcentajes en los bosques que en los ecosistemas arbustivos. Por otro lado, se observaron los valores más bajos de carbono orgánico en los sitios más degradados, asociados a una mayor intensificación agropecuaria (desmontes con pastizal o pasturas, Figs. 2.3; 2.11 A), similar a lo registrado por Conti *et al.*, (2018) en cultivos de papa y en sitios con rolados de alta intensidad, lo que estaría dado por los escasos porcentajes de cobertura leñosa en este tipo de sitios, y por ende menor aporte de materia orgánica (e.g. mantillo) al suelo. Este fenómeno ha sido estudiado en otros ecosistemas en donde la biomasa conservada en pie realiza una redistribución y aporte de los nutrientes absorbidos y del carbono fijado en forma de hojarasca y raíces (Barth & Klemmedson, 1982; Klemmedson, 1992; Conti *et al.*, 2016; Don *et al.*, 2011). Así mismo, la mayor erosión eólica e hídrica y la liberación de carbono a la atmósfera de manera directa a través de la fotodegradación, reducirían aún más los contenidos de carbono en sitios degradados con poca heterogeneidad (e.g. pastizales, sabanas y arbustales; Fig. 2.11) (Austin & Vivanco, 2006; Conti *et al.*, 2016). El porcentaje de nitrógeno en suelo presentó patrones similares a los del carbono, lo cual se relaciona también al aporte de biomasa de mantillo (i.e. input para el ciclo de nutrientes y carbono en suelo). Otros estudios (Rossi & Villagra, 2003; Conti *et al.*, 2014; Cotroneo *et al.*, 2021) han encontrado resultados similares, respecto a la presencia de mayores contenidos de nitrógeno en sitios con mayor cobertura de especies leñosas y complejidad a nivel estructural. Dichos patrones, podrían estar vinculados también a la presencia de especies fijadoras de nitrógeno

como *Neltuma flexuosa* en sitios de fisonomía boscosa (Mazzarino *et al.*, 1991; Fig. 2.12 B). Asimismo, al igual que lo observado para el carbono, las diferencias entre los sitios más y menos heterogéneos han sido mayores en este trabajo respecto a otras investigaciones (Conti *et al.*, 2014; Cuchiatti *et al.*, 2017) posiblemente, debido a que se evaluaron una mayor cantidad (y diversidad) de sitios, lo cual permitió analizar un mayor rango de sitios degradados. Los resultados de NDVI y la heterogeneidad vertical concuerdan con otros trabajos realizados en la región chaqueña (Volante *et al.*, 2012; Britos & Barchuk, 2013) que muestran una asociación entre los sitios de mayor complejidad estructural (bosques) y valores elevados de NDVI. Los sitios estructuralmente más complejos, presentan una mayor diversidad de especies leñosas, y con ello una variedad o diversidad mayor de estrategias para acceder a recursos limitantes lo que determina una mayor duración de la temporada de crecimiento (Villagra *et al.*, 2011; Volante *et al.*, 2012; Marchesini *et al.*, 2014) y un aumento de los valores promedio de NDVI. Los valores extremos de NDVI promedio corresponden el paisaje de los llanos, con los valores más altos en bosques secundarios (0,55–0,65) y los más bajos en sitios de parque (0,25–0,27). Dichas diferencias muestran que si bien el rolado puede producir un aumento en la productividad de pastos (Kunst *et al.*, 2001) la productividad promedio anual (e.g. períodos > 5 años), es mucho menor a los sitios de fisonomía boscosa (Marchesini *et al.*, 2014). Asimismo, los resultados de esta tesis evidenciaron valores superiores de NDVI en bosques secundarios de los llanos, respecto a bosques primarios del piedemonte. Este hallazgo podría estar vinculado a la composición de especies y el tipo de suelos (con menor capacidad de retener agua debido a que es más pedregoso) (Steinaker *et al.*, 2016; Iglesias *et al.*, 2022). Respecto al punto de quiebre que se registra entre la heterogeneidad vertical y el NDVI (el cual marca una disminución en la pendiente de la curva marcada partir de 1,12 de valor del índice het. vertical; Fig. 2.12 D), es similar a los puntos de quiebre entre la heterogeneidad vertical y la diversidad de especies leñosas (Fig. 2.10 A), los máximos valores de heterogeneidad horizontal (Fig. 2.5.B), valores altos de número de parches de la cobertura total (Fig. 2.6), los números de parches del estrato bajo y medio, con tamaños de interparche chicos (tanto de la cobertura total, como de cada estrato; Figs. 2.8.B y 2.9.A, C, E). Además, con valores superiores a 1,12 de heterogeneidad vertical se registra la aparición del estrato alto (Figs. 2.7 A, C y E). Todo esto indica que a

esos valores de heterogeneidad (y de atributos estructurales de la fisonomía) existe un umbral a partir del cual se modifican aspectos bio-físicos relevantes para el ecosistema.

2.6.3 Servicios ecosistémicos de regulación

Para los servicios de regulación se analizaron los servicios ecosistémicos asociados a la resiliencia del bosque frente a disturbios, control de la erosión (capacidad de retención de suelo, agua y materia orgánica dentro del ecosistema) y regulación hídrica. Solo los indicadores de resiliencia del bosque frente a disturbios, y los de regulación hídrica y ciclado de nutrientes mostraron relaciones con la heterogeneidad vertical (Figs. 2.12 y 2.13). La regeneración de especies leñosas y el stock de mantillo mostraron una relación positiva, mientras que el coeficiente de variación del NDVI presentó una relación negativa segmentada con dicho índice.

El coeficiente de variación del NDVI presentó una relación negativa no lineal con la heterogeneidad vertical (patrón inverso al observado para el NDVI). Los sitios con valores de heterogeneidad vertical superiores al 20% respecto al máximo, presentaron un coeficiente de variación del NDVI por debajo del 0,25. Esta relación está marcada fuertemente por las especies que componen los sitios con alta y baja heterogeneidad vertical. El coeficiente de variación del NDVI se utilizó como una aproximación para evaluar la capacidad del ecosistema de regular las condiciones eco-hidrológicas, que dependen del agua de lluvia que cae, cuanto se intercepta e infiltra y cuánto se utilizar. Pero además para comprender que capacidad tiene un ecosistema para atemperar los ciclos de sequía intra- e inter-anual. Los sitios de baja heterogeneidad vertical, que poseen coberturas elevadas de especies herbáceas y gramíneas, presentan picos marcados de productividad (época húmeda) y seguidos por valles con valores muy bajos de NDVI (Zerda & Tiedemann, 2010). Además, los suelos en estas comunidades suelen estar degradados, con menor capacidad de infiltración y retención de agua, y con mucha superficie de suelo descubierto, que determinan elevadas pérdidas por escurrimiento (superficial o subsuperficial) y por evaporación directa (Connolly, 1998; Foley *et al.*, 2005; Magliano *et al.*, 2015). En cambio, los sitios de fisonomía boscosa presentan mayor estabilidad intra e inter-anual en sus curvas de NDVI, debido a que. (i) poseen suelos mejor conservados, con mayor materia orgánica y mantillo (Fig. 2.12 B), y por ende mayor capacidad de infiltración y almacenamiento (Karlin *et al.*, 2019); y (ii) la posibilidad que poseen las especies leñosas de acceder a diferentes estratos de suelo y/o a otras fuentes de

agua independientemente de las precipitaciones. Por ejemplo, los sitios dominados por especies arbóreas de raíces profundas poseen la capacidad de extraer agua de la napa freática lo que les confiere una mayor estabilidad ante disturbios como las sequías (Marchesini *et al.*, 2014). Estas diferencias funcionales generan mayor estabilidad de los sitios de fisonomías boscosas ante disturbios o variabilidad ambientales. Algunos estudios han observado cómo los ecosistemas naturales luego de un disturbio de gran impacto (como el fuego) aumentan la variación interanual del NDVI en relación con sitios no disturbados (Goetz *et al.*, 2006; Phelps *et al.*, 2022). Stekainer *et al.*, (2017) observaron que luego de un desmonte total el coeficiente de variación de los sitios disturbados fue un 7 % mayor a de sitios no rolados, lo que estaría estrechamente relacionado con el cambio en la dominancia de especies. A su vez Lumbreras *et al.*, (2019) observaron como en los años de sequía, los ecosistemas con menor nivel de disturbio mantuvieron valores de NDVI más estables.

Para la variable de stock de mantillo (asociado con el aporte potencial al ciclado de nutriente y carbono en suelo) se registraron valores 300 veces mayores en los sitios más heterogéneos respecto a los menos heterogéneos verticalmente, con diferencias entre paisajes, con un nivel mayor de porte en sitios del piedemonte (Fig. 2.12). A diferencia de lo observado por Cuchetti *et al.* (2017) y Conti *et al.* (2016) que registraron menor rango de valores entre sus sitios evaluados, las diferencias encontradas podrían deberse a que en este estudio se incluyeron comunidades con menor nivel de cobertura y complejidad estructural que los estudios citados. Las diferencias entre los paisajes, con mayores valores en el piedemonte, se asociaría a la presencia de comunidades más conservadas con una mayor cantidad de estratos de vegetación, mayor biomasa en sitios del piedemonte (Fig. 2.10 B), y mayor aporte de mantillo y por ende con mayor aporte de carbono y nitrógeno al suelo (Garnier *et al.*, 2004; Lavorel & Grigulis, 2012).

Por último, para la regeneración de especies leñosas, los resultados encontrados fueron similares a los de Barchuk *et al.*, (1999), aunque con porcentajes de plántulas de pequeño porte (i.e. individuos < 40cm de altura; Fig. 2.13) marcadamente mayores (10 veces mayores) en los sitios más complejos verticalmente que el resto. Los valores elevados de regeneración en sitios muy heterogéneos estarían asociados a las condiciones bióticas y abióticas de los sitios de bosques en buen estado de conservación y con alta heterogeneidad vertical, que proveerían micrositios seguros para la germinación y emergencia de las

plántulas (Barchuk *et al.*, 1999; Lipoma *et al.*, 2021). Dichos sitios, presentaron en general altos niveles de cobertura y agregación espacial (Fig. 2.5), lo que aumentaría interacciones positivas entre los individuos vegetales, como la producción de semillas del estrato alto, la captura de semillas y materia orgánica, efecto nodriza en micrositios con suficiente humedad (o menor déficit hídrico) para la germinación y emergencia de plántulas (Barchuk *et al.*, 1999; Cavallero *et al.*, 2015). El mantenimiento del proceso de reclutamiento de especies arbóreas es un proceso clave para mantener la resiliencia de ecosistemas boscosos y, por ende, permitiría conservar en el tiempo la capacidad para proveer bienes y servicios ecosistémicos de los bosques (López *et al.*, 2011; Cavallero *et al.*, 2015, 2018; Peri *et al.*, 2017). Este proceso está relacionado con la capacidad de la comunidad para mantener o reconstituir su composición original y/o fundacional (Scheffer *et al.*, 2001b; López *et al.*, 2011). Esto se debe a que la disminución o interrupción del proceso de reclutamiento de especies arbóreas de un bosque (i.e. especies fundacionales sensu Ellison *et al.*, 2005) podría producir cambios significativos en la estructura y la composición de la comunidad vegetal, dados por la escasez o ausencia de individuos jóvenes para reemplazar a los árboles adultos senescentes (o que se extraen para uso maderero) (Cavallero *et al.*, 2018). En este sentido, diversas prácticas de uso del bosque pueden afectar el reclutamiento de especies arbóreas en forma directa (e.g. ramoneo) o indirecta (e.g. alterando y disminuyendo los micrositios seguros para emergencia y sobrevivencia de nuevos individuos), lo cual reduce la resiliencia del bosque a mediano y largo plazo a diferentes factores de disturbio y/o ambientales (Peri *et al.*, 2017; Rusch *et al.*, 2017). En los bosques maduros y secundarios (valores de heterogeneidad vertical $> 1,1$) los mayores porcentajes de plántulas fueron de *A. quebracho blanco* y *C. erhenbergiana* (33% y 15%, respectivamente) (ver Anexo, Cuadro S2.4). Los sitios con baja heterogeneidad vertical, (Fig. 2.13 B) presentaron un alto porcentaje (en promedio el 27%) de regeneración de individuos de *N. flexuosa* (ver Anexo, Cuadro S2.4). Esto se debería a que el algarrobo es una especie muy heliófila, y dispersada por el ganado y herbívoros nativos (muy consumida y escarificada) que dentro de las especies arbóreas de estos ecosistemas suele comportarse como una especie pionera o colonizadora (Campos *et al.*, 2011; Cappa *et al.*, 2022). Por su parte, especies como *A. quebracho blanco*, son especies que en estos bosques secos necesitan de especies nodriza en sus primeros estadios de emergencia e instalación (Barchuk & Díaz, 2000). Por su parte el *C. erhenbergiana* es una

especie arbórea-arbustiva (o árboles bajos) que tolera la sombra y es muy abundante en bosques secundarios del llano (Karlin *et al.*, 2013).

2.6.4 Servicios ecosistémicos de provisión

Dentro de los servicios ecosistémicos de provisión se analizaron variables vinculadas a la provisión de madera, forraje, alimento y especies claves para la producción apícola. Al igual que el resto de los servicios (soporte y regulación) se encontraron más relaciones con la heterogeneidad vertical, con un predominio de las respuestas lineales positivas, a excepción de la cobertura de especies herbáceas. (Figs. 2.14 y 2.15).

Los resultados de este trabajo sustentan que los bosques en buen estado de conservación y más complejos proveen mayor cantidad y/o variedad (o diversidad) de servicios ecosistémicos (Peri *et al.*, 2017, 2020). El área basal presentó una relación positiva segmentada con la heterogeneidad vertical. Los mayores valores, cercanos a 9-10 m².ha⁻¹, se presentaron en comunidades dominadas por individuos de gran porte de *A. quebracho blanco* (Fig. 2.14). Dichos valores estuvieron por encima de lo observado por Bonino y Araujo (2005) en bosques del Chaco Árido, quienes registraron 8 m².ha⁻¹ de árboles y arbustos con un DAP superior a los 5 cm en bosques primarios. Asimismo, en bosques secundarios los mayores aportes a esta variable estuvieron dados por ejemplares de *A. quebracho blanco* y *N. flexuosa*, promediando valores de 6,74 m².ha⁻¹ (valor superior a lo encontrado por Bonino & Araujo, 2005; 4,72 m².ha⁻¹). Por otro lado, los resultados obtenidos presentaron valores mucho más bajos que otras regiones más húmedas del Chaco americano. Tálamo & Caziani (2003) observaron valores de área basal de especies arbóreas que alcanzaron los 24 m².ha⁻¹ en bosques primarios y 14 m².ha⁻¹ en bosques secundarios del Chaco Semiárido. Los sitios con valores de heterogeneidad vertical por debajo del 30% respecto al máximo (en su mayoría bosques secundarios con ausencia del estrato arbustivo) presentaron en general valores bajos de área basal, que no superaron el 2,5 m².ha⁻¹. Si bien algunos estudios han reportado que la eliminación del estrato arbustivo podría favorecer el crecimiento de individuos arbóreos (Carranza *et al.*, 2000), estos ensayos se realizaron comparando un mismo estado con diferentes manejos. En cambio, los sitios muestreados sin estrato arbustivo fueron estados muy degradados (i.e. suelos con poca materia orgánica y carbono, Fig. 2.11, y con signos de erosión) que sustentarían valores muy bajos de área basal. Estos resultados, serían parte de la sobreexplotación forestal sufrida en el siglo XX en la zona de estudio (Natenzon & Olivera,

1994; Silvetti, 2012), sumada a las bajas tasas de crecimiento de las especies arbóreas (Barchuk & Díaz, 2000) y a la eliminación de renovales de las especies arbóreas mediante las prácticas de manejo (e.g. rolados y/o sobrepastoreo). Algunos trabajos, recomiendan mantener valores entre el 60 y 70% del área basal original (Bonino & Araujo 2005), valores que rondarían entre los 6 y los 10 m².ha⁻¹. En el Chaco Semiárido por ejemplo se ha sugerido, conservar valores de área basal por encima de los 6 m².ha⁻¹ (Kunst *et al.*, 2008). Posiblemente para bosques del Chaco Árido, como los estudiados, que poseen menor tasa de crecimiento que en el chaco semiárido o húmedo, esos valores umbrales deban ser mayores.

La cobertura herbácea mostró una relación lineal negativa con la heterogeneidad vertical, con una gran variabilidad (0-100% cobertura herbácea) en sitios poco heterogéneos (< 1,1) y niveles bajos (<25% cobertura herbácea) en sitios muy heterogéneos (>4) (Fig. 2.14). Los resultados encontrados podrían estar vinculados a distintos factores, tales como la cobertura de especies leñosas, la carga ganadera histórica, y los niveles de degradación de los sitios evaluados, que interaccionan con las cargas ganaderas actuales (intra-anual, que puede diferir de la carga ganadera histórica que contribuyó al estado de degradación) (Diaz, 2003; López *et al.*, 2013). En el caso de los sitios con valores intermedios y altos de heterogeneidad vertical, la principal causa de la escasa cobertura herbácea sería por los niveles elevados de cobertura leñosa, los cuales generarían una menor disponibilidad de radiación y/o recursos para las especies herbáceas forrajeras (Bazzaz, 2003; Bazzaz & Carlson, 1982; Walter & Burnett, 1971). Diaz *et al.* (2003) observaron, en comunidades del Chaco Árido, que la oferta forrajera disminuye significativamente en sitios con una cobertura leñosa mayor al 40%. Por otro lado, la alta variabilidad en la cobertura de especies herbáceas en sitios de baja heterogeneidad vertical no solo estaría vinculada a la menor cobertura de especies leñosas, sino también a la implementación de prácticas de manejo pecuario, como rolado con siembra de especies megatérmicas forrajeras. Numerosos estudios han evaluado como la implementación de prácticas de rolado con y sin siembra, aumenta la cobertura de especies herbáceas debido a la incorporación de materia orgánica al suelo, y a la liberación de recursos para las especies herbáceas. En estudios en el Chaco Árido, Blanco *et al.* (2005) registraron un aumento entre el 282 y 135 % de la cobertura herbácea forrajera luego del rolado y siembra de buffel grass, mientras que Aguilera & Steinaker (2001), evidenciaron un aumento entre el 53 y 13% bajo el mismo tratamiento. Asimismo, Gómez *et al.* (1998)

registraron un aumento del 52 % en la superficie cubierta de especies herbáceas nativas realizando un rolado sin la siembra de pasturas. Por otro lado, algunas investigaciones han puesto en evidencia cómo los altos niveles de degradación vinculados con pérdida de los horizontes superficiales, a la mayor compactación del suelo, y la ausencia de fuentes de propágulo, evitarían proliferación de este tipo de especies (herbáceas y gramíneas) en sitios con escasa cobertura de especies leñosas (Bertiller, 1992; Diaz, 2003; Haretche & Rodríguez, 2006). Si bien la productividad de pastos bajo cobertura arbórea podría verse disminuida por la baja radiación solar y la competencia por nutrientes (o recursos en general), diversos estudios realizados en el chaco y otros ecosistemas, como los bosques patagónicos, han observado como ciertos niveles de cobertura arbórea puede modificar las condiciones microclimáticas, volviéndolas más favorables para el crecimiento de los pastos (protección contra vientos desecantes, heladas, fuerte insolación, lluvias torrenciales de impacto erosivo y temperaturas extremas extremas) (Peri, 2005; Sarasola *et al.*, 2008). Estos hallazgos sugieren que la relación entre la cobertura de especies leñosas y la productividad de los pastos es compleja y debe ser considerada cuidadosamente en la gestión de los ecosistemas.

Por otro lado, en el caso de las especies leñosas forrajeras, se observó un aumento lineal solamente en el paisaje de los llanos. Esta respuesta estaría dada por una de las especies, *C. erhenbergiana*, la cual presentó altos niveles de cobertura en sitios con valores intermedios y altos de heterogeneidad vertical. Numerosos estudios, indican como esta especie, coloniza sitios luego de algún tipo de disturbio (rolado, raleo manual, sobrepastoreo), superando la cobertura de otras especies muy abundantes en el estrato arbustivo (Bregaglio *et al.*, 1999; Brassiolo & Pokorny, 2000; Kunst *et al.*, 2009). Dichos resultados concuerdan con lo expresado anteriormente, respecto a que los bosques con mayor heterogeneidad vertical de los llanos, son en su mayoría secundarios (con una larga historia de disturbios; Karlin *et al.*, 2013), con una posible alteración en la composición. Una mayor provisión de forraje por especies leñosas se asocia a una mayor “estabilidad temporal” en la provisión de forraje ya que son especies menos afectadas por la variabilidad climática intra e inter-anual, o con mayor diversidad de estrategias para enfrentar factores de disturbios como las sequías estacionales o las sequías más prolongadas. De esta forma proveen forraje de gran valor alimenticio (e.g. frutos de algarrobo y mistol) en momento clave (e.g. primaveras o inviernos

secos), cuando aún no hay disponibilidad de forraje del estrato herbáceo para el ganado (Karlin *et al.*, 2013).

La cobertura de especies melíferas se maximizó ante valores elevados de heterogeneidad vertical y horizontal (Figs. 2.15 A y B). Dichos sitios soportan la mayor diversidad de especies leñosas (Fig. 2.12), las cuales son las principales productoras de polen y néctar, y por ende el principal soporte para la producción de mieles (Cabrera *et al.*, 2013). Solo aquellos sitios muy degradados, con escasos niveles de cobertura leñosa (con niveles bajos de heterogeneidad vertical y horizontal) presentaron poco potencial para generar este servicio de provisión. Finalmente, al igual que las especie melíferas y forrajeras leñosas, las especies alimenticias mostraron relaciones positivas con ambos índices de heterogeneidad y a su vez presentaron diferencias significativas entre ambos paisajes (Figs. 2.15 C y D). La cobertura de este tipo de especies estuvo fuertemente influenciada por la presencia de *N. flexuosa*, una especie de gran valor alimenticio (Llano *et al.*, 2012; Toledo *et al.*, 2023), que se presenta tanto en sitios degradados como en bosques con mayor grado de conservación. Dicha especie, es mucho más abundante en los paisajes de los llanos, y en general, con mayor cobertura en sitios de mayor complejidad estructural. Asimismo, dicha especie ha representado un recurso alimenticio histórico de las comunidades originarias y campesinas de la región, que también actualmente se cosecha, procesa y comercializa en la región y en las principales ciudades del país (Sarmiento & Villareal, 2015; Sarmiento *et al.*, 2017; Moreno *et al.*, 2019). Además del algarrobo, existen otras especies alimenticias clave en la región tales como el chañar, el mistol, el ucle, la tuna que representan un recurso clave para una gran cantidad de familias que habitan zonas rurales del área de estudio (Toledo *et al.*, 2023) Este tipo de recurso le provee diversificación alimenticia, seguridad y soberanía alimentaria a las comunidades locales, tanto campesinas como parajes y comunas (e.g. Chancaní) (FAO, 2013).

2.7 CONCLUSIONES

En este capítulo se analizaron distintos aspectos relacionados con la complejidad estructural de la vegetación y los servicios ecosistémicos a escala de unidad de paisaje. En primer lugar, en el área de estudio se encontraron sitios con distintos niveles de complejidad

estructural asociados a distintos valores de cobertura, tamaño de parches e interparches y número de parches de vegetación leñosa. Las variables de cobertura, número de parches, tamaño de parches y tamaños interparche, mostraron relaciones no lineales con los índices de heterogeneidad vertical y horizontal.

Por otro lado, las variables de heterogeneidad a nivel horizontal y vertical se asociaron a servicios ecosistémicos clave de soporte, regulación y provisión. Solo algunos indicadores vinculados a los servicios ecosistémicos de control de la erosión, regulación hídrica, ciclado de nutrientes y provisión de forraje herbáceo no presentaron relaciones con la heterogeneidad horizontal y vertical. A su vez, la mayoría de los indicadores de servicios ecosistémicos clave presentaron relaciones positivas con la heterogeneidad vertical siendo algunas de ellas de tipo lineal y monótonicas (formación de suelos, ciclado de nutrientes, provisión de forraje, stock de mantillo, diversidad de especies leñosas) y otras de tipo no lineales y no monótonicas (producción primaria neta, diversidad biológica, resiliencia del bosque frente a disturbios, producción forestal y productos no maderables del bosque), con cambios de tipo umbral en valores de heterogeneidad vertical entre 1 y 3. La heterogeneidad horizontal solo mostró relaciones lineales positivas con la diversidad biológica. Estos resultados constituyen la primera aproximación que cuantifica y evalúa la relación entre la complejidad espacial de los bosques y servicios ecosistémicos, para generar recomendaciones de manejo productivo. Del mismo modo, también resulta novedoso a nivel internacional, al evaluar la complejidad espacial con métodos cuantitativos fáciles de implementar a campo, y su relación con respuestas umbrales, que permiten establecer rangos de manejo a campo.

CAPÍTULO 3

Intensificación agropecuaria y patrones espaciales en paisajes boscosos de Traslasierra (Córdoba)

3.1 INTRODUCCIÓN

Las actividades humanas, tales como la agricultura y la ganadería, generan alteraciones en los ecosistemas que impactan no solo a escala de predio, sino también a escalas de paisaje o departamentales (Uemaa *et al.*, 2013; Park, 2015; Peng *et al.*, 2016). Dichas alteraciones producen modificaciones en la estructura y función de los paisajes, que afectan inevitablemente a la diversidad biológica y las relaciones ecológicas (Park *et al.*, 2015). En este contexto, la ecología del paisaje se ha consolidado como una ciencia multidisciplinaria dedicada al estudio de los efectos del uso humano de la tierra en la heterogeneidad ambiental y los procesos ecológicos (Koffi *et al.*, 2007). Asimismo, esta disciplina estudia procesos que van desde la distribución de recursos, movimientos de los individuos, el flujo de genes, y dinámica de poblaciones de plantas y animales; hasta la alteración estructural y funcional de las comunidades biológicas y los ecosistemas completos por influencia de las actividades humanas (Bowers *et al.*, 1994; Sanderson & Harris, 2020). Por esto último, la ecología del paisaje constituye una herramienta para la gestión sostenible de los recursos naturales y los bienes y servicios de los ecosistemas de los que depende la sociedad (Wiens, 1992; Mansourian, 2021).

Los paisajes modificados por el ser humano constituyen un mosaico de parches situados dentro de una matriz que puede afectar en diferentes magnitudes a la biodiversidad (Saunders *et al.*, 1991; Forman, 1995; Fig. 3.1). La teoría biogeográfica de islas (MacArthur & Wilson, 1967), vinculada con el modelo parche-corredor-matriz (Forman, 1995), se utiliza a menudo para representar los elementos dentro de un paisaje. Si bien en muchos ecosistemas es difícil diferenciar los parches, este modelo permite representar los paisajes y comprender los procesos y patrones, que se generan en los mismos. Conceptualmente, los parches pueden ser definidos como áreas relativamente discretas (en estructura y función) que están inmersas en una matriz, la cual es dominante y engloba al resto de los elementos (Forman & Gordon, 1981). Tanto los parches como las matrices, por su carácter heterogéneo, comparten propiedades con otros sistemas complejos en el sentido de que interactúan de múltiples maneras, exhiben dinámicas no lineales y tienen propiedades emergentes (Gravel *et al.*, 2016). En este sentido, es importante estudiar dichas relaciones en el contexto de la fuerte antropización a la que están sujetos los sistemas naturales, como la intensificación

agropecuaria. Si bien existen métricas para evaluar tales características del paisaje (Cushman *et al.*, 2008; McGarigal, 2001), su potencial para informar sobre aspectos de conservación en paisajes agroforestales no se ha explorado en ecosistemas áridos bajo uso agropecuario.

Otra teoría muy utilizada para describir los paisajes y procesos, tales como la dinámica de sus poblaciones, la sucesión, la perturbación, la función del ecosistema y la conservación, es la teoría de la dinámica de parches (Pickett & Rogers, 1997; Wu, 1999). Dicha teoría se puede utilizar para explicar la complejidad en los sistemas ecológicos (Pickett *et al.*, 2000), a través de la incorporación del concepto de cambio en los parches de vegetación, y con ello, de la configuración espacial de los paisajes a partir de la ocurrencia de un factor de disturbio, ya sea natural o antrópico (e.g. sequías, incendios, sobreuso antrópico) (Li & Reynolds, 1995; Wiens, 1995). Los procesos de cambio en el tiempo, generados por los disturbios naturales y antrópicos determinan un mosaico complejo de parches (con diferentes tamaños, formas y estados) que definen las características estructurales y el funcionamiento de los ecosistemas. Dichos mosaicos pueden describirse como una lista de tipos de parches (riqueza de parches), que aumentan en complejidad estructural a medida que se cuantifica el número de cada tipo de parche, la forma en que esos parches están dispuestos en el espacio y los cambios que sufren a lo largo del tiempo por la dinámica natural o el efecto del uso antrópico (Li & Reynolds, 1993). Al igual que la teoría de parche-corredor-matriz, constituye una herramienta útil para el análisis de los paisajes y para la generación de estrategias que permitan mantener la funcionalidad de los ecosistemas ante su modificación.

Un concepto clave en ambas teorías es el de heterogeneidad espacial. Esta característica es generada por la redistribución de nutrientes, recursos y organismos dentro de los sistemas, lo cual puede estar vinculado con procesos naturales o antrópicos (e.g. redistribución de nutrientes por erosión eólica e hídrica, redistribución de nutrientes por fertilización de cultivos o pasturas; Li & Reynolds, 1995; Moreira *et al.*, 2015). La heterogeneidad espacial puede ser compositiva o configuracional según cómo se analicen los elementos del paisaje (parches y matriz). La heterogeneidad compositiva se refiere al número, tamaño y tipos de parches que constituyen un paisaje, y la heterogeneidad configuracional corresponde a la disposición de estos parches en el paisaje, la densidad de sus bordes, la conectividad entre clases de parches, entre otras características (Wu *et al.*,

2002; Wu, 2004; Fahrig & Nuttle, 2005; Fahrig *et al.*, 2011). Todos estos atributos determinan parcialmente la calidad de una matriz, ya que definen qué tan accesibles son los diferentes recursos para las poblaciones biológicas en un paisaje y qué servicios se podrían estar generando a través de dicha configuración (Thies & Tschardtke, 1999; Tschardtke *et al.*, 2012; Jaeger, 2014; Reis Madeiros *et al.*, 2019).



Figura 3.1. Imágenes satelitales de ecosistemas naturales y agrícolas.

Los procesos ecológicos asociados a los disturbios antrópicos y los cambios en la heterogeneidad dependen de las escalas estudiadas. Por ejemplo, a escala de parche (i.e. un elemento de paisaje < 10 ha), los disturbios antrópicos están asociados a cambios en las condiciones microclimáticas, en la estructura de los distintos estratos de la vegetación y en la disponibilidad de algunos recursos, como la radiación (Echeverría *et al.*, 2006; Fahrig *et al.*, 2013). A nivel de paisaje (e.g. entre 1000 y 500.000 ha), los cambios de los ecosistemas naturales generan modificaciones en las coberturas de suelo, y con ello, en las configuraciones y en la complejidad espacial (e.g. diversidad de coberturas de suelo, número y tipos de parches de vegetación, tamaños de los parches; Falluci *et al.*, 2007; Moreira *et al.*, 2015). Por lo tanto, los cambios generados por el hombre en los ecosistemas naturales implican una serie de mecanismos que, si bien pueden estudiarse a una escala en particular, están vinculados con procesos que suceden a otras escalas (Fahrig *et al.*, 2011). En este contexto, es de esperarse que los cambios ocurridos a una escala de paisaje afecten a escalas jerárquicas más pequeñas como un parche remanente, pero dichos efectos pueden no ser lineales ni equitativos. Por ejemplo, si en un paisaje determinado se deforesta el 70 % del bosque, no es lo mismo si lo que queda de bosque remanente es un gran parche (el 30 % de bosque todo junto) o son muchos parches muy pequeños y fragmentados; o si ese gran parche está en medio de una matriz deforestada que lo aísla mucho de otros parches, con los cuales no puede “conectarse”, ni hay posibilidad de flujo génico entre las especies (Cavallero *et al.*, 2023).

Actualmente, a nivel mundial, la mayor parte de la composición de la matriz de hábitats tiene algún tipo de uso agropecuario (Foley, 2005; Fahrig *et al.*, 2011; Kremen, 2015). Esto destaca el papel central de las prácticas agrícolas y ganaderas y su influencia en la conservación de la biodiversidad y la provisión de servicios ecosistémicos por parte de ecosistemas como los bosques nativos (Vandermeer & Carvajal, 2001; Philpott *et al.*, 2008; Vandermeer & Perfecto, 2007). Como resultado, el papel de la matriz agrícola en la conservación de la biodiversidad depende en gran medida del tipo de prácticas y de la organización espacial de la agricultura y otras clases de uso de la tierra en la matriz (González *et al.*, 2016; Ramos *et al.*, 2018). En este sentido, la ecología del paisaje permite el estudio y la gestión de cualquier sistema ecológico, desde poblaciones hasta ecosistemas (diferentes escalas), a través de la consideración explícita de cómo la heterogeneidad influye en los procesos ecológicos críticos.

La pérdida y la fragmentación de los bosques se consideran actualmente los impulsores antropogénicos más generalizados y ubicuos de la pérdida de biodiversidad (además de la introducción de especies invasoras y el uso directo de la biodiversidad) (MEA, 2005; IPCC, 2022). Además, en la actualidad, los cambios en el uso de la tierra y la fragmentación del paisaje por el desarrollo de infraestructura y uso agropecuario son razones esenciales de la amenaza a la biodiversidad a nivel regional, continental y mundial (SRU, 2005). Se espera que estas tendencias se intensifiquen en el futuro (Sala *et al.*, 2000) y tengan un impacto considerable en la biodiversidad, y en las funciones y servicios de los ecosistemas que sustentan la vida en general y la vida del hombre en particular (Chapin *et al.*, 2000).

Considerar los paisajes boscosos y agropecuarios como ecosistemas a gran escala y estudiar su composición, patrones espaciales, interacciones espaciales, cambio temporal y variedad de funciones tiene un valor aplicado, ya que la mayoría de los bosques se manejan a gran escala para brindar una variedad de bienes y usos: extracción de recursos, recreación y conservación (Parera *et al.*, 2007). Los esfuerzos para describir y analizar patrones y procesos ecológicos a gran escala en los paisajes boscosos son esenciales para lograr los objetivos generales de manejo forestal sostenible, así como para comprender las consecuencias regionales y globales del manejo forestal local y mitigar las consecuencias del cambio climático global.

La intensificación agrícola es uno de los principales factores de los cambios en el paisaje (Foley, 2005; IPCC, 2022). La expansión e intensificación agropecuaria contribuyen dramáticamente a la pérdida de ecosistemas naturales en general y de bosques en particular, generando una simplificación de los paisajes en los cuales dominan pocos tipos de producción agropecuaria, contribuyendo al colapso de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos. Teniendo en cuenta que la mayor cobertura del suelo terrestre es gestionada como ecosistemas agropecuarios, deben realizarse estudios que permitan fundamentar manejos sustentables, para ofrecer una matriz de alta calidad que conecte parches remanentes de hábitat beneficiando a la biodiversidad y a las personas (Estrada-Carmona *et al.*, 2022; IPCC, 2022). Para ello, el primer paso es comprender cómo son los cambios en los patrones espaciales asociados a la intensificación agropecuaria.

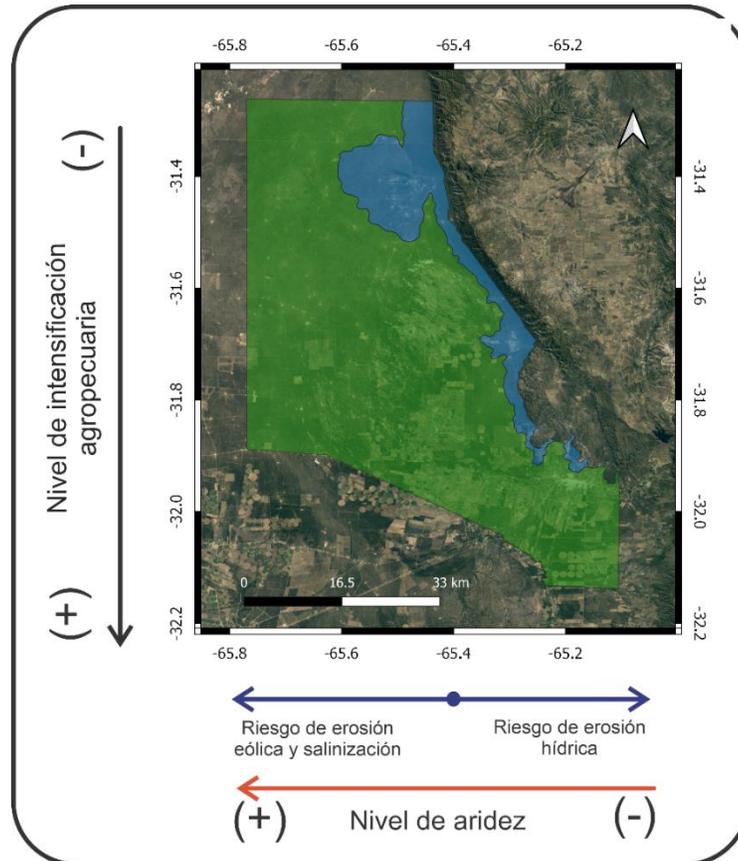


Figura 3.2 Área de estudio en donde se indica el gradiente de intensificación agropecuaria (de sur a norte), gradiente de aridez (este a oeste) y gradientes de riesgo de erosión (eólica y por riesgo de erosión hídrica). Las zonas del área de estudio de color azul corresponden al piedemonte y las de color verde corresponden al paisaje de los llanos.

Como ya se indicó en el capítulo 1, en las últimas décadas, dentro del Chaco Árido, ha ocurrido un proceso de avance e intensificación agropecuaria, con pérdida y degradación de bosques. Este proceso está asociado a la producción de cultivos anuales bajo riego usando agua de napas freáticas (e.g. maíz en el paisaje de los llanos) y al desmonte para la implantación de pasturas (e.g. alfalfa o especies megatérmicas), con y sin riego (Silvetti, 2012; Carranza & Ledesma, 2005; Carranza & Ledezma, 2009). Este proceso se “disparó” desde la década de 1990, desde los alrededores de la ciudad de Villa Dolores y se ha ido expandiendo hacia el norte y el oeste del área de estudio, generando un gradiente de intensificación agropecuaria de sur a norte (Fig. 3.2).

En este contexto, es clave estudiar los patrones de configuración espacial de los bosques del Chaco Árido de Traslasierra, Córdoba. Es por ello que la finalidad de este capítulo es cuantificar y comparar la configuración espacial de la vegetación (e.g. heterogeneidad, tipo y dimensiones de parches de la vegetación) a diferentes escalas espaciales (e.g. paisajes, región) para discutir sus implicancias en la gestión sustentable de estos paisajes boscosos. A priori, se definen como paisajes las zonas geomorfológicas ya descritas en el capítulo 1: piedemonte y llanos (Fig. 3.2), mientras que en materiales y métodos se especifican los criterios y dimensiones de las meso y micro-escalas de paisajes a estudiar.

3.2 HIPÓTESIS

Hipótesis 1) En los paisajes del Chaco Árido, la intensificación agropecuaria afecta significativamente la configuración de las coberturas de suelo (manifestándose a través de cambios en el número de parches, tamaño de parches, desviación estándar del tamaño de parche, densidad de bordes y porcentajes de cobertura de diferentes usos). Asimismo, estos cambios están influenciados por las características geomorfológicas-ambientales específicas de la región y la magnitud de los procesos de intensificación agropecuaria.

Predicción 1a): Como el paisaje del piedemonte tiene mayores pendientes (relieve), suelos pedregosos y muy baja aptitud agrícola respecto al paisaje de los llanos, se registrará, una menor intensificación agropecuaria. Las métricas de bosque maduro presentaran mayores porcentajes de cobertura y tamaños de parche, y un menor número y densidad de borde de parches.

Predicción 1b) Como el paisaje del norte de los llanos posee menor infraestructura (caminos, canales de riego, tendidos eléctricos), se registrará respecto al paisaje del sur de llanos una menor intensificación agropecuaria. Las métricas de los bosques maduros presentarán mayores porcentajes de cobertura, tamaño y número de parches, y una menor densidad de borde de parches en el norte que en el sur de los llanos.

Hipótesis 2) Debido a que la intensificación agropecuaria se asocia con diferentes coberturas y patrones especiales de vegetación (ej. bosques maduros, cultivos y pasturas implantadas), se espera que las zonas con diferentes niveles de intensificación agropecuaria (superficie y grado de reemplazo del bosque) presenten diferencias en las métricas del paisaje (ej. métricas de tamaño de parche, número de parches y densidad de bordes de parches). Por otro lado, se espera que la fragmentación del paisaje (reflejada en las métricas del paisaje) aumente a escalas espaciales mayores.

Predicción 2a): Se espera que la vegetación de reemplazo (sumatoria de cultivos y pasturas) presente un mayor tamaño de parche, un menor número de parches y una menor densidad de borde de parches que los bosques maduros.

Predicción 2b): Se espera que a escalas espaciales mayores se registre en promedio mayores valores de tamaño, número y densidad de bordes de parches para las clases de bosque maduro y de vegetación de reemplazo, en comparación con escalas espaciales menores.

Predicción 2c) Se espera que el tamaño de los parches de bosque maduro presente una relación positiva con la cobertura de bosque maduro y negativa con la cobertura de vegetación de reemplazo.

Predicción 2d) Se espera que el tamaño de los parches de la vegetación de reemplazo presente una relación positiva con la cobertura de vegetación de reemplazo y negativa con la cobertura de bosque maduro.

3.3 OBJETIVOS

- 1- Mapear las comunidades vegetales con distinto grado de intensificación agropecuaria presentes en el Chaco Árido de Traslasierra, Córdoba.
- 2- Cuantificar y comparar los patrones espaciales (superficie ocupada, tamaño, número y densidad de bordes de parches) en los paisajes del piedemonte y los llanos en el oeste de Córdoba (Chaco Árido).

- 3- Cuantificar y comparar los patrones espaciales (superficie ocupada, tamaño, número y densidad de bordes de parches) entre la zona norte y sur del paisaje de los llanos.
- 4- Cuantificar y evaluar las relaciones entre los patrones espaciales y las métricas del paisaje (superficie ocupada, heterogeneidad del paisaje, tamaño, número y densidad de bordes de parches) a nivel de micro-escala de paisaje* (100 ha) y meso-escala de paisaje* (2500 ha).

**ver definiciones de micro y meso paisaje en ítem “escalas espaciales” de materiales y métodos, (sección materiales y métodos 3.4.4)*

3.4 MATERIALES Y MÉTODOS

3.4.1 Área de estudio

El área de estudio (Fig. 3.2) ya fue descrita en el capítulo 1 (ver ítem “1.5 Materiales y métodos”, capítulo 1).

3.4.2 Escalas espaciales

Debido a que no hay acuerdos universales para definir los límites, dimensiones y escalas de “paisaje”, se definirán y denominarán *a priori* dichas escalas. Teniendo en cuenta que las cuencas suelen ser una aproximación geográfica muy utilizada para definir los límites del paisaje (Caeire, 2008; Moreira *et al.*, 2020), se define al área de estudio como una parte de un gran paisaje que es la gran cuenca endorreica Salinas de la Depresión Central (Karlin *et al.*, 2013; Zak *et al.*, 2019). Esta gran cuenca está compuesta por varias sub-cuencas (ej. alta, media y baja). Entre esas sub-cuencas se encuentra el área de estudio, que contempla la parte baja de la cuenca del río de Chancaní y el río Los Sauces, con una superficie de 300.000 ha. Solo a los fines de delimitar un área determinada de trabajo para este estudio, y diferenciarla de las otras escalas de abordaje, a esa área se la denomina región o meta-paisaje. A dicho meta-paisaje lo integran 2 paisajes ya mencionados: el piedemonte y los llanos (ver descripción en materiales y métodos, ítem “geomorfología”, capítulo 1). Luego, para abordar la hipótesis 2 de este capítulo se abordarán 2 niveles o escalas de paisaje con mayor detalle (ver ítem “análisis de métricas de paisaje”). Para ello se realizará un grillado del paisaje con celdas de 5000 x 5000 m (i.e. 2500 ha) que se denominará “meso-escala del paisaje”, y otra con celdas de 1000 x 1000 m (i.e. 100 ha) que se denominará “micro-escala del paisaje”. Si bien dichas celdas no constituyen paisajes propiamente dichos, sino sectores de paisajes delimitados sistemáticamente *a priori*, se utilizarán los términos meso-escala y micro-escala del paisaje para poder denominar y diferenciar dichas escalas espaciales de análisis al momento de describir los resultados y realizar la discusión. La selección del grano o escala del grillado para las escalas de meso- y micro-escala se asocian con escalas estudiadas en el trabajo de Li *et al.*, (2023), en la cual utilizaron como menor grano grilla de análisis de 1 x 1 km, y la dimensión más gruesa del grillado utilizada fue de 6 km. En dicho trabajo se concluye que para un grillado de 5 x 5 km ya se estabilizan la mayoría de las variables de métricas de paisaje que evaluaron.

3.4.3 Generación de información base y variables de estudio

3.4.3.1 Mapa coberturas

Para cumplir con los objetivos de este capítulo, se elaboró un mapa de coberturas de suelo mediante una clasificación supervisada de tipos fisonómicos de vegetación mediante métodos de teledetección espectral (Zak *et al.*, 2004; Banchemo *et al.*, 2020; Cingolani *et al.*, 2022). En primer lugar, se delimitaron áreas o sectores utilizando información obtenida tanto en el terreno como mediante imágenes satelitales, donde se identificaron las diferentes clases de vegetación que se buscó delimitar en toda el área de estudio (clases de entrenamiento; *sensu* Chuvieco *et al.*, 2010). Luego, utilizando estas clases como referencia, el proceso de clasificación asignó al resto de los píxeles de la imagen alguna de las categorías propuestas en función de los valores de reflectividad presentes en cada región de entrenamiento (Li *et al.*, 2014). Las clases fisonómicas propuestas para la clasificación (Cuadro 3.1) se adaptaron de las categorías generadas por Zak & Cabido, (2009). Dichas clases se dividen en dos grupos según el nivel de intervención humana: las naturales y las antrópicas. Dentro del grupo de vegetación natural, en el Cuadro 3.1 se especifica como se clasificaron las distintas clases según los niveles de cobertura de los estratos: herbáceos y leñosos bajo (<2 m), medio (2-8 m) y alto (>8 m) (Cavallero *et al.*, 2015).

Cuadro 3.1. Unidades de cobertura de suelo que se utilizaron para confeccionar el mapa de coberturas del oeste de la provincia de Córdoba (Chaco Árido). En las distintas columnas se explicita el tipo de cobertura según su origen (natural o antrópico), las características fisonómicas (coberturas de los distintos estratos, el herbáceo y los leñosos= bajo: <2 metros; medio: 2-8 metros; alto: >8 metros) y las especies dominantes y codominantes de cada clase.

<i>Tipo de cobertura</i>	<i>Tipos estructurales/Fisonómicos</i>	<i>Características</i>	<i>Especies arbóreas dominantes y codominantes</i>
Natural	Bosque abierto (BA)	1- Cobertura total leñosa < 50%	<i>Neltuma flexuosa;</i> <i>Mimozyanthus carinatus;</i> <i>Celtis erhenbergiana</i>
	Bosque cerrado sin emergentes (BCSE)	1-Cobertura total leñosa >50% 2-Cobertura del estrato leñoso bajo >50% 3-Cobertura del estrato leñoso medio >30%	<i>Neltuma flexuosa;</i> <i>Larrea divaricata;</i> <i>Mimozyanthus carinatus;</i> <i>Celtis erhenbergiana</i> <i>Brea</i>
	Bosque cerrado con emergentes (BCCE)	1-Cobertura del estrato leñoso >50% 2-Cobertura del estrato leñoso medio >30%	<i>Neltuma flexuosa;</i> <i>Aspidosperma quebracho blanco;</i> <i>Larrea divaricata;</i> <i>Mimozyanthus carinatus;</i> <i>Celtis erhenbergiana</i>

		3-Cobertura estrato leñoso alto 1-10%	
	Bosque maduro (BM)	1-Cobertura del estrato leñoso bajo >50% 2-Cobertura del estrato leñoso medio >30% 3-Cobertura estrato leñoso alto >10%	<i>Neltuma flexuosa;</i> <i>Aspidosperma quebracho blanco,</i> <i>Senegalia gilliesi,</i> <i>Larrea divaricata,</i> <i>Celtis erhenbergiana,</i> <i>Capparis atamisquea</i>
	Bosque cerrado bajo (BCB)	1-Cobertura total leñosa > 50% 2-Cobertura del estrato leñoso bajo >50% 3-Cobertura del estrato leñoso medio <30%	<i>Neltuma flexuosa;</i> <i>Larrea divaricata;</i> <i>Mimozyanthus carinatus;</i> <i>Celtis erhenbergiana</i>
	Pastizal natural y pasturas implantadas (PNPI)	1-Cobertura de gramíneas perennes >25% 2-Cobertura del estrato leñoso <5%	<i>Tricloris;</i> <i>Buffel grass</i>
	Cursos y cuerpos de agua	1-Cobertura cuerpo o curso de agua	-
	Peladares	1-Cobertura leñosa <5%. 2-Cobertura de herbáceas y gramíneas < 5%.	-
Antrópicos	Cultivos	1- Cobertura leñosa < al 5%. 2- Cobertura de herbáceas y gramíneas anuales > 25%	<i>Cultivo papa, maíz</i>
	Suelo impermeabilizado	1- Cobertura leñosa <5%. 2- Cobertura de herbáceas y gramíneas < 5%. 3-Alto grado antropización (Infraestructura como por ejemplo caminos)	

La clasificación se realizó utilizando el software *Google Earth Engine* (GEE), una herramienta para el procesamiento de grandes volúmenes de información geoespacial (Amani *et al.*, 2020; Zhao *et al.*, 2021). La delimitación de los sitios de entrenamiento y evaluación, se realizó utilizando tres tipos de información: muestreos de vegetación realizados a escala de unidad de paisaje (fajas 2500 m²; ver materiales y métodos del capítulo 2); fotointerpretación a partir del software *Google Earth* (Banchero *et al.*, 2020; Ghorbanian *et al.*, 2020), identificando los distintos tipos de cobertura en imágenes de alta resolución espacial; y muestreos de tipo fisonómicos en parcelas de 30x30 m en donde se registró: pendiente (%), altura sobre el nivel del mar (m), tipo de fisonomía, cobertura total de la vegetación (%), cobertura del estrato herbáceo (%), cobertura del estrato leñoso bajo (0-2 m;

%), cobertura del estrato leñoso medio (2-8 m; %), cobertura del estrato leñoso alto (>8 m; %), especies dominantes y codominantes por estrato, presencia de árboles semilleros, signos de erosión y salinización. De esta manera se obtuvieron un total de 312 puntos con datos fisonómicos, que proporcionaron información de todas las clases de vegetación (49 transectas; 59 relevamientos fisonómicos, con una selección al azar dentro de un recorrido de muestreo y 205 fotointerpretación de Google Earth), distribuidos en un amplio rango de la superficie estudiada (Fig. 3.3). De estos puntos, se utilizaron 204 para entrenar el modelo (75%) y 78 para validarlo (25%). Toda la información se sistematizó en software “Qgis”, generando un archivo en formato vectorial de tipo “shp”, que luego se utilizó GEE.

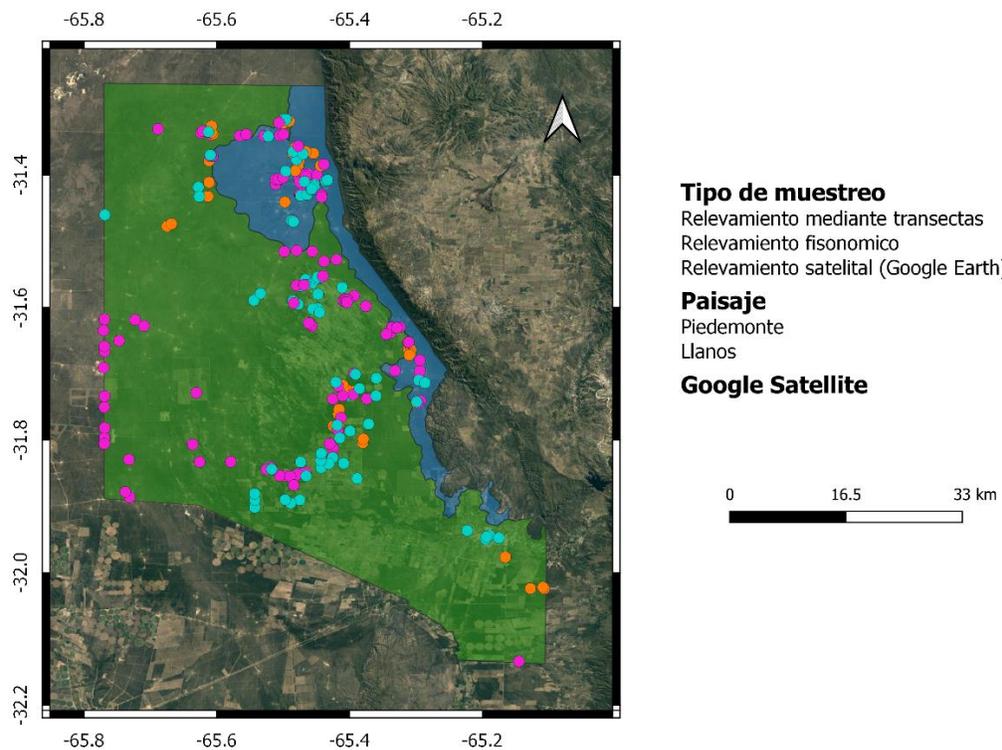


Figura 3.3 Área de estudio. Los puntos de color naranja representan los 49 sitios de muestreo en las transectas de 250m, los puntos magentas representan relevamientos fisonómicos (59 parcela de 30 x 30) y los puntos color cian representan los 204 relevamientos de tipo satelital. La zona delimitada con color azul representa el paisaje de piedemonte y la zona delimitada con color verde representa el paisaje de los llanos.

Para la clasificación de la vegetación se utilizaron imágenes satelitales *Sentinel-2A* de alta resolución capturadas entre el 1 de julio de 2017 y el 1 de mayo de 2019. Estas

imágenes se utilizan para monitorear la vegetación, el suelo y las cubiertas de agua. Asimismo, dichas imágenes presentan, correcciones geométricas (calibración de geoposición y de distorsiones), radiométricas (calibración atmosférica) y valores de reflectancia a nivel de la superficie de la tierra (Kuhn *et al.*, 2019). Las imágenes *Sentinel* están compuestas por 13 bandas con distinta resolución espacial, siendo las del espectro de luz visible, las que mayor resolución tienen (ESA *Sentinel*; 2015). Del total de imágenes comprendidas entre esas fechas, se eliminaron aquellas con porcentajes de nubes mayores al 20% a través de la función *filtermetadata (cloudy_pixel_percentage)* disponible en la plataforma *GEE*. A partir de dicho filtro, se generaron 22 mosaicos correspondientes a cada mes entre las fechas especificadas anteriormente. Además, a cada mosaico se le aplicó la función *quality Mosaic* para seleccionar los píxeles con valores máximos de NDVI en lugar de utilizar el promedio general para cada píxel. El método *Quality Mosaic* introducido en *GEE* construye un compuesto en el que cada píxel se selecciona en función de la imagen de la colección que contiene el valor máximo para la banda especificada (Gorelick *et al.*, 2017), creando el mosaico más “verde” para cada época especificada.

En cada uno de los 22 mosaicos generados se calcularon 13 índices espectrales, (Cuadro 3.3). Para el cálculo de dichos índices se utilizaron las siguientes bandas: banda 2 (azul), banda 3 (verde), banda 4 (Roja), banda 5 (rojo cercano 1), banda 6 (rojo cercano 2), banda 7 (rojo cercano 3), banda 8 (NIR1), banda 9 (NIR2), banda 11 (SWIR 1) y banda 12 (SWIR 2) (Cuadro 3.2).

Cuadro 3.2. Índices espectrales utilizados para realizar la clasificación supervisada. En la 2ª columna se expresa la definición conceptual de cada índice y en la 3er columna se indican las bandas utilizadas para su cálculo.

Índice	Definición	Fórmula
Índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI)	Este índice refleja la condición de la cobertura vegetal (Pettorelli <i>et al.</i> , 2005).	$(\text{NIR}-\text{Rojo}) / (\text{NIR}+\text{Rojo})$
Índice de Área quemada (BAI)	El Índice de área calcinada utiliza para identificar las áreas del terreno afectadas por un incendio (Chuvienco <i>et al.</i> , 2002).	$(\text{Azul}-\text{NIR}) / (\text{Azul}+\text{NIR})$
Índice de vegetación diferenciada normalizada verde (GNDVI)	El Índice de vegetación de diferencia normalizada verde es un índice de vegetación que se emplea para realizar estimaciones de la actividad fotosintética y determinar el consumo de agua y nitrógeno de la cubierta vegetal (Baratti <i>et al.</i> , 2011).	$(\text{NIR}-\text{Verde}) / (\text{NIR}+\text{Verde})$

Índice de Estrés Hídrico (MSI)	El MSI se utiliza para el análisis de estrés en el dosel, la predicción de la productividad y el modelado biofísico. La interpretación del MSI se invierte en relación con otros índices de que miden los valores de estrés hídrico de la vegetación; por lo tanto, los valores más altos del índice indican un mayor estrés hídrico de las plantas y, en inferencia, un menor contenido de humedad del suelo. Los valores de este índice van de 0 a más de 3, siendo el rango común para la vegetación verde de 0,2 a 2 (Welikhe <i>et al.</i> , 2017).	Swir/NIR2
Índice de Labranza de diferencia Normalizada (NDTI)	El NDTI, utiliza las bandas SWIR para diferenciar las zonas edificadas y las zonas con suelo desnudo (Serbin <i>et al.</i> , 2009).	$(Swir1 - Swir2) / (Swir1 + Swir2)$
Índice de contenido de clorofila en la hoja (LChloC)	El LChloC se utiliza para calcular el contenido de clorofila en las hojas (Wulf & Stuhler, 2015).	Rojo cercano 3/ Rojo cercano 1
Cociente simple de rojo cercano 1 (SRre1)	El SRre ₁ es un índice para estimar la cantidad de vegetación sana y estresada (González <i>et al.</i> , 2021).	Nir/ Rojo cercano 1
Cociente simple de rojo cercano 2 (SRre2)	El SRre ₂ es un índice para estimar la cantidad de vegetación sana y estresada (González <i>et al.</i> , 2021).	Nir/ Rojo cercano 2
Cociente simple de rojo cercano 3 (SRre3)	El SRre ₃ es un índice para estimar la cantidad de vegetación sana y estresada (González <i>et al.</i> , 2021).	Nir/ Rojo cercano 3
Índice diferencia de banda Rojo cercano y SWIR2	Índice utilizado en la clasificación de distintos tipos de bosques y campos agrícolas a partir de imágenes Sentinel-2. (Ramoelo <i>et al.</i> , 2015)	$(Rojo\ cercano\ 2 - Swir2) / (Rojo\ cercano\ 2 + Swir2)$
Índice de Borde Rojo de Diferencia Normalizada (NDRE)	El NDRE es un índice muy similar al NDVI. A través de dicho índice se pueden detectar variaciones en la salud de los cultivos en sus estadios más avanzados. Esto se debe a que utiliza luz de borde rojo que puede atravesar las hojas mucho más profundamente que la luz roja (usada en el NDVI). Así, donde hay un canopy más intenso es recomendable utilizar el NDRE porque el NDVI se satura (Boiarskii <i>et al.</i> , 2019).	$(NIR - Rojo\ cercano) / (NIR + Rojo\ cercano)$
Cociente simple entre Swir y Red edge1	Los índices que contemplan mediciones en la región del espectro conocida como borde-rojo (~680nm~740nm) han demostrado ser particularmente sensibles para detectar pequeños cambios de clorofila, pudiendo ser una herramienta valiosa para la detección temprana del estrés (IDCOR, 2021).	Swir/Red edge1

Además de los 22 mosaicos mensuales (cada uno compuesto por 13 bandas), se utilizaron para la clasificación imágenes de tipo RADAR de apertura sintética. Estas imágenes, provistas por los satélites ALOS (Sensor PALSAR; Shimada *et al.*, 2014) y Sentinel 1C (Copernicus Sentinel data, 2015), tienen la capacidad de tomar información estructural de la vegetación por debajo del dosel (Balzter *et al.*, 2015; Dastalova *et al.*, 2016). El satélite ALOS PALSAR, provee información en banda L (longitud de onda: ~ 24 cm) con una

resolución temporal anual y una resolución espacial de 25 m. En este caso, se utilizó un promedio de la banda *VH* (transmisión vertical y recepción horizontal) generado a partir de las imágenes disponibles para el periodo de estudio (3 imágenes). De la constelación de satélites *Sentinel-1* (*Sentinel-1* A y B), a diferencia del anterior, se utilizó la banda C (longitud de onda: ~ 6 cm) con polarización *HV* (transmisión horizontal y recepción vertical; Shimada *et al.*, 2014; Copernicus *Sentinel* data, 2015). La resolución temporal se encuentra entre los 5 y los 6 días, por lo que en este caso se utilizó un promedio de las 198 imágenes acotadas a periodo de estudio (2017-2019; debido a factores relacionados con la órbita de los satélites, se generan más imágenes de las que se esperaría con una resolución temporal de 5/6 días). Sumando estas dos imágenes *RADAR*, el total de imágenes utilizadas para la clasificación fue de 24 (22 mosaicos de índices espectrales mensuales + mosaico de imagen *ALOS PALSAR* + mosaico de *Sentinel-1*) (Fig. 3.4).

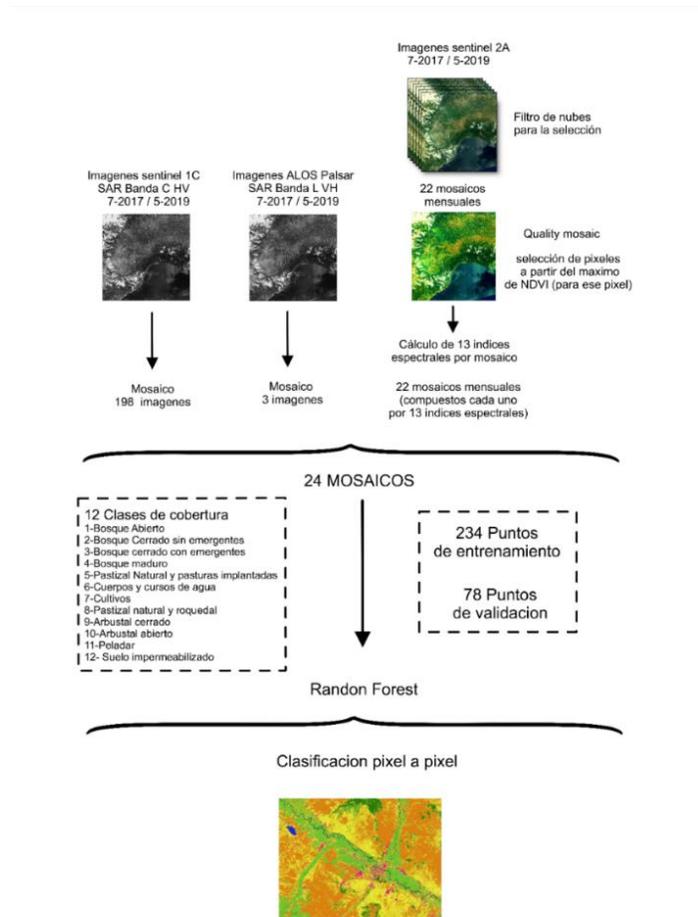


Figura 3.4. Esquema del procedimiento realizado en la clasificación.

Se utilizó el algoritmo *Random Forest* para la clasificación, el cual ha demostrado buenos resultados para la clasificación de coberturas vegetales (Hayes *et al.*, 2014; Kulkarni & Lowe, 2016). *Random Forest* se basa en la producción de múltiples árboles de clasificación, los cuales asignan a cada vector (en este caso a cada píxel) una clase determinada. La clase seleccionada para cada píxel fue aquella con mayor número de “votos” entre los árboles. Entre las muchas ventajas de *Random Forest*, las más significativas son su precisión respecto a otros algoritmos y su fácil implementación en grandes conjuntos de datos. En este caso se configuró el algoritmo para generar de 100 árboles con un máximo de 100 nodos dentro de cada uno. La precisión de la clasificación se calculó utilizando métricas de la matriz de error (precisión general y precisión del productor) y el índice *Kappa* (Iglesias *et al.*, 2012). Tanto las métricas calculadas a partir de la matriz de error, como el índice *Kappa* poseen valores que van de 0 a 1, donde un valor igual a 1 indica un pleno acuerdo entre la realidad y la clasificación (Chuvieco, 2010). Luego de generar la clasificación, el mapa se exportó de *GEE* al software “*Qgis*”, en donde se le aplicó un filtro de mayoría para eliminar el efecto “sal y pimienta”, y se modificó su paleta de colores.

3.4.4 Análisis de métricas de paisaje

A partir de dicha clasificación, se calcularon las métricas de paisaje no redundantes de tamaño de parche (ha), el desvío del tamaño de parche, el número de parches (por ha), y la densidad de borde de los parches (metros lineales por ha). Estas métricas representan una herramienta útil para el análisis de patrones espaciales del paisaje (Frate & Carranza, 2013; Haines-Young & Chopping, 1996; Uuemaa *et al.*, 2009). Todas las métricas de paisaje se calcularon teniendo en cuenta los parches de vegetación, definidos como la unidad mínima diferenciable dentro de cada clase. Dichas métricas se calcularon para el meta-paisaje (i.e. toda la región) y de forma parcial/segmentada para comparar distintos sectores de paisajes del área de estudio. En el caso de la métrica del número de parches, se ponderó por la superficie de cada clase para evaluar el grado de fragmentación que poseen las mismas. Las comparaciones a nivel paisajes del área de estudio se llevaron a cabo entre el piedemonte y los llanos (i.e. los dos paisajes que componen el área de estudio) y entre la zona sur y norte de los llanos (i.e. áreas con distinto nivel de intensificación agropecuaria). Debido a que los llanos y el piedemonte poseen distinta superficie, la métrica de número de parches se ponderó por unidad de superficie (n° parches.ha⁻¹). Aunque existen trabajos que muestran diferencias

en el tipo de coberturas dentro del Chaco Árido (Zak *et al.*, 2019), hasta el momento no se han realizado estudios que analicen las diferencias en las métricas de paisaje dentro de dichas áreas. Por otro lado, para analizar las variaciones en las métricas a diferentes escalas espaciales, se calcularon las métricas de paisaje en dos tipos de grillas en toda el área de estudio: una que define una micro-escala de paisaje (E_{1000}) y otra que define una meso-escala de paisaje (E_{5000}). La micro-escala del paisaje (E_{1000}) se generó con una grilla de celdas de 1000 m por 1000 m (celdas de 100 ha). Para calcular las métricas a meso-escala de paisaje (E_{5000}), se generó una grilla con celdas de 5000 m por 5000 m (celdas de 2500 ha). Es importante remarcar que, dentro de cada celda, los límites de cada parche se demarcaron por sus bordes (ubicados dentro de la celda) y por los límites de la celda (si los parches fueron mayores al tamaño de la celda). La creación de las grillas se llevó a cabo mediante el software R, la librería “*sf*” y la función “*st_make_grid*”. Posteriormente se utilizó el paquete “*landscapemetrics*” y la función “*sample_lsm*” para calcular las diferentes métricas (porcentaje de superficie, tamaño de parche promedio, desvío de tamaño de parche, número de parche y densidad de bordes de parches) las cuales fueron exportadas en formato “csv”. Este enfoque de grillado (Li *et al.*, 2023) permite abordar la problemática de evaluar distintas intensificaciones agropecuarias a diferentes escalas en paisajes que aún no han sido reemplazados en su totalidad (como es el caso de Traslasierra). Este último esquema de análisis solo se realizó para el cálculo de métricas de dos clases: los bosques maduros y la vegetación de reemplazo (su cálculo se explica en el ítem 3.4.5).

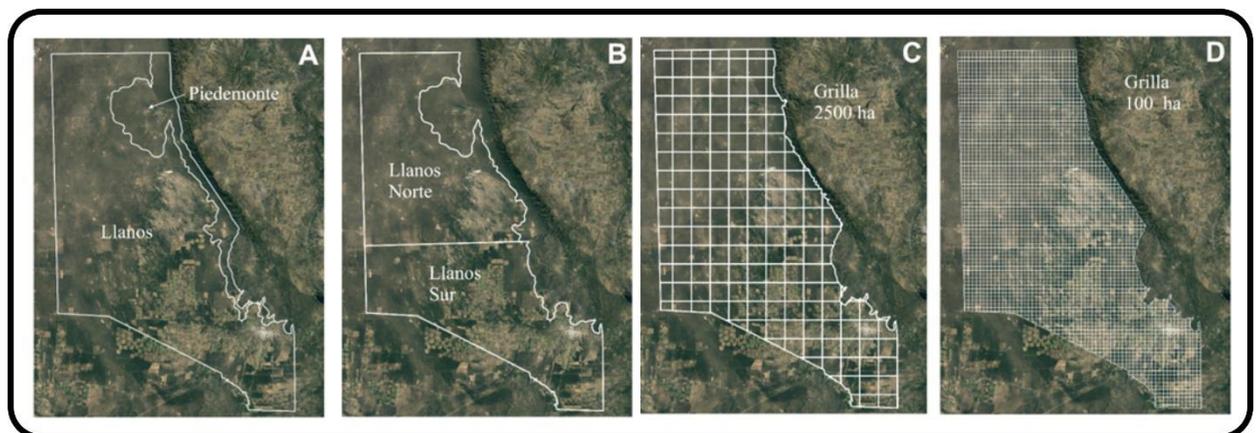


Figura 3.5 Divisiones del área de estudio (región/meta-paisaje) en A) Paisajes de piedemonte y llanos. B) Paisaje de los Llanos norte y sur C) Meso-escala de paisaje (E_{5000}) D) Micro-escala de paisajes (E_{1000}). Las cuatro figuras corresponden a cada uno de los análisis de métricas de paisaje realizados en el área de estudio.

3.4.5 Cálculo de Índices integradores

A meso-escala de paisaje (E_{5000}) y micro-escala de paisaje (E_{1000}), se calculó el porcentaje de la vegetación de reemplazo de comunidades boscosas (%) y el índice de heterogeneidad del paisaje (diversidad de Shannon). La vegetación de reemplazo representa el porcentaje de la superficie dentro de cada celda que está cubierta por vegetación que no es bosque (e.g. cultivos anuales y/o pasturas perennes). El índice de heterogeneidad (Whittaker, 1972; Anexo, ítem S3.2) representa la variedad de clases estructuralmente diferentes, que se encuentran en una misma celda. El primer índice (vegetación de reemplazo de ecosistemas naturales) se calculó a partir de la sumatoria de la cobertura de la clase cultivos y la clase pastizales naturales y pasturas implantadas (ver fórmula de cálculo en Anexo, ítem S3.1; adaptado de Martínez Dueñas, 2010). El segundo (de heterogeneidad) a partir de la frecuencia relativa de cada clase de vegetación dentro de cada celda (McGarigal *et al.*, 2012). La fórmula es la siguiente, siendo su resultado adimensional (Colaninno *et al.*, 2011; McGarigal *et al.*, 2012):

$$\text{Índice Heterogeneidad de paisaje} = -\sum_{i=1}^m [P(\text{Ln}(P))]$$

Donde:

P= porción del área de estudio ocupada por la clase i, ratio entre A_i/AT .

A_i = área de la clase i (m^2).

AT= área total del área de estudio (m^2).

m = número de clases del área de estudio.

Ambos índices se calcularon a través del software R, con los paquetes “sf” y “landscapemetrics” a partir de la clasificación de coberturas y las grillas generadas (Hesselbarth *et al.*, 2019).

3.4.6 Análisis de datos

Para evaluar la relación entre los porcentajes de cobertura de la vegetación de reemplazo, del bosque maduro y las métricas de paisaje de ambas categorías, se ajustaron modelos lineales. Las variables predictoras fueron la vegetación de reemplazo (%) y el porcentaje de bosque maduro, mientras que las variables respuesta fueron el tamaño de parche, el número de parches y la densidad de bordes de parches de dichas categorías. Para

evaluar si la intensificación agropecuaria se asocia a diferentes patrones espaciales de las métricas de paisajes estudiadas a las distintas escalas, se ajustaron regresiones cuadráticas, logarítmicas, exponenciales y segmentadas. Para evaluar la relación entre los porcentajes de bosque maduro, la vegetación de reemplazo y el índice de heterogeneidad del paisaje, se ajustaron modelos cuadráticos y segmentados. Las regresiones se realizaron utilizando el software “R” y el paquete “*segmented*” para ajustar los modelos segmentados. Además, se utilizó el paquete “*gstat*” para incluir la autocorrelación debida a la dependencia espacial de los modelos. Se utilizó la distribución Gaussiana o de Poisson (función de enlace identidad o log, respectivamente) dependiendo de la distribución de los errores de la variable respuesta (Zuur *et al.*, 2009). Para contemplar la correlación espacial de las métricas de paisaje mapeadas, se verificaron los posibles tipos de autocorrelación espacial ajustando a cada modelo, estructuras de correlación espacial mediante mínimos cuadrados generalizados (GLS). Para cada variable, se ajustaron cuatro modelos GLS que incluían estructuras de correlación alternativas: exponencial, gaussiana, esférica y cuadrática racional (Zuur *et al.*, 2009; R software v.3.2, paquete *nlme*). Además, se calculó el criterio de información de Akaike (AIC) para cada modelo GLS y se eligió el modelo con el AIC más bajo (entre los modelos ajustados). Luego, dicho modelo se comparó con un modelo sin estructura de correlación espacial mediante ANOVA (Zuur *et al.*, 2009).

3.5 RESULTADOS

La metodología utilizada para la identificación de las distintas coberturas de suelo en el área de estudio fue efectiva, tanto en la selección de los índices utilizados para la clasificación como en el uso del algoritmo *Random Forest*. Dichos resultados pueden evidenciarse a través de los dos métodos de evaluación seleccionados (Accuracy test: 0,86; índice Kappa: 0,82; Cuadro 3.3) (Iglesias *et al.*, 2012).

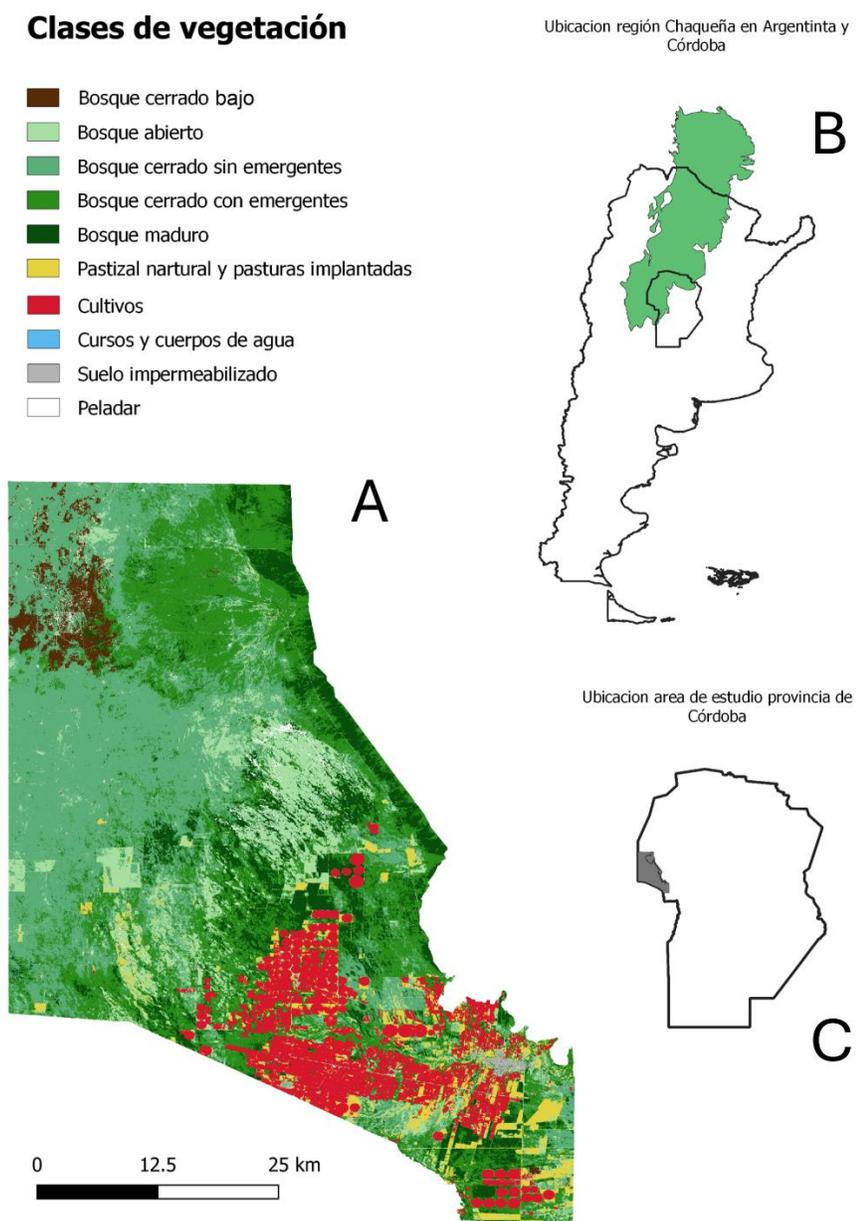


Figura 3.6. A) Mapa de coberturas de la zona de estudio. B) Ubicación de la provincia de Córdoba dentro de la región chaqueña. C) Ubicación del área de estudio dentro de la provincia de Córdoba

Cuadro 3.3. Valores accuracy test por clase de cobertura de suelo para el área de estudio (Chaco Árido de Traslasierra, Córdoba).

Clase	Accuracy test por clase
Bosque cerrado bajo	0,6
Bosque abierto	0,6
Bosque cerrado sin emergentes	0,75
Bosque cerrado con emergentes	0,88
Bosque maduro	0,87
Pastizal Natural y pasturas implantadas	0,4
Cursos y cuerpos de agua	1
Suelo impermeabilizado	0,7
Cultivos	0,96
Peladares	0,75

En la clasificación del área de estudio se observó que el mayor porcentaje de cobertura correspondió a la clase bosque en sus distintos tipos (superior al 80%; bosque abierto, bosque cerrado con emergentes, bosque cerrado sin emergentes y bosque maduro). Dentro de dichas coberturas, la clase de bosque cerrado sin emergentes presentó el mayor porcentaje con un 32%, seguido por el bosque cerrado con emergentes con un 28 %, el bosque abierto con un 10,7%, el bosque maduro con un 10,17% y el bosque cerrado bajo con un 2,5%. Fuera de las coberturas boscosas, los cultivos cubrieron la mayor superficie (9%), seguidos por los pastizales naturales y pasturas implantadas con un 3,94% (Fig. 3.6). En cuanto a los porcentajes de cobertura de cada clase en cada paisaje, se observaron algunas similitudes y diferencias. Aunque los porcentajes de cobertura fueron más equitativos en los llanos, ambos paisajes (al igual que el área completa) presentaron una mayor cobertura de las clases boscosas (80,38% en los llanos; 95,17% en el piedemonte). En el piedemonte, los bosques cerrados con emergentes ocuparon más del 50% del paisaje, mientras que las clases no boscosas presentaron valores menores al 3% en todos los casos (Fig. 3.7). En los llanos, los bosques cerrados sin emergentes fueron los más abundantes (36,15%; Fig. 3.7), mientras que algunas clases no boscosas presentaron superficies mayores al 10% (cultivos: 11,18%).

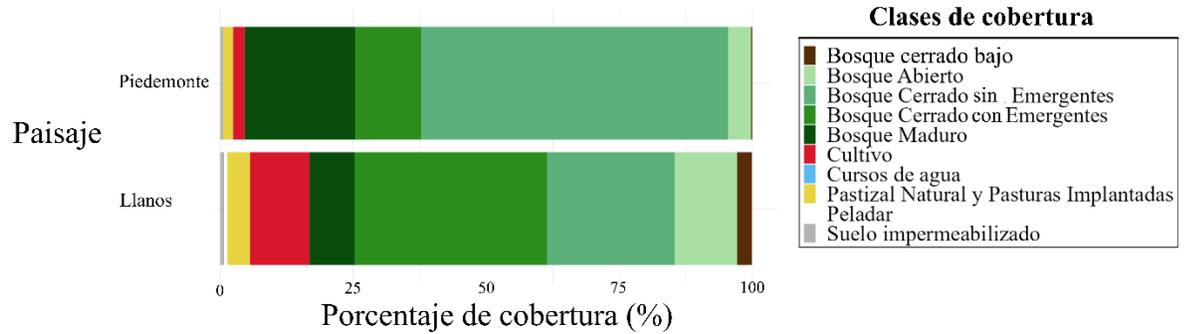


Figura 3.7. Cobertura de las distintas clases (%) en el paisaje de los llanos y del piedemonte.

Dentro de los llanos, se observaron diferencias entre la zona norte y la zona sur (Fig. 3.8). En la zona norte, los bosques cerrados con emergentes triplicaron la superficie de las demás coberturas. Dicha zona, a su vez, presentó los porcentajes más elevados de la clase de bosque maduro, los cuales cubrieron la quinta parte de dicha región. En la zona sur, la distribución de las clases fue más equitativa, cubriendo cada una de ellas entre el 10 y el 30% de la cobertura total. Los bosques cerrados con emergentes y los bosques maduros cubrieron la mitad de superficie (ponderada) en la zona norte. Por otro lado, los cultivos y los pastizales naturales y pasturas implantadas cubrieron 55 y 56 veces más que la zona sur respecto a la norte. Este patrón no se repitió para los bosques cerrados bajos, que presentaron los mayores valores en la zona norte, cubriendo 6 veces más en este sector respecto a la zona sur.

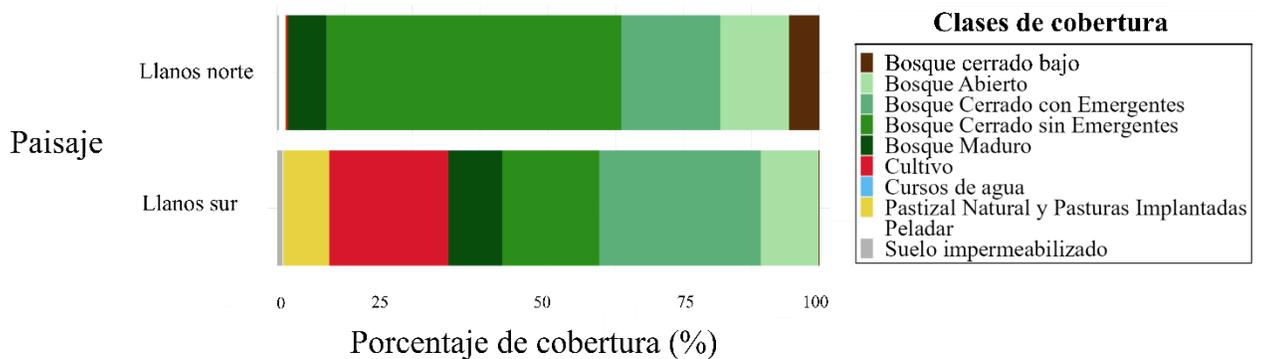


Figura 3.8. Cobertura de las distintas clases (%) en el paisaje de los llanos sur y llanos norte.

3.5.1 Métricas meta-escala de paisaje

En cuanto a los tamaños de parche en el área total, los cultivos presentaron los mayores valores promedio (5,87 ha), seguidos por los bosques cerrados con emergentes (2,22

ha) y sin emergentes (1,07 ha). Los bosques maduros, así como los pastizales naturales y pasturas implantadas, presentaron tamaños de parche considerablemente menores a los cultivos (6,17 y 18 veces más pequeños que los cultivos, respectivamente). Además, el desvío estándar del tamaño de parche fue muy elevado para los bosques cerrados sin emergentes (137,8 ha) y los cultivos (140,5 ha). Las demás categorías de bosque presentaron valores de desviación estándar entre 20,77 ha (bosques abiertos) y 111,88 ha (bosques cerrados con emergentes). Por otro lado, la métrica de número de parches presentó los mayores valores en las clases boscosas (bosque cerrado con emergentes: 80003, bosques cerrados sin emergentes: 80413) y los menores valores en la clase de cultivos (4395). Sin embargo, al ponderar dicha métrica por hectárea, los bosques cerrados con emergentes ($0,8 \text{ n}^\circ\text{parches.ha}^{-1}$), los bosques cerrados sin emergentes ($0,68 \text{ n}^\circ\text{parches.ha}^{-1}$) y los cultivos ($0,12 \text{ n}^\circ\text{parches.ha}^{-1}$) fueron los que presentaron menores valores. Los pastizales naturales y pasturas implantadas presentaron los valores más elevados, con $2,64 \text{ n}^\circ\text{parches.ha}^{-1}$, mientras que los bosques maduros ($1,58 \text{ n}^\circ\text{parches.ha}^{-1}$) y los bosques abiertos ($1,58 \text{ n}^\circ\text{parches.ha}^{-1}$) presentaron los valores intermedios. La densidad de borde de parches (m.ha^{-1}), al igual que el número de parches fue mayor para las coberturas boscosas respecto al resto de las coberturas. Dentro de las categorías boscosas, los bosques cerrados con emergentes ($100,99 \text{ m.ha}^{-1}$) y sin emergentes ($87,3 \text{ m.ha}^{-1}$), presentaron casi el doble de densidad de bordes de parches que los bosques maduros ($42,12 \text{ m.ha}^{-1}$) y abiertos ($55,2 \text{ m.ha}^{-1}$). Los cultivos ($10,19 \text{ m.ha}^{-1}$), los bosques cerrados bajos ($9,38 \text{ m.ha}^{-1}$) y los pastizales naturales y pasturas implantadas ($19,96 \text{ m.ha}^{-1}$) presentaron valores significativamente menores de densidad de bordes de parches (hasta 3 veces menores) que las coberturas boscosas.

3.5.2 Métricas de los paisajes del llano y piedemonte

Las métricas de paisaje mostraron diferencias en las distintas clases del piedemonte y los llanos. De todas las clases presentes en el área de estudio, la clase cultivos del paisaje de los llanos presentó el mayor tamaño de parche (8,28 ha) (Cuadros 3.4; 3.5). Asimismo, dentro de las clases boscosas, el piedemonte presentó un promedio de tamaño de parche 0,51 veces mayor que el paisaje de los llanos. Por otro lado, el tamaño de parche de los bosques cerrados bajos y pastizales naturales y pasturas implantadas fue 1.1 y 1.17 veces % mayor en el paisaje de los llanos que en el piedemonte. La mayor variabilidad en los tamaños de parche se observó en el paisaje de los llanos, especialmente en las clases de cultivos y de bosque

cerrado sin emergentes que fueron hasta 5,8 veces más variables que el resto de las clases. En el piedemonte, la clase más variable fue el bosque cerrado sin emergentes, con valores hasta 4 veces superiores que el resto de las clases (Cuadros 3.4; 3.5). El número de parches ponderado por la superficie de cada paisaje fue superior en los llanos. En general el paisaje de los llanos presentó 0,99 parches por hectárea mientras que el piedemonte 0,8 parches por hectárea. Comparativamente, todas las clases boscosas presentaron mayor número de parches en los llanos, destacándose los bosques cerrados con y sin emergentes (0,24 y 0,22 parches.ha⁻¹ respectivamente), como los que presentaron mayores valores. Asimismo, los bosques abiertos y maduros del piedemonte presentaron los menores valores de número de parches (0,15 parches.ha⁻¹ en ambos casos). Tanto los cultivos como los bosques cerrados bajos presentaron los mismos valores de número de parches en ambos paisajes (0,01 y 0,03 parches.ha⁻¹) mientras que los pastizales naturales y pasturas implantadas de los llanos mostraron 1,57 veces más parches que en el piedemonte.

Cuadro 3.4. Métricas de paisaje de las diferentes clases de cobertura en el paisaje de los llanos: BM (Bosque Maduro), BCCE (bosque cerrado con emergentes), BCSE (bosque cerrado sin emergentes), BA (Bosque Abierto), BCB (bosques cerrados bajos), PNPI (Pastizal Natural y pasturas implantadas), Cultivo. Métricas: Superficie (ha; %); NP (número de parches), NP.ha⁻¹ (número de parches.ha⁻¹); DB (densidad de borde; m.ha⁻¹); TP (tamaño de parches; ha); DTP (desvío estándar tamaño de parche; ha).

Clases de cobertura	BM	BCCE	BCSE	BA	BCB	PNPI	Cultivo
Superficie (ha)	26257	73807,6	111159,4	35942,3	8721,5	13174,8	34372,7
Superficie (%)	8,5	24,0	36,1	11,7	2,8	4,3	11,2
NP	50345	72883	69723	59352	9763	33872	4149
NP.ha ⁻¹	0,17	0,24	0,23	0,2	0,03	0,11	0,01
DB (m.ha ⁻¹)	39,3	97,8	89,7	58,6	10,2	21,5	11,1
TP (ha)	0,52	1,01	1,59	0,61	0,89	0,39	8,3
DTP (ha)	12,6	46,1	267,9	39,5	39	7	250,7

La métrica de densidad de borde de parches fue mayor en los llanos para todas las clases a excepción del bosque maduro y el bosque cerrado con emergentes. El promedio de densidad de borde de parches por clase fue 3 m.ha⁻¹ mayor en los llanos. En ambos paisajes las clases que presentaron menor densidad de borde de parches fueron los bosques cerrados bajos y los cultivos que mostraron una densidad hasta 30 m.ha⁻¹ menor que el resto de las clases. En ambos paisajes los bosques cerrados con y sin emergentes fueron los que

presentaron mayor densidad de bordes, con valores que fueron desde los 89 a los 97 m.ha⁻¹ en los llanos y de 71 y 120 m.ha⁻¹ en el piedemonte (Cuadros 3.5; 3.6).

Cuadro 3.5. Métricas de paisaje de las diferentes clases de cobertura en el paisaje del piedemonte: BM (Bosque Maduro), BCCE (bosque cerrado con emergentes), BCSE (bosque cerrado sin emergentes), BA (Bosque Abierto), BCB (bosques cerrados bajos), PNPI (Pastizal Natural y pasturas implantadas), Cultivo. Métricas: Superficie (ha; %); NP (número de parches), NP.ha-1 (número de parches.ha-1); DB (densidad de borde; m.ha-1); TP (tamaño de parches; ha); DTP (desvío estándar tamaño de parche; ha).

Clase de cobertura	BM	BCCE	BCSE	BA	BCB	PNPI	Cultivo
Superficie (Ha)	9758	27061	5803	2013	117	852	1020
Superficie (%)	20,81	57,70	12,37	4,29	0,25	1,82	2,17
NP	7073	7885	10470	6915	1643	3232	295
NP.ha ⁻¹	0,15	0,17	0,22	0,15	0,03	0,07	0,01
DB (m.ha ⁻¹)	59,85	120,70	71,23	32,70	3,75	9,52	4,01
TP (Ha)	1,38	3,43	0,55	0,29	0,07	0,26	3,42
DTP (Ha)	43,11	177,67	12,42	2,06	0,32	4,24	24,87

3.5.3 Métricas de paisaje zona norte y sur de los llanos

Dentro del paisaje de los llanos, la zona norte y la zona sur mostraron diferencias en las métricas de paisaje (Fig. 3.5 B; Cuadros 3.6 y 3.7). En el caso de los tamaños de parche de las distintas clases, no se presentaron grandes diferencias, a excepción de los cultivos que fueron hasta 100 veces mayores que el resto. Respecto al tamaño de parche de los bosques maduros, fueron 2,93 veces más grandes en la zona norte que en la zona sur. Asimismo, el tamaño de parche de los bosques cerrados con emergentes y los bosques abiertos fue 3,22 y 1,09 veces más grandes en la zona sur que en la zona norte, respectivamente. Los pastizales naturales y pasturas implantadas tuvieron los tamaños de parche más pequeños en la zona norte, mientras que los bosques cerrados bajos presentaron los tamaños de parches más pequeños en la zona sur. El desvío del tamaño de parche presentó valores más altos que los promedios de tamaño de parche, tanto en la zona norte como en la zona sur de los llanos. En promedio, se registraron coeficientes de variación entre el 5% (cultivos en los llanos zona norte) y 132% (bosques cerrados sin emergentes en los llanos zona norte). En la zona sur, los cultivos fueron la clase más variable, cuadruplicando en valor a las clases con menor desvío.

Cuadro 3.6. Métricas de paisaje de las diferentes clases de cobertura en el paisaje de los llanos norte: BM (Bosque Maduro), BCCE (bosque cerrado con emergentes), BCSE (bosque cerrado sin emergentes), BA (Bosque Abierto), BCB (bosques cerrados bajos), PNPI (Pastizal Natural y pasturas implantadas), Cultivo. Métricas: Superficie (ha; %); NP (número de parches); DB (densidad de borde; m.ha⁻¹); TP (tamaño de parches; ha); DTP (desvío estándar tamaño de parche; ha).

Clases de cobertura	BM	BCCE	BCSE	BA	BCB	PNPI	Cultivo
Superficie (Ha)	10964	28095	83743	19571	8543	234	610
Superficie (%)	7,12	18,24	54,37	12,71	5,55	0,15	0,40
NP	24625	37456	33681	21799	7449	2640	66
DB (m.ha ⁻¹)	34,99	85,64	103,13	47,83	19,28	1,56	0,21
TP (Ha)	0,44	0,75	2,49	0,90	1,15	0,09	9,24
DTP (Ha)	11,73	30,22	328,34	59,99	44,61	1,05	43,59

En el caso del número de parches (contemplando todas las clases), la zona sur presentó 36828 parches más que la zona norte (11 % más). En este sentido, en la zona norte, las clases boscosas se diferenciaron del resto, presentando un promedio de 25002 parches mientras que los bosques cerrados bajos, los cultivos y los pastizales naturales y pasturas implantadas, presentaron en promedio, un número de parches 0,4 veces menor (17656). En la zona sur, solo los cultivos presentaron menos de 20000 parches. Comparativamente, la región sur presentó un mayor número de parches de la clase de cultivos (diferencia de 4021 parches) y en la clase de pastizal natural y pasturas implantadas (diferencia de 28586 parches). En el caso de la densidad de borde de parches, la zona sur presentó un mayor valor promedio por clase (41,6 m.ha⁻¹) en comparación a la zona norte (34,52 m.ha⁻¹). Las mayores diferencias entre ambas zonas se observaron para las clases de cultivos y la clase pastizal natural y pasturas implantadas, que presentaron mayores valores en la zona sur respecto a la norte. Los bosques maduros presentaron los valores más altos en la zona sur, triplicando en algunos casos la densidad de borde de otros tipos de bosque. En el caso de la zona norte, los bosques cerrados sin emergentes fueron los únicos que superaron los 100 m.ha⁻¹, mientras que los bosques cerrados bajos de la zona norte duplicaron la densidad de bordes de parches de los bosques cerrados bajos de la zona sur.

Cuadro 3.7. Métricas de paisaje de las diferentes clases de cobertura en el paisaje de los llanos sur: BM (Bosque Maduro), BCCE (bosque cerrado con emergentes), BCSE (bosque cerrado sin emergentes), BA (Bosque Abierto), BCB (bosques cerrados bajos), PNPI (Pastizal Natural y pasturas implantadas), Cultivo. Métricas: Superficie (ha; %); NP (número de parches); DB (densidad de bordes; m.ha⁻¹); TP (tamaño de parches; ha); DTP (desvío estándar tamaño de parche; ha).

Clases de cobertura	BM	BCCE	BCSE	BA	BCB	PNPI	Cultivo
---------------------	----	------	------	----	-----	------	---------

Superficie (Ha)	15285	45660	27392	16349	178	12938	33760
Superficie (%)	9,97	29,77	17,86	10,66	0,12	8,44	22,02
NP	25715	35504	36023	37552	2312	31226	4087
DB (m.ha ⁻¹)	43,47	110,1	76,25	69,46	1,18	41,6	22,02
TP (Ha)	0,59	1,29	0,76	0,43	0,08	0,41	8,26
DTP (Ha)	12,46	54,87	56,15	9,91	1,78	7,24	252,57

3.5.4 Métricas del bosque maduro a meso-escala de paisaje (E₅₀₀₀) y micro-escala de paisaje (E₁₀₀₀)

El tamaño de parche, el número de parches y la densidad de borde de parches de bosques maduros mostraron una relación significativa con el porcentaje de superficie de bosque maduro en las dos escalas de análisis (E₁₀₀₀ y E₅₀₀₀; Fig. 3.9), registrando las variables tamaño de parche y la densidad de borde de parches los valores más altos de R² ajustado. A su vez, las relaciones entre las métricas de paisaje de bosque maduro y la vegetación de reemplazo no mostraron relaciones significativas (valores R² < 0,3). A E₅₀₀₀, los tamaños de parche de los bosques maduros ajustaron a un modelo cuadrático y segmentado (*p*-valor < 0,05) en función de la cobertura de bosque maduro (Fig. 3.9 A) mientras que a E₁₀₀₀, los tamaños de parche de bosque maduro ajustaron a un modelo exponencial y segmentado (*p*-valor < 0,05) en función de la cobertura de bosque maduro, con diferencias entre ambos paisajes (Fig. 3.9 B). Los tamaños de parche máximos de bosque maduro fueron muy superiores en el análisis de E₅₀₀₀, presentando valores 10 veces superiores a los registrados en E₁₀₀₀. Asimismo, los sitios con menor porcentaje de bosque maduro presentaron tamaños de parche hasta 4 veces inferiores en E₅₀₀₀ y 100 veces menores en E₁₀₀₀ en comparación con los sitios más de mayor porcentaje (valores cercanos al 100%). A micro-escala de paisaje (E₁₀₀₀) se registró una respuesta umbral a partir de un 81% de cobertura de bosque maduro más allá del cual el tamaño del parche aumentó de forma exponencial (Fig. 3.9 B). El número de parches de bosque maduro mostró relaciones con el porcentaje de cobertura de bosque maduro, con diferencias entre los paisajes en ambas escalas. En este sentido, el número de parches de bosque maduro ajustó a un modelo logarítmico (E₅₀₀₀ *p*-valor < 0,05; E₁₀₀₀ *p*-valor < 0,05) y segmentado (E₅₀₀₀ *p*-valor < 0,05; E₁₀₀₀ *p*-valor < 0,05) en función de la cobertura de bosque maduro. El cambio de escala de análisis representó un aumento de 18 veces en el promedio del número de parches (19 vs 352), mientras que fue mayor en el paisaje de los llanos para las dos escalas de análisis (a E₅₀₀₀, 162 parches en el piedemonte y 410

parches en los llanos; a E_{1000} , 20 parches en los llanos y 16 parches en el piedemonte). A E_{5000} los sitios con mayor porcentaje de bosque maduro presentaron 472 veces más parches respecto a los sitios con menor porcentaje mientras que a E_{1000} esta diferencia fue mucho menor (1,45 veces mayor). En ambas escalas los 10 sitios con mayor cantidad de parches se registraron en coberturas de bosque maduro de 3 al 10 % (Figs. 3.9 C y D). A su vez, a escala E_{1000} , cuando la cobertura llegó al 100 % el número de parches de bosque maduro se redujo hasta llegar a un parche por cuadrícula (Fig. 3.9 D). La densidad de bordes de parche de bosque maduro presentó diferentes comportamientos en ambas escalas de análisis. A E_{5000} los valores de densidad de borde de parches de bosque maduro se maximizaron ante valores máximos de cobertura de bosque maduro ajustando a un modelo cuadrático ($p\text{-valor} < 0,05$) y segmentado ($p\text{-valor} < 0,05$) sin diferencias entre ambos paisajes. A E_{1000} los valores de densidad de borde de parches de bosque maduro se maximizaron a valores intermedios de porcentajes de bosque maduro ajustando a un modelo cuadrático ($p\text{-valor} < 0,05$) y segmentado ($p\text{-valor} < 0,05$) con diferencias entre ambos paisajes. En promedio las cuadrículas E_{5000} tuvieron 0,16 veces más densidad de bordes de parche de bosque maduro que los sitios analizados a E_{1000} . Asimismo, al igual que para los tamaños de parche, se evidenciaron diferencias entre los paisajes a E_{1000} . En ambas escalas de análisis, los 10 sitios con mayor porcentaje de bosque maduro presentaron mayores valores de densidad de bordes de parche de bosque maduro respecto a los 10 sitios con menor porcentaje de bosque maduro (10 veces en E_{5000} y 50 veces en E_{1000} , Figs. 3.9 E y F).

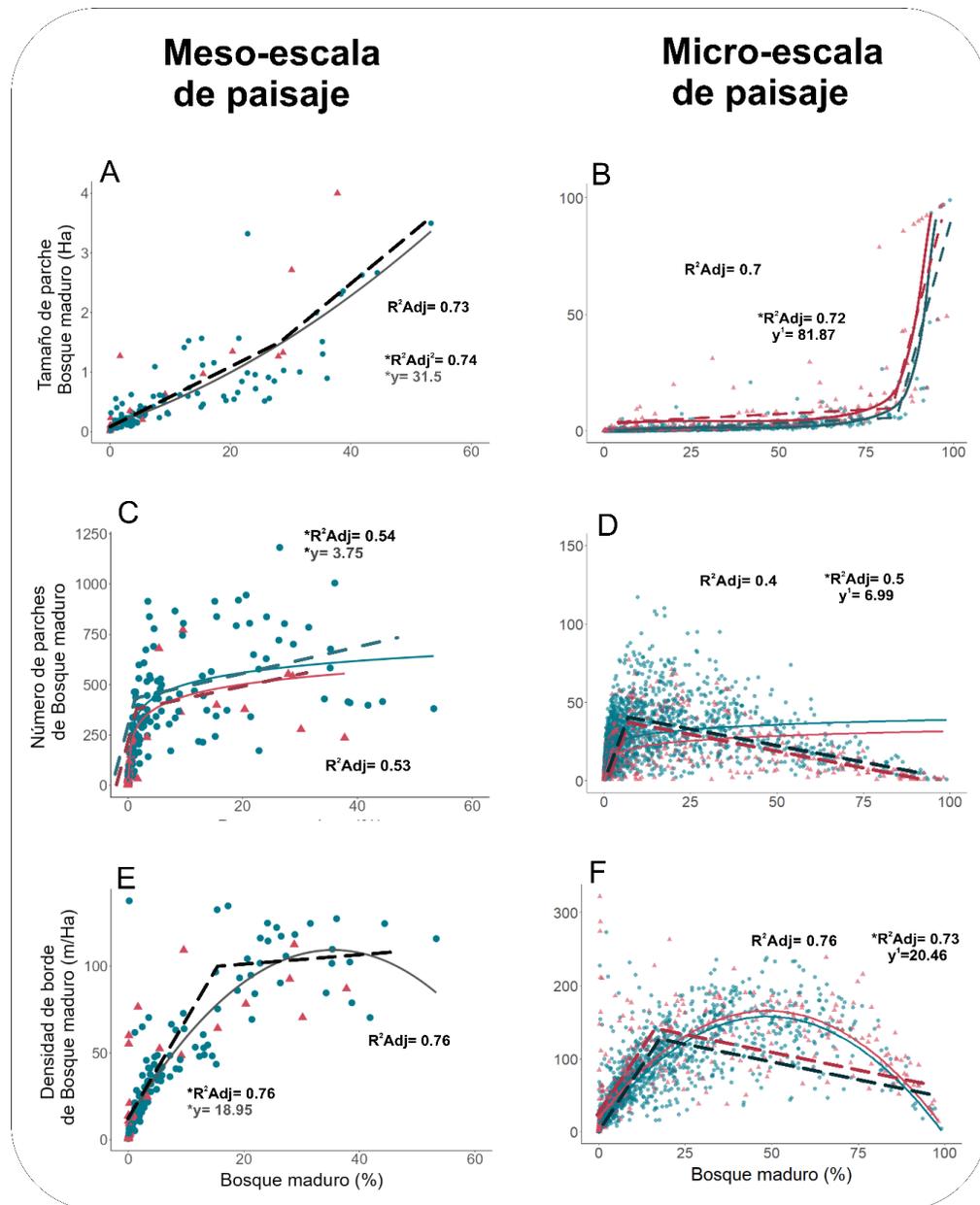


Figura 3.9. Relaciones entre la cobertura de bosque maduro (%) y el tamaño de parche (Ha), el número de parches y densidad de borde de parches (densidad de borde) de los parches de bosque maduro ($m \cdot ha^{-1}$) a meso-escala (E_{5000} : A, C, E) y micro-escala de paisaje (E_{1000} : B, D, F). Los puntos azules representan los valores de las variables para el paisaje de los llanos y los triángulos rojos los valores de las variables para el paisaje del piedemonte. Las líneas rojas representan los modelos ajustados a los sitios de piedemonte, las líneas azules los modelos ajustados a los sitios de los llanos y las líneas grises los modelos ajustados a ambos paisajes. Asimismo, las líneas puntuadas corresponden a modelos segmentados y las sólidas a modelos cuadráticos. Los $*R^2$ representan el coeficiente de determinación ajustado de los modelos segmentados y las “y” el punto de quiebre del modelo. Los R^2 representan el coeficiente de determinación ajustado de los modelos exponenciales, logarítmicos y cuadráticos.

3.5.5 Métricas de la vegetación de reemplazo a meso-escala de paisaje (E_{5000}) y micro-escala de paisaje (E_{1000})

La vegetación de reemplazo mostró relaciones con las métricas de tamaño de parche, número de parche y densidad de borde de la vegetación de reemplazo en las distintas escalas de análisis, siendo los modelos entre la vegetación de reemplazo y el tamaño de parche de la vegetación de reemplazo los que tuvieron mayores valores de R^2 ajustado (Fig. 3.10). A su vez, las relaciones entre las métricas de paisaje de la vegetación de reemplazo y los porcentajes de cobertura de bosque maduro no mostraron relaciones significativas (valores $R^2 < 0,3$). El tamaño de parche de la vegetación de reemplazo se maximizó ante valores elevados de vegetación de reemplazo y presentó diferencias entre los paisajes solo a escala E_{1000} . En ambas escalas, los tamaños de parche ajustaron a modelos cuadráticos (p -valor E_{5000} : $< 0,05$ y p -valor E_{1000} : $< 0,05$) y segmentados (p -valor E_{5000} : $< 0,05$ y p -valor E_{1000} : $< 0,05$). Los sitios con mayor vegetación de reemplazo presentaron tamaños de parche 105 (E_{5000}) y 9458 (E_{1000}) veces más grandes, que los sitios con menor vegetación de reemplazo. A su vez, dentro del análisis a escala E_{1000} los sitios de los llanos presentaron tamaños de parche de vegetación de reemplazo un 79% más grandes que los sitios del piedemonte. Tanto a meso-escala de paisaje como a micro-escala de paisaje se ajustaron regresiones segmentadas, con un punto de quiebre de 62,2% y 87,7 %, respectivamente, a partir del cual aumentó significativamente el tamaño de parche de las zonas con cobertura de especies herbáceas (i.e. sin cobertura de especies leñosas; cultivos y pastizales naturales y pasturas implantadas). La relación entre el número de parches y la vegetación de reemplazo ajustó a un modelo logarítmico (E_{5000} p -valor: $< 0,05$), cuadrático (E_{1000} p -valor: $< 0,05$) y a modelos segmentados (E_{5000} p -valor: $< 0,05$; E_{1000} p -valor: $< 0,05$). En ambas escalas, los valores máximos del número de parches se presentaron en sitios con porcentajes de vegetación de reemplazo entre 5-25%. A escala E_{1000} se observaron diferencias entre paisajes, teniendo los sitios de los llanos en promedio 3 parches más por cuadrícula. Por otro lado, la densidad de borde de parches de vegetación de reemplazo ajustó a modelos cuadráticos (E_{5000} : $< 0,005$ y p -valor E_{1000} : $< 0,005$) y segmentados (E_{5000} : $< 0,005$ y p -valor E_{1000} : $< 0,005$) con diferencias entre paisajes a escala E_{5000} . Asimismo, a escala E_{5000} se observaron los mayores valores de densidad de borde de parches de vegetación de reemplazo en coberturas por debajo del 75%, con los llanos presentando en promedio 5 metros de borde por hectárea. A escala

E₁₀₀₀, los sitios con porcentajes de vegetación de reemplazo entre el 25 y 75% presentaron en promedio 73 m más de borde por ha, que el promedio del resto de los sitios.

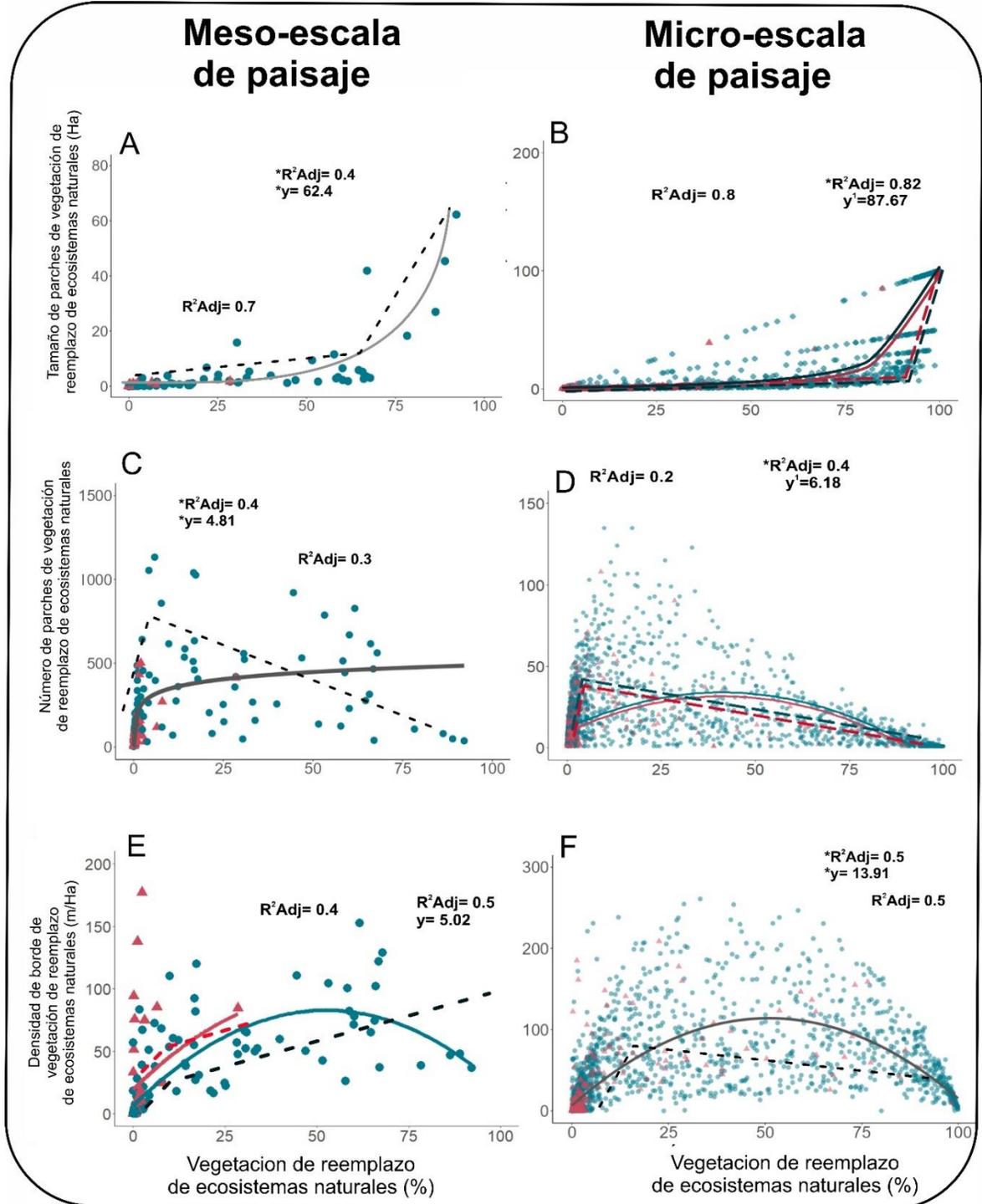


Figura 3.10. Relaciones entre la cobertura de la vegetación de reemplazo (%) y el tamaño de parche (Ha), el número de parches y la densidad de borde de los parches de la vegetación de reemplazo ($m.ha^{-1}$) a meso-escala de paisaje (E_{5000} : A, C, E) y de micro-escala de paisaje (E_{1000} : B, D, F). Los puntos azules representan los valores de las variables para el paisaje de los llanos y los triángulos rojos los valores de las variables en el ecosistema del piedemonte. Las líneas rojas representan los modelos ajustados a los sitios de piedemonte, las líneas azules los modelos ajustados a los sitios de los llanos y las líneas grises los modelos ajustados que incluye a ambos paisajes. Asimismo, con líneas puntuadas corresponden a modelos segmentados y las sólidas a modelos cuadráticos. Los $*R^2$ representan el coeficiente de determinación ajustado de los modelos segmentados y las “y” el punto de quiebre del modelo. Los R^2 representan el coeficiente de determinación de los modelos exponenciales, logarítmicos y cuadráticos.

3.5.6 Índice de heterogeneidad de paisaje a meso-escala de paisaje (E_{5000}) y micro-escala de paisaje (E_{1000})

Por último, la heterogeneidad del paisaje ajustó a un modelo cuadrático y segmentado (E_{5000} : $< 0,05$ y p -valor E_{1000} : $< 0,05$) en función del porcentaje de vegetación de reemplazo, mientras que no presentó relaciones con el porcentaje de bosque maduro. A escala E_{5000} los valores máximos de heterogeneidad se encontraron en sitios que tuvieron entre un 5% a un 60 % de vegetación de reemplazo. Por otro lado, los máximos valores de heterogeneidad en las regresiones cuadráticas se alcanzaron con valores cercanos al 40 % de vegetación de reemplazo. A micro-escala de paisaje se observaron diferencias entre ambos paisajes, teniendo los sitios de los llanos mayor heterogeneidad de paisaje. En promedio, dichos sitios tuvieron un 11% más de heterogeneidad que los sitios de piedemonte (Fig. 3.11 B). Asimismo, a diferencia del análisis a meso-escala de paisaje, a micro-escala de paisaje los sitios de mayor heterogeneidad presentaron un rango más amplio de vegetación de reemplazo (7-71%) (Fig. 3.11 A).

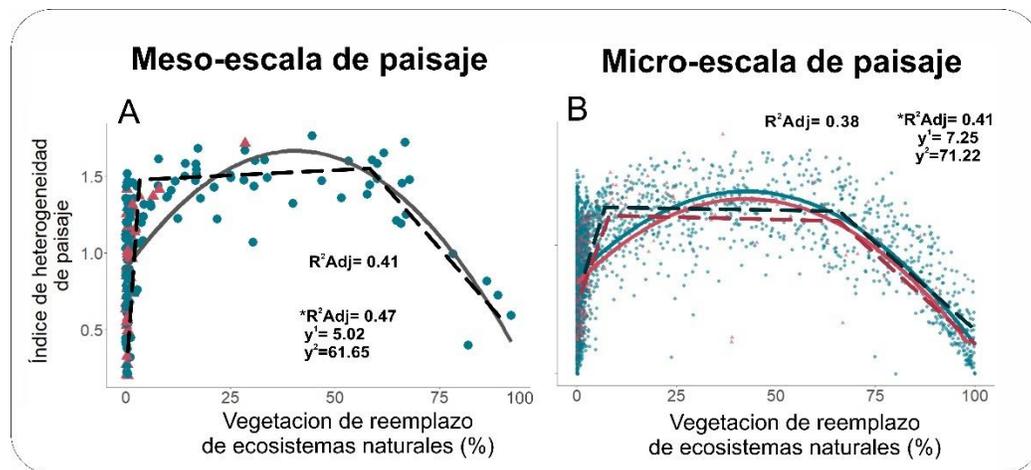


Figura 3.11. Relaciones entre la cobertura de la vegetación de reemplazo (%) y el índice de heterogeneidad de paisaje; (a) Meso-escala de paisaje: E_{5000} , y (b) Micro-escala de paisaje: E_{1000} . Los puntos azules representan los valores de las variables para el paisaje de los llanos y los triángulos rojos los valores de las variables en el ecosistema del piedemonte. Las líneas rojas representan los modelos ajustados a los sitios de piedemonte, las líneas azules los modelos ajustados a los sitios de los llanos y las líneas grises los modelos ajustados para los dos paisajes. Asimismo, las líneas de trazos con línea segmentada corresponden a modelos de regresiones segmentados y las sólidas a modelos cuadráticos. Los $*R^2$ representan el coeficiente de determinación ajustado de los modelos segmentados y las “y” el punto de quiebre del modelo. Los R^2 representan el coeficiente de determinación ajustado de los modelos exponenciales, logarítmicos y cuadráticos.

3.6 DISCUSIÓN

Las predicciones planteadas en este capítulo se cumplieron parcialmente. En primer lugar, el paisaje del piedemonte presentó mayores porcentajes de cobertura de bosque maduro y bosque cerrado con emergentes, con mayores tamaños de parche y densidad de bordes de parches y un menor número de parches que el paisaje de los llanos (predicción 1a). Por otro lado, dentro del paisaje de los llanos, de forma contraria a lo planteado en la predicción 1b, la zona sur presentó los mayores porcentajes de cobertura de bosque maduro con mayores tamaños de parche, número de parches y densidad de bordes de parches. En cuanto a las predicciones de la hipótesis 2, se cumplieron parcialmente. En primer lugar, la vegetación de reemplazo presentó un mayor tamaño de parche y un menor número y densidad de bordes de parches, mostrando una mayor cohesión que las clases de vegetación natural (predicción 2.a). Por otro lado, a escalas de análisis de mayor grano (E_{5000}), tanto los bosques maduros como la vegetación de reemplazo presentaron menores tamaños de parche (promedio) y un mayor número de parches y densidad de bordes de parche (predicción 2b). En el caso de la predicción realizada respecto a las relaciones de métricas de bosque maduro con la cobertura de bosque maduro y vegetación de reemplazo (2c), se cumplió en forma parcial. En ambas escalas de análisis, el tamaño de parche se maximizó a valores elevados de cobertura de bosque maduro mientras que el número y densidad de bordes de parches se maximizaron a valores intermedios (escala E_{1000}) y valores máximos (escala E_{5000}) de cobertura de bosque maduro. Dichas métricas no presentaron relaciones con la cobertura de la vegetación de reemplazo. Por último, las métricas de la vegetación de reemplazo ajustaron a las predicciones en forma parcial presentando relaciones solo con la cobertura de la vegetación de reemplazo. Los tamaños de parches se maximizaron con la cobertura de la vegetación de reemplazo en ambas escalas de análisis, mientras que el número y densidad de bordes de parches de vegetación de reemplazo se maximizaron a valores intermedios (E_{1000}) y máximos (E_{5000}) de cobertura de vegetación de reemplazo.

3.6.1 Mapeo de coberturas de la vegetación y patrones espaciales generales del área de estudio

La clasificación de vegetación mostró parámetros de evaluación que estuvieron por encima de 0,8 tanto para el índice *Kappa* como el *Accuaracy* test. En este sentido al igual

que lo observado en otras investigaciones, la utilización de un mosaico de índices espectrales fue útil para generar un mapa de coberturas (Lamb *et al.*, 2011; Cao *et al.*, 2018; Liu *et al.*, 2019; Zang *et al.*, 2021). El índice más utilizado a la hora de clasificar coberturas de vegetación ha sido el NDVI, pero en la actualidad algunas investigaciones han incorporado una mayor cantidad de índices con buenos resultados (Liu *et al.*, 2019; Zang *et al.*, 2021). Por otro lado, la incorporación de imágenes *RADAR*, también resultó adecuada para la clasificación de coberturas de suelo. Si bien en este trabajo no se evaluó de manera diferenciada el rendimiento de las imágenes *RADAR* para la clasificación, los buenos resultados de la evaluación (asociados a chequeos a campo y con expertos del grupo de trabajo) indicarían que la incorporación de este tipo de información (tanto en banda C como de banda L) es adecuada para clasificar coberturas de vegetación en el Chaco Árido. Resultados similares han sido encontrados en otras investigaciones que evaluaron ecosistemas naturales y agroecosistemas utilizando imágenes *RADAR* de banda L y de banda C (Zang *et al.*, 2019; Busquier *et al.*, 2022). Dentro de la región chaqueña, existen pocas experiencias con buenos resultados en la utilización de este tipo de imágenes para la clasificación de coberturas vegetales (Garay *et al.*, 2022; Kriese *et al.*, 2022). Por otro lado, si bien se han realizado mapeos dentro de la zona de estudio, estos poseen una menor resolución espacial (imágenes Landsat de 30m x 30m), no presentan una diferenciación tan marcada entre las clases de vegetación e, incluso algunos tienen más de diez años de antigüedad (Cabido *et al.*, 2018; Map-Biomas, 2021; Cingolani *et al.*, 2022; IDECOR, 2022). En consonancia con dichas investigaciones, los resultados muestran que quedan muy pocos remanentes de bosque maduro en buen estado de conservación, a pesar de que el área de estudio presenta el mayor porcentaje de esta clase a nivel provincial (Hoyos *et al.*, 2013; Carranza *et al.*, 2015). Los buenos parámetros de evaluación obtenidos hacen de dicho mapa de vegetación una buena herramienta para el manejo de ecosistemas naturales y agroecosistemas a nivel de paisaje.

Respecto a las clases de cobertura del suelo, los bosques presentaron los mayores porcentajes de cobertura, encabezados por los bosques cerrados con emergentes y los bosques cerrados sin emergentes, seguidos por los bosques abiertos y los bosques maduros. Los cultivos y los pastizales naturales y pasturas implantadas presentaron valores de cobertura muy inferiores a las clases boscosas, concentrándose en la zona sur del área de estudio (Figs.

3.6 y 3.8). Dichos resultados están en consonancia con lo observado en otras investigaciones realizadas en la misma gran ecorregión del bosque chaqueño, donde se pudo observar gran heterogeneidad ambiental con un predominio de las clases boscosas secundarias constitutivas de la matriz de paisaje (Cabido *et al.*, 2018; IDECOR, 2022; Map-Biomas, 2021). Dichas clases (bosques cerrados con y sin emergentes), presentarían una amplia distribución debido a la fuerte explotación ganadera y forestal (Carranza *et al.*, 2012; Karlin *et al.*, 2013) y a los incendios forestales (Barchuk & Diaz, 1999; Gonzalez *et al.*, 1999) que han afectado al área de estudio (Fig. 3.6; Cuadros 3.5 y 3.6). Estos disturbios han disminuido los individuos arbóreos de gran porte y aumentado la superficie ocupada por especies de arbustivas generando una matriz con bosques de tipo secundario (Cabido *et al.*, 1994; Coirini & Karlin, 2000). Los bosques maduros se concentraron a lo largo del piedemonte y en la zona sur de los llanos. Dichos sectores, a diferencia de la zona centro y norte del área de estudio, no han sufrido incendios forestales en los últimos 30 años (Marinelli *et al.*, 2019). Asimismo, las condiciones abióticas (mayor humedad en el suelo y mayores precipitaciones) y de manejo (predominancia de producción pecuaria, presencia de áreas protegidas) habrían permitido su conservación hasta la actualidad (Cabido & Pacha, 2002; Karlin *et al.*, 2013; IDECOR, 2020). Sumado a eso, las mayores pendientes (e.g. > 3%) y suelos más pedregosos del piedemonte (respecto a los llanos) determinarían una zona menos propicia para la actividad agrícola con poca capacidad de retención hídrica en los suelos (BAOTCba, 2010; Cavallero *et al.*, 2023). Los bosques abiertos predominaron en la región central del área de estudio (Fig. 3.6), una zona donde predominan los suelos sueltos y arenosos con grandes procesos de erosión hídrica (Cabido *et al.*, 1994; BAOTCba, 2010). Este sector geomorfológico se caracteriza por la presencia de grandes áreas con suelo desnudo (Zak *et al.*, 2019), lo que favorece el desarrollo de este tipo de bosques con grandes interparques entre la vegetación leñosa. Por otro lado, los bosques cerrados bajos cubrieron gran parte del noroeste del área de estudio (Fig. 3.6). Estos sectores presentan bajas precipitaciones y suelos salinos, lo que determinaría una baja capacidad de recuperación post-disturbios. Todo lo anterior, asociado a altas frecuencias de disturbio (ganadería, fuego y sobreexplotación forestal) han mantenido fisonomías de bosque estructuralmente más bajas que zonas más húmedas y menos salinas (ej. zonas ubicadas en las sierras de Pocho) (Cabido *et al.*, 1994; González *et al.*, 1999; Karlin *et al.*, 2013; Zak *et al.*, 2019). Por último, los cultivos predominaron en la parte sur del área

de estudio ocupando casi 34.000 ha. Dichos valores están por encima de lo registrado en otras investigaciones que estimaron una cobertura cercana a las 24.000 ha (Tapella, 2012). Dicha ocupación, que ocurrió en el sur del área de estudio (específicamente en los sectores cercanos a la ciudad de Villa Dolores) se corresponde a la factibilidad y facilidad que brinda la infraestructura de servicios y sistemas de rutas de Villa Dolores (ciudad histórica más grande de la zona, fundada hace 170 años, con estación ferrocarril), y el sistema de riego por canales desarrollado a partir del dique La Viña (Silvetti, 2012). Este proceso de ocupación y avances de la frontera agropecuaria a partir de las ciudades hacia el resto del territorio ha sido un proceso común en muchas regiones del país y del mundo (Manuel-Navarrete et al., 2005). En términos relativos, el piedemonte presentó una mayor proporción de superficie boscosa, y una menor cobertura de cultivos y pastizales naturales y pasturas implantadas respecto a lo observado en el paisaje de los llanos. Asimismo, en los llanos, tanto los cultivos como los bosques maduros ocuparon el sector sur, con porcentajes cercanos al 22% y 30% respectivamente. En el sector norte los bosques cerrados sin emergentes fueron predominantes, ocupando más del 50% de la zona (Fig. 3.6; Cuadro 3.6). Estos patrones de distribución de coberturas, con las zonas de mayor intensificación agropecuaria agrupadas (i.e. cultivos y pastizales naturales y pasturas implantadas) y sectores marginales con actividades productivas ganaderas (i.e. asociado a bosques cerrados sin emergentes), de productos madereros y no madereros son comunes en el Chaco Árido debido a la imposibilidad de realizar cultivos en seco (Martelotto *et al.*, 2005; Tapella, 2012). Otras regiones del Chaco Árido (e.g. provincia de San Luis) presentan patrones de cobertura similares, con sectores agrícolas intensificados a partir del desarrollo de infraestructura para riego por aspersión (Manazza, 2007; Viglizzo *et al.*, 2010), y sitios de ganadería extensiva en matrices boscosas con distinto grado de degradación (Karlin *et al.*, 2013). Estos patrones se diferencian de los encontrados en otras regiones del Chaco que no poseen limitantes hídricas tan marcadas para el establecimiento de intensificación agrícola (Paolasso *et al.*, 2012; Gasparri *et al.*, 2013; Hoyos *et al.*, 2018; Rodríguez *et al.*, 2018).

Los bosques cerrados con y sin emergentes, y los cultivos fueron las clases que presentaron los valores máximos para las medias, los máximos y los desvíos de tamaños de parche (Cuadros 3.5 y 3.6). Dicho patrón fue inverso en el caso del número de parches ponderado por superficie. Los bosques maduros y los bosques abiertos presentaron valores

intermedios para las métricas de tamaño y número de parches ponderado por superficie, mientras que los bosques cerrados bajos y los pastizales naturales y pasturas implantadas presentaron los valores más bajos para las métricas de tamaño de parche y más altos para las métricas de número de parche ponderado por superficie. Asimismo, la métrica de densidad de bordes de parches presentó sus valores más elevados en las clases boscosas (bosques maduros, abiertos, cerrados con y sin emergentes) y los valores más bajos para la clase cultivos. Los bosques cerrados con y sin emergentes fueron las clases con mayor cobertura dentro del área de estudio, constituyendo la matriz del paisaje (Fig. 3.7; Cuadros 3.5 y 3.6). De manera similar a lo observado en otras investigaciones, este tipo de bosques (denominados en algunos casos como matorrales) ocupan cifras superiores al 30% (clases dominantes), constituyéndose así, como la matriz en muchos sectores de la región chaqueña (Frate *et al.*, 2015; de la Sancha *et al.*, 2021; Cingolani *et al.*, 2022). En el caso de los cultivos, los valores de cobertura estuvieron muy por debajo de las clases de bosque cerrado con y sin emergentes, sin embargo, al ser una clase antrópica que por cuestiones de infraestructura y manejo (Martelloto *et al.*, 2005; Tapella, 2012) se ubica agrupada en el área de estudio, los valores de los tamaños de parches fueron más elevados que para los bosques cerrados con y sin emergentes (llegando a tener un promedio de 8,29 ha). Asimismo, la clase de cultivos presentó los valores más bajos de número y densidad de bordes de parches, mostrando una alta cohesión y formas de parche poco irregulares (Cuadros 3.5 y 3.6). En el caso de los bosques maduros presentaron altos niveles de fragmentación, similar a lo observado en otras investigaciones realizadas en el Chaco Seco (Grau *et al.*, 2005, Zak *et al.*, 2008, Hoyos *et al.*, 2013). Dicho proceso de fragmentación estaría asociado a la pérdida del bosque para otros usos del suelo (e.g. cultivos y pasturas) y/o a su degradación por sobreuso ganadero-forestal. Sin embargo, la media del desvío del tamaño de los bosques, fue casi el doble a la observada por Carranza *et al.*, (2015) para el año 2010 (1,38 ha vs 0,71 ha), mientras que la densidad de bordes de parches fue el doble a la encontrada en dicho estudio (23 m.ha⁻¹ vs 42 m.ha⁻¹). Los valores más elevados de tamaño de parche y de densidad de bordes de parches podrían estar vinculados a la disminución de las tasas de deforestación dentro del Parque Chaqueño y a una recuperación de la masa boscosa nativa producto de la sanción de la Ley de Bosques en el año 2010 (Figueroa, 2017). Los bosques maduros evaluados y mapeados en 2019 en este estudio, presentaron valores de densidad de bordes de parches mayores (casi el doble) a los

registrados por Carranza *et al.*, (2015), quienes utilizaron imágenes hasta el año 2010, lo cual podría estar vinculado a la recuperación de los bosques en ciertos sectores (Figs. 3.7 y 3.8; Cuadros 3.5 y 3.6). Por otro lado, los bosques cerrados bajos estuvieron concentrados en el noroeste del área de estudio, en donde mostró los valores más elevados de cobertura y de tamaño de parche. En el resto del paisaje de estudio los parches de bosques cerrados bajos fueron escasos y de tamaño pequeño. Dentro de las clasificaciones realizadas para la zona (IDCOR 2022; Mapbiomas, 2021) este trabajo es el único que diferenció los bosques cerrados bajos del resto de las clases leñosas nativas, lo cual representa información valiosa para la restauración de dichas zonas. Los pastizales naturales y pasturas implantadas se concentraron en la parte sur del paisaje, distribuidos en una gran cantidad de parches de pequeño tamaño. Dicha distribución, se relaciona con la presencia de pequeñas parcelas de siembra de pasturas tales como *Cenchrus ciliaris* (establecimientos agropecuarios; Blanco *et al.*, 2005) y pequeños parches de pastizales nativos intercalados con las clases boscosas, tal como puede observarse en otras regiones del Chaco Árido (Quiroga *et al.*, 2009). Como ya se mencionó anteriormente, esto se corresponde a que existiría una relación entre el “tipo y escala de productor” y su nivel intensificación agropecuaria, es decir, se registrarían productores agrícolas y/o agropecuarios más intensificados en zonas con más accesos a infraestructuras rurales y urbanas (i.e. sector sur del área de estudio) (Figs. 3.7 y 3.8; Cuadros 3.6 y 3.7).

3.6.2 Patrones espaciales a diferentes escalas en los paisajes del piedemonte y el llano

Respecto a las métricas generadas a meso-escala de paisaje (E_{5000}) y a micro-escala de paisaje (E_{1000}), pudo observarse que los patrones espaciales obtenidos cambiaron con la escala de análisis (Figs. 3.9, 3.10 y 3.11). En el caso del tamaño de parche de los bosques maduros, en ambas escalas de análisis las regresiones presentaron un ajuste robusto en la relación con la cobertura de bosque maduro ($R^2_{adj.} > 0,7$; Figs. 3.9 A y B). Los tamaños de parche se mantuvieron bajos por debajo del 30% de cobertura boscosa a escala E_{5000} y del 82 % a escala E_{1000}). Estos resultados permiten inferir algunos parámetros respecto a la cobertura de bosque maduro y tamaños de parche a conservar a diferentes escalas y sus implicancias en el ordenamiento territorial. Uno de los objetivos de la conservación de los bosques y de la Ley de Bosques en Argentina, es conservar parches grandes de bosque nativo. Estos parches proveen mejor calidad de hábitat para la conservación de flora y fauna, al reducir el efecto

borde y maximizar sus funciones ecosistémicas y la provisión de servicios ecosistémicos (Cavallero *et al.*, 2023). En dicho sentido, los resultados indican que, en un ordenamiento territorial y predial, para poder conservar parches de bosques maduros de grandes dimensiones se necesitaría superar ciertos valores de cobertura de bosques. Estos valores dependerán de la escala (meso- y micro- escalas de paisaje) y de contemplar el tipo de productores y predios que componen esos paisajes. Cabe mencionar que el análisis a diferentes escalas justamente pretende evidenciar el problema de analizar sólo un nivel o nivel jerárquico-espacial. Por eso esta tesis evaluó al menos 3 escalas diferentes, para comprender como se relacionan (o no) los patrones espaciales entre las escalas, y qué implicancias tienen estudios a diferentes escalas (esto último se aborda en el capítulo final). Por ejemplo, si tenemos en cuenta la receptividad de los campos del Chaco Árido y la estructura de los productores del área de estudio (sensu Karlin *et al.*, 2004, 2013), podemos establecer como una referencia general para el área de estudio que: el predio de un pequeño productor ganadero puede tener una superficie entre 50 a 300 ha (con 2 o 3 lotes), un productor ganadero mediano entre 500 y 1500 ha (con 4 o 5 lotes); y productor grande entre 3000 y 10000 ha (con más de 10 lotes y mayor infraestructura de manejo). Entonces, una celda de 2500 ha puede representar una escala predial para un productor ganadero grande, o comprender 2 o más productores medianos y/o pequeños. A esa meso-escala, en aquellas celdas con coberturas mayores al 30% se podían tener parches de bosque maduro grandes. Mientras que, a una micro-escala de paisaje, es decir con celdas de 100 ha, pueden representar un lote de un productor mediano o grande o todo un predio de un pequeño productor, y en dichas celdas recién con coberturas de bosques maduros mayor del 80% se tendrían parches grandes. Con lo cual un plan de manejo de conservación y de manejo sustentable (i.e. asociado a Ley de Bosques) debería contemplar la integración de ambas escalas, y la cantidad y los tipos de productores que integran ese paisaje. Es decir, en el estado actual de los bosques, en “un plan hipotético” se deberán priorizar celdas (ej. lotes hipotéticos) que tengan más del 80% de cobertura de bosque nativo destinados a conservación, pero que estén lo suficientemente agrupadas entre sí para que permitan tener a escala de “predios hipotéticos” (i.e. celdas de 2500 ha) un 30 % (o más) de bosque nativo, conformando así parches de bosques grandes. Asimismo, a micro-escala (ej. lotes) tendrán coberturas de otras clases (boscosas y no boscosas), según otros criterios de manejo sustentable. La misma lógica de

ordenamiento se debería tener al momento de realizar un ordenamiento a escala de paisaje que lo integran diferentes predios. Todo esto, obviamente, debe ser planificado en campos reales de producción, con la evaluación de la cobertura y estado de conservación de los bosques (en este caso sólo se ejemplifica a partir de la información que proveen este tipo de métricas de paisaje, evaluadas a diferentes escalas). El promedio de los tamaños de parches presentó valores promedio máximos por celda de 4 ha y 100 ha a meso- y micro-escala de paisaje, respectivamente. Estas diferencias, estarían dadas principalmente por el tamaño y el n° de parches que puede contener cada celda (Figs. 3.9.A, B, C y D). Si bien las celdas de mayor tamaño pueden contener parches más grandes, los altos niveles de fragmentación presentes en el área de estudio (Carranza *et al.*, 2015), generan que a escala E_{5000} exista una mayor cobertura (valores brutos), asociada a un mayor número de parches de pequeño tamaño (i.e. mayor variabilidad de tamaños de parche, con grandes parches, pero también con muchos parches chicos que disminuyen el promedio del TP). La escala E_{1000} , que presenta celdas de menor superficie, contempla sitios que poseen una alta cobertura de bosques maduros y que cubren el 100% de las celdas (100 ha) (Figs. 3.9. B y D).

Por otra parte, los resultados observados, indicarían que el paisaje de los llanos presentaría mayor fragmentación de los bosques maduros que el piedemonte. Esto puede observarse a través del análisis a micro-escala de paisaje en donde el piedemonte presentó tamaños de parche mayores (Fig. 3.9 A), y una menor cantidad de parches que los llanos (diferencias significativas; Fig. 3.9 B). En el caso de la densidad de borde de parches de bosque maduro, que fue mayor en el piedemonte, podría vincularse a una mayor irregularidad en los bordes de los parches presentes en el piedemonte. Por otro lado, la distribución que presentan las métricas de paisaje a escala E_{5000} (Fig. 3.9 A, C y D), se asociaría de los altos niveles de fragmentación que muestra el paisaje en general. La diferencia con la escala E_{1000} es que se registran celdas cubiertas completamente por bosques maduros, mientras que en escala E_{5000} los valores máximos de cobertura varían entre el 40 y 60 %, lo que muestra el alto grado de fragmentación. En dicha escala, las celdas con mayor cobertura boscosa poseen valores bajos de tamaño de parche y altos de número de parches y densidad de bordes de parches. Estos patrones han sido observados en paisajes altamente fragmentados, en donde es necesario contar con un elevado número de parches para tener altos porcentajes de cobertura (Fan & Ding 2016; Zang *et al.*, 2020).

A diferencia de lo observado para las métricas de los bosques maduros (que mostraron diferencias entre los patrones a escala E_{5000} y E_{1000}), la vegetación de reemplazo mostró patrones muy similares para ambas escalas espaciales. Los tamaños de parche se maximizaron con la cobertura del porcentaje de vegetación de reemplazo mostrando un aumento marcado en la métrica a partir del 60%-80% de cobertura del porcentaje de reemplazo de vegetación boscosa por otra vegetación. Esto indicaría que en zonas en donde el reemplazo de los ecosistemas boscosos naturales fue mayor al 60 % en celdas de 2500 ha (meso-escala, ej. escala predial de productor ganadero grande), y de 80 % en celdas de 100 ha (micro-escala, ej. escala de lote productor mediano grande), es a partir de dónde se encuentran los parches grandes de reemplazo, los conglomerados de cultivos y/o pasturas implantadas como en la zona sur (Fig. 3.6). Es decir, en este sector con grandes conglomerados o parches de zonas de reemplazo, dominados por cultivos y pasturas (i.e. en lotes, predios y paisajes) estaría separada la producción de la conservación (Fig. 3.6). En dicha zona se registraron grandes parches de cultivos bajo riego, y también algunos fragmentos pequeños de bosques en buen estado de conservación (Figs. 3.6 y 3.8) (ej. bosques mixtos presentes en el paraje San Miguel; ver capítulo 2, Fig. 2.5). Asimismo, a diferencia de los bosques maduros la vegetación de reemplazo presentó a escala E_{5000} valores bajos de número de parches y densidad de bordes, con elevados valores de cohesión y por ende poca fragmentación de su cobertura (Echeverría *et al.*, 2008). Esta escasa fragmentación, se vincula, como ya se explicitó con anterioridad, a los requerimientos de los cultivos, que necesitan mucha infraestructura (vial y rural) con grandes inputs de agua y energía en esta región del Chaco Seco (Karlin *et al.*, 2013).

Por otro lado, teniendo en cuenta los resultados a meso-escala (E_{5000}) el índice de heterogeneidad del paisaje presentó sus valores más elevados entre el 5% (según regresión segmentada y menos del 50 % (según regresión cuadrática) (Fig. 8.A) para la vegetación de reemplazo en ambos paisajes. Dicho patrón fue similar a micro-escala (E_{1000}) con valores máximos de heterogeneidad de paisaje entre 7 y 50 % de vegetación de reemplazo (Fig. 8.b). Estos resultados se vinculan con la teoría del disturbio intermedio en donde los sitios con niveles de disturbios (i.e. de reemplazo) bajos a intermedios “liberan” recursos (espacio en este caso) para otras especies (clases de vegetación en este estudio) y así presentan una mayor diversidad (heterogeneidad) de especies, pero en este caso sería heterogeneidad o diversidad

de clases de vegetación (Grime, 1973, Connell, 1978). Los sitios que presentan niveles intermedios de vegetación de reemplazo podrían presentar valores elevados de heterogeneidad debido a su ubicación espacial y de manejo agropecuario. En general los sitios con estos valores de cobertura de vegetación de reemplazo se encuentran rodeando a la zona de mayor intensificación agropecuaria, lo cual podría generar un efecto contagio en cuanto a la degradación o pérdida de los ecosistemas naturales. En algunos sistemas ha sido documentado como los sitios cercanos a zonas de intensificación agropecuaria presentan una mayor tasa de disturbios y con ello una modificación de las coberturas naturales de suelo (Ewers & Didham, 2006; Magura *et al.*, 2017). Del mismo modo estas zonas podrían ser sectores que en el pasado hayan presentado algún tipo de uso agropecuario y en la actualidad, debido a la falta de uso presenten algún tipo de cobertura boscosa con distinto grado de degradación o cobertura leñosa (Geri *et al.*, 2010; Lomba *et al.*, 2012). Por otro lado, ese tipo de contagio espacial suele ocurrir como un proceso de avance de las fronteras agropecuarias, en zonas con riego y necesidad de infraestructura, con caminos y tendidos eléctricos, y sistemas de riego, en forma de red o “frontera reticular” como se advierte en la zona sur del área de estudio (Figs. 3.6 y 3.8) (Manazza, 2007; Viglizzo & Jobbagy, 2010). Desde un punto del manejo y conservación, estos resultados (Fig. 3.11) indicarían que, si uno objetivo es maximizar la diversidad de clases a diferentes escalas, para tener diversidad agro-ecológica y de servicios ecosistémicos, esto se lograría sólo con niveles de reemplazo menores al 60 % (o entre 5 como mínimo y 50% de vegetación de reemplazo que sería cuando se obtiene los mayores valores de las métricas de paisaje evaluadas) (Figs. 3.9-3.11). En qué valor entre el 5 % y el 60% (y qué tipo de configuración, ej. tamaño de parche y densidad de borde) se puede reemplazar un sistema (lotes, predios y/o paisaje) es la pregunta clave a responder para proponer un manejo sustentable. Ese aspecto se debería definir en base a cómo ese grado de reemplazo afecta al nivel de funciones ecosistémicas fundacionales (i.e. de soporte y regulación) y a la provisión de servicios ecosistémicos (paisajes). Dichos aspectos se abordarán y discutirán en el siguiente capítulo 4.

Finalmente, es importante remarcar que los resultados de este capítulo representan el primer trabajo que se realiza a nivel regional en la zona de Traslasierra de Córdoba, incorporando métricas de paisaje para los bosques maduros y para el resto de las clases. Este capítulo aporta un aspecto clave: la necesidad de estudiar y evaluar a los sistemas socio-

ecológicos a diferentes escalas espaciales, en donde los procesos ecológicos y antrópicos están íntimamente relacionados. Tanto los aspectos ecológicos (e.g. patrones espaciales de ecología de paisaje o eco-hidrología) como los vinculados a la intensificación agropecuaria (como el avance de la frontera agropecuaria y la deforestación) son procesos espaciales que se deben evaluar a diferentes escalas espaciales teniendo en cuenta la interrelación entre escalas, los tipos de sistemas productivos que integran esos paisajes, y los criterios y valores umbrales de manejo a cada escala, que pueden ser diferentes y a veces contraintuitivos (López *et al.*, en prensa, Peri *et al.*, 2021, 2022). Es necesario tomar decisiones de manejo con mayor conocimiento ecológico y una mayor cantidad de herramientas de gestión, además de tener en cuenta aspectos estructurales-espaciales, funcionales y de provisión de servicios ecosistémicos de los paisajes.

3.7 CONCLUSIONES

En este capítulo se analizaron distintos aspectos relacionados con las configuraciones espaciales a distintas escalas de paisaje. Dentro del área de estudio se pudieron diferenciar y describir las comunidades vegetales a través de un método de clasificación supervisada de la vegetación y el cálculo de diferentes métricas tales como el tamaño de parches, número de parches y densidad de borde de parches para las distintas clases de vegetación. A grandes rasgos se pudo observar un paisaje compuesto por una matriz de bosques secundarios con los mayores porcentajes de cobertura y tamaños de parche, bosques maduros muy fragmentados, concentrados en el piedemonte y en la zona sur de los llanos y, cultivos agrupados en la zona sur del paisaje de los llanos. En términos generales, se pudo observar que las clases de vegetación de reemplazo presentaron mayor cohesión a igual cobertura que las clases de vegetación natural (mayor tamaño de parches y un menor número y densidad de bordes de parches). Por otro lado, los resultados mostraron que las métricas de los bosques maduros no presentan relaciones con la cobertura de la vegetación de reemplazo y viceversa. Asimismo, se observó que, por encima de ciertos porcentajes de cobertura de bosque maduro, hay mayores probabilidades de tener parches grandes de este tipo de cobertura (más del 80% a micro-escala de paisaje y más del 30% a meso-escala de paisaje). Por último, se observó que, para preservar la heterogeneidad de paisaje, los valores de vegetación de reemplazo (cultivos

y pasturas) en un paisaje deberían mantenerse en todos los casos (micro y meso-escala de paisaje) entre un 5 y 60% de cobertura.

CAPÍTULO 4

Intensificación agropecuaria, patrones
espaciales y servicios ecosistémicos en paisajes
boscosos de Traslasierra

4.1 INTRODUCCIÓN

La modificación de los paisajes a nivel global ha generado impactos negativos en los ecosistemas naturales, su funcionamiento y los servicios ecosistémicos que dichos sistemas proveen (Daily, 1997, Chapin *et al.*, 2000; Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Barral *et al.*, 2015; Kubiszewski *et al.*, 2020). Estas modificaciones se han generado como resultado del avance de las fronteras agropecuarias, con pérdida de ecosistemas naturales, en búsqueda de la producción de alimentos de origen animal y vegetal, fibras y combustibles (Power, 2010; Bommarco *et al.*, 2013; Mastrangelo *et al.*, 2014) (Fig. 4.1). Según Constanza *et al.* (2014), el cambio de uso de suelo es uno de los principales causantes de la pérdida de servicios ecosistémicos a nivel global. Asimismo, reportes como el generado por el Convenio de Diversidad Biológica (Secretaría CDB, 2011) explicitan que el cambio de uso de la tierra es el principal causante de pérdida de biodiversidad. A nivel global, debido a los cambios en el uso del suelo se estiman pérdidas de servicios ecosistémicos valuadas entre 4-20 billones de dólares al año, que podrían incrementarse en el futuro debido al cambio climático (Money *et al.*, 2009; Constanza *et al.*, 2014). Asimismo, sólo una parte de los servicios puede valorarse económicamente con lo cual las pérdidas serían aún mayores (Jóbbagy *et al.*, 2011; Carbal-Herrera, 2012).

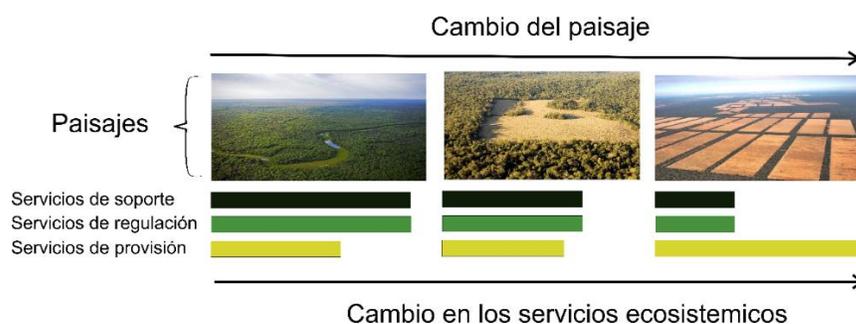


Figura 4.1. Vista aérea de distintos paisajes (ecosistemas naturales y agroecosistemas). Las barras de color verde oscuro, verde claro y amarillo son representaciones clásicas de la cantidad de servicios ecosistémicos provistos por cada paisaje (hacia la izquierda de la figura paisajes poco o nada modificados, hacia la derecha de la figura un agro-paisaje muy modificado).

Estas pérdidas de funciones* y servicios ecosistémicos** a nivel global van en consonancia con lo sucedido en la región del Chaco Seco (Viglizzo *et al.*, 2012). Esta ecorregión atraviesa un periodo de intensificación agropecuaria (para la producción de *commodities*), que puede poner en riesgo la funcionalidad de los agroecosistemas y con ello la provisión de servicios ecosistémicos (FAO, 2009; Laterra *et al.*, 2011; Vallejos *et al.*,

2015). Algunos estudios muestran cómo el reemplazo de bosques nativos dentro del Chaco Seco, ha provocado pérdidas de biodiversidad (Cagnolo *et al.*, 2006; Macchi *et al.*, 2013; Mastrangelo & Gavín, 2014; Torres *et al.*, 2021), cambios en los ciclos hidrológicos a nivel superficial y subterráneo (Marchesin *et al.*, 2013; Giménez *et al.*, 2016; Migliano *et al.*, 2016), incrementos de los procesos de desertificación y pérdida de suelo (Boletta *et al.*, 2006; Verón *et al.*, 2018), y aumentos en las emisiones de carbono desde la vegetación y el suelo a la atmósfera (Abril *et al.*, 2005; Gasparri & Grau, 2009; Baumann *et al.*, 2017; Barral *et al.*, 2020).

En la región chaqueña, hay una escasez de trabajos que aborden el impacto de la intensificación agropecuaria sobre la provisión de servicios ecosistémicos a escala de paisaje. Las evaluaciones existentes se centran en indicadores aproximados de los servicios ecosistémicos, derivados de modelos globales o generados para otros tipos de ecosistemas, lo que puede limitar su representatividad para la región chaqueña (Barral *et al.*, 2020). Esta situación ha motivado la necesidad de desarrollar modelos con un mayor realismo biofísico, utilizando datos primarios regionales, para estimar de manera más precisa la provisión de servicios ecosistémicos. El análisis de estos modelos junto con mapas de cobertura de suelo es crucial para comprender cómo los cambios en el uso de la tierra impactan en los servicios que proporcionan los ecosistemas (Boeremaet *et al.*, 2016). Sin embargo, estas evaluaciones son poco comunes (Rieb *et al.*, 2017) y suelen ser de naturaleza local (escala de lote o predio), lo que limita su aplicabilidad a escalas más amplias, relevantes para la formulación de políticas y la planificación espacial. Por lo tanto, es necesario evaluar la provisión de servicios a nivel de unidad de paisaje (i.e. sitios geomorfológicos), con una buena resolución espacial, y proyectarlas a escalas espaciales mayores, para cuantificar y mapear servicios ecosistémicos a nivel de paisaje.

*Funciones ecosistémicas: un subconjunto de procesos y/o interacciones entre los procesos y estructuras del ecosistema que sustentan su capacidad de proveer bienes y servicios.

**Servicios ecosistémicos: son la multitud de beneficios que la naturaleza aporta para sustentar la vida humana y mejorar la calidad y bienestar de la sociedad. Como ya se definieron en el capítulo 1, se clasifican en servicios de soporte, regulación, provisión y culturales (MEA, 2005).

Dentro del Chaco Árido son pocos los estudios que han cuantificado el impacto de la intensificación agropecuaria sobre la provisión de servicios ecosistémicos a escalas de paisaje o regionales. Si bien muchos trabajos cuantifican los servicios ecosistémicos a escala de lote o unidad de paisaje (Bonino, 2006; Pellegrin *et al.*, 2012; Conti *et al.*, 2018; Lipoma *et al.*, 2019) es necesario, avanzar en análisis que permitan modelar este tipo de información a escalas mayores. Dentro de las estimaciones de servicios ecosistémicos realizadas a escalas regionales, Viglizzo *et al.* (2011) propusieron un conjunto de ecuaciones para estimar el suministro de varios servicios ecosistémicos en toda la Argentina. Por otro lado, Barral y Maceira (2012) utilizaron las ecuaciones para mapear el suministro de servicios ecosistémicos a nivel departamental, utilizando modelos que vinculan datos tomados a campo e información suministrada por imágenes satelitales. Si bien los estudios citados anteriormente son claves en la planificación de manejos productivos sostenibles, es importante generar información que permita establecer umbrales ecológicos a escalas de paisaje, asociados a cambios entre la intensificación agropecuaria y la pérdida de funciones y/o servicios ecosistémicos clave.

Un umbral ecológico es el punto en el que se produce un cambio abrupto en la estructura, la calidad o el funcionamiento persistente de un ecosistema (Roe & Van Eeten, 2001). Esos cambios pueden asociarse con el uso antrópico, como la presión ganadero-forestal o los cambios en el uso del suelo en paisajes naturales. Los grandes cambios o alteraciones en los ecosistemas pueden tener un gran impacto en la sociedad humana y pueden reducir la provisión de servicios de los ecosistemas, como la capacidad de amortiguación de tormentas, la filtración de agua y los beneficios recreativos (Roe & Van Eeten, 2001; López *et al.*, 2011; Peri *et al.*, 2017). Para gestionar adecuadamente manejos sustentables, estableciendo límites a la utilización y/o intensificación agropecuaria, es necesario evaluar los patrones espaciales a diferentes escalas e identificar umbrales de manejo (Bestelmeyer, 2009; López *et al.*, 2011, 2013; Peri *et al.*, 2017). Por lo tanto, en esta tesis, dichos umbrales se identifican a partir de la relación entre variables estructurales, que son fáciles de medir y susceptibles a la intensificación agropecuaria, y proxys de servicios ecosistémicos (Briske *et al.*, 2005, 2006; Bestelmeyer, 2009; Peri *et al.*, 2017).

Muchas iniciativas recomendaron y promovieron el uso de los servicios ecosistémicos para el diagnóstico, planificación y gestión de estrategias de conservación y

productivas (Evaluación de los Ecosistemas del Milenio, 2005; Peri *et al.*, 2021), sin embargo; su uso ha sido limitado en el distrito árido de la región chaqueña (Paruelo *et al.*, 2011; Merenciano-Gonzalez *et al.*, 2018). Por lo tanto, es necesario generar mediciones de variables estructurales que permitan evaluar la provisión de servicios ecosistémicos a nivel de unidad de paisaje (i.e. sitios geomorfológicos), con una buena resolución espacial, proyectarlas a escalas mayores, para cuantificar y mapear servicios ecosistémicos a nivel de paisaje. En este sentido, el uso de herramientas tales como las imágenes satelitales (de tipo óptico y *RADAR* de apertura sintética) y los sistemas de información geográfica (SIG), representan una forma de integrar información generada a distintas escalas para la gestión y manejo de ecosistemas naturales y agroecosistemas (Cavallero *et al.*, 2018; Cavallero *et al.*, 2023).

Como se ha explicitado en los capítulos 2 y 3, a pesar de que una gran cantidad de estudios han descripto la estructura de las comunidades del Chaco Árido, es fundamental cuantificar cómo impacta la modificación de las configuraciones espaciales de la vegetación sobre los servicios ecosistémicos a distintas escalas y bajo diferentes niveles de intensificación agropecuaria. En este sentido, el uso de herramientas de tipo satelital y SIG es clave para determinar cómo las configuraciones espaciales (e.g. tamaños de parche y porcentajes de cobertura) a nivel de paisaje, asociadas al aprovechamiento de bienes ambientales (e.g. madera, leña, forraje), modifican los servicios ecosistémicos clave de soporte y/o regulación (e.g. control de la erosión). Además, es importante detectar si existen respuestas umbrales asociados a la disminución significativa de servicios ecosistémicos clave para el manejo sustentable de los paisajes estudiados.

4.2 HIPÓTESIS

Hipótesis 1) En paisajes del Chaco Árido, la presencia de elevados porcentajes de cobertura y grandes tamaños de parches de bosque maduro favorece el suministro de servicios ecosistémicos de soporte, regulación y provisión. Esto se debe a que las especies de los bosques desempeñan un papel crucial en numerosos procesos y funciones ecosistémicas (e.g. regulación de la erosión hídrica, fijación de carbono).

Predicción 1a) Dentro del Chaco Árido las zonas con mayor cobertura y parches de bosque maduro tendrán una mayor provisión de servicios ecosistémicos de soporte, regulación y provisión, en comparación con los paisajes con menor cobertura y parches de bosque.

Predicción 2b) Dentro del Chaco Árido las zonas con mayor cobertura y parches de vegetación de reemplazo (al implicar su presencia la eliminación de ecosistemas boscosos) tendrán una menor provisión de servicios ecosistémicos de soporte, regulación y provisión, en comparación con los paisajes con menor cobertura y parches de vegetación de reemplazo.

Hipótesis 2) En los paisajes del Chaco Árido, los cambios en variables estructurales podrían inducir cambios no lineales en la provisión de servicios ecosistémicos (e.g. disminución en la cobertura y tamaño de los parches de bosque maduro; y/o aumento en la cobertura de vegetación de reemplazo). Esta hipótesis se sustenta principalmente en dos puntos: (a) que existen estudios, tanto en otros ecosistemas (López *et al.*, 2011 & 2013; Peri *et al.*, 2017) como los resultados encontrados en el capítulo 2, que registraron respuestas no lineales entre servicios ecosistémicos respecto a cambios en variables estructurales de bosques; y (b) el efecto de contagio espacial del proceso de degradación que ocurre entre diferentes escalas (ver más en introducción de capítulo 1), por ejemplo, la interacción entre escalas de sitios y la escala de paisaje (Gunderson & Holling 2002; Turner *et al.*, 2002; Bestelmeyer *et al.*, 2017).

Predicción 2a): Se espera que, ante determinados niveles de pérdida de cobertura de bosque maduro o aumento de los niveles de cobertura de vegetación de reemplazo (zonas intensificadas agropecuariamente), exista un aumento en la tasa de pérdida en los servicios de soporte regulación y provisión.

Predicción 2b): Se espera que, ante la disminución de los tamaños de parche de bosque maduro o aumento de los niveles de cobertura de vegetación de reemplazo (zonas

intensificadas agropecuariamente), exista un aumento en la tasa de pérdida en los servicios de soporte regulación y provisión.

4.3 OBJETIVOS

1. Evaluar la relación entre datos satelitales (de tipo óptico y *RADAR*) y “proxies” de servicios ecosistémicos clave (variables colectadas a campo) dentro del área de estudio.
2. Mapear los servicios ecosistémicos clave de soporte, regulación y provisión a nivel de paisaje dentro del área de estudio.
3. Evaluar la relación entre la cobertura y tamaño de parche de bosque maduro y servicios ecosistémicos clave a diferentes escalas espaciales (100 ha y 2500 ha) dentro del área de estudio.
4. Evaluar la relación entre la cobertura y tamaño de parche de las zonas intensificadas agropecuariamente y servicios ecosistémicos clave a diferentes escalas espaciales (100 ha y 2500 ha) dentro del área de estudio.
5. Determinar si los servicios ecosistémicos clave registran una respuesta umbral ante la variación en cobertura y tamaño de parches de los bosques maduros y las zonas intensificadas, a diferentes escalas espaciales (100 ha y 2500 ha) dentro del área de estudio.

4.4 MATERIALES Y MÉTODOS

4.4.1 Área de estudio:

El área de estudio ya fue descrita en “Materiales y Métodos” de los capítulos 1, 2 y 3.

4.4.2 Esquema general metodológico:

La metodología de este capítulo presentó tres etapas. En primer lugar, se modelaron los servicios de soporte, regulación y provisión a escala de paisaje. Algunos de los modelos se generaron utilizando de manera conjunta los datos tomados a escala de unidad de paisaje (capítulo 2; “proxies” de servicios ecosistémicos) e información satelital (de tipo óptica y *RADAR*), y otros utilizando únicamente información satelital (ítem 4.4.3). En segundo término, a partir de dichos modelos, se mapearon “proxies” de servicios ecosistémicos a escala de paisaje. Por último, para cuantificar el impacto de la intensificación agropecuaria sobre la provisión de servicios ecosistémicos a escala de paisaje (grillas de 100 ha y 2500 ha), se evaluó la relación entre los modelos de “proxies” de servicios ecosistémicos generados (variable respuesta) y las métricas de paisaje de los bosques maduros y la vegetación de reemplazo (variables predictoras: cobertura y tamaño de parche de bosque maduro y vegetación de reemplazo) (Fig. 4.3).

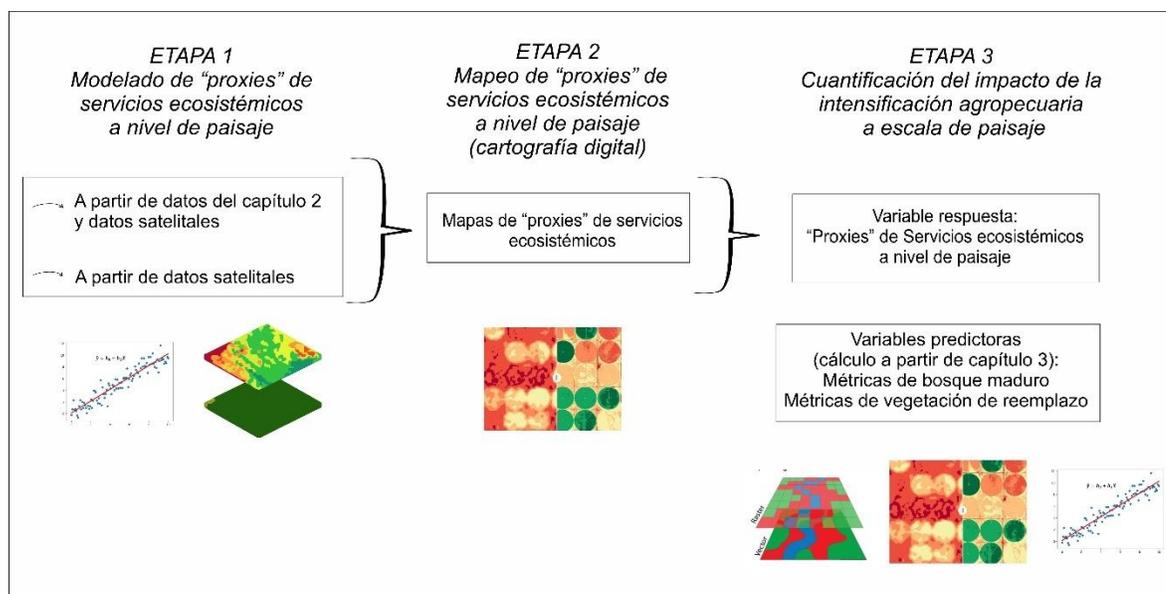


Figura 4.3. Síntesis esquemática de etapas metodológicas del capítulo 4.

4.4.2.1 Escalas de análisis

Al igual que en el capítulo 3, para poder abordar las hipótesis planteadas a diferentes escalas espaciales del paisaje, se calcularon (en toda el área de estudio) las métricas de paisaje (i.e. variables estructurales del paisaje) y se mapearon “proxies” de servicios ecosistémicos a escala regional y también en dos tipos de grillas: una grilla que define una microescala (E_{1000}) y una grilla que define una mesoescala (E_{5000}). La microescala del paisaje E_{1000} se generó con una grilla con celdas de 1000 m por 1000 m (celdas de 100 ha), mientras que para calcular las métricas a mesoescala (E_{5000}) se generó una grilla con celdas de 5000 m por 5000 m (celdas de 2500 ha). La metodología del grillado se describió en el ítem 3.4.2 de Materiales y Métodos del capítulo 3.

4.4.3 Modelado de servicios de soporte, regulación y provisión

Para realizar el modelado de servicios ecosistémicos a escala de paisaje (con “proxies” de servicios ecosistémicos a nivel de paisaje), se utilizaron imágenes *Alos* (Sensor *PALSAR*; Shimada *et al.*, 2014), *Sentinel-1* (Copernicus *Sentinel* data, 2015), *Sentinel-2* y los datos generados a través de fajas y transectas a escala de sitio a campo (ver transectas de 250 m en metodología del capítulo 2). Es decir, en base a los datos obtenidos a escala de sitio (unidad o elemento de paisaje, capítulo 2, Cuadro 4.1) como variable respuesta y datos de sensores remotos como variable explicativa, se modelaron los distintos “proxies” de servicios ecosistémicos a escala de paisaje (en toda el área de estudio y en las grillas de meso- y microescala: ver más adelante). Las imágenes de tipo *RADAR* y ópticas utilizadas se obtuvieron a partir del software *Google Earth Engine* para el período de estudio (años 2018 a 2022). Tanto para las imágenes *Alos PALSAR* (banda L de transmisión *VH*), *Sentinel-1* (banda C de transmisión *HV*) y *Sentinel-2* (bandas ópticas para el cálculo del índice de vegetación de diferencia normalizada) se generaron mosaicos con los productos disponibles entre las fechas de estudio (para más información ver metodología del capítulo 3). Los valores de las bandas y los índices obtenidos a partir de las imágenes satelitales (banda L de imágenes *RADAR*, banda C de imágenes de *RADAR*, índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI), coeficiente de variación del NDVI, índice de control de la erosión) son herramientas ya evaluadas y probadas para monitorear y mapear la vegetación y su estado de conservación en comunidades vegetales de ecosistemas chaqueños, lo que permite asociarlos con otras

variables funcionales (Paruelo *et al.*, 2016; Baumann *et al.*, 2018; Garay *et al.*, 2022) (Fig. 4.2). Asimismo, los datos provistos por imágenes de *RADAR* se han utilizado para hacer estimaciones de distintos servicios ecosistémicos, tanto en agroecosistemas como en ecosistemas naturales (Cazcarra-Bes *et al.*, 2017; Tello *et al.*, 2018; Zhou *et al.*, 2019; Yang *et al.*, 2019; Nguyen *et al.*, 2022). De esta manera, en los sitios donde se realizaron las fajas y transectas de muestreo del capítulo 2, se definieron polígonos de 250 m x 10 m (ver Materiales y Métodos en capítulo 2), con dichos valores de bandas e índices, obtenidos en esos polígonos de 2500 m², se ajustaron modelos lineales generales. Para dichos modelos se tomaron como variables predictoras a la banda L de transmisión *VH* (*ALOS PALSAR*), a la banda C de transmisión *HV* (*Sentinel-1*) y a las bandas ópticas para el cálculo del NDVI (*Sentinel-2*) (la variable predictora varía según el modelo), y como variables respuesta al resto de los indicadores (i.e. “proxies”) de servicios ecosistémicos clave tomados a nivel de unidad de paisaje (nivel de sitio) según el Cuadro 4.1 (Fig. 4.4). Una vez realizados los distintos modelos para cada “proxy” de servicio ecosistémico (3 modelos por “proxy”), se seleccionaron aquellos que presentaron los menores valores del Criterio de Información de Akaike (AIC). Utilizando los modelos ajustados, a partir del software “*Qgis*” y la herramienta de *calculadora ráster*, se espacializaron valores de “proxy” de servicios ecosistémicos generando, mapas para toda el área de estudio. El mapeo de ciertas variables tales como el NDVI promedio, el coeficiente de variación del NDVI, el índice de control de erosión y el NDVI de las especies herbáceas, se obtuvo directamente de imágenes satelitales (Cuadro 4.1; Fig. 4.4). En el Cuadro 4.1 se especifican dos indicadores (“proxies”) nuevos evaluados en este capítulo, el “Índice de control de erosión” adaptado de la metodología *ECOSER* (Larreta *et al.*, 2011), y el de oferta de especies herbáceas forrajeras basado en el uso de NDVI de imágenes satelitales siguiendo la metodología propuesta por Blanco *et al.* (2017). El índice de control de erosión se obtuvo a partir del índice propuesto por el protocolo *ECOSER* para la valuación de servicios ecosistémicos (Larreta *et al.*, 2011). Dicho índice combina los “proxies” de biomasa, variación anual de la biomasa, y la pendiente (calculada en porcentaje; %) del sitio de estudio (ver fórmula Cuadro 4.1). Si bien el índice propuesto en la metodología del protocolo *ECOSER* utiliza como “proxy” de biomasa al índice NDVI, en este caso se la reemplazó por la banda L (*VH*) de la imagen *Alos PALSAR 2*. El índice NDVI promedio y el coeficiente de variación del NDVI del área de estudio (“proxy” de

servicio ecosistémico de soporte y regulación; Cuadro 4.1) se calculó a partir de valores del índice NDVI entre los años 2018 y 2022 (mosaico de 48 imágenes de promedio mensual). Dicho cálculo se generó a partir de las bandas de rojo e infrarrojo cercano de las imágenes Sentinel 2A comprendidas entre dichos años. Por último, el índice NDVI de áreas dominadas por especies herbáceas forrajeras (“*proxy*” de servicio ecosistémico de provisión, Cuadro 4.1), se calculó a partir de la separación espacial de la productividad herbácea y leñosa. Utilizando el cálculo del índice NDVI entre los años 2018 y 2022 (mosaico de 48 imágenes) se seleccionaron aquellos píxeles que tuvieron valores mínimos inferiores a 0,12 y de coeficiente de variación de NDVI superiores al 50% para generar una capa mascara de zonas dominadas por productividad herbácea (separación entre productividad leñosa y herbácea). Dentro de la capa mascara generada, se calculó el NDVI promedio para estimar la productividad de las zonas con predominancia de productividad herbácea (Blanco *et al.*, 2017).

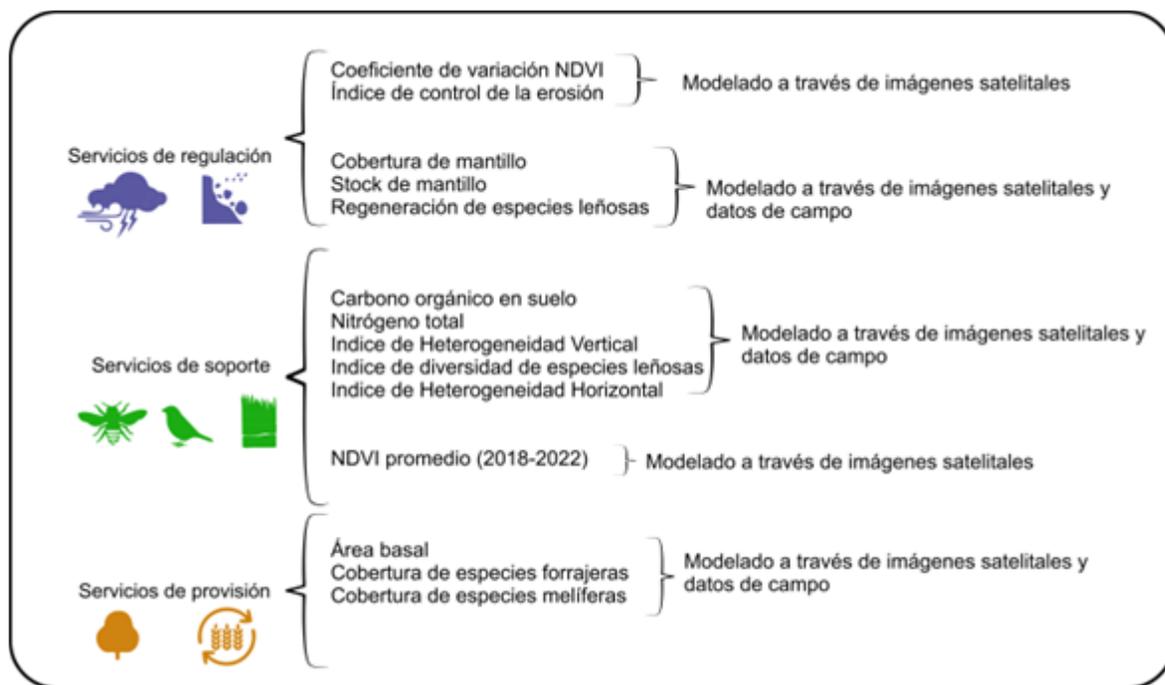


Figura 4.4. En la figura se muestran un resumen de la estructura empleada para el modelado de los distintos “proxies” de servicios ecosistémicos (provisión, regulación y soporte) a nivel de paisaje con los cuales se generó cartografía digital (capas de información geográficas).

Cuadro 4.1: Indicadores o “proxies” de servicios ecosistémicos asociados a variables indicadoras de estructura a escala de paisaje. Dichos indicadores, fueron utilizados para modelar los servicios ecosistémicos a escala de paisaje (junto con datos satelitales). La clasificación e indicadores utilizados se basaron en Peri et al. (2017) y en Millennium Ecosystem Assessment (2005).

SERVICIOS ECOSISTÉMICOS		INDICADOR	MODELO GENERADO A PARTIR DE:
SERVICIOS DE SOPORTE (Necesarios para el sustento de todos los demás servicios ecosistémicos)	<i>Formación de suelos, ciclado de nutrientes y producción primaria neta.</i>	Stock o concentración de carbono orgánico de suelo (% o Tn C.ha-1).	Variable respuesta: medición a campo (ver procedimiento de muestreo en capítulo 2). Variable predictora: Índice espectral (óptico o RADAR).
		Stock o concentración de nitrógeno en suelo (%)*.	Variable respuesta: medición a campo (ver procedimiento de muestreo en capítulo 2). Variable predictora: Índice espectral (óptico o RADAR).
		Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI)	NDVI promedio 2018/2020 (Imágenes Sentinel-2A)
	<i>Hábitat para poblaciones de especies residentes y transitorias</i>	Índice de Heterogeneidad Vertical de Vegetación (ver procedimiento de cálculo en capítulo 2)	Variable respuesta: medición a campo (ver procedimiento de muestreo en capítulo 2). Variable predictora: Índice espectral (óptico o RADAR).
		Índice de Heterogeneidad Horizontal de Vegetación (ver procedimiento de cálculo en capítulo 2)**.	Variable respuesta: medición a campo (ver procedimiento de muestreo en capítulo 2). Variable predictora: Índice espectral (óptico o RADAR).
	<i>Diversidad biológica.</i>	Índice de diversidad de Shannon (especies vegetales leñosas; ver procedimiento de cálculo en capítulo 2)**.	Variable respuesta: medición a campo (ver procedimiento de muestreo en capítulo 2). Variable predictora: Índice espectral (óptico o RADAR).

SERVICIOS DE REGULACIÓN	<i>Resiliencia del bosque frente a disturbios naturales y/o antrópicos</i>	Densidad de regeneración de especies clave y/o fundacionales de 3 estadios importenates para sobrevivencia (# Plántulas/ha/año, # Renovales instalados/ha/año; respectivamente) (Cavallero <i>et al.</i> , 2018; ver procedimiento muestreo capítulo 2) *.	Variable respuesta: medición a campo (ver procedimiento de muestreo en capítulo 2). Variable predictora: Índice espectral (óptico o <i>RADAR</i>).
		Coefficiente de variación Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada	Coefficiente de variación NDVI 2018/2020 (Imágenes <i>Sentinel-2A</i>)
	<i>Control de la erosión: capacidad de retención de suelo, agua y materia orgánica dentro del ecosistema.</i>	Índice de control de erosión	Índice de control de erosión (CE = Biomasa x (1 -CV- Biomasa) x (1 -pendiente)). Se utilizó como "proxy" de biomasa a la banda L (VH) de la imagen <i>Alos PALSAR</i> . El "proxy" de pendiente se tomo del (ASTER Modelo Digital Global de Elevación) Índice adaptado <i>ECOSER</i> (Larreta <i>et al.</i> , 2011) *****.
	<i>Regulación hídrica y ciclado de nutrientes</i>	Cobertura de mantillo (%) (como "proxy" de capacidad de acumulación o de erosión de mantillo, i.e. cuando hay erosión lo primero que se pierde es la cobertura de mantillo, Ludwing <i>et al.</i> , 2005) *.	Variable respuesta: medición a campo (ver procedimiento de muestreo en capítulo 2). Variable predictora: Índice espectral (óptico o <i>RADAR</i>).

		Stock de mantillo (ton.ha-1) *. (como principal input o ingreso al suelo para el ciclado de nutrientes, Tongway y Hindley, 2000; Tongway <i>et al.</i> , 2011) ****.	Variable respuesta: medición a campo (ver procedimiento de muestreo en capítulo 2). Variable predictora: Índice espectral (óptico o <i>RADAR</i>).
SERVICIOS DE PROVISIÓN	<i>Producción Forestal</i>	Área basal (m ² .ha ⁻¹) *.	Variable respuesta: Área basal (m ² .ha ⁻¹) *. Variable predictora: Índice espectral (óptico o <i>RADAR</i>).
	<i>Producción forrajera y de alimentos</i>	Cobertura de especies leñosas que proveen forraje al ganado (ver especies en el Anexo, Cuadro S2.1.1; %) *.	Variable respuesta: medición a campo (ver procedimiento de muestreo en capítulo 2). Variable predictora: Índice espectral (óptico o <i>RADAR</i>).
		Cobertura de especies herbáceas forrajeras (ver especies en el Anexo, S2.1.1; %) (puntos de muestreo (transectas) generados en temporada de crecimiento (de diciembre a abril)) *.	Variable respuesta: medición a campo (ver procedimiento de muestreo en capítulo 2). Variable predictora: Índice espectral (óptico o <i>RADAR</i>).
		Promedio NDVI (2018/2020) de áreas dominadas por especies herbáceas forrajeras (Blanco <i>et al.</i> , 2017) ***.	Promedio NDVI (2018/2020) en zonas con dominancia de especies herbáceas (Blanco <i>et al.</i> , 2017) ***. Separación de tipos funcionales leñosos y herbáceos a partir de mínimos y coeficiente de variación del NDVI (zonas con especies herbáceas con mínimos de NDVI inferiores a 0.12 y coeficiente de variación superior a 0.5).
		Cobertura de especies leñosas melíferas (ver especies en el Anexo, S2.1.1; %) *.	Variable respuesta: medición a campo (ver procedimiento de muestreo en capítulo 2). Variable predictora: Índice espectral (óptico o <i>RADAR</i>).

*Variables estructurales y funcionales evaluadas a partir de las transectas de muestreo (ver en Materiales y métodos del capítulo 2 -ítem 2.4.3 Procedimiento de muestreo).

**Índices calculados a partir de las variables tomadas a campo en las transectas de muestreo (ver fórmulas en Materiales y métodos del capítulo 2 -ítem 2.4.4 Cálculo de índices integradores).

***Índices calculados a partir de imágenes satelitales de tipo ópticas y RADAR.

***Los valores de la variable stock de mantillo para los cultivos, se obtuvieron del trabajo de Conti *et al.* (2014).

4.4.4 Métricas de bosque maduro y vegetación de reemplazo, y servicios ecosistémicos clave.

Para evaluar si la configuración espacial de la vegetación se relaciona con indicadores de servicios ecosistémicos clave, y determinar si los servicios ecosistémicos clave registran una respuesta umbral ante la variación en el porcentaje y tamaño de parche de bosque maduro y la vegetación de reemplazo se ajustaron Modelos Lineales (ML) y Modelos Lineales Generalizados (MLG). En estos modelos se incluyeron como variables predictoras al porcentaje y tamaño de parche del bosque maduro y de la vegetación de reemplazo a nivel de paisaje (ver cálculo en Materiales y Métodos del capítulo 3 – ítem 3.4.4 – Análisis de métricas de paisaje); y como variables respuesta a los indicadores (i.e. “proxies”) de servicios ecosistémicos clave (especificados en el Cuadro 4.1). Los valores de las variables (predictoras y respuesta) se estimaron (métricas de paisaje) y promediaron (“proxies de servicios ecosistémicos”) para las grillas de meso-escala (E_{5000}) y micro-escala (E_{1000}) (ver cálculo en Materiales y Métodos del capítulo 3 – ítem 3.4.4 – Análisis de métricas de paisaje) para evaluar si existen cambios (en la relación entre variables) ante un cambio de escala espacial en los paisajes del Piedemonte y del Llano. Se utilizó la distribución Gaussiana o de Poisson (función de enlace identidad o log, respectivamente) dependiendo de la distribución de los errores de la variable respuesta (Zuur *et al.*, 2009). Es importante aclarar que las variables predictoras y respuesta, corresponden a distintos tipos de información. Las primeras corresponden a variables vinculadas a la configuración del paisaje (de clases de vegetación discretas) y las segundas a variables continuas que son “proxies” de servicios ecosistémicos.

Por otro lado, para evaluar si la respuesta de los indicadores de servicios ecosistémicos clave en respuesta a las variables de configuración espacial de la vegetación es de tipo umbral, se ajustaron regresiones segmentadas utilizando el paquete *segmented* del programa R (*piecewise regressions, sensu* metodología utilizada en Clements *et al.*, (2010), Ficetola & Denoel (2007), López *et al.*, (2013)). Los MLG se ajustaron utilizando el paquete *glmmADMB* (Fournier *et al.*, 2012) del programa R. Además, se utilizó el paquete *nmle* y la función *gls* para contemplar la autocorrelación espacial de los residuos en los modelos generados. Con la misma finalidad que en el capítulo 2, se ajustaron regresiones segmentadas

para establecer si existen valores umbrales o rangos de valores, de alteración de la configuración en los porcentajes de vegetación leñosa y tamaños de parches, más allá del cual se afectan significativamente a servicios ecosistémicos clave. Esta información será sumamente útil para determinar los porcentajes y tamaños mínimos de parche que se deberían conservar en bosques en el área de estudio para aprovechamiento maderero y/o los porcentajes y tamaños de parches de intensificación agropecuaria que se podrían implementar en el área de estudio antes de afectar significativamente a algunos servicios ecosistémicos clave evaluados. Para considerar la correlación espacial de las variables de los “proxies” de servicios ecosistémicos mapeados, se verificaron los posibles tipos de autocorrelación espacial ajustando, a cada modelo, estructuras de correlación espacial mediante mínimos cuadrados generalizados (GLS). Para cada variable, se ajustaron cuatro modelos GLS que incluían estructuras de correlación alternativas: exponencial, gaussiana, esférica y cuadrática racional (Zuur *et al.*, 2009; R software v. 3.2, paquete *nlme*). Asimismo, se calculó el criterio de información de Akaike (AIC) para cada modelo GLS y se seleccionó el modelo con el AIC más bajo, el cual se comparó con un modelo sin estructura de correlación espacial mediante ANOVA (Zuur *et al.*, 2009).

4.5 RESULTADOS

Dentro de los resultados, se expondrán, en primer lugar, aquellos referidos al modelado de servicios ecosistémicos de soporte, regulación y provisión, y luego las relaciones de dichos modelos con las métricas de cobertura y tamaño de parche de los bosques maduros y la vegetación de reemplazo.

4.5.1 Modelado de servicios de soporte

En base a los resultados obtenidos, se determinó que el uso de las imágenes ópticas y de tipo *RADAR* fue efectivo para el modelado de servicios de soporte, regulación y provisión. En el caso de los servicios de soporte, las variables de heterogeneidad vertical, el carbono orgánico y el nitrógeno total del suelo (0-10 cm) ajustaron a modelos cuadráticos, sin diferencias entre los paisajes, con la banda L (*VH*) de la imagen *RADAR Alos PALSAR*. Dichos modelos presentaron valores de R^{2adj} elevados (Figs. 4.4 A, C y E; Fig. 4.5; $p\text{-valor}^{het.vertical} < 0,005$; $p\text{-valor}^{carbono} < 0,005$; $p\text{-valor}^{nitrogeno} < 0,005$). En promedio, los sitios que tuvieron valores mayores a -17 decibeles (dB) presentaron 6,75 veces más heterogeneidad vertical y 0,91 veces más carbono orgánico y nitrógeno total. Por otro lado, tanto el índice de heterogeneidad horizontal como la diversidad de especies leñosas mostraron relaciones significativas con la banda C (*HV*) de la imagen *Sentinel-1* (Figs. 4.5 B y D; $p\text{-valor}^{het.horizontal} < 0,005$; $p\text{-valor}^{div. sp. leñosas} < 0,005$). En el caso del índice de heterogeneidad horizontal y la diversidad de especies leñosas presentaron sus valores máximos a valores sub máximos de la banda C (*HV*) de la imagen *Sentinel-1*. Los sitios que presentaron valores entre -17 y -18 dB presentaron 0,31 veces más de heterogeneidad horizontal y 0,38 más diversidad de especies leñosas que el resto de los sitios. Dentro del área de estudio, se observó que los sitios ubicados al este (piedemonte) y al centro (por fuera del área cultivada) fueron los que presentaron mayores valores del índice de heterogeneidad vertical, el carbono orgánico y el nitrógeno total (Figs. 4.6 B, D y E). Asimismo, la zona norte del área de estudio mostró los valores más altos de heterogeneidad horizontal y diversidad de especies leñosas (Figs. 4.6 A y C). En el sector sur del área de estudio se observaron los menores valores para estas variables, excepto en algunos parches a escala de unidad de paisaje en donde aún todavía se conservan valores altos para estas variables (Figs. 4.6 A y C).

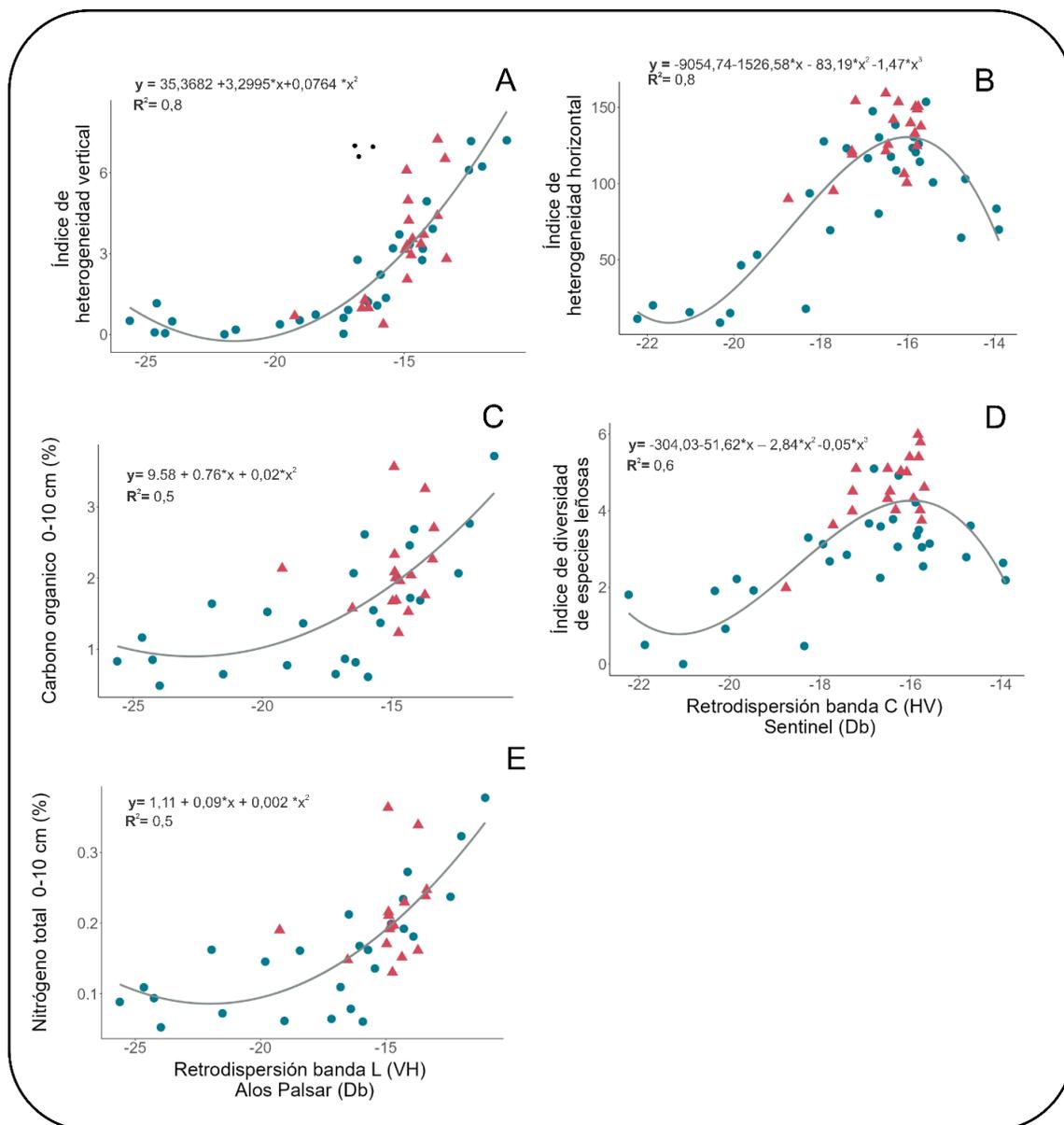


Figura 4.5. Modelos para las relaciones entre servicios ecosistémicos de soporte y la banda C (HV) de la imagen Sentinel-1 y la banda L (VH) de la imagen Alos PALSAR. A) Relación entre el índice de heterogeneidad vertical y la retrodispersión banda L (VH) de la imagen ALOS PALSAR (dB). B) Relación entre el índice de heterogeneidad horizontal y la retrodispersión de la banda C (HV) de la imagen Sentinel-1 (dB). C) Relación entre el carbono orgánico del suelo (0-10 cm; %) y la retrodispersión de la banda L (VH) de la imagen Alos PALSAR (dB). D) Relación entre el índice de diversidad de especies leñosas y la retrodispersión de la banda C (HV) de la imagen Sentinel-1 (dB). E) Relación entre el nitrógeno total de 0-10 cm (%) del suelo y la banda L (VH) de la imagen ALOS PALSAR (dB). Las líneas negras representan los modelos ajustados a la relación entre las distintas variables.

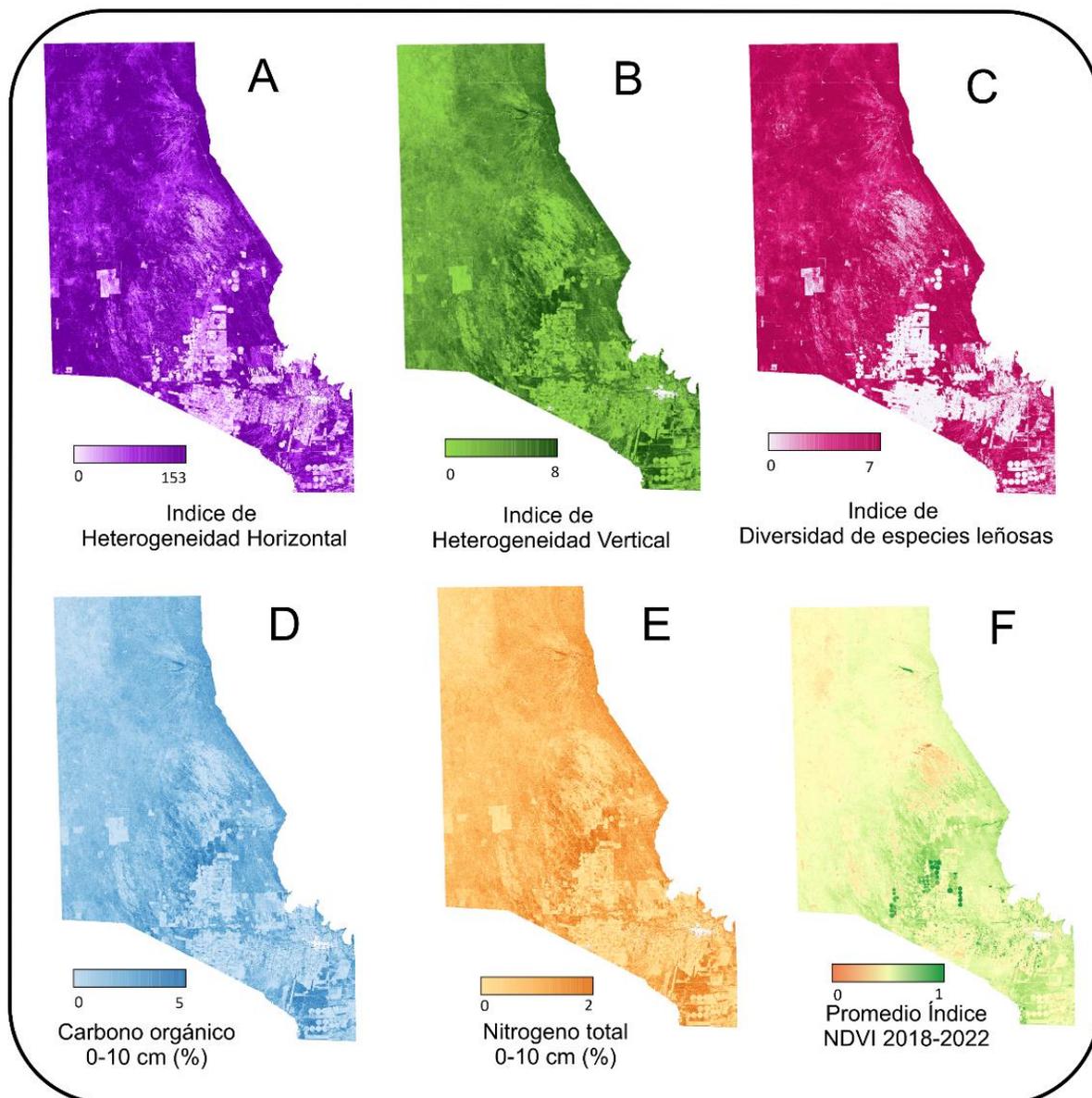


Figura 4.6. Las distintas figuras muestran el mapeo de los servicios ecosistémicos de soporte dentro del área de estudio. A) Índice de heterogeneidad horizontal (basado en modelos de la figura 4.4.A). B) Índice de heterogeneidad vertical (basados en modelo de la figura 4.4.B). C) Índice de diversidad de especies leñosas (basado en modelo de la figura 4.4.D). D) Carbono orgánico del suelo 0-10 cm (%) (basado en modelo de la figura 4.4.C). E) Nitrógeno total del suelo 0-10 cm (%) (basado en el modelo de la figura 4.). F) Promedio índice de vegetación de diferencia normalizada (año 2018-2022).

Los valores más elevados para la variable de promedio del NDVI (Fig. 4.6 F) se observaron en el centro-sur y norte del área de estudio. Asimismo, los valores más bajos se encontraron al oeste y en el sector centro-norte del área de estudio (Fig. 4.6 F).

4.5.2 Modelado de servicios de regulación

Para los servicios de regulación, las variables de cobertura de mantillo (%), stock de mantillo ($\text{ton}\cdot\text{ha}^{-1}$) y regeneración de especies forestales ($\text{plántulas}\cdot\text{ha}^{-1}$) presentaron relaciones positivas con la banda C (HV) de la imagen *Sentinel-1*. La cobertura de mantillo ajustó a un modelo lineal ($p\text{-valor} = 0,04$) con el NDVI, mientras que el stock de mantillo ajustó a uno cúbico ($p\text{-valor} = 0,002$) con la banda C (HV) de la imagen *Sentinel-1* (Figs. 4.7 A y B). Los sitios con mayores valores de decibeles (superiores a -15) presentaron en promedio un 107% más de cobertura de mantillo y un 536% más de peso seco de mantillo en relación con los sitios de menores decibeles (menores a -20 dB). Asimismo, la cobertura de mantillo mostró sus valores más elevados en la zona centro y sur del área de estudio (llanos), con valores máximos cercanos al 100% de cobertura (Fig. 4.9 A). Por otro lado, el peso seco de mantillo arrojó sus valores máximos en la zona centro y en el piedemonte, con valores máximos que rondaron las $400 \text{ ton}\cdot\text{ha}^{-1}$ (Fig. 4.7 B). Los valores más bajos de ambas variables se presentaron en la zona centro, mientras que los valores intermedios estuvieron concentrados en la zona noroeste del área de estudio. Otras de las variables que se modeló, fue la regeneración de especies leñosas ($\text{plántulas}\cdot\text{ha}^{-1}$) que ajustó a un modelo cuadrático positivo con la banda L (HV) de la imagen *Sentinel-1* (Fig. 4.8). Asimismo, en sitios con valores superiores a -16 (dB) hubo 1.36 veces más regeneración que en el resto de los sitios. Esta variable, mostró sus valores más elevados en el centro del área de estudio y valores submáximos en sectores de piedemonte (Fig. 4.9 C). Los valores más bajos, al igual que el resto de los “proxies” de servicios de regulación, pudieron observarse en el sur del área de estudio, y en algunos sectores del centro (Fig. 4.9 C). Por otro lado, para los servicios de regulación, se mapearon las variables de control de la erosión y el coeficiente de variación del índice de vegetación de diferencia normalizada (CV NDVI; Figs. 4.9 D y E). El índice de control de erosión mostró sus valores más elevados al norte del área de estudio (tanto en los llanos como en el piedemonte; Fig. 4.9 E), mientras que el CV NDVI tuvo sus valores más altos en la zona centro y sur del área de estudio (ej. zona de cultivos) (Fig. 4.9 F). En el caso del mapeo de control de la erosión, las zonas con menores valores se presentaron en la zona sur y centro del área de estudio (Fig. 4.9 E), mientras que el mapeo del CV NDVI mostró sus valores más bajos en la zona pedemontana (Fig. 4.9 D).

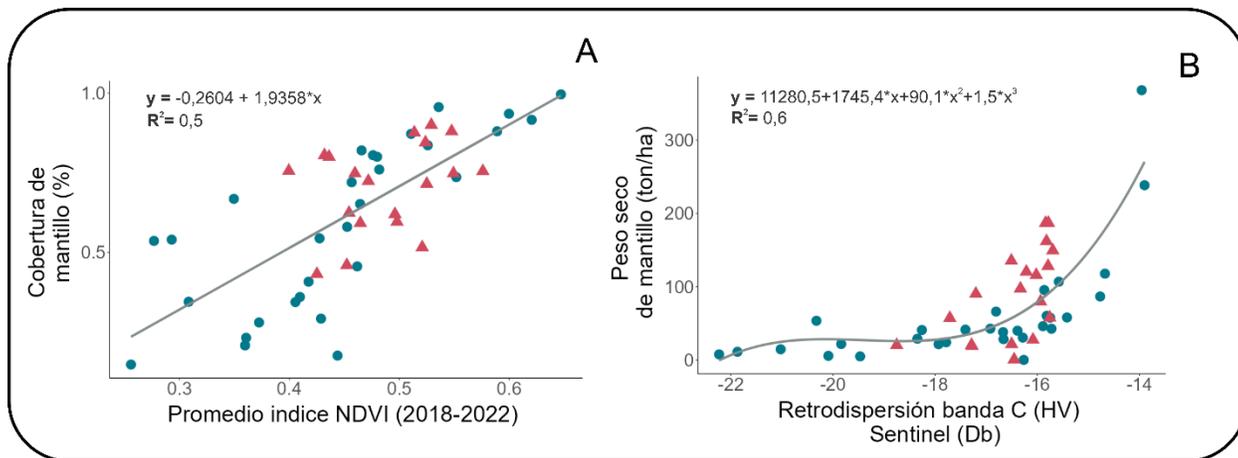


Figura 4.7. Modelos para las relaciones entre servicios ecosistémicos de regulación y la retrodispersión de la banda HV de la imagen Sentinel-1. A) Relación entre el índice de vegetación de diferencia normalizada y la cobertura de mantillo (%); B) Relación entre la retrodispersión de la banda C (HV) de la imagen Sentinel-1 (dB) y el stock de mantillo ($\text{ton} \cdot \text{ha}^{-1}$). Las líneas negras representan los modelos ajustados a las relaciones entre la variable explicativa y respuesta.

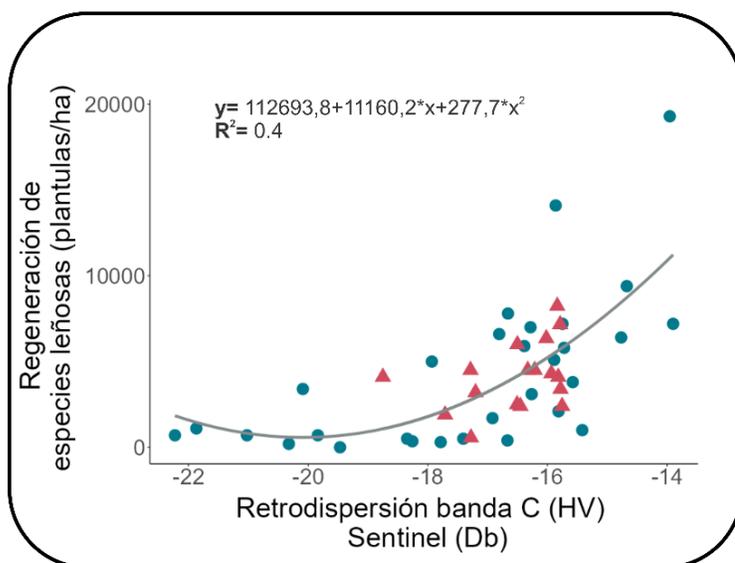


Figura 4.8. Modelo para las relaciones entre la regeneración de especies leñosas ($\text{plántulas} \cdot \text{ha}^{-1}$) y la retrodispersión de la banda C (HV) de la imagen Sentinel 1. Las líneas negras representan los modelos ajustados a las relaciones entre la variable explicativa y respuesta.

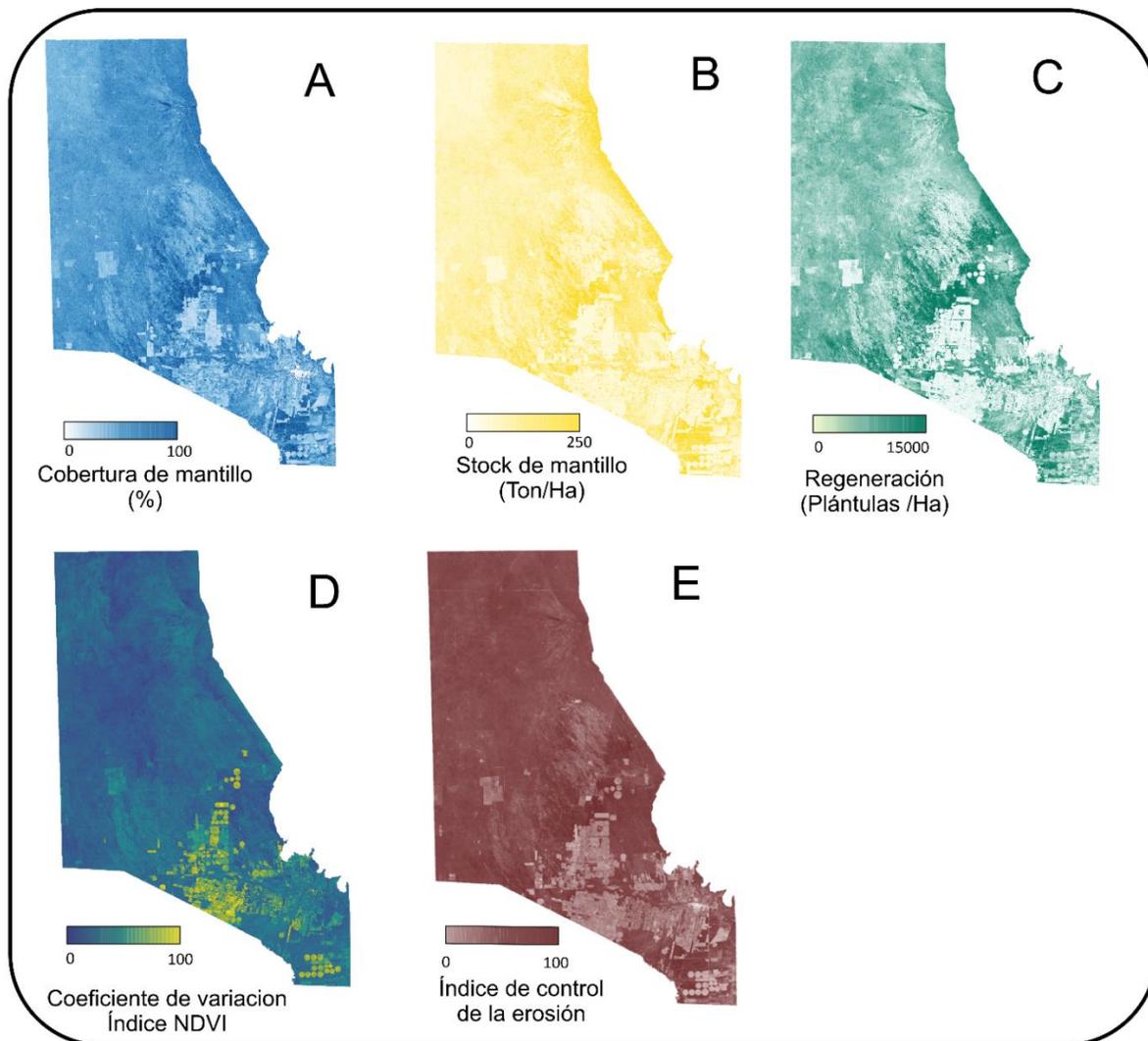


Figura 4.9. Las distintas figuras muestran el mapeo de los servicios ecosistémicos de regulación dentro del área de estudio. A) Cobertura de mantillo (%) (basado en el modelo de la figura 4.7 A) Stock de mantillo ($\text{ton} \cdot \text{ha}^{-1}$) (basado en el modelo de la figura 4.7 B). C) Regeneración de especies leñosas ($\text{plántulas} \cdot \text{ha}^{-1}$) (basado en el modelo de la figura 4.8 D) Coeficiente de variación del índice NDVI. E) Índice de control de erosión.

4.5.3 Modelado de servicios de provisión

Para algunos de los “proxies” de servicios de provisión se encontraron relaciones con la banda L (VH) de la imagen *Alos PALSAR*. El área basal mostró relaciones positivas con la variable predictora, con diferencias entre ambos paisajes (Figs. 4.11 A y B). Tanto para los llanos como para el piedemonte, ajustaron modelos lineales ($p\text{-valor}^{\text{piedemonte}} < 0,005$; $p\text{-valor}^{\text{llano}} < 0,005$) con valores máximos entre 10 y 18 $\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ de área basal. Por otro lado, la

cobertura de especies melíferas y leñosas forrajeras ajustaron a un modelo lineal (p -valor= 0,005) y cuadrático (p -valor= 0,001), respectivamente (Figs. 4.12 A y B). Los sitios con mayores valores de retrodispersión (valores superiores a -16 dB) presentaron porcentajes de cobertura de especies melíferas y leñosas forrajeras de hasta un 209% y 430% mayor, respectivamente, que el resto de los sitios. La cobertura de especies herbáceas (%) fue la única variable que mostró una relación negativa con la banda C (VH) de la imagen Sentinel-1, ajustando a un modelo cuadrático negativo (p -valor = 0,05). A valores mínimos de la retrodispersión (inferiores a -19 dB), los sitios presentaron hasta 2 veces más cobertura que los sitios con valores de retrodispersión superiores a -19 dB (Fig. 4.10). Los servicios de provisión mostraron diferentes patrones en relación a las zonas con valores máximos y mínimos. El área basal mostró los valores más elevados al este del área de estudio (piedemonte), y los valores mínimos en la zona centro-sur (Fig. 4.13 A). La cobertura de especies herbáceas y el NDVI para las especies herbáceas mostraron un patrón inverso al área basal, mostrando sus valores máximos en el centro-sur del área de estudio y los valores más bajos en la zona este de la misma (Figs. 4.13 C y E). Por último, la cobertura de especies melíferas y forrajeras leñosas mostraron patrones similares, con los valores máximos en la zona norte del área de estudio y los valores mínimos al sur de esta (Figs. 4.13 B y D).

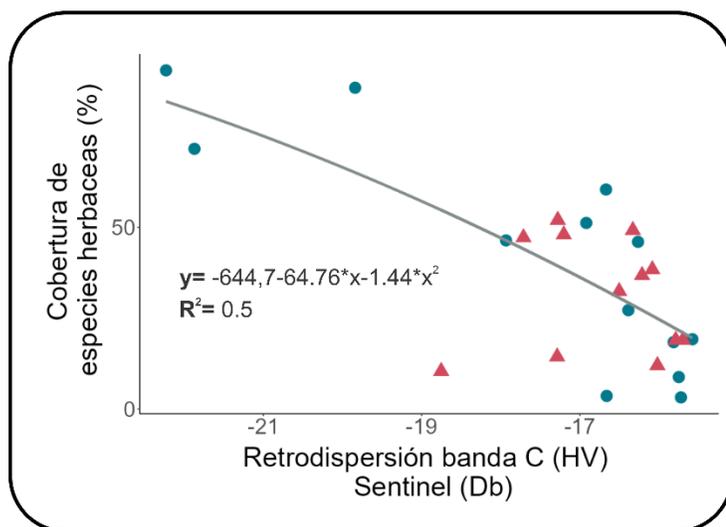


Figura 4.10. Modelo para la relación entre el servicio ecosistémico de provisión de forraje (%) y la banda C (VH) de la imagen Sentinel-1 (dB). La línea negra representa los modelos ajustados a las relaciones entre la variable explicativa y respuesta.

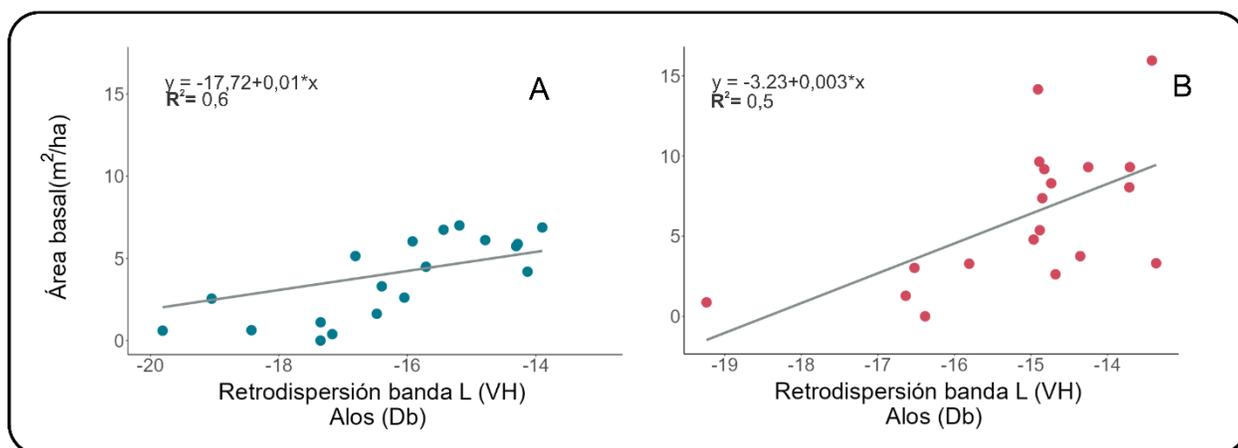


Figura 4.11. Modelos para las relaciones entre la banda C (VH) de la imagen Sentinel-1 (dB) y: A) Área basal en el paisaje de los llanos ($m^2 \cdot ha^{-1}$); B) Área basal en el paisaje del piedemonte ($m^2 \cdot ha^{-1}$). Las líneas negras representan los modelos ajustados a las relaciones entre la variable explicativa y respuesta.

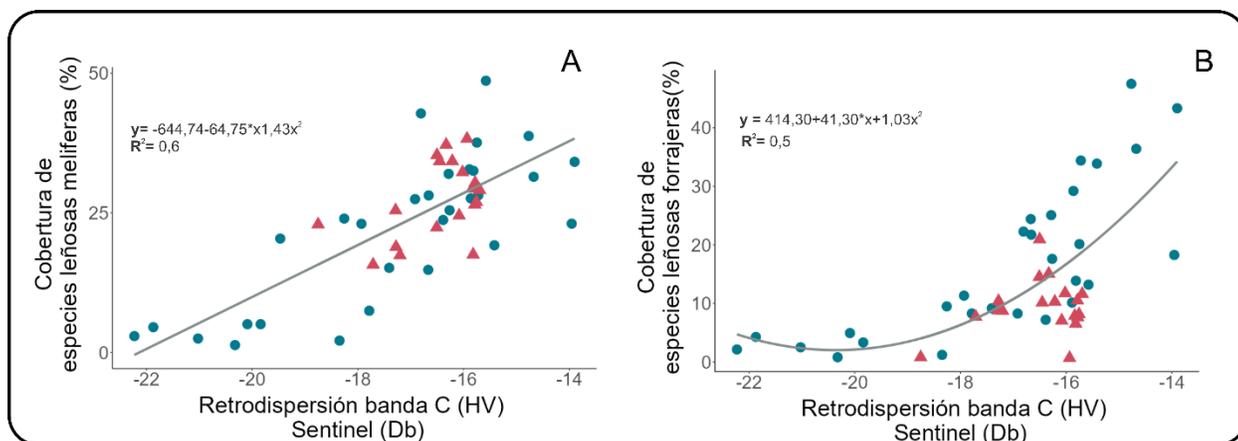
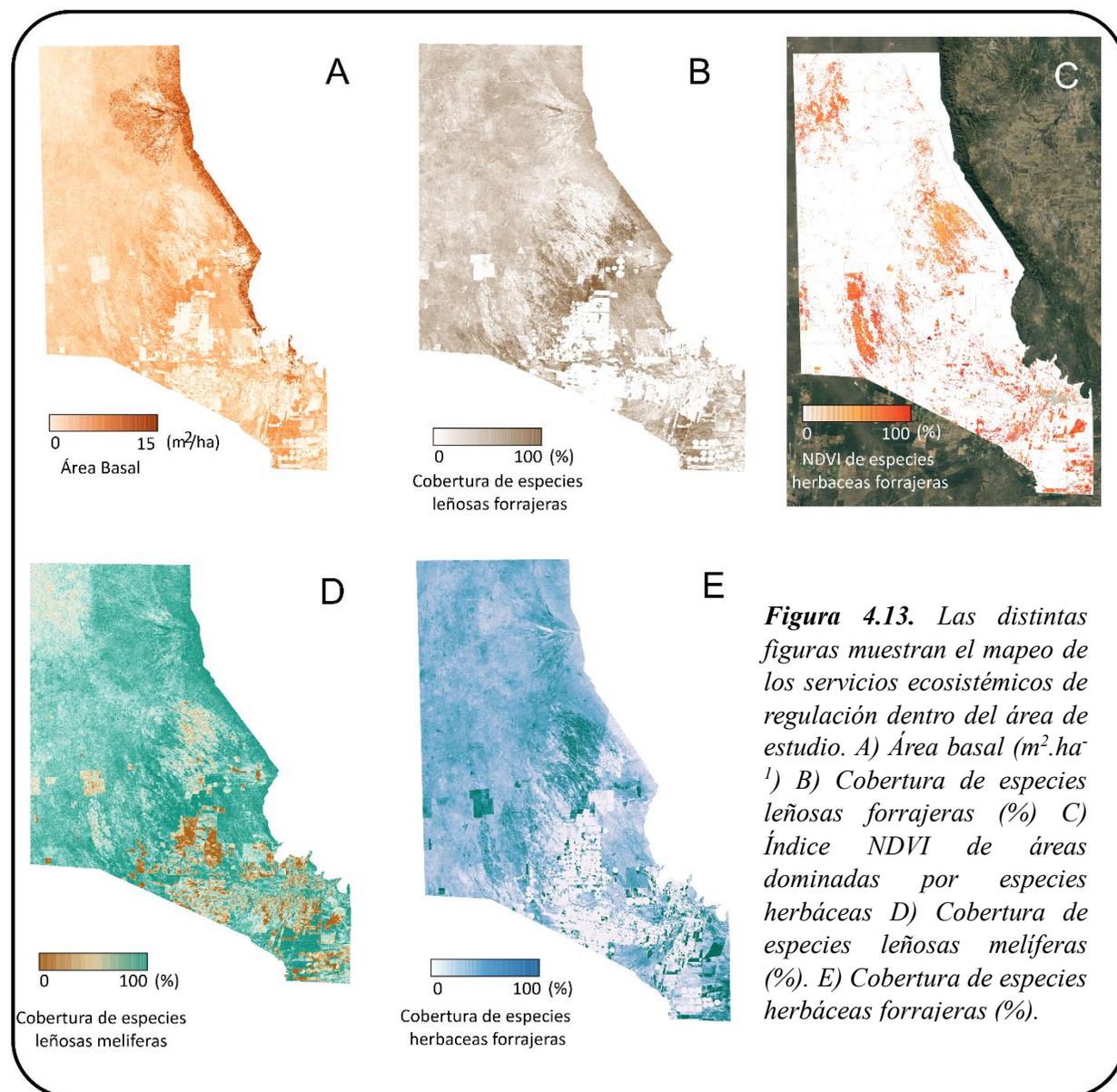


Figura 4.12. Modelos para las relaciones entre servicios ecosistémicos de provisión y la banda C (VH) de la imagen Sentinel-1 (dB) y: A) cobertura de especies leñosas melíferas (%) B) cobertura de especies leñosas forrajeras. Las líneas negras representan los modelos ajustados a las relaciones entre la variable explicativa y respuesta.



4.5.4 Servicios ecosistémicos a diferentes escalas espaciales de paisajes

4.5.4.1 Relación entre cobertura de bosque maduro y servicios ecosistémicos de soporte

Tres servicios ecosistémicos de soporte mostraron relaciones significativas con los porcentajes de bosque maduro a escalas E₅₀₀₀ (meso-escala de paisaje) y E₁₀₀₀ (micro-escala de paisaje). En todos los casos, los coeficientes de determinación ajustados (R^{2adj}) estuvieron por debajo de 0,5. A escala E₅₀₀₀, la heterogeneidad vertical, el carbono orgánico y el nitrógeno del suelo, mostraron relaciones lineales positivas con la cobertura de bosque maduro (p -valor $modelo_{het. vertical} < 0,005$; p -valor $carbono < 0,005$; p -valor $nitrógeno < 0,005$;

Figs. 4.14 A, C y E; ver Anexo 4, Cuadro S4.1 y S4.2). A su vez, a escala E₁₀₀₀, dichas variables mostraron relaciones cuadráticas con la cobertura de bosque maduro (*p*-valor *modelo*^{het. vertical} < 0,005; *p*-valor^{carbono} < 0,005; *p*-valor^{nitrógeno} < 0,005; Figs. 4.14 B, D y F; ver Anexo 4, Cuadro S4.3 y S4.4) con diferencias significativas entre el paisaje de los llanos y el piedemonte (Figs. 4.14 B, D y F). A escala E₅₀₀₀, los sitios con mayor cobertura de bosque maduro (10 sitios con mayor cobertura), presentaron un 17% más de carbono orgánico (%), un 21% más de nitrógeno total (%) y un 52% más de heterogeneidad vertical que los sitios con menor cobertura de bosque maduro (10 sitios con menor cobertura de bosque maduro). Asimismo, a E₁₀₀₀, los sitios que tuvieron mayor cobertura de bosque maduro (10 sitios de mayor cobertura) presentaron un 63% más de carbono orgánico (%), un 71% más de nitrógeno (%) y un 323% más de heterogeneidad vertical que los sitios con menor cobertura de bosque maduro (10 sitios con menor cobertura de bosque maduro). A esta misma escala,

los sitios del piedemonte tuvieron un 27% más de carbono (%), un 33% más de nitrógeno (%) y un 83% más de heterogeneidad vertical que los sitios de los llanos.

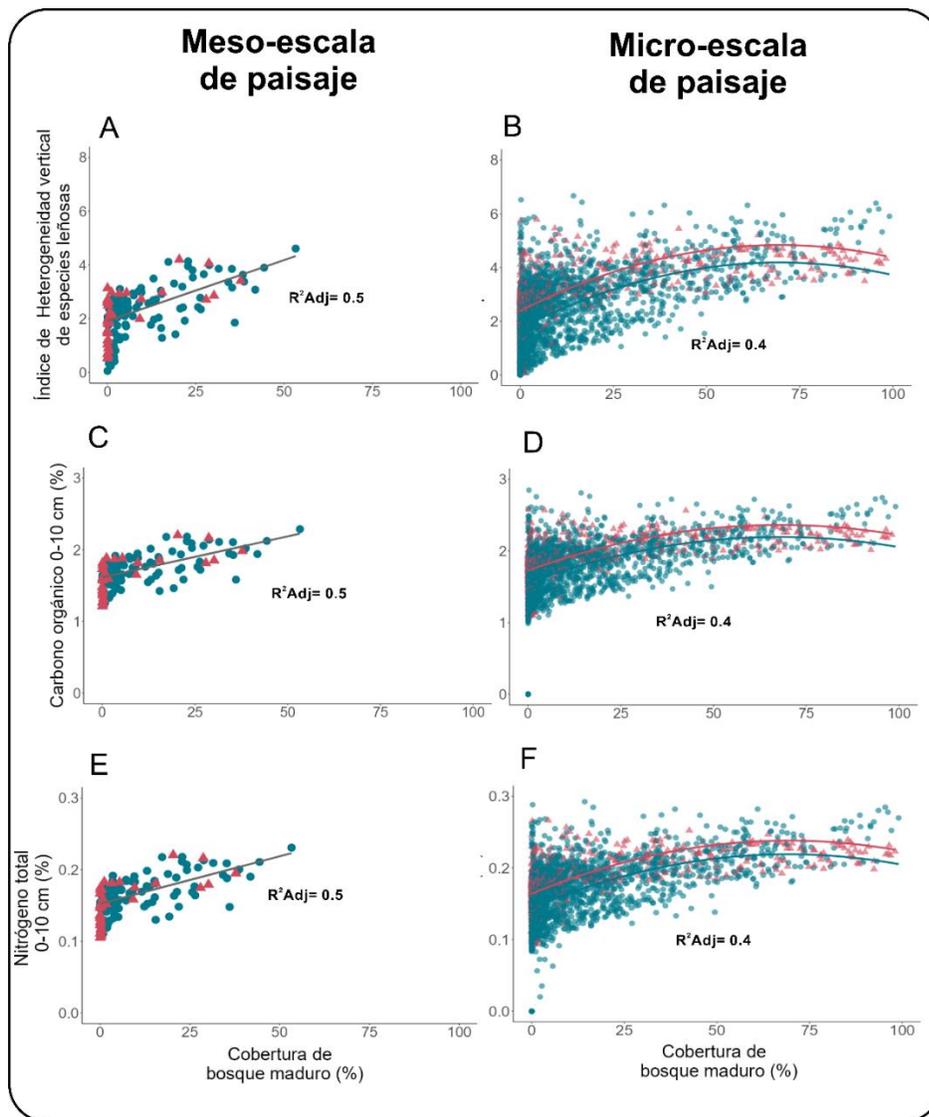


Figura 4.14. Relaciones entre el índice de heterogeneidad vertical (A y B), el Carbono orgánico (%; C y D) y el Nitrógeno total (%; E y F) con la cobertura de bosque maduro a meso-escala de paisaje (E_{5000}) y microescala (E_{1000}) en el paisaje del piedemonte (triángulos rojos) y los llanos (círculos azules). Las líneas grises, representan los modelos ajustados para toda el área de estudio, las líneas rojas representan los modelos ajustados a los sitios de piedemonte y las líneas azules las curvas ajustadas a los sitios de los llanos.

4.5.4.2 Relación entre cobertura de bosque maduro y servicios ecosistémicos de provisión y regulación

Para los servicios de provisión y regulación, solo el área basal y el stock de mantillo mostraron relaciones con la cobertura de bosque maduro (Fig. 4.15). Los modelos que mejor

ajuste mostraron fueron el área basal a micro-escala y el stock de mantillo en ambas escalas (Figs. 4.15.B, C, D). En el caso del área basal (servicio ecosistémico de provisión), solo mostró buenos ajustes ($R^2_{adj} < 0,5$) a escala de E_{1000} , aunque en todos los casos los modelos mostraron p-valores significativos (p-valor E_{5000} modelo cuadrático $< 0,005$; p-valor E_{1000} modelo cuadrático $< 0,005$; Figs. 4.15 A y B; ver Anexo 4, Cuadros S4.1, S4.2, S4.3 y S4.4). Los sitios de piedemonte mostraron 0,11 y 0,88 veces más de área basal que los llanos a E_{5000} y E_{1000} respectivamente. Por otro lado, la variable de stock de mantillo (servicio ecosistémico de regulación), solo mostró diferencias entre paisajes a escala E_{1000} . A E_{5000} ajustó a un modelo logarítmico (p-valor $< 0,005$) sin diferencias entre ambos paisajes (Figs. 4.15 C y D; ver Anexo 4, Cuadros S4.1, S4.2, S4.3 y S4.4). Asimismo, dichas variables presentaron una relación cuadrática (p-valor $< 0,005$) a E_{1000} . En esta escala, el piedemonte mostró un 41% más de stock de mantillo respecto a los llanos (Figs. 4.15 C y D).

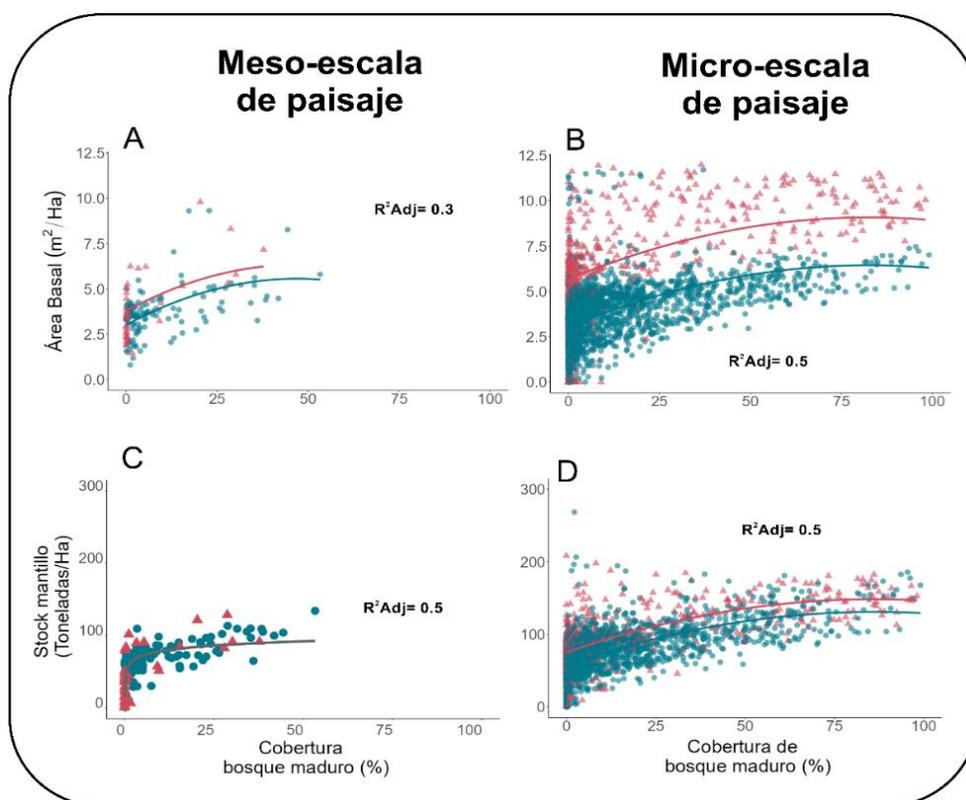


Figura 4.15. Relaciones entre el Área Basal ($m^2 \cdot ha^{-1}$) y el Stock de mantillo ($ton \cdot ha^{-1}$) con la cobertura de bosque maduro a meso-escala de paisaje (E_{5000}) y micro-escala de paisaje (E_{1000}) en el paisaje del piedemonte (triángulos rojos) y los llanos (círculos azules). Las líneas grises representan los modelos ajustados para toda el área de estudio, las líneas rojas representan los modelos ajustados a los sitios de piedemonte y las líneas azules las curvas ajustadas a los sitios de los llanos.

4.5.4.3 Relación entre tamaño de parche de bosque maduro y servicios ecosistémicos de soporte y provisión

El tamaño de los parches de los bosques maduros mostró relaciones significativas con tres servicios de soporte y dos servicios de provisión a E_{5000} (Figs. 4.16 y 4.17). Si bien en todos los modelos el p-valor fue significativo, los coeficientes de determinación fueron bajos ($R^2_{adj} < 0,4$). Dentro de los servicios de soporte, el índice de heterogeneidad vertical y el nitrógeno total del suelo 0-10cm (%) ajustaron a modelos cuadráticos (p-valor $^{het. vertical} < 0,005$; p-valor $^{nitrógeno} < 0,005$; ver Anexo 4, Cuadros S4.1 y S4.2 AICs modelos). Para estas variables, si bien los ajustes no fueron altos, sí muestran una tendencia en la cual las cuadrículas con tamaño de parches promedio superiores a 1 ha presentaron un 53 % más de heterogeneidad vertical y un 25 % más de nitrógeno total del suelo, que las cuadrículas con tamaño de parche promedio menores a 1 ha (Figs. 4.16 A y C). En el caso del carbono orgánico del suelo a 0-10 cm de profundidad (%), mostró relaciones lineales con los tamaños de parche de bosque maduro (ha) con diferencias entre ambos paisajes (los llanos presentaron en promedio un 2 % más de carbono orgánico que el piedemonte; p-valor $< 0,005$; Fig. 4.16 B). Dentro de los servicios de provisión, las variables de cobertura de especies melíferas (%) y área basal ($m^2 \cdot ha^{-1}$), presentaron relaciones con los tamaños de parche de bosque maduro (ha), pero los ajustes no fueron muy altos ($R^2_{adj} < 0,4$; Fig. 4.17). Para el caso de la cobertura de especies leñosas melíferas (%), se observó una relación cuadrática negativa (p-valor $< 0,005$) con los tamaños de parche (Fig. 4.17 A). El área basal, mostró relaciones positivas con los tamaños de parche de bosque maduro con diferencias significativas entre ambos paisajes (p-valor $< 0,005$). Para esta variable, los sitios del piedemonte presentaron valores 0,11 veces mayores que los sitios de los llanos (Fig. 4.17 B).

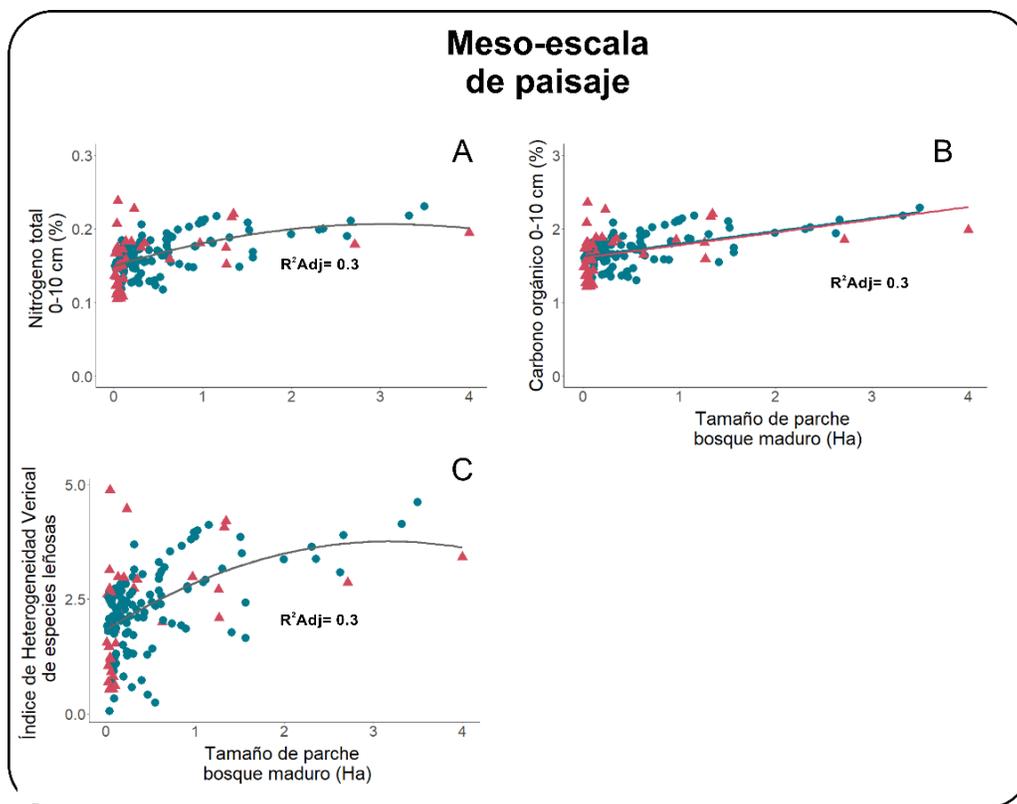


Figura 4.16. Relaciones entre el índice de heterogeneidad vertical, el carbono orgánico del suelo 0-10cm (%) y el nitrógeno total del suelo 0-10cm (%) y el índice de heterogeneidad vertical con el tamaño de parche de bosque maduro (ha) a meso-escala de paisaje (E_{5000}) en el paisaje del piedemonte (triángulos rojos) y los llanos (círculos azules). Las líneas grises representan los modelos ajustados para toda el área de estudio, las líneas rojas representan los modelos ajustados a los sitios de piedemonte y las líneas azules las curvas ajustadas a los sitios de los llanos.

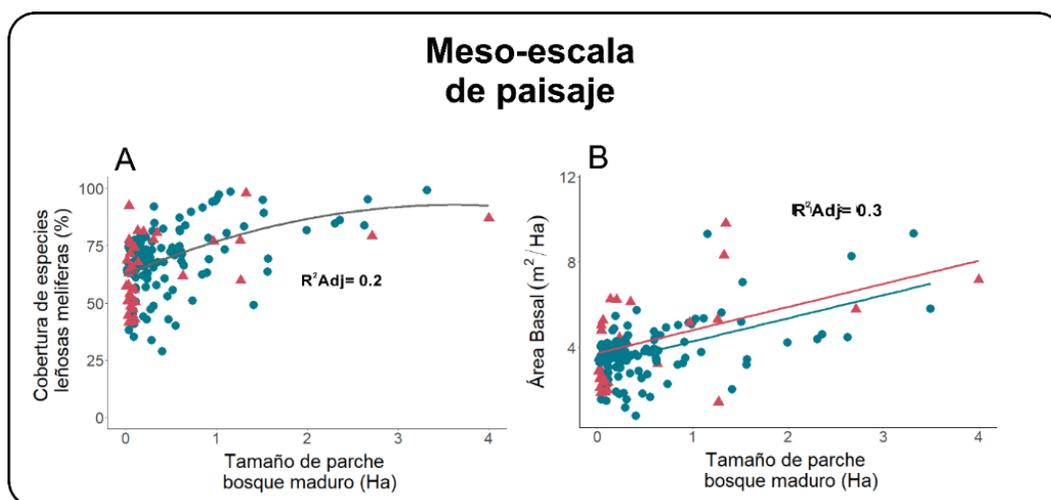


Figura 4.17. Relaciones entre cobertura de especies leñosas melíferas (%), el Área Basal ($m^2 \cdot ha^{-1}$) y el índice de heterogeneidad vertical con la cobertura de bosques a meso-escala de paisaje (E_{5000}) en el paisaje del piedemonte (triángulos rojos) y los llanos (círculos azules). Las líneas grises representan los modelos ajustados para toda el área de estudio, las líneas rojas representan los modelos ajustados a los sitios de piedemonte y las líneas azules las curvas ajustadas a los sitios de los llanos.

4.5.4.4 Relación entre la cobertura de la vegetación de reemplazo y servicios ecosistémicos soporte

En términos generales, los modelos ajustados (i.e. p -valor $< 0,05$) entre la vegetación de reemplazo y los “proxies” de servicios ecosistémicos tuvieron un R^2 ajustado más elevado (e.g. R^2 adj. entre 0,6 y 0,8; Figs. 4.18 A, B, C y D; Figs. 4.19 A y B) que los encontrados en los modelos ajustados para la superficie de bosque maduro y los “proxies” de servicios ecosistémicos. La vegetación de reemplazo de ecosistemas naturales mostró relaciones negativas con tres servicios de soporte tanto a E_{1000} como a E_{5000} (Fig. 4.18). En el caso del índice de diversidad de especies leñosas, ajustó a modelos lineales con la vegetación de reemplazo de ecosistemas naturales (p -valor $E_{1000} < 0,005$; p -valor $E_{5000} < 0,005$; ver Anexo 4, Cuadros S4.5, S4.6, S4.7 y S4.8), sin diferencias significativas entre ambos paisajes. Los sitios con mayores valores de la vegetación de reemplazo (10 sitios con mayores valores) presentaron en promedio un 7080 % (E_{1000}) y un 377 % (E_{5000}) menos de diversidad de especies leñosas que los sitios con menores valores de la vegetación de reemplazo (10 sitios con menores valores) (Figs. 4.18 A y B). En el caso del índice de heterogeneidad horizontal de especies leñosas, presentó los mismos patrones que el índice de diversidad de especies leñosas, pero a E_{1000} se observaron diferencias entre los paisajes (p -valor $E_{1000} < 0,005$; p -valor $E_{5000} < 0,005$; ver Anexo 4, Cuadros S4.5, S4.6, S4.7 y S4.8). Las cuadrículas con menores valores de la vegetación de reemplazo (10 sitios con menores valores) presentaron en promedio 3,7 (E_{5000}) y 5,9 (E_{1000}) veces más heterogeneidad horizontal, respecto a los sitios con mayores valores de la vegetación de reemplazo (10 sitios con menores valores de la vegetación de reemplazo) (Figs. 4.18 C y D). Asimismo, los sitios del piedemonte a micro-escala (E_{1000}) presentaron un 14% más de heterogeneidad horizontal que el paisaje de los llanos (Fig. 4.18 B). Por último, la regeneración de especies leñosas ($plántulas \cdot ha^{-1}$) presentó relaciones cuadráticas negativas con la vegetación de reemplazo con diferencias entre paisajes a E_{1000} (p -valor $E_{1000} < 0,005$; p -valor $E_{5000} < 0,005$; ver Anexo Cuadro S4.5 y S4.7 - AICs modelos). Al igual que la heterogeneidad horizontal, los sitios del piedemonte a E_{1000}

presentaron un 16% más de regeneración que los llanos (Fig. 4.18 F). Finalmente, las regresiones segmentadas no mejoraron el nivel de ajuste entre las variables analizadas.

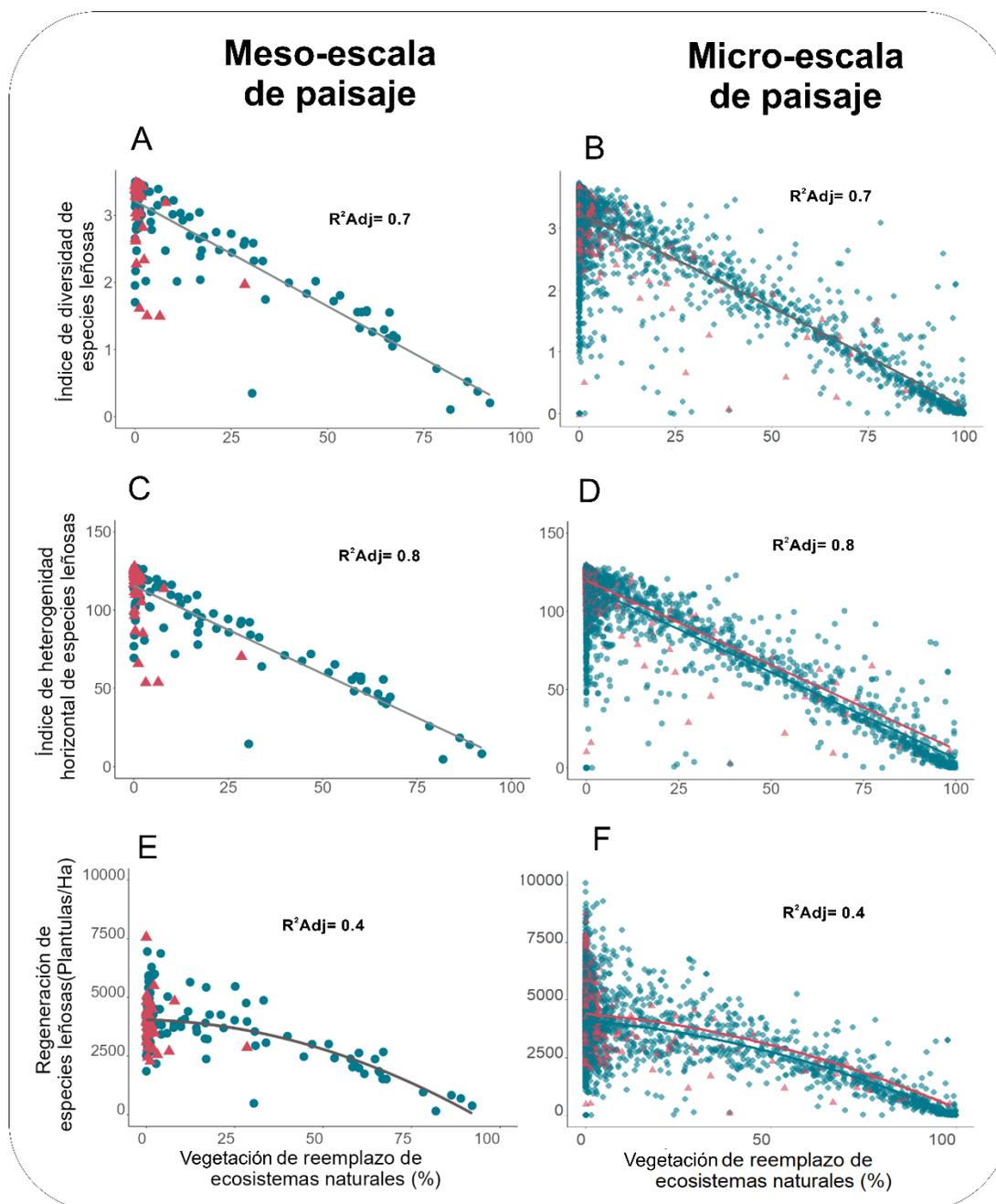


Figura 4.18. Relaciones entre Índice de diversidad de especies leñosas, Índice de heterogeneidad horizontal de especies leñosas (%) y Regeneración de especies leñosas (plántulas.ha⁻¹) con la vegetación de reemplazo a meso-escala de paisaje (E₅₀₀₀) y micro-escala de paisaje (E₁₀₀₀) en el paisaje del piedemonte (triángulos rojos) y los llanos (círculos azules). Las líneas grises representan los modelos ajustados para toda el área de estudio, las líneas rojas representan los modelos ajustados a los sitios de piedemonte y las líneas azules las curvas ajustadas a los sitios de los llanos.

4.5.4.5 Relación entre la cobertura de vegetación de reemplazo y servicios ecosistémicos regulación

Para los servicios ecosistémicos de regulación, dos variables presentaron relaciones con la cobertura de vegetación de reemplazo (Fig. 4.19). En primer lugar, el coeficiente de variación del NDVI mostró relaciones positivas con la cobertura de vegetación de reemplazo en ambas escalas espaciales, con R² ajustados mayores a 0,6 (E₁₀₀₀ y E₅₀₀₀; Figs. 4.19 A y B). A E₁₀₀₀, se observaron diferencias entre los paisajes (p-valor < 0,005; ver Anexo 4, Cuadros S4.5, S4.6, S4.7 y S4.8). Asimismo, en los sitios del piedemonte a E₅₀₀₀, el coeficiente de variación del NDVI fue en promedio un 3% mayor a los llanos. Por otro lado, el índice de control de la erosión mostró coeficientes de determinación bajos en su relación con la cobertura de vegetación de reemplazo (R² < 0,4) (p-valor E₁₀₀₀ < 0,005; p-valor E₅₀₀₀ < 0,005; Figs. 4.19 C y D; ver Anexo 4, Cuadros S4.5, S4.6, S4.7 y S4.8). Asimismo, a E₅₀₀₀, en promedio, el piedemonte presentó valores 2% menores que los llanos (Fig. 4. 19 C).

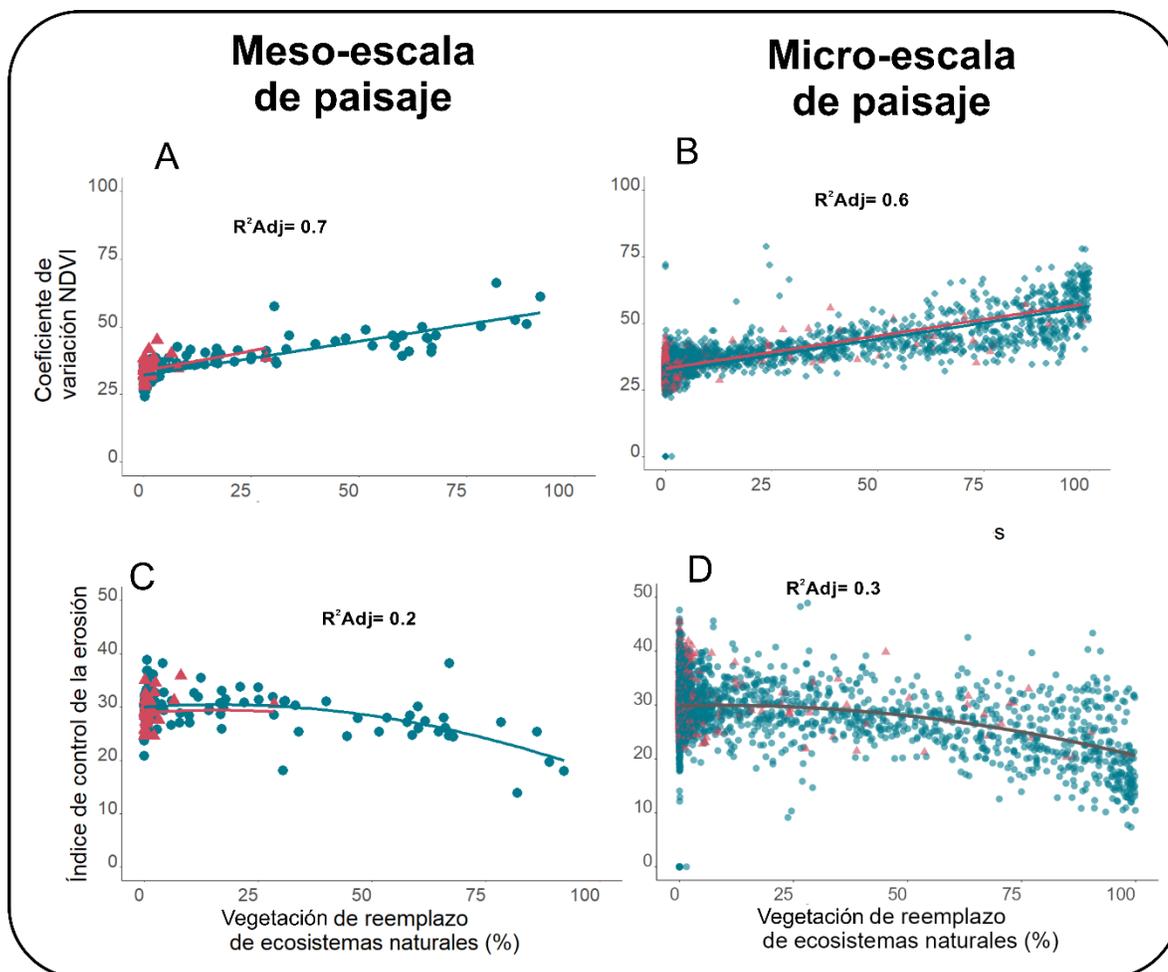


Figura 4.19. Relaciones entre el coeficiente de variación del índice de vegetación de diferencia normalizada y el Índice de control de la erosión con la cobertura de vegetación de reemplazo a escala de predio (E_{5000}) y lote (E_{1000}) en el paisaje del piedemonte (triángulos rojos) y los llanos (círculos azules). Las líneas grises representan los modelos ajustados para toda el área de estudio, las líneas rojas representan los modelos ajustados a los sitios de piedemonte y las líneas azules las curvas ajustadas a los sitios de los llanos.

Por último, para los servicios de provisión, si bien los ajustes no fueron muy altos ($R^2 < 0,4$), se encontraron relaciones entre el índice de cobertura de especies leñosas forrajeras y la cobertura de vegetación de reemplazo (Fig. 4.20). Tanto a E_{5000} , como a E_{1000} , la cobertura de las especies leñosas forrajeras mostró una disminución en sus valores, ante aumentos de la cobertura de vegetación de reemplazo ($p\text{-valor } E_{5000}^{\text{mod. cuadrático}} < 0,005$; $p\text{-valor } E_{1000}^{\text{mod. cuadrático}} < 0,005$). A micro-escala de paisaje (E_{1000}), los sitios de piedemonte tuvieron un 20% más de cobertura de especies leñosas forrajeras que los sitios del llano (Fig. 4.20).

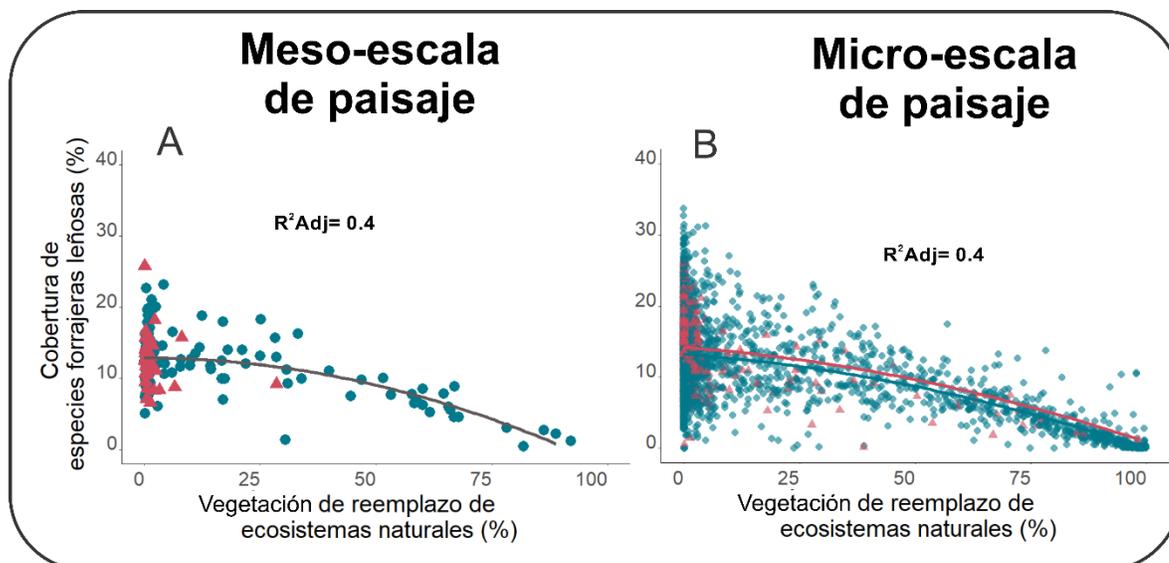


Figura 4.20. Relaciones entre la cobertura de especies leñosas forrajeras y de la cobertura de la vegetación de reemplazo a meso-escala de paisaje (A; E_{5000}) y micro-escala de paisaje (B; E_{1000}) en el paisaje del piedemonte (triángulos rojos) y los llanos (círculos azules). Las líneas grises representan los modelos ajustados para toda el área de estudio, las líneas rojas representan los modelos ajustados a los sitios de piedemonte y las líneas azules las curvas ajustadas a los sitios de los llanos.

4.5.4.6 Relación entre el tamaño de parche de la vegetación de reemplazo y servicios ecosistémicos de soporte

En términos relativos, los modelos ajustados entre el tamaño de parche de la vegetación de reemplazo y los “proxies” de servicios ecosistémicos, tuvieron R^2 ajustados más elevados que los encontrados para el tamaño de parche de bosque maduro (por ejemplo, en las regresiones segmentadas de las Figs. 4.21 B, C y D; ver Anexo 4, Cuadros S4.9, S4.10, S4.11 y S4.12). El tamaño de parche de la vegetación de reemplazo mostró relaciones con tres servicios de soporte y un servicio de regulación a meso-escala de paisaje (E_{5000}) (Fig. 4.20). En el caso de los servicios de soporte, se encontraron tendencias negativas ante un aumento del tamaño de parche de la vegetación de reemplazo (p -valor $_{\text{modelo regeneración exp.}} < 0,005$; p -valor $_{\text{modelo regeneración seg.}} < 0,005$; p -valor $_{\text{modelo het. horizontal exp. } E_{5000}} < 0,005$; p -valor $_{\text{modelo het. horizontal seg.}} < 0,005$; p -valor $_{\text{modelo índice de diversidad de sp. leñosas exp.}} < 0,005$; p -valor $_{\text{modelo Índice de diversidad de sp. seg.}} < 0,005$; Figs. 4.20 A, B y C; ver Anexo 4, Cuadros S4.11 y S4.12). Solo para el coeficiente de variación del NDVI mostró una tendencia positiva ante el aumento de la vegetación de reemplazo (p -valor $_{E_{5000} \text{ modelo coef. variación NDVI exponencial}} < 0,005$; p -valor $_{\text{modelo coef. variación NDVI segmentado } E_{5000}} < 0,005$; Fig. 4.20 D; ver Anexo 4, Cuadros S4.11 y S4.12). A excepción de la regeneración de especies leñosas, los modelos segmentados mostraron

mejores ajustes que los modelos exponenciales ($R^2 > 0,6$). Tanto para la diversidad de especies leñosas, la heterogeneidad horizontal de especies leñosas y el coeficiente de variación del NDVI se observó una disminución de las tasas de cambio, ante aumentos del tamaño de parche de la vegetación de reemplazo en sitios con tamaños de parches mayores a 2 ha (Figs. 4.20 B, C y D).

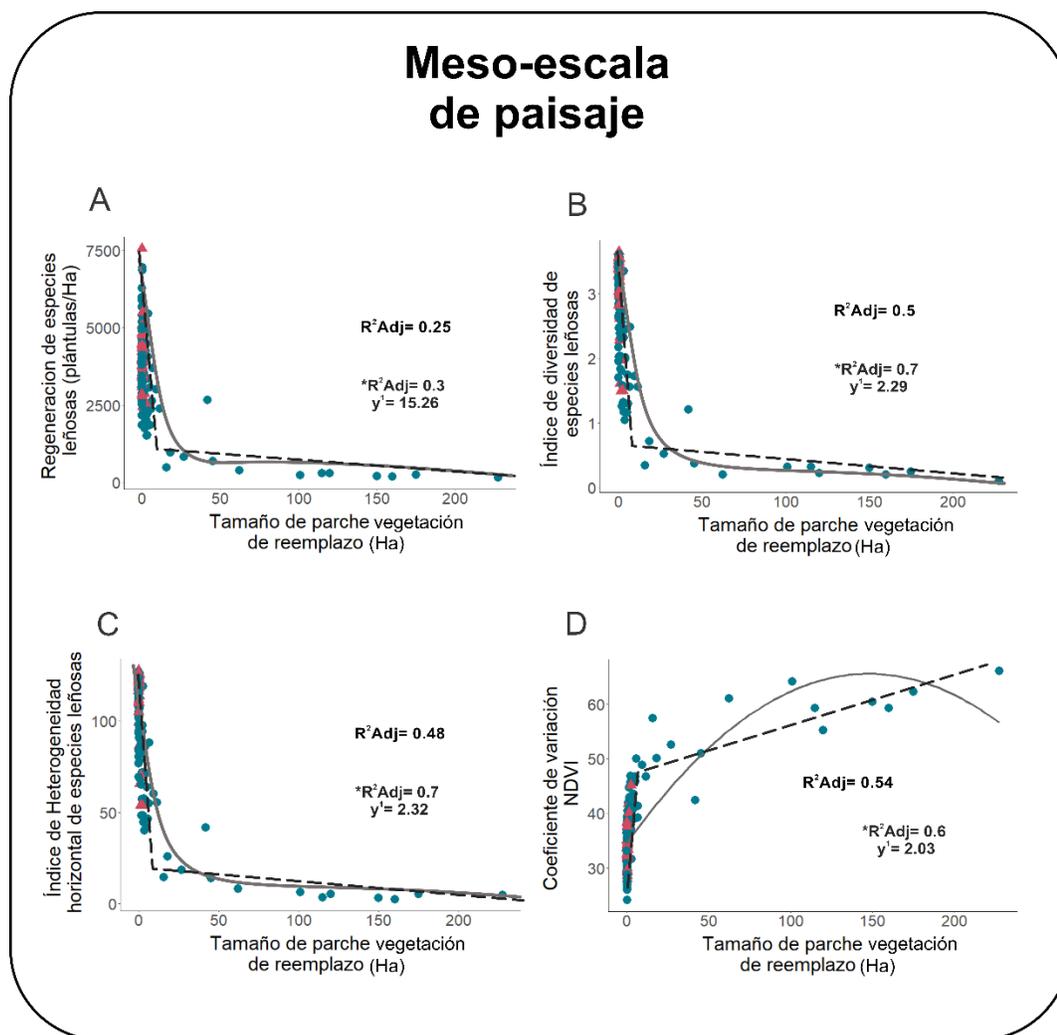


Figura 4.21. Relaciones entre el tamaño de parche de la vegetación de reemplazo (ha) con: (A) la regeneración de especies leñosas (Plántulas.ha⁻¹); (B) el Índice de diversidad de especies leñosas, (C) el Índice de heterogeneidad horizontal y (D) el coeficiente de variación del índice de vegetación de diferencia normalizada (%); a escala de predio (E_{5000}) en el paisaje del piedemonte (triángulos rojos) y los llanos (círculos azules). Las líneas grises representan los modelos ajustados para toda el área de estudio. Las líneas negras, interrumpidas representan los modelos segmentados ajustados para toda el área de estudio, para los paisajes del piedemonte y los llanos respectivamente. * R^2 Ajustado a modelos segmentados ($y =$ punto de quiebre que indica valor umbral en el eje x).

4.6 DISCUSIÓN

En base a los resultados obtenidos, se aceptan las dos predicciones planteadas para la primera hipótesis (elevados porcentajes y tamaños de parche de bosque maduro favorecen la provisión de servicios ecosistémicos de soporte, regulación y provisión). Estas predicciones se aceptan, ya que se registró una disminución de los servicios ecosistémicos de soporte, regulación y provisión ante una disminución de la cobertura y del tamaño de parche de bosque maduro. Asimismo, el aumento de cobertura y tamaño de parche de vegetación de reemplazo evidenció una disminución en la provisión de servicios ecosistémicos. Cabe remarcar que, para esta última predicción, se registraron relaciones “más fuertes” (modelos con “mejores ajustes”; e.g. Fig. 4.18) que, para la primera, lo cual indicaría que, si bien es importante mantener coberturas elevadas de bosque maduro, también es muy importante mantener matrices de paisaje de tipo boscosas (i.e. paisajes dominados por bosques, como sucede en el caso del área de estudio). Por último, si bien para esta predicción se registraron relaciones negativas entre las variables explicativas y las variables respuesta, en las celdas sin cobertura de bosque maduro o con bajo porcentaje de bosque maduro la provisión de algunos servicios (e.g. Fig. 4.18) dependerá de las coberturas acompañantes, las cuales pueden ser muy diferentes (e.g. desde bosques bajos/matorrales hasta cultivos anuales con y sin riego). Esto genera mucha variabilidad entre los sitios a bajo o nula cobertura de bosque maduro, y por ende a esas bajas coberturas su poder de predicción (de la variable explicativa) es baja respecto a valores medios y altos de bosque maduro. Respecto a la segunda hipótesis, que planteaba que los cambios en variables estructurales podrían inducir cambios no lineales en la provisión de servicios ecosistémicos, esta se cumplió parcialmente. Solo la heterogeneidad horizontal, la regeneración de especies leñosas, el coeficiente de variación del NDVI y la diversidad de especies leñosas a escala E_{5000} mostraron distintas tasas de cambio ante modificaciones del tamaño de parche de la vegetación de reemplazo (superado cierto umbral de tamaño de parche de vegetación de reemplazo, la tasa se estabiliza).

4.6.1 Modelado de servicios ecosistémicos de soporte

Para los servicios de soporte se mapearon seis indicadores (“proxies”) de servicios ecosistémicos asociados a la formación de suelo, ciclado de nutrientes, producción primaria

neta, hábitat para poblaciones residentes y transitorias, e indicadores relacionados con la provisión de hábitat y la diversidad biológica (Fig. 4.5). De los seis indicadores, cinco se mapearon a través del modelado de variables de campo y variables obtenidas de sensores remotos (índice de heterogeneidad vertical, índice de heterogeneidad horizontal, índice de diversidad de especies leñosas, carbono orgánico y nitrógeno total) y uno a partir de la utilización de sensores remotos (NDVI). Para el caso de las variables de heterogeneidad vertical y horizontal, si bien existen trabajos que cuantificaron la complejidad estructural en el Chaco Árido a nivel de sitio, no se han generado “proxies” para estimarla a escalas mayores (Gardner *et al.*, 1995; Ferraina *et al.*, 2022). Dentro del distrito semiárido de la región chaqueña, algunas investigaciones han utilizado imágenes de tipo ópticas y *RADAR* para diferenciar clases de vegetación y modelar variables que aportan a la complejidad estructural (sensores *Lidar* e imágenes satelitales de tipo óptico y *RADAR*; Monmany *et al.*, 2015; Baumman *et al.*, 2018; Garay *et al.*, 2022; Kacic & Kuenzer 2022). En el caso de Monmany *et al.*, (2015) encontraron vínculos entre variables que contribuyen a la complejidad estructural (densidad arbórea, diámetro a la altura del pecho y diversidad de altura de follaje) y datos obtenidos de la banda pancromática *QuickBird* (2D). A partir de dichos hallazgos diferenciaron 4 tipos estructurales de vegetación. Kacic *et al.*, (2022) vincularon datos tomados a campo con sensores *Lidar* (altura y cobertura del dosel, diversidad de alturas del follaje e índice de área vegetal) con imágenes *Sentinel-1* (radar) y 2 (ópticas). Al igual que los resultados observados en este capítulo, en ecosistemas semiáridos algunos estudios encontraron relaciones positivas entre las imágenes *RADAR* y la complejidad estructural de la vegetación (banda *VH Sentinel* e índice de diversidad estructural; Fernandez Guisura *et al.*, 2023). Por otro lado, al igual que la heterogeneidad vertical, variables vinculadas a la formación de suelo mostraron relaciones con la banda *VH* de *ALOS PALSAR* (carbono orgánico y nitrógeno total; Fig. 4.5 C; Figs. 4.7 D y E). Dichos resultados podrían estar vinculados a la relación que presenta la complejidad a nivel vertical con el porcentaje de carbono y nitrógeno del suelo (capítulo 2). De esta manera, al presentar la heterogeneidad vertical una relación con las imágenes de tipo *RADAR*, el carbono y nitrógeno también la presentarían de forma indirecta (Figs. 4.5 C y E). De igual modo, este tipo de asociaciones se encontraron en investigaciones realizadas en ecosistemas naturales y agroecosistemas (relaciones positivas entre la retrodispersión medida por imágenes *RADAR* y el contenido de

carbono y nitrógeno en suelo; Yang *et al.*, 2019; Zhou *et al.*, 2019; Nguyen *et al.*, 2022;). Los modelos generados arrojaron los mayores valores en los bosques centrales de la zona de los llanos (que rodean a la zona de cultivos; Figs. 4.7 C y D), en disonancia con lo observado por Córdoba *et al.*, (2022) y Peri *et al.*, (2023). Córdoba *et al.*, (2022) y Peri *et al.*, (2023) modelaron el contenido de materia orgánica (variable estrechamente vinculada con el contenido de carbono orgánico) y los contenidos de carbono orgánico para el área de estudio, y predijeron altos valores para estas variables en sectores del piedemonte.

En el caso del modelado de la diversidad de especies leñosas (Fig. 4.4 D), los mayores valores se encontraron en la zona norte y este (piedemonte), mientras que los valores más bajos se hallaron en la zona centro (en las zonas de cultivos) (Fig. 4.7 C). Aunque en el Chaco Árido no existen trabajos que hayan estimado la diversidad de especies leñosas a partir de imágenes satelitales, investigaciones realizadas en otros ecosistemas han modelado dicha variable utilizando información satelital y datos tomados a campo (Erinjery *et al.*, 2018; Bae *et al.*, 2019; Yang *et al.*, 2021). Yang *et al.*, (2021) realizaron predicciones de diversidad de especies leñosas (índices Shannon, Simpson y riqueza) a través de la combinación de imágenes *Sentinel* 1 y 2, mientras que Paul *et al.*, (2012), estimaron la riqueza en bosques tropicales de Hawái utilizando el NDVI. En el caso del NDVI promedio, los mayores valores se encontraron en la parte central del área de estudio, correspondiente a cultivos con riego por aspersión (Fig. 4.7 F). Dichos sectores, al tener grandes inputs de energía (agua y fertilizantes), presentan picos máximos muy superiores a los observados en el resto del área de estudio. Dentro de los sectores dominados por comunidades leñosas naturales, los mayores valores se encontraron en los bosques ubicados en el centro del área de estudio, en consonancia con otros “proxies” de servicios ecosistémicos calculados (carbono, nitrógeno, heterogeneidad vertical; Fig. 4.7). Estos resultados, con altos valores para algunos de los servicios ecosistémicos en el centro del área de estudio, podrían estar dados por la mayor potencialidad agrícola de los suelos (INTA & Sec. Agricultura, 2022), sumada a la ausencia de disturbios de gran magnitud en los últimos 30 años (MapBiomias, 2021).

4.6.2 Modelado de servicios de regulación

En el caso de los servicios ecosistémicos de soporte, se mapearon “proxies” vinculados con regulación hídrica y ciclado de nutrientes (cobertura y stock de mantillo), resiliencia del ecosistema frente a factores de disturbio y/o variabilidad climática

(regeneración de especies vegetales leñosas y el coeficiente de variación del NDVI) y control de la erosión (índice de control de la erosión). Dicho procedimiento se realizó como producto del modelado generado a partir de imágenes ópticas, *RADAR* y datos de campo (Figs. 4.8 A, B y C; Figs. 4.9 A, B y C; Fig. 4.10). Las variables de cobertura de mantillo, stock de mantillo y regeneración se modelaron usando imágenes de tipo *RADAR (ALOS PALSAR)* y datos de campo (Figs. 4.9 A y B; Fig. 4.9), mientras que el índice de control de la erosión y el coeficiente de variación del NDVI fueron variables generadas exclusivamente con datos satelitales. Para las variables de cobertura y stock de mantillo existen mapeos a nivel regional a partir de datos de campo y satelitales. Singh *et al.*, (2020), utilizaron las variaciones del NDVI para cuantificar la caída de hojas en un bosque caducifolio tropical, mientras que Ozdemir & Yilmaz, (2020) estimaron la biomasa de mantillo a través de datos de campo y NDVI en bosques de pino, obteniendo predicciones moderadamente precisas. Dentro de la región chaqueña, si bien hay muchos trabajos que han estudiado la dinámica del mantillo (cobertura y stock; Conti *et al.*, 2016; Cuchetti *et al.*, 2017), hasta el momento no se han generado “proxies” mediante sensores remotos. Por otro lado, las relaciones encontradas en este estudio se sustentan en lo discutido y abordado en el capítulo 2, ya que el aporte de mantillo se relaciona con la cobertura, complejidad y abundancia de la vegetación leñosa (Fig. 2.13; capítulo 2) y su aporte y contribución al carbono orgánico del suelo y ciclado de nutrientes (ver discusión de capítulo 2; Conti *et al.*, 2014). La cobertura de mantillo y el stock de mantillo, al igual que algunos servicios de soporte, mostraron sus valores más elevados en la zona centro y este del área de estudio (Figs. 4.8 A y B; bosques más conservados de los llanos y el piedemonte; ver resultados capítulo 3). Dichas zonas presentan bosques con gran heterogeneidad a nivel vertical, varios estratos de vegetación y biomasa (ver capítulo 2; Garnier *et al.*, 2004; Lavorel & Grigulis, 2012), que generarían un mayor aporte de materia orgánica al suelo, generando valores elevados para estas dos variables (Don *et al.*, 2011; Conti *et al.*, 2016).

El índice de control de la erosión (*ECOSER* modificado) mostró sus valores más elevados en el sector norte del área de estudio, región en donde la mayoría de las coberturas son de tipo boscosa (Fig. 4.8 E; ver capítulo 3, Fig. 3.3). Asimismo, presentó los valores más bajos en la zona centro sur, asociada a coberturas de cultivos, pasturas implantadas (ver capítulo 3, Fig. 3.3) y bosques abiertos (e.g. bajos denominados barriales; ver capítulo 3, Fig.

3.3). Teniendo en cuenta las variables que utiliza este índice para el cálculo de control de la erosión, debido a los bajos valores de pendiente (dentro del área de estudio), la biomasa tiene un papel muy importante en la provisión de este servicio (López *et al.*, 2013; Barral *et al.*, 2020). Asimismo, la incorporación de datos *RADAR* como “*proxy*” de biomasa puede significar una mejora significativa de dicho “*proxy*”, debido a que habitualmente se utiliza el NDVI para estimarla, el cual puede sobreestimarla en sitios con poca biomasa respecto a los bosques (Zhu & Liu, 2015). Dentro de la región chaqueña, las únicas estimaciones realizadas para este índice son las de Barral *et al.*, (2020), donde estimaron los cambios en la provisión de servicios ecosistémicos entre los años 1985 y 2013 y encontraron las mayores pérdidas entre los años 2000-2013 (con valores cercanos al 20%).

Por su parte, el coeficiente de variación del NDVI (“*proxy*” de la capacidad de regular la variación climático-ambientales intra- e inter-anales) mostró sus valores más elevados en la zona centro (asociada a cultivos) y los valores más bajos al este (bosques del piedemonte) del área de estudio (Fig. 4.8 D; ver capítulo 3, Fig. 3.3). En este caso, los bosques del piedemonte mostraron menor variación interanual del coeficiente de variación del NDVI, lo cual podría estar dado por la mayor cobertura de especies perennes (e.g. *A. quebracho blanco*) y freatófitas, y la presencia de bosques en buen estado de conservación (mayor porcentaje de bosque maduro; capítulo 3), las cuales presentan una menor estacionalidad y cambio en sus valores NDVI (Marchesini *et al.*, 2014; Steinaker *et al.*, 2016). Los bosques de los llanos, si bien poseen mayor grado de estacionalidad que los bosques del piedemonte, presentaron valores del coeficiente de variación del NDVI hasta 3 veces más bajos que las zonas con cultivos (Fig. 4.8 D). Esta variable, como se ha observado en otros trabajos, no solo permitiría diferenciar comunidades vegetales, sino también evaluar cómo impactan eventos extremos como las sequías sobre las mismas (Fisher & Hasse, 2019; Liu *et al.*, 2022). En el caso de la regeneración, presentó similitudes con los “*proxies*” de carbono, el nitrógeno y la heterogeneidad vertical, mostrando los mayores valores en la zona central del área de estudio (bosques maduros de los llanos; Fig. 4.8 C; ver capítulo 3, Fig. 3.3). Esto se debe a que la regeneración de las especies forestales tuvo relación significativa con la heterogeneidad vertical (Fig. 2.13; Capítulo 2), y los datos de tipo *RADAR* presentan una estrecha relación con los índices utilizados para estimar la complejidad (e.g. índice de heterogeneidad vertical). Si bien existen trabajos que, utilizando este tipo de imágenes,

pueden detectar zonas con regeneración luego de disturbios de grandes magnitudes (Pickell *et al.*, 2016; Steinaker *et al.*, 2016; Liu *et al.*, 2021), no existen hasta el momento trabajos que modelen esta variable a partir de imágenes satelitales. Por eso, se sugiere que dichos resultados estarían vinculados a la relación entre los datos de tipo *RADAR* y la heterogeneidad y/o estado de conservación de los bosques (que poseen altos valores de regeneración). Este sería un “proxy” indirecto de esta variable que permitiría una valoración comparativa entre diferentes situaciones del área de estudio. Estas estimaciones a nivel de paisaje son fundamentales a la hora de diseñar estrategias regionales que permitan restaurar zonas con diferentes niveles de degradación y poder diferenciar zonas con poca capacidad de regenerar comunidades leñosas maduras (Cavallero *et al.*, 2023). Asimismo, es necesario generar nuevos indicadores que permitan mejorar la precisión para estimar la regeneración a estas escalas espaciales.

4.6.3 Modelado de servicios de provisión

Para los servicios ecosistémicos de provisión, se generaron cinco “proxies” a partir de imágenes satelitales y datos de campo (Fig. 4.12; Fig. 4.13). Dentro de las estimaciones, se incluyó un “proxy” de producción forestal (área basal) y cuatro “proxies” de producción forrajera y de alimentos (cobertura de especies herbáceas, NDVI de áreas dominadas por especies herbáceas, cobertura de especies leñosas forrajeras y cobertura de especies melíferas). El área basal, calculada a partir de datos de campo y datos de tipo *RADAR* (imagen banda L -VH- imagen *ALOS PALSAR*), se estimó a partir de modelos diferentes para el paisaje del bajo y el piedemonte. El modelo obtenido para el piedemonte (lineal; Fig. 4.12 B) presentó una mayor pendiente, con valores mayores respecto a los llanos (Fig. 4.12 A). Dicho patrón estaría vinculado al mayor porcentaje de bosque maduro (con elevados valores de área basal) y al mayor porcentaje de sitios altamente conservados (Reserva Chancaní), que cubren esta zona (Cabido *et al.*, 1994; Fig. 3.6 capítulo 3). La estimación de variables de biomasa leñosa a nivel de paisaje, utilizando datos satelitales (NDVI, datos de tipo *RADAR*), se ha implementado en numerosas investigaciones, incluso en la región chaqueña, ya que se asocia con la cobertura y biomasa de especies leñosas (Feeley *et al.*, 2005; Gasparri *et al.*, 2010; Liu *et al.*, 2019; Tovar Blanco *et al.*, 2020). Los servicios de provisión de forraje herbáceo mostraron valores elevados en la parte central del área de estudio (sector con mayores porcentajes de pastizales naturales, pasturas implantadas y bosques abiertos; Figs. 4.13 C y

E; ver Fig. 3.1 capítulo 3). Existen numerosos estudios que han estimado la productividad forrajera a nivel de unidad de paisaje (Blanco *et al.*, 2017) y han identificado los sitios con este tipo de coberturas (Blanco *et al.*, 2017; Zak *et al.*, 2019; MapBiomass, 2021; IDECOR, 2022; Ileri & Koc, 2022). Otros estudios han utilizado índices espectrales para poder diferenciar la productividad herbácea y leñosa e identificar zonas de alta importancia forrajera (Blanco *et al.*, 2022; Kahiu *et al.*, 2022). Por último, es importante remarcar que las estimaciones de especies forrajeras leñosas y alimenticias son variables que han sido poco estudiadas dentro de los estudios que estiman servicios ecosistémicos de provisión (Peri *et al.*, 2017; Ileri & Koc, 2022; Kahiu *et al.*, 2022). Los resultados observados para estos “proxies” dentro del área de estudio muestran una amplia cobertura de especies leñosas forrajeras y de especies valiosas para la apicultura, desde el centro hacia el norte del área de estudio (Fig. 4.13 B; ver capítulo 3, Fig. 3.1). Este tipo de estimaciones es posible ya que gran parte de la vegetación leñosa del Chaco Árido provee este tipo de servicios ecosistémicos, y los mismos se asocian a la cobertura y estado de la vegetación leñosa (Karlin *et al.*, 2013). En términos generales, los patrones registrados en este estudio muestran que la provisión de forraje de especies leñosas y especies de valor apícola está asociada a zonas boscosas (Fig. 3.6; capítulo 3), lo cual es consistente con la valoración que los productores de la zona (en relación con los servicios ecosistémicos) hacen de los bosques (Cáceres *et al.*, 2015).

Respecto al modelado y mapeo de todos los “proxies” de servicios ecosistémicos, posiblemente se deberían profundizar más relevamientos sistemáticos a campo que permitan realizar evaluaciones cuantitativas utilizando métodos geoestadísticos que mejoren la precisión y/o ajustes de los mapas en su valoración absoluta de los servicios ecosistemas estimados (e.g. validación cruzada). De todas formas, se considera que a los fines de responder las hipótesis planteadas en este capítulo y de esta tesis, los modelos y ajustes alcanzados, permiten realizar una valoración relativa que permite comparar y diferenciar cómo distintos niveles de intensificación agropecuaria, asociada a la pérdida de bosques y comunidades leñosas, genera la pérdida de servicios ecosistémicos, principalmente de soporte y regulación (Figs. 4.6, 4.9 y 4.13).

4.6.4 Cobertura de bosque maduro y servicios ecosistémicos

A partir de las métricas de paisajes calculadas para las clases de bosque maduro y la vegetación de reemplazo en el capítulo 3, se evaluaron las relaciones entre dichas métricas con los “proxies” de servicios ecosistémicos de soporte, regulación y provisión a dos escalas espaciales (meso- y micro-escalas de paisaje). La cobertura de bosque maduro presentó relaciones positivas con los servicios ecosistémicos de soporte vinculados a la formación de suelos, ciclado de nutrientes y hábitat para poblaciones de especies residentes y transitorias tanto a E_{5000} como a E_{1000} (Fig. 4.14). A nivel general, se observó una alta variabilidad en la provisión de servicios de soporte a valores bajos de cobertura de bosque maduro, lo cual estaría asociado a la variabilidad espacial de coberturas que presentan los sitios con poco bosque maduro. Es decir, que depende del tipo y porcentaje de cobertura de vegetación no boscosa en cada celda con bajo porcentaje de bosque maduro, y dichas coberturas proveen tipo y niveles variables de servicios de provisión (e.g. desde comunidades leñosas hasta cultivos anuales con y sin riego). Algunos de los sitios presentan comunidades leñosas secundarias con poco nivel de degradación y alta provisión de servicios ecosistémicos como pueden ser los bosques cerrados con emergentes mientras que otras, presentan comunidades muy degradadas con valores bajos de provisión de servicios ecosistémicos (bosques abiertos). A pesar de la variabilidad en la provisión de servicios ecosistémicos de soporte a valores bajos de bosque maduro, los modelos observados mostraron un ajuste lineal positivo. Las respuestas lineales positivas, estarían vinculadas a los altos valores de carbono orgánico y nitrógeno total del suelo, y de heterogeneidad vertical que se asocian a los bosques maduros (Conti *et al.*, 2014; Cuchetti *et al.*, 2017; Bonino, 2006). Este tipo de respuesta lineal, podría estar dada por la compensación que realizan los bosques secundarios en la provisión de servicios ecosistémicos respecto a los bosques maduros, ya que comparten características estructurales (e.g. alta biomasa y/o cobertura de especies leñosas y especies melíferas) que les permiten mantener la provisión de ciertos servicios ecosistémicos (Conti *et al.*, 2017). En algunos casos en donde los procesos de degradación son muy marcados (reemplazo de comunidades vegetales de referencia por pasturas o cultivos), podrían no darse dichos procesos de compensación y presentar respuestas no lineales en la pérdida de servicios ecosistémicos. Por ejemplo, Gao *et al.*, (2011) encontraron cambios no lineales en la pérdida de fertilidad de suelos en sitios con valores de cobertura leñosa por debajo del 20%.

Asimismo, López *et al.*, (2013) observaron (en ecosistemas de la estepa patagónica) cambios no lineales en el ciclado de nutrientes y la heterogeneidad de la vegetación ante aumentos de la degradación estructural de las comunidades (el cálculo de dicho índice incluye variables de cobertura de vegetación leñosa).

Dentro de los servicios ecosistémicos de regulación y provisión, el área basal (a E_{1000}) y el stock de mantillo (en ambas escalas) mostraron relaciones significativas ante cambios de cobertura de bosque maduro (Figs. 4.15 B, C y D). Al igual que los servicios ecosistémicos de soporte, los servicios ecosistémicos de regulación presentaron mucha dispersión a valores bajos de cobertura de bosque maduro. A bajas coberturas de bosque maduro, la provisión de servicios ecosistémicos dependerá de cuales sean las coberturas de suelo presentes. Por ejemplo, si un sitio con poco bosque maduro está dominado por cultivos presentará bajos valores de servicios de soporte y regulación, en cambio si el resto de la superficie está dominada por otras coberturas leñosas los valores de esos servicios tendrán valores medios y altos (Figs. 4.14 y 4.15). Para los servicios ecosistémicos de regulación, a meso-escala de paisaje (E_{5000}) el stock de mantillo mostró una relación logarítmica con la cobertura de bosques maduros mientras que el área basal (en ambas escalas) y el stock de mantillo a micro-escala del paisaje (E_{1000}) presentaron una relación cuadrática con diferencias entre los paisajes (Figs. 4.15 A, B y D). Al igual que lo explicado anteriormente, los valores elevados de stock de mantillo, a escasos porcentajes de cobertura de bosques maduros podrían ser explicados por la presencia de bosques secundarios (en dichos sectores) que al igual que los bosques maduros generan una gran cantidad de biomasa en forma de mantillo (Conti *et al.*, 2016). Asimismo, esta podría ser la explicación a los valores elevados de área basal a baja cobertura de bosque hallados en la presente tesis (Fig. 4.15 A). En el caso del stock de mantillo, si bien son pocas las investigaciones realizadas a escala de paisaje, Shen *et al.*, (2019) realizaron estudios comparativos del stock de mantillo entre los años 2000 y 2009 a nivel global, encontrando una disminución del stock de mantillo asociado a la pérdida de cobertura forestal en los mismos años. Para mejorar las mediciones a nivel de paisaje, algunos autores remarcan la importancia de utilizar variables como la evapotranspiración, que es robusta para predecir el efecto combinado de la temperatura y el agua en los procesos ecológicos escala regional o global (Berg & McClaugherty 2003; Shen *et al.*, 2019). En el caso del área basal, si bien algunas investigaciones muestran relaciones entre la cobertura

boscosa y el área basal (bosques patagónicos y tropicales; Echeverría *et al.*, 2007; Arroyo-Rodríguez & Mandujano, 2006), hasta el momento dentro de la región chaqueña no se había encontrado una relación entre dichas variables (Torrela *et al.*, 2013). Por otro lado, tanto para el stock de mantillo, como para el área basal, se encontraron diferencias entre los paisajes analizados, las cuales podrían estar vinculadas a la dominancia de distintas especies arbóreas (Cabido *et al.*, 2014), a la mayor cantidad de precipitaciones en la zona del piedemonte (Zak *et al.*, 2019) y a las diferencias en la historia de uso de ambos paisajes (Donato-Martino *et al.*, 2009). Es decir, esta zona podría asociarse a una mayor productividad de madera y de mantillo (Fig. 4.15) y mayor NDVI (Fig. 4.6 F) debido a mayores precipitaciones, pero también a una menor intensidad de uso agropecuario. Esta menor intensidad de uso agropecuario se debería a aspectos relacionados a la pendiente y a los suelos más pedregosos que tienen menor aptitud para la implantación de cultivos y pasturas (Karlin *et al.*, 2013). Es decir, son varios factores los que estarían jugando un rol en el aporte de mantillo al ciclado de nutrientes. Por su parte las diferencias en la composición de especies estarían asociadas a que en el piedemonte hay mayor diversidad de especies (que aportaría mantillo en diferentes momentos de año; Fig. 2.10 A, capítulo 2) y a la dominancia de especies perennifolias como el *A. quebracho blanco* y acompañantes como el *Ziziphus mistol* (ver Anexo, S 2.1.2), que aportan un mayor volumen de mantillo (Silberman *et al.*, 2015).

4.6.5 Tamaño de parche de bosque maduro y servicios ecosistémicos

Las relaciones entre servicios ecosistémicos y tamaños de parche de bosque maduro solo mostraron modelos significativos (p -valor $< 0,05$) a meso-escala de paisaje, lo cual estaría a factores o procesos dependiente de la escala de estudio. El nitrógeno total, el índice de heterogeneidad vertical y la cobertura de especies melíferas ajustaron a modelos cuadráticos con los tamaños de parche de bosque maduro sin diferencias entre paisajes (Figs. 4.16 y 4.17). En general los ajustes de los modelos no fueron altos ($R^2 < 0,3$; Figs. 4.16 y 4.17), lo cual se asociaría los bajos porcentajes de bosque maduro en todas las celdas ($< 60\%$) y a la influencia de la matriz del paisaje que rodea los parches de bosque maduro. Al igual que lo observado para la variable de cobertura de bosque maduro, a valores bajos de tamaño de parche de bosque maduro, se observó mucha variabilidad en la provisión de servicios ecosistémicos. Si la matriz que rodea a los parches de bosque maduro está compuesta por bosques secundarios o ecosistemas leñosos, los servicios que brindan serán más parecidos a

dicha matriz boscosa (i.e. elevada provisión de servicios ecosistémicos) (Didham & Lawton, 1999; Mesquita *et al.*, 1999; Weathers *et al.*, 2001; Cavallero *et al.*, 2023), en cambio si la matriz que domina son los cultivos o pasturas, el nivel de servicios será más parecido (por el efecto borde) a dicha matriz de cultivo o pastura implantada. Estos resultados muestran como los altos niveles de fragmentación (Fig. 3.6; capítulo 3), generan un aumento del efecto borde, que influye de manera marcada sobre los parches presentes y la calidad y cantidad de los servicios ecosistémicos que proveen (López-Barreda, 2004; Bentrup, 2008). El mantener tamaños de parche de bosques maduro grandes (e.g. > 4 ha; Figs. 4.16 y 4.17) aseguraría la presencia de especies claves como las de los géneros *Neltuma* (ex *Prosopis*) y *Aspidosperma* que generan grandes aportes en la fertilidad de suelo (Mazzarino *et al.*, 1991; Escudero *et al.*, 2004; Echeverria *et al.*, 2007; Mihoc *et al.*, 2016; Lamb, 2018; Nyenda *et al.*, 2020), la complejidad a nivel vertical (Bisigato *et al.*, 2009), la producción de flores para apicultura (Karlin *et al.*, 2013) y la producción de madera (Bonino, 2006). Asimismo, estos tamaños de parche podrían generar condiciones de hábitat para algunas especies (útiles para la producción de miel) y constituirse como islas de fertilidad dentro de grandes paisajes (Rossi & Villagra, 2003; Escudero *et al.*, 2004). Por otro lado, el mantener parches grandes de bosque maduro permitiría disminuir los efectos negativos de la matriz sobre especies arbóreas y arbustivas que podrían aportar tanto a la fertilidad del suelo como a la provisión de madera (Malason & Butler 1994; Baskent & Keles, 2005). Es importante remarcar que, si bien el aumento del área de los parches de bosque es importante para la conservación de los servicios ecosistémicos, otras variables relacionadas con la dinámica de los paisajes tales como la disminución del aislamiento, el aumento de la heterogeneidad y la continuidad temporal podrían aumentar todavía más la provisión de servicios ecosistémicos por parte de estos parches (López-Barreda, 2004; Bentrup, 2008; Lamb, 2018).

4.6.6 Cobertura de la vegetación de reemplazo y servicios ecosistémicos

Los modelos ajustados entre la cobertura de la vegetación de reemplazo y algunos “proxies” de servicios ecosistémicos mostraron mejores ajustes que los encontrados para evaluados para bosque maduros (Figs. 4.18. A, B, C, D; 4.19 A, B). Esto indica que la cobertura de bosque en general, es decir en cualquier estado de conservación (maduro, o bosques secundarios y/o degradaos), se asocia en gran medida a la provisión de servicios ecosistémicos y cumple un rol importante a diferentes escalas (i.e. meso y micro-escala del

paisaje). Los índices de heterogeneidad horizontal y de diversidad de especies leñosas (servicios ecosistémicos de soporte), disminuyeron ante aumentos de la cobertura de la vegetación de reemplazo (Figs. 4.18 A, B, C y D). Como ya se mencionó, es importante remarcar que la cobertura de la vegetación de reemplazo, a diferencia de la cobertura de bosque maduro, hace énfasis en la pérdida de bosque maduro y de bosques secundarios, los cuales son muy importantes en la provisión de servicios ecosistémicos de soporte (Conti *et al.*, 2017; Lipoma *et al.*, 2019). Como pudo observarse en el capítulo 2 (escala de unidad de paisaje) la heterogeneidad horizontal y la diversidad de especies leñosas presentan una relación lineal positiva (aumentos de diversidad ante aumentos de heterogeneidad horizontal), por lo que puede esperarse que se comporten de manera similar ante un aumento la cobertura de la vegetación de reemplazo. Numerosos trabajos que muestran como las relaciones entre la biodiversidad y las métricas de coberturas presentan patrones similares a los obtenidos (Yamaura, *et al.*, 2000; Turner *et al.*, 2002; Semper-Pascual *et al.*, 2021; Verga *et al.*, 2021). Incluso algunas investigaciones han identificado umbrales de pérdida de diversidad de especies, ante una disminución de los tamaños de parche de bosque (Magioli *et al.*, 2015). Asimismo, dentro de la región chaqueña algunas investigaciones han demostrado como el aumento de la fragmentación (tamaño de parches más pequeños y dispersos) ha disminuido la abundancia y diversidad de insectos y aves nativas, y aumentado las especies exóticas y plaga (Aizen & Feinsinger 1994; Verga *et al.*, 2021).

Por otro lado, los “proxies” de servicios de regulación mostraron relaciones negativas con la cobertura de la vegetación de reemplazo, a excepción del coeficiente de variación del NDVI. En primer lugar, los niveles bajos de regeneración a niveles elevados de la cobertura de la vegetación de reemplazo estarían asociados a la falta de condiciones abióticas (humedad) y bióticas (presencia de semilleros y especies nodrizas o exclusión competitiva con especies de gramíneas), que presentan los sitios con poca cobertura boscosa o una interacción de factores abióticos y bióticos (e.g. degradación de suelos por erosión con doseles muy cerrados y arbustizados que utilizan los poco recursos que sustenta el sistema) (Barchuk & Diaz, 1999; Cavallero *et al.*, 2015, 2019; López *et al.*, 2017). Asimismo, los sitios con altos niveles de cobertura de cultivos y pastizales presentan elevados niveles de cohesión y poca densidad de borde (Cuadro 3.5; capítulo 3), lo que disminuye la influencia de los parches de bosque (efecto borde), sobre dichas zonas. Mantener la regeneración de

especies leñosas, es clave para mantener y recuperar las comunidades leñosas nativas luego de disturbios (i.e. resiliencia frente factores de disturbios naturales y/o antrópicos) por lo cual es necesario su estudio a distintas escalas espaciales. Si bien deben profundizarse más estudios para mejorar los ajustes de los modelos realizados, e incluso complementarlos con estudios experimentales, estos resultados proveen información importante para plantear nuevas hipótesis de trabajo (Figs. 4.18. E, F). Dichas hipótesis podrían evaluar qué relación existe entre la pérdida de la resiliencia (asociada a la regeneración, i.e. plántulas y renovales) y la pérdida de la superficie de bosques, es decir, si existe algún efecto espacial o efecto borde sobre dicho proceso ecológico. Por otro lado, los niveles elevados en el coeficiente de variación del NDVI a valores elevados de la cobertura de la vegetación de reemplazo (menor cobertura boscosa) estaría vinculado a la mayor inestabilidad presentante en los sitios con cobertura de especies herbáceas o gramíneas. En términos generales, los ecosistemas se hacen más inestables frente a factores externos, lo cual se asocia a la pérdida de diversidad de especies, de diversidad funcional (i.e. de estrategias para captar y/o usar el agua lluvia y del suelo o napa freática) y de complejidad de la vegetación (capítulo 2; Jobbagy *et al.*, 2008; Conti *et al.*, 2017). Dichos cambios, generan una menor capacidad (i.e. menor resiliencia) de los ecosistemas para afrontar la variabilidad climática, y por ende de proveer resiliencia a los paisajes del Chaco Árido a afrontar el cambio climático (Jobbagy *et al.*, 2008; López *et al.*, 2013, 2022; IPCC 2022).

Por último, para los servicios de provisión, solo los servicios de provisión de forraje de especies leñosas mostraron cierto nivel de ajuste en relación con la cobertura de la vegetación de reemplazo, (Figs. 4.20 A y B). Al igual que gran parte de los servicios de regulación y soporte, a niveles bajos de la cobertura de la vegetación de reemplazo se observó mucha dispersión de la variable respuesta, lo cual estaría relacionado con el tipo de cobertura que ocupa mayor superficie en estos sitios. Por ejemplo, los bosques secundarios con dominancia de especies como el *N. chilensis*, *N. flexuosa* y *C. erhenbergiana* ofrecerían una mayor oferta forrajera que bosques secundarios, dominados por *A. quebracho blanco* y especies como el *S. gilliesi*. Si bien, puede parecer un poco obvio que los sitios con mayor cobertura de especies leñosas presenten una mayor oferta forrajera de este tipo de especies, es importante ponderar la importancia de dicho recurso, ya que la mayoría de las investigaciones hace foco en las especies forrajeras de tipo herbáceas y gramíneas (Blanco

et al., 2017). El contemplar al bosque como proveedor de recursos forrajeros es clave, ya que provee forraje de alta calidad y cantidad (e.g. *N. chilensis*, *N. flexuosa*, *S. mistol*, *C. Erhenbergiana*, *Ophuntia sp.*) en momentos (e.g. período otoño-invierno, y/o años secos) que otras especies, como las gramíneas no lo hacen (Karlin *et al.*, 2013), y por lo tanto aumenta la resiliencia de la actividad agropecuaria, sobre todo en un contexto de cambio climático (López *et al.*, en prensa).

4.6.7 Tamaño de parche de la vegetación de reemplazo y servicios ecosistémicos

Respecto al tamaño de parche de la cobertura de la vegetación de reemplazo y su relación con algunos “proxies” de servicios ecosistémicos, sólo se encontraron modelos que ajustaron significativamente a meso-escala (i.e. celdas 2500 ha), con mejores ajustes que los registrados para los tamaños de parche de bosque maduro (e.g. $R^2_{adj} > 0,6$; Figs. 4.21 B, C, D). Cuatro “proxies” de servicios ecosistémicos presentaron una respuesta umbral con el tamaño de parche de la vegetación de reemplazo (Fig. 4.21). Tanto la heterogeneidad horizontal, la diversidad de especies leñosas y el coeficiente de variación del NDVI presentaron mayores tasas de cambio (ante modificaciones de los tamaños de parche de la vegetación de reemplazo) en sitios con tamaños de parche promedio menores a 2 ha (Figs. 4.21 B, C y D). Esto podría deberse a que los sitios que poseen tamaños de parche menores a 2 ha presentan en promedio una cobertura de la vegetación de reemplazo de 0,31% (Fig. 3.10 A; capítulo 3), es decir, están dominados por algún tipo de cobertura vegetal leñosa. Las especies leñosas no solo son claves en mantener valores elevados de heterogeneidad, diversidad funcional y diversidad ecológica ante forzantes naturales y/o antrópicos (Cavallero *et al.*, 2015; Peri *et al.*, 2017; 2022, Conti *et al.*, 2017; Guzmán *et al.*, 2023), sino también en mantener valores bajos de variabilidad intra e interanual del NDVI (Iglesias *et al.*, 2010; Steinaker *et al.*, 2016). Por su parte, la regeneración de especies leñosas presentó el mismo patrón que el resto de las variables, pero con menores valores de R^2 ajustados. Los valores de regeneración disminuyeron significativamente en sitios con parches de vegetación de reemplazo mayores a 15 ha, esto se asociaría a la pérdida de bosques en buen estado de conservación y altos valores de heterogeneidad vertical (Fig. 2.13 B; capítulo 2). Se deberían pensar más estudios para comprender qué tipo de relación existen entre este tipo de procesos clave, como la regeneración de especies arbóreas y los tamaños de parches a diferentes escalas, ya sea a escala de unidad de paisaje (i.e. capítulo 2) o meso-escala de paisaje (este

capítulo), y si dichos efectos de deben a los requerimientos de las especies, al tipo de dispersión, o a otros procesos o interacciones bióticas como facilitación, predación, entre otras. Asimismo, sería importante realizar estudios que cuantifiquen el efecto de los bordes en procesos clave como el reclutamiento, y cómo influye el efecto de los bordes sobre diferentes tamaños de parche de bosque.

4.7 CONCLUSIONES

En este capítulo se analizaron distintos aspectos relacionados con el modelado de servicios ecosistémicos y las relaciones entre configuraciones espaciales y servicios ecosistémicos a escala de paisaje. Gran parte de los servicios ecosistémicos, presentaron relaciones significativas con variables obtenidas de imágenes de tipo óptico y *RADAR*. En general las tendencias entre los servicios ecosistémicos y la retrodispersión de las imágenes *RADAR* fue positiva a excepción de la heterogeneidad horizontal, la diversidad de especies leñosas y la cobertura de especies forrajeras no leñosas. En este sentido, los mapeos realizados y los modelos ajustados a diferentes escalas permitieron observar una disminución de los servicios ecosistémicos de soporte, regulación y provisión ante una disminución de la cobertura y tamaño de parche de los bosques maduros. Por otro lado, se observó (a meso y micro-escala de paisaje) una disminución de los servicios ecosistémicos de soporte, regulación y provisión ante aumentos de la cobertura y tamaño de parche de la superficie intensificada agropecuariamente. Estos resultados muestran que, si bien es importante mantener coberturas elevadas de bosque maduro, también es muy importante, mantener matrices de paisaje dominado por comunidades leñosas (como sucede en el caso del área de estudio), ya que las otras coberturas (no leñosas) proveen niveles y tipo de servicios ecosistémicos muy variables (pero en general, con bajos niveles de servicios ecosistémicos de soporte y regulación). Por otro lado, es importante remarcar que el paisaje del piedemonte generaría una mayor provisión de servicios ecosistémicos por unidad de superficie respecto al paisaje de los llanos. Asimismo, dentro del paisaje de los llanos, los boques ubicados al sur (rodeando a la zona de cultivos), presentan gran importancia en la provisión de servicios ecosistémicos. Por lo tanto, se deben implementar diferentes estrategias de ordenamiento y uso de los paisajes, contemplando el tipo de paisaje y el tipo y la extensión de la vegetación

dominante para garantizar la provisión de servicios ecosistémicos clave (i.e. soporte y regulación) que sustenten una provisión de bienes agro-silvo-pastoril sustentable a diferentes escalas.

CAPÍTULO 5

Discusión general

5.1 INTRODUCCIÓN

Este capítulo final se estructura en dos grandes partes. En la primera parte, se resumen los principales aportes realizados por cada capítulo de esta tesis (sección 5.2 *Aportes y resultados más importantes de la tesis*). En la segunda parte se discuten de manera conjunta los resultados obtenidos en cada uno de los capítulos y sus aportes a dos problemáticas relevantes de esta tesis (sección 5.3.1 *Implicancias de los principales resultados en el Manejo de Bosque con Ganadería Integrada* y sección 5.3.2 *Principales resultados y aportes al debate entre modelos Land Sparing y Land Sharing*). La problemática abordada en la tesis está asociada al impacto de las configuraciones espaciales a distintas escalas sobre servicios ecosistémicos clave de soporte, regulación y provisión. La hipótesis general de esta tesis planteaba una disminución de los servicios ecosistémicos ante un aumento de la intensificación agropecuaria. En términos generales, dicha hipótesis se aceptaría en base a los resultados obtenidos en los distintos capítulos, cuya justificación se detalla en la sección 5.2 de este capítulo.

5.2. Aportes y resultados más importantes de la tesis

A)- Escala de Unidad de Paisaje

En el capítulo 2 se buscó aportar información sobre qué configuraciones espaciales, a escala de unidad de paisaje (escala de sitio), serían las mejores para maximizar la provisión de servicios ecosistémicos, y asociarlos con indicadores fáciles o factibles de evaluar a campo. Los principales resultados fueron los siguientes:

Respecto a las configuraciones espaciales a nivel de unidad de paisaje:

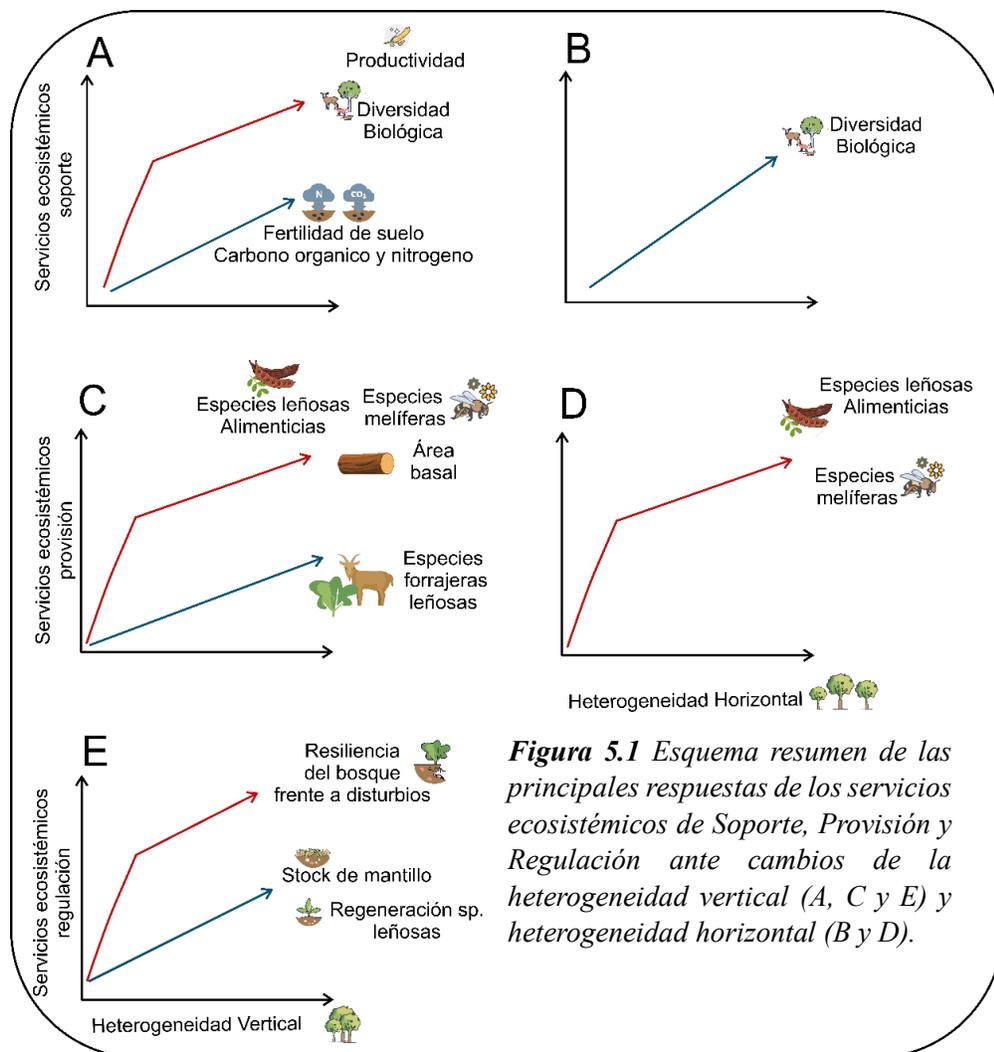
- Considerando los tres estratos de vegetación leñosa, se observó que los sitios con niveles por debajo del 70% de cobertura de especies leñosas mostraron poca complejidad a nivel vertical (heterogeneidad vertical; Fig. 2.5 A).
- Los sitios con 80-85% de cobertura de vegetación leñosa presentaron los niveles más elevados de heterogeneidad horizontal (Fig. 2.5 B).

- Los sitios con coberturas mayores al 60% en el estrato leñoso bajo y al 30% en el estrato leñoso medio presentaron los mayores valores de heterogeneidad vertical (ver sección 2.6.2).
- El estrato alto (> 8 m) se encuentra degradado en toda el área de estudio, con valores de cobertura superiores al 10% en solo el 10% de los sitios evaluados (ver sección 2.6.2).
- Los sitios de mayor heterogeneidad vertical presentaron tamaños de parche de la cobertura total de especies leñosas entre 6 y 10 m, con tamaños de interparche de cobertura total leñosa entre 1.5 y 2.5 m (claros o abras, con vegetación herbácea o sin vegetación), mientras que los de menor heterogeneidad vertical presentaron tamaños de parche de especies leñosas entre 1 y 3 m, y tamaños de interparche entre 15 y 45 m (Fig. 2.15).
- El número de parches total, del estrato leñoso bajo y medio se maximizó a valores bajos de heterogeneidad vertical (entre 0.7 y 1.5), mientras que el número de parches del estrato alto se asoció con valores altos de la heterogeneidad vertical (Figs. 2.6 y 2.7).

Respecto a las configuraciones espaciales a nivel de unidad de paisaje y los servicios ecosistémicos:

- ❖ Algunas funciones ecosistémicas clave presentaron respuestas lineales ante aumentos de la complejidad a nivel vertical y horizontal (Fig. 5.1):
 - El carbono orgánico del suelo 0-10 cm, el nitrógeno total del suelo 0-10 cm (“proxies” de fertilidad de suelo: servicio ecosistémico de soporte) y el stock de mantillo (“proxies” de regulación hídrica y ciclado de nutrientes: servicio ecosistémico de regulación) mostraron respuestas lineales positivas ante aumentos de la heterogeneidad vertical (Figs. 2.11 A y B; 2.12 B).
 - La diversidad de especies leñosas (“proxy” de diversidad biológica; servicio ecosistémico de soporte) mostró sus máximos valores a valores máximos de heterogeneidad horizontal (Fig. 2.10 B).
 - La cobertura de especies forrajeras leñosas (“proxy” de producción forrajera; servicio ecosistémico de provisión) mostró sus máximos valores a valores máximos de heterogeneidad horizontal (Fig. 2.15 D).

- ❖ Algunos servicios ecosistémicos clave presentaron respuestas no lineales (de tipo umbral) ante modificaciones de la complejidad a nivel vertical u horizontal (Fig. 5.1):
 - La diversidad de especies leñosas (“*proxy*” de diversidad biológica; servicio ecosistémico de soporte) se maximizó a valores máximos de heterogeneidad horizontal y a valores por encima de 1.1 de heterogeneidad vertical (respuesta umbral a valores del 30 % del valor total). Es decir, que por debajo de ese umbral, la diversidad disminuye significativamente (Fig. 2.10 A).
 - El índice NDVI (“*proxy*” de productividad primaria neta; servicio ecosistémico de soporte) mostró tasas de disminución más elevadas en sitios con valores menores a 1.12 de heterogeneidad vertical (i.e. valores bajos de heterogeneidad) (Fig. 2.11 C).
 - El coeficiente de variación del NDVI (“*proxy*” de servicio ecosistémico de regulación: resiliencia del bosque frente a disturbios de corto plazo, i.e. ≤ 5 años) evidenció mayores tasas de pérdida de resiliencia en sitios con valores menores a 3.71 de heterogeneidad vertical (i.e. valores intermedios de heterogeneidad) (Fig. 2.12 A).
 - El área basal (“*proxy*” de producción forestal; servicio ecosistémico de provisión) presentó tasas de pérdida más elevadas en sitios con valores de heterogeneidad vertical por debajo de 2.3 (Fig. 2.14 A).
 - La cobertura de especies leñosas melíferas (“*proxy*” de productos no maderables del bosque; servicio ecosistémico de provisión) presentó tasas de pérdida más y elevadas en sitios con valores menores a 1.29 de heterogeneidad vertical y 64.54 de heterogeneidad horizontal (Figs. 2.15 A y B).



- En los llanos, la cobertura de especies alimenticias (“proxy” de productos no maderables del bosque; servicio ecosistémico de provisión) presentó tasas de pérdida más elevadas (ante pérdidas de heterogeneidad vertical y horizontal) en sitios con valores menores a 2.9 de heterogeneidad vertical y de 60.56 de heterogeneidad horizontal (Figs. 2.15 C y D).

En el capítulo 3, se evaluó la configuración espacial de la vegetación (e.g. heterogeneidad, tipo y dimensiones de parches de la vegetación) asociada a diferentes niveles de intensificación agropecuaria y escalas espaciales (paisajes, meso-escalas de paisaje y micro-escalas de paisaje) para discutir sus implicancias en la gestión sustentable de estos paisajes boscosos. Los principales resultados obtenidos fueron:

B)- Meta-escala de paisaje o escala regional:

- El área de estudio presentó una matriz de bosques cerrados con y sin emergentes con los mayores porcentajes de cobertura (32% y 28% respectivamente) (sección 3.6).
- Los bosques maduros presentaron altos grados de fragmentación, y concentrándose en el piedemonte (9878 ha) y en la zona sur del paisaje de los llanos (45659 ha) (Cuadros 3.5 y 3.6).
- Los cultivos y los pastizales naturales y pasturas implantadas se agruparon en la zona sur de los llanos (33760 ha y 12938 ha respectivamente), en donde presentaron los mayores tamaños de parche (Cuadros 3.5 y 3.6).
- Para la métrica de tamaño de parche, los cultivos presentaron los mayores valores (5.87 ha en promedio), seguidos por los bosques cerrados con emergentes (2.22 ha) y los bosques cerrados sin emergentes (1.07 ha) (sección 3.4.2).
- La métrica de número de parches presentó sus mayores valores en las clases boscosas (bosque cerrado con emergentes: 80003; bosque cerrado sin emergentes: 80413) y los menores valores en la clase de cultivos (4395) (sección 3.4.2).

C)- A escala de paisaje:

- La zona norte del paisaje de los llanos presentó más del 90% de su superficie cubierta por clases boscosas. Asimismo, dicha zona, presentó valores de cobertura de bosque maduro cercanos al 7% y de cultivos menores al 1% (Cuadros 3.7 y 3.8).
- La zona sur de los llanos presentó altos porcentajes de cobertura de bosque maduro (30%) y cultivos (22%), siendo la zona con mayor cobertura total para estas clases (Bosque maduro= 45659 ha; Cultivos= 33760) (Cuadros 3.7 y 3.8).
- El paisaje de piedemonte (paisaje con menor superficie) presentó para las clases boscosas, mayores porcentajes de cobertura y tamaño de parches, y menores valores de número de parches y densidad de bordes de parches respecto al paisaje de los llanos (Cuadros 3.6 y 3.7).
- El paisaje de los llanos presentó para las clases de cultivos, pastizales naturales y pasturas implantadas, mayores tamaños de parche y una menor cantidad de número de parches y densidad de bordes de parches respecto al paisaje del piedemonte, debido a una mayor intensificación agropecuaria con una alta cohesión de estas clases (Cuadros 3.6 y 3.7).

D)- Meso-escala de paisaje (2500 ha):

- El tamaño de parche, el número de parches y la densidad de borde de los parches de bosques maduros se maximizaron a valores elevados de cobertura de bosque maduro. Asimismo, a esta escala de análisis, debido a los altos valores de fragmentación, los bosques maduros presentaron tamaños de parches promedio muy bajos (máximo 4 ha) (Figura 3.9 A).
- Los grandes conglomerados de cultivos (con elevados tamaños de parche), presentan en general sitios cubiertos por más del 62% de cultivos o pasturas (Fig. 3.10 A).
- Las zonas intensificadas agropecuariamente (i.e. centro sur del área de estudio), presentan altos niveles de cohesión. Los cultivos y pasturas presentan valores elevados de número de parches y densidad de bordes de parches a valores bajos de vegetación de reemplazo (< 7%) (Figs. 3.10 A, C y E).
-

E)- Micro-escala de paisaje (100 ha):

- A micro-escala de paisaje (100 ha), para mantener tamaños de parche de bosque maduro mayores a 20 ha, es necesario conservar áreas con elevados valores de cobertura de bosque maduro (>80%; Fig. 3.9 A).
- Los niveles más elevados de fragmentación de los bosques maduros se presentan en sitios con menos del 20% de bosque maduro (en dichos sitios, las métricas de número de parches y densidad de borde presentan sus valores más elevados) (Figs. 3.9 D y F).
- Los grandes conglomerados intensificados agropecuariamente (con elevados tamaños de parche de vegetación de reemplazo de ecosistemas naturales; zona sur del área de estudio; Fig. 3.6), presentan en general celdas (100 ha) cubiertas por más del 80% de cultivos o pasturas (Fig. 3.10 B).
- En general, los conglomerados de cultivos presentan altos niveles de cohesión. El mayor número de parches y densidad de bordes se encuentra a niveles intermedios y bajos de cobertura de la vegetación de reemplazo (5-60%) (Figs. 3.10 D y F).
- Para mantener niveles elevados de diversidad agroecológica y de servicios ecosistémicos, se deberían manejar niveles de reemplazo menores al 50 % (o entre 5 y 60% de reemplazo) (Figs. 3.9-3.11).

Por otra parte, en el capítulo 4 se buscó aportar información sobre cuáles son las configuraciones espaciales a escala regional y de paisaje, que maximizan la provisión de servicios ecosistémicos. Algunos de los puntos más importantes de este capítulo fueron los siguientes:

- Las variables de diversidad de especies vegetales leñosas, heterogeneidad horizontal (“proxies” de diversidad biológica, hábitat para poblaciones de especies residentes y transitorias; servicios de soporte), el coeficiente de variación de NDVI (más regulación a valores decrecientes), la regeneración de especies leñosas (“proxies” de resiliencia del bosque frente a disturbios; servicios ecosistémicos de regulación), la cobertura de especies forrajeras leñosas y cobertura de especies melíferas (i.e. productos no maderables del bosque; servicios ecosistémicos de provisión) presentaron valores elevados en comunidades leñosas boscosas con distinto grado de degradación (bosque maduro, bosque cerrado sin emergentes, bosque cerrado con emergentes, bosque abierto, bosque cerrado bajo). Dichos servicios mostraron altos valores en la zona centro-norte del área de estudio donde dominan dichos bosques (Figs. 4.18 y 4.19).
- Los servicios ecosistémicos de carbono orgánico, nitrógeno total, stock de mantillo, área basal y heterogeneidad vertical (“proxies” de fertilidad del suelo, regulación hídrica y ciclado de nutrientes, producción forestal y hábitat para poblaciones de especies de flora y fauna residentes y transitorias) mostraron valores elevados en comunidades de bosque maduro y bosques secundarios con niveles bajos de degradación (bosque cerrado con y sin emergentes). Dichos servicios ecosistémicos, presentaron sus valores más altos en la zona centro, sobre todo en el piedemonte, donde dominan los bosques en buen estado de conservación (Figs. 4.14, 4.15 y 5.2).
- Finalmente, a meso-escala de paisaje se registró respuestas umbrales para los “proxies” de servicios ecosistémicos de soporte y regulación en relación con el tamaño de parche de la vegetación de reemplazo (índice de diversidad, heterogeneidad horizontal de la vegetación y coeficiente de variación del NDVI; Figs. 4.21 B, C y D). Los sitios con promedios de tamaño de parche de vegetación de reemplazo mayores a 2 y 2,3 ha presentaron tasas de pérdida mayores, para dichos servicios. Por otro lado, otro “proxy” que registró una respuesta umbral (con un menor ajuste) fue la regeneración de especies arbóreas (como “proxy” de potencial de mantener y/o recuperar bosque) con un valor

umbral de 15.2 ha de tamaño de parche, más allá del cual sus valores disminuyen significativamente (Figs. 4.21 A, 5.20 C, D).

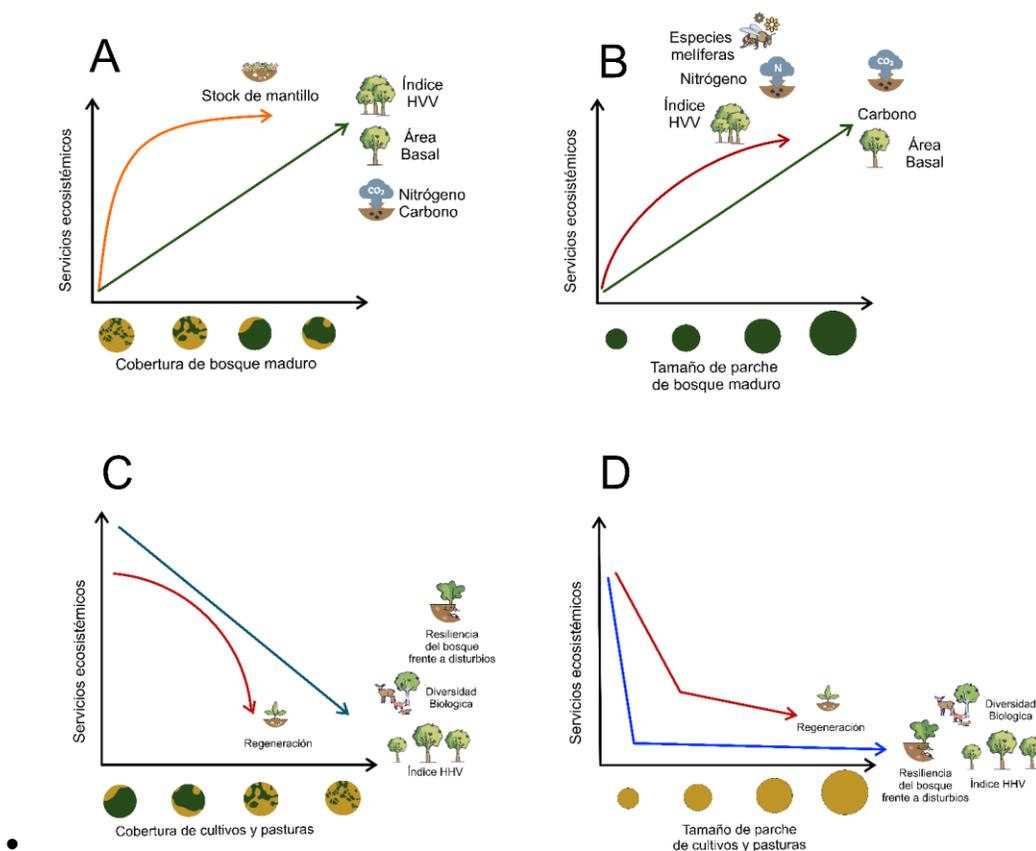


Figura 5.2 Esquema resumen de las principales respuestas de los servicios ecosistémicos ante cambios de la cobertura de bosque maduro(A), del tamaño de parche de bosque maduro (B), de la cobertura de cultivos y pasturas implantadas (C) y del tamaño de parche de cultivos y pasturas (D).

5.3.1 Implicancias de los principales resultados en el Manejo de Bosque con Ganadería Integrada.

El Manejo de Bosque con Ganadería Integrada (MBGI, <https://www.argentina.gob.ar/ambiente/bosques/indice-integrada>), es un modelo de producción que busca integrar el proceso de producción ganadero-forestal y la conservación de funciones ecosistémicas clave provistas por los bosques nativos. Este modelo, se enfoca en mantener los ecosistemas boscosos con componentes de interés para la producción (servicios de provisión), sin perder otros servicios ecosistémicos clave (soporte y regulación) y manteniendo la resiliencia del socio-ecosistema (Carranza & Ledesma, 2005; Peri *et al.*,

2017). Si bien existen una gran variedad de indicadores a escala predial, para monitorear la sustentabilidad de las prácticas MBGI (Alaggia *et al.*, 2020), hasta el momento no existen trabajos en la región chaqueña que hayan indagado sobre la forma en que deben realizarse las intervenciones a distintas escalas espaciales para no afectar la provisión de servicios ecosistémicos. En el convenio entre la Dirección de bosques (que depende del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de Argentina) y el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), se plantean una serie de recomendaciones respecto a los planes de manejo MBGI enmarcados en algunos lineamientos técnicos dentro de los cuales se destacan: la delimitación de áreas de reserva estricta de bosques (mayores al 10% del predio), áreas con bancos forrajeros (menores al 5% del predio, priorizando lotes degradados o ya en uso agrícola o con pasturas) y el manejo de la mayor superficie del predio combinando ganadería y silvicultura, con prácticas de desarbustización (de hasta el 70% del lote) y la siembra de pasturas megatérmicas (Borras *et al.*, 2017). El esquema de tratamientos propuesto para cada sitio intervenido (lote y predio) debe basarse en la dinámica natural del bosque, con el fin de asegurar su regeneración. Esta función podrá facilitarse de manera artificial con especies propias del bosque (plantación, protección de individuos, etc.), siempre que esta no se establezca naturalmente luego de las intervenciones y la práctica sea factible, sin afectar otros atributos del ecosistema. Para el Parque Chaqueño se sugiere un aprovechamiento forestal del 30% por hectárea del lote, con turnos de corta cada 20 años de individuos maderables (e.g. extracción sólo de individuos con DAP > 60 cm). El descanso inter-anual tiene la finalidad de permitir que la regeneración de especies arbóreas alcance una altura suficiente para escapar del ramoneo de ganado (e.g. >1,8 m altura).

Si bien este planteo es de mucha utilidad como primera aproximación al manejo MBGI, son pocas las investigaciones que sustentan dichas recomendaciones (Borras *et al.*, 2017). Asimismo, dichas recomendaciones no contemplan las diferencias biofísicas que presentan los distintos distritos presentes en la región chaqueña (Chaco Árido, Chaco Semiárido, Chaco Serrano, Chaco Subhúmedo; Oyarzabal *et al.*, 2018), y menos aún los diferentes sitios ecológicos (sensu Bestelmeyer *et al.*, 2017), por lo que es necesario investigar y generar modelos de estados y transiciones dentro de los distintos distritos chaqueños. Dichas investigaciones, permitirán identificar las comunidades de referencia, determinar umbrales entre estados (compuesta por fases) con diferentes niveles de

degradación y transiciones entre de cada una de ellas, y posteriormente plantear diferentes planes de manejo a escala de unidad de paisaje. Luego, a partir de allí es necesario generar información para definir umbrales de manejo a escala de predio y de paisaje, que determinen diferentes niveles de intervención que no afecten la sustentabilidad del bosque ni del resto del paisaje, ni la región (López *et al.*, 2011, 2013; Peri *et al.*, 2021, 2022).

En dicho sentido, esta tesis buscó, a través del análisis de diferentes escalas, establecer relaciones entre las características estructurales y servicios ecosistémicos clave que permitan generar recomendaciones de manejo a distintas escalas dentro del Chaco Árido, y de esta manera generar recomendaciones para enfoques de manejo sustentable como MBGI. A nivel de unidad paisaje, si bien es necesario realizar más estudios para generar los modelos de estados y transiciones y, realizar ensayos manipulativos que permitan establecer valores óptimos de cobertura, tamaño de parche e interparche de especies leñosas, a partir de los resultados obtenidos se pueden realizar algunas recomendaciones generales (valores mínimos para cobertura y tamaños de parche). A partir de los resultados mencionados en la primera sección de este capítulo (relaciones entre la complejidad vertical y horizontal y los principales servicios ecosistémicos; escala de unidad de paisaje; Fig. 5.1) se propone que, en estos bosques del Chaco Árido, para un manejo sustentable del bosque se debe tener en cuenta estas recomendaciones que maximicen la complejidad y provisión de servicios del ecosistema.

Estrato leñoso bajo, medio y alto:

- Conservar valores de cobertura total leñosa mayores al 70% (Fig. 2.5).
- Conservar tamaños de parches (presencia de alguno de los 3 estratos) de un mínimo 15 m de ancho (Fig. 2.8 A).
- Si se generán interparches (i.e. sin presencia de ningún estrato), que los mismo tengan un máximo de 2 m de ancho (Fig. 2.8 B).

Estrato leñoso bajo (0-2 m):

- Cobertura del estrato leñoso bajo mayor al 57% (dicho valor incluye la regeneración de las especies arbóreas) (Fig. S2.1 A; Anexo 2).
- Conservar tamaños de parches del estrato bajo mayores de 4 m (Fig. 2.9 B).

- Generar tamaños de interparche del estrato bajo menores a de 4 m (Fig. 2.9 A).

Estrato leñoso medio (2-8 m):

- Cobertura del estrato leñoso medio mayor al 55% (Fig. S2.1 A; Anexo 2)
- Conservar tamaños de parches del estrato medio mayores o iguales a 5 m (Fig. 2.9 C).
- Generar tamaños de interparche del estrato medio menores a 4 m (Fig. 2.9 D).

Estrato leñoso alto (mayor a 8 m):

- El estrato leñoso alto debería cubrir más del >25% de la superficie (estados de referencia; Cabido *et al.*, 1994; capítulo 2) con individuos con un DAB mayor a 40 cm. Debido a que actualmente el bosque maduro posee muy poca cobertura en el área de estudio (10.17%; ver capítulo 3), se recomienda restaurar el estrato alto, ya que en términos generales los bosques se encuentran muy degradado en todo el territorio.

Como se planteó en la introducción general, al ser ecosistemas más áridos y vulnerables que otros ecosistemas boscosos más húmedos del Chaco, las restricciones de manejos planteadas anteriormente son más restrictivas que las recomendaciones generales planteadas por MBGI (sensu Borrás *et al.*, 2017). Esto se debería a los principales aspectos ya discutidos en los capítulos anteriores, que se sintetizan en: suelos más susceptibles a ser degradados, menor capacidad de recuperación (ecosistemas áridos con baja productividad primaria neta), bosques en estados de degradación crónica (i.e. con sobre-uso histórico que ha generado pérdida de bosques maduros). Asimismo, es importante remarcar que la adaptación de las especies leñosas (tanto arbustivas como arbóreas) en estos ecosistemas áridos es crucial para la productividad y/o resiliencia al clima y/o disturbios naturales y/o antrópicos (Peri *et al.*, 2021, 2022).

A nivel de paisaje se pudo observar que, por encima de ciertos porcentajes de bosque maduro, hay mayores probabilidades de tener parches grandes de este tipo de cobertura. Asimismo, se observó que, para mantener elevada heterogeneidad a nivel de paisaje, los valores de la vegetación de reemplazo no deben superar ciertos rangos de cobertura. En base a estos resultados, se recomienda para escala de paisaje (i.e. que incluya uno o más predios):

- Para conservar tamaños de parche grandes de bosque maduro dentro de los paisajes, se deberían mantener a micro-escala del paisaje (e.g. escala de lote de 100 ha) más del 80% de

cobertura de bosque maduro, y a meso-escala del paisaje (e.g. 2500 ha) más del 30% de bosques maduros (Figs. 3.9 A y B). El tamaño de parche a conservar dependerá del tipo y configuración de bosque disponible y de la especie o grupo funcional objetivo a conservar, cuando no hay datos de estudio locales disponibles, se utilizan datos de referencias regionales o internacionales (e.g. Figura 5.3) (Cavallero *et al.*, 2022).

- Para preservar la heterogeneidad de paisaje, la vegetación de reemplazo (cultivos y pasturas) debería mantenerse en todos los casos (micro- y meso- escala de paisaje) por debajo del 60% de cobertura (Fig. 3.11). En el caso de bajos niveles de remplazo (i.e. <5%), la heterogeneidad del paisaje dependerá de lo contrastante que sea esa superficie reemplazada respecto de a la vegetación de la matriz (esto se asocia a la elevada dispersión de datos registrados con valores de vegetación de reemplazo < 5%, Fig. 3.11, Fig. 5.4)
- Dentro de la matriz boscosa, los parches sin cobertura leñosa no deberían superar las 2 ha.

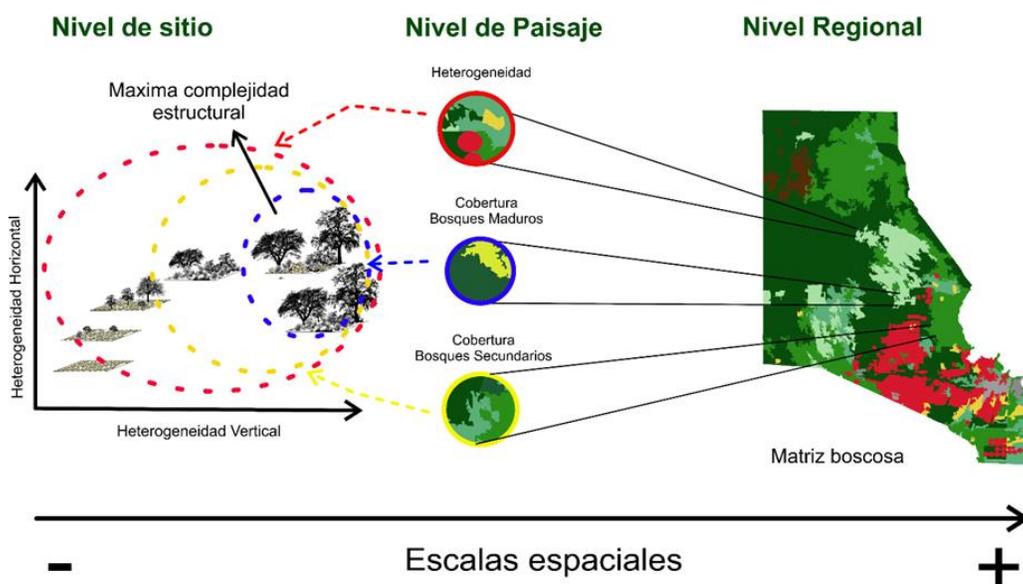


Figura 5.4 Diferentes escalas espaciales analizadas en esta tesis: escala de unidad de paisaje, paisaje y regional. A la izquierda se puede observar los distintos tipos de sitios según la complejidad a nivel estructural (heterogeneidad vertical y horizontal). En el centro de la figura se muestran diferentes paisajes, con características claves a la hora de maximizar servicios ecosistémicos (heterogeneidad, cobertura de bosque maduro y cobertura de bosques secundarios). A la derecha se muestra el área de estudio (nivel regional), con las distintas clases de cobertura y la dominancia de las clases boscosas (característica clave para maximizar la provisión de servicios ecosistémicos). Las líneas punteadas muestran la relación de las tres características claves a la hora de conservar servicios ecosistémicos (heterogeneidad, cobertura de bosque maduro y bosques secundarios) a escala de sitio y de paisaje.

Entonces, por ejemplo, como ya se mencionó en el capítulo 3, si tenemos en cuenta la receptividad de los campos del Chacó Árido y la estructura productiva de los productores del área de estudio (sensu Karlin *et al.*, 2004, 2013), podemos establecer como una referencia general para el área de estudio que: el predio de un pequeño productor ganadero puede tener una superficie de 50 a 300 ha (con 2 o 3 lotes), un productor ganadero mediano entre 500 y 1500 ha (con 4 o 5 lotes); y productor grande entre 3000 y 10000 ha (con más de 10 lotes y mayor infraestructura de manejo). Entonces, una celda de 2500 ha, puede representar una escala predial para un productor ganadero grande, o comprender 2 o más productores medianos y/o pequeños. A partir de los análisis realizados en el capítulo 3 se pudo observar que, para conservar tamaños de parche de bosque maduro grandes, se debería conservar un 30% de cobertura de bosque maduro a meso-escala de paisaje y un 80% de cobertura en celdas de 100 ha (micro-escala de paisaje: representativas de un lote). Es importante remarcar, que el análisis de la cobertura de bosque maduro a meso-escala de paisaje mostró altos niveles de fragmentación ya que ninguna de las celdas posee más del 60% de este tipo de cobertura. Asimismo, en el caso las clases de vegetación de reemplazo, como pudo observarse en el capítulo 3, pueden ser importantes para mantener niveles altos de heterogeneidad a escala de paisaje (micro y meso escala; Figura 3.11). Altos niveles de heterogeneidad a nivel de paisaje no solo permiten mantener la diversidad de especies (biodiversidad de plantas, invertebrados, vertebrados, polinizadores y depredadores; Cursach *et al.*, 2020; Priyadarshana *et al.*, 2024), sino que pueden incrementar la diversidad socioproductiva y la resiliencia de los ecosistemas y socioecosistemas ante disturbios (e.g. fuego; Diaz *et al.*, 2007; Lavorel *et al.*, 2011; Lopez *et al.*, 2017). De esta manera un plan de conservación y de manejo sustentable de MBGI debería contemplar la integración de diferentes escalas (región, paisaje y sitio) la cantidad y los tipos de productores (que integran ese paisaje) y los porcentajes de cobertura de las clases de vegetación presentes (a diferentes escalas espaciales). Es decir, en el estado actual de los bosques, en “un plan hipotético” se deberán priorizar celdas (e.g. lotes hipotéticos) que tengan más del 80% de cobertura de bosque nativo maduro destinados para la conservación, pero que están lo suficientemente agrupados entre sí para que permitan tener a escala de “predios hipotéticos” (i.e. celdas de 2500 ha) un 30 % (o más) de bosque nativo maduro, conformando así parches de bosques grandes. Por otro lado, a micro-escala (e.g. lotes) se podrían tener coberturas de otras clases

(boscosas y no boscosas), según otros criterios de manejo sustentable. La misma lógica de ordenamiento se debería tener al momento de realizar un ordenamiento a escala de paisaje que lo integran diferentes predios. Todo esto, obviamente, debe ser planificado en campos reales de producción, con la evaluación de la cobertura y estado de conservación de los bosques. El objetivo de esta sección fue ejemplificar qué tipo de información proveen este tipo de métricas de paisajes evaluadas a diferentes escalas. Para definir el tamaño de parche a conservar, además de tener en cuenta el tipo de bosque disponible en los lotes, en el predio y en el paisaje, se debe definir en base a la cantidad y/o tipo de especies o grupos funcionales a conservar (e.g. según valores de referencia de la Fig. 5.3). Para esta priorización en el ordenamiento de predios y paisajes se puede utilizar la información de valores umbrales (e.g. o valores mínimos de cobertura y tamaños de parches) provista en esta tesis a diferentes escalas, asociándolo a otros criterios de la Ley de Bosques, entre ellos los productivos y los de manejo, dentro de un modelo multicriterio, como el utilizado por Cavallero *et al.* (2023). Finalmente, teniendo en cuenta la poca cantidad de bosque en buen estado de conservación que queda en este territorio, y en la provincia de Córdoba en general (Cabido & Zak, 2010), si el objetivo es conservar dichos fragmentos, se deberá discutir la forma de compensación para los productores que tengan dichos bosques maduros en sus predios, ya que los montos y los procedimientos actuales no están permitiendo que los pequeños productores puedan mantener viable sus formas de vida, si deben destinar gran parte de sus predios a la conservación (Mónaco *et al.*, 2020; Aguiar *et al.*, 2018). Esto es de vital importancia porque gran parte de los productores viven en el territorio y dependen del bosque nativo. Por lo tanto, en un contexto de cambio climático es importante comenzar a pensar a estos territorios como socio-ecosistemas de bosques nativos que se adapten a un futuro cambiante, en el cual los incendios y las sequías serán más recurrentes (López *et al.*, 2017, en prensa; IPCC 2022).

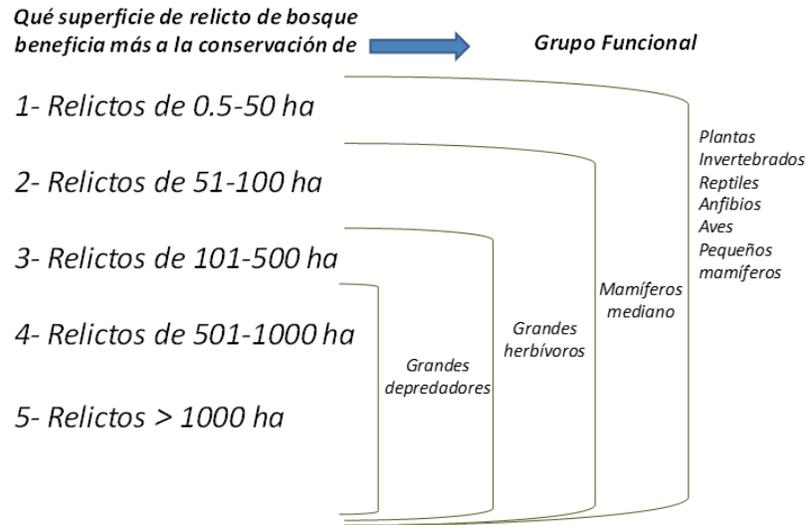


Figura 5.3: Superficie mínima del tamaño de parche de bosque (o relikto de bosque) necesaria para sustentar poblaciones viables de diferentes especies que dependen de este tipo de hábitat (directa y/o indirectamente) como grandes depredadores (e.g. pumas), herbívoros grandes (e.g. ciervos), mamíferos medianos (e.g. zorros, zorrinos, comadreja) y pequeños (e.g. roedores), plantas (herbáceas, arbustos y árboles), invertebrados (e.g. insectos y arañas), reptiles (e.g. víboras y serpientes), anfibios (e.g. sapos y ranas) y aves (adaptado de López-Barreda 2004 y Bentrup, 2008; Cavallero et al., 2023).

5.3.2 Principales resultados y aportes al debate entre modelos *Land Sparing* y *Land Sharing*.

En el capítulo 1 de la tesis se planteó una de las discusiones más importantes de las últimas décadas referida a los modelos de producción-conservación compartida (*land sharing*) versus separada (*land sparing*) (Fisher et al., 2014). A grandes rasgos los modelos *land sharing*, plantean que en la mayor proporción de tierras se deben generar entornos productivos que permitan mantener biodiversidad y producir en un mismo espacio del paisaje, mientras que los modelos *land sparing*, plantean intensificar la mayor parte del paisaje como espacios productivos, manteniendo por separado solo una pequeña parte de los espacios para la conservación neta de la biodiversidad (Green et al., 2005). Si bien existe una gran cantidad de trabajos que buscan evaluar cuál de los modelos es más efectivo para maximizar la producción y la conservación, algunas cuestiones tales como las variables que se utilizan en la comparación, la integración entre escalas espaciales de análisis y los tipos

de ecosistemas que se evalúan, han sido dejados de lado por dichas investigaciones (Hardaker *et al.*, 2021; Zhang *et al.*, 2022). En esta tesis, se buscó indagar sobre esos aspectos, evaluar las similitudes de estos modelos con las configuraciones de paisaje presentes en el área de estudio e indagar sobre la provisión de servicios ecosistémicos de dichas configuraciones.

A diferencia de muchas investigaciones, en esta tesis se tomaron diversos “proxies” para cuantificar la producción y la conservación, siendo que en la mayoría de los trabajos utilizaron a lo sumo 2 variables para comparar dichos modelos: e.g. producción de commodities vs biodiversidad (e.g. Chandler *et al.*, 2013; Von Wehrden *et al.*, 2014). Dentro de dichos “proxies”, aquí se utilizaron algunos relacionados con la preservación del suelo, la resiliencia de los sistemas frente a disturbios y a la provisión de bienes forrajeros, madereros y no madereros. El uso de una mayor cantidad de “proxies” de servicios ecosistémicos (e.g. para unidad de paisaje se tomaron 19 “proxies” y para escala de paisaje 16 “proxies”) permite tener una mirada más integral de este tipo de sistemas productivos en torno a su resiliencia socio-ecológica (Mastrangelo *et al.*, 2015; Peri *et al.*, 2017, 2022). Por otro lado, los resultados obtenidos permiten discutir en torno a la implementación estos modelos en ecosistemas áridos, los cuales presentan mayor fragilidad ambiental y vulnerabilidad a sufrir procesos de degradación. Dentro de la región chaqueña, existen trabajos que discuten la implementación de ambos modelos, pero no dentro del distrito árido (Grau *et al.*, 2013; Macchi *et al.*, 2016). Por último, esta tesis incluye análisis a distintas escalas, lo cual posibilita generar estrategias, no solo a nivel de lote o predio, sino también a nivel de paisaje o cuenca.

Teniendo en cuenta los resultados a escala de unidad de paisaje (i.e. sitios a campo), los sitios que presentaron una matriz boscosa, con niveles intermedios a elevados de complejidad de vegetación leñosa a nivel vertical y horizontal (valores de heterogeneidad vertical > 2.5 y valores de heterogeneidad horizontal 100-150), fueron los que mostraron una mayor provisión de servicios ecosistémicos (ver capítulo 2; Fig. 5.4). Dichos sitios, en su mayoría, poseen algún tipo de uso ganadero (Carranza & Ledesma, 2009) y con provisión de bienes madereros y no madereros (e.g. mieles, harinas de algarroba, mistol, especies aromáticas), y podrían vincularse a modelos productivos poco intensificados de tipo land sharing. Este planteo se separa del paradigma convencional en donde se estipula que el único uso del bosque nativo está vinculado a la conservación de la biodiversidad, dejando de lado

su rol productivo y reproductivo social de una gran cantidad de pequeños y medianos productores. La intensificación pecuaria, que implica el desmonte de grandes áreas para la implantación de pasturas (sistemas silvopastoriles), genera una especialización productiva, que se vincula generalmente solo a la producción ganadera (Peri *et al.*, 2017 B, 2020, 2022; López *et al.*, 2022). Por otro lado, dentro del área de estudio existen áreas agrícolas intensificadas con altos niveles de producción de *commodities* (sur del área de estudio; ver capítulo 2 y 3), las cuales presentan altos niveles de especificación y altos usos de agua (con riego) y energía (Tapella, 2012). Si bien estos sistemas agrícolas intensificados presentarían altos niveles de “rentabilidad financiera”, es muy discutida su resiliencia y son extremadamente lentos para su restauración en el caso que se intente reconvertirlos a ecosistemas naturales y recuperar ciertos servicios de soporte y/o regulación (Lipoma *et al.*, 2021; Venier *et al.*, 2023). Asimismo, dichos sistemas utilizan recursos muy valiosos para la zona, como es el caso del agua del subsuelo, sin información en torno a su variabilidad temporal y los tiempos de recarga (Tapella, 2012).

Respecto a los resultados a escala de regional y de paisaje, en base a lo observado en la clasificación de coberturas (capítulo 3) y a la información productiva disponible para el área de estudio, si comparamos el sector norte y sur del paisaje de los llanos, podríamos vincularlos a los modelos de producción land sharing y land sparing respectivamente. El sector norte, presenta coberturas boscosas en más del 90% de su superficie, y está ocupado por pequeños y medianos productores ganaderos y de productos madereros y no madereros del bosque (SENASA 2020, 2021; Cabrol & Cáceres 2021), lo cual podría vincularse a un modelo land sharing. El sector sur, presenta un 30% de coberturas agrícolas intensificadas (producción de maíz, papa, buffel grass), un 30% cubierto por bosques maduros y el resto del área cubierta por bosques de tipo secundario con modelos productivos empresariales o de grandes productores (SENASA 2020, 2021; capítulo 3). Si bien ambos modelos poseen sus ventajas (sector norte: mayor diversidad socio-ecológica; sector sur: alta rentabilidad financiera); los modelos land sparing serían una alternativa más difícil de llevar a cabo en toda el área de estudio. En primer lugar, los resultados observados en el capítulo 4 muestran que, si bien es muy importante mantener niveles elevados de cobertura de bosque maduro (Figs. 4.17 y 4.18), la presencia de una matriz boscosa (con bosques en distinto grado de conservación) es más determinante en la provisión de servicios ecosistémicos (Fig. 5.4). Por

otro lado, los modelos land sharing permitirían no solo mantener una mayor diversidad a nivel biológico (capítulo 2 y 4), sino también a nivel productivo y social (Silvetti, 2012), que incluso podría mejorarse con mayores inversiones en obras de infraestructura (perforaciones; tendidos eléctricos) y prácticas de restauración ecológica (Cavallero *et al.*, 2019, 2023, López *et al.*, en prensa). Por otro lado, los modelos agrícolas intensificados actualmente solo podrían avanzar e instalarse en el sector sur del área de estudio principalmente por dos aspectos: es una zona que posee los mejores suelos respecto a los suelos del piedemonte que poseen mayor pendiente (Cabido *et al.*, 1994); y posee infraestructura agropecuaria y de comercialización necesaria (de hecho, gran parte ya pertenece a predios bajo producción intensiva; Tapella, 2012). El problema es que dicha zona es donde actualmente se encuentran los parches de bosque maduro de mayor tamaño, bosques mixtos de quebracho blanco y algarrobo negro. Es decir, si quisiéramos profundizar el modelo land sparing en el área de estudio, seguramente se concentraría en la zona norte las áreas de conservación (e.g. en zona con peores suelos, con pendiente, como la reserva de Chancaní), y la intensificación para la producción agrícola se realizaría en zonas donde actualmente se encuentran los parches de bosque maduro de mayor tamaño en el oeste provincial. En síntesis, un enfoque land sparing tendería a dejar las zonas menos productivas y áridas para la conservación (por e.g. zona noroeste de los llanos, Fig. 3.6; capítulo 3), que en general no tiene relación con su rol para brindar servicios ecosistémicos de regulación y soporte (e.g. zona noroeste Figs. 4.5, 4.8 y 4.14; capítulo 4), y menos aún con su rol socio-productivo, sino que simplemente son las zonas que no son prioritarias para la producción.

Actualmente, a nivel mundial solo 13% de la superficie terrestre se encuentra áreas protegidas, y la gran mayoría de los bosques del mundo se encuentran fuera de las áreas protegidas (Joppa & Pfaff, 2009; Schmitt *et al.*, 2009). A nivel nacional, se estima que sólo existen 1.7 millones de hectáreas de bosques que están en áreas protegidas (SIFAB, 2023) de los 48 millones de hectáreas de bosques nativos (MAyDS, 2022), lo que representa que solo un 3,5% de los bosques está bajo protección, y por ende el resto de los bosques están bajo algún uso antrópico. La velocidad a la que se pierden y/o degradan los bosques de estas áreas no protegidas está determinada por muchas decisiones y actividades individuales de los propietarios de tierras que ocurren en tierras privadas y de propiedad de los gobiernos. Influir, controlar y proponer pautas de manejo sobre las decisiones de los propietarios de tierras para

lograr resultados socio-ambientales positivos es, por lo tanto, un problema central para la conservación de los bosques fuera de las áreas protegidas (Nepstad *et al.*, 2014; Robinson *et al.*, 2014; Soares-Filho *et al.*, 2015). Actualmente, en Córdoba, existe una regulación legal, debido a la Ley de Bosques que no permite el cambio de uso de suelo en toda el área de estudio de esta tesis (ya que está bajo zonas amarilla y roja para la Ley de Bosques, Ley nacional n° 26.331 y Ley provincial n° 9841). A su vez, algunas investigaciones muestran como la intensificación agropecuaria, con el correr de los años podría generar efectos negativos como la contaminación del suelo y napas, la pérdida de fertilidad y la erosión de los suelos, una disminución significativa de la biodiversidad y una disminución de la calidad de los productos agrícolas (Yuan *et al.*, 2021). El modelo planteado por el “*Manejo de Bosque con Ganadería Integrada*” se presenta como una alternativa de producción sostenible para el área de estudio, manejando los estratos leñosos bajo y medio de vegetación, y restaurando el estrato alto de vegetación que se encuentra muy degradado en toda el área de estudio. En dicho contexto, los resultados de esta tesis aportan información clave para la implementación de planes de MBGI en el área de estudio, tanto a escala predial (y de lotes) como de paisaje.

Como reflexión final, se debe comprender que los bosques son más que solo ecosistemas, son sistemas complejos que constituyen elementos fundamentales de la seguridad alimentaria y de la mejora en los medios de vida de muchas personas y comunidades que dependen de ellos, ya sea directa o indirectamente (e.g. pueblos y ciudades de la región). En términos generales, los ecosistemas productivos o agroecosistemas se interpretan como vínculos que median entre dinámicas ecológicas y sociales, dando lugar a lo que se denominan Sistemas Socio-Ecológicos (López *et al.*, 2017, 2024; Easdale *et al.*, 2018). En este sentido, la gobernanza de territorios y sus socio-ecosistemas de bosques nativos plantean desafíos vinculados no solo con la toma de decisiones, sino también en referencia a las dimensiones y escalas analíticas a contemplar, estudiar y monitorear, algunas de dichas escalas espaciales fueron abordados en esta tesis. El enfoque conceptual de Sistemas Socio-Ecológicos profundiza la integración de los seres humanos en la naturaleza (que conforman un sistema complejo interrelacionado) y tienen como una propiedad emergente clave a la resiliencia socio-ecológica, y la diversidad socio-ecología (agroecológica). Dicha diversidad socio-ecológica convive, interacciona y está interrelacionada dentro de una misma región y de un mismo paisaje, y reforzaría la capacidad

adaptativa y la resiliencia de los territorios al cambio climático y los nuevos desafíos que este nos plantea (Easdale & López, 2016; López *et al.*, 2017; Easdale *et al.*, 2018).

BIBLIOGRAFÍA

- Abril, A., Bartfeld, P., & Bucher, E. H. (2005). The effect of fire and overgrazing disturbs on soil carbon balance in the Dry Chaco forest. *Forest Ecology and Management*, 206(1–3), 399–405.
- Aguiar, M. R., & Sala, O. E. (1999). Patch structure, dynamics and implications for the functioning of arid ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution*, 14(7), 273–277.
- Aguiar, S., Mastrangelo, M. E., García Collazo, M. A., Camba Sans, G. H., Mosso, C. E., Ciuffoli, L., Schmidt, M., Vallejos, M., Langbehn, L., Brassiolo, M., Cáceres, D., Merlinsky, G., Paruelo, J. M., Seghezzo, L., Staiano, L., Texeira, M., Volante, J. N., & Verón, S. R. (2018). ¿Cuál es la situación de la Ley de Bosques en la Región Chaqueña a diez años de su sanción?: Revisar su pasado para discutir su futuro. *Ecología Austral*, 28(2), 400–417.
- Aguilera, M., & Steinaker, D. (2001). Rolado y siembra en arbustales semiáridos de San Luis. *Siembra Directa II*, 1, 289–302.
- Aizen, M. A., & Feinsinger, P. (1994). Forest Fragmentation, Pollination, and Plant Reproduction in a Chaco Dry Forest, Argentina. *Ecology*, 75(2), 330–351.
- Alaggia, F., Cabello, M. J., Carranza, C. A., Cavallero, L., Daniele, G., Erro, M., Ledesma, M., López, D. R., Mussat, E., Navall, M., Peri, P. L., Rusch, V., Sabani, Á., Saravia, J. J., Uribe Echevarría, J., & Volante, J. (2020). Manual de Indicadores para Monitoreo de Planes Prediales MBGI (C. Carranza, P. Peri, & M. Navall, Eds.; 1st ed., Vol. 1). INTA.
- Allouche, O., Kalyuzhny, M., Moreno-Rueda, G., Pizarro, M., & Kadmon, R. (2012). Area-heterogeneity tradeoff and the diversity of ecological communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 109(43), 17495–17500.
- Amani, M., Ghorbanian, A., Ahmadi, S. A., Kakooei, M., Moghimi, A., Mirmazloumi, S. M., Moghaddam, S. H. A., Mahdavi, S., Ghahremanloo, M., Parsian, S., Wu, Q., & Brisco, B. (2020). Google Earth Engine Cloud Computing Platform for Remote Sensing Big Data Applications: A Comprehensive Review. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 13, 5326–5350.
- Arroyo-Rodríguez, V., & Mandujano, S. (2006). Forest fragmentation modifies habitat quality for *Alouatta palliata*. *International Journal of Primatology*, 27(4), 1079–1096.
- Assessment, M. E. (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Our Human Planet - Summary for Decision-makers*.
- Austin, A. T., & Vivanco, L. (2006). Plant litter decomposition in a semi-arid ecosystem controlled by photodegradation. *Nature* 2006 442:7102, 442(7102), 555–558.
- Bae, S., Levick, S. R., Heidrich, L., Magdon, P., Leutner, B. F., Wöllauer, S., Serebryanyk, A., Nauss, T., Krzystek, P., Gossner, M. M., Schall, P., Heibl, C., Bäessler, C., Doerfler, I., Schulze, E. D., Krah, F. S., Culmsee, H., Jung, K., Heurich, M. & Müller, J. (2019). Radar vision in the mapping of forest biodiversity from space. *Nature Communications* 2019 10:1, 10(1), 1–10.
- Balzter, H., Cole, B., Thiel, C., & Schmullius, C. (2015). Mapping CORINE Land Cover from Sentinel-1A SAR and SRTM Digital Elevation Model Data using Random Forests. *Remote Sensing* 2015, Vol. 7, Pages 14876-14898, 7(11), 14876–14898.
- Banhero, S., De Abelleira, D., Veron, S. R., Mosciaro, M. J., Arevalos, F., & Volante, J. N. (2020). Recent Land Use and Land Cover Change Dynamics in the Gran Chaco Americano. 2020 IEEE Latin American GRSS and ISPRS Remote Sensing Conference, LAGIRS 2020 - Proceedings, 511–514.

- BAOTCba. (2010). Bases ambientales para el ordenamiento territorial del espacio rural de la provincia de Córdoba.
- Barchuk, A. H., & Díaz, M. P. (1999). Regeneration and structure of *Aspidosperma quebracho-blanco* Schl. in the Arid Chaco (Córdoba, Argentina). *Forest Ecology and Management*, 118(1–3), 31–36.
- Barchuk, A. H., & Díaz, M. P. (2000). Vigor de crecimiento y supervivencia de plantaciones de *Aspidosperma quebracho-blanco* y de *Prosopis chilensis* en el Chaco Árido. *Quebracho*, 8, 17–29.
- Barchuk, A. H., Campos, E. B., Oviedo, C., María, & Díaz, D. P. (2006). Supervivencia y crecimiento de plántulas de especies leñosas del Chaco Árido sometidas a remoción de la biomasa aérea. *Ecología Austral*, 16(1), 47–61.
- Barral, M. P., Villarino, S., Levers, C., Baumann, M., Kuemmerle, T., & Mastrangelo, M. (2020). Widespread and major losses in multiple ecosystem services as a result of agricultural expansion in the Argentine Chaco. *Journal of Applied Ecology*, 57(12), 2485–2498.
- Barth, R. C., & Klemmedson, J. O. (1982). Amount and Distribution of Dry Matter, Nitrogen, and Organic Carbon in Soil-Plant Systems of Mesquite and Palo Verde. *Journal of Range Management*, 35(4), 412.
- Barton, A. M., Fetcher, N., & Redhead, S. (1989). The relationship between treefall gap size and light flux in a Neotropical rain forest in Costa Rica. *Journal of Tropical Ecology*, 5(4), 437–439.
- Baskent, E. Z., & Keles, S. (2005). Spatial forest planning: A review. *Ecological Modelling*, 188(2–4), 145–173.
- Baumann, M., Israel, C., Piquer-Rodríguez, M., Gavier-Pizarro, G., Volante, J. N., & Kuemmerle, T. (2017). Deforestation and cattle expansion in the Paraguayan Chaco 1987–2012. *Regional Environmental Change*, 17(4), 1179–1191.
- Baumann, M., Levers, C., Macchi, L., Bluhm, H., Waske, B., Gasparri, N. I., & Kuemmerle, T. (2018). Mapping continuous fields of tree and shrub cover across the Gran Chaco using Landsat 8 and Sentinel-1 data. *Remote Sensing of Environment*, 216, 201–211. h
- Bazzaz, F. A. (2003). The Physiological Ecology of Plant Succession. 10(1), 351–371.
- Bazzaz, F. A., & Carlson, R. W. (1982). Photosynthetic acclimation to variability in the light environment of early and late successional plants. *Oecologia*, 54(3), 313–316.
- Beland, M., Parker, G., Sparrow, B., Harding, D., Chasmer, L., Phinn, S., Antonarakis, A., & Strahler, A. (2019). On promoting the use of lidar systems in forest ecosystem research. *Forest Ecology and Management*, 450, 117484.
- Bentrup, G. (2008). Zonas de amortiguamiento para conservación: lineamientos para diseño de zonas de amortiguamiento, corredores y vías verdes.
- Berg, B., & McLaugherty, C. (2003). Climatic environment. *Plant Litter*, 137–162.
- Berkunsky, I., & Rebores, J. C. (2009). Nest-site fidelity and cavity reoccupation by Blue-fronted Parrots *Amazona aestiva* in the dry Chaco of Argentina. *Ibis*, 151(1), 145–150.
- Bertiller, M. B. (1992). Seasonal variation in the seed bank of a Patagonian grassland in relation to grazing and topography. *Journal of Vegetation Science*, 3(1), 47–54.
- Bestelmeyer, B. T., & Briske, D. D. (2012). Grand Challenges for Resilience-Based Management of Rangelands. *Rangeland Ecology & Management*, 65(6), 654–663.1
- Bestelmeyer, B. T., Ash, A., Brown, J. R., Densambuu, B., Fernández-Giménez, M., Johanson, J., Levi, M., López, D., Peinetti, R., Rumpff, L., & Shaver, P. (2017). State and transition models: theory,

- applications, and challenges. In D. Briske (Ed.), *Rangeland systems processes, management and challenges* (Springer open, pp. 303–345).
- Bisigato, A. J., Villagra, P. E., Ares, J. O., & Rossi, B. E. (2009). Vegetation heterogeneity in Monte Desert ecosystems: A multi-scale approach linking patterns and processes. *Journal of Arid Environments*, 73(2), 182–191.
 - Blanco, L. (2017). *Patrones espaciales y temporales de la productividad primaria neta aérea herbácea y leñosa en el Chaco Árido (Argentina)*. Universidad de Buenos Aires.
 - Blanco, L. J., Paruelo, J. M., Oesterheld, M., Walter, J., Agüero, D., Lisandro, C., & Blanco, J. (2022). Radiation use efficiency of the herbaceous layer of dry Chaco shrublands and woodlands: Spatial and temporal patterns. *Applied Vegetation Science*, 25(1), e12653.
 - Blanco, L., Biurrún, F., & Ferrando, C. (2005). Niveles de degradación de la vegetación del Chaco Árido, una aproximación cuantitativa a partir de imágenes satelitales.
 - Blanco, V., & Waltert, M. (2013). Does the tropical agricultural matrix bear potential for primate conservation? A baseline study from Western Uganda. *Journal for Nature Conservation*, 21(6), 383–393.
 - Boerema, A., Rebelo, A. J., Bodi, M. B., Esler, K. J., & Meire, P. (2017). Are ecosystem services adequately quantified?. *Journal of Applied Ecology*, 54(2), 358-370.
 - Boletta, P. E., Ravelo, A. C., Planchuelo, A. M., & Grilli, M. (2006). Assessing deforestation in the Argentine Chaco. *Forest Ecology and Management*, 228(1–3), 108–114.
 - Bommarco, R., Kleijn, D., & Potts, S. G. (2013). Ecological intensification: harnessing ecosystem services for food security. *Trends in Ecology & Evolution*, 28(4), 230–238.
 - Bonino, E. E. (2006). Changes in carbon pools associated with a land-use gradient in the Dry Chaco, Argentina. *Forest Ecology and Management*, 223(1–3), 183–189.
 - Bonino, E. E., & Araujo, P. (2005). Structural differences between a primary and a secondary forest in the Argentine Dry Chaco and management implications. *Forest Ecology and Management*, 206(1–3), 407–412.
 - Borrás, M., Mangui, E., Miñarro, F., Monaco, M., Navall, M., Peri, P., Periago, M. E., & Preliasco, P. (2017). *Acercando el Manejo de Bosque con Ganadería Integrada al Monte Chaqueño. Una herramienta para lograr una producción compatible con la conservación del bosque* (Fundación Vida Silvestre, Ed.; 1st ed., Vol. 1).
 - Bowers, C. A. (1994). Children, environmental education, and the implications of changing from a liberal to a cultural/bio-conservative ideology. *Childhood*, 2(1–2), 56–72.
 - Brassiolo, A., & Pokorny, M.; (2000). Quebracho-Revista de Ciencias Forestales. *Quebracho*, 8, 64–69.
 - Brassiolo, M., Lorea, L., Gonzalez, D. P., & Zárate, M. H. (2008). Reacción del estrato arbustivo a diferentes intervenciones y presencia de ganado vacuno, en el Chaco Semiárido. *Quebracho*, 16, 51–61.
 - Bravo, S., Basualdo, M., Kunst, C., & Del Corro, F. (2019). Aerial Bud Bank and Structural Changes of Woody Species from Argentine Chaco in Response to Disturbances. *Journal of Environmental Science and Engineering A*, 8, 58–69.
 - Bregaglio, M. N., Karlin, U., & Coirini, Y. R. (1999). Response of forage shrubs species to treatments of selective clearing in the arid chaco, argentina. *Multequina*, 8, 101–109.

- Briske, D. D., Fuhlendorf, S. D., & Smeins, F. E. (2005). State-and-Transition Models, Thresholds, and Rangeland Health: A Synthesis of Ecological Concepts and Perspectives. *Rangeland Ecology & Management*, 58(1), 1–10.
- Briske, D. D., Fuhlendorf, S. D., & Smeins, F. E. (2006). A Unified Framework for Assessment and Application of Ecological Thresholds. *Rangeland Ecology & Management*, 59(3), 225–236.
- Britos, A. H., & Barchuk, A. H. (2013). Dinámica de la cobertura vegetal y los usos de la tierra a través de modelos de no-equilibrio. *Revista de Teledetección*, 40.
- Brown, A., Ortíz, U. M., Acerbi, M., & Corcuera, J. (2006). La situación ambiental argentina 2005 (Fund. Vida Silvestre). www.vidasilvestre.org.ar
- Busquier, M., Lopez-Sanchez, J. M., Ticconi, F., & Floury, N. (2022). Combination of Time Series of L-, C-, and X-Band SAR Images for Land Cover and Crop Classification. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 15, 8266–8286.
- Cabido, J. M., & Pacha, M. J. (2002). Vegetación y flora de la reserva natural Chancaní. 50–50.
- Cabido, M. & Zak, M. (2010). “Deforestación, agricultura y biodiversidad: Apuntes Sobre el Panorama Global y la Realidad de Córdoba.” *Revista HOY la Universidad - UNCiencia*. Universidad Nacional de Córdoba. Córdoba.
- Cabido, M., Acosta, A., Carranza, M. L., & Díaz, S. (1992). La vegetación del Chaco Árido en el W de la provincia de Córdoba, Argentina. *Documents Phytosociologiques*, 14, 447–456.
- Cabido, M., González, C., Acosta, A., & Díaz, S. (1993). Vegetation changes along a precipitation gradient in Central Argentina. *Vegetation*, 109(1), 5–14.
- Cabido, M., Manzur, A., Carranza, L., & González Albarracín, C. (1994). La vegetación y el medio físico del Chaco Árido en la provincia de Córdoba, Argentina Central. *Phytocoenologia*, 24(1–4), 423–460.
- Cabido, M., Zeballos, S. R., Zak, M., Carranza, M. L., Giorgis, M. A., Cantero, J. J., & Acosta, A. T. R. (2018). Native woody vegetation in central Argentina: Classification of Chaco and Espinal forests. *Applied Vegetation Science*, 21(2), 298–311.
- Cabrera, M., Andrada, A., & Gallez, L. (2013). Floración de especies con potencial apícola en el Bosque Nativo Formoseño, Distrito Chaqueño Oriental (Argentina). *Sociedad Argentina de Botánica*, 48, 477–491.
- Cabrol, D. A., & Cáceres, D. M. (2017). Las disputas por los bienes comunes y su impacto en la apropiación de servicios ecosistémicos: La Ley de Protección de Bosques Nativos, en la Provincia de Córdoba, Argentina. *Ecología Austral*, 27(1), 134–145.
- Cabrol, D., & Cáceres, D. M. (2021). Impacto de las políticas neoliberales en la gestión y acceso al agua de uso agropecuario en el oeste de la Provincia de Córdoba (Argentina). *Los Territorios, Sus Actores y Los Movimientos Socioterritoriales: Claves Para La Comprensión de La Argentina Rural*.
- Cáceres, D. M., Soto, G., Ferrer, G., Silvetti, F., & Bisio, C. (2010). La expansión de la agricultura industrial en Argentina Central. Su impacto en las estrategias campesinas. *Cuadernos de Desarrollo Rural*, 7(64), 91–119.
- Cáceres, D. M., Tapella, E., Quétier, F., & Díaz, S. (2015). The social value of biodiversity and ecosystem services from the perspectives of different social actors. *Ecology and Society*, Published Online: Mar 23, 2015. |
- Cadenasso, M. L., Pickett, S. T. A., & Grove, J. M. (2006). Dimensions of ecosystem complexity: Heterogeneity, connectivity, and history. *Ecological Complexity*, 3(1), 1–12.

- Cagnolo, L., Cabido, M., & Valladares, G. (2006). Plant species richness in the Chaco Serrano Woodland from central Argentina: Ecological traits and habitat fragmentation effects. *Biological Conservation*, 132(4), 510–519.
- Caire, G. (2008). El manejo integrado de cuencas como instrumento para el desarrollo regional. In *Desarrollo regional-Reflexiones para la gestión de los territorios. Alternativas y Capacidades*. (MC editores, Vol. 1, pp. 187–213).
- Camino, M., Thompson, J., Arriaga Velasco-Aceves, P., Cirignoli, S., Tiddi, R., Cortez, S., Matteucci, S. D., & Altrichter, M. (2022). Less than six generations to save the chacoan peccary. *Biodiversity and Conservation*, 31(2), 413–432.
- Campos, C. M., Campos, V. E., Mongeaud, A., Borghi, C. E., De los Rios, C., & Giannoni, S. M. (2011). Relationships between *Prosopis flexuosa* (Fabaceae) and cattle in the Monte desert: Seeds, seedlings and saplings on cattle-use site classes. *Revista Chilena de Historia Natural*, 84(2), 289–299.
- Cao, J., Leng, W., Liu, K., Liu, L., He, Z., & Zhu, Y. (2018). Object-Based Mangrove Species Classification Using Unmanned Aerial Vehicle Hyperspectral Images and Digital Surface Models. *Remote Sensing* 2018, Vol. 10, Page 89, 10(1), 89.
- Cappa F.M., Campos V.E., Barri F. R., Ramos L., & Campos C.M. (2022). Environmental and biological factors affecting the abundance of *Prosopis flexuosa* saplings in the central-west Monte of Argentina. *Forest Ecosystems*, 9.
- Carbal Herrera, Adolfo. (2012). Una reflexión crítica en torno a la valoración económica de los recursos naturales y el medio ambiente. *Saber, Ciencia y Libertad*, 7(2), 125–133.
- Carranza, C. A., Pietrarelli, L., Ledesma, M., & Balzarini, M. (2000). Crecimiento de *Prosopis flexuosa* D.C. en el Chaco Árido Argentino, luego de la eliminación del estrato arbustivo. *Multequina*, 9(1).
- Carranza, C., & Ledesma, M. (2005). Sistemas Silvopastoriles en el Chaco Árido. IDIA XXI. Forestales. Ed. INTA, 240–246.
- Carranza, C., & Ledesma, M. (2009). Bases para el manejo de sistemas silvopastoriles. Congreso Forestal Mundial.
- Carranza, C., Noe, L., Merlo, C., Ledesma, M., & Abril, A. (2012). Efecto del tipo de desmonte sobre la descomposición de pastos nativos e introducidos en el Chaco Árido de la Argentina. *RIA. Revista de Investigaciones Agropecuarias*, 38(1), 97–107.
- Carranza, M. L., Cabido, M., & Acosta, A. (1992). Las comunidades del Parque Natural Provincial y Reserva Forestal Natural Chancaní, provincia de Córdoba. *Lilloa*, 1, 75–92.
- Carranza, M. L., Hoyos, L., Frate, L., Acosta, A. T. R., & Cabido, M. (2015). Measuring forest fragmentation using multitemporal forest cover maps: Forest loss and spatial pattern analysis in the Gran Chaco, central Argentina. *Landscape and Urban Planning*, 143, 238–247.
- Caudle, D., Di Benedetto, J., Karl, M., Sánchez, H., & Talbot, C. (2013). Ecological site descriptions. *Handbook for rangelands*. Interagency Ecological Site, USA.
- Cavallero, L., Alaggia, F., Lopez, D. R., Pons, D. H., Mari, N. A., Zárata, M., Ahumada, M. L., & Carranza, C. (2023). Ordenamiento territorial de bosques nativos y agroecosistemas. Restricciones ambientales al cambio en el uso del suelo en Traslasierra.
- Cavallero, L., López, D. R., Raffaele, E., & Aizen, M. A. (2015). Structural–functional approach to identify post-disturbance recovery indicators in forests from northwestern Patagonia: A tool to prevent state transitions. *Ecological Indicators*, 52, 85–95.

- Cavallero, L., Mari, N., Carranza, C., Pons, D., Alaggia, F., Lameiro, S., Ledesma, M., & López, D. (2018). Ordenamiento ambiental de bosques y ecosistemas asociados para el desarrollo sustentable en el ejido del municipio de Nono, valle de Traslasierra, Córdoba (Argentina) (L. Cavallero, C. Carranza, & N. Mari, Eds.; Ediciones INTA). Ediciones INTA.
- Cazcarra-Bes, V., Tello-Alonso, M., Fischer, R., Heym, M., & Papathanassiou, K. (2017). Monitoring of Forest Structure Dynamics by Means of L-Band SAR Tomography. *Remote Sensing* 2017, Vol. 9, Page 1229, 9(12), 1229.
- Chandler, R. B., King, D. I., Raudales, R., Trubey, R., Chandler, C., & Arce Chávez, V. J. (2013). A Small-Scale Land-Sparing Approach to Conserving Biological Diversity in Tropical Agricultural Landscapes. *Conservation Biology*, 27(4), 785–795.
- Chapin, F. S., Zavaleta, E. S., Eviner, V. T., Naylor, R. L., Vitousek, P. M., Reynolds, H. L., Hooper, D. U., Lavorel, S., Sala, O. E., Hobbie, S. E., Mack, M. C., & Díaz, S. (2000). Consequences of changing biodiversity. *Nature* 2000 405:6783, 405(6783), 234–242.
- Chazdon, R. L., Peres, C. A., Dent, D., Sheil, D., Lugo, A. E., Lamb, D., Stork, N. E., & Miller, S. E. (2009). The Potential for Species Conservation in Tropical Secondary Forests. *Conservation Biology*, 23(6), 1406–1417.
- Chris Turner, J., Gerwin, J. A., Lancia, R. A., Program, W., Baughman, M., Brockenfeldt, J., Eddie, D., Hunter, M., Gerhardt, D., Kinard, F., Prisley, K., Singleton, A., Drake, D., Fulp, C., Gerardin, F., Hazler, K., Mashburn, K., Muckenfuss, C., Neville, J., ... Wittkop, B. (2002). Influences of Hardwood Stand Area and Adjacency on Breeding Birds in an Intensively Managed Pine Landscape. *Forest Science*, 48(2), 323–330.
- Chuvieco, E., Aguado, I., Yebra, M., Nieto, H., Salas, J., Martín, M. P., Vilar, L., Martínez, J., Martín, S., Ibarra, P., de la Riva, J., Baeza, J., Rodríguez, F., Molina, J. R., Herrera, M. A., & Zamora, R. (2010). Development of a framework for fire risk assessment using remote sensing and geographic information system technologies. *Ecological Modelling*, 221(1), 46–58.
- Cingolani, A. M., Giorgis, M. A., Hoyos, L. E., & Cabido, M. (2022). La vegetación de las montañas de Córdoba (Argentina) a comienzos del siglo XXI: un mapa base para el ordenamiento territorial. *Boletín de La Sociedad Argentina de Botánica*, 57(1), 65–100.
- Clark, D. B., Clark, D. A., Rich, P. M., Weiss, S., & Oberbauer, S. F. (2011). Landscape-scale evaluation of understory light and canopy structures: methods and application in a neotropical lowland rain forest., 26(5), 747–757. 4
- Clements, W. H., Vieira, N. K. M., & Sonderegger, D. L. (2010). Use of ecological thresholds to assess recovery in lotic ecosystems., 29(3), 1017–1023.
- Coirini, R., & Ulf Karlin, Y. (2000). Potencialidad económica de bosques con algarrobos. I: propuesta de uso múltiple para el Chaco árido. *Multequina*, 9(2), 133–145.
- Connell, J. H. (1978). Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. *Science*, 199(4335), 1302–1310.
- Connolly, R. D. (1998). Modelling effects of soil structure on the water balance of soil–crop systems: a review. *Soil and Tillage Research*, 48(1–2), 1–19.
- Conti, G., Enrico, L., Jaureguiberry, P., Cuchietti, A., Lipoma, M. L., & Cabrol, D. (2018). El rol de la diversidad funcional en la provisión de múltiples servicios ecosistémicos: Un análisis empírico en el Chaco seco de Córdoba, Argentina central. *Ecosistemas*, 27(3), 60–74.

- Conti, G., Kowaljow, E., Baptist, F., Rumpel, C., Cuchiatti, A., Pérez Harguindeguy, N., & Díaz, S. (2016). Altered soil carbon dynamics under different land-use regimes in subtropical seasonally-dry forests of central Argentina. *Plant and Soil*, 403(1–2), 375–387.
- Conti, G., Pérez-Harguindeguy, N., Quètier, F., Gorné, L. D., Jaureguiberry, P., Bertone, G. A., Enrico, L., Cuchiatti, A., & Díaz, S. (2014). Large changes in carbon storage under different land-use regimes in subtropical seasonally dry forests of southern South America. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 197, 68–76.
- COP 15. (2009). Informe de la 15a Conferencia de las Partes de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático.
- Córdoba, M., Álvarez, C., Faule, L., Dellarosa, S., Godino, M., Pérez, M., Morales, H., Pozzi, E., Carranza, J. P., Monzani, F., & Piumetto, M. (2022). Mapeo de propiedades del suelo 2022. Materia organica, fosforo y pH en la provincia de Córdoba. (IDECOR, Ed.; IDECOR, Vol. 2).
- Costanza, R., de Groot, R., Sutton, P., van der Ploeg, S., Anderson, S. J., Kubiszewski, I., Farber, S., & Turner, R. K. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 26(1), 152–158.
- Cotroneo, S. M., Jacobo, E. J., & Brassiolo, M. M. (2021). Degradation processes and adaptive strategies in communal forests of Argentine dry Chaco. Integrating stakeholder knowledge and perceptions., 17(1), 507–522.
- Cuchiatti, A., Marcotti, E., Conti, G., Casanoves, F., Mazzarino, M. J., Vaieretti, M. V., Díaz, S., & Pérez Harguindeguy, N. (2017). Uso de la tierra y ambiente local de descomposición en el Chaco Semiárido de Córdoba, Argentina. *Ecología Austral*, 27(3), 326–339.
- Cushman, S. A., McGarigal, K., & Neel, M. C. (2008). Parsimony in landscape metrics: Strength, universality, and consistency. *Ecological Indicators*, 8(5), 691–703.
- Daily, G. C. (1997). Nature's services: societal dependence on natural ecosystems.
- Daily, G. C., Polasky, S., Goldstein, J., Kareiva, P. M., Mooney, H. A., Pejchar, L., Ricketts, T. H., Salzman, J., & Shallenberger, R. (2009). Ecosystem services in decision making: time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(1), 21–28.
- Dassot, M., Constant, T., & Fournier, M. (2011). The use of terrestrial LiDAR technology in forest science: Application fields, benefits and challenges. *Annals of Forest Science*, 68(5), 959–974.
- De Groot, R. S., Wilson, M. A., & Boumans, R. M. J. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41(3), 393–408.
- de la Sancha Sarah A Boyle Nancy E McIntyre Daniel M Brooks Alberto Yanosky Ericka Cuellar Soto Fatima Mereles Micaela Camino Richard D Stevens, N. U., de la Sancha, N. U., Boyle, S. A., McIntyre, N. E., Brooks, D. M., Yanosky Guyra Paraguay, A., Boveda, C., Cue, V., Cuellar Soto, P. E., & Mereles, F. (2021). The disappearing Dry Chaco, one of the last dry forest systems on earth. *Landscape Ecology* 2021 36:10, 36(10), 2997–3012.
- De la Sancha, N.U., Boyle, S.A., McIntyre, N.E. et al., The disappearing Dry Chaco, one of the last dry forest systems on earth. *Landscape Ecol* 36, 2997–3012 (2021).
- Denoe'l, M., & Ficetola, G. F. (2007). Landscape-level thresholds and newt conservation. *Ecological Applications*, 17(1), 302–309.
- Di prinzio, A. (2015). Impacto del uso de la tierra en el cambio de coberturas vegetales en el oeste de la provincia de Córdoba. UNC.

- Diaz, R. O. (2003). Efectos de diferentes niveles de cobertura arbórea sobre la producción acumulada, digestibilidad y composición botánica del pastizal natural del Chaco Árido (Argentina). *Agriscientia*, 20, 61–68.
- Díaz, S., & Cabido, M. (2001). Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution*, 16(11), 646–655.
- Díaz S., Lavorel S., de Bello F., Quétier F., Grigulis K. & Robson T.M. (2007) Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. *PNAS* 104:20684–20689.
- Didham, R. K., & Lawton, J. H. (1999). Edge Structure Determines the Magnitude of Changes in Microclimate and Vegetation Structure in Tropical Forest Fragments. *Biotropica*, 31(1), 17–30.
- Don, A., Schumacher, J., & Freibauer, A. (2011). Impact of tropical land-use change on soil organic carbon stocks – a meta-analysis. *Global Change Biology*, 17(4), 1658–1670.
- Donager, J. J., Sankey, T. T., Sankey, J. B., Sanchez Meador, A. J., Springer, A. E., & Bailey, J. D. (2018). Examining Forest Structure With Terrestrial Lidar: Suggestions and Novel Techniques Based on Comparisons Between Scanners and Forest Treatments. *Earth and Space Science*, 5(11), 753–776.
- Donato Martino, R., Guerreschi, A. B., Carigniano, C. A., Sfragulla, J. A., & Bonalumi, A. A. (2019). Geología. In O. Giayetto & M. Zak (Eds.), *Hacia el Ordenamiento Territorial de la provincia de Córdoba* (1st ed., Vol. 1, pp. 11–31). Baez Ediciones.
- Dostálová, A., Hollaus, M., Milenković, M., & Wagner, W. (2016). forest area derivation from sentinel-1 data. *ISPRS Annals of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, III–7, 227–233.
- Easdale, M. H., López, D. R., Aguiar, M. R., Easdale, M. H., López, D. R., & Aguiar, M. R. (2018). Tensiones entre conservación de ecosistemas y desarrollo territorial: hacia un abordaje socioecológico en las Ciencias Agropecuarias. *Cuadernos de Desarrollo Rural*, 15(81), 26–45.
- Easdale, M. H., & López, D. R. (2016). Sustainable livelihoods approach through the lens of the State-and-Transition Model in semi-arid pastoral systems. *The Rangeland Journal*, 38(6), 541–551.
- Echeverría, C., Coomes, D., Salas, J., Rey-Benayas, J. M., Lara, A., & Newton, A. (2006). Rapid deforestation and fragmentation of Chilean Temperate Forests. *Biological Conservation*, 130(4), 481–494.
- Echeverría, C., Newton, A. C., Lara, A., Benayas, J. M. R., & Coomes, D. A. (2007). Impacts of forest fragmentation on species composition and forest structure in the temperate landscape of southern Chile. *Global Ecology and Biogeography*, 16(4), 426–439.
- Echeverría, K. V. (2015). Evaluación de variables condicionantes de calidad hidroambiental e integración en un sistema de información geográfica como base para la gestión territorial. Villa Dolores, Córdoba. Universidad Nacional de Río Cuarto.
- Edwards, D. P., Hodgson, J. A., Hamer, K. C., Mitchell, S. L., Ahmad, A. H., Cornell, S. J., & Wilcove, D. S. (2010). Wildlife-friendly oil palm plantations fail to protect biodiversity effectively. *Conservation Letters*, 3(4), 236–242.
- Eguiguren, P., Fischer, R., & Günter, S. (2019). Degradation of ecosystem services and deforestation in landscapes with and without incentive-based forest conservation in the Ecuadorian Amazon. *Forests*, 10(5), 442.
- Erinjery, J. J., Singh, M., & Kent, R. (2018). Mapping and assessment of vegetation types in the tropical rainforests of the Western Ghats using multispectral Sentinel-2 and SAR Sentinel-1 satellite imagery. *Remote Sensing of Environment*, 216, 345–354.

- Escudero, A., Giménez-Benavides, L., Irondo, J. M., & Rubio, A. (2004). Patch Dynamics and Islands of Fertility in a High Mountain Mediterranean Community. *Antarctic and Alpine Research*, 36(4), 518–527.
- Estrada-Carmona, N., Sánchez, A. C., Remans, R., & Jones, S. K. (2022). Complex agricultural landscapes host more biodiversity than simple ones: A global meta-analysis. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 119(38), e2203385119.
- Ewers, R. M., & Didham, R. K. (2006). Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews*, 81(1), 117–142.
- Ewers, R. M., Scharlemann, J. P. W., Balmford, A., & Green, R. E. (2009). Do increases in agricultural yield spare land for nature? *Global Change Biology*, 15(7), 1716–1726.
- F. S., Zavaleta, E. S., Eviner, V. T., Naylor, R. L., Vitousek, P. M., Reynolds, H. L., Hooper, D. U., Lavorel, S., Sala, O. E., Hobbie, S. E., Mack, M. C., & Díaz, S. (2000). Consequences of changing biodiversity. *Nature* 2000 405:6783, 405(6783), 234–242.
- Fahrig, L. (2013). Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography*, 40(9), 1649–1663.
- Fahrig, L., & Nuttle, W. K. (2005). Population Ecology in Spatially Heterogeneous Environments. *Ecosystem Function in Heterogeneous Landscapes*, 95–118.
- Fahrig, L., Baudry, J., Brotons, L., Burel, F. G., Crist, T. O., Fuller, R. J., Sirami, C., Siriwardena, G. M., & Martin, J. L. (2011). Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters*, 14(2), 101–112
- Fan, Q., & Ding, S. (2016). Landscape pattern changes at a county scale: A case study in Fengqiu, Henan Province, China from 1990 to 2013. *CATENA*, 137, 152–160.
- FAO. (2009). Evaluación de los recursos forestales mundiales 2005: Progreso hacia la ordenación forestal sostenible. Informe principal.
- Farina, A. (2022). *Principles and Methods in Landscape Ecology*. 31.
- Feeley, K. J., Gillespie, T. W., & Terborgh, J. W. (2005). The Utility of Spectral Indices from Landsat ETM+ for Measuring the Structure and Composition of Tropical Dry Forests I. *Biotropica*, 37(4), 508–519.
- Ferraina, A., Baldi, G., de Aballeyra, D., Grosfeld, J., & Verón, S. (2022). An insight into the patterns and controls of the structure of South American Chaco woodlands. *Land Degradation & Development*, 33(5), 723–738.
- Figueroa, L. M. (2007). Federal Standards Altered? Comparative Analysis of Forests Law Enforcement in Argentinean Provinces (2007-2015).
- Fischer, J., Abson, D. J., Butsic, V., Chappell, M. J., Ekroos, J., Hanspach, J., Kuemmerle, T., Smith, H. G., & von Wehrden, H. (2014). Land Sparing Versus Land Sharing: Moving Forward. *Conservation Letters*, 7(3), 149–157
- Fisher, A., & Hesse, P. P. (2019). The response of vegetation cover and dune activity to rainfall, drought and fire observed by multitemporal satellite imagery. *Earth Surface Processes and Landforms*, 44(15), 2957–2967.
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Helkowski, J. H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C. J., Monfreda, C., Patz, J. A., Prentice, I. C., Ramankutty, N., & Snyder, P. K. (2005). Global consequences of land use. *Science*, 309(5734), 570–574.

- Forman, R. T. T. (1995). Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology*, 10(3), 133–142.
- Forman, R. T. T., & Godron, M. (1981). Patches and Structural Components for A Landscape Ecology. *BioScience*, 31(10), 733–740.
- Fournier, D. A., Skaug, H. J., Ancheta, J., Ianelli, J., Magnusson, A., Maunder, M. N., Nielsen, A., & Sibert, J. (2012). AD Model Builder: using automatic differentiation for statistical inference of highly parameterized complex nonlinear models., 27(2), 233–249.
- Frate, L., & Carranza, M. L. (2013). Quantifying Landscape-Scale Patterns of Temperate Forests over Time by Means of Neutral Simulation Models. *ISPRS International Journal of Geo-Information* 2013, Vol. 2, Pages 94-109, 2(1), 94–109.
- Frate, L., Acosta, A. T. R., Cabido, M., Hoyos, L., & Carranza, M. L. (2015). Temporal Changes in Forest Contexts at Multiple Extents: Three Decades of Fragmentation in the Gran Chaco (1979-2010), Central Argentina. *PLOS ONE*, 10(12), e0142855.
- Frêne, C., Armesto, J. J., Véliz, F., Alfaro, F. D., & Weathers, K. C. (2021). High-frequency monitoring of hydrological and biogeochemical fluxes in forested catchments of southern Chile. *Hydrological Processes*, 35(5), e14175.
- Friedel, M. H. (1991). Variability in space and time and the nature of vegetation change in arid rangelands.
- Gaitan, J. (2023). Mapa actualizado del nivel de acumulación de carbono orgánico en los suelos de la Argentina (J. Gaitan, Ed.; Ediciones INTA).
- Gao, Y., Zhong, B., Yue, H., Wu, B., & Cao, S. (2011). A degradation threshold for irreversible loss of soil productivity: a long-term case study in China. *Journal of Applied Ecology*, 48(5), 1145–1154.
- Garay, C. G., Pons, D. H., Cavallero, L., & Prieto, J. D. (2022). Aplicaciones de datos SAR y procesamiento en la nube para el estudio de incendios en el Bosque Chaqueño Serrano. 2022 IEEE Biennial Congress of Argentina, ARGENCON 2022.
- Gardner, S. M., Cabido, M. R., Valladares, G. R., & Diaz, S. (1995). The influence of habitat structure on arthropod diversity in Argentine semi-arid Chaco forest. *Journal of Vegetation Science*, 6(3), 349–356.
- Garnier, E., Cortez, J., Billès, G., Navas, M. L., Roumet, C., Debussche, M., Laurent, G., Blanchard, A., Aubry, D., Bellmann, A., Neill, C., & Toussaint, J. P. (2004). plant functional markers capture ecosystem properties during secondary succession. *Ecology*, 85(9), 2630–2637.
- Garnier, E., Cortez, J., Billès, G., Navas, M. L., Roumet, C., Debussche, M., Laurent, G., Blanchard, A., Aubry, D., Bellmann, A., Neill, C., & Toussaint, J. P. (2004). Plant functional markers capture ecosystem properties during secondary succession. *Ecology*, 85(9), 2630–2637.
- Gasparri, N. I., & Grau, H. R. (2009). Deforestation and fragmentation of Chaco dry forest in NW Argentina (1972–2007). *Forest Ecology and Management*, 258(6), 913–921.
- Gasparri, N. I., Grau, H. R., & Gutiérrez Angonese, J. (2013). Linkages between soybean and neotropical deforestation: Coupling and transient decoupling dynamics in a multi-decadal analysis. *Global Environmental Change*, 23(6), 1605–1614.
- Gasparri, N. I., Parmuchi, M. G., Bono, J., Karszenbaum, H., & Montenegro, C. L. (2010). Assessing multi-temporal Landsat 7 ETM+ images for estimating above-ground biomass in subtropical dry forests of Argentina. *Journal of Arid Environments*, 74(10), 1262–1270.

- Geisa, M. G., Dottori, N., & Cosa, M. T. (2018). Dieta del Guanaco (*Lama guanicoe*) en el Chaco Árido de Córdoba, Argentina. *Mastozoología Neotropical*, 25, 59–80.
- Geist, H. J., & Lambin, E. F. (2004). Dynamic causal patterns of desertification. *BioScience*, 54(9), 817–829.
- Geri, F., Amici, V., & Rocchini, D. (2010). Human activity impact on the heterogeneity of a Mediterranean landscape. *Applied Geography*, 30(3), 370–379.
- Ghazoul, J., Burivalova, Z., Garcia-Ulloa, J., & King, L. A. (2015). Conceptualizing Forest Degradation. *Trends in Ecology and Evolution*, 30(10), 622–632.
- Ghorbanian, A., Kakooei, M., Amani, M., Mahdavi, S., Mohammadzadeh, A., & Hasanlou, M. (2020). Improved land cover map of Iran using Sentinel imagery within Google Earth Engine and a novel automatic workflow for land cover classification using migrated training samples. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 167, 276–288.
- Giménez, R., Mercau, J., Noso, M., Páez, R., & Jobbágy, E. (2016). The ecohydrological imprint of deforestation in the semiarid Chaco: insights from the last forest remnants of a highly cultivated landscape. *Hydrological Processes*, 30(15), 2603–2616.
- Goetz, S. J., Fiske, G. J., & Bunn, A. G. (2006). Using satellite time-series data sets to analyze fire disturbance and forest recovery across Canada. *Remote Sensing of Environment*, 101(3), 352–365.
- Gómez, J. C., Reynoso, A. A., Ricarte, A., & Aguirre, E. (1998). Impacto del rolado sobre la dinámica de arbustos y la condición del pastizal natural. XVII Reunión Argentina de Ecología, 1, 1–54.
- Gonzalez, A., Cardinale, B. J., Allington, G. R. H., Byrnes, J., Endsley, K. A., Brown, D. G., Hooper, D. U., Isbell, F., O'Connor, M. I., & Loreau, M. (2016). Estimating local biodiversity change: a critique of papers claiming no net loss of local diversity. *Ecology*, 97(8), 1949–1960.
- González, C., Abril, A., & Acosta, M. (1999). Efecto del fuego sobre la fertilidad edáfica y las comunidades microbianas en el Chaco occidental argentino. *Ecología Austral*, 9(1), 003–010. https://ojs.ecologiaaustral.com.ar/index.php/Ecologia_Austral/article/view/1603
- Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D., & Moore, R. (2017). Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sensing of Environment*, 202, 18–27.
- Gorgas, J., & Tassile, J. (2003). Recursos naturales de la provincia de Córdoba (INTA).
- Grau, H. R., & Aide, M. (2008). Globalization and Land-Use Transitions in Latin America. *Ecology and Society*, 13(2).
- Grau, H. R., Gasparri, N. I., & Aide, T. M. (2005). Agriculture expansion and deforestation in seasonally dry forests of north-west Argentina. *Environmental Conservation*, 32(2), 140–148.
- Grau, R., Kuemmerle, T., & Macchi, L. (2013). Beyond ‘land sparing versus land sharing’: environmental heterogeneity, globalization and the balance between agricultural production and nature conservation. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5(5), 477–483.
- Gravel, D., Massol, F., & Leibold, M. A. (2016). Stability and complexity in model meta-ecosystems. *Nature Communications* 2016 7:1, 7(1), 1–8.
- Green, R. E., Cornell, S. J., Scharlemann, J. P. W., & Balmford, A. (2005). Farming and the fate of wild nature. *Science*, 307(5709), 550–555.
- Grime, J. P. (1973). Competitive Exclusion in Herbaceous Vegetation. *Nature* 1973 242:5396, 242(5396), 344–347.

- Haines-Young, R., & Chopping, M. (1996). Quantifying landscape structure: a review of landscape indices and their application to forested landscapes., 20(4), 418–445.
- Hansen, M. C., Potapov, P. V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S. A., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S. V., Goetz, S. J., Loveland, T. R., Kommareddy, A., Egorov, A., Chini, L., Justice, C. O., & Townshend, J. R. G. (2013). High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science*, 342(6160), 850–853.
- Hardaker, A., Pagella, T., & Rayment, M. (2021). Ecosystem service and dis-service impacts of increasing tree cover on agricultural land by land-sparing and land-sharing in the Welsh uplands. *Ecosystem Services*, 48, 101253.
- Haretche, F., & Rodríguez, C. (2006). Banco de semillas de un pastizal uruguayo bajo diferentes condiciones de pastoreo. *Ecología Austral*, 16(2), 105–113.
- Hayes, M. M., Miller, S. N., & Murphy, M. A. (2014). High-resolution landcover classification using Random Forest., 5(2), 112–121.
- Hesselbarth, M. H. K., Sciaini, M., With, K. A., Wiegand, K., & Nowosad, J. (2019). landscapemetrics: an open-source R tool to calculate landscape metrics. *Ecography*, 42(10), 1648–1657.
- Horacio Britos, A., & Haydée Barchuk José María Fernández, A. (2011). Patrones de Deforestación del Bosque Nativo bajo Manejo de Pequeños Productores Campesinos: ¿"Paisajes Sustentables"? 1, 1–16.
- Hosonuma, N., Herold, M., De Sy, V., De Fries, R. S., Brockhaus, M., Verchot, L., Angelsen, A. & Romijn, E. (2012). An assessment of deforestation and forest degradation drivers in developing countries. *Environmental Research Letters*, 7(4), 044009.
- Hoyos, L. E., Cabido, M. R., & Cingolani, A. M. (2018). A Multivariate Approach to Study Drivers of Land-Cover Changes through Remote Sensing in the Dry Chaco of Argentina. *ISPRS International Journal of Geo-Information* 2018, Vol. 7, Page 170, 7(5), 170.
- Hoyos, L. E., Cingolani, A. M., Zak, M. R., Vaieretti, M. V., Gorla, D. E., & Cabido, M. R. (2013). Deforestation and precipitation patterns in the arid Chaco forests of central Argentina. *Applied Vegetation Science*, 16(2), 260–271.
- Hutchings, M., J., E., & Stewart, A. (Eds.). (2000). *The ecological consequences of environmental heterogeneity: 40th symposium of the British ecological society*. Cambridge University Press.
- IDECOR. (2022). Mapa de cobertura y uso de suelo en la provincia de Córdoba 2020/2021.
- Iglesias, M. del R., Barchuk, A., & Grilli, M. P. (2012). Carbon storage, community structure and canopy cover: A comparison along a precipitation gradient. *Forest Ecology and Management*, 265, 218–229.
- Iglesias, M. del R., Barchuk, A., & Grilli, M. P. (2022). Dinámica estacional e interanual del NDVI en bosques nativos de zonas áridas de Argentina. <https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/158998>
- İleri, O., & Koç, A. (2022). Monitoring the available forage using Sentinel 2-derived NDVI data for sustainable rangeland management. *Journal of Arid Environments*, 200, 104727.
- INTA & Sec. Agricultura, 2022. Mapa de potencialidad agrícola
- IPBES. (2018). The IPBES assessment report on land degradation and restoration. Montanarella, L., Scholes, R., and Brainich, A. (eds.). Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany. 744 pages. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3237392>

- IPBES. (2019). Evaluación Global de la Biodiversidad y los Servicios de los Ecosistemas. Resumen para responsables de políticas.
- IPCC. (2022). IPCC, 2022: summary for policymakers. In: *Climate change 2022: Impacts, adaptation, and vulnerability: contribution of working group II to the sixth assessment report of the intergovernmental panel on climate change*.
- Jaureguiberry, P., & Díaz, S. (2015). Post-burning regeneration of the Chaco seasonally dry forest: germination response of dominant species to experimental heat shock. *Oecologia*, 177(3), 689–699.
- Jia, K., Liang, S., Zhang, L., Wei, X., Yao, Y., & Xie, X. (2014). Forest cover classification using Landsat ETM+ data and time series MODIS NDVI data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 33(1), 32–38.
- Jobbágy, E. G., Noretto, M. D., Santoni, C. S., & Baldi, G. (2008). El desafío ecohidrológico de las transiciones entre sistemas leñosos y herbáceos en la llanura Chaco-Pampeana Sección especial. *Ecología Austral*, 18, 305–322.
- Jóbbagy, E., Laterra, P., & Paruelo, J. (2011). Valoración de los servicios ecosistémicos: conceptos, herramientas y aplicaciones. Ediciones INTA.
- Joppa, L. N., & Pfaff, A. (2009). High and Far: Biases in the Location of Protected Areas. *PLOS ONE*, 4(12), e8273.
- Jørgensen, I. H. (1992). Discovery, characterization and exploitation of Mlo powdery mildew resistance in barley. *Euphytica*, 63(1–2), 141–152.
- Kacic, P., & Kuenzer, C. (2022). Forest Biodiversity Monitoring Based on Remotely Sensed Spectral Diversity—A Review. *Remote Sensing*, 14(21), 5363.
- Kahiu, N. N., Fava, F., Hanan, N. P., Anchang, J., Jensen, N. D., Alulu, V., Kahiu, N. N., Fava, F., Hanan, N. P., Anchang, J., Jensen, N. D., & Alulu, V. (2022). Application of Herbaceous and Woody Forage Estimates in Index-Based Livestock Insurance as an Alternative to NDVI for Determining Forage Index. *AGUFM*, 2022, GC42E-0759.
- Kandziora, M., Burkhard, B., & Müller, F. (2013). Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators—A theoretical matrix exercise. *Ecological Indicators*, 28, 54–78.
- Karlin, M. S., Salazar, J. B., Cora, A., Sánchez, S., Arnulphi, S., & Accietto, R. (2019). cambios en el uso del suelo: capacidad de infiltración en el centro de córdoba (argentina). *Ciencia Del Suelo*, 37(2), 196–208. <http://www.ojs.suelos.org.ar/index.php/cds/article/view/435>
- Karlin, M., Karlin, U., Coirini, R., Reati, G., & Zapata, R. (2013). *El Chaco Árido* (M. Karlin, Ed.; UNC, Vol. 1).
- Karlin, U., Catalan, L., Coirini, R., & Zapata, R. (2004). *Uso y manejo sustentable de los bosques nativos del Chaco Árido* (U. N. de La Plata).
- Kimbrell, A. (2002). *The fatal harvest: The tragedy of industrial agriculture*. In 241603 (Island Press).
- Klemmedson, J. (1992). Distribution and balance of biomass and nutrient in desert shrub ecosystems. *Desert Biome*, US International Biological Program.
- Koffi, K. J., Deblauwe, V., Sibomana, S., Neuba, D. F. R., Champluvier, D., Canniere, C. De, Barbier, N., Traore, D., Habonimana, B., Robbrecht, E., Lejoly, J., & Bogaert, J. (2007). Spatial pattern analysis as a focus of landscape ecology to support evaluation of human impact on landscapes and diversity. *Landscape Ecological Applications in Man-Influenced Areas: Linking Man and Nature Systems*, 7–32.

- Kremen, C. (2015). Reframing the land-sparing/land-sharing debate for biodiversity conservation. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1355(1), 52–76.
- Kremen, C. (2015). Reframing the land-sparing/land-sharing debate for biodiversity conservation. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1355(1), 52–76.
- Kriese, J., Hoeser, T., Asam, S., Kacic, P., Da Ponte, E., & Gessner, U. (2022). Deep Learning on Synthetic Data Enables the Automatic Identification of Deficient Forested Windbreaks in the Paraguayan Chaco. *Remote Sensing* 2022, Vol. 14, Page 4327, 14(17), 4327.
- Kubiszewski, I., Muthee, K., Rifaae Rasheed, A., Costanza, R., Suzuki, M., Noel, S., & Schauer, M. (2022). The costs of increasing precision for ecosystem services valuation studies. *Ecological Indicators*, 135, 108551.
- Kuhn, C., de Matos Valerio, A., Ward, N., Loken, L., Sawakuchi, H. O., Kampel, M., Richey, J., Stadler, P., Crawford, J., Striegl, R., Vermote, E., Pahlevan, N., & Butman, D. (2019). Performance of Landsat-8 and Sentinel-2 surface reflectance products for river remote sensing retrievals of chlorophyll-a and turbidity. *Remote Sensing of Environment*, 224, 104–118.
- Kulkarni, A. D., & Lowe, B. (2016). Random Forest Algorithm for Land Cover Classification International Journal on Recent and Innovation Trends in Computing and Communication Random Forest Algorithm for Land Cover Classification.
- Kumar, S., Stohlgren, T. J., & Chong, G. W. (2006). Spatial heterogeneity influences native and nonnative plant species richness. *Ecology*, 87(14), 3186–3999.
- Kunst, C. R., Bravo, S., Godoy, J. A., & Navarrete, V. D. C. (2009). Sistemas silvopastoriles en el Chaco Semiárido III. efecto del rolado sobre la estructura de especies arbustivas nativas. Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles.
- Kunst, C., Cornacchione, M., Gelid, L., & Godoy, J. (2001). Ganadería en el este santiagueño: Aumento de la oferta de forraje. Manejo desmonte y posdesmonte. Persistencia de pasturas subtropicales.
- Kunst, C., Ledesma, R., & Navall, M. (2008). Resultados 1997-2007 de Investigación Aplicada, Experimentación Adaptativa y Transferencia en: interacción suelos – vegetación herbácea y leñosa e integración entre ganadería y actividad forestal.
- Kunst, C., Ledesma, R., Basan Nickish, M., Angella, G., Prieto, D., & Godoy, J. (2003). Rolado de “fachinales” e infiltración de agua en suelo en el Chaco Occidental (Argentina). *Revista de Investigaciones Agropecuarias*, ISSN-e 1669-2314, ISSN 0325-8718, Vol. 32, No. 3, 2003, Págs. 105-126, 32(3), 105–126.
- Lamb, D. (2018). Undertaking large-scale forest restoration to generate ecosystem services. *Restoration Ecology*, 26(4), 657–666.
- Lamb, D. W., Schneider, D. A., Trotter, M. G., Schaefer, M. T., & Yule, I. J. (2011). Extended-altitude, aerial mapping of crop NDVI using an active optical sensor: A case study using a Raptor™ sensor over wheat. *Computers and Electronics in Agriculture*, 77(1), 69–73.
- Laterra, P., Castellarini, F., & Orúe, E. (2011). ECOSER: Un protocolo para la evaluación biofísica de servicios ecosistémicos y la integración con su valor social. In P. Laterra, E. Jobbagy, & J. Paruelo (Eds.), *Valoración de servicios ecosistémicos: Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial* (Ediciones INTA, Vol. 1, pp. 359–389).
- Lavorel S., Grigulis K., Lamarque P., Colace M.C., Garden D., Girel J., Pellet G. & Douzet R. (2011) Using plant functional traits to understand the landscape distribution of multiple ecosystem services. *J Ecol* 99:135–147

- Lavorel, S., & Grigulis, K. (2012). How fundamental plant functional trait relationships scale-up to trade-offs and synergies in ecosystem services. *Journal of Ecology*, 100(1), 128–140.
- Li, Q., Ma, B., Zhao, L., Mao, Z., Luo, L., & Liu, X. (2023). Landscape Ecological Risk Evaluation Study under Multi-Scale Grids—A Case Study of Bailong River Basin in Gansu Province, China. *Water*, 15(21), 3777.
- Li, H., & Reynolds, J. F. (1993). A new contagion index to quantify spatial patterns of landscapes. *Landscape Ecology*, 8(3), 155–162.
- Li, H., & Reynolds, J. F. (1995). On Definition and Quantification of Heterogeneity. *Oikos*, 73(2),
- Li, M., Zang, S., Zhang, B., Li, S., & Wu, C. (2017). A Review of Remote Sensing Image Classification Techniques: the Role of Spatio-contextual Information., 47(1), 389–411.
- Lipoma, M. L., Cabrol, D. A., Cuchietti, A., Enrico, L., Gorné, L. D., & Díaz, S. (2021). Low resilience at the early stages of recovery of the semi-arid Chaco forest—Evidence from a field experiment. *Journal of Ecology*, 109(9), 3246–3259
- Liu, D., Wang, T., Peñuelas, J., & Piao, S. (2022). Drought resistance enhanced by tree species diversity in global forests. *Nature Geoscience* 2022 15:10, 15(10), 800–804.
- Liu, Y., Liu, S., Li, J., Guo, X., Wang, S., & Lu, J. (2019). Estimating biomass of winter oilseed rape using vegetation indices and texture metrics derived from UAV multispectral images. *Computers and Electronics in Agriculture*, 166, 105026.
- Llano, C., Rafael, S., Ugan Smithsonian, A., Guerci ICB, A., & Otaola, C. (2012). Arqueología experimental y valoración nutricional del fruto de algarrobo (*Prosopis flexuosa*): inferencias sobre la presencia de macrorrestos en sitios arqueológicos. *Intersecciones En Antropología*, 13(2), 513–524.
- Lomba, A., Guerra, C., Alonso, J., Honrado, J. P., Jongman, R., & McCracken, D. (2014). Mapping and monitoring High Nature Value farmlands: Challenges in European landscapes. *Journal of Environmental Management*, 143, 140–150.
- López D.R., Cavallero L., Easdale M.H., Carranza C., Peri, P. (en prensa). Resilience management at the landscape level: fostering mitigation and adaptations to global change based on forest socio-ecosystems. En: “Integrating landscapes: Agroforestry for biodiversity conservation and food sovereignty. Florencia Montagnini (Ed.), 2ª Edition. Springer Series Advances in Agroforestry”.
- López, D. R., & Cavallero, L. (2017). The role of nurse functional types in seedling recruitment dynamics of alternative states in rangelands. *Acta Oecologica*, 79, 70–80.
- López, D. R., Brizuela, M. A., Willems, P., Aguiar, M. R., Siffredi, G., & Bran, D. (2013). Linking ecosystem resistance, resilience, and stability in steppes of North Patagonia. *Ecological Indicators*, 24, 1–11.
- López, D. R., Cavallero, L., Brizuela, M. A., & Aguiar, M. R. (2011). Ecosystemic structural–functional approach of the state and transition model. *Applied Vegetation Science*, 14(1), 6–16.
- López-Barrera, F. (2004). Estructura y función en bordes de bosques. *Ecosistemas*, 13(1). <https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/581>
- Ludwig, J. A., Eager, R. W., Liedloff, A. C., McCosker, J. C., Hannah, D., Thurgate, N. Y., Woinarski, J. C. Z., & Catterall, C. P. (2000). Clearing and grazing impacts on vegetation patch structures and fauna counts in eucalypt woodland, Central Queensland. *Pacific Conservation Biology*, 6(3), 254–272.

- Ludwig, J. A., Wilcox, B. P., Breshears, D. D., Tongway, D. J., & Imeson, A. C. (2005a). Vegetation patches and runoff–erosion as interacting ecohydrological processes in semiarid landscapes. *Ecology*, 86(2), 288–297.
- Ludwig, J. A., Wilcox, B. P., Breshears, D. D., Tongway, D. J., & Imeson, A. C. (2005b). vegetation patches and runoff–erosion as interacting ecohydrological processes in semiarid landscapes. *Ecology*, 86(2), 288–297.
- MacArthur, R. H., & Wilson, E. O. (2001). *The Theory of Island Biogeography*.
- Maccagno, P., & Karlin, U. (2000). Construcción y evaluación de un índice de desertificación en poblaciones rurales del Chaco Árido. Documento de La RIMISP.
- Macchi, L., & Grau, H. R. (2012). Piospheres in the dry Chaco. Contrasting effects of livestock puestos on forest vegetation and bird communities. *Journal of Arid Environments*, 87, 176–187.
- Macchi, L., Grau, H. R., & Phalan, B. (2016). Agricultural production and bird conservation in complex landscapes of the dry Chaco. *Journal of Land Use Science*, 11(2), 188–202.
- Macchi, L., Grau, H. R., Zelaya, P. V., & Marinaro, S. (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.
- Magioli, M., Ribeiro, M. C., Ferraz, K. M. P. M. B., & Rodrigues, M. G. (2015). Thresholds in the relationship between functional diversity and patch size for mammals in the Brazilian Atlantic Forest. *Animal Conservation*, 18(6), 499–511.
- Magliano, P. N., Murray, F., Baldi, G., Aurand, S., Páez, R. A., Harder, W., & Jobbágy, E. G. (2015). Rainwater harvesting in Dry Chaco: Regional distribution and local water balance. *Journal of Arid Environments*, 123, 93–102.
- Magura, T., Lövei, G. L., & Tóthmérész, B. (2017). Edge responses are different in edges under natural versus anthropogenic influence: a meta-analysis using ground beetles. *Ecology and Evolution*, 7(3), 1009–1017.
- Malanson, G. P., & Butler, D. R. (2013). Tree-tundra competitive hierarchies, soil fertility gradients, and treeline elevation in glacier national park, montana., 15(2), 166–180.
- Manazza. (2007). San Luis en cifras. Economía de las Cadenas Agroalimentarias y Agroindustriales.
- Mansourian, S. (2021). From landscape ecology to forest landscape restoration. *Landscape Ecology*, 36(8), 2443–2452.
- Manuel-Navarrete, D., Gallopín, G. C., Blanco, M., Díaz-Zorita, M., Ferraro, D., Herzer, H., Littera, P., Morello, J., Murmis, M. R., Pengue, W., Piñeiro, M., Podestá, G., Satorre, E. H., Torrent, M., Torres, F., Viglizzo, E., Caputo, M. G., & Celis, A. (2005). Análisis sistémico de la agriculturización en la pampa húmeda argentina y sus consecuencias en regiones extra pampeanas: sostenibilidad, brechas de conocimiento e integración de políticas. *Serie Medio Ambiente y Desarrollo*, 118(January 2006), 1–65.
- MapBiomass. (2021). Proyecto MapBiomass Chaco.
- Marchesini, V. A., Noretto, M. D., Houspanossian, J., & Jobbágy, E. G. (2020). Contrasting hydrological seasonality with latitude in the South American Chaco: The roles of climate and vegetation activity. *Journal of Hydrology*, 587, 124933.
- Marchesini, V. A., Yin, C., Colmer, T. D., & Veneklaas, E. J. (2014). Drought tolerances of three stem-succulent halophyte species of an inland semiarid salt lake system. *Functional Plant Biology*, 41(12), 1230–1238.

- Marinelli, M. V., Bustos, S., Viotto, S., Clemente, J. P., Benitez, J., Mari, N. A., & Argañaraz, J. P. (2019). Elaboración de la base de datos de incendios 1987–2018 para las Sierras de Córdoba mediante imágenes Landsat. IV Congreso Nacional de Ciencia y Tecnología Ambiental.
- Martelloto, E., Salinas, A., Lovera, E., Salas, P., Alvarez, C., Giubergia, J., & Lingua, S. (2005). Inventario y caracterización del riego suplementario en la provincia de Córdoba. Riego presurizado. (EEA INTA Manfredi).
- Mastrangelo, M. E., & Gavin, M. C. (2014). Impacts of agricultural intensification on avian richness at multiple scales in Dry Chaco forests. *Biological Conservation*, 179, 63–71.
- Mastrangelo, M. E., Weyland, F., Herrera, L. P., Villarino, S. H., Barral, M. P., & Auer, A. D. (2015). Ecosystem services research in contrasting socio-ecological contexts of Argentina: Critical assessment and future directions. *Ecosystem Services*, 16, 63–73.
- Mastrangelo, M. E., Weyland, F., Villarino, S. H., Barral, M. P., Nahuelhual, L., & Littera, P. (2014). Concepts and methods for landscape multifunctionality and a unifying framework based on ecosystem services. *Landscape Ecology*, 29(2), 345–358.
- MAyDS (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación) (2022). Segundo Inventario Nacional de Bosques Nativos: Informe Nacional. Buenos Aires: Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación.
- Maynard, S., James, D., & Davidson, A. (2010). The development of an ecosystem services framework for South East Queensland. *Environmental Management*, 45(5), 881–895.
- Mazzarino, M. J., Oliva, L., Abril, A., & Acosta, M. (1991). Factors affecting nitrogen dynamics in a semiarid woodland (Dry Chaco, Argentina). *Plant and Soil*, 138(1), 85–98.
- McGarigal, K. (n.d.). Introduction to Landscape Ecology What is Landscape Ecology? Millennium Ecosystem Assessment. (2005). Ecosistemas y bienestar humano: Informe de síntesis.
- Medeiros, H. R., Martello, F., Almeida, E. A. B., Mengual, X., Harper, K. A., Grandinete, Y. C., Metzger, J. P., Righi, C. A., & Ribeiro, M. C. (2019). Landscape structure shapes the diversity of beneficial insects in coffee producing landscapes. *Biological Conservation*, 238, 108193.
- Merenciano González, A. M., Musálem, K., Laino, R., Rey Benayas, J. M., Cruz-Alonso, V., El Raiss Cordero, Z., Brun Moreno, V., Chaparro Otazu, P., Lubián Valenzuela, A., González, J. D., Amarilla, S., Aranda Espinoza, M. L., & Enciso, C. (2019). Servicios ecosistémicos en el Chaco Húmedo Paraguayo: retos para el manejo basado en los ecosistemas. *Ecosistemas*, 27(2), 115–125.
- Mesquita, R. C. G., Delamônica, P., & Laurance, W. F. (1999). Effect of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation*, 91(2–3), 129–134.
- Miguel Guzmán, L., Emiliano Quiroga, R., Ernesto Pelliza, M., Armando Ricarte, R., & Javier Blanco, L. (2021). In Search of Sustainable Livestock Management in the Dry Chaco: Effects of Different Shrub Removal Practices on Vegetation and Soil.
- Mihoč, M. A. K., Giménez-Benavides, L., Pescador, D. S., Sánchez, A. M., Cavieres, L. A., & Escudero, A. (2016). Soil under nurse plants is always better than outside: a survey on soil amelioration by a complete guild of nurse plants across a long environmental gradient. *Plant and Soil*, 408(1–2), 31–41.
- Milchunas, D. G., Sala, O. E., & Lauenroth, W. K. (1988). A Generalized Model of the Effects of Grazing by Large Herbivores on Grassland Community Structure.

- Moeur, M. (1997). Spatial models of competition and gap dynamics in old-growth *Tsuga heterophylla*/*Thuja plicata* forests. *Forest Ecology and Management*, 94(1–3), 175–186.
- Mograbi, P. J., Erasmus, B. F., Witkowski, E. T. F., Asner, G. P., Wessels, K. J., Mathieu, R. & Main, R. (2015). Biomass increases go under cover: woody vegetation dynamics in South African rangelands. *PLoS One*, 10(5), e0127093.
- Mónaco, M. H., Peri, P. L., Medina, F. A., Colomb, H. P., Rosales, V. A., Berón, F., Manghi, E., Miño, M. L., Bono, J., Silva, J. R., González Kehler, J. J., Ciuffoli, L., Presta, F., García Collazo, A., Navall, M., Carranza, C., López, D. R., & Gómez Campero, G. (2020). Causas e impactos de la deforestación de los bosques nativos de Argentina y propuestas de desarrollo alternativas (M. Mónaco, Ed.; M. Amb y Des Sost.).
- Monmany, A. C., Yu, M., Restrepo, C., & Zimmerman, J. K. (2015). How are landscape complexity and vegetation structure related across an agricultural frontier in the subtropical Chaco, NW Argentina? *Journal of Arid Environments*, 123, 12–20.
- Mooney, H., Larigauderie, A., Cesario, M., Elmquist, T., Hoegh-Guldberg, O., Lavorel, S., Mace, G. M., Palmer, M., Scholes, R., & Yahara, T. (2009). Biodiversity, climate change, and ecosystem services. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 1(1), 46–54.
- Moreira Braz, A., Mirándola García, P. H., Luiz Pinto, A., Salinas Chávez, E., & Oliveira, I. J. de. (2020). Manejo integrado de cuencas hidrográficas: posibilidades y avances en los análisis de uso y cobertura de la tierra. *Cuadernos de Geografía: Revista Colombiana de Geografía*, 29(1), 69–85.
- Moreira, E. F., Boscolo, D., & Viana, B. F. (2015). Spatial Heterogeneity Regulates Plant-Pollinator Networks across Multiple Landscape Scales. *PLOS ONE*, 10(4), e0123628.
- Morello, J. (1955). Estudios botánicos en las regiones áridas de la Argentina. I. Ambiente, morfología y anatomía de cuatro arbustos espinosos de follaje permanente del Monte. *Revista Agronómica Del Noroeste Argentino*, 1, 301–370.
- Moreno, M. C., Torres, L. M. del R., & Campos, C. M. (2019). Nuevos aportes al uso de *Prosopis flexuosa* en el centro oeste de Argentina y su interpretación en el marco general de la ecorregión del monte. *Revista Etnobiología*, 16, 18–35.
- Müller, F. (2005). Indicating ecosystem and landscape organisation. *Ecological Indicators*, 5(4), 280–294.
- Müller, F., Hoffmann-Kroll, R., & Wiggering, H. (2000). Indicating ecosystem integrity — theoretical concepts and environmental requirements. *Ecological Modelling*, 130(1–3), 13–23.
- Muller, S., Dutoit, T., Alard, D., & Gréville, F. (1998). Restoration and Rehabilitation of Species-Rich Grassland Ecosystems in France: a Review. *Restoration Ecology*, 6(1), 94–101.
- Munroe, D. K., Southworth, J., & Tucker, C. M. (2002). The dynamics of land-cover change in western Honduras: exploring spatial and temporal complexity. *Agricultural Economics*, 27(3), 355–369.
- Nachtergaele, F., Biancalani, R., & Petri, M. (2011). Land degradation SOLAW Background Thematic Report 3.
- Natenzon, C. E., & Olivera, G. (1994). La tala del bosque en los Llanos de La Rioja (1900-1960). *Desarrollo Economico: Revista de Ciencias Sociales*, 134, 263–284.
- Navall, M. (2008). Rolados y manejo forestal. *RBI Rolado Selectivo de Baja Intensidad*.
- Nepstad, D., McGrath, D., Stickler, C., Alencar, A., Azevedo, A., Swette, B., Bezerra, T., DiGiano, M., Shimada, J., Da Motta, R. S., Armijo, E., Castello, L., Brando, P., Hansen, M. C., McGrath-Horn,

- M., Carvalho, O., & Hess, L. (2014). Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. *Science*, 344(6188), 1118–1123.
- Nguyen, T. T., Pham, T. D., Nguyen, C. T., Delfos, J., Archibald, R., Dang, K. B., Hoang, N. B., Guo, W., & Ngo, H. H. (2022). A novel intelligence approach based active and ensemble learning for agricultural soil organic carbon prediction using multispectral and SAR data fusion. *Science of The Total Environment*, 804, 150187.
 - Nyenda, T., Gwenzi, W., Gwata, C., & Jacobs, S. M. (2020). Leguminous tree species create islands of fertility and influence the understory vegetation on nickel-mine tailings of different ages. *Ecological Engineering*, 155, 105902.
 - OIMT. (2002). Directrices para la restauración, ordenación y rehabilitación de bosques tropicales degradados y secundarios.
 - Oyarzabal, M., Clavijo, J., Oakley, L., Biganzoli, F., Tognetti, P., Barberis, I., Maturo, H. M., Aragón, R., Campanello, P. I., Prado, D., Oesterheld, M., & León, R. J. C. (2018). Unidades de vegetación de la Argentina. *Ecología Austral*, 28(1), 40–63.
 - Ozdemir, I., & Yilmaz, S. (2020). Modeling litter mass using satellite NDVI images and environmental variables in a brutian pine forest located in the southwest of Turkey., 11(3), 205–212.
 - Paolasso, P., Krapovickas, J., & Gasparri, N. I. (2012). Deforestación, expansión agropecuaria y dinámica demográfica en el Chaco Seco Argentino durante la década de los noventa. *Latin American Research Review*, 47(1), 35–63.
 - Park, M. G., Blitzer, E. J., Gibbs, J., Losey, J. E., & Danforth, B. N. (2015). Negative effects of pesticides on wild bee communities can be buffered by landscape context. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 282(1809).
 - Paruelo, J. M., Epstein, H. E., Lauenroth, W. K., & Burke, I. C. (1997). Reports anpp estimates from ndvi for the central grassland region of the United States. *Ecology*, 78(3), 953–958.
 - Paruelo, J. M., Texeira, M., Staiano, L., Mastrángelo, M., Amdan, L., & Gallego, F. (2016). An integrative index of Ecosystem Services provision based on remotely sensed data. *Ecological Indicators*, 71, 145–154.
 - Paruelo, J., Verón, R., Volante, J. N., Seghezzo, Lucas, María Vallejos, Aguiar, S., Amdan, L., Baldassini, P., Lucía Ciuffolif, Huykman, N., Davanzo, B., González, E., Landesmann, J., & Picardi, D. (2011). Elementos conceptuales y metodológicos para la Evaluación de Impactos Ambientales Acumulativos (EIAAc) en bosques subtropicales. El caso del este de Salta, Argentina. *Ecología Austral*, 28, 163–178.
 - Pau, S., Gillespie, T. W., & Wolkovich, E. M. (2012). Dissecting NDVI–species richness relationships in Hawaiian dry forests. *Journal of Biogeography*, 39(9), 1678–1686.
 - Pelegrin, N., & Bucher, E. H. (2012). Effects of habitat degradation on the lizard assemblage in the Arid Chaco, central Argentina. *Journal of Arid Environments*, 79, 13–19.
 - Peng, J., Xie, P., Liu, Y., & Ma, J. (2016). Urban thermal environment dynamics and associated landscape pattern factors: A case study in the Beijing metropolitan region. *Remote Sensing of Environment*, 173, 145–155.
 - Perera, A. H., Peterson, U., Martínez Pastur, G., & Iverson, L. R. (2018). Ecosystem services from forest landscapes: Broadscale considerations. *Ecosystem Services from Forest Landscapes: Broadscale Considerations*, 1–265.
 - Perfecto, I., Vandermeer, J. H., & Wright, A. L. (2019). Nature’s matrix: linking agriculture, biodiversity conservation and food sovereignty.

- Peri P; M. Gaitan; P. Mastrangelo *et al.*, 2023 Soil organic carbon stocks in native forest of Argentina: A useful surrogate for mitigation and conservation planning under climate variability. En prensa
- Peri, P. L. (2005). Sistemas Silvopastoriles en Ñirantales. IDIA XXI Forestal, 5.8, 255–259.
- Peri, P. L., López, D. R., Rusch, V., Rusch, G., Rosas, Y. M., & Pastur, G. M. (2017). State and transition model approach in native forests of Southern Patagonia (Argentina): linking ecosystem services, thresholds and resilience., 13(2), 105–117.
- Peri, P. L., Martínez Pastur, G., & Schlichter, T. (2021). Uso sostenible del bosque. Aportes desde la silvicultura Argentina (P. L. Peri, G. Martínez Pastur, & T. Schlichter, Eds.; Vol. 1).
- Peri, P. L., Rosas, Y. M., Ladd, B., Díaz-Delgado, R., & Pastur, G. M. (2020). Carbon Footprint of Lamb and Wool Production at Farm Gate and the Regional Scale in Southern Patagonia. Sustainability 2020, Vol. 12, Page 3077, 12(8), 3077.
- Phalan, B., Onial, M., Balmford, A., & Green, R. E. (2011). Reconciling food production and biodiversity conservation: Land sharing and land sparing compared. Science, 333(6047), 1281–1291.
- Phelps, L. N., Andela, N., Gravey, M., Davis, D. S., Kull, C. A., Douglass, K., & Lehmann, C. E. R. (2022). Madagascar’s fire regimes challenge global assumptions about landscape degradation. Global Change Biology, 28(23), 6944–6960.
- Philpott, S. M., Arendt, W. J., Armbrecht, I., Bichier, P., Diestch, T. V., Gordon, C., Greenberg, R., Perfecto, I., Reynoso-Santos, R., Soto-Pinto, L., Tejeda-Cruz, C., Williams-Linera, G., Valenzuela, J., & Zolotoff, J. M. (2008). Biodiversity Loss in Latin American Coffee Landscapes: Review of the Evidence on Ants, Birds, and Trees. Conservation Biology, 22(5), 1093–1105.
- Pickell, P. D., Hermosilla, T., Frazier, R. J., Coops, N. C., & Wulder, M. A. (2015). Forest recovery trends derived from Landsat time series for North American boreal forests., 37(1), 138–149.
- Pickett, S. T. A., & Rogers, K. H. (1997). Patch Dynamics: The Transformation of Landscape Structure and Function. Wildlife and Landscape Ecology, 101–127.
- Piñeiro, G., Oesterheld, M., & Paruelo, J. M. (2006). Seasonal variation in aboveground production and radiation-use efficiency of temperate rangelands estimated through remote sensing. Ecosystems, 9(3), 357–373.
- Piquer-Rodríguez, M., Butsic, V., Gärtner, P., Macchi, L., Baumann, M., Gavier Pizarro, G., Volante, J. N., Gasparri, I. N., & Kuemmerle, T. (2018). Drivers of agricultural land-use change in the Argentine Pampas and Chaco regions. Applied Geography, 91, 111–122.
- Power, A. G. (2010). Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences, 365(1554), 2959–2971.
- Pucheta, E., Cabido, M., Díaz, S., & Funes, G. (1998). Floristic composition, biomass, and aboveground net plant production in grazed and protected sites in a mountain grassland of central Argentina. Acta Oecologica, 19(2), 97–105.
- Pywell, R. F., Heard, M. S., Woodcock, B. A., Hinsley, S., Ridding, L., Nowakowski, M., & Bullock, J. M. (2015). Wildlife-friendly farming increases crop yield: evidence for ecological intensification. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, 282(1816).
- Quiroga, E., Blanco, L., & Oriente, E. (2009). Evaluación de estrategias de rehabilitación de pastizales áridos.
- Raffaele, E., Veblen, T. T., Blackhall, M., & Tercero-Bucardo, N. (2011). Synergistic influences of introduced herbivores and fire on vegetation change in northern Patagonia, Argentina. Journal of Vegetation Science, 22(1), 59–71.

- Ramankutty, N., & Rhemtulla, J. (2012). Can intensive farming save nature? *Frontiers in Ecology and the Environment*, 10(9), 455–455.
- Ramos, I., González González, C., Urrutia, A. L., Mora Van Cauwelaert, E., & Benítez, M. (2018). Combined effect of matrix quality and spatial heterogeneity on biodiversity decline. *Ecological Complexity*, 36, 261–267.
- Raunkiaer, C. (1934). *The life forms of plants and statistical plant geography; being the collected papers of C. Raunkiaer*.
- Reimoser, F., Armstrong, H., & Suchant, R. (1999). Measuring forest damage of ungulates: what should be considered. *Forest Ecology and Management*, 120(1–3), 47–58.
- Reynolds, J. F., Stafford Smith, D. M., Lambin, E. F., Turner, B. L., Mortimore, M., Batterbury, S. P. J., Downing, T. E., Dowlatabadi, H., Fernández, R. J., Herrick, J. E., Huber-Sannwald, E., Jiang, H., Leemans, R., Lynam, T., Maestre, F. T., Ayarza, M., & Walker, B. (2007). Ecology: Global desertification: Building a science for dryland development. *Science*, 316(5826), 847–851.
- Reza, M. I. H., & Abdullah, S. A. (2011). Regional Index of Ecological Integrity: A need for sustainable management of natural resources. *Ecological Indicators*, 11(2), 220–229.
- Robinson, B. E., Holland, M. B., & Naughton-Treves, L. (2014). Does secure land tenure save forests? A meta-analysis of the relationship between land tenure and tropical deforestation. *Global Environmental Change*, 29, 281–293.
- Roe, E., & Van Eeten, M. (2001). Threshold-based resource management: A framework for comprehensive ecosystem management. *Environmental Management*, 27(2), 195–214.
- Rossi, B. E., & Villagra, P. E. (2003). Effects of *Prosopis flexuosa* on soil properties and the spatial pattern of understorey species in arid Argentina. *Journal of Vegetation Science*, 14(4), 543–550.
- Rusch, V., López, D. R., Cavello, L., Rusch, G. M., Garibaldi, L. A., Grosfeld, J., & Peri, P. (2017). Modelo de estados y transiciones de los ñirantales del NO de la Patagonia como herramienta para el uso silvopastoril sustentable. *Ecología Austral*, 27(2), 266–278.
- Sala, O. E., Chapin, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L. F., Jackson, R. B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D. M., Mooney, H. A., Oesterheld, M., Poff, N. L. R., Sykes, M. T., Walker, B. H., Walker, M., & Wall, D. H. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287(5459), 1770–1774.
- Sanderson, J., & Harris, L. D. (2000). *Landscape Ecology: A Top Down Approach*.
- Sarasola, M., López, D., Gaitán, J., & Siffredi, G. (2008). Productividad de sistemas silvopastoriles en bosques de ñire en la cuenca del río Foyel. *Actas de La Segunda Reunión Sobre Nothofagus En La Patagonia–EcoNothofagus*, 156–164.
- Sarmiento, M. A., & Villareal, M. (2015). Principales limitaciones en la producción y comercialización de harinas de frutos del monte nativo en tres asociaciones de productores en Santiago del Estero, Argentina. *IX Jornadas Interdisciplinarias de Estudios Agrarios y Agroindustriales Argentinos y LatinoamericanosAt*, 9.
- Sarmiento, R. T., Garcia, G. A. A., & Varela, R. P. (2017). Diversity of the Riparian Vegetation of Lower Agusan River Towards Establishing the Sago-Based Eco Belt for Disaster Risk Reduction. *Asian Journal of Biodiversity*, 3(1).
- Saunders, D. A., Hobbs, R. J., & Margules, C. R. (1991). Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. *Conservation Biology*, 5(1), 18–32.

- Scheffer, M., Carpenter, S., Foley, J. A., Folke, C., & Walker, B. (2001a). Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* 2001 413:6856, 413(6856), 591–596.
- Schmitt, C. B., Burgess, N. D., Coad, L., Belokurov, A., Besançon, C., Boisrobert, L., Campbell, A., Fish, L., Gliddon, D., Humphries, K., Kapos, V., Loucks, C., Lysenko, I., Miles, L., Mills, C., Minnemeyer, S., Pistorius, T., Ravilious, C., Steininger, M., & Winkel, G. (2009). Global analysis of the protection status of the world's forests. *Biological Conservation*, 142(10), 2122–2130.
- Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica. (2011). Plan Estratégico para la Diversidad Biológica 2011-2020 y las Metas de Aichi.
- Semper-Pascual, A., Burton, C., Baumann, M., Decarre, J., Gavier-Pizarro, G., Gómez-Valencia, B., Macchi, L., Mastrangelo, M. E., Pötzschner, F., Zelaya, P. V., & Kuemmerle, T. (2021). How do habitat amount and habitat fragmentation drive time-delayed responses of biodiversity to land-use change? *Proceedings of the Royal Society B*, 288(1942).
- SENASA (2020). Censo Nacional Agropecuario 2018: Ganadería Instituto Nacional de Estadística y Censos (INDEC). ISBN 978-950-896-589-9.
- SENASA (2021). Censo Nacional Agropecuario 2018: Resultados definitivos. Instituto Nacional de Estadística y Censos (INDEC). ISBN 978-950-896-607-0.
- Sereno, R., & Hang, S. (1989). Evaluación preliminar del efecto del algarrobo sobre las fracciones del fósforo en el suelo aluvial. *Ciencia Del Suelo*, 7(1).
- Shaw, D. C. (2004). Vertical organization of canopy biota. In M. Lowman & B. Rinker (Eds.), *Forest canopies* (Elsevier, Vol. 2, pp. 73–101).
- Shen, G., Chen, D., Wu, Y., Liu, L., & Liu, C. (2019). Spatial patterns and estimates of global forest litterfall. *Ecosphere*, 10(2), e02587.
- Shimada, M., Itoh, T., Motooka, T., Watanabe, M., Shiraishi, T., Thapa, R., & Lucas, R. (2014). New global forest/non-forest maps from ALOS PALSAR data (2007–2010). *Remote Sensing of Environment*, 155, 13–31.
- Shvidenko, A., McCallum, I., & Nilsson, S. (2005). Forest and woodlands systems.
- Silberman, J. E., Anriquez, A. L., Dominguez Nuñez, J. A., Kunst, C. G., & Albanesi, A. S. (2015). La cobertura arbórea en un sistema silvopastoril del Chaco y su contribución diferencial al suelo. *Ciencia del suelo*, 33(1), 0-0.
- Silvetti, F. (2012). Trayectoria histórica de la territorialidad ganadera campesina en el oeste de la Provincia de Córdoba, Argentina. *Agricultura, Sociedad y Desarrollo*, 9(3), 333–367.
- Silvetti, F., & Cáceres, D. (1998). Una perspectiva sociohistórica de las estrategias campesinas del noroeste de Córdoba, Argentina. *Debate Agrario*, 28, 103–127.
- Singh, B., Jeganathan, C., & Rathore, V. S. (2020). Improved NDVI based proxy leaf-fall indicator to assess rainfall sensitivity of deciduousness in the central Indian forests through remote sensing. *Scientific Reports* 2020 10:1, 10(1), 1–16.
- Soares-Filho, B., Rajão, R., Macedo, M., Carneiro, A., Costa, W., Coe, M., Rodrigues, H., & Alencar, A. (2014). Cracking Brazil's Forest Code. *Science*, 344(6182), 363–364.
- Somovilla Lumbreras, D., Páez, R., Jobbágy, E. G., & Noretto, M. D. (2019). Cambios en el contenido de carbono orgánico del suelo tras el rolado de bosques secos en San Luis (Argentina). *Ecología Austral*, 29(1), 112–119.

- Stein, C., Hallett, L. M., Harpole, W. S., & Suding, K. N. (2014). Evaluating Ecosystem Services Provided by Non-Native Species: An Experimental Test in California Grasslands. *PLOS ONE*, 9(9), e75396.
- Steinaker, D. F., Jobbágy, E. G., Martini, J. P., Arroyo, D. N., Pacheco, J. L., & Marchesini, V. A. (2016). Vegetation composition and structure changes following roller-chopping deforestation in central Argentina woodlands. *Journal of Arid Environments*, 133, 19–24.
- Stringham, T. K., Krueger, W. C., & Shaver, P. L. (2003). State and transition modeling: An ecological process approach. *Journal of Range Management*, 56(2), 106–113.
- Tálamo, A., & Caziani, S. M. (2003). Variation in woody vegetation among sites with different disturbance histories in the Argentine Chaco. *Forest Ecology and Management*, 184(1–3), 79–92.
- Tello, M., Cazcarra-Bes, V., Pardini, M., & Papathanassiou, K. (2018). Forest structure characterization from SAR tomography at L-band. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 11(10), 3402–3414.
- Thies, C., & Tschardtke, T. (1999). Landscape structure and biological control in agroecosystems. *Science*, 285(5429), 893–895.
- Thomson, J. R., Bond, N. R., Cunningham, S. C., Metzeling, L., Reich, P., Thompson, R. M., & Mac Nally, R. (2012). The influences of climatic variation and vegetation on stream biota: lessons from the Big Dry in southeastern Australia. *Global Change Biology*, 18(5), 1582–1596.
- Toledo, B. A., Cittadini, M. C., Garello, M. J., Santoro, F. R., & Battistón, L. (2023). Determinantes nutricionales, sociales e impacto potencial del uso alimenticio de las algarrobas (*Neltuma* spp. ex *Prosopis*) en poblaciones urbanas y neorrurales de Córdoba. *Boletín de La Sociedad Argentina de Botánica*, 58(2).
- Tongway, D. J., & Ludwig, J. A. (1997). The nature of landscape dysfunction in rangelands. In *Landscape Ecology: Function and Management: Principles from Australia's Rangelands* (CSIRO Publishing, pp. 49–61).
- Tongway, D. J., & Ludwig, J. A. (2005). Heterogeneity in Arid and Semiarid Lands. *Ecosystem Function in Heterogeneous Landscapes*, 189–205.
- Tongway, D. J., Cortina, J., & Maestre, F. T. (2004). Heterogeneidad espacial y gestión de medios semiáridos. *Ecosistemas*, 13(1).
- Torrella, S. A., Ginzburg, R. G., Adámoli, J. M., & Galetto, L. (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.
- Torres, R. J. M. (2004). Estudio de tendencias y perspectivas del sector forestal en América Latina al año 2020. FAO, Roma.
- Torres, R., Kuemmerle, T., & Zak, M. R. (2021). Changes in agriculture-biodiversity trade-offs in relation to landscape context in the Argentine Chaco. *Landscape Ecology*, 36(3), 703–719.
- Tovar- Blanco, T., Lizeth, A., Salcedo, L., Alberto, I., & Eraso, R. (2020). Estimación de biomasa aérea de *Eucalyptus grandis* y *Pinus* spp usando imágenes Sentinel1A y Sentinel2A en Colombia. *Colombia Forestal*, 23(1).
- Trigo, C. B., Tálamo, A., Núñez-Regueiro, M. M., Derlindati, E. J., Marás, G. A., Barchuk, A. H., Palavecino, A. (2017). A woody plant community and tree-cacti associations change with distance to a water source in a dry Chaco forest of Argentina. *The Rangeland Journal*, 39(1), 15–23.

- Tschardtke, T., Tylianakis, J. M., Rand, T. A., Didham, R. K., Fahrig, L., Batáry, P., Bengtsson, J., Clough, Y., Crist, T. O., Dormann, C. F., Ewers, R. M., Fründ, J., Holt, R. D., Holzschuh, A., Klein, A. M., Kleijn, D., Kremen, C., Landis, D. A., Laurance, W., ... Westphal, C. (2012). Landscape moderation of biodiversity patterns and processes - eight hypotheses. *Biological Reviews*, 87(3), 661–685.
- Turner, M. G. (2010). Disturbance and landscape dynamics in a changing world. *Ecology*, 91(10), 2833–2849.
- Turner, M. G., & Gardner, R. H. (2015). *Landscape ecology in theory and practice: Pattern and process*, second edition. *Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and Process*, 1–482.
- Uuemaa, E., Antrop, M., Roosaare, J., Marja, R., & Mander, Ü. (2009). Landscape metrics and indices: an overview of their use in landscape research. *LIVING REVIEWS IN LANDSCAPE RESEARCH*, 3(1), 1–28.
- Vallejos, M., Volante, J. N., Mosciaro, M. J., Vale, L. M., Bustamante, M. L., & Paruelo, J. M. (2015). Transformation dynamics of the natural cover in the Dry Chaco ecoregion: A plot level geo-database from 1976 to 2012. *Journal of Arid Environments*, 123, 3–11.
- Vandermeer, J., & Carvajal, R. (2001). Metapopulation Dynamics and the Quality of the Matrix., 158(3), 211–220.
- Vandermeer, J., & Perfecto, I. (2007). The Agricultural Matrix and a Future Paradigm for Conservation. *Conservation Biology*, 21(1), 274–277.
- Venier, P., Ferreras, A. E., López Lauenstein, D., & Funes, G. (2023). Nurse plants and seed provenance in the restoration of dry Chaco forests of central Argentina. *Forest Ecology and Management*, 529, 120638.
- Verón, S. R., Blanco, L. J., Texeira, M. A., Irisarri, J. G. N., & Paruelo, J. M. (2018). Desertification and ecosystem services supply: The case of the Arid Chaco of South America. *Journal of Arid Environments*, 159, 66–74.
- Viglizzo, E. F., Carreño, L. V., Pereyra, H., F., Ricard., Clatt, J., Pincén, D., & Jobbaghy, E. G. (2010). Expansión de la frontera agropecuaria en Argentina y su impacto ecológico-ambiental. *Expansión de La Frontera Agropecuaria En Argentina y Su Impacto Ecológico-Ambiental*, 106.
- Viglizzo, E. F., Paruelo, J. M., Littera, P., & Jobbágy, E. G. (2012). Ecosystem service evaluation to support land-use policy. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 154, 78–84.
- Villagra, P. E., Giordano, C., Alvarez, J. A., Bruno Cavagnaro, J., Guevara, A., Sartor, C., Passera, C. B., & Greco, S. (2011). Ser planta en el desierto: estrategias de uso de agua y resistencia al estrés hídrico en el Monte Central de Argentina. *Ecología Austral*, 21, 29–42.
- Volante, J. N., Alcaraz-Segura, D., Mosciaro, M. J., Viglizzo, E. F., & Paruelo, J. M. (2012). Ecosystem functional changes associated with land clearing in NW Argentina. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 154, 12–22.
- von Wehrden, H., Abson, D. J., Beckmann, M., Cord, A. F., Klotz, S., & Seppelt, R. (2014). Realigning the land-sharing/land-sparing debate to match conservation needs: Considering diversity scales and land-use history. *Landscape Ecology*, 29(6), 941–948.
- Wainwright, J., Parsons, A. J., Schlesinger, W. H., & Abrahams, A. D. (2002). Hydrology–vegetation interactions in areas of discontinuous flow on a semi-arid bajada, Southern New Mexico. *Journal of Arid Environments*, 51(3), 319–338.

- Walker, D. A., Bay, C., Daniëls, F. J. A., Einarsson, E., Elvebakk, A., Johansen, B. E., Kapitsa, A., Kholod, S. S., Murray, D. F., Talbot, S. S., Yurtsev, B. A., & Zoltai, S. C. (1995). Toward a new arctic vegetation map: a review of existing maps. *Journal of Vegetation Science*, 6(3), 427–436.
- Walter, H., & Burnett, J. H. (1971). *Ecology of tropical and subtropical vegetation* (J. H. Burnett, Ed.; Oliver & Boyd, Vol. 1).
- Walz, U. (2011). Landscape Structure, Landscape Metrics and Biodiversity. *Living Rev. Landscape Res*, 5, 3.
- Walz, U., & Syrbe, R.-U. (2013). Linking landscape structure and biodiversity. *Ecological Indicators*, 13, 1–5.
- Weathers, K. C., Cadenasso, M. L., & Pickett, S. T. A. (2001). Forest Edges as Nutrient and Pollutant Concentrators: Potential Synergisms between Fragmentation, Forest Canopies, and the Atmosphere. *Conservation Biology*, 15(6), 1506–1514.
- Whittaker, R. H. (1972). evolution and measurement of species diversity. *taxon*, 21(2–3), 213–251.
- Wiens, J. A. (1989). Spatial Scaling in Ecology. *Functional Ecology*, 3(4), 385.
- Wiens, J. A. (1992). What is landscape ecology, really? Editorial Comment. *Landscape Ecology*, 7(3), 149–150.
- Wiens, J. A. (1995). Habitat fragmentation: island v landscape perspectives on bird conservation. *Ibis*, 137(3), S97–S104.
- Wu, J. (2004). Effects of changing scale on landscape pattern analysis: Scaling relations. *Landscape Ecology*, 19(2), 125–138.
- Wu, J. (2014). Hierarchy and Scaling: Extrapolating Information along a Scaling Ladder., 25(4), 367–380.
- Wu, J., & David, J. L. (2002). A spatially explicit hierarchical approach to modeling complex ecological systems: theory and applications. *Ecological Modelling*, 153(1–2), 7–26.
- Yamaura, Y., Kawahara, T., Iida, S., & Ozaki, K. (2008). Relative Importance of the Area and Shape of Patches to the Diversity of Multiple Taxa. *Conservation Biology*, 22(6), 1513–1522.
- Yang, H., Yang, G., Gaulton, R., Zhao, C., Li, Z., Taylor, J., Wicks, D., Minchella, A., Chen, E., & Yang, X. (2019). In-season biomass estimation of oilseed rape (*Brassica napus* L.) using fully polarimetric SAR imagery. *Precision Agriculture*, 20(3), 630–648.
- Yang, Q., Wang, L., Huang, J., Lu, L., Li, Y., Du, Y., & Ling, F. (2022). Mapping plant diversity based on combined SENTINEL-1/2 Data—Opportunities for subtropical mountainous forests. *Remote Sensing*, 14(3), 492.
- Yang, R. M., & Guo, W. W. (2019). Modelling of soil organic carbon and bulk density in invaded coastal wetlands using Sentinel-1 imagery. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 82, 101906.
- Yuan, X., Xue, N., & Han, Z. (2021). A meta-analysis of heavy metals pollution in farmland and urban soils in China over the past 20 years. *Journal of Environmental Sciences*, 101, 217–226.
- Zak, M. R., Cabido, M., & Hodgson, J. G. (2004). Do subtropical seasonal forests in the Gran Chaco, Argentina, have a future? *Biological Conservation*, 120(4), 589–598.
- Zak, M. R., Cabido, M., Cáceres, D., & Díaz, S. (2008). What drives accelerated land cover change in central Argentina? Synergistic consequences of climatic, socioeconomic, and technological factors. *Environmental Management*, 42(2), 181–189.

- Zak, M., Cantero, J. J., Hoys, L., Núñez, C., & Cabido, M. (2019). Hacia el ordenamiento territorial de la provincia de Córdoba. Bases ambientales. (Baez Ediciones, Vol. 1).
- Zak, M.R., Cabido, M., Cáceres, D. et al. What Drives Accelerated Land Cover Change in Central Argentina? Synergistic Consequences of Climatic, Socioeconomic, and Technological Factors. *Environmental Management* 42, 181–189 (2008).
- Zang, Z., Deng, S., Ren, G., Zhao, Z., Li, J., Xie, Z., & Shen, G. (2020). Climate-induced spatial mismatch may intensify giant panda habitat loss and fragmentation. *Biological Conservation*, 241, 108392.
- Zerda, H. R., & Tiedemann, J. L. (2010). Dinámica temporal del NDVI del bosque y pastizal natural en el Chaco de la Provincia de Santiago del Estero, Argentina. *AMBIËNCIA*, 6(1), 13–24.
- Zhang, W., Brandt, M., Wang, Q., Prishchepov, A. V., Tucker, C. J., Li, Y., Lyu, H., & Fensholt, R. (2019). From woody cover to woody canopies: How Sentinel-1 and Sentinel-2 data advance the mapping of woody plants in savannas. *Remote Sensing of Environment*, 234, 111465.
- Zhang, Y., Yang, W., Sun, Y., Chang, C., Yu, J., & Zhang, W. (2021). Fusion of Multispectral Aerial Imagery and Vegetation Indices for Machine Learning-Based Ground Classification. *Remote Sensing* 2021, Vol. 13, Page 1411, 13(8), 1411.
- Zhao, Q., Yu, L., Li, X., Peng, D., Zhang, Y., & Gong, P. (2021). Progress and trends in the application of google earth and google earth engine. *Remote Sensing*, 13(18), 3778.
- Zhou, T., Geng, Y., Chen, J., Sun, C., Haase, D., & Lausch, A. (2019). Mapping of Soil Total Nitrogen Content in the Middle Reaches of the Heihe River Basin in China Using Multi-Source Remote Sensing-Derived Variables. *Remote Sensing* 2019, Vol. 11, Page 2934, 11(24), 2934.
- Zhu, X., & Liu, D. (2015). Improving forest aboveground biomass estimation using seasonal Landsat NDVI time-series. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 102, 222–231.
- Ziegler, J., Hoffman, C., Fornwalt, P., Sieg, C., Battaglia, M., Chambers, M., & Iniguez, J. (2017). Tree Regeneration Spatial Patterns in Ponderosa Pine Forests Following Stand-Replacing Fire: Influence of Topography and Neighbors. *Forests*, 8(10), 391.
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N., Saveliev, A. A., & Smith, G. M. (2009). Mixed effects models and extensions in ecology with R.

ANEXO

ANEXO 2

Cuadro S2 Tipos fisonómicos muestreados y criterios tomados para su clasificación.

<i>Tipo de cobertura</i>	<i>Tipos estructurales/Fisonómicos</i>	<i>Características</i>	<i>Especies arbóreas dominantes y codominantes</i>
Natural	Bosque abierto (BA)	1- Cobertura total leñosa < 50%	<i>Neltuma flexuosa;</i> <i>Mimozyanthus carinatus;</i> <i>Celtis erenbergiana</i>
	Bosque cerrado sin emergentes (BCSE)	1-Cobertura total leñosa >50% 2-Cobertura del estrato leñoso bajo >50% 3-Cobertura del estrato leñoso medio >30%	<i>Neltuma flexuosa;</i> <i>Larrea divaricata;</i> <i>Mimozyanthus carinatus;</i> <i>Celtis erenbergiana</i> <i>Brea</i>
	Bosque cerrado con emergentes (BCCE)	1-Cobertura del estrato leñoso >50% 2-Cobertura del estrato leñoso medio >30% 3-Cobertura estrato leñoso alto 1-10%	<i>Neltuma flexuosa;</i> <i>Aspidosperma quebracho blanco;</i> <i>Larrea divaricata;</i> <i>Mimozyanthus carinatus;</i> <i>Celtis erenbergiana</i>
	Bosque maduro (BM)	1-Cobertura del estrato leñoso bajo >50% 2-Cobertura del estrato leñoso medio >30% 3-Cobertura estrato leñoso alto >10%	<i>Neltuma flexuosa;</i> <i>Aspidosperma quebracho blanco;</i> <i>Senegalia gilliesi,</i> <i>Larrea divaricata,</i> <i>Celtis erenbergiana,</i> <i>Capparis atamisquea</i>
	Bosque cerrado bajo (BCB)	1-Cobertura total leñosa > 50% 2-Cobertura del estrato leñoso bajo >50% 3-Cobertura del estrato leñoso medio <30%	<i>Neltuma flexuosa;</i> <i>Larrea divaricata;</i> <i>Mimozyanthus carinatus;</i> <i>Celtis erenbergiana</i>
	Pastizal natural y pasturas implantadas (PNPI)	1-Cobertura de gramíneas perennes >25% 2-Cobertura del estrato leñoso <5%	<i>Trichloris;</i> <i>Buffel grass</i>

2.1.1 Listado de especies

Forrajeras herbáceas:

- *Trichloris crinita* (pasto de raíz o pasto de hoja).
- *Pappophorum caespitosum* (pasto criollo o pasto de la liebre).
- *Pappophorum krapovickasii* (cola de zorro).

- *Setaria lachnea* (cola de zorro o moha perenne).
- *Cetaria leucopila* (cola de zorro).
- *Estatua cordobensis* (cola de zorro).
- *Digitaria californica* (pasto plateado).
- *Digitaria insularis* (camalote o pasto amargo).
- *Gouinia paraguayensis* (avenilla).
- *Chloris ciliata* (pata de gallo).
- *Chloris virgata* (pata de gallo).
- *Aristida adcensionis* (saetilla).
- *Aristida mendocina* (saetilla Negra).
- *Neobouteloa lophstachya* (pasto crespo).
- *Sporobolus pyramidatus* (pasto niño).
- *Envolvulus sp.*
- *Malva sp.*

Forrajeras leñosas:

- *Geoffrea decorticans* (chañar).
- *Neltuma flexuosa* (algarrobo dulce).
- *Neltuma alba* (algarrobo chileno).
- *Strombocarpa torcuata* (tintitaco).
- *Vachellia aroma* (tusca).
- *Senegalia gilliesii* (garabato macho).
- *Capparis atamisquea* (atamisqui).
- *Capsicum chacoense* (aji del monte).
- *Celtis erhenbergiana* (tala churqui).
- *Castela coccinea* (mistol del zorro).
- *Condalia microphylla* (piquillin).
- *Mymozygantus carinatus* (lata).
- *Senna aphylla* (pichana).
- *Ximenia americana* (albaricoque).

Alimenticias, con frutos comestibles:

- *Geoffrea decorticans* (chañar).
- *Neltuma flexuosa* (algarrobo dulce).
- *Neltuma alba* (algarrobo chileno).
- *Strombocarpa torcuata* (tintitaco).
- *Capsicum chacoense* (aji del monte).
- *Condalia microphylla* (piquillín).
- *Ximenia americana* (albaricoque).
- *Ziziphus mistol* (mistol).
- *Aloysia gratissima* (palo amarillo).

De importancia forestal:

- *Geoffroea decorticans* (chañar).
- *Neltuma flexuosa* (algarrobo dulce).
- *Neltuma alba* (algarrobo chileno).
- *Strombocarpa torcuata* (tintitaco).
- *Ziziphus mistol* (mistol).
- *Jodina rhombifolia* (sombra de toro).3
- *Celtis erhenbergiana* (tala).
- *Aspidosperma quebracho blanco* (quebracho blanco)
- *Parkinsonia praecox* (brea)

Melíferas:

- *Geoffrea decorticans* (chañar).

- *Neltuma flexuosa* (algarrobo dulce).
- *Neltuma alba* (algarrobo chileno).
- *Strombocarpa torcuata* (tintitaco).
- *Cercidium praecox* (brea).
- *Aloysia gratissima* (palo amarillo).
- *Ziziphus mistol* (mistol).
- *Senegalia gilliesii* (garabato macho).
- *Jodina rhombifolia* (sombra de toro).
- *Aspidosperma quebracho blanco* (quebracho blanco)
- *Vachellia praecox* (*Garabato hembra*)
- *Castela coccinea* (mistol del zorro).
- *Mymozygantus carinatus* (lata).
- *Senna aphylla* (pichana).
- *Larrea divaricata* (*Jarilla*).
- *Capparis atamisquea* (atamisqui).
- *Condalia microphylla* (piquillín).

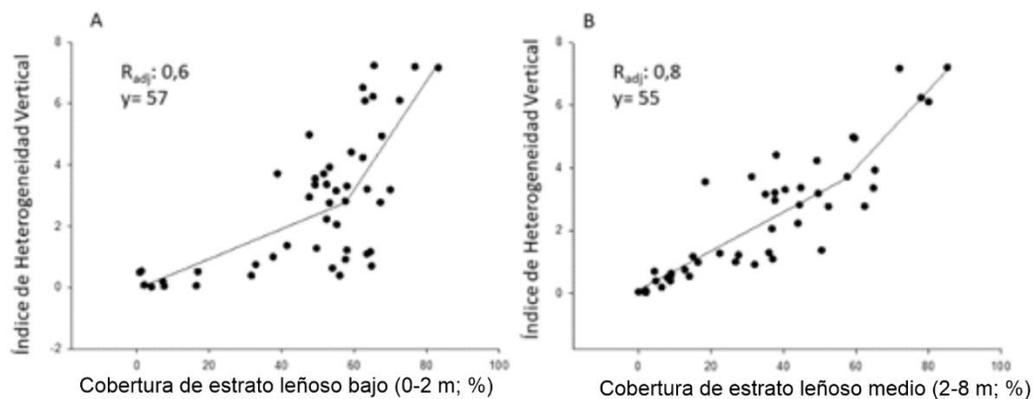


Fig. S2.1. Relaciones entre la cobertura del estrato bajo (A) y medio leñoso (B) (variables predictoras; %) y el índice de heterogeneidad vertical (variable respuesta.)

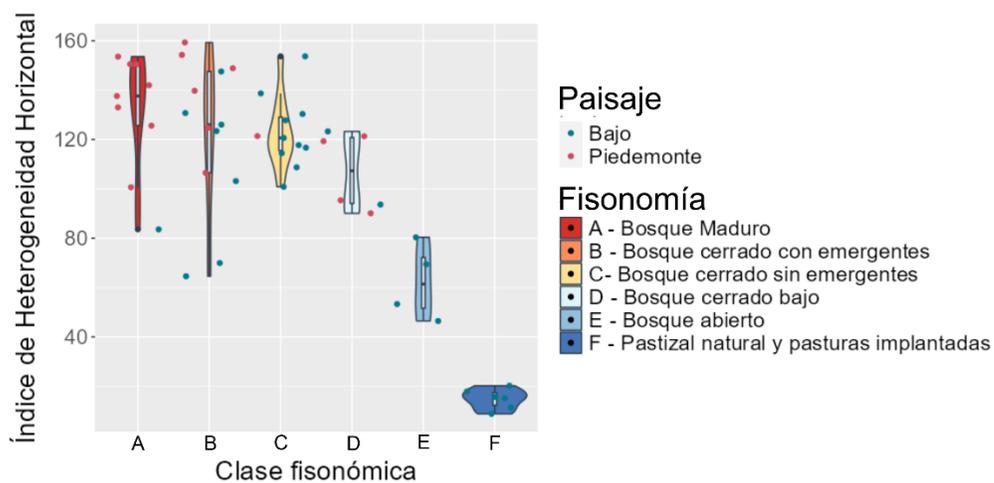


Fig. S2.2. Relaciones entre las clases fisonómicas y el índice de heterogeneidad horizontal en los paisajes de los llanos y el piedemonte.

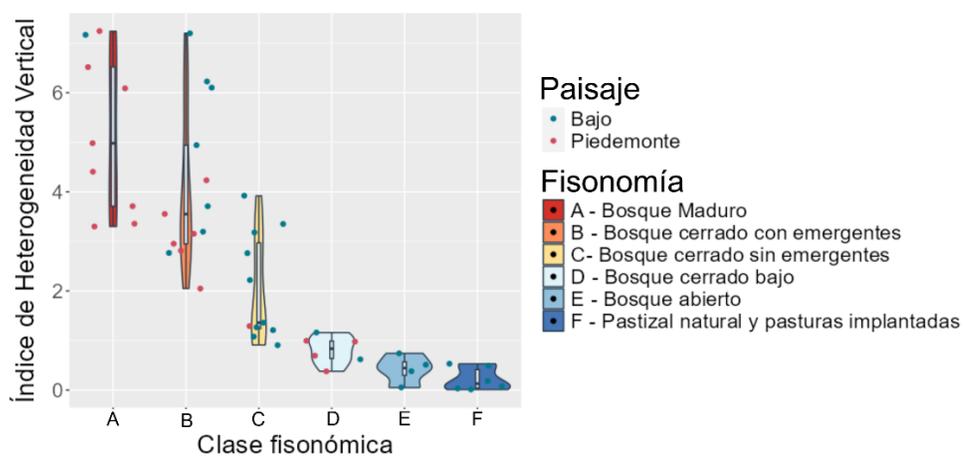


Fig. S2.3. Relaciones entre las clases fisonómicas y el índice de heterogeneidad vertical en los paisajes de los llanos y el piedemonte.

Cuadro S2.1. Coeficientes de determinación (R^2), Coeficiente de determinación ajustado (R^{2adj}), Criterio de Información de Akaike de modelo nulo ("AIC null") y Criterio de Información de Akaike (AIC), de las regresiones lineales, cuadráticas, y segmentadas de variables estructurales en función de la Cob. de vegetación leñosa, el Paisaje (llanos y piedemonte), e Índice de heterogeneidad horizontal (variable respuesta). Valor p de significancia de los modelos (regresión simple y segmentada). Se incluyó dentro de los modelos el factor paisaje (llanos-piedemonte).

Variable predictora	Variable respuesta	Modelo	R^2	R^{2adj}	p-valor	"AIC null"	"AIC"
Cob. de vegetación leñosa (llanos)	Índice het. vertical (llanos)	$y \sim x$	0,93	0,93	2,2E-15	136,1	61,0
Cob. de vegetación leñosa (pied.)	Índice het. vertical (Piedemonte)	$y \sim x$	0,72	0,67	0,0002	128,5	64,5
Cob. de vegetación leñosa	Índice het. vertical	$y \sim x + x^2$	0,61	0,59	5,04E-10	218,2	176,6
Cob. de vegetación leñosa	Índice het. horizontal	$y \sim x + x^2 + P$	0,83	0,81	4,06E-17	495,2	431,3
Índice het. vertical; Paisaje	Índice het. horizontal	$y \sim x + x^2 + P$	0,65	0,63	1,9E-10	510,9	464,9
Índice het. vertical; Paisaje	Índice het. horizontal	$y \sim x + P$ (segmentado)	0,79	0,77	3,22E-14	510,9	443,3

Cuadro S2.2. Coeficientes de determinación (R^2), Coeficiente de determinación ajustado (R^{2adj}), Criterio de Información de Akaike de modelo nulo ("AIC null") y Criterio de Información de Akaike (AIC), de las regresiones lineales, cuadráticas, y segmentadas de variables estructurales en función del Índice heterogeneidad horizontal (variable respuesta). Valor p de significancia de los modelos (regresión simple y segmentada). Se incluyó dentro de los modelos el factor paisaje (llanos-piedemonte).

Variable predictora	Variable respuesta	Modelo	R^2	R^{2adj}	p-valor	"AIC null"	"AIC"	Punto de quiebre
Índice het. vertical	NP	$y \sim x$	0,58	0,54	1,3E-16	392,62	358,51	0,73
Índice het. vertical	NP estrato bajo	$y \sim x + P$ (segmentado)	0,55	0,54	3,61E-07	401,00	370,24	1,21
Índice het. vertical	NP estrato medio	$y \sim x + P$ (segmentado)	0,72	0,70	9,76E-12	388,00	333,23	1,47
Índice het. vertical	NP estrato alto	$y \sim x$	0,80	0,79	0,00001	63,33	65,24	-
Índice het. horizontal	NP estrato bajo	$y \sim x$ (segmentado)	0,77	0,75	2,08E-14	401,00	334,97	90,07
Índice het. horizontal	NP estrato medio	$y \sim x$ (segmentado)	0,73	0,71	6,98E-13	391,78	329,68	46,43

*NP: Número de parches

Cuadro S2.3. Coeficientes de determinación (R^2), Coeficiente de determinación ajustado (R^{2adj}), Criterio de Información de Akaike de modelo nulo ("AIC null") y Criterio de Información de Akaike (AIC), de las regresiones lineales, cuadráticas, y segmentadas de variables estructurales en Índice heterogeneidad horizontal (variable respuesta). Valor p de significancia de los modelos (regresión simple y segmentada). Se incluyó dentro de los modelos el factor paisaje (llanos-piedemonte). Punto de quiebre (Punto de quiebre) de las relaciones segmentadas.

Variable predictora	Variable respuesta	Modelo	R^2	R^{2adj}	p-valor	"AIC null"	"AIC"	Punto de quiebre
Índice het. vertical	Índice diversidad de sp. leñosas	$y \sim x + P +$ (segmentado)	0,72	0,69	1,16E-11	178,72	124,35	1,11
Índice het. horizontal	Índice diversidad de sp. leñosas	$y \sim x + P$	0,73	0,72	6,51E-14	178,72	118,04	
Índice het. vertical	CV_NDVI	$y \sim x$ (segmentado)	0,72	0,7	2,36 e-16	351,68	294,92	1
Índice het. horizontal	CV NDVI	$y \sim x + x^2$	0,47	0,45	3,55 e-07	351,68	324,04	

Índice het. vertical	Regeneración de sp. leñosas	$y \sim x + P$, family = poisson(log)				1963	499,4	
Índice het. vertical	Carbono orgánico 0-10 cm (%)	$y \sim x$	0,42	0,41	3E-06	111,67	90,502	
Índice het. horizontal	Carbono orgánico 0-10 cm (%)	$y \sim x$	0,15	0,13	0,01	111,67	106,76	
Índice het. vertical	Nitrógeno total 0-10 cm (%)	$y \sim x$	0,38	0,36	7,4E-06	-93,01	-112,3	
Índice het. horizontal	Nitrógeno total 0-10 cm (%)	$y \sim x$	0,19	0,15	0,01	-93,01	-89,39	
Índice het. vertical	Stock de mantillo (Ton/Ha)	$y \sim x + P$	0,58	0,56	1,9E-09	557,25	518,55	
Índice het. horizontal	Stock de mantillo (Ton/Ha)	$y \sim x$	0,12	0,1	0,02	557,25	553,22	
Índice het. vertical	NDVI	$y \sim x$	0,73	0,71	7,7 E-17	-98,76	-157,2	1,12
Índice het. horizontal	NDVI	$y \sim x + x^2$	0,47	0,45	3,74E-07	-126,3	-157,2	
Índice het. vertical	Área Basal (m ² /Ha)	$y \sim x$ (segmentado)	0,67	0,66	8,97E-13	274,94	204,22	2,32
Índice het. horizontal	Área Basal (m ² /Ha)	$y \sim x$	0,18	0,17	0,002	274,94	204,22	
Índice het. vertical; Paisaje	Cob.sp. leñosas alimenticias (%)	$y \sim x + x^2 + P$	0,55	0,52	6,65E-08	340,41	307,34	
Índice het. vertical; Llanos	Cob. sp. leñosas alimenticias (LL;%)	$y \sim x$ (segmentado)	0,65	0,61	0,01	209,63	183,79	2,09
Índice het. horizontal; Llanos	Cob. sp. leñosas alimenticias (LL;%)	$y \sim x$ (segmentado)	0,5	0,45	0,03	209,63	194,55	63,61
Índice het. horizontal; Paisaje	Cob.sp. leñosas alimenticias (%)	$y \sim x + P$	0,58	0,55	1,51E-08	340,4	304,06	
Índice de het. vertical llanos	Cob. sp. leñosas forrajeras (LL;%)	$y \sim x + P$	0,59	0,57	1,53E-06	369,78	355,15	
Índice het. horizontal	Cob. sp. leñosas forrajeras (LL;%)	$y \sim x$	0,33	0,29	0,0003	379,67	365,72	
Índice het. vertical	Cob. sp leñosas melíferas (%)	$y \sim x$ (segmentado)	0,69	0,67	7,95 E-7	382,84	328,82	1,29
Índice het. vertical	Cob. sp. leñosas melíferas (%)	$y \sim x + x^2$	0,6	0,58	7,02E-10	382,84	341,54	
Índice het. horizontal	Cob. sp. leñosas melíferas (%)	$y \sim x$ (segmentado)	0,58	0,56	7,02 E-6	382,84	344,36	64,54
Índice het. horizontal	Cob. sp. leñosas melíferas (%)	$y \sim x + x^2$	0,56	0,54	8,13E-09	382,44	346,76	64,54

*NDVI: Índice de vegetación de diferencia normalizada. CV NDVI: Coeficiente de variación del índice de vegetación de diferencia normalizada. LL: Llanos

Cuadro S2.4 Heterogeneidad vertical y regeneración de especies leñosas observada en los distintos sitios muestreados. Las distintas columnas muestran la regeneración de especies leñosas desglosada (especies arbustivas, arbóreas y de tres de las especies encontradas – quebracho blanco, algarrobo y tala churqui). Los valores se expresan en plántulas por hectárea.

Índice het. vertical	Reg. sp. leñosas (arbustivas y arbóreas) (Plántulas/ha)	Reg. sp leñosas (arbustivas) (Plántulas/ha)	Reg. sp leñosas (arbóreas) (Plántulas/ha)	Reg. quebracho blanco (Plántulas/ha)	Reg. algarrobo negro (Plántulas/ha)	Reg. tala churqui (Plántulas/ha)
0,012	1100	0	1100	0	1000	0
0,031	1750	0	1750	300	1050	0
0,053	3950	0	3950	0	2550	0
0,076	450	0	450	0	300	0
0,183	1400	800	600	150	150	0
0,377	3800	0	3800	50	1050	0
0,384	3450	500	2950	550	500	100
0,488	950	0	950	350	600	0
0,509	1250	0	1250	0	800	0
0,533	3400	2000	1400	0	1300	0
0,616	1000	150	850	100	650	0
0,69	4400	300	4100	3400	550	0
0,743	1800	0	1800	150	1150	0
0,911	8700	6900	1800	500	800	0
0,981	7500	3000	4500	50	900	500
0,987	2458	250	2208	646	83	100
1,083	4650	1500	3150	0	900	0
1,155	700	100	600	200	650	0
1,209	3400	1200	2200	1500	400	200
1,268	5250	4200	1050	0	500	300
1,29	7200	3000	4200	3500	150	0
1,359	7450	3900	3550	0	800	0
2,051	9050	1800	7250	250	2050	0
2,221	8150	4800	3350	1550	1600	0
2,757	4600	2600	2000	1150	50	1200
2,765	9200	4600	4600	650	800	0
2,808	4450	800	3650	3350	100	200
2,95	3700	1400	3100	900	350	0
3,153	7270	312	6958	6645	42	230
3,18	2250	700	1550	200	200	700
3,196	6950	1900	5050	1850	1500	0
3,295	5800	3000	2800	1250	200	0
3,355	7050	4800	2250	450	1300	4500
3,363	3500	1900	1600	800	400	1200
3,551	19150	800	20150	17700	450	0
3,707	8050	3800	4250	1850	900	0
3,714	4600	2600	2000	800	350	900
3,916	2400	1800	600	450	100	700
4,231	5550	2200	3350	1350	350	200
4,41	3000	1700	1300	1050	100	300
4,939	16400	13500	2900	200	1300	1200
4,979	5800	1600	2700	1350	100	0
6,088	11520	125	7447	6080	520	1840
6,102	12800	4800	8000	1350	0	500
6,231	9850	7900	1650	1050	150	100
6,516	7600	1300	6300	5400	50	400
7,165	19900	17600	2300	1700	0	15700
7,201	8650	6400	2250	400	0	3800
7,244	24040	1354	12662	19520	0	2280

ANEXO 3

S3.1 VEGETACIÓN DE REEMPLAZO

La vegetación de reemplazo de ecosistemas naturales estima la superficie ocupada por coberturas, con un alto grado de intensificación agropecuaria (i.e. = cultivos, pastizales naturales y pasturas implantadas) en una superficie dada.

$$VR = C + PNPI$$

Donde C= es la superficie de la clase cultivos en el área para la cual se quiere calcular la vegetación de reemplazo.

PNPI= es la superficie de la clase pastizal natural y pasturas implantadas en el área para la cual se quiere calcular la vegetación de reemplazo.

S3.2 ÍNDICE de HETEROGENEIDAD del PAISAJE

El índice de heterogeneidad de paisaje cuantifica la diversidad de clases de cobertura dentro de una superficie dada. Para ello, cuantifica la cantidad de clases (riqueza) y la proporción de cada tipo de clase dentro del paisaje (uniformidad). Por ejemplo, en dos paisajes diferentes, con el mismo número de clases, tendrá mayor índice de heterogeneidad el paisaje el que tenga una distribución más uniforme (clases con una proporción similar).

Su fórmula es la siguiente, siendo adimensional su resultado (Colaninno *et al.*, 2011; McGarigal *et al.*, 2012):

$$\text{Índice Heterogeneidad de paisaje} = -\sum_{i=1}^m [P(\text{Ln}(P))]$$

Donde:

P= porción del área de estudio ocupada por la clase i, ratio entre A_i/AT .

A_i = área de la clase i (m^2).

AT= área total del área de estudio (m^2).

m = número de clases del área de estudio.

Cuadro S3.1. Coeficientes de determinación ajustados y Criterio de Información de Akaike de las regresiones lineales, cuadráticas, logarítmicas exponenciales (R^{2adj} y AIC) y segmentadas ($R^{2adjseg}$ y AIC^{seg}) de la superficie de bosque maduro (BM) y la vegetación de reemplazo (VR) (variables de respuesta) en función del tamaño de parche (TP), número de parche (NP) y densidad de borde de parche (DB) del bosque maduro y la vegetación de reemplazo (variable respuesta) a meso-escala de paisaje (E_{5000}). Valor p de significancia de los modelos (regresión simple y segmentada). Los modelos a donde se incluyó el factor paisaje (llanos-piedemonte) presentan una letra "P" (columna modelo). Criterios de información de Akaike de modelos nulos (AIC nulo).

Variable predictora	Variable respuesta	R^{2adj}	Modelo	p-valor	AIC	$R^{2adjseg}$	Modelo ^{seg}	p-valor ^{seg}	AIC^{seg}	Punto de quiebre	AIC nulo
TP. BM (ha)	Cob. BM (%)	0,73	$y \sim x + x^2 + P$	2,2 e -16	167,5	0,74	$y \sim x$	6,24 e -06	131,9	31,5	349,8
NP BM	Cob. BM (%)	0,53	$y \sim \log(x) + P$	2,2 e -16	2160,9	0,54	$y \sim x + P$	6,87 e -8	2173,8	3,75	2303
DB BM (m/ha)	Cob. BM (%)	0,76	$y \sim x + x^2$	2,2 e -16	1443,2	0,76	$y \sim x$	5,54 e -6	1436,8	18,95	1664
TP. VR (ha)	Cob. VR (%)	0,7	$y \sim e^{(x)}$	2,2 e -16	486,7	0,4	$y \sim x$	1,75 e -4	890,3	62,4	1135
NP VR	Cob. VR (%)	0,3	$y \sim \log(x) + P$	1,73 e -13	2247,3	0,41	$y \sim x + P$	1,65 e -5	2235,7	4,81	2319
DB VR (m/ha)	Cob. VR (%)	0,43	$y \sim x + x^2 + P$	2,2 e -16	1594,9	0,47	$y \sim x + P$	3,67 e -7	1582,3	5,02	1674

* AIC^{seg} = AIC segmentado; AIC= AIC modelos lineales cuadráticas y logarítmicos; p-valor^{seg}= valor de significancia de los modelos segmentados; $R^{2adjseg}$ = Coeficiente de determinación de los modelos segmentados; TP=tamaño de parche NP= Número de parche; DB= Densidad de borde; BM= Bosque Maduro; VR= Vegetación de reemplazo.

Cuadro S3.2. Coeficientes de determinación ajustados y Criterio de Información de Akaike de las regresiones lineales, cuadráticas, logarítmicas exponenciales (R^{2adj} y AIC) y segmentadas ($R^{2adjseg}$ y AIC^{seg}) de la superficie de bosque maduro (BM) y la vegetación de reemplazo (VR) (variables de respuesta) en función del tamaño de parche (TP), número de parche (NP) y densidad de borde de parche (DB) del bosque maduro y la vegetación de reemplazo (variable respuesta) a meso-escala de paisaje (E_{1000}). Valor p de significancia de los modelos (regresión simple y segmentada). Los modelos a donde se incluyó el factor paisaje (llanos-piedemonte) presentan una letra “P” (columna modelo). Criterios de información de Akaike de modelos nulos (AIC nulo).

Variable predictora	Variable respuesta	R^{2adj}	Modelo	p-valor	$R^{2adjseg}$	AIC	Modelo ^{seg}	p-valor ^{seg}	AIC^{seg}	Punto de quiebre	AIC Nulo
TP. BM (ha)	Cob. BM (%)	0,7	$y \sim e^{(x)}+P$	2.2e-16	0,72	9212	$y \sim x +P$	2,00E-16	17298	81,87	21482
NP BM	Cob. BM (%)	0,4	$y \sim \log(x)+ P$	2.2e-16	0,5	26287	$y \sim x +P$	3,43E-06	25649	6,99	27820
DB BM (m)	Cob. BM (%)	0,76	$y \sim x +x^2+ P$	2.2e-16	0,73	30587	$y \sim x +P$	1,18 e-08	30843	20,46	351685
TP. VR (ha)	Cob. VR (%)	0,79	$y \sim e^{(x)}+P$	2.2e-16	0,82	8754	$y \sim x +P$	2,00E-16	19733	87,67	24545
NP VR	Cob. VR (%)	0,21	$y \sim x +x^2+ P$	2.2e-16	0,44	23613	$y \sim x +P$	8,29 e-7	22687	6,18	24286
DB VR (m)	Cob. VR (%)	0,52	$y \sim x +x^2$	2.2e-16	0,52	27696	$y \sim x$	4,82 e-7	27660	13,91	29730

* AIC^{seg} = AIC segmentado; AIC= AIC modelos lineales cuadráticas y logarítmicos; p-valor^{seg}= valor de significancia de los modelos segmentados; $R^{2adjseg}$ = Coeficiente de determinación de los modelos segmentados; TP=tamaño de parche NP= Número de parche; DB= Densidad de borde; BM= Bosque Maduro; VR= Vegetación de reemplazo.

Cuadro S3.3. Coeficientes de determinación ajustados y Criterio de Información de Akaike de las regresiones lineales, cuadráticas (R^{2adj} y AIC) y segmentadas ($R^{2adjseg}$ y AIC^{seg}) del Índice de diversidad de clases de cobertura (variable respuesta) en función del tamaño de parche, número de parche y densidad de borde de parche del bosque maduro y la vegetación de reemplazo (variable respuesta) a micro-escala de paisaje (E^{1000}). Valor p de significancia de los modelos (regresión simple y segmentada). Los modelos a donde se incluyó el factor paisaje (llanos-piedemonte) presentan una letra “P” (columna modelo). Criterios de información de Akaike de modelos nulos (AIC nulo).

Variable predictora	Variable respuesta	R^{2adj}	Modelo	p-valor	AIC	$R^{2adjseg}$	Modelo seg	p-valor ^{seg}	AIC^{seg}	Punto de quiebre	AIC Nulo
Superficie BM (%)	Índice Het. Paisaje (%)	0,15	$y \sim x +x^2+ P$	2,20E-16	2469	0,13	$y \sim x +P$	1,2 E-06	2450	5,9	2579
Superficie VR (%)	Índice Het. Paisaje (%)	0,38	$y \sim x +x^2+ P$	2,20E-16	1226	0,41	$y \sim x +P$	3,7 E-6	1085	7,24; 71,24	2579
TP. BM (ha)	Índice Het. Paisaje (%)	0,05	$y \sim x +P$	2,20E-16	2743	0,12	$y \sim x +P$	2,7 E-8	2490	0,25	2579
TP. VR (ha)	Índice Het. Paisaje (%)	0,1	$y \sim x +x^2+ P$	2,20E-16	2279	0,28	$y \sim x +P$	2 E-16	1670	0,8; 17,7	2579
NP BM	Índice Het. Paisaje (%)	0,17	$y \sim x +x^2+ P$	2,20E-16	2268	0,19	$y \sim x +P$	2 E-16	2186	8,7	2579
NP VR	Índice Het. Paisaje (%)	0,31	$y \sim x +x^2+ P$	2,20E-16	1542	0,32	$y \sim x +P$	2,20E-16	1516	27,44	2579
DB BM (m)	Índice Het. Paisaje (%)	0,13	$y \sim x +x^2+ P$	2,20E-16	2430	0,15	$y \sim x +P$	2,80E-06	2353	14,67	2579
DB VR (m)	Índice Het. Paisaje (%)	0,28	$y \sim x +x^2$	2,20E-16	1641	0,32	$y \sim x$	3,6E-06	1509	27,46	2579

* AIC^{seg} = AIC segmentado; AIC= AIC modelos lineales cuadráticas y logarítmicos; p-valor^{seg}= valor de significancia de los modelos segmentados; $R^{2adjseg}$ = Coeficiente de determinación de los modelos segmentados. TP=tamaño de parche NP= Número de parche; DB= Densidad de borde; BM= Bosque Maduro; VR= Vegetación de reemplazo.

Cuadro S3.4. Coeficientes de determinación ajustados y Criterio de Información de Akaike de las regresiones lineales, cuadráticas (R^{2adj} y AIC) y segmentadas ($R^{2adjseg}$ y AIC^{seg}) del Índice de diversidad de clases de cobertura (variable respuesta) en función del TP., NP y DB del BM y el IR (variable respuesta) a meso-escala de paisaje (E^{5000}). Valor p de significancia de los modelos (regresión simple y segmentada). Los modelos a donde se incluyó el factor paisaje (llanos-piedemonte) presentan una letra “P” (columna modelo). Criterios de información de Akaike de modelos nulos (AIC nulo).

Variable predictora	Variable respuesta	R^{2adj}	Modelo	p-valor	AIC	$R^{2adjseg}$	Modelo ^{seg}	p-valor ^{seg}	AIC^{seg}	Punto quiebre	AIC nulo
Superficie BM (%)	Índice Het. Paisaje (%)	0,21	$y \sim \log(x)$	3,89 E-10	121	0,28	$y \sim x$	6,6 E-08	103,33	2,79	159
Superficie VR (%)	Índice Het. Paisaje (%)	0,41	$y \sim x +x^2$	2.2 E-16	76	0,47	$y \sim x$	3,86 E-7	62,14	5,02;61,64	159

TP. BM (ha)	Índice Het. Paisaje (%)	0,14	$y \sim x + x^2 + P$	3,57 E-06	137	0,24	$y \sim x$	3,43 e-7	84,26	0,23	159
TP. VR (ha)	Índice Het. Paisaje (%)	0,17	$y \sim \log(x)$	1,97 E-8	132	0,37	$y \sim x$	0,38	84,26	18,03	159
NP BM	Índice Het. Paisaje (%)	0,17	$y \sim x + x^2$	5,05 e-8	129	0,2	$y \sim x$	4,9 e-8	125,96	315,99	159
NP VR	Índice Het. Paisaje (%)	0,33	$y \sim x + x^2$	3,3 e-14	98	0,33	$y \sim x$	1,72 E-09	99,16	419,95	159
DB BM (m)	Índice Het. Paisaje (%)	0,37	$y \sim x + x^2 + P$	2,2 e-16	85	0,41	$y \sim x$	4,67 E-08	77,35	15,69; 63,21	159
DB VR (m)	Índice Het. Paisaje (%)	0,45	$y \sim x + x^2 + P$	2,2 e-16	65	0,49	$y \sim x + P$	8,01 e-7	51,85	4,32	159

* AIC^{seg} = AIC segmentado; AIC= AIC modelos lineales cuadráticas y logarítmicos; p-valor^{seg}= valor de significancia de los modelos segmentados; R^{2adjseg}= Coeficiente de determinación de los modelos segmentados. TP=tamaño de parche NP= Número de parche; DB= Densidad de borde; BM= Bosque Maduro; VR= Vegetación de reemplazo.

Cuadro S3.5. Criterio de información de Akaike (AIC) para los modelos de mínimos cuadrados generalizados (GLS) ajustados para cada combinación de predictor y variables dependientes con y sin estructura de correlación espacial a meso-escala de paisaje (E₅₀₀). La estructura de correlación espacial se agregó al modelo GLS con el AIC más bajo, y los resultados de las comparaciones de modelos se llevaron a cabo mediante ANOVA (Prueba de razón de verosimilitud y se muestran los valores de p). Los valores de AIC se muestran en negrita para el modelo GLS que registró, al menos, dos unidades por debajo.

Variable predictora	Variable respuesta	AIC _{sece}	Correlación espacial	AIC _{cece} *	Comparación de modelos	
			Estructura		Likelihood Ratio test	p
TP. BM (ha)	Cob. BM (%)	167,54	Exponencial	164,95	6,59	0,0001
NP BM	Cob. BM (%)	2160,85	Gaussiana	2142,45	22,4	0,0001
DB BM (m)	Cob. BM (%)	1443,2	Gaussiana	1443,33	3,87	0,14
TP. VR (ha)	Cob. VR (%)	486,68	Ratio	443,62	47,06	0,0001
NP VR	Cob. VR (%)	2247,25	Gaussiana	2203,6	47,65	0,0001
DB VR (m/ha)	Cob. VR (%)	1594,88	Exponencial	1469,19	129,69	0,0001

* AIC^{wscs} = AIC para el modelo Sin Estructura de Correlación Espacial; AIC^{cscs} = AIC para el modelo con Estructura de Correlación Espacial. TP=tamaño de parche NP= Número de parche; DB= Densidad de borde; BM= Bosque Maduro; VR= Vegetación de reemplazo.

Cuadro S3.6. Criterio de información de Akaike (AIC) para los modelos de mínimos cuadrados generalizados (GLS) ajustados para cada combinación de predictor y variables dependientes con y sin estructura de correlación espacial a micro-escala de paisaje (E¹⁰⁰⁰). La estructura de correlación espacial se agregó al modelo GLS con el AIC más bajo, y los resultados de las comparaciones de modelos se llevaron a cabo mediante ANOVA (Prueba de razón de verosimilitud y se muestran los valores de p). Los valores de AIC se muestran en negrita para el modelo GLS que registró, al menos, dos unidades por debajo.

Variable predictora	Variable respuesta	AIC _{sece}	Correlación espacial	AIC _{cece} *	Comparación de modelos	
			Estructura		Likelihood Ratio test	p
TP. BM (ha)	Cob. BM (%)	9211,78	Gaussiana	8854,78	98,58	0,0001
NP BM	Cob. BM (%)	26287,46	Ratio	22212,65	145,54	0,0001
DB BM (m)	Cob. BM (%)	30587,53	Gaussiana	28567,78	164,67	0,0001
TP. VR (ha)	Cob. BM (%)	8753,98	Ratio	8456,15	101,54	0,0001
NP VR	Cob. BM (%)	23613,7	Gaussiana	22579,54	164,98	0,0001

DB VR (m/ha)	Superficie VR (%)	27695,96	Ratio	25785,87	108,54	0,0001
--------------	-------------------	----------	-------	----------	--------	--------

* AIC^{WCS} = AIC para el modelo Sin Estructura de Correlación Espacial; AIC^{CSCS} = AIC para el modelo con Estructura de Correlación Espacial. TP=tamaño de parche NP= Número de parche; DB= Densidad de borde; BM= Bosque Maduro; VR= Vegetación de reemplazo.

Cuadro S3.7. Criterio de información de Akaike (AIC) para los modelos de mínimos cuadrados generalizados (GLS) ajustados para cada combinación de predictor y variables dependientes con y sin estructura de correlación espacial a meso-escala de paisaje (E_{5000}). La estructura de correlación espacial se agregó al modelo GLS con el AIC más bajo, y los resultados de las comparaciones de modelos se llevaron a cabo mediante ANOVA (Prueba de razón de verosimilitud y se muestran los valores de p). Los valores de AIC se muestran en negrita para el modelo GLS que registró, al menos, dos unidades por debajo.

Variable predictora	Variable respuesta	AIC_{sece}	Correlación espacial Estructura	AIC_{cece}^*	Comparación de modelos	
					Likelihood Ratio test	p
Superficie BM (%)	Índice Het. Paisaje (%)	131,22	Ratio	19,79	131,98	0,0001
Superficie VR (%)	Índice Het. Paisaje (%)	78,1	Ratio	-0,95	118,62	0,0001
TP. BM (ha)	Índice Het. Paisaje (%)	168,75	Ratio	31,17	141,67	0,0001
TP. VR (ha)	Índice Het. Paisaje (%)	174,56	Ratio	36,97	141,59	0,0001
NP BM	Índice Het. Paisaje (%)	180,56	Exponencial	54,42	130,14	0,0001
NP VR	Índice Het. Paisaje (%)	150,61	Ratio	36,96	115,8	0,0001
DB BM (m/ha)	Índice Het. Paisaje (%)	139,94	Ratio	38,63	105,3	0,001
DB VR (m/ha)	Índice Het. Paisaje (%)	72,1	Ratio	29,63	89,76	0,001

* AIC^{WCS} = AIC para el modelo Sin Estructura de Correlación Espacial; AIC^{CSCS} = AIC para el modelo con Estructura de Correlación Espacial. TP=tamaño de parche NP= Número de parche; DB= Densidad de borde; BM= Bosque Maduro; VR= Vegetación de reemplazo.

Cuadro S3.7. Criterio de información de Akaike (AIC) para los modelos de mínimos cuadrados generalizados (GLS) ajustados para cada combinación de predictor y variables dependientes con y sin estructura de correlación espacial a micro-escala de paisaje (E_{1000}). La estructura de correlación espacial se agregó al modelo GLS con el AIC más bajo, y los resultados de las comparaciones de modelos se llevaron a cabo mediante ANOVA (Prueba de razón de verosimilitud y se muestran los valores de p). Los valores de AIC se muestran en negrita para el modelo GLS que registró, al menos, dos unidades por debajo.

Variable predictora	Variable respuesta	AIC_{sece}	Correlación espacial Estructura	AIC_{cece}^*	Comparación de modelos	
					Likelihood Ratio test	p
Superficie BM (%)	Índice Het. Paisaje (%)	2360,38	Ratio	1936,25	145,57	0,0001
Superficie IR (%)	Índice Het. Paisaje (%)	1235,15	Gaussiana	946,67	95,68	0,0001
TP. BM (ha)	Índice Het. Paisaje (%)	2742,55	Ratio	2253,25	68,25	0,0001
TP. VR (ha)	Índice Het. Paisaje (%)	2278,59	Ratio	2001,16	112,95	0,0001
NP BM	Índice Het. Paisaje (%)	2267,99	Exponencial	1805,49	129,35	0,0001
NP VR	Índice Het. Paisaje (%)	1542,52	Ratio	1268,16	99,32	0,0001
DB BM (m/ha)	Índice Het. Paisaje (%)	2429,72	Exponencial	2356,18	55,36	0,001
DB VR (m/ha)	Índice Het. Paisaje (%)	2320,62	Ratio	2236,56	49,42	0,001

* AIC^{WCS} = AIC para el modelo Sin Estructura de Correlación Espacial; AIC^{CSCS} = AIC para el modelo con Estructura de Correlación Espacial. TP=tamaño de parche NP= Número de parche; DB= Densidad de borde; BM= Bosque Maduro; VR= Vegetación de reemplazo.

ANEXO 4

Cuadro S4.1. Coeficientes de determinación ajustados (R^{2adj}) y Criterio de Información de Akaike (AIC) de las regresiones lineales, cuadráticas, logarítmicas y segmentadas de variables estructurales y funcionales (variables de respuesta) en función de la cobertura de BM (variable respuesta) a escala predio (E_{5000}). Valor p de significancia de los modelos (regresión simple y segmentada). Se incluyó dentro de los modelos el factor paisaje (llanos-piedemonte). Aquellos modelos que presentaron menores valores de AIC con la inclusión del factor paisaje (2 valores), figuran con la palabra si en la columna “Paisaje”. Punto de quiebre de los modelos segmentados (Punto de quiebre^{seg}).

Variable respuesta	Variable predictora	R^{2adj}	Modelo	AIC	p-valor	Punto de quiebre ^{seg}	p-valor ^{seg}	AIC ^{seg}	$R^{2adjseg}$
Área basal (m ² /ha)	Cob. BM (%)	0,24	$y \sim x + x^2 + P$	576,6	1,8 e-9	22,4	0,000001	584	0,2
Carbono orgánico total 0-10 cm (%)	Cob. BM (%)	0,31	$y \sim x$	-64,7	1,3 e-14	0,07	7,2 e-16	-65	0,31
Nitrógeno total 0-10 cm (%)	Cob. BM (%)	0,31	$y \sim x$	-774,5	9e-15	0,07	4,55 e-8	-775	0,32
Peso seco de mantillo (ton/ha)	Cob. BM (%)	0,51	Logarítmico	1421,1	2,2 e-16	0,52	8,74 e-16	1415	0,53
Índice het. vertical	Cob. BM (%)	0,3	$y \sim x$	387,4	1,4 e-14	0,08	3,5 e-6	387	0,31

* AIC^{seg} = AIC segmentado; AIC= AIC modelos lineales cuadráticas y logarítmicos; p-valor^{seg}= valor de significancia de los modelos segmentados; $R^{2adjseg}$ = Coeficiente de determinación de los modelos segmentados. BM= Bosque Maduro.

Cuadro S 4.2. Criterio de información de Akaike (AIC) para los modelos de mínimos cuadrados generalizados (GLS) ajustados para las variables estructurales y funcionales (variables de respuesta) en función de la cobertura de BM (variable respuesta) a escala predio (E_{5000}). La estructura de correlación espacial se agregó al modelo GLS con el AIC más bajo, y los resultados de las comparaciones de modelos se llevaron a cabo mediante ANOVA (Prueba de razón de verosimilitud y se muestran los valores de p). Los valores de AIC se muestran en negrita para el modelo GLS que registró, al menos, dos unidades por debajo.

Variable respuesta	Variable predictora	AIC _{sece}	Correlación espacial Estructura	AIC _{cece} *	Comparación de modelos	
					Likelihood Ratio test	p
Área basal (m ² /ha)	Cob. BM (%)	576,62	Esférica	551,85	52,33	<0,0001
Carbono orgánico total 0-10 cm (%)	Cob. BM (%)	-64,74	Gaussiana	-103,64	60,81	<0,0001
Nitrógeno total 0-10 cm (%)	Cob. BM (%)	-774,48	Gaussiana	-802,56	54,26	<0,0001
Peso seco de mantillo (ton/ha)	Cob. BM (%)	1421,1	Ratio	1387,01	34,6	<0,0001
Índice het. vertical	Cob. BM (%)	387,43	Gaussiana	406,83	70,1	<0,0001

* AIC^{wscs} = AIC para el modelo Sin Estructura de Correlación Espacial; AIC^{cscs} = AIC para el modelo con Estructura de Correlación Espacial. BM=Bosque Maduro.

Cuadro S4.3. Coeficientes de determinación ajustados (R^{2adj}) y Criterio de Información de Akaike (AIC) de las regresiones lineales, cuadráticas, logarítmicas y segmentadas de variables estructurales y funcionales (variables de respuesta) en función de la cobertura de BM (variable respuesta) a escala lote (E_{1000}). Valor p de significancia de los modelos (regresión simple y segmentada). Se incluyó dentro de los modelos el factor paisaje (llanos-piedemonte). Aquellos modelos que presentaron menores valores de AIC con la inclusión del factor paisaje (2 valores), figuran con la palabra si en la columna “Paisaje”. Punto de quiebre de los modelos segmentados (Punto de quiebre^{seg}).

Variable respuesta	Variable predictora	R^{2adj}	Modelo	AIC	p-valor	Punto de quiebre ^{seg}	p-valor ^{seg}	AIC ^{seg}	$R^{2adjseg}$
Área basal (m ² /ha)	Cob. BM (%)	0,47	$y \sim x + x^2 + P$	13729,46	2,2E-16	0,22	2,01 e-6	14727,8	0,3
Carbono orgánico total 0-10 cm (%)	Cob. BM (%)	0,36	$y \sim x + x^2 + P$	986,47	2,2E-16	0,06	4,93 e-06	877,65	0,37
Nitrógeno total 0-10 cm (%)	Cob. BM (%)	0,38	$y \sim x + x^2 + P$	-15447,6	2,20E-16	0,18	2,01 e-6	-15591	0,38
Peso seco de mantillo (ton/ha)	Cob. BM (%)	0,47	$y \sim x + x^2 + P$	34202,35	2,2E-16	0,5	1,91 e-07	33964,3	0,51
Índice het. vertical	Cob. BM (%)	0,4	$y \sim x + x^2 + P$	10418,08	2,2E-16	0,28	4,18 e-6	10769,6	0,4

* AIC^{seg} = AIC segmentado; AIC= AIC modelos lineales cuadráticas y logarítmicos; p-valor^{seg}= valor de significancia de los modelos segmentados; $R^{2adjseg}$ = Coeficiente de determinación de los modelos segmentados. BM=Bosque Maduro.

Cuadro S 4.4. Criterio de información de Akaike (AIC) para los modelos de mínimos cuadrados generalizados (GLS) ajustados para las variables estructurales y funcionales (variables de respuesta) en función de la cobertura de BM (variable respuesta) a escala lote (E₁₀₀₀). La estructura de correlación espacial se agregó al modelo GLS con el AIC más bajo, y los resultados de las comparaciones de modelos se llevaron a cabo mediante ANOVA (Prueba de razón de verosimilitud y se muestran los valores de p). Los valores de AIC se muestran en negrita para el modelo GLS que registró, al menos, dos unidades por debajo.

Variable respuesta	Variable predictorora	AIC _{sece}	Correlación espacial Estructura	AIC _{cece} *	Comparación de modelos	
					Likelihood Ratio test	p
Área basal (m ² /ha)	Cob. BM (%)	13729,46	Ratio	11254,25	57,24	<0,0001
Carbono orgánico total 0-10 cm (%)	Cob. BM (%)	986,47	Ratio	645,24	76,49	<0,0001
Nitrógeno total 0-10 cm (%)	Cob. BM (%)	-15447,6	Exponencial	-16324,4	87,08	<0,0001
Peso seco de mantillo (ton/ha)	Cob. BM (%)	34202,35	Gaussiana	32452,45	95,16	<0,0001
Índice het. vertical	Cob. BM (%)	10418,08	Exponencial	8952,12	101,25	<0,0001

* AIC^{WCS} = AIC para el modelo Sin Estructura de Correlación Espacial; AIC^{CSCS} = AIC para el modelo con Estructura de Correlación Espacial. BM=Bosque Maduro.

Cuadro S4.5. Coeficientes de determinación ajustados (R²_{adj}) y Criterio de Información de Akaike (AIC) de las regresiones lineales, cuadráticas, logarítmicas y segmentadas de variables estructurales y funcionales (variables de respuesta) en función del IR (variable predictorora) a escala predio (E₅₀₀₀). Valor p de significancia de los modelos (regresión simple y segmentada). Se incluyó dentro de los modelos el factor paisaje (llanos-piedemonte). Aquellos modelos que presentaron menores valores de AIC con la inclusión del factor paisaje (2 valores), figuran con la palabra si en la columna "Paisaje". Punto de quiebre de los modelos segmentados (Punto de quiebre^{seg}).

Variable respuesta	Variable predictorora	R ² _{adj}	Modelo	AIC	p-valor	Punto de quiebre ^{seg}	p-valor ^{seg}	AIC ^{seg}	R ² _{adjseg}
Cob. especies forrajeras	Cob. VR (%)	0,35	y ~ x + x ²	869	4,10 e-16	12,41	5E-07	869	0,35
CV NDVI	Cob. VR (%)	0,61	y ~ x + x ² + P	1005	2,2 e-16	74,81	1,28E-16	979	0,67
Ind. div. sp leñosas	Cob. VR (%)	0,73	y ~ x	194	2,2 e-16	0,05	1,71 e-7	195	0,72
Índice het. horizontal	Cob. VR (%)	0,76	y ~ x	1336	2,2 e-16	0,05	1,52 e-06	1339	0,76
Ind. control de erosión	Cob. VR (%)	0,22	y ~ x + x ² + P	851	4,1 e-06	0,67	7,68 e-6	851	0,21
Regeneración sp. leñosas	Cob. VR (%)	0,4	y ~ x	2715	2,2 e-16	12,41	4,93 e-8	2716	0,4

* AIC^{seg} = AIC segmentado; AIC= AIC modelos lineales cuadráticas y logarítmicos; p-valor^{seg}= valor de significancia de los modelos segmentados; R²_{adjseg}= Coeficiente de determinación de los modelos segmentados. VR= Vegetación de reemplazo; CV NDVI= Coeficiente de variación del índice de vegetación de diferencia normalizada

Cuadro S 4.6. Criterio de información de Akaike (AIC) para los modelos de mínimos cuadrados generalizados (GLS) ajustados para las variables estructurales y funcionales (variables de respuesta) en función del IR (variable predictorora) a escala predio (E₅₀₀₀). La estructura de correlación espacial se agregó al modelo GLS con el AIC más bajo, y los resultados de las comparaciones de modelos se llevaron a cabo mediante ANOVA (Prueba de razón de verosimilitud y se muestran los valores de p). Los valores de AIC se muestran en negrita para el modelo GLS que registró, al menos, dos unidades por debajo.

Variable respuesta	Variable predictorora	AIC _{sece}	Correlación espacial Estructura	AIC _{cece} *	Comparación de modelos	
					Likelihood Ratio test	p
Cobertura especies forrajeras (%)	Cob. VR (%)	869,05	Gaussiana	833,49	51,14	<0,001
CV NDVI	Cob. VR (%)	1005,78	Exponencial	958,62	67,94	<0,001
Diversidad de especies leñosas	Cob. VR (%)	194,83	Ratio	136,85	78,08	<0,001

Índice het. horizontal	Cob. VR (%)	1336,5	Ratio	1260,52	82,16	<0,001
Índice control de erosión	Cob. VR (%)	850,85	Ratio	792,64	82,77	<0,001
Regeneración de sp. leñosas	Cob. VR (%)	2714,73	Gaussiana	2647,68	58,34	<0,001

* AIC^{WSCS} = AIC para el modelo Sin Estructura de Correlación Espacial; AIC^{CSCS} = AIC para el modelo con Estructura de Correlación Espacial

Cuadro S4.7. Coeficientes de determinación ajustados (R^{2adj}) y Criterio de Información de Akaike (AIC) de las regresiones lineales, cuadráticas, logarítmicas y segmentadas de variables estructurales y funcionales (variables de respuesta) en función de vegetación de reemplazo (variable respuesta) a escala predio (E_{1000}). Valor p de significancia de los modelos (regresión simple y segmentada). Se incluyó dentro de los modelos el factor paisaje (llanos-piedemonte). Aquellos modelos que presentaron menores valores de AIC con la inclusión del factor paisaje (2 valores), figuran con la palabra si en la columna “Paisaje”. Punto de quiebre de los modelos segmentados (Punto de quiebre^{seg}).

Variable respuesta	Variable predictora	R^{2adj}	Modelo	AIC	p-valor	Punto de quiebre ^{seg}	p-valor ^{seg}	AIC ^{seg}	$R^{2adjseg}$
Cobertura especies forrajeras (%)	Cob. VR (%)	0,38	$y \sim x + x^2 + P$	21555.83	2,2 e -16	45,82	2,51 e-08	21573.76	0,38
Coefficiente de variación NDVI	Cob. VR (%)	0,61	$y \sim x + x^2$	23325.9	2,2 e -16	5	3,29 e-08	23286.45	0,61
Índice de diversidad sp. leñosas	Cob. VR (%)	0,72	$y \sim x + x^2$	5916,0,2	2,2 e -16	-	-	-	-
Índice het. horizontal	Cob. VR (%)	0,76	$y \sim x + x^2 + P$	32037.41	2,2 e -16	68,06	1,53 e-8	32055.88	0,76
Índice control de erosión	Cob. VR (%)	0,34	$y \sim x + x^2$	22915,11	2,2 e -16	0,187	1,4 e-7	22920,63	0,3
Regeneración de sp. leñosas	Cob. VR (%)	0,41	$y \sim x + x^2 + P$	64207.8	2,2 e -16	45,33	3,63 e-08	64233.31	0,4

* AIC^{seg} = AIC segmentado; AIC = AIC modelos lineales cuadráticas y logarítmicos; p-valor^{seg} = valor de significancia de los modelos segmentados; $R^{2adjseg}$ = Coeficiente de determinación de los modelos segmentados.

Cuadro S 4.8. Criterio de información de Akaike (AIC) para los modelos de mínimos cuadrados generalizados (GLS) ajustados para cada combinación de predictor (IR) y variables dependientes (funcionales y estructurales) con y sin estructura de correlación espacial a E_{1000} . La estructura de correlación espacial se agregó al modelo GLS con el AIC más bajo, y los resultados de las comparaciones de modelos se llevaron a cabo mediante ANOVA (Prueba de razón de verosimilitud y se muestran los valores de p). Los valores de AIC se muestran en negrita para el modelo GLS que registró, al menos, dos unidades por debajo.

Variable respuesta	Variable predictora	AIC _{secc}	Correlación espacial		Comparación de modelos	
			Estructura	AIC _{secc} *	Likelihood Ratio test	p
Cobertura especies forrajeras (%)	Cob. VR (%)	21555.83	Gaussiana	18235,15	153,42	<0,0001
CV NDVI	Cob. VR (%)	23325.9	Exponencial	20354,15	85,45	<0,0001
Índice diversidad sp. leñosas	Cob. VR (%)	5916,0,2	Ratio	3524,15	65,48	<0,0001
Índice het. horizontal	Cob. VR (%)	32057.42	Ratio	29623,49	2437,933	<0,0001
Índice control de erosión	Cob. VR (%)	22915,11	Ratio	19345,11	456,54	<0,0001

* AIC^{WSCS} = AIC para el modelo Sin Estructura de Correlación Espacial; AIC^{CSCS} = AIC para el modelo con Estructura de Correlación Espacial VR = Vegetación de reemplazo; TP = Tamaño de parche; CV NDVI = Coeficiente de variación del índice de vegetación de diferencia normalizada.

Cuadro S4.9. Coeficientes de determinación ajustados (R^{2adj}) y Criterio de Información de Akaike (AIC) de las regresiones lineales, cuadráticas, logarítmicas y segmentadas de variables estructurales y funcionales (variables de respuesta) en función de vegetación de reemplazo (variable respuesta) a escala predio (E_{1000}). Valor p de significancia de los modelos (regresión simple y segmentada). Se incluyó dentro de los modelos el factor paisaje (llanos-piedemonte). Aquellos modelos que presentaron menores valores de AIC con la inclusión del factor paisaje (2 valores), figuran con la palabra si en la columna “Paisaje”. Punto de quiebre de los modelos segmentados (Punto de quiebre^{seg}).

Variable predictora	Variable respuesta	R^{2adj}	Modelo	AIC	p-valor	Punto de quiebre ^{seg}	p-valor ^{seg}	AIC ^{seg}	$R^{2adjseg}$
Carbono orgánico total 0-10 cm (%)	TP BM (m)	0,3	$y \sim x + P$	-52,6	1,95 e-11	-	-	-	-
Área basal (m ² /Ha)	TP BM (m)	0,23	$y \sim x + P$	577,7	2,54 e-10	-	-	-	-

Índice de heterogeneidad vertical	TP BM (m)	0,28	$y \sim x + x^2$	394,6	2,2 e-12	1	8,05 e-10	394,56	0,28
Nitrógeno total 0-10 cm (%)	TP BM (m)	0,3	$y \sim x + x^2$	-771	2,54 e-13	1	2,36 e-08	-770,6	0,3
Cobertura de sp melíferas (%)	TP BM (m)	0,22	$y \sim x + x^2$	1332	1,19 e-9	1	3,59 e-9	1338,4	0,22

* AIC^{seg} = AIC segmentado; AIC= AIC modelos lineales cuadráticas y logarítmicos; p-valor^{seg}= valor de significancia de los modelos segmentados; R^{2adjseg}= Coeficiente de determinación de los modelos segmentados; BM= Bosque maduro TP= Tamaño de parche.

Cuadro S4.10. Criterio de información de Akaike (AIC) para los modelos de mínimos cuadrados generalizados (GLS) ajustados para las variables estructurales y funcionales (variables de respuesta) en función de vegetación de reemplazo (variable respuesta) a escala predio (E¹⁰⁰⁰). La estructura de correlación espacial se agregó al modelo GLS con el AIC más bajo, y los resultados de las comparaciones de modelos se llevaron a cabo mediante ANOVA (Prueba de razón de verosimilitud y se muestran los valores de p). Los valores de AIC se muestran en negrita para el modelo GLS que registró, al menos, dos unidades por debajo.

Variable predictora	Variable respuesta	AIC _{sece}	Correlación espacial Estructura	AIC _{cece} *	Comparación de modelos	
					Likelihood Ratio test	p
Carbono orgánico total 0-10 cm (%)	TP BM (m)	-52,63	Gaussiana	-88,37	56,65	<0,0001
Área basal (m ² /Ha)	TP BM (m)	577,73	Ratio	528,12	58,99	<0,0001
Índice de heterogeneidad vertical	TP BM (m)	394,56	Gaussiana	348,12	60,71	<0,0001
Nitrógeno total 0-10 cm (%)	TP BM (m)	-770,5	Exponencial	-778,91	43,71	<0,0001
Cobertura de especies melíferas	TP BM (m)	1331,9	Gaussiana	1276,48	52,28	<0,0001

* AIC^{WCS} = AIC para el modelo Sin Estructura de Correlación Espacial; AIC^{CSCS} = AIC para el modelo con Estructura de Correlación Espacial; BM= Bosque maduro TP= Tamaño de parche.

Cuadro S4.11. Coeficientes de determinación ajustados (R^{2adj}) y Criterio de Información de Akaike (AIC) de las regresiones lineales, cuadráticas, logarítmicas y segmentadas de variables estructurales y funcionales (variables de respuesta) en función del TP del IR a escala de predio (E₅₀₀₀). Valor p de significancia de los modelos (regresión simple y segmentada). Se incluyó dentro de los modelos el factor paisaje (Ilanos-piedemonte). Aquellos modelos que presentaron menores valores de AIC con la inclusión del factor paisaje (2 valores), figuran con la palabra si en la columna "Paisaje".

Variable predictora	Variable respuesta	R ^{2adj}	Modelo	AIC	p-valor	Punto de quiebre ^{seg}	p-valor ^{seg}	AIC ^{seg}	R ^{2adjseg}
CV NDVI	TP VR(m)	0,54	$y \sim x + x^2$	1033,76	2,2 e-16	2,03	1,97 e-16	1022,15	0,58
Índice de diversidad de sp leñosas	TP VR(m)	0,45	$y \sim x + x^2$	310,69	2,2 e-16	2,29	1,63 e-15	220,2	0,68
Índice heterogeneidad horizontal	TP VR(m)	0,48	$y \sim x + x^2$	1467,78	2,2 e-16	2,32	7,99 e-16	1361,62	0,72
Regeneración sp leñosas (Plántulas/ha)	TP VR(m)	0,25	$y \sim x + x^2$	2,038	2,04 e-11	15,26	1,82 e-16	2740,53	0,3

* AIC^{seg} = AIC segmentado; AIC= AIC modelos lineales cuadráticas y logarítmicos; p-valor^{seg}= valor de significancia de los modelos segmentados; R^{2adjseg}= Coeficiente de determinación de los modelos segmentados; VR= Vegetación de reemplazo; TP= Tamaño de parche; CV NDVI= Coeficiente de variación del índice de vegetación de diferencia normalizada.

Cuadro S 4.12. Criterio de información de Akaike (AIC) para los modelos de mínimos cuadrados generalizados (GLS) ajustados para cada variables estructurales y funcionales (variables de respuesta) en función del TP del IR a escala de predio (E₅₀₀₀). La estructura de correlación espacial se agregó al modelo GLS con el AIC más bajo, y los resultados de las comparaciones de modelos se llevaron a cabo mediante ANOVA (Prueba de razón de verosimilitud y se muestran los valores de p). Los valores de AIC se muestran en negrita para el modelo GLS que registró, al menos, dos unidades por debajo.

Variable predictora	Variable respuesta	AIC _{sece}	Correlación espacial Estructura	AIC _{cece} *	Comparación de modelos	
					Likelihood Ratio test	p
CV NDVI	TP VR(m)	1033,76	Gaussiana	981,51	75,89	<0,0001

Índice de diversidad de sp. leñosas	TP VR(m)	310,69	Ratio	204,07	143,48	<0,0001
Índice de het. horizontal	TP VR(m)	1467,78	Ratio	1330,2	153,29	<0,0001
Regeneración de sp. leñosas	TP IR (m)	2,038	Ratio	2672,9	70,41	<0,0001

* AIC^{WCS} = AIC para el modelo Sin Estructura de Correlación Espacial; AIC^{SCS} = AIC para el modelo con Estructura de Correlación Espacial. VR= Vegetación de reemplazo. TP= Tamaño de parche CV NDVI= Coeficiente de variación del índice de vegetación de diferencia normalizada