

# **Caracterización y dinámica del uso del suelo post-desmante en el Chaco semiárido del Noroeste Argentino.**

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

**María Jesús Mosciaro**

Ing. en Recursos Naturales y Medio Ambiente- Universidad Nacional de Salta - 2007

Lugar de trabajo: Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria



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



## **COMITÉ CONSEJERO**

**Director de tesis**

**José Norberto Volante**

**Lic. en Recursos Naturales y Medio Ambiente (Universidad Nacional de Salta)**

**Dr. En Ciencias Agropecuarias (Universidad de Buenos Aires)**

**Co-director**

**Marcos Texeira González**

**Lic. en Ciencias Biológicas (Universidad de la República, Uruguay)**

**Dr. En Ciencias Agropecuarias (Universidad de Buenos Aires)**

**Consejero de Estudios**

**José María Paruelo**

**Ing. Agrónomo (Universidad de Buenos Aires)**

**Dr. of Philosophy (Colorado State University, USA)**

## **JURADO DE TESIS**

**JURADO**

**Ignacio Nestor Gasparri**

**Ingeniero Forestal (Universidad Nacional de La Plata)**

**Doctor en Ciencias Biológicas (Universidad Nacional de Tucumán)**

**JURADO**

**Pablo Eugenio Villagra**

**Biólogo (Universidad Nacional de Córdoba)**

**Doctor en Biología (Universidad Nacional de Cuyo)**

**JURADO**

**Javier Houspanossian**

**Licenciado en Tecnología Ambiental (Universidad Nacional del Centro de la provincia de**

**Buenos Aires)**

**Doctor en Biología (Universidad Nacional de Córdoba)**

Fecha de defensa de la tesis: 24 de octubre de 2023

Dedicatoria

A mi familia... y a mi futura yo.

## Agradecimientos

*Ante todo, agradezco a Diego por el apoyo incondicional y el sostén en cada vaivén emocional. Por el amor que recibí de él y mis hijas a pesar de resignar tantas horas en las que no pudimos disfrutarlos. A mis padres, que con su ejemplo y esfuerzo llenaron mi vida de oportunidades que espero siempre saber aprovechar. A Noelia Calamari, Leónidas Lizárraga, Marcos Texeira y Juan Gaitán por su ayuda y apoyo constante, siempre motivándome a seguir adelante. A José Volante por aceptar el desafío de dirigir mi trabajo y confiar en que lograría el objetivo. A José Paruelo por su gran calidad docente y la paciencia y tiempo dedicado. A mis compañeros de trabajo por el apoyo y la comprensión, al tener que postergar algunas tareas para priorizar mis estudios. Al Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria por brindarme la posibilidad de capacitarme y financiar mis estudios.*

## Declaración

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



María Jesús Mosciaro

## Publicaciones derivadas de la tesis

Mosciaro MJ, Calamari NC, Peri PL, Flores Montes N, Seghezzo L, Ortiz E, Rejalaga L, Barral MP, Villarino S, Mastrangelo M, Volante J. 2022. Future scenarios of land use change in the Gran Chaco: how far is zero-deforestation? *Regional Environmental Change*. 22: 115 doi: 10.1007/s10113-022-01965-5

Mosciaro MJ, Seghezzo L, Texeira M, Paruelo JM, Volante J. 2023. Where did the forest go? Post-deforestation land use dynamics in the Dry Chaco region in Northwestern Argentina. *Land Use Policy*, 129 doi:10.1016/j.landusepol.2023.106650

## *ÍNDICE GENERAL*

ÍNDICE DE CUADROS-----	x
ÍNDICE DE FIGURAS -----	xi
ABREVIATURAS -----	xv
RESUMEN -----	xvi
ABSTRACT-----	xviii
1. Introducción general -----	1
1.1 Cambios de uso y cobertura del suelo -----	2
1.2 Factores que controlan la deforestación -----	4
1.2.1 El caso del Chaco semiárido del NOA -----	6
1.2.2 Causas próximas de la deforestación en Chaco semiárido del NOA -----	9
1.3 Monitoreo de uso del suelo a partir de sensores remotos -----	12
1.3.1 Uso de índices de vegetación como descriptores de los sistemas -----	14
1.4 Efecto del cambio de uso del suelo -----	15
1.5 Modelos de simulación de cambio de uso del suelo -----	16
1.6 Vacío de conocimiento -----	18
1.7 Objetivos e hipótesis -----	20
1.7.1 Objetivo general -----	20
1.7.2 Objetivos específicos-----	20
1.7.3 Hipótesis y predicciones asociadas-----	20
2. Dinámica del uso del suelo post-desmante del Chaco semiárido del NOA -----	23
2.1 Introducción-----	24
2.2 Materiales y métodos -----	27
2.2.1 Área de estudio -----	27
2.2.2 Base de datos geoespacial agropecuaria (BDGA)-----	29
2.2.3 Principal uso del suelo post-desmante en el Chaco semiárido del NOA ---	32

2.2.4	Dinámica espacio-temporal de los usos post-desmante -----	33
2.3	Resultados -----	37
2.3.1	Principal uso del suelo posterior al desmante (Objetivo 1) -----	37
2.3.2	Dinámica del uso del suelo post-desmante (Objetivo 2) -----	41
2.3.3	Análisis de intensidad de los cambios de cobertura y uso del suelo -----	47
2.4	Discusión -----	54
2.4.1	Principal uso del suelo posterior al desmante-----	54
2.4.2	Dinámica del uso del suelo post-desmante-----	55
2.4.3	Analisis multiescalar del cambio de uso del suelo -----	58
2.4.4	Implicancias para la planificación territorial-----	61
2.5	Conclusiones -----	63
3.	Caracterización de la historia de uso agropecuaria -----	65
3.1	Introducción-----	66
3.1.1	Sistemas de producción del Chaco semiáridodel NOA-----	68
3.1.2	Uso de sensores remotos para evaluación de la degradación -----	71
3.2	Materiales y Métodos -----	74
3.2.1	Caracterización de la historia de uso agropecuaria-----	74
3.2.2	Efecto de la historia de uso agropecuaria-----	76
3.3	Resultados. -----	81
3.3.1	Historia de uso del suelo en el Chaco semiárido del NOA-----	81
3.3.2	Efecto de la historia de uso agropecuaria (Objetivo 3) -----	85
3.4	Discusión. -----	89
3.4.1	Sistemas de producción en el Chaco semiárido del NOA -----	89
3.4.2	Efecto de la historia de uso agropecuaria-----	92
3.4.3	Limitaciones del estudio-----	95
3.5	Conclusiones -----	97



4. Escenarios futuros de cambio de uso del suelo-----	99
4.1 Introducción-----	100
4.2 Materiales y métodos -----	102
4.2.1 Área de estudio -----	102
4.2.2 Modelos de simulación espacialmente explícitos -----	105
4.2.3 Importancia relativa de los determinantes de cambios de uso del suelo---	114
4.2.4 Escenarios alternativos de uso del suelo al año 2050 -----	115
4.2.5 Probabilidad de deforestación-----	126
4.2.6 Áreas prioritarias para la conservación del bosque-----	127
4.3 Resultados -----	128
4.3.1 Dinámica de CUCS pasados e mportancia relativa de sus determinantes-	128
4.3.2 Escenarios alternativos de uso del suelo al año 2050 (Objetivo 4)-----	131
4.3.3 Probabilidad de deforestación-----	136
4.3.4 Áreas prioritarias para la conservación del bosque-----	138
4.4 Discusión -----	139
4.4.1 Dinámica de CUCS pasados e importancia relativa de sus determinantes	139
4.4.2 Escenarios alternativos de uso del suelo al año 2050 -----	142
4.4.3 Áreas prioritarias para la conservación del bosque-----	145
4.4.4 Implicancias del estudio -----	146
4.4.5 Limitaciones del estudio-----	148
4.5 Conclusiones -----	149
5. Discusión-----	152
5.1 Implicancias de los hallazgos -----	154
5.2 Aplicaciones e investigaciones futuras -----	163
6. Bibliografía -----	165

## *ÍNDICE DE CUADROS*

Cuadro 2.1 Modelo de matriz de transición utilizada para la cuantificación de cambios de uso del suelo ocurridos entre dos momentos (Pontius et al. 2004).....	25
Cuadro 2.2 Matriz de transición (% área de estudio) para diferentes escalas temporales de análisis. En corchetes las tasas del periodo 2001-2019; en negro las del periodo 2001-2008; en gris las del periodo 2008-2019 y en cursiva las tasas medias anuales del periodo 2001-2019. En color se resaltan las transiciones con mayores tasas.....	45
Cuadro 4.1 Modelo de matriz de probabilidad de transición de Markov.....	109
Cuadro 4.2 Factores significativos de los cambios de uso/cobertura del Gran Chaco Americano.....	110
Cuadro 4.3. Valores de exactitud de clasificación por región del Gran Chaco Americano.....	114
Cuadro 4.4. Tasas de deforestación por regiones del Gran Chaco Americano utilizadas para los escenarios: BAU, GLOBAL-BAJA, LOCAL-ALTA y APLICACIÓN LEGAL.....	122
Cuadro 4.5. Criterios de parametrización para la modelización del escenario de GLOBAL-BAJA de la región del Gran Chaco Americano.....	123
Cuadro 4.6. Criterios de parametrización para la modelización del escenario LOCAL-ALTA de la región del Gran Chaco Americano.....	124
Cuadro 4.7. Criterios de parametrización para la modelización del escenario APLICACIÓN LEGAL en la región del Gran Chaco Americano.....	125
Cuadro 4.8. Superficies (ha) de la cobertura y uso del suelo en el GCA observada en 2009 y 2019, y estimadas para el año 2050, según los escenarios alternativos.....	132

## ÍNDICE DE FIGURAS

- Figura 1.1 Diagrama de un sistema socioecológico (rectángulo punteado) compuesto por los subsistemas ecológico y socioeconómico, afectados por propiedades y procesos ecológicos y sociales que operan en un rango de escalas temporales y espaciales. A escala regional, controles exógenos responden a las tendencias globales y afectan a variables lentas, que, a su vez, influyen en las variables más dinámicas. Cuando los cambios en las variables rápidas perduran en el tiempo y en grandes áreas, los efectos se propagan hacia las variables lentas, a los controles regionales, y a los de escala global. Los cambios en las variables lentas y rápidas influyen en los servicios ecosistémicos y producen impactos ambientales y sociales que inciden directamente en el bienestar de los actores sociales que, a su vez, pueden modificar ambos subsistemas, atenuando o amplificando dichos impactos (Chapin et al. 2009). ..... 3
- Figura 1.2. Modelo conceptual Tsunami de dinámica de cambios en el uso del suelo del Chaco semiárido. La curva describe la dinámica de cambios de uso del suelo a lo largo de una transecta Oeste-Este (abscisas). Las flechas indican la dirección de los cambios en el tiempo. En las ordenadas: izquierda) tasas de deforestación; derecha) heterogeneidad espacial de los Servicios Ecosistémicos Intermedios relativos a la dinámica del carbono y, de la estructura del paisaje. En la cresta de la curva se representa el fenómeno de corrimiento de frontera agropecuaria en donde la secuencia de cultivo, ganadería, ambiente natural, ganadería, cultivos, representa el gradiente de paisaje resultante del proceso (Volante, 2014)..... 10
- Figura 2.1. (a) En rojo el Chaco Semiárido del NOA (área de estudio de los capítulos 2 y 3), y en gris la ecorregión Gran Chaco Americano (área de estudio del capítulo 4); (b) Cambios de cobertura/uso del suelo agropecuario hasta 2019 en el Chaco Semiárido del NOA, donde los desmontes ocurridos antes del año 2000 aparecen en gris oscuro, y en negro los desmontes posteriores (2001-2019). ..... 27
- Figura 2.2 Esquema de generación de la base de datos geoespacial agropecuaria (BDGA). A) generación de la capa de desmontes anuales 2001-2019; B) digitalización de parcelas de campaña verano e invierno; C) incorporación de información de cultivos en las parcelas de verano e invierno; D) compilación de las campañas semestrales de cultivos 2001-2019; E) combinación de la información de desmontes, pasturas y campañas agrícolas para 2001-2019..... 30
- Figura 2.3 Metodología de aplicación del análisis de intensidad de 3 categorías, basado en Aldwaik y Pontius, 2012. *Per* y *Gan Brutas* representan las Pérdidas y las Ganancias Brutas. .... 34
- Figura 2.4 Uso del suelo post-desmorte durante el periodo 2001-2019. Porcentaje de desmontes destinado a agricultura (rojo) y pasturas (azul). En verde la superficie de desmontes anual. .... 38
- Figura 2.5. Superficie (ha) y porcentaje de destino de los desmontes durante el periodo 2001-2019 a) a nivel provincial; b) a nivel departamental, se graficaron los departamentos con superficie desmontada mayor a 100.000ha para el periodo de estudio. En negro la proporción de parcelas con fines agrícolas, en gris, la proporción de parcelas desmontadas para producción de pasturas..... 39

- Figura 2.6 a) Distribución espacial de los usos del suelo post-desmontes en el Chaco semiárido del NOA durante el período 2000-2019. En negro: Agricultura, en gris oscuro: Pasturas. En el mapa se muestra la precipitación media anual, desde un valor máximo de 1200 mm en azul, hasta 400mm en rojo. b) Precipitación media anual de las parcelas destinadas a Agricultura y a Pasturas según periodo de desmonte (2001-2008 en barras con color, y 2008-2019 en las barras blancas)..... 40
- Figura 2.7. Cobertura del suelo del Chaco del NOA en tres momentos: 2001, 2008 y 2019. .... 42
- Figura 2.8 Cambio total en porcentaje del área de estudio por periodos 2001-2019, 2001-2008 y 2008-2019. Se distinguen cambios netos e intercambios..... 42
- Figura 2.9 Pérdidas, y ganancias brutas por categoría y por periodos: 2001-2019, 2001-2008 y 2008-2019, en porcentaje del área de estudio. En negro las pérdidas, en gris las ganancias. .... 44
- Figura 2.10 Cambios netos acumulados durante el periodo 2001-2019 por cobertura del suelo..... 44
- Figura 2.12 Distribución espacial de los principales cambios de uso y coberturas del suelo. a) periodo 2001-2008; b) periodo 2008-2019. .... 47
- Figura 2.13 Análisis de intensidad de cambios a nivel de intervalo para los periodos 2001-2008 y 2008-2019. Hacia la izquierda se observan los cambios totales, distinguidos entre cambios netos e intercambios, y a la derecha la intensidad de cambio anual. La línea vertical representa la tasa de cambio anual uniforme..... 48
- Figura 2.14. Análisis de intensidad de pérdidas (negro) y ganancias (gris) por categorías para los periodos 2001-2008 y 2008-2019. Hacia la izquierda: cambios anuales, en porcentaje del área de estudio y a la derecha tasas de intensidad de cambio anuales, en porcentaje de cada categoría. La línea vertical representa la tasa de cambio anual uniforme. .... 49
- Figura 2.15. Análisis de intensidad de las pérdidas por periodos: 2001-2019, 2001-2008 y 2008-2019. Las barras horizontales muestran las tasas de intensidad de pérdidas anuales de la categoría  $m$  a las restantes categorías  $j$  ( $Q_{tmj}$ ). La línea vertical discontinua indica la tasa de cambio anual uniforme ( $V_{tm}$ ). a) Pérdida de *Bosque Seco*, b) Pérdida de *Pasturas*, c) Pérdida de *Cultivos Simples* y d) Pérdida de *Cultivos Dobles*. .... 52
- Figura 2.16. Esquema conceptual del proceso de cambios de uso del suelo en el Chaco semiárido del NOA, a lo largo de una línea imaginaria que corta transversalmente la región en sentido Este-Oeste. Las flechas indican el movimiento de avance de la frontera agropecuaria, en el que se producen tres procesos secuenciales de cambio, con creciente grado de transformación del paisaje: inicia con la **expansión** de nuevas tierras mediante desmontes del bosque seco para implantación de pasturas, seguido por el **reemplazo** de las pasturas por cultivos anuales, y la posterior **intensificación** de los sistemas de cultivo. .... 56

Figura 3.1 Muestreo y preprocesamiento del análisis del efecto del uso y la edad en la pendiente del NDVI residual .....	77
Figura 3.2 Ventana temporal de análisis para comparación de series de NDVI residual según edad de parcelas, para cada agroecosistema. * indica el momento de desmonte y comienzo de producción del agroecosistema. ....	79
Figura 3.3 Tipo de actividad sobre área total desmontada y según la edad de las parcelas. ....	81
Figura 3.4 a) Ocupación de Usos del suelo en el área total desmontada, según edad de las parcelas; b) Porcentaje del uso total agrícola ocupado por monocultivo de soja y por sistemas con buena rotación, según la edad de las parcelas. ....	82
Figura 3.5. Distribución espacial de historia de usos agropecuarios, según edad de las parcelas. Ejemplos de mayor detalle en las ventanas a, b y c. ....	83
Figura 3.6 Frecuencia de uso agropecuario del Chaco semiárido del NOA, medida como la cantidad de campañas agrícolas (verano e invierno) que la parcela fue utilizada para producción, en relación al total de campañas transcurridas desde su desmonte. ....	84
Figura 3.7 Series temporales medias de NDVI original y NDVI residual, por uso y edad (n=30). En línea roja se representa la tendencia del periodo. En el eje X el tiempo, desde junio del 2010 a junio de 2015. ....	85
Figura 3.8 Pendiente media de NDVI residual en una ventana temporal de 5 años, según uso y edad. ....	86
Figura 3.9 Distribución de valores de pendiente media de NDVI residual según agroecosistema y edad (N: Nuevos; J: Jóvenes; M: Maduros; V: Viejos). Grupos significativamente diferentes se muestran con distinta letra. ....	87
Figura 3.10 Tendencia de las pendientes de NDVI residual a largo plazo, según agroecosistema. ....	88
Figura 3.11 Izquierda: pendientes de cambio de NDVI residual por edad y agroecosistema (en ventanas temporales de 5 años). Derecha: Reconstrucción de series temporales de NDVI residual de largo plazo. ....	89
Figura 4.1. Ecorregión del Gran Chaco Americano (Olson et al. 2001) y sus regiones. ....	104
Figura 4.2. Cobertura y uso del Gran Chaco Americano del año 2009 (izquierda) y 2019 (derecha). ....	108
Figura 4.3. Mapas de Susceptibilidad de: a) deforestación por agricultura, b) deforestación por pasturas y, c) regeneración forestal de parcelas previamente agropecuarios. Los colores indican un gradiente de susceptibilidad de menor (azul) a mayor (rojo). Se considera deforestación a la pérdida de superficie de <i>Leñosas Nativas</i> . ....	112

- Figura 4.4. Calibración del modelo de simulación 2009-2019 para el GCA..... 113
- Figura 4.5. Valor de Información (IV) de los factores determinantes para la transición *Leñosas Nativas-Agricultura* en las regiones con mayor CUCS: a. Chaco Seco, b. Santiago del Estero, c. Salta, d. Chaco, e. Chaco Húmedo y f. Santa Cruz. .... 129
- Figura 4.6. Valor de Información (IV) de los factores determinantes para la transición *Leñosas Nativas-Pasturas* en las regiones con mayor CUCS: a. Chaco Seco, b. Santiago del Estero, c. Salta, d. Chaco, e. Chaco Húmedo y f. Santa Cruz. .... 130
- Figura 4.7. Valor de Información (IV) de los factores determinantes para la transición *Pastizales-Agricultura* en las regiones con mayor CUCS: a. Chaco Seco, b. Santiago del Estero, c. Salta, d. Chaco, e. Chaco Húmedo y f. Santa Cruz. .... 131
- Figura 4.8. Escenarios de uso/cobertura de suelo del GCA al 2050: A) Inercial (BAU), B) alta transformación (GLOBAL-BAJA), C) baja transformación (LOCAL-ALTA) y D) aplicación rigurosa de las normativas (APLICACIÓN LEGAL). .... 133
- Figura 4.9. Porcentaje de cambio esperado por escenario al año 2050: a) deforestación, b) conversión de tierras de pastizal, c) expansión agrícola y d) expansión de pasturas. .... 135
- Figura 4.10. Susceptibilidad de deforestación (a) por agricultura; (b) por ganadería... 136
- Figura 4.11. Probabilidad de deforestación agropecuaria en GCA al 2050 según escenarios alternativos. a) Inercial (BAU), b) alta transformación (GLOBAL-BAJA), c) baja transformación (LOCAL-ALTA) y d) aplicación rigurosa de las normativas (APLICACIÓN LEGAL). .... 137
- Figura 4.12. Susceptibilidad de deforestación según cuatro escenarios alternativos. Cada celda indica en cuántos escenarios se proyecta deforestación. En rojo se muestran las áreas más susceptibles, donde todos los escenarios proyectan deforestación. En verde oscuro las áreas con *Leñosas Nativas* donde ninguno de los cuatro escenarios proyecta cambios..... 138
- Figura 5.1 Proyecciones teóricas de tendencias de NDVI residual a largo plazo en agroecosistemas de pasturas, monocultivo y buena rotación con maíz. La línea punteada representa la tendencia lineal del NDVI residual de cada agroecosistema. La superficie sombreada representa trayectorias posibles considerando la pendiente de la tendencia  $\pm 15^\circ$ . .... 158

## ***ABREVIATURAS***

*APAR*: Radiación Fotosintéticamente Activa Absorbida

*BDGA*: Base de Datos Geoespacial Agropecuaria

*CHIRPS*: Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station data

*CUCS*: Cambios de uso y cobertura del suelo

*fAPAR*: Fracción de la Radiación Fotosintéticamente Activa Absorbida por la vegetación

*GCA*: Gran Chaco Americano

*IV*: Índice de vegetación

*NDVI*: Índice de Vegetación de la Diferencia Normalizada

*PPN*: Productividad Primaria Neta

*PPNA*: Productividad Primaria Neta Aérea

*SIG*: Sistemas de Información Geográfico

## ***RESUMEN***

En la región del Chaco semiárido argentino ocurrieron importantes modificaciones del paisaje natural, principalmente asociadas a la expansión de las actividades agrícolas y ganaderas. La extensión, el tipo de cambio y el tiempo de perturbación de estas transformaciones generan cambios en diferentes atributos de los ecosistemas, modificando su capacidad de proveer servicios ecosistémicos, especialmente aquellos vinculados a productividad primaria neta (PPN), considerado un descriptor clave del funcionamiento y la sostenibilidad de los ecosistemas.

A pesar de los importantes avances realizados por estudios previos para entender la dinámica de cambios en la región, todavía existen aspectos relevantes del proceso de transformación y de los cambios de usos posterior a los desmontes que permanecen parcialmente conocidos. En esta tesis se plantearon objetivos para caracterizar espacial y temporalmente la dinámica de estos cambios, a fin de mejorar nuestro conocimiento y comprensión de los mecanismos de transformación de la región, del efecto que los principales agroecosistemas desarrollados, y de los cambios que podrían esperarse si continúan las tendencias actuales o de acuerdo a diferentes escenarios futuros. Para lograr los objetivos propuestos, se utilizó información provista por sensores remotos, información geoespacial a nivel de parcela, estadísticas oficiales y datos recopilados a campo. Además, se emplearon diversas herramientas, como los sistemas de información geográfica, programas de geomática y estadística, plataformas de procesamiento de grandes volúmenes de datos y modelos de simulación.



Se obtuvieron evidencias empíricas sobre el mecanismo de transformación del paisaje que revelaron un complejo sinérgico entre la ganadería y la agricultura, donde la primera tiene un rol preponderante como causa próxima al ser el principal uso inmediato post-deforestación, y la agricultura parece jugar un rol de causa subyacente desplazando a la ganadería hacia zonas más secas. Además, la trayectoria de las transiciones de uso del suelo postdesmonte describió un patrón sistemático de cambios espaciales y temporales que sigue una secuencia bosque seco a pasturas, luego a cultivos simples y finalmente sistemas de doble cultivo, en la que se identifican procesos de expansión, sustitución e intensificación. También se evaluó el efecto de las principales actividades agropecuarias sobre el NDVI como una medida de estimación de la productividad primera neta del sistema. Los resultados expusieron que sólo los agroecosistemas con buena rotación de maíz mantuvieron niveles estables a largo plazo, mientras que las pasturas y los sistemas de monocultivo experimentaron disminuciones en los niveles de NDVI, que fueron más pronunciadas para el monocultivo.

Por último, se elaboraron escenarios espacialmente explícitos de cambio de uso del suelo al año 2050 basados en la dinámica de cambios pasada, a fin de evaluar posibles cambios de uso y cobertura del suelo futuro según diferentes grados de regulación del Estado. Se espera que la información resultante sea de utilidad para reforzar sistemas de monitoreo, y para orientar la formulación de estrategias de gestión adaptativa y planificación territorial, así como también para el desarrollo de futuras líneas de investigación.

**PALABRAS CLAVES:** Chaco semiárido, Expansión agropecuaria, Cambio de uso del suelo, Servicios ecosistémicos, Escenarios futuros de cambio de uso del suelo.

## ***ABSTRACT***

Important modifications of the natural landscape have occurred in the semiarid Chaco region of Argentina, mainly associated with the expansion of agricultural and livestock activities. The extent, type of change, and duration of disturbance caused by these transformations lead to changes in different ecosystem attributes, altering their capacity to provide ecosystem services, especially those linked to net primary productivity (NPP), which is considered a key descriptor of ecosystem functioning and sustainability.

Despite significant advances made by previous studies in understanding the dynamics of changes in the region, there are still relevant aspects of the transformation process and post-deforestation land use changes that remain unknown. This thesis aims to characterize the dynamics of these changes spatially and temporally in order to enhance our knowledge and understanding of the mechanisms of transformation in the region, the impact of major agrosystems developed, and the changes that can be expected to occur under current trends or different future scenarios. To achieve the proposed objectives, information from remote sensors, geospatial data at the plot level, official statistics, and field data were utilized. Various tools, such as geographic information systems, geomatics, statistical programs, large-scale data processing platforms, and simulation models, were also used.

Empirical evidence was obtained regarding the landscape transformation mechanism, which revealed a complex synergy between livestock and agriculture, where livestock plays a predominant role as the immediate post-deforestation proximate cause, while crops act as an underlying factor, displacing livestock towards drier areas. Furthermore, the trajectory of post-deforestation land use transitions described a systematic pattern of spatial and temporal changes, following the sequence of dry forest to pastures, then to single-crop systems, and finally to double-crop systems, identifying processes of

expansion, substitution, and intensification. The effect of major agricultural activities on the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) was also assessed as a measure to estimate the net primary productivity of the system. The results demonstrated that only agroecosystems with proper crop rotation maintained stable long-term NDVI levels, while pastures and monoculture systems experienced decreases in NDVI levels, with monoculture showing more pronounced declines.

Finally, spatially explicit scenarios of land use change until 2050 were developed based on past change dynamics to assess possible future land use and land cover changes under different degrees of government regulation. The resulting information is expected to be useful for strengthening monitoring systems, guiding the formulation of adaptive management strategies and territorial planning, as well as providing directions for future lines of research.

**KEYWORDS:** Semi-arid Chaco, Agricultural expansion, Land use change, Ecosystem services, Future scenarios of land-use change.



## Capítulo 1

### Introducción general

## 1. **INTRODUCCIÓN GENERAL**

### 1.1 Cambios de uso y cobertura del suelo

Se denomina *cobertura del suelo* a la descripción de la cubierta biofísica observada en la superficie de la tierra. El *uso del suelo*, en cambio, se refiere a la finalidad que los humanos dan a la cubierta terrestre (Lambin et al. 2006), incluidas las técnicas de manejo y gestión de la tierra (Geist et al. 2006; Verburg et al. 2009). Ambos términos hacen referencia a una propiedad del territorio, que puede ser modificada total o parcialmente, y de manera reiterada, a lo largo de su historia.

Los cambios de uso y cobertura del suelo (en adelante CUCS) constituyen una de las dimensiones más relevantes del cambio global (Vitousek et al. 1997; Foley et al. 2005; IPBES 2019) y afectan a casi todos los ecosistemas terrestres (MEA 2005; Newbold et al. 2015; IPBES 2019). Estos cambios, generados por transformaciones en paisajes naturales o por cambios en las prácticas de manejo en paisajes antropizados, generan impactos estructurales y funcionales profundos en los ecosistemas y los servicios que proporcionan (Fisher et al. 2009; Burkhard et al. 2012; Oki et al. 2013; Villarino et al. 2017; Osinaga et al. 2018; Barral et al. 2020; Houspanossian et al. 2023). Además, tienen consecuencias socioeconómicas que pueden acentuar o generar conflictos sociales (Seghezzo et al. 2011; Paolasso et al. 2012; Oki et al. 2013; Müller et al. 2014a).

La influencia de los cambios se evidencia a diferentes escalas espaciales y temporales (Figura 1.1), dependiendo de cubierta alterada, la actividad realizada, y la extensión y ubicación del área transformada (Pielke et al. 2007; Volante et al. 2012; Sarandón y Flores, 2014). Suelen ocasionar importantes efectos locales, pero también pueden influir a escala regional y global sobre la biodiversidad, el clima, y los ciclos biogeoquímicos (Xiuwan,

2002; Paruelo et al. 2006; Lambin y Meyfroidt, 2010; 2011; Alcaráz Segura et al. 2013). Además, la interacción compleja entre los sistemas biofísicos y socioeconómicos puede amplificar o atenuar los efectos de los cambios de cobertura y uso del suelo, dificultando su predicción (Chapin et al. 2009).

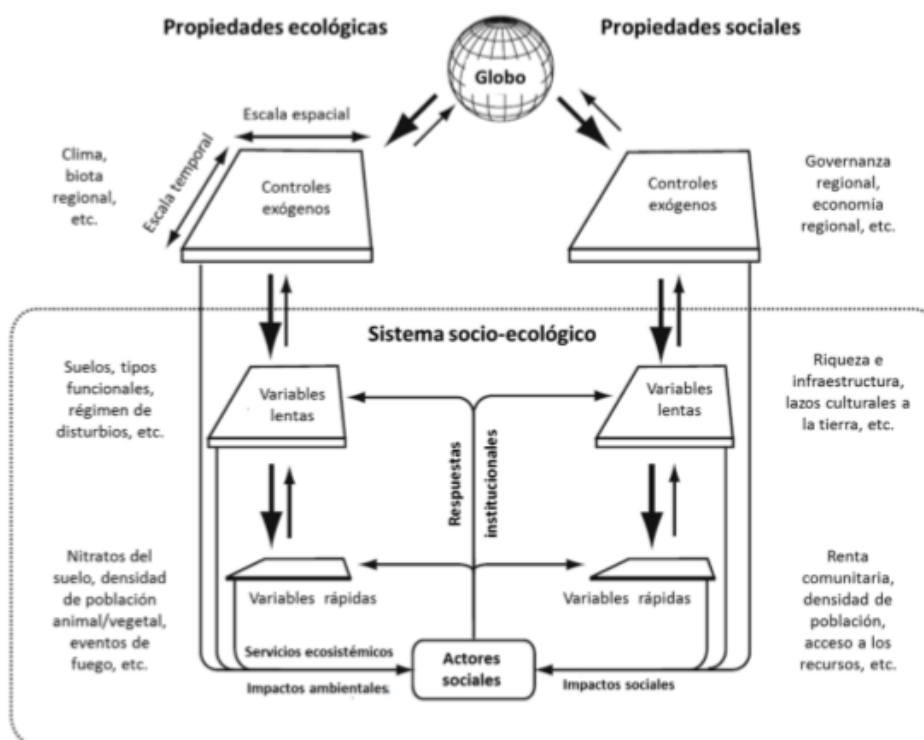


Figura 1.1 Diagrama de un sistema socioecológico (rectángulo punteado) compuesto por los subsistemas ecológico y socioeconómico, afectados por propiedades y procesos ecológicos y sociales que operan en un rango de escalas temporales y espaciales. A escala regional, controles exógenos responden a las tendencias globales y afectan a variables lentas, que, a su vez, influyen en las variables más dinámicas. Cuando los cambios en las variables rápidas perduran en el tiempo y en grandes áreas, los efectos se propagan hacia las variables lentas, a los controles regionales, y a los de escala global. Los cambios en las variables lentas y rápidas influyen en los servicios ecosistémicos y producen impactos ambientales y sociales que inciden directamente en el bienestar de los actores sociales que, a su vez, pueden modificar ambos subsistemas, atenuando o amplificando dichos impactos (Chapin et al. 2009).

En términos generales, la configuración de un paisaje transformado es el resultado de una compleja interacción de factores que actúan a diferentes escalas y niveles de organización, y describen las circunstancias locales que influyen en los cambios, por lo que pueden producir patrones muy complejos (Meyfroidt et al. 2013; Meyfroidt 2016). El

conocimiento de esos patrones de cambio es esencial para comprender los mecanismos que controlan los cambios (Lambin et al. 2001; 2003; Verburg et al. 2006), evaluar sus impactos (Lambin y Meyfroidt, 2010; 2011; Volante y Paruelo, 2015) y proyectar posibles cambios futuros (Verburg et al. 2006; Alcamo, 2008; Volante, 2014). La comprensión de estos factores y patrones es fundamental para diseñar políticas o estrategias de manejo capaces de evitar o atenuar efectos indeseados del cambio de uso del suelo (Hosonuma et al. 2012; IPBES 2019; Angelsen et al. 2019).

## 1.2 Factores que controlan la deforestación

Los factores que controlan la dinámica de la deforestación y el cambio de uso del suelo han sido ampliamente abordados y discutidos (Geist y Lambin, 2002; Hosonuma et al. 2012; Busch y Ferretti, 2017; Pendrill et al. 2022). Conceptualmente, un aporte significativo fue realizado por Geist y Lambin (2002), quienes sugirieron que, aunque algunas explicaciones como la rentabilidad de productos agropecuarios mencionada también por Busch y Ferretti (2017) pueden resultar más robustas, no se puede identificar una causa universal para la ocurrencia de la deforestación debido a la complejidad de su proceso. En cambio, se observa una combinación de múltiples factores que actúan sinérgicamente según diferentes contextos geográficos e históricos. Geist y Lambin (2002) propusieron distinguir los factores de deforestación de los bosques tropicales entre causas próximas, causas subyacentes y factores mediadores. Las *causas próximas o directas* son aquellas actividades humanas que afectan de manera directa la cubierta del suelo, como la expansión agropecuaria, la extracción de madera y la urbanización. Las *causas subyacentes* representan un complejo de factores que predisponen la ocurrencia de cambios en el uso del suelo, incluyendo factores demográficos, económicos, tecnológicos,



político/institucionales, y socioculturales. Mientras que las causas próximas actúan directamente a nivel local, las causas subyacentes pueden operar en todos los niveles (local, regional y global), desempeñando un papel significativo en la dinámica del uso del suelo (Meyer y Turner, 1996; Geist y Lambin, 2002). Por otro lado, los *factores mediadores*, promueven los cambios, interviniendo entre las causas próximas y las subyacentes. Estos factores abarcan aspectos biofísicos (ej.: clima, suelos, topografía, etc.), aspectos socioeconómicos (ej.: distancias a localidades, a caminos, costos de transporte, entre otros), y eventos disparadores (ej.: inundación, incendios, colapsos económicos, cambios políticos abruptos, etc.), (Geist et al. 2006).

Asimismo, otros estudios también han contribuido con diversos enfoques y terminologías para el análisis de los cambios de uso del suelo (Sonter et al. 2015). Esa falta de precisión conceptual fue considerada por Meyfroidt (2016), quien resaltó la necesidad de utilizar una terminología y enfoques consistentes para el análisis causal de los sistemas de uso del suelo. Sugirió el uso del término “causa” en vez de “fuerza impulsora” cuando existen evidencias para establecer un efecto o mecanismo causal, y definió como “factor determinante” a las variables que contribuyen estadísticamente a la explicación de la localización de los cambios, y como “factores contextuales, predisponentes o disparadores” a aquellos factores que pueden resultar innecesarios o insuficientes para que se produzca un evento, pero que sí contribuyen a la explicación causal de su ocurrencia en determinado lugar o momento. Además, Meyfroidt (2016) incorporó el marco próximo y subyacente a su razonamiento en términos de cadenas causales, identificando como causas próximas a los factores que intervienen en los últimos escalones de la cadena causal, y como causas subyacentes a aquellos implicados previamente en la cadena causal. Su investigación también sugirió herramientas para

identificar los efectos y los mecanismos causales de los cambios en el uso del suelo, a fin de aumentar la confianza en las inferencias causales y mejorar la comprensión del proceso de cambios. Esa información resulta relevante para el desarrollo teórico de los procesos de la tierra y los sistemas socioecológicos y para la formulación de políticas y estrategias de acción (Hosonuma et al, 2012; Pendrill et al. 2022).

### 1.2.1 *El caso del Chaco semiárido del NOA*

En las últimas décadas se produjo una alarmante transformación de paisaje en todo Sudamérica (Zalles et al. 2021). El Gran Chaco Americano se convirtió en una de las regiones de mayor deforestación a nivel global debido al avance de la frontera agropecuaria (Hansen et al. 2013; Vallejos et al. 2015; Volante et al. 2016; Fehlenberg et al. 2017). Dentro de esta ecorregión, el Chaco semiárido de Argentina registró uno de los mayores incrementos de superficie cultivada entre 1976 y 2012 (Vallejos et al. 2015). Particularmente en las provincias de Salta y Santiago del Estero, donde una gran proporción de los cambios en la cobertura y uso del suelo tuvo lugar en los bosques secos (Volante et al. 2012). En esta región se alcanzaron tasas de deforestación superiores a los promedios nacionales, continentales, e incluso globales (FAO, 2011), generando una importante fragmentación de sus paisajes naturales (Vallejos et al. 2015; Volante y Paruelo, 2015; Piquer Rodríguez, et al. 2015).

Los cambios en la región estuvieron asociados principalmente con la expansión agropecuaria, que ha transformado extensas áreas naturales por la implantación de cultivos anuales y de pasturas para consumo animal (Gasparri y Grau, 2009a; Volante et al. 2012; 2016; Le Polain de Waroux, 2019). Según diversos autores, esta expansión se vio impulsada por una combinación de factores, como los altos precios de los

commodities agrícolas (Vallejos et al. 2015), una mayor disponibilidad de agua debido al aumento de las precipitaciones medias anuales (Boletta et al. 2006; Zak et al. 2008) y la reducción de los costos de labranza asociados a nuevos paquetes tecnológicos (soja Roundup Ready y labranza cero), que aumentaron la rentabilidad de algunos cultivos y su potencial para expandirse a tierras consideradas previamente marginales para la producción agrícola (Grau et al. 2005a; 2005b; Le Polain de Waroux et al. 2018; Casas y Damiano, 2019; Mónaco et al. 2020; Magliocca et al. 2022). Además, la disponibilidad de especies de pasturas megatérmicas de crecimiento estival, con alta productividad y características adaptativas que posibilitan su implantación en áreas con diversas limitaciones ambientales (especialmente edáficas y pluviométricas) también contribuyó a la expansión e intensificación de la producción ganadera en la región chaqueña (Mónaco et al. 2020).

En la actualidad, la expansión agropecuaria sigue representando una de las principales amenazas para los bosques del Chaco semiárido (Mónaco et al. 2020; Blum et al. 2022). Debido a su potencial productivo para el desarrollo de cultivos altamente demandados a nivel internacional (Lambin et al. 2013), y a la escasez global de tierras cultivables, esta región es considerada una de las últimas fronteras agrícolas disponibles para la explotación (Grau et al. 2005b; Lambin y Meyfroidt, 2011; Lambin et al. 2013). Las continuas fases de expansión e intensificación han convertido al Chaco semiárido en una región emblemática debido a la creciente presión ambiental generada por las actividades productivas que, a su vez, desempeñan un papel crucial en la economía de la región (Volante et al. 2012; Mónaco et al. 2020).

La preocupación por las altas tasas de transformación del paisaje y sus consecuencias a nivel mundial ha impulsado diversos esfuerzos para desarrollar herramientas de gestión

y políticas públicas orientadas a reducir la deforestación. Estas acciones incluyen el establecimiento de nuevas de áreas protegidas, la implementación de leyes y programas de pago por servicios ecosistémicos, así como restricciones de transacciones de productos sin certificación de producción sostenible (Busch y Ferretti Gallon, 2017). A nivel internacional se pusieron en marcha importantes iniciativas como el programa REDD+ de la Convención de Naciones Unidas, que busca abordar desafíos relacionados con la mitigación del cambio climático, la reducción de los gases de efecto invernadero, la carbono neutralidad y la conservación de los bosques. Estas iniciativas promueven prácticas más sostenibles y estratégicas en el manejo de los recursos naturales. Sin embargo, frecuentemente estas fuentes de financiación internacional priorizan los bosques húmedos debido a la escasa evidencia en relación la deforestación en los trópicos secos (Baumann et al. 2017; Pendrill et al. 2022).

A nivel nacional, una medida impulsada por las altas tasas de deforestación fue la promulgación de una legislación fundamental en la historia del país, en relación a la protección del medio ambiente y los recursos naturales: la ley N° 26.331 de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos, conocida como la “Ley de Bosques”. Esta ley, sancionada en el año 2007, tiene como objetivo proteger y administrar los recursos naturales relacionados a los bosques nativos para regular su creciente grado de transformación (Seghezze et al. 2011; García Collazo et al. 2013). Según la Ley de Bosques, cada provincia debe aplicar una serie de criterios socioambientales para clasificar sus bosques nativos en tres categorías según su valor de conservación (Clase I- rojo: alto, Clase II- amarillo: medio y Clase III- verde: bajo). Cuanto mayor es el valor de conservación de un área, mayor es su restricción de uso y transformación. Sin embargo, después de más de diez años desde su implementación, la eficacia de sus resultados es

ampliamente cuestionada (Aguiar et al. 2018; Camba Sans et al. 2018; Volante y Seghezzo, 2018; Salas Barboza et al. 2019).

### 1.2.2 *Causas próximas de la deforestación en Chaco semiárido del NOA*

Existen distintas opiniones respecto a la identificación de la principal causa próxima o directa de la deforestación en esta región. Algunos autores sugieren que la expansión agrícola, especialmente la soja (*Glycine max*), fue y aún es la principal impulsora de la deforestación en el Chaco Seco Argentino (Zak et al. 2004; 2008; Grau et al. 2005b; Gasparri y Grau, 2009a; Fehlenberg et al. 2017; Mónaco et al. 2020), aunque con importancia variable entre periodos (Gasparri et al. 2013). Otros, consideran que la actividad agrícola puede jugar un papel indirecto, generando cambios de uso que están mediados por vínculos con la producción ganadera (Gasparri et al. 2013; Volante, 2014; Gasparri y Waroux, 2015; Graesser et al. 2015, 2018; Baumann et al. 2017; Le Polain de Waroux et al. 2018). En estos últimos casos, la ganadería resulta entonces la principal causa próxima de los desmontes, como precursora del avance hacia zonas marginales, donde las condiciones ambientales son sub-óptimas para la actividad agrícola (ej. menos precipitaciones, mayor variabilidad interanual, mayor temperatura).

Volante (2014) propuso un modelo conceptual para describir el proceso de cambio de uso del suelo para el Chaco semiárido del NOA. Este modelo difiere de los enfoques teóricos previos de “Separación territorial” (Land sparing) (Fischer et al. 2008), de “Integración territorial” (Land sharing) (Grau et al. 2008) o de “Transición Forestal” (Mather y Needle, 1998). Según Volante, el proceso de cambios de la región respondería a un modelo que denominó “Tsunami” debido a su característica de avance en forma de ola. De acuerdo con este modelo, en el Chaco semiárido dos “olas” se propagan desde las áreas de

crecimiento o en zonas de incisión del paisaje ubicadas a los extremos este y oeste del área de estudio hacia el centro de la región, generando un movimiento de avance “en pinzas”. Este proceso de transformación territorial de alto impacto avanza sobre nuevos territorios como un frente móvil con una velocidad de cambio diferencial, que está influenciada por la distancia a los desmontes previos (Volante et al. 2016). A medida que avanza, deja a su paso un paisaje espacialmente homogéneo en términos funcionales y estructurales (Volante, 2014).

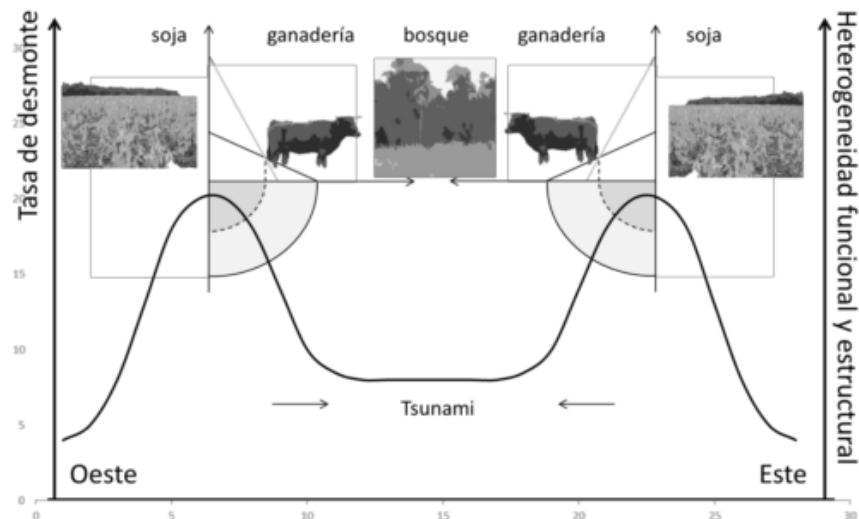


Figura 1.2. Modelo conceptual Tsunami de dinámica de cambios en el uso del suelo del Chaco semiárido. La curva describe la dinámica de cambios de uso del suelo a lo largo de una transecta Oeste-Este (abscisas). Las flechas indican la dirección de los cambios en el tiempo. En las ordenadas: izquierda) tasas de deforestación; derecha) heterogeneidad espacial de los Servicios Ecosistémicos Intermedios relativos a la dinámica del carbono y, de la estructura del paisaje. En la cresta de la curva se representa el fenómeno de corrimiento de frontera agropecuaria en donde la secuencia de cultivo, ganadería, ambiente natural, ganadería, cultivos, representa el gradiente de paisaje resultante del proceso (Volante, 2014).

La Figura 1.2 sintetiza los cambios espaciales y temporales descritos por el modelo conceptual, en donde se representa una línea geográfica imaginaria de sentido Oeste-Este, y su modificación con el paso de la ola en comparación con una línea de base del ambiente original sin transformar. Las olas de cambio que avanzan en sentidos opuestos indican el comportamiento más probable de tres variables: 1) la tasa de desmonte; 2) la

heterogeneidad funcional del paisaje (en relación con servicios ecosistémicos vinculados a la dinámica de captura del carbono); y 3) la heterogeneidad estructural del paisaje.

El modelo propuesto por Volante (2014) sugiere que el efecto de la demanda internacional de commodities sobre el paisaje regional produce un ordenamiento de facto en el territorio donde se genera un gradiente productivo de oeste a este: soja-ganadería-bosque-ganadería-soja que responde a una lógica económica y ambiental en la cual la deforestación avanza hacia el centro semiárido, donde la ganadería actúa como la precursora del avance hacia zonas más secas, de dudosa productividad para la agricultura. Posteriormente, las diferencias de rentabilidad con la ganadería llevan a los productores a convertir parte o la totalidad del nuevo emprendimiento en una parcela agrícola en donde se desarrollen cultivos simples o dobles. De esta manera, el modelo de transformación sugiere una direccionalidad de cambios de uso del suelo que va desde el bosque seco, luego a pastura y finalmente a agricultura (con sistemas de cultivo simples o dobles).

La investigación de Le Polain de Waroux et al. (2018) respalda y complementa lo propuesto por Volante (2014) al examinar las dinámicas de expansión de las fronteras de commodities en el Gran Chaco. Ambos estudios coinciden al describir una dinámica de cambio impulsada principalmente por factores externos entre los que destacan la importancia de la demanda internacional de productos agrícolas, como la soja, en la deforestación de la región. También sugieren una baja y cambiante efectividad de las políticas públicas del Estado para controlar dicha transformación. Sin embargo, Le Polain de Waroux et al. (2018) profundizan al destacar el efecto que la heterogeneidad de los productores involucrados (con diferentes capacidades y recursos para captar renta) tienen en la expansión de las fronteras de producción. Esta relación entre la lógica económica,

la actividad agrícola y la transformación del paisaje regional destaca la complejidad de los procesos que impulsan la deforestación en el Gran Chaco, proporcionando una perspectiva más completa y fundamentada de las teorías del cambio de uso del suelo para comprender mejor el surgimiento y el desarrollo de nuevas fronteras, así como de los desafíos sociales y ambientales que podrían conllevar.

### 1.3 Monitoreo de uso del suelo a partir de sensores remotos

Desde su surgimiento, se han realizado incontables estudios en todo el mundo que demuestran las numerosas ventajas del uso de sensores remotos para la observación y monitoreo de los recursos naturales (Piñeiro et al. 2006a; Angelsen, 2007; Hansen et al. 2013; Begué et al. 2015; 2018; Rafique et al. 2022). Los satélites son instrumentos de gran utilidad para la toma de decisiones (Begué et al. 2015; Casas y Damiano, 2019) y representan una alternativa tecnológica eficiente y económicamente viable para brindar información a diferentes escalas espaciales y temporales usando aproximaciones metodológicas muy variadas (Verbesselt et al. 2010; Thenkabail et al. 2010; Ayanu et al. 2012; Begué et al. 2015; 2018; Rafique et al. 2022; Symeonakis, 2022). Permiten estimar y describir atributos estructurales y funcionales de un sistema a lo largo del tiempo y monitorearlo de manera consistente. Además, obtienen información de amplias extensiones de territorio simultáneamente, facilitando la comparación de áreas heterogéneas (Piñeiro et al. 2006a; Mapbiomas, 2020; Rafique et al. 2022).

A lo largo del tiempo, el uso de estas técnicas de teledetección ha experimentado importantes avances en cuando a la disponibilidad de información y las posibilidades de análisis. En la región del Chaco, existen numerosos antecedentes de trabajos basados en el uso de imágenes satelitales con importantes limitaciones en términos de disponibilidad,



calidad y detalle, pero cuyos resultados representaron aportes significativos al permitir obtener una visión general de la cobertura del suelo y los cambios a gran escala en la región (Zak y Cabido, 2002; UMSEF 2004; SAyDS, 2005; Grau et al. 2005a; Volante et al. 2006; Brown et al. 2006). Con el avance de la tecnología y la disponibilidad de información proveniente de diversos sensores de mayor resolución, se ha logrado una mejora significativa en la capacidad de distinguir y mapear diferentes atributos estructurales del sistema, así como también de cambios sutiles en el paisaje (Baumann et al. 2018; Gobbi et al. 2020; De Marzo et al. 2021; Graesser et al. 2022; Pötzschner et al. 2022). Esto se ha visto especialmente potenciado con el desarrollo de plataformas como Google Earth Engine (Gorelick et al. 2017), cuya capacidad de procesamiento basado en la nube representa un cambio de paradigma y un avance revolucionario en la percepción remota, dando lugar a la conformación de grandes proyectos multinacionales.

Un ejemplo destacado es el proyecto Mapbiomas, cuya implementación ha sido un hito importante en esta evolución al producir una transformación sustancial en la forma en que se recopila, procesa y analiza la información. Mapbiomas proporciona una plataforma colaborativa y transparente que involucra a diferentes actores e integra datos de diferentes fuentes. Además, utiliza algoritmos avanzados de clasificación y análisis para generar mapas precisos y consistentes de cobertura del suelo. Este proyecto permite obtener información accesible, detallada y confiable sobre la distribución de los diferentes usos del suelo en el Chaco semiárido a lo largo del tiempo, lo que brinda nuevas oportunidades de análisis y monitoreo de los usos del suelo en la región. Este avance es fundamental para la comprensión y la toma de decisiones en la gestión de los recursos naturales y la conservación de este ecosistema único.

### 1.3.1 *Uso de Índices de vegetación como descriptores de los sistemas*

Una de las aplicaciones más difundidas de la información satelital para la descripción de los sistemas es el mapeo y seguimiento de la cobertura del suelo y sus cambios, tanto abruptos como graduales (Xiuwan, 2002; Paruelo et al. 2006; Paruelo, 2008; Verbesselt et al. 2010; Ayanu et al. 2012; Begué et al. 2015; 2018; Burrell et al. 2017; Cohen et al. 2018; Rafique et al. 2022; Symeonakis, 2022). Para llevar a cabo esta tarea, los índices de vegetación (IV) se han convertido en las herramientas más utilizadas. Estos índices involucran transformaciones matemáticas de medidas de reflectancia en diferentes bandas espectrales, especialmente las bandas del visible (generalmente rojo) e infrarrojo cercano (Jackson y Huete, 1991).

Los IV son estimadores lineales de la fracción de radiación fotosintéticamente activa absorbida por la vegetación (fAPAR), (Sellers et al. 1992; Di Bella et al. 2004; Pettorelli et al. 2005) y, por lo tanto, de la radiación fotosintéticamente activa absorbida (APAR), que es un factor clave en los modelos de producción primaria neta (PPN) (Monteith, 1972). A lo largo de los años, se han propuesto numerosos índices de vegetación de diferente complejidad, cada uno con ventajas y limitaciones (Bannari et al. 1995). El Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI, Rouse et al. 1973) es el más comúnmente utilizado y está fuertemente relacionado con la productividad primaria neta aérea (en adelante PPNA) (Di Bella et al. 2004; Piñeiro et al. 2006a; Paruelo y Vallejos, 2013). La media anual del NDVI es un indicador de la ganancia de carbono o PPNA a lo largo del año (Di Bella et al. 2004), y su coeficiente de variación intraanual es un indicador de su estacionalidad, particularmente sensible a los cambios abruptos de uso del suelo (Guershman et al. 2003; Pettorelli et al. 2005; Volante et al. 2012).

La PPNA es un atributo clave del ecosistema ya que está estrechamente vinculado a muchos servicios ecosistémicos (McNaughton et al. 1989; Virginia y Wall, 2001; Viglizzo et al. 2011; Volante, 2014). Ha sido utilizado para la generación de descriptores integrales de los ecosistemas, como el Índice de provisión de los servicios ecosistémicos-IPSE (Paruelo et al. 2016) y para la valoración de dichos servicios (Richmond et al. 2007).

#### 1.4 Efecto del cambio de uso del suelo

En la búsqueda de nuevas tierras para la producción, la expansión e intensificación agropecuaria producen, por un lado, un aumento de algunos servicios ecosistémicos finales, como fibras, alimentos y madera, pero también una reducción de otros servicios ecosistémicos intermedios, como la producción primaria neta (PPN) (Paruelo et al. 2005; 2006). En el Chaco semiárido, se han documentado numerosos impactos negativos de la conversión de tierras para agricultura o pasturas sobre atributos clave del funcionamiento de los ecosistemas estrechamente asociados a la PPN, como la dinámica de captura del carbono (Volante et al. 2012; Baldassini y Paruelo, 2020), el balance energético (Houspanossian et al. 2016; 2017), la dinámica hídrica (Amdan et al. 2013; Oki et al. 2013) y la estructura del bosque (Gasparri y Grau, 2009a; Volante et al. 2012; Volante y Paruelo, 2015, Piquer Rodríguez et al. 2015). El impacto producido por la transformación del paisaje sobre la provisión de servicios ecosistémicos puede variar, dependiendo de los factores heredados, del manejo o de la influencia de factores como el clima o la estructura del paisaje, entre otros (Paruelo et al. 2016).

La descripción de los cambios de uso del suelo y la estimación de sus efectos sobre los servicios ecosistémicos permite estudiar el funcionamiento de los ecosistemas (McNaughton et al. 1989; Virginia y Wall, 2001; Volante, 2014; Paruelo et al. 2016). En

este sentido, la PPN se considera un indicador clave para evaluar la sustentabilidad de los ecosistemas (Powers, 1999; Cardoch et al. 2002; Shelestov et al. 2021). La posibilidad de evaluar su dinámica en el tiempo, para un sitio y prácticas de manejo determinado, proporciona respuestas objetivas sobre la sostenibilidad productiva de ese sistema, definida como la capacidad de mantener niveles dentro de límites de variación normales a lo largo del tiempo (Monserud, 2003). La evaluación del estado y las tendencias de la dinámica temporal del NDVI (como proxy de la PPN) puede proveer evidencias de cambios en la provisión de los servicios ecosistémicos y la degradación de los sistemas (Bai et al. 2008b; Cohen et al. 2018; Shelestov et al. 2021; Rafique et al. 2022; Symeonakis, 2022). La información relativa a las tendencias de la dinámica de los sistemas puede alertar sobre posibles problemas futuros, si se mantienen condiciones de manejo similares a lo largo del tiempo. Esta información es fundamental tanto para una mejor comprensión del proceso de transformación y sus posibles consecuencias, como para la elaboración de planes de manejo de los recursos naturales y el monitoreo de la condición del ecosistema (Rapport et al. 1998).

### 1.5 Modelos de simulación de cambio de uso del suelo

El conocimiento de los patrones de cambios de uso y cobertura del suelo de un ecosistema, la identificación de los factores que los impulsan, y la generación de escenarios futuros son elementos cruciales para anticipar posibles impactos de dichos cambios sobre los servicios ecosistémicos y orientar estrategias de adaptación o mitigación de los efectos no deseados (Skole, 1994; Meyer y Turner, 1996; Pontius et al. 2004; Peterson et al. 2003; Alcamo, 2008; Oki et al. 2013).

En los últimos años se desarrollaron numerosos modelos espacialmente explícitos que evalúan la dinámica pasada y predicen cambios de uso del suelo futuros a múltiples escalas espaciales (Soares Filho et al. 2002; 2009; Dockerty et al. 2006; Verburg et al. 2006; Alcamo, 2008; van Schrojenstein et al. 2011; Volante et al. 2016; Piquer Rodríguez et al. 2018; Gallardo, 2018). Estos modelos se basan en al menos uno de cuatro principios fundamentales: (1) continuidad del desarrollo histórico: el cambio futuro se puede predecir observando el pasado; (2) susceptibilidad del territorio: los cambios ocurren en lugares con condiciones específicas (ej.: aptitud de suelo, distancia a los mercados, infraestructura); (3) resultado de interacciones de vecindad: las probabilidades de cambio en un sitio dependen del uso de los lugares vecinos; y (4) resultado de la interacción de agentes: los cambios son el resultado de la interacción de actores o agentes (van Schrojenstein et al. 2011).

Muchos de estos modelos evalúan tanto factores determinantes de magnitud como de localización de los cambios (Dockerty et al. 2006, Verburg et al. 2006; 2007; van Schrojenstein et al. 2011; Gallardo, 2018). Los factores de magnitud inciden en la cantidad de cambios y generalmente tienen un efecto homogéneo en toda el área de estudio (ej. el precio internacional de los commodities). Los factores de localización determinan cuáles son los lugares más o menos propensos a un determinado cambio (Verburg et al. 2006) y tienen un efecto heterogéneo, que está relacionado a la variabilidad de condiciones el área de estudio (ej. factores biofísicos).

Una aplicación muy difundida de los modelos de cambio de uso del suelo es el análisis prospectivo, mediante el desarrollo de escenarios futuros alternativos (Soares Filho et al. 2002; 2009; Verburg et al. 2006; Dockerty et al. 2006; van Schrojenstein et al. 2011). Estos escenarios plantean diferentes situaciones y condicionantes de los cambios de uso

del suelo futuros para evaluar los posibles comportamientos del sistema (Dockerty et al. 2006; Gavier Pizarro et al. 2014). No representan predicciones del futuro, sino una exploración de trayectorias plausibles basadas en la situación actual y que podrían conducir a futuros cualitativamente diferentes. Estos escenarios consideran la dinámica de cambios pasada y plantean nuevas “imágenes de futuro”, construidas a partir de narrativas descriptas por una serie de factores que condicionan los cambios de cada escenario (Dockerty et al. 2006; Alcamo et al. 2008; Gavier Pizarro et al. 2014, van Bers et al. 2016). La exploración de diferentes escenarios futuros es fundamental para anticipar sus posibles impactos, y orientar estrategias de adaptación o mitigación de los efectos no deseados, mediante la implementación de acciones estratégicas de ordenamiento territorial y la formulación de políticas públicas.

#### 1.6 Vacío de conocimiento

Aunque numerosos estudios previos han contribuido significativamente a la comprensión del proceso de transformación en el Chaco semiárido argentino (Gasparri et al. 2013; 2015; Volante, 2014; Baumann et al. 2017) y de algunos de sus efectos sobre atributos del ecosistema relacionados a la dinámica del carbono (Volante et al. 2012), la caracterización del proceso de cambios de uso del suelo todavía resulta parcial (Begué et al. 2015; 2018; Newbold et al. 2015; IPBES 2019; de Sy et al. 2019). Esta situación es particularmente cierta para las regiones con bosque seco (Baumann et al. 2017; Pendrill et al. 2022), y todavía menos satisfactoria en lo que respecta a la dinámica de cambios de los usos posteriores a la deforestación (Begué et al. 2018; De Sy et al. 2019). A pesar de los avances tecnológicos útiles para la observación y monitoreo de los recursos naturales, es ampliamente reconocida la necesidad de información detallada, actualizada y

espacialmente explícita sobre los sistemas de cultivo a escala mundial y regional (Begué et al. 2015; 2018). En este sentido el Chaco semiárido argentino no es una excepción, ya que son escasos los datos en base a pruebas empíricas que evalúen la consistencia de las diferentes hipótesis de transformación. Además, el conocimiento de la dirección y la magnitud de la producción agropecuaria en términos de superficie y de sus efectos en el sistema todavía es muy heterogéneo, parcial y limitado en cuando al nivel de detalle espacial y temporal (Baumann et al. 2017; De Sy et al. 2019). Aún es necesaria información que permita discriminar el uso del suelo agropecuario entre diferentes agroecosistemas (ej. sistemas de cultivos simples, dobles) con datos anuales para realizar un seguimiento más específico a nivel de parcela a fin de analizar el efecto de las diferentes secuencias de uso post deforestación.

Esta información es fundamental para comprender el proceso de transformación pasada y, en base a ello, proyectar y formular escenarios futuros de cambio a partir de los cuales planificar estrategias más apropiadas para el manejo de los recursos naturales, el ordenamiento territorial y la elaboración de políticas públicas adaptativas para la gestión del territorio.

El estado actual del conocimiento lleva a plantear los siguientes interrogantes: a) ¿Cuál fue el principal uso del suelo posterior a la deforestación (causa próxima) en el Chaco semiárido del NOA durante los últimos veinte (20) años?; b) ¿Cuál fue el patrón espacial y temporal de los cambios de uso del suelo?; c) ¿Cuáles son los agroecosistemas más frecuentes del área de estudio?; d) ¿Qué efecto tiene su historia de uso (actividad y duración) sobre un indicador relacionado a la productividad del sistema (NDVI)?; e) De continuar con las mismas prácticas de manejo, ¿qué cambios de uso del suelo se

esperarían para el año 2050?; y f) ¿Dónde y cuánto cambiaría el uso de suelo ante diferentes escenarios de regulación por parte del Estado?

## 1.7 Objetivos e hipótesis

### 1.7.1 *Objetivo general*

Caracterizar la dinámica de expansión agropecuaria del Chaco semiárido del Noroeste Argentino durante los últimos 20 años, evaluando el efecto que las principales actividades productivas tuvieron sobre la dinámica del NDVI, como un indicador de la productividad primaria del sistema, y proyectar escenarios futuros según diferentes grados de regulación de los cambios de uso del suelo.

### 1.7.2 *Objetivos específicos*

1. *Identificar el principal uso del suelo post-desmonte en el Chaco semiárido del NOA en los últimos 20 años.*
2. *Analizar la dinámica espacial y temporal del cambio de uso del suelo posteriores al desmonte, cuantificando e identificando las principales trayectorias de cambio.*
3. *Evaluar el efecto de los principales agroecosistemas del Chaco semiárido del NOA sobre la dinámica del NDVI, como un indicador de la productividad primaria.*
4. *Evaluar posibles escenarios futuros de cambio de uso del suelo en base a la dinámica pasada, según diferentes grados regulación para el año 2050.*

### 1.7.3 *Hipótesis y predicciones asociadas*

Se trabajará a partir de tres hipótesis:



**Hip. A.** Según el modelo Tsunami, la dinámica de expansión agropecuaria en el Chaco semiárido del NOA avanza hacia zonas más secas y inicia con el desmonte para desarrollar actividades ganaderas, y posteriormente existe una direccionalidad de cambios de uso del suelo que va desde el bosque seco, luego a pastura y finalmente a sistemas agrícolas.

- **Predicción 1A.** La proporción de bosque natural que pasa a ganadería es mayor que la que cambia para desarrollar agricultura.

- **Predicción 2A.** La proporción de parcelas desmontadas para ganadería que permanecen ganaderas es menor que la proporción de las que cambian de uso para desarrollar agricultura.

- **Predicción 3A.** La proporción de superficie ganadera que cambia hacia sistemas de cultivo simple es mayor que la que cambia hacia cultivo doble y que la proporción que vuelve a ser considerado bosque seco.

- **Predicción 4A.** La proporción de sistemas de cultivos simples que pasan a sistemas de cultivos dobles (intensificación) es mayor que la proporción de cambios hacia ganadería y que la proporción que vuelve a ser considerado bosque seco.

**Hip. B.** La tendencia del NDVI, como una medida de estimación de la productividad primaria neta área, cambia de manera diferencial según el uso del suelo posterior al cambio (agroecosistema) y el tiempo transcurrido desde dicho cambio (duración de la perturbación).

- **Predicción 1B.** Después del desmonte la tendencia del NDVI disminuye gradualmente a lo largo del tiempo, tanto en las pasturas como en los sistemas agrícolas.

- **Predicción 2B.** A igual tiempo transcurrido tras el desmonte, la disminución de la tendencia del NDVI es mayor en los sistemas agrícolas de monocultivos que en los sistemas de pasturas.
  - **Predicción 3B.** A igual tiempo de perturbación, la disminución de la tendencia del NDVI es mayor en los sistemas agrícolas de monocultivos que en los sistemas que cumplen con buenas prácticas de rotación de maíz o sorgo.
- Hip. C.** En la región del Gran Chaco Americano, los posibles cambios de uso del suelo a futuro varían según el grado de regulación del Estado y de apertura del mercado planteado en los diferentes escenarios de expansión agropecuaria.
- **Predicción 1C.** El posible impacto en el cambio del uso de la tierra en la región será menor cuanto mayor sea la regulación del estado.
  - **Predicción 2C.** El posible impacto en el cambio del uso de la tierra en la región será mayor cuanto mayor sea la apertura hacia los mercados globales.

La *hipótesis A* está relacionada a los objetivos específicos **1** y **2**, que buscan responder las preguntas **a** y **b**. Dichas preguntas serán tratadas en el **Capítulo 2**. La *hipótesis B* se relaciona al objetivo **3**, que busca responder las preguntas **c** y **d**; y serán abordadas en el **Capítulo 3**. La *hipótesis C* se relaciona al objetivo **4**, que será tratado en el **Capítulo 4**, y abordará las preguntas planteadas en los puntos **e** y **f**. Por último, el **Capítulo 5** integrará la información obtenida a lo largo de los capítulos precedentes y planteará las principales conclusiones arribadas, producto de esta tesis.

## Capítulo 2

Dinámica del uso del suelo post-desmonte del Chaco semiárido del Noroeste Argentino  
(NOA)

Este capítulo está basado en el artículo: Mosciaro MJ, Seghezzo L, Texeira M, Paruelo JM, Volante J. 2023. Where did the forest go? Post-deforestation land use dynamics in the Dry Chaco region in Northwestern Argentina. *Land Use Policy*,129 doi:10.1016/j.landusepol.2023.106650

## 2. ***DINÁMICA DEL USO DEL SUELO POST-DESMONTE DEL CHACO SEMIÁRIDO DEL NOROESTE ARGENTINO (NOA)***

### 2.1 Introducción

El estudio de la distribución espacial de los usos del suelo y su dinámica de cambios siempre ha resultado un tema de interés en la investigación de los ecosistemas, ya que, como ha sido mencionado en el capítulo previo, conocer su dinámica es clave para la planificación del uso del suelo y de las políticas de gestión.

Una metodología ampliamente difundida para el estudio de la dinámica de cambios en el uso del suelo son las matrices de transición, obtenidas a partir de la superposición de dos mapas bitemporales. Estas matrices están compuestas por filas que registran la información de las coberturas o usos del suelo del Tiempo inicial (T1), columnas que describen las del Tiempo final (T2), y entradas que muestran la magnitud de los cambios entre categorías en el periodo estudiado  $P_{ij}$  (siendo  $i$  y  $j$  el número de fila y columna respectivamente), donde cada  $P_{ij}$  ( $i \neq j$ ) corresponde a la proporción de área que cambia de la categoría  $i$  del Tiempo 1, a la categoría  $j$  del Tiempo 2; y entradas diagonales, que muestran las áreas que permanecieron sin cambios  $P_{ij}(i,j)$ , (Cuadro 2.1).

A partir de las matrices de transición es posible obtener otros indicadores que brindan información sobre el proceso de cambio: las *pérdidas* y *ganancias brutas* de cada categoría, calculadas como la resta de su área al momento inicial o al momento final y las persistencias, respectivamente; el *cambio total* por categoría, calculada como la suma de las ganancias y pérdidas brutas por categoría; el *cambio neto*, que resulta de la resta de las ganancias y pérdidas brutas; y el *intercambio*, que representa el cambio simultaneo de

pérdidas y ganancias de una categoría en diferentes regiones del área de estudio, por lo que no representa cambios cuantitativos, sino únicamente de localización.

Cuadro 2.1 Modelo de matriz de transición utilizada para la cuantificación de cambios de uso del suelo ocurridos entre dos momentos (Pontius et al. 2004).

	Tiempo 2				Total Tiempo 1	Pérdidas Brutas
	Cultivo Simple	Cultivo Doble	Ganadería	<i>Bosque Seco</i>		
Tiempo 1						
Cultivo Simple	C <sub>11</sub>	C <sub>12</sub>	C <sub>13</sub>	C <sub>14</sub>	C <sub>1+</sub>	C <sub>1+</sub> - C <sub>11</sub>
Cultivo Doble	C <sub>21</sub>	C <sub>22</sub>	C <sub>23</sub>	C <sub>24</sub>	C <sub>2+</sub>	C <sub>2+</sub> - C <sub>22</sub>
Ganadería	C <sub>31</sub>	C <sub>32</sub>	C <sub>33</sub>	C <sub>34</sub>	C <sub>3+</sub>	C <sub>3+</sub> - C <sub>33</sub>
<i>Bosque Seco</i>	C <sub>41</sub>	C <sub>42</sub>	C <sub>43</sub>	C <sub>44</sub>	C <sub>4+</sub>	C <sub>4+</sub> - C <sub>44</sub>
Total Tiempo 2	C <sub>+1</sub>	C <sub>+2</sub>	C <sub>+3</sub>	C <sub>+4</sub>	1	
Ganancias Brutas	C <sub>+1</sub> - C <sub>11</sub>	C <sub>+2</sub> - C <sub>22</sub>	C <sub>+3</sub> - C <sub>33</sub>	C <sub>+4</sub> - C <sub>44</sub>		

La información provista por estas matrices es de gran utilidad. Sin embargo, muchas veces es subutilizada al limitar el análisis a la obtención de resultados de cambios netos por categorías, de los porcentajes de ocupación o de las tasas de cambio de cada categoría en relación al área de estudio. Las conclusiones basadas únicamente en estos datos pueden llevar a malas interpretaciones del proceso de transformación del paisaje, ya que, por ejemplo, cambios netos cercanos a cero pueden velar pérdidas y ganancias de coberturas ocurridas en el paisaje, o altas tasas de cambio pueden ser consecuencia de cambios ocurridos en categorías con gran porcentaje de ocupación.

Un análisis más detallado de los distintos componentes que ofrece una matriz de transición permite tener una visión más completa del proceso de cambio que se quiere evaluar. En este sentido, el análisis de intensidad de cambios propuesto por Aldwaik y Pontius (2012) representa un aporte importante. Por un lado, incluye un enfoque de análisis multiescalar al evaluar los cambios a nivel de intervalo, de categoría y de

transición (ver apartado 2.2.4.3). Por otro, al considerar no sólo la proporción de cambio (magnitud), sino también la distribución de esos cambios en el tiempo y en el espacio permite comparar periodos de diferente duración y distinguir las *transiciones aleatorias* de las *transiciones sistemáticas* (Pontius, 2004). Las *transiciones aleatorias* son aquellas influenciadas por procesos fortuitos o eventos episódicos que actúan abruptamente y generan cambios únicos, mientras que las *transiciones sistemáticas* se producen como resultado de un proceso regular o gradual de cambio. La detección de las *transiciones sistemáticas* profundiza la comprensión del proceso de transformación, y permite a los investigadores y planificadores del uso del suelo centrarse en las señales más dominantes del cambio.

En este contexto, el presente capítulo tiene como objetivo analizar la dinámica espacial y temporal de cambios de uso del suelo del Chaco semiárido del NOA durante los últimos veinte (20) años a nivel de parcela. Para ello, se propone: a) Identificar el principal uso del suelo post-desmonte en el Chaco semiárido del NOA en los últimos veinte (20) años a nivel de parcela; b) analizar la distribución geográfica de los usos del suelo post-desmonte en relación a las precipitaciones; c) analizar espacialmente las trayectorias de cambio de uso del suelo posteriores al desmonte; y d) caracterizar en cantidad (magnitud) y dirección (trayectoria) los cambios de uso del suelo a lo largo del periodo de análisis para evaluar la existencia de transiciones sistemáticas.

A partir de la información obtenida se busca responder las tres primeras preguntas planteadas en esta tesis: a) ¿Cuál fue el principal uso del suelo posterior a la deforestación en el Chaco semiárido del NOA durante los últimos 20 años?; b) ¿Cuál fue el patrón espacial y temporal de los cambios de uso del suelo?; c) ¿Se produce la direccionalidad de cambios de uso del suelo sugerida por el modelo de expansión Tsunami?

## 2.2 Materiales y métodos

### 2.2.1 *Área de estudio*

El Chaco semiárido del NOA comprende un extenso territorio del noroeste argentino, perteneciente al cinturón subtropical de América del Sur, ubicado entre los 22° y 31° de Latitud S y 61° y 66° de Long. O. Comprende parcialmente a las provincias de Jujuy, Salta, Catamarca, Tucumán y la provincia de Santiago del Estero en su totalidad (Figura 2.1).

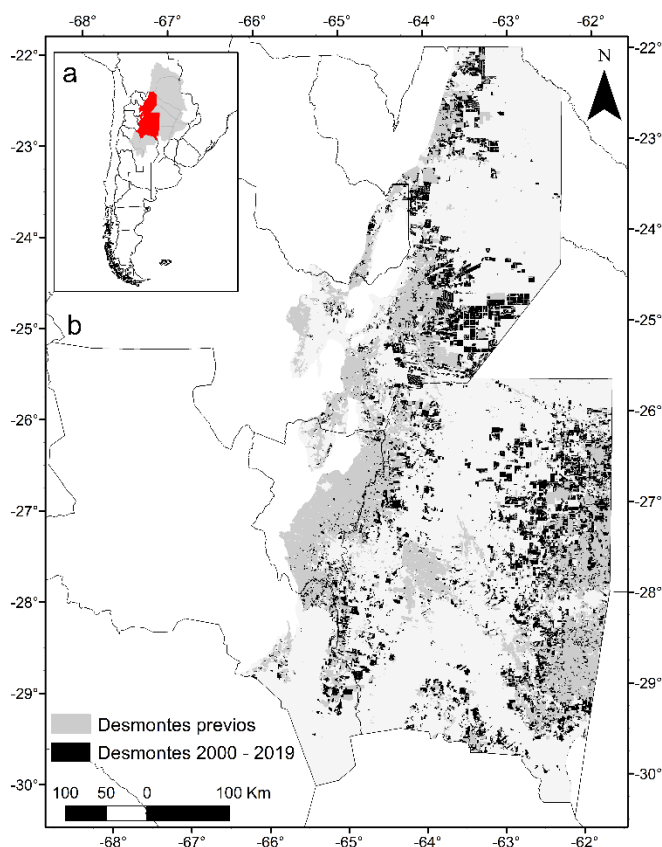


Figura 2.1. (a) En rojo el Chaco Semiárido del NOA (área de estudio de los capítulos 2 y 3), y en gris la ecorregión Gran Chaco Americano (área de estudio del capítulo 4); (b) Cambios de cobertura/uso del suelo agropecuario hasta 2019 en el Chaco Semiárido del NOA, donde los desmontes ocurridos antes del año 2000 aparecen en gris oscuro, y en negro los desmontes posteriores (2001-2019).

El área posee una superficie de más de 280.000 km<sup>2</sup>, caracterizado por bosques abiertos, arbustales y pastizales subtropicales xerofíticos (Cabrera, 1976; Morello et al. 2012).

Topográficamente está dominada por pedemontes y llanuras de muy bajas pendientes (Jobbâgy et al. 2008). Su clima es subtropical con estación seca (Cabrera, 1976), y su condición continental determina amplias variaciones intra-anales de temperatura, con valores medios rondan los 20-22°C. Las precipitaciones se producen principalmente durante la estación de verano (de noviembre a febrero), con valores medios que alcanzan los 450 mm en la zona central, de mayor aridez, y entre 1000-1200 mm hacia la periferia, en donde se presenta el mayor porcentaje de agricultura a secano (Morello et al. 2012).

El Chaco semiárido del NOA representa una de las fronteras de deforestación más activas a nivel nacional (Gasparri et al. 2013). Las intensas modificaciones del paisaje original de los últimos 30 años están fuertemente asociadas a desmontes con fines de producción agropecuaria. Los pobladores locales practican agricultura y ganadería de subsistencia sobre el monte natural (Leake y Economo, 2008; Schmidt, 2019), pero los emprendimientos productivos para agronegocios han entrado en tensión por disputas territoriales. Estos emprendimientos ocupan una superficie de aproximadamente 7,8 millones de hectáreas, y tienen como principal destino el desarrollo de cultivos extensivos a secano (ej. soja, maíz y poroto), cultivos industriales (ej. caña de azúcar y tabaco), cultivos intensivos bajo riego (hortalizas), (Volante et al. 2006; 2009), y la implantación de pasturas megatérmicas exóticas (C4) para ganadería vacuna de tipo empresarial (Paruelo et al. 2005; Grau et al. 2005a; Gasparri y Grau, 2009a; Volante et al. 2012). En términos generales, los parches agropecuarios tienden a ocupar las tierras de mejor aptitud agrícola, ya que un gran parte de ellos se encuentra ubicado en las zonas de mayor humedad, sobre dos fajas orientadas en sentido N-S, correspondientes a las zonas agroeconómicas de Umbral al Chaco y Chaco Sub-húmedo (Bravo et al. 1999). Sin embargo, los desmontes avanzan en movimiento de pinzas hacia el centro (semiárido), en



donde el conocimiento sobre la sustentabilidad de los sistemas productivos es escaso (Volante, 2014).

Por sus condiciones ambientales, se considera que la región aún posee áreas con gran potencial productivo (Lambin et al. 2013). Sin embargo, esta cualidad no se ve reflejada en la calidad de vida de las poblaciones locales (aborígenes, criollos y descendientes de europeos). Actualmente, el Chaco semiárido enfrenta el desafío de resolver graves problemas agrarios, de tenencia de la tierra, y de alta concentración de la propiedad, estrechamente relacionados con la desigualdad socioeconómica, elevados niveles de pobreza y la exclusión social (Seghezzo et al. 2011; Paolasso et al. 2012; Schmidt, 2019).

### **2.2.2 Base de datos geoespacial agropecuaria (BDGA)**

Para alcanzar muchos de los objetivos planteados en esta tesis, se generó una base de datos geoespacial combinando dos tipos de información cartográfica generada por el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) mediante el uso de sensores remotos: 1) una capa vectorial que compila *desmontes anuales* del periodo 1976-2019, actualizada mediante la digitalización de los cambios de cobertura natural detectados anualmente por interpretación visual de imágenes Landsat, de media resolución (30 m) (Figura 2.2, sección A), (INTA, 2020); y 2) capas vectoriales a nivel de parcelas, con información semestral de las *campañas agrícolas* de verano e invierno de los principales cultivos extensivos de la región (soja, maíz, poroto, caña de azúcar, trigo y cártamo, entre otros) para el periodo 2001 – 2019 (Figura 2.2, sección B), (INTA, 2020; de Abelleira et al. 2020). Esta información fue elaborada semestralmente a partir de la interpretación visual y clasificación digital de imágenes satelitales de sensores Landsat, SAC-C y MODIS de cada campaña. Se realizaron clasificaciones a nivel de píxel y posteriormente,

se identificó la cobertura de cultivo más frecuente (moda) para asignarla a cada parcela (Volante et al. 2007). La información resultante fue verificada con datos de campo relevados durante cada campaña, a partir de la observación directa de los cultivos próximos a caminos (Figura 2.2, sección C).

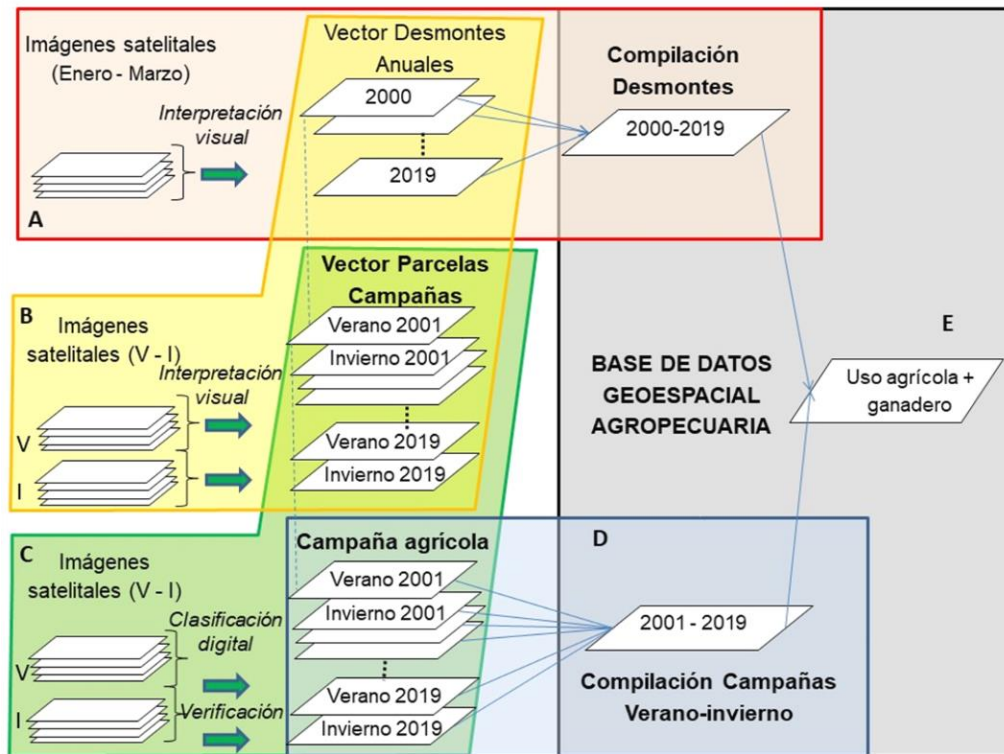


Figura 2.2 Esquema de generación de la base de datos geoespacial agropecuaria (BDGA). A) generación de la capa de desmontes anuales 2001-2019; B) digitalización de parcelas de campaña verano e invierno; C) incorporación de información de cultivos en las parcelas de verano e invierno; D) compilación de las campañas semestrales de cultivos 2001-2019; E) combinación de la información de desmontes, pasturas y campañas agrícolas para 2001-2019.

La información de cada campaña fue superpuesta mediante procesos de unión cartográfica con operaciones con Sistemas de Información Geográfica (SIG), de manera secuencial y cronológica. Como resultado, se generó una base de datos geoespacial a nivel de parcela, con información de 38 campañas agrícolas hasta 2019 (19 campañas de verano y 19 de invierno). En las provincias de Tucumán, Santiago del Estero y Catamarca el

número de campañas alcanzó un total 33 (16 campañas de verano y 17 de invierno), ya que ni la campaña de verano del año 2012, ni las campañas de los años 2016 y 2017 pudieron ser relevadas a campo (Figura 2.2, sección D). Posteriormente, la información de los desmontes anuales y de las campañas de cultivos se combinó, formando una única Base de Datos Geoespacial Agropecuaria (BDGA) (Figura 2.2, sección E). El análisis se focalizó en actividades realizadas a secano, por lo que tanto las áreas de riego como los cultivos hortícolas fueron excluidos en posteriores análisis.

A partir de la BDGA, se generó una variable sintética anual denominada “Uso” en la base de datos, que distinguió 4 categorías:

- 1) “*Cultivo Simple (CS)*” cuando se detectó cultivo en las parcelas una vez al año, cualquiera sea la estación;
- 2) “*Cultivo Doble (SCD)*” cuando se detectó cultivo en las parcelas dos veces al año, tanto en la estación de verano como de invierno;
- 3) “*Pastura*” cuando no se detectaron cultivos durante un lapso mayor o igual a 3 años. Dado que la conversión luego del desmonte se produce rápidamente cuando se destinan a fines agrícolas (Morton et al. 2006), se asume que, si no se detectan cultivos agrícolas durante más de dos años después del desmonte de una parcela, su destino es la producción de pasturas, por la baja probabilidad de que no se produzcan cultivos a corto plazo, considerando la inversión necesaria para realizar un desmonte. La categoría *Pasturas* excluye al ganado no confinado (ganadería bajo monte, realizada por pobladores locales).
- 4) “*Bosque Seco*” cuando no se detectaron ni cultivos ni parcelas desmontadas (esta área es generalmente usada por habitantes que realizan ganadería extensiva);

En este capítulo la información de la BDGA fue utilizada para dos propósitos. En primer lugar, para determinar el principal uso del suelo post-deforestación anualmente, desde 2001 hasta 2019. En segundo lugar, para identificar la trayectoria de los usos del suelo posteriores a la deforestación.

### 2.2.3 *Principal uso del suelo post-desmonte en el Chaco semiárido del NOA*

Para identificar el principal uso del suelo post-desmonte (causa próxima) en el Chaco semiárido del NOA durante el periodo 2001-2019 se reclasificó la variable *Uso* de la BDGA, generando una nueva variable denominada “*Uso post-desmonte*” que diferenció las categorías “*Cultivos anuales*” (que incluyó *Cultivos Simples* y *Cultivos Dobles*) y las “*Pasturas*”. Se cuantificó la proporción en que cada actividad contribuyó al área desmontada en el Chaco semiárido del NOA, relacionando el cambio de superficie de los *Cultivos anuales* y de las *Pasturas*, con la superficie deforestada anualmente. Para ello se estimó la superficie ocupada por ambas actividades en el momento  $t$ , en relación a la superficie desmontada durante el año anterior (momento  $t-1$ )<sup>1</sup>, considerando diferentes escalas espaciales: regional, provincial y departamental. Un porcentaje igual a 100 para *Pasturas* o *Cultivos anuales* significa que la totalidad del área desmontada en un determinado año fue destinada a la implantación de *Pasturas* o de *Cultivos anuales*,

---

<sup>1</sup> De acuerdo a la experiencia de campo, es conveniente tener en cuenta un desfase de un año desde el momento en que se produce la deforestación hasta el momento en que comienza la producción, ya que en el Chaco semiárido del NOA los desmontes se producen mayormente durante la época seca (de abril a octubre).

respectivamente. Por el contrario, valores cercanos a 0 indican una desconexión o falta de relación entre la deforestación y los cambios en el uso del suelo referidos a cualquier sistema de producción. Posteriormente, se realizó un análisis utilizando herramientas SIG para identificar la distribución geográfica de los cambios con respecto a los patrones de precipitación. Para ello se estimó la precipitación media anual de las zonas deforestadas para agricultura y pasturas utilizando la base de datos Climate Hazards con datos de estación *in situ* Group Infrared Precipitation (CHIRPS), un conjunto de datos de 30 años de información con imágenes de satélite de 0,05° de resolución, disponible en la plataforma Google Earth Engine (Funk et al. 2015).

#### **2.2.4 *Dinámica espacio-temporal de los usos post-desmante***

##### **2.2.4.1 *Estrategia de muestreo***

Con el fin de reducir errores de interpretación derivados de la heterogeneidad de formas y tamaños de las parcelas, la información de las 4 categorías de uso del suelo de la BDGA fue exportada a una grilla regular de celdas de 100m x 100m que abarcó toda el área de estudio (Mitchell, 2005). Cada celda adquirió la clase de uso de suelo intersectada por su centroide. Como resultado, se obtuvieron mapas anuales rasterizados de uso del suelo para el periodo 2001-2019.

##### **2.2.4.2 *Magnitud y trayectoria de los cambios de uso del suelo***

Para evaluar la dirección y magnitud de los cambios de uso del suelo ocurridos en la región, primero se construyeron matrices de transición a partir de la superposición de mapas de cobertura del suelo de dos momentos, utilizando el módulo Land Change Modeler (LCM), desarrollado en el entorno del programa TerrSet (Eastman, 2015). Para analizar los cambios a distintas escalas temporales, se consideraron tres intervalos de

tiempo diferentes: a) anuales; b) de los subperiodos 2001-2008 y 2008-2019; y c) del periodo total 2001-2019. El año 2008 fue seleccionado a fin de comparar los cambios de uso del suelo previos y posteriores a la promulgación de la Ley de Bosques (N° 26331). A partir de las matrices de transición generadas se obtuvieron indicadores que brindan información del proceso de cambio.

Posteriormente se realizó un análisis de intensidad de cambios (Aldwaik y Pontuis, 2012) para distinguir las transiciones aleatorias de las transiciones sistemáticas, teniendo en cuenta no sólo la proporción de cambio (magnitud), sino también la distribución de esos cambios en el tiempo y en el espacio. Este análisis evalúa la intensidad de los cambios en 3 niveles de detalle: intervalo, categoría y transición, desde el más general al más particular, donde cada nivel está condicionado por los resultados obtenidos en los niveles precedentes (Figura 2.3). En cada nivel se comparan los resultados obtenidos con un valor uniforme, que sería el esperado si los cambios se distribuyeran proporcionalmente al tiempo o al tamaño de las categorías, según el nivel que se trate.

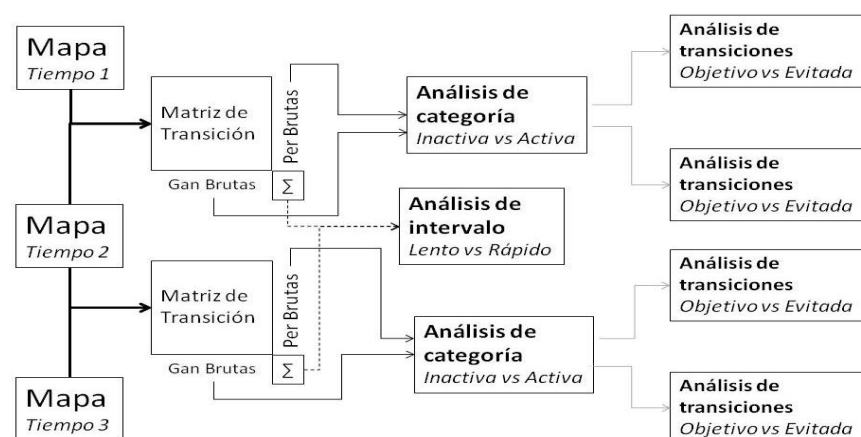


Figura 2.3 Metodología de aplicación del análisis de intensidad de 3 categorías, basado en Aldwaik y Pontius, 2012. *Per* y *Gan Brutas* representan las Pérdidas y las Ganancias Brutas.

En el primer nivel, llamado **nivel de intervalos**, se examinó la magnitud y velocidad de los cambios de los intervalos ( $S_t$ ) analizados (2001-2008 y 2008-2019) (Ecuación 1), diferenciando *intervalos lentos* de *intervalos rápidos*, cuando los cambios se producen más lentamente o más velozmente que lo esperado si se distribuyeran uniformemente ( $U$ ) en el tiempo (Ecuación 2).

$$S_t = 100 \times \frac{\{\sum_{j=1}^J [(\sum_{i=1}^J C_{tij}) - C_{tjj}]\}}{\left[ \frac{\sum_{j=1}^J (\sum_{i=1}^J C_{tij})}{(Y_{t+1} - Y_t)} \right]} = 100 \times \frac{\text{Área de cambio durante intervalo } Y_t, t+1}{\frac{\text{Área de estudio}}{\text{Duración del intervalo } Y_t, t+1}} \quad \text{Ecuación 1}$$

$$U = 100 \times \frac{\sum_{t=1}^{T-1} \{\sum_{j=1}^J [(\sum_{i=1}^J C_{tij}) - C_{tjj}]\}}{\left[ \frac{\sum_{j=1}^J (\sum_{i=1}^J C_{tij})}{(Y_T - Y_1)} \right]} = 100 \times \frac{\text{Área de cambio de todos los intervalos}}{\frac{\text{Área de estudio}}{\text{Duración de todos los intervalos}}} \quad \text{Ecuación 2}$$

Siendo  $J$  el número total de categorías de uso o cobertura del suelo,  $i$  categoría en el tiempo inicial  $t$  de un intervalo  $Y$ ,  $j$  categoría en el tiempo final  $t+1$  de un intervalo  $Y$ ,  $C_{tij}$  el área de cambio de la categoría  $i$  en el momento inicial  $Y_t$ , a la categoría  $j$  en el momento final  $Y_{t+1}$  de un periodo  $t$ ,  $C_{tjj}$  persistencias de la categoría  $j$ , y  $C_{tjj}$  persistencias de la categoría  $i$ .

En el segundo nivel, llamado **nivel de categorías**, se analizaron las intensidades de cambio de las ganancias ( $G_{tj}$ ) y pérdidas ( $L_{ti}$ ) brutas de las categorías para cada intervalo de tiempo (Ecuación 3 y 4), y se compararon con la intensidad de cambio anual esperada si el cambio total se distribuyera uniformemente a través del paisaje durante el intervalo  $Y_t, Y_{t+1}$  (Ecuación 1).

$$G_{tj} = 100 \times \frac{\left[ \frac{(\sum_{i=1}^J C_{tij}) - C_{tjj}}{(Y_{t+1} - Y_t)} \right]}{\frac{\sum_{i=1}^J C_{tij}}{Y_{t+1}}} = 100 \times \frac{\text{Ganancias brutas categoría } j \text{ durante } Y_t, t+1}{\frac{\text{Duración del intervalo } Y_t, t+1}{\text{Área de la categoría } j \text{ en } Y_{t+1}}} \quad \text{Ecuación 3}$$

$$L_{ti} = 100 \times \frac{[(\sum_{j=1}^J C_{tij}) - C_{tii}]}{(Y_{t+1} - Y_t)} = 100 \times \frac{\text{Pérdidas brutas categoría } i \text{ durante } Y_t, t+1}{\frac{\text{Duración del intervalo } Y_t, t+1}{\text{Área de la categoría } i \text{ en } Y_t}} \quad \text{Ecuación 4}$$

Este nivel distingue las categorías entre *activas* e *inactivas*, cuando experimentan mayores o menores cambios a los esperados si el cambio fuera proporcional al porcentaje de ocupación de cada categoría en el paisaje, respectivamente.

Por último, el tercer nivel, llamado **nivel de transiciones**, evalúa cómo varía el tamaño y la intensidad de las transiciones de una categoría de uso o cobertura del suelo entre el resto de las categorías disponibles. Este nivel de análisis también produce dos conjuntos de resultados para cada categoría de uso del suelo (ganancias y pérdidas). Sin embargo, como este capítulo tiene por objetivo recabar información sobre el proceso de pérdida del Bosque Seco y la trayectoria de uso del suelo posterior a la misma, sólo se analizaron las transiciones de pérdidas para facilitar la interpretación de los resultados.

La ecuación 5 ( $Q_{mj}$ ) estima la intensidad anual de transición de la categoría de uso o cobertura  $m$  a cualquier otra categoría  $j$  durante el periodo de tiempo  $t$ , donde  $C_{mj}$  es el área que pasa de la categoría  $m$  en el momento inicial  $Y_t$  a la categoría  $j$  en el momento final  $Y_{t+1}$  en un periodo  $t$ ;  $Y_{(t+1)}$  es el momento final del periodo  $t$ .

$$Q_{tmj} = 100 \times \left[ \frac{C_{tmj}}{(Y_{t+1} - Y_t)} \right] = 100 \times \frac{\text{Área de cambio de categoría } m \text{ a } j \text{ durante } Y_t, t+1}{\frac{\text{Duración del intervalo } Y_t, t+1}{\text{Área de la categoría } j \text{ en } Y_{t+1}}} \quad \text{Ecuación 5}$$

Los resultados obtenidos de  $Q_{mj}$  son comparados con un valor uniforme que cabría esperar si las pérdidas se distribuyeran proporcionalmente al tamaño de cada categoría (Ecuación 6). La Ecuación 6 ( $V_m$ ) representa la intensidad anual uniforme de transición



de la categoría  $m$  a todas las demás categorías al final del periodo  $Y_{t+1}$  si sus pérdidas fueran proporcionalmente iguales en todo el paisaje, donde  $C_{tmm}$  muestra la persistencia de las categorías  $m$  y,  $C_{tim}$  es el número de píxeles que pasan de la categoría  $i$  en el momento  $Y_t$  a la categoría  $m$  en el momento  $Y_{t+1}$ .

$$V_{tm} = 100 \times \frac{[(\sum_{j=1}^J C_{tmj}) - C_{tmm}]}{(\sum_{i=1}^J C_{tim}) - C_{tmm}} = 100 \times \frac{\text{Pérdidas brutas de categoría } m \text{ durante } Y_t, t+1}{\text{Duración del intervalo } Y_t, t+1} \times \frac{\text{Area que no es categoría } m \text{ en } Y_{t+1}}{\text{Area que no es categoría } m \text{ en } Y_{t+1}} \quad \text{Ecuación 6}$$

En este nivel una transición es considerada *aleatoria* o *uniforme* cuando una categoría pierde hacia otras categorías en proporción al tamaño de esas categorías en el momento  $t_2$ . Por el contrario, la transición se considera *sistemática* cuando no se evidencia esa relación (Alo y Pontius, 2008). En este último caso, cada categoría de uso o cobertura puede ser considerada como *objetivo* o *evitada* para la transición, según experimente cambios con mayor o menor intensidad que el esperado si se hubiese distribuido proporcionalmente al tamaño de las categorías que participan en la transición, respectivamente (Aldwaik y Pontius, 2012).

Finalmente, este método también permitió determinar la existencia de patrones de cambio estacionarios cuando el comportamiento fue similar durante todos los intervalos analizados (Aldwaik y Pontius, 2012).

## 2.3 Resultados

### 2.3.1 *Principal uso del suelo posterior al desmonte (Objetivo 1)*

El análisis reveló que tanto el proceso de deforestación como los usos del suelo post-desmontes tuvieron una distribución temporal y espacialmente heterogénea. Inicialmente se evaluó la influencia de las pasturas implantadas y la agricultura en la deforestación anual durante el periodo 2001-2019 (Figura 2.4). Independientemente de la variabilidad

del área deforestada cada año, que registró una disminución a partir del año 2005, los resultados también mostraron una gran variación interanual en la influencia de las pasturas y la agricultura sobre el área desmontada. Sin embargo, cada año se destinaron mayores porcentajes de superficie desmontada hacia la implantación de pasturas que hacia la agricultura, diferencia que se magnifica con el transcurso de los años. El año 2012 mostró resultados más contrastantes, con casi el 90% del área deforestada ocupado por Pasturas, mientras que la Agricultura registró el 10% restante. Por el contrario, el año 2002 reveló la menor diferencia, ya que las Pasturas ocuparon el 63% de la superficie deforestada, y la Agricultura el 37% restante. Al analizar los resultados de todo el período, observamos una clara tendencia positiva en la cantidad de área desmontada que es dedicada a las pasturas implantadas, mientras que la tendencia de la actividad agrícola es negativa.

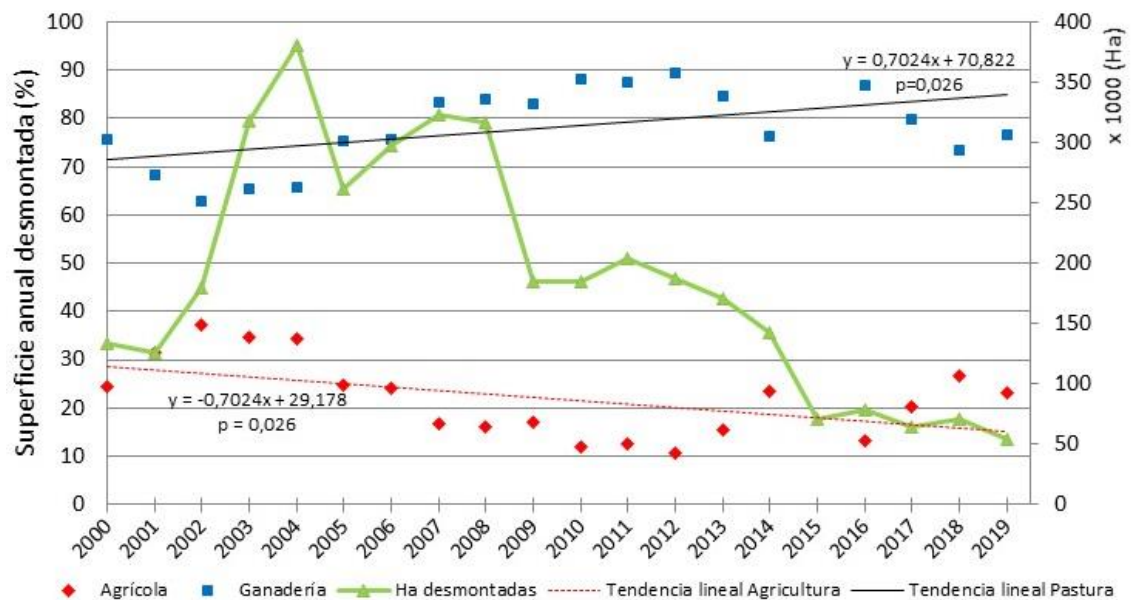


Figura 2.4 Uso del suelo post-desmote durante el periodo 2001-2019. Porcentaje de desmontes destinado a agricultura (rojo) y pasturas (azul). En verde la superficie de desmontes anual.

A nivel provincial, el proceso de deforestación se centró en las provincias de Santiago del Estero y Salta, que comprendieron a más del 92% de la deforestación total de la región (Figura 2.5, a). La deforestación en Santiago del Estero casi duplicó la de Salta durante el período 2001-2019 (2.282.700 ha vs. 1.196.700 ha), pero Salta fue la provincia con mayor superficie agrícola de la región, superando las 402.800 Ha. En estas dos provincias, junto con Catamarca se registró una alta proporción de pasturas implantadas en las parcelas deforestados, mientras que en Tucumán y Jujuy la mayor parte de los desmontes fueron destinados a la Agricultura, aunque con poca diferencia respecto a las pasturas. En estas dos últimas provincias se registra menos del 4% del área total desmontada en la región. A nivel departamental, se identificó que los departamentos de mayor transformación también registraron las mayores superficies dedicadas a la implantación de pasturas. Entre ellos, se destacan los departamentos Anta (Salta), Moreno y Alberdi (Stgo. del Estero), con superficies de desmonte superiores a 300.000 ha (25%, 33% y 27% de su área), de las cuales más del 70% fueron destinadas a pasturas. Los departamentos con más de 100.000ha desmontadas registraron mayor proporción de uso del suelo destinado a la producción de pasturas durante 2001-2019 (Figura 2.5, b).

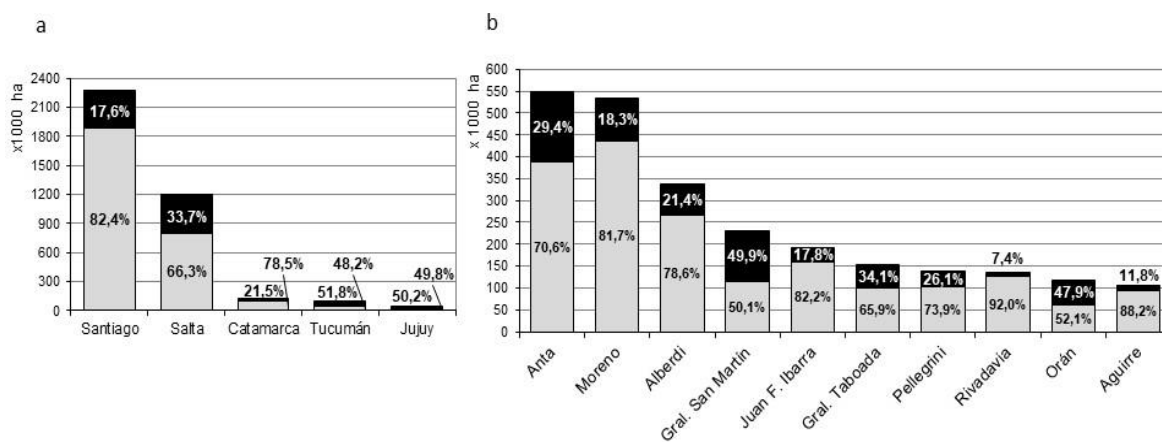


Figura 2.5. Superficie (ha) y porcentaje de destino de los desmontes durante el período 2001-2019 a) a nivel provincial; b) a nivel departamental, se graficaron los departamentos con superficie desmontada mayor a 100.000ha para el periodo de estudio. En negro la proporción de parcelas con fines agrícolas, en gris, la proporción de parcelas desmontadas para producción de pasturas.

La información espacial a nivel de parcela mostró un patrón de distribución particular de expansión, de acuerdo al uso del suelo post-desmote. Las nuevas parcelas desmontadas con destino agrícola se ubicaron predominantemente en la periferia del área de estudio, donde la precipitación promedio anual es superior a 760 mm. Por el contrario, las nuevas parcelas de pasturas se ubicaron con mayor frecuencia sobre la diagonal central (Figura 2.6 a), donde la precipitación media anual es significativamente inferior (Figura 2.6 b).

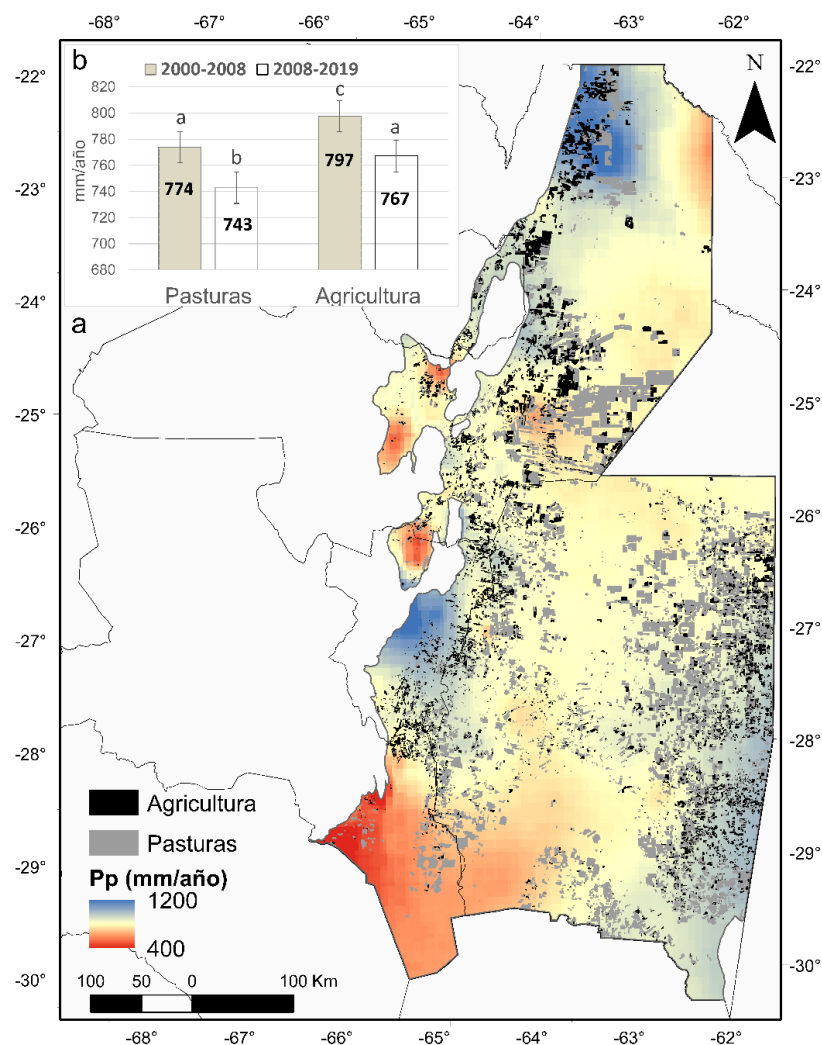


Figura 2.6 a) Distribución espacial de los usos del suelo post-desmontes en el Chaco semiárido del NOA durante el período 2000-2019. En negro: Agricultura, en gris oscuro: Pasturas. En el mapa se muestra la precipitación media anual, desde un valor máximo de 1200 mm en azul, hasta 400mm en rojo. b) Precipitación media anual de las parcelas destinadas a Agricultura y a Pasturas según periodo de desmote (2001-2008 en barras con color, y 2008-2019 en las barras blancas)

La distribución de los usos del suelo según las precipitaciones medias por periodos 2001-2008 y 2008-2019 (Figura 2.6, b) mostró diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) entre periodos, y entre usos del suelo post-desmonte. Durante el periodo 2001-2008 ambos usos del suelo se localizaron sobre áreas de condiciones más próximas a las óptimas, con precipitaciones medias anuales más elevadas, mientras que en el periodo 2008-2019, la escasez de tierras más húmedas condicionó la localización de las nuevas parcelas desmontadas hacia zonas de menor precipitación. Además, las áreas disponibles que tenían mayor precipitación fueron utilizadas predominantemente para destino agrícola en ambos periodos. Finalmente, es importante destacar que aun cuando el principal destino de los desmontes del Chaco semiárido del NOA fue la implantación de pasturas, la mayor parte de los establecimientos que originalmente fueron destinados a pasturas (58%) cambiaron de uso, convirtiéndose en parcelas agrícolas luego de transcurrido un tiempo promedio de 5,1 años, y que 46% de ellos lo hace dentro de los 2 primeros años. Hecho que enfatiza la importancia de estudiar la dinámica de los cambios post-desmontes.

### ***2.3.2 Dinámica del uso del suelo post-desmonte (Objetivo 2)***

La categoría *Bosque Seco* fue la cobertura de uso de la tierra dominante en el Chaco semiárido del NOA, comprendiendo más del 74% del área total cada año (Figura 2.7). Las Pasturas aumentaron de 5,6% de la superficie total en 2001, a 10,6% en 2019, aunque la categoría Cultivo Simple mostró los mayores incrementos de superficie, de 5% en 2001, a 11,3% en 2019. Por su parte, Cultivo Doble fue la cobertura de menor extensión, con una superficie casi constante durante todo el periodo de estudio, que aumentó de 2,8% en 2001 a 3,6% en 2019.

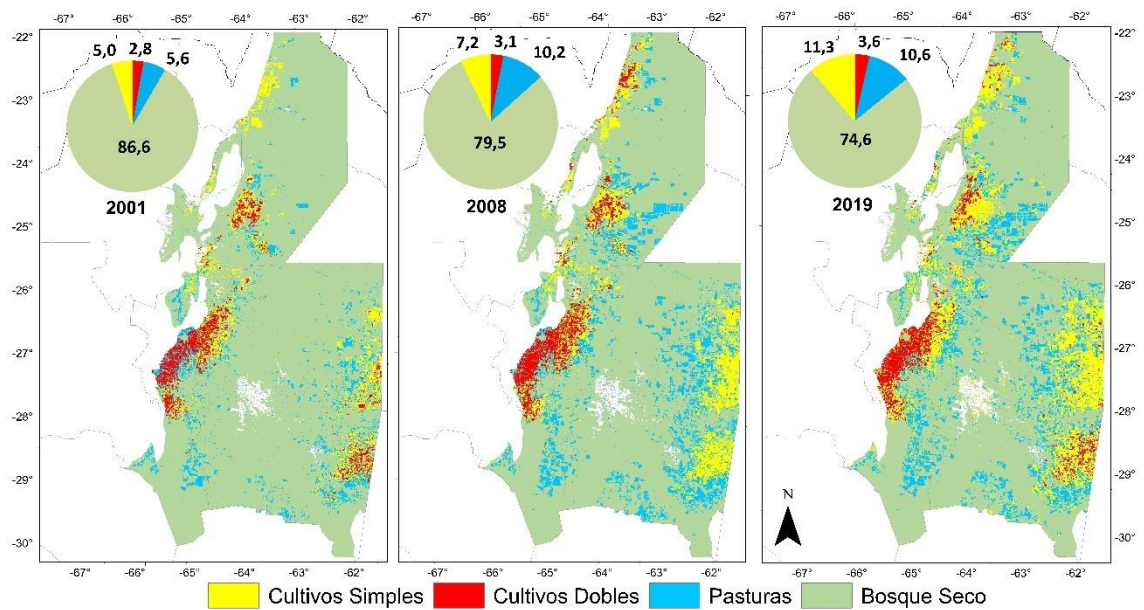


Figura 2.7. Cobertura del suelo del Chaco del NOA en tres momentos: 2001, 2008 y 2019.

De acuerdo a los datos obtenidos de las matrices de transición, el cambio total ocurrido a largo de los 19 años supera el 35% del área de estudio, de los cuales dos terceras partes corresponden a cambios netos, y un tercio a intercambios, en los que únicamente existe una relocalización de las categorías en el paisaje (Figura 2.8). Los resultados por periodos muestran que durante 2001-2008 se registró un cambio total de 22.8%, pero en el periodo 2008-2019 fue de 26%, y que la relación entre cambios netos e intercambios fue muy contrastante entre ambos periodos. En el primer periodo casi dos tercios de los cambios fueron netos (al igual que en el periodo de 19 años), mientras que en el segundo periodo esta relación fue completamente inversa (Figura 2.8).

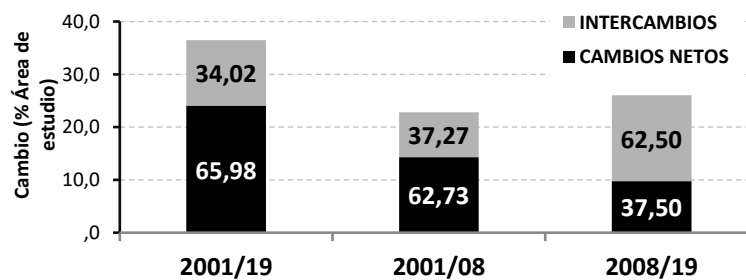


Figura 2.8 Cambio total en porcentaje del área de estudio por periodos 2001-2019, 2001-2008 y 2008-2019. Se distinguen cambios netos e intercambios

El análisis de las pérdidas y ganancias por categoría permitió identificar diferencias en los patrones de cambio según el periodo de estudio (Figura 2.9). En todos los periodos las mayores pérdidas se registraron en la categoría de *Bosque Seco*, aunque en el periodo 2008-2019 se observó una marcada disminución respecto al periodo 2001-2008. En esta categoría no se registraron ganancias. Las Pasturas registraron la segunda mayor cantidad de pérdidas, pero éstas fueron mucho menores que las ganancias, en todos los periodos. El tercer lugar respecto a las pérdidas se observó en la categoría Cultivo Simple, en donde también se observó mucha diferencia respecto a las ganancias, que fueron mayores durante todos los periodos. Finalmente, la categoría Cultivo Doble registró valores bajos y similares de pérdidas y ganancias para todos los periodos, siendo levemente mayores las ganancias que las pérdidas en todos periodos, especialmente durante 2008-2019. Los cambios presentaron un patrón similar en ambos periodos (2001-2008 y 2008-2019), con una singular diferencia que sugiere un proceso de cambio inverso. En el primer periodo (2001-2008) la categoría Pasturas registró las mayores ganancias durante el primer intervalo, superando cuatro veces a las pérdidas, pero las ganancias parecen haberse desacelerado en el segundo intervalo (2008-2019). Por el contrario, la categoría Cultivo Simple tuvo menos ganancias durante el primer intervalo y aumentó casi al doble hacia el segundo periodo.

Por su parte, el *Bosque Seco* mostró un papel central en la dinámica de la región, registrando los cambios netos más extensos durante el periodo 2001-2019. Esta categoría experimentó las mayores pérdidas, revelando un proceso continuo de deforestación, especialmente observado durante 2001-2008.

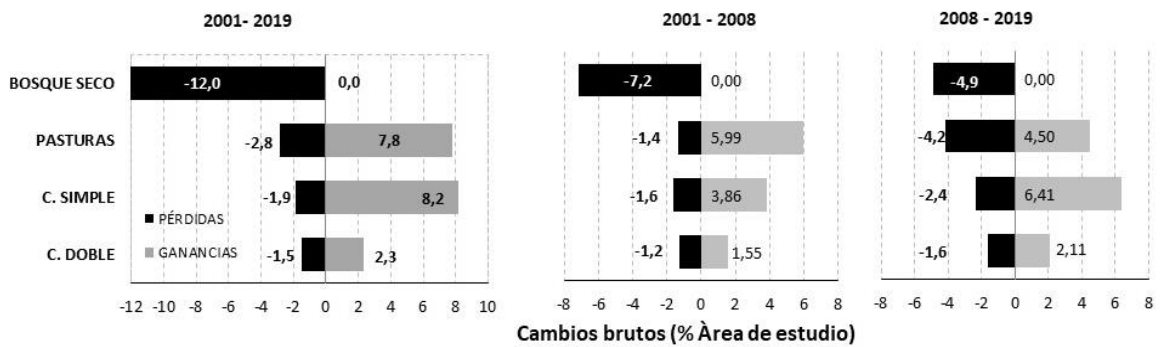


Figura 2.9 Pérdidas, y ganancias brutas por categoría y por periodos: 2001-2019, 2001-2008 y 2008-2019, en porcentaje del área de estudio. En negro las pérdidas, en gris las ganancias.

El análisis de cambios netos anuales describió más claramente los cambios registrados por cada cobertura a lo largo del periodo analizado. En él, el año 2001 fue considerado el momento inicial (T0), en el cual cada cobertura registra cambios netos nulos, independientemente de su porcentaje de ocupación. El gráfico pone en evidencia la pérdida progresiva de la cobertura natural, contrastada por las ganancias de las categorías Cultivo Simple y de las Pasturas, que en los últimos años disminuyeron levemente. Asimismo, también se hace evidente el comportamiento estable de la categoría Doble Cultivo durante todo el período (Figura 2.10).

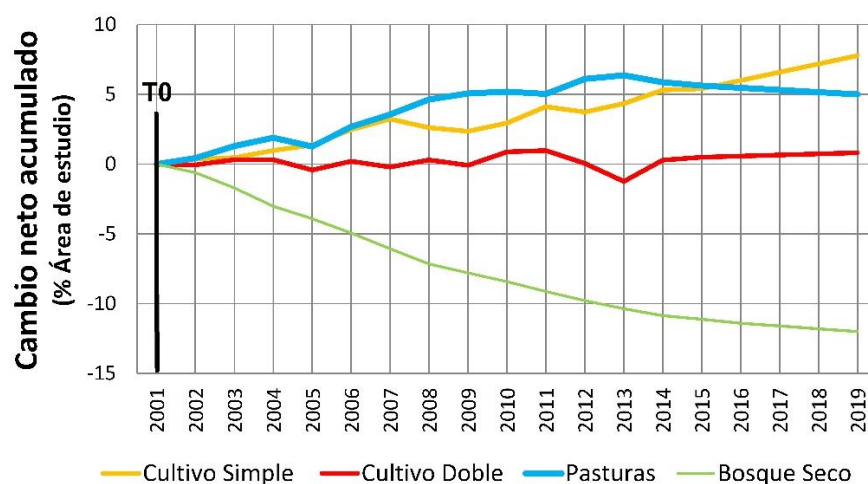


Figura 2.10 Cambios netos acumulados durante el periodo 2001-2019 por cobertura del suelo.



Los mapas de cobertura/uso y los gráficos proporcionan información útil sobre los cambios de superficie por categoría, pero no ofrecen detalles sobre cómo ocurrieron esas transiciones entre categorías. Esta información queda claramente identificada en las matrices de transición, que permitieron analizar los cambios en diferentes escalas de tiempo (cambios anuales, por periodos y en los 19 años) y confirmar el alto grado de dependencia de los resultados al periodo de análisis considerado (Cuadro 2.2).

Cuadro 2.2 Matriz de transición (% área de estudio) para diferentes escalas temporales de análisis. En corchetes las tasas del periodo 2001-2019; en negro las del periodo 2001-2008; en gris las del periodo 2008-2019 y en cursiva las tasas medias anuales del periodo 2001-2019. En color se resaltan las transiciones con mayores tasas.

		Tiempo final				
Tiempo inicial	COBERTURAS	<i>C. Simple</i>	<i>C. Doble</i>	<i>Pasturas</i>	<i>Bosque Seco</i>	Tiempo final TOTAL
	Tiempo inicial	<i>C. Simple</i>	[3,1] 3,36 4,9 <i>6,02</i>	[1,0] <b>0,9</b> <i>1,4</i> <b>1,04</b>	[0,9] 0,75 1,0 <i>0,38</i>	[0] 0 0 <i>0</i>
<i>C. Doble</i>		[1,3] <b>1,16</b> <i>1,3</i> <b>1,05</b>	[1,3] 1,55 1,5 <i>1,71</i>	[0,2] 0,09 0,3 <i>0,06</i>	[0] 0 0 <i>0</i>	[2,8] 2,8 3,1 <i>2,82</i>
<i>Pasturas</i>		[2,3] <b>1,03</b> <i>3,7</i> <b>0,62</b>	[0,5] 0,33 0,5 <i>0,09</i>	[2,8] 4,24 6,1 <i>8,41</i>	[0] 0 0 <i>0</i>	[5,6] 5,6 10,3 <i>9,12</i>
<i>Bosque Seco</i>		[4,5] <b>1,68</b> 1,4 <b>0,19</b>	[0,9] 0,32 0,2 <i>0</i>	[6,6] <b>5,15</b> <i>3,3</i> <b>0,68</b>	[74,6] 79,45 74,6 <i>79,75</i>	[86,6] 86,6 79,5 <i>80,62</i>
Tiempo final		[11,2] 7,23 11,3	[3,7] 3,1 3,6	[10,5] 10,23 10,7	[74,6] 79,45 74,6	[100] 100 100
TOTAL		7,88	2,84	9,53	79,75	100

La información provista por las matrices de cambio permitió identificar cinco transiciones principales, cuyas magnitudes registraron los mayores valores independientemente del periodo de análisis considerado: *Bosque Seco* a *Pasturas*, *Bosque Seco* a *Cultivo Simple*, *Pasturas* a *Cultivo Simple*, y los intercambios entre *Cultivo Simple* y *Cultivo Doble*.

Tanto las matrices de transición como el análisis espacial permitieron visualizar la localización de los cambios de cobertura del suelo en la región, destacando las diferencias entre períodos (2001-2008 y 2008-2019) (Figura 2.11). Los mapas de cambio revelaron tanto patrones espaciales, como temporales de los cambios. Por un lado, mostraron espacialmente que las transiciones de *Bosque Seco* a *Pasturas* se produjeron principalmente en la región árida central, y que los cambios de *Bosque Seco* a *Cultivos Simples* fueron menos extensos y se localizaron principalmente en zonas periféricas a la región noroeste y este, donde las precipitaciones son ligeramente superiores. También mostró que los cambios de *Pasturas* a *Cultivos Simples* se restringieron a la diagonal central de la zona sureste, y que las transiciones de *Cultivos Simples* a *Cultivos Dobles* se produjeron en áreas periféricas de las regiones noroeste y este del área de estudio, donde la precipitación es mayor, y la producción de cultivos de secano es posible durante el verano y el invierno.

Por otro lado, los mapas de cambios revelaron un patrón temporal en el que se distingue una mayor pérdida de *Bosque Seco* y expansión de las *Pasturas* durante el primer periodo que durante el segundo. Contrariamente, hay mayor cambio de *Pasturas* hacia *Cultivos Simples* en el segundo periodo. Además, se observa que los cambios de *Cultivos Simples* a *Cultivos Dobles* son más extensos durante el segundo periodo, mientras que el cambio de *Cultivos Dobles* a *Cultivos Simples* se mantiene relativamente estable entre períodos, ocupando una escasa superficie del territorio

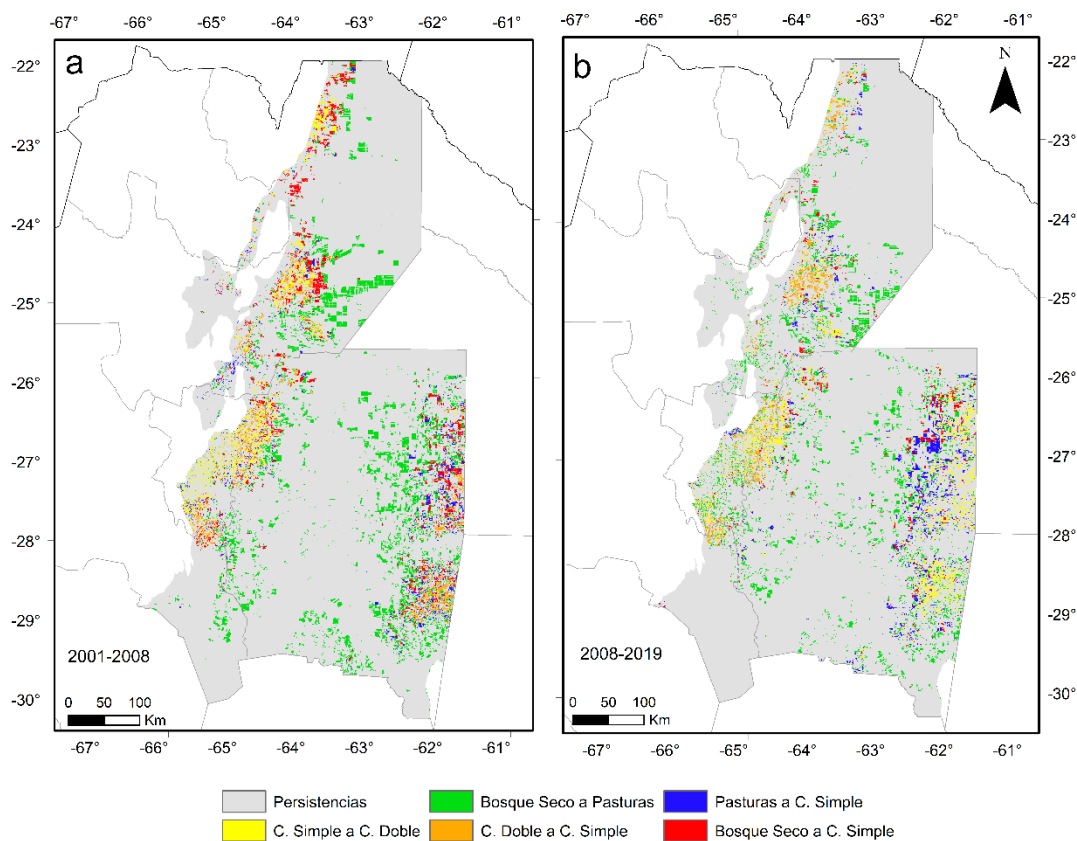


Figura 2.11 Distribución espacial de los principales cambios de uso y coberturas del suelo. a) periodo 2001-2008; b) periodo 2008-2019.

### 2.3.3 *Análisis de intensidad de los cambios de cobertura y uso del suelo*

#### 2.3.3.1 *Nivel de intervalo*

De acuerdo con los resultados obtenidos del análisis de la matriz de transición, el periodo 2008-2019 registró mayores porcentajes de cambio total que durante el periodo 2001-2008 (ver Dinámica del uso del suelo post-desmante (Objetivo 2)). Estos resultados podrían ser interpretados como una aceleración del proceso de cambio. Sin embargo, la posibilidad que ofrece el análisis de intensidad para comparar tasas de cambio entre periodos de diferente duración muestra que durante el periodo 2001-2008 la tasa de cambios superó el umbral de la tasa uniforme (1.36), por lo que el cambio del primer periodo es relativamente rápido, mientras que el del segundo es relativamente lento con respecto a la velocidad que cabría esperar si la intensidad de los cambios se distribuyera

uniformemente durante los intervalos analizados (Figura 2.12). Estos resultados revelen una desaceleración en el proceso de transformación del paisaje durante el periodo 2008-2019 con respecto a 2001-2008, y enfatizan la utilidad de considerar la intensidad de los cambios, además de la cantidad de cambios totales, al momento de analizar la dinámica de cambios de una región.

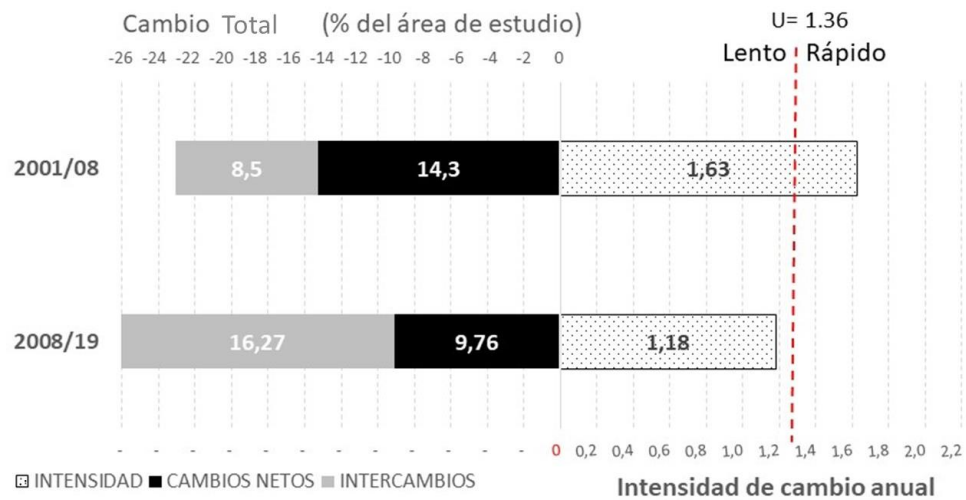


Figura 2.12 Análisis de intensidad de cambios a nivel de intervalo para los periodos 2001-2008 y 2008-2019. Hacia la izquierda se observan los cambios totales, distinguidos entre cambios netos e intercambios, y a la derecha la intensidad de cambio anual. La línea vertical representa la tasa de cambio anual uniforme.

### 2.3.3.2 Nivel de categorías

El *Bosque Seco* es la única categoría que resultó inactiva respecto a las pérdidas y ganancias en ambos periodos (Figura 2.13). En todos los casos las ganancias del *Bosque Seco* fueron casi nulas, mientras que las pérdidas registran los porcentajes más altos. Esta categoría es inactiva de acuerdo a las tasas de intensidad, por tratarse de la cobertura de mayor extensión de la región, y de mayor porcentaje de persistencias. La presencia de esta gran categoría inactiva hace más evidentes las intensidades de cambio activas de las categorías restantes, lo que resulta de utilidad en el estudio de las dinámicas de uso.

Aunque la intensidad de los cambios por categoría no fue igual en ambos periodos, todas ellas mostraron un patrón de comportamiento similar, por lo que se consideran estables y estacionarias con respecto a su estado de ser inactivas o activas en ambos periodos de tiempo.

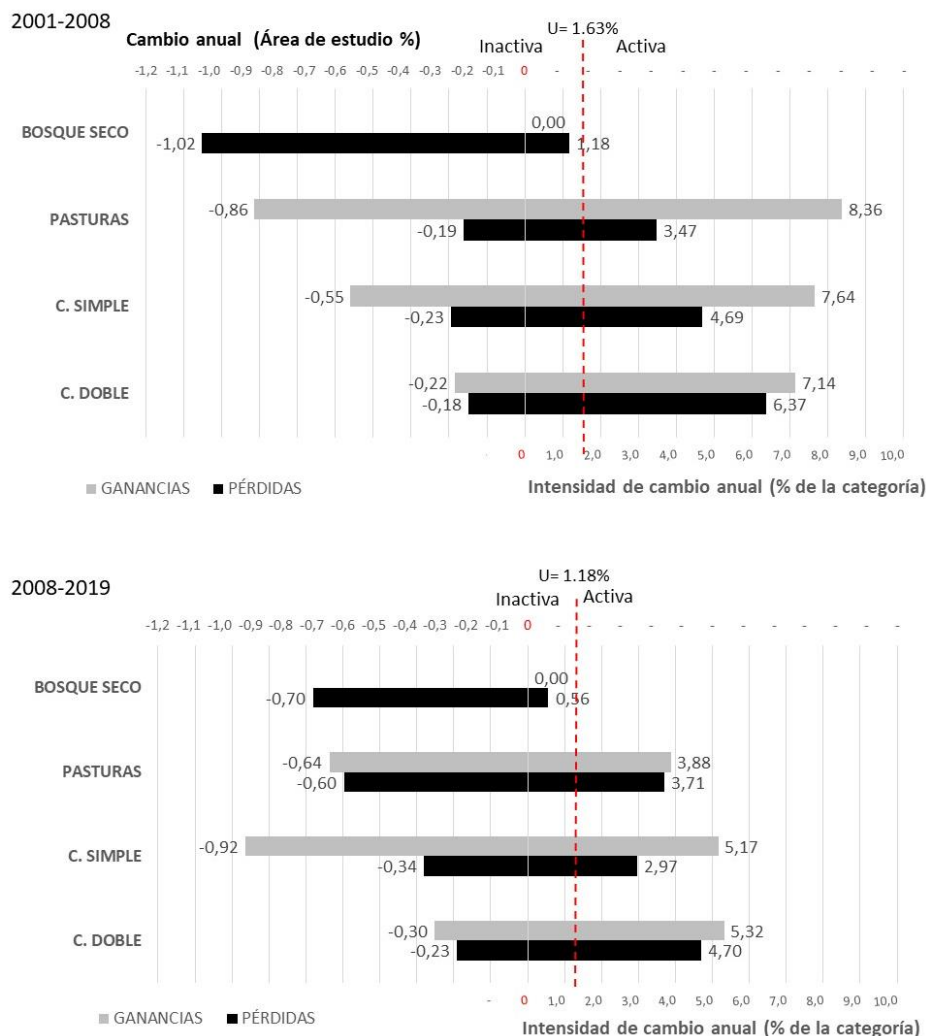


Figura 2.13. Análisis de intensidad de pérdidas (negro) y ganancias (gris) por categorías para los periodos 2001-2008 y 2008-2019. Hacia la izquierda: cambios anuales, en porcentaje del área de estudio y a la derecha tasas de intensidad de cambio anuales, en porcentaje de cada categoría. La línea vertical representa la tasa de cambio anual uniforme.

Las categorías *Pasturas*, *Cultivos Simples* y *Cultivos Dobles* son activas ganadoras y perdedoras. Todas ellas mostraron un comportamiento estacionario, donde la intensidad de las ganancias resultó siempre superior a las pérdidas. No obstante, se observaron

diferencias en la importancia relativa de las intensidades entre periodos. En el periodo 2001-2008 se observó un gradiente respecto a las ganancias que disminuye progresivamente desde la categoría *Pasturas*, hasta la de *Cultivos Dobles*, mientras que las pérdidas mostraron el gradiente inverso (Figura 2.13). Contrariamente, en el segundo periodo la intensidad de las ganancias mostró un patrón ascendente desde la categoría *Pasturas* hasta los *Cultivos Doble*, mientras que la intensidad de las pérdidas mostró la relación inversa, a excepción de la categoría *Cultivos Dobles*, que registró la mayor intensidad de pérdidas por categoría en ese periodo (Figura 2.13).

La mayor actividad respecto a las ganancias se observó en el primer periodo para la categoría *Pasturas*, mientras que las pérdidas más intensas se observaron en la categoría *Cultivos Dobles*. En el segundo periodo se produce una desaceleración se los cambios de la categoría *Pasturas*, acompañada por el incremento de tasas de las demás categorías, particularmente la de *Cultivos Dobles*, que alcanza las mayores intensidades tanto de las ganancias como de las pérdidas durante 2008-2019.

### 2.3.3.3 Nivel de transiciones

Si bien durante el análisis realizado en el apartado 2.3.1, la categoría *Pasturas* resultó ser la principal cobertura del suelo post-desmonte, también ha sido demostrado que esa categoría ocupó mayor extensión que los *Cultivos Simples* y los *Cultivos Dobles* en el tiempo inicial (Figura 2.7), por lo que las tasas de transición más elevadas podrían resultar una consecuencia de una mayor superficie disponible para el cambio. Sin embargo, el análisis de intensidad permite despejar estas incertidumbres para errores de interpretación de los resultados.

El nivel de transiciones del análisis de intensidad demostró que las pérdidas del *Bosque Seco* fueron mayores hacia los *Pasturas*, seguida por los *Cultivos Simples* y, finalmente, por los *Cultivos Dobles* (Figura 2.14, a). En el gráfico, la barra de intensidad de la pérdida ( $Q_{tmj}$ ) hacia la categoría *Pasturas* es la única que se extiende a la derecha de la línea uniforme ( $V_{tm}$ ), indicando que la intensidad de la pérdida es superior a la esperada por proporción al tamaño de la categoría, lo que significa que el *Bosque Seco* es convertido sistemáticamente a *Pasturas* en las diferentes escalas temporales analizadas.

Ambos periodos (2001-2008 y 2008-2019) mostraron un patrón de intensidad similar, en el que las pérdidas de *Bosque Seco* son sistemáticamente dirigidas hacia las *Pasturas*. Esta información apoya los resultados previos que indican que las *Pasturas* son el principal uso del suelo posterior a la deforestación en la región. Por el contrario, el *Bosque Seco* cambia hacia las categorías *Cultivos Simples* y los *Cultivos Dobles* en una proporción menor a la esperada según su extensión, lo que indica que estas transiciones serían sistemáticamente evitadas (Figura 2.14, a). El comportamiento de las pérdidas del *Bosque Seco* fue similar en las diferentes escalas de tiempo. Sin embargo, durante el período 2001-2008 se registraron pérdidas más intensas, que triplicaron los valores del segundo período, confirmando una importante desaceleración de la deforestación durante 2008-2019.

Con respecto a las *Pasturas*, el análisis de intensidad de transición indica que las transiciones no son uniformes, sino que cuando las *Pasturas* pierden área de cobertura, existe una trayectoria sistemática hacia las categorías de *Cultivos Simples* y *Cultivos Dobles*. Las pérdidas de *Pasturas* fueron más intensas hacia los *Cultivos Simples* que hacia los *Cultivos Dobles*, especialmente en el periodo 2008-2019 (Figura 2.14, b). Por el contrario, la intensidad de las pérdidas de la categoría *Pasturas* hacia el *Bosque Seco*

son casi nulas a lo largo de las diferentes escalas temporales, lo que significa que esta transición evitada tiene un comportamiento estacionario.

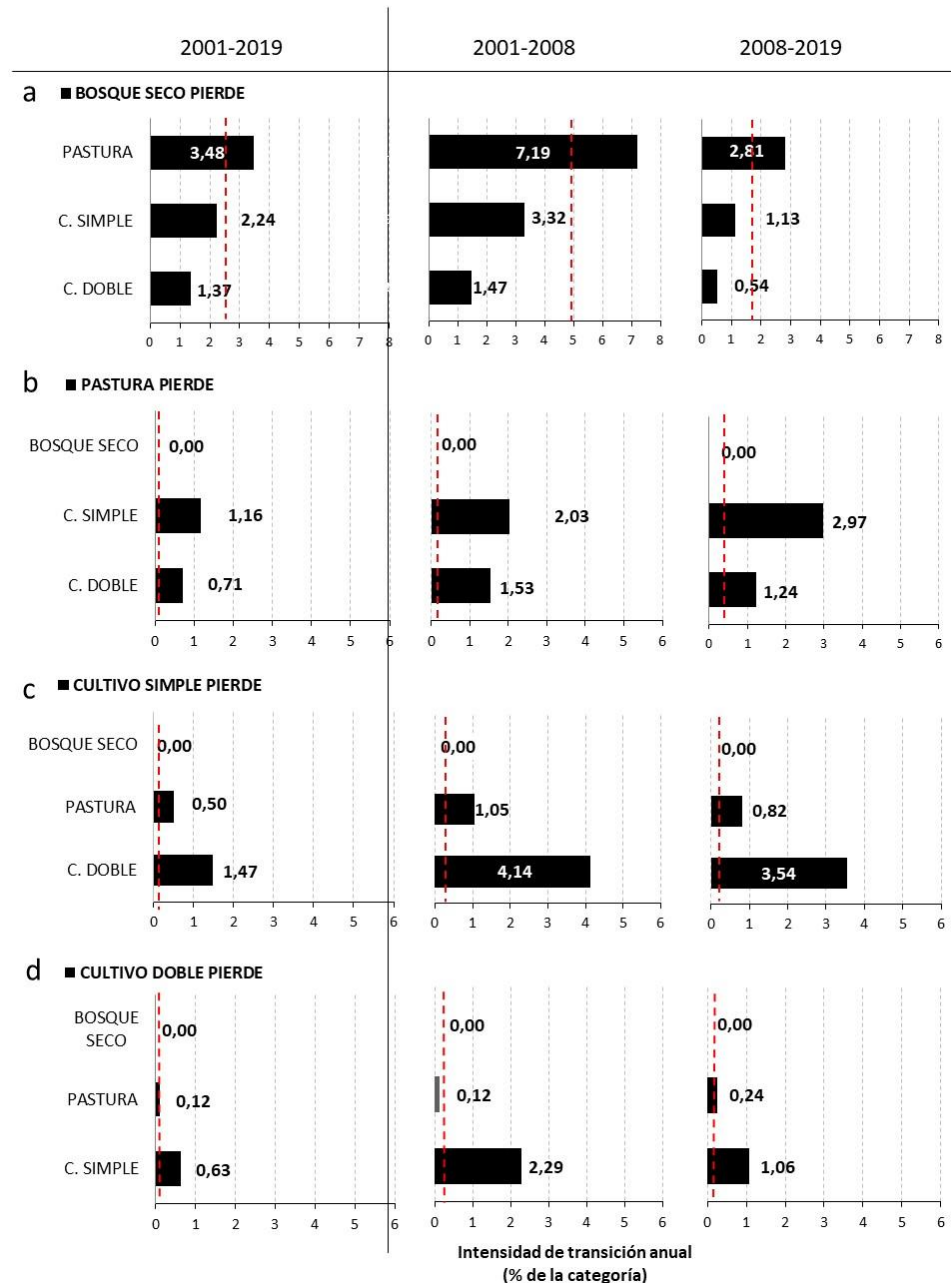


Figura 2.14. Análisis de intensidad de las pérdidas por periodos: 2001-2019, 2001-2008 y 2008-2019. Las barras horizontales muestran las tasas de intensidad de pérdidas anuales de la categoría  $m$  a las restantes categorías  $j$  ( $Q_{tmj}$ ). La línea vertical discontinua indica la tasa de cambio anual uniforme ( $V_{tm}$ ). a) Pérdida de *Bosque Seco*, b) Pérdida de *Pasturas*, c) Pérdida de *Cultivos Simples* y d) Pérdida de *Cultivos Dobles*.



El análisis también muestra que siempre que los *Cultivos Simples* pierden, lo hacen de forma más intensa hacia los *Cultivos Dobles* que hacia cualquier otra cobertura del suelo (Figura 2.14, c). Las pérdidas de *Cultivos Simples* transicionan más intensamente que lo esperado si lo hicieran proporcionalmente al tamaño de las categorías *Cultivos Dobles* y *Pasturas*. Sin embargo, la intensidad hacia los *Cultivos Dobles* supera más de tres veces la registrada hacia las *Pasturas*. Por el contrario, no se registran pérdidas de *Cultivos Simples* hacia el *Bosque Seco*. En el análisis por períodos, la intensidad de las pérdidas fue mayor en el primer período que en el segundo. Sin embargo, el comportamiento es estacionario al considerar diferentes escalas temporales, aunque la intensidad de pérdidas es menor cuando el análisis considera periodos más largos (Figura 2.14, c).

Por último, el análisis de la intensidad reveló que siempre que los *Cultivos Dobles* pierden, lo hacen de forma más intensa hacia los *Cultivos Simples* que hacia cualquier otra cobertura del suelo (Figura 2.14, d). La tasa de cambio fue más rápida durante el primer período, mostrando un proceso de desaceleración a lo largo de los años. Hubo transiciones sistemáticas entre los *Cultivos Dobles* y los *Cultivos Simples*, ya que ambos pierden sistemáticamente entre sí. Este resultado respalda las altas tasas de intercambio entre los sistemas de *Cultivo Simple* y *Cultivo Doble* observadas en las matrices de transición. El análisis de la intensidad de los *Cultivos Dobles* también mostró que las pérdidas hacia el *Bosque Seco* fueron menos intensas que las tasas de cambio anuales uniformes, lo que indicaría una transición evitada. Esta situación también se observó con respecto a las pérdidas de los *Cultivos Dobles* hacia *Pasturas*, aunque únicamente durante el periodo 2001-2008, por lo que esta última transición no sería estacionaria.

En términos generales, aunque las tasas de cambio variaron según la escala de análisis, el análisis de intensidad de las transiciones por categoría mostró un patrón de

comportamiento estable en cuanto a su condición de ser transiciones objetivo o evitadas por las restantes coberturas del suelo a lo largo de las diferentes escalas temporales.

## 2.4 Discusión

### 2.4.1 *Principal uso del suelo posterior al desmonte*

Al focalizar el análisis a la fase inicial de la transformación del paisaje, caracterizada por el cambio de una cobertura natural a una cobertura antrópica, se evidencia que la implantación de pasturas fue el principal uso del suelo inmediatamente posterior al desmonte en el Chaco semiárido del NOA durante los últimos 20 años. Esto denota su rol preponderante como causa próxima o directa del proceso de deforestación en la región, siendo ese rol cada vez más relevante a medida que la deforestación se expande sobre áreas con limitaciones ambientales para la agricultura.

Este resultado contrasta con investigaciones previas que apuntaban a los cultivos anuales como la principal causa próxima de la transformación del paisaje en el Chaco Seco (Grau et al. 2005a, 2005b; Grau et al. 2008; Gasparri y Grau, 2009). No obstante, concuerda con estudios más recientes que resaltan una mayor contribución de las pasturas en la deforestación (Gasparri et al. 2013; Gasparri y le Polain de Waroux, 2015; Graesser et al. 2015; Baumann et al. 2017; Piquer Rodríguez et al. 2018; Mapbiomas, 2020), aunque en algunos casos el acuerdo es parcial (Fehlenberg, 2017). Además, aporta evidencia empírica que respalda la hipótesis de expansión “Tsunami”, que plantea un avance de la frontera agropecuaria con movimiento en forma de pinza desde las regiones este y oeste más húmedos del área de estudio hacia la zona central más seca, donde la ganadería actúa como la principal causa próxima de deforestación, generando nuevas incisiones en la matriz de paisaje natural (Volante 2014).

Por otro lado, estos resultados también concuerdan con informes oficiales de los gobiernos provinciales de las dos provincias con las tasas de deforestación más altas (Salta y Santiago del Estero). Estos informes indican una mayor proporción de permisos de cambio de uso del suelo otorgados con fines de producción de pasturas en comparación con los otorgados para fines agrícolas (57% del área para pasturas y 17% para cultivos anuales en Salta, y 62% y 38% en Santiago del Estero, respectivamente). Sin embargo, una comparación entre la información oficial y la obtenida a partir de los mapas de cambio reveló importantes diferencias en términos del área a la que se concedieron permisos de cambios de uso del suelo y el área de cambios observados en el terreno. El área con permisos de cambio de uso del suelo representó menos de 20% del total de superficie transformada. Esta discrepancia confirma la gran proporción de desmontes ilegales documentados en estudios previos (MAyDS, 2018; Vallejos et al. 2021; Magliocca et al. 2022; Blum et al. 2022), y subraya la deficiencia de un sistema de control y monitoreo debilitado (Camba Sans et al. 2018; Volante y Seghezzi, 2018; FARN, 2019a; Salas Barboza et al. 2019).

#### ***2.4.2 Dinámica del uso del suelo post-desmante***

Un análisis más profundo del proceso de transformación que consideró además de la fase inicial, la dinámica de cambios de uso del suelo posterior proporcionó nuevos conocimientos acerca de los patrones espacio-temporales de cambio del uso del suelo. El análisis de cambios posteriores al desmante brindó evidencia empírica de la interacción entre pasturas y cultivos anuales al conformar un complejo sinérgico de causas de la deforestación. En este proceso, la agricultura parece ejercer un rol de causa subyacente ligado a la economía regional, mientras que las pasturas tienen un rol preponderante como

causa próxima al ser el principal uso inmediato post-deforestación (Gasparri et al. 2013; Volante, 2014; Gasparri y le Polain de Waroux, 2015).

El análisis reveló que la dinámica de uso del suelo post-deforestación sigue un patrón espacio-temporal sistemático que sugiere que la transformación del Chaco semiárido del NOA abarca tres fases secuenciales. Primero, la incorporación de nuevas tierras para la implantación de pasturas a través de los desmontes del *Bosque Seco* (Expansión); segundo, la sustitución de las pasturas por cultivos anuales (Reemplazo); y tercero, la sustitución del sistema de cultivos simples por sistemas de doble cultivo siempre que sea factible (Intensificación) (Figura 2.15).

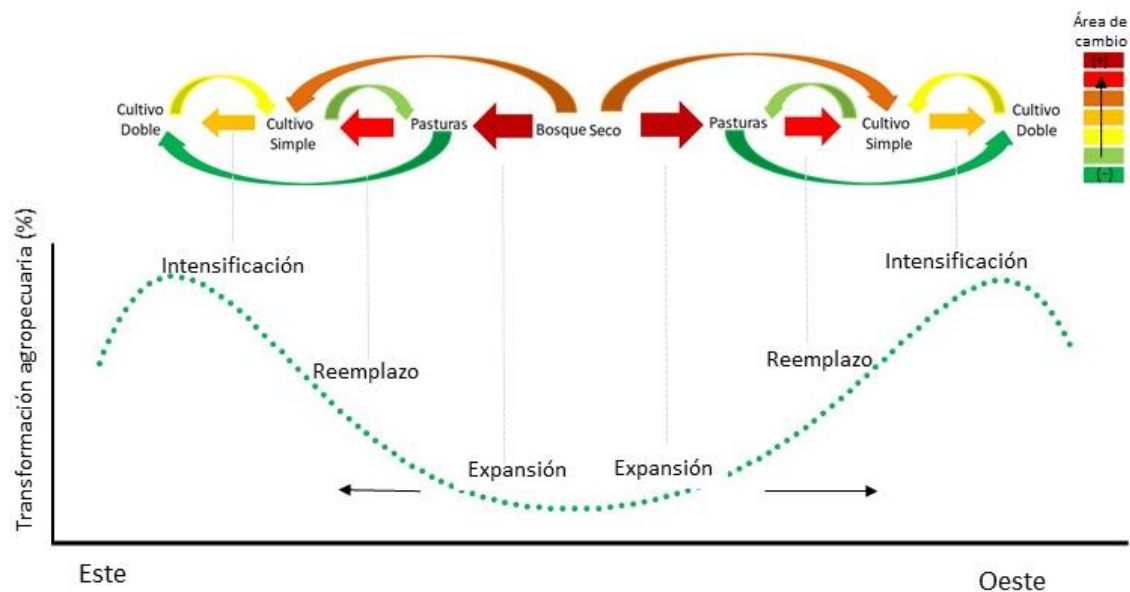


Figura 2.15. Esquema conceptual del proceso de cambios de uso del suelo en el Chaco semiárido del NOA, a lo largo de una línea imaginaria que corta transversalmente la región en sentido Este-Oeste. Las flechas indican el movimiento de avance de la frontera agropecuaria, en el que se producen tres procesos secuenciales de cambio, con creciente grado de transformación del paisaje: inicia con la **expansión** de nuevas tierras mediante desmontes del bosque seco para implantación de pasturas, seguido por el **reemplazo** de las pasturas por cultivos anuales, y la posterior **intensificación** de los sistemas de cultivo.

Las transiciones de uso del suelo mostraron una distribución espacial en la que los cultivos anuales desplazan a las pasturas hacia las zonas más secas. En las regiones más

húmedas, la alta tasa de intercambios entre *Cultivos Simples* y *Cultivos Dobles* puede reflejar cambios en la toma de decisiones a una escala más fina, fuertemente influenciados por (des)incentivos a nivel macro, tales como los precios de mercado favorables y las condiciones meteorológicas (Luning, 1984). En el Chaco semiárido, la capacidad de los productores para contrarrestar las limitaciones medioambientales es todavía limitada, por lo que la posibilidad de producir *Cultivos Dobles* depende más fuertemente de las condiciones ambientales, muy variables en el tiempo, que de las prácticas de manejo (Jouve, 2006).

Estos resultados respaldan con pruebas empíricas lo sugerido en estudios previos, en los que la producción de pasturas no se considera simplemente como un uso alternativo de la tierra que compite con los cultivos anuales, sino como parte de un motor de interacción compleja en donde los cultivos anuales actúan como una fuerza indirecta que empuja a las pasturas a crear nuevas áreas deforestadas que luego serán utilizadas como tierras de cultivo (Gasparri et al. 2013; Volante, 2014; Gasparri y Le Polain de Waroux, 2015). Asimismo, concuerda con el planteo de fases de transformación sugerido por Gasparri y Le Polain de Waroux (2015), en donde se describe una etapa de **amplificación** cuando se produce una mayor pérdida del bosque hacia las pasturas que hacia la agricultura (planteada en este capítulo como fase de *expansión*), y una etapa de **intensificación** cuando se producen mayores transiciones de pastura a agricultura que de bosques a pasturas (aquí planteada como la fase de *reemplazo*).

El cambio de pasturas a cultivos anuales es generalmente motivado por incrementos de precios o por diferencias de rentabilidad con la ganadería. En el Chaco semiárido del NOA, las tierras marginales o con condiciones ambientales más alejadas del óptimo son más baratas (Mónaco et al. 2020; Magliocca et al. 2022). A su vez, la conversión del

bosque a pasturas suele requerir una inversión de capital menor que la conversión a tierras de cultivo. Por lo tanto, los cultivos suelen realizarse sobre áreas previamente ocupadas por pasturas, alejadas de la frontera de deforestación y más cercanas a los mercados, lo que lleva a los ganaderos a desplazarse hacia áreas más remotas y secas (Gasparri et al. 2013; Volante, 2014; Gasparri y Le Polain de Waroux, 2015). En consecuencia, el impacto de los cultivos anuales sobre la deforestación no debe ser medido únicamente por su influencia como causa próxima de la deforestación (sensu Geist y Lambin, 2002) a nivel de parcela, sino más bien en términos de la economía regional (o macroeconomía), de manera indirecta y diferida en el tiempo.

#### 2.4.3 *Análisis multiescalar del cambio del uso del suelo*

La base de datos con información a nivel de parcelas validada por datos de campo y conocimiento experto territorial permitió obtener información útil sobre la dinámica de los cambios de uso del suelo post-deforestación de una región de gran heterogeneidad ambiental y de manejo. La transformación del paisaje representa un proceso relativamente lento en comparación con otros disturbios (Dale et al. 2000) y está muy relacionada al contexto global y local en el que se produce, especialmente ligados a las condiciones agroindustriales y cuestiones normativas (FAOSTAT, 2013), por lo que es necesario contar con información de un número representativo de años para poder estudiar su dinámica. Este análisis mostró que el proceso de cambios no fue constante a lo largo de los años utilizando un enfoque de análisis multiescalar que abarcó desde escalas temporales anuales, muy variables entre sí, hasta el periodo 2001-2019, donde los cambios generados por situaciones sociopolíticas o económicas puntuales quedan encubiertos.

De acuerdo al análisis de intensidad, la pérdida del *Bosque Seco* disminuyó entre los periodos 2001-2008 y 2008-2019, lo que podría sugerir una desaceleración en el proceso de deforestación. Tal desaceleración podría interpretarse como un efecto de la Ley de Bosques Nativos, sin embargo, el análisis a escala anual mostró que la disminución progresiva de la deforestación comenzó unos años antes de su aplicación, en consonancia con los resultados obtenidos por Volante y Seghezzeo (2018). Estos resultados enfatizan la importancia del análisis multiescalar como herramienta para la toma de decisiones, al brindar información de mayor detalle sobre el proceso de cambio del uso del suelo. A su vez, ratifican la necesidad de mayores análisis para determinar el éxito de la aplicación de la Ley Forestal (Graesser et al. 2015; Volante et al. 2016; Volante y Seghezzeo, 2018; Nolte et al. 2018; Aguiar et al. 2018), distinguiendo su eficacia de otras posibles causas de la disminución de las tasas de deforestación, como la desaceleración económica mundial (FAOSTAT, 2013) o las condiciones ambientales.

Por su parte, el análisis espacial mostró patrones de distribución heterogéneo de cambios de uso del suelo, fuertemente relacionados con las condiciones ambientales (precipitaciones). Esto se alinea a lo planteado por Aguiar et al. (2022), que subrayaron la importancia de las limitaciones biofísicas como factores determinantes de la localización de la deforestación. No obstante, los cambios en el uso del suelo también están fuertemente determinados por el factor humano -desde el agricultor, hasta los responsables políticos- (Luning, 1984; Baldi et al. 2015; Gasparri y Le Polain de Waroux, 2015; Le Polain de Waroux et al. 2018). Algunos efectos de ello se evidencian en los patrones diferenciales de cambio de uso del suelo entre provincias, que pueden indicar diferencias relacionadas con las leyes regionales de gestión de los recursos naturales, los marcos políticos de conservación o producción, o la integración con factores del mercado

global que afectan a las economías provinciales, entre otros muchos factores (Luning, 1984; Gasparri et al. 2013).

Este capítulo realizó contribuciones conceptuales y metodológicas a la comprensión del proceso de transformación del suelo en el Chaco semiárido del NOA: (A) al evaluar los cambios con un enfoque de multiesca espacial y temporal; (B) al diferenciar usos del suelo post-deforestación, en base a información de campo, distinguiendo *Cultivos Dobles* de *Cultivos Simples*; (C) al realizar el seguimiento detallado de la secuencia de uso del suelo a una resolución de parcela con datos anuales; (D) al evaluar tanto la magnitud como la dirección de los cambios de uso del suelo, para cuantificar e identificar la ocurrencia de transiciones sistemáticas; y (E) al combinar la capacidad de los sensores remotos para capturar datos a gran escala con las observaciones detalladas realizadas en el terreno, potenciando la capacidad de análisis y de comprensión del proceso de transformación al mejorar la precisión de los resultados obtenidos, otorgando mayor robustez y confiabilidad a la investigación; y (F) al considerar un desfase temporal para evaluar la influencia de las pasturas y los cultivos anuales en el proceso de deforestación, en consonancia con los enfoques propuestos en investigaciones previas llevadas a cabo en la región (Gasparri et al. 2013; Volante, 2014; Gasparri y Le Polain de Waroux, 2015).

Respecto a las limitaciones, es necesario tener en cuenta algunas cuestiones relacionadas con la precisión de la clasificación de los mapas de coberturas y los supuestos asumidos, a la hora de interpretar los resultados. La determinación del área de pasturas realizadas en esta tesis se basó en la información provista por los puntos de control de campo relevados en las campañas de verano e invierno, en combinación con un criterio que consideró como parcelas de pasturas a las áreas desmontadas en las que no se detectaron cultivos durante un periodo de al menos 3 años. En futuras investigaciones, se recomienda refinar el



enfoque de clasificación de coberturas para lograr una mayor precisión y especificidad. Esto contribuiría a una comprensión más precisa del uso de la tierra y permitiría obtener resultados más robustos, mejorando así la calidad de la investigación y su aplicabilidad. Por otro lado, la extensión geográfica del área de estudio impide la evaluación de posibles desplazamientos de cambios de uso del suelo a otras regiones (cambios de uso del suelo remotos). Además, es muy difícil considerar la complejidad real del paisaje, sus aspectos legales o los relacionados con la gestión y tenencias de las tierras, por lo que no se tienen en cuenta algunos factores socioculturales importantes. Incluir dichos factores permitiría fortalecer las explicaciones causales de los cambios, y extraer lecciones relevantes para el diseño de políticas y el desarrollo de teorías en relación con los procesos de la tierra y los sistemas socioecológicos (Meyfroidt, 2016).

#### ***2.4.4 Implicancias para la planificación territorial***

La información que surge de este estudio tiene implicancias en la planificación del uso del suelo al brindar una comprensión más profunda del proceso de transformación de la región y de sus posibles impactos. Además, la dependencia de los resultados a la escala de análisis resalta la importancia del enfoque multiescala para planificar y gestionar eficazmente el uso del suelo, como ha sido señalado por Lambin et al. (2001) y Verburg et al. (2007).

Los resultados obtenidos demostraron la importancia de considerar la dinámica de cambios que ocurren tras los desmontes. Los patrones de cambio del Chaco semiárido del NOA de los últimos 20 años describieron un proceso de cambio sistemático de usos del suelo donde la mayoría de los establecimientos originalmente destinados a pasturas cambiaron de uso hacia agricultura luego de unos pocos años. El conocimiento deficiente

de esta dinámica de cambios puede llevar al diseño de normativas poco efectivas para regular la transformación del paisaje. Por ejemplo, considerar exclusivamente el papel de la agricultura como causa próxima de la deforestación, subestimando su rol como causa indirecta al reemplazar a las pasturas, puede llevar al desarrollo de políticas de protección de los bosques que resultan efectivas para disuadir la producción de cultivos, pero que, a su vez, también facilitan la transformación hacia otras actividades como la producción de pasturas (Le Polain de Waroux et al. 2016) o la conversión de pastizales (Grau et al. 2015). Esta situación pudo inducir a un proceso en el que inicialmente se soliciten permisos de desmonte para la producción de pasturas que luego, acaban siendo utilizados para actividades agrícolas unos años después, incluso en zonas consideradas subóptimas para la producción de cultivos.

Considerar esta información resulta fundamental al momento de conceder permisos de deforestación para nuevas áreas de producción destinadas a pasturas, ya que sugiere que cualquier apertura del paisaje podría desencadenar procesos posteriores de transformación. Y éstos, a su vez, podrían dar lugar a transformaciones aún mayores (Volante et al. 2016). Esto es especialmente cierto, teniendo en cuenta que, a diferencia de los cultivos anuales, las diversas pasturas megatérmicas disponibles tienen menos restricciones ambientales para su producción (Volante et al. 2006; Gasparri et al. 2013; Volante, 2014; Mónaco et al. 2020). Debido a su gran potencial de expansión, la deforestación para implantación de pasturas adquiere gran relevancia en la Región Chaqueña (Houspanossian et al. 2016), por lo que debe ser cuidadosamente supervisada y regulada, prestando especial atención al contexto económico, debido al importante papel que cumple como impulsor de la deforestación (Piquer Rodríguez et al. 2018).

Este estudio también destaca la necesidad de reforzar los sistemas de monitoreo, ya que las políticas diseñadas para reducir los efectos de la deforestación pueden resultar insuficientes si no incluyen restricciones y monitoreo en los cambios en el uso del suelo posterior a la deforestación. La falta de seguimiento imposibilita el control necesario para garantizar que los permisos concedidos cumplan con los planes de gestión originales, por lo que actividades como la producción de pasturas o incluso la de tala selectiva podrían representar un proceso de deforestación diferida para fines agrícolas. Además, la ausencia de control puede fomentar la deforestación ilegal y causar daños irreversibles, ya que una vez que el paisaje natural es transformado, tanto su estructura como sus funciones se ven fuertemente alterados (Amdan et al. 2013; Villarino et al. 2017; Baldassini y Paruelo, 2020; Barral et al. 2020; Houspanossian et al. 2023).

En el Chaco semiárido del NOA, el deficiente monitoreo de la transformación del paisaje y la falta de incentivos de las políticas de uso del suelo hacia producciones alternativas resultan preocupantes. Esta situación expone una visión muy reducida de lo que el Estado podría hacer en materia de políticas que conduzcan a producciones más sustentables (Baumann et al. 2016). Como consecuencia, los cambios en el uso del suelo responden más a las condiciones del mercado que a las propias regulaciones del Estado.

Por último, este estudio también resalta la importancia del conocimiento detallado del uso del suelo y su dinámica temporal en la planificación, destacando el papel de la teledetección al brindar un rápido y eficiente acceso a la información. Esta capacidad la convierte en una herramienta de gran utilidad para los sistemas de alerta temprana, al permitir el monitoreo de los recursos naturales y de los cambios de uso del suelo para detectar, prevenir o sancionar oportunamente situaciones no deseadas.

## 2.5 Conclusiones

La ganadería y la agricultura conforman un complejo sinérgico de causas de la deforestación en la región. Mientras que la agricultura parece jugar un rol subyacente como una causa relacionada con la economía regional, la implantación de pasturas asume un rol preponderante como causa próxima al ser el principal uso inmediato post-deforestación. Este rol gana importancia a medida que la deforestación se expande sobre áreas con limitaciones ambientales para la agricultura.

La integración la agricultura y la ganadería se refleja en los resultados de la dinámica de usos posteriores al desmonte. Este análisis reveló un patrón espacial y temporal con una dirección sistemática en la cual los cultivos anuales desplazan a las pasturas hacia áreas más secas, siendo luego reemplazados por tierras de cultivo. De acuerdo con este proceso, la expansión de nuevos desmontes con permisos para producción de pasturas conlleva a una mayor transformación al desencadenar procesos posteriores de reemplazo e intensificación en el uso del suelo.

El estudio de los patrones de transición permite una comprensión de la transformación del suelo en la región. La información obtenida puede utilizarse para prever futuros patrones de uso del suelo, evaluar sus posibles impactos y diseñar políticas de planificación más efectivas, ya que la falta de control y penalización de los cambios de uso del suelo puede catalizar la deforestación ilegal e iniciar procesos con impactos socioambientales irreversibles.

## Capítulo 3

### Caracterización de la historia de uso agropecuario

### 3. **CARACTERIZACIÓN DE LA HISTORIA DE USO AGROPECUARIA**

#### 3.1 Introducción

El impacto de las actividades humanas en zonas áridas y semiáridas ha aumentado en las últimas décadas, como consecuencia del crecimiento poblacional y el avance de las fronteras agropecuarias (Evans y Geerken, 2004). Las actividades agropecuarias pueden inducir procesos de degradación, y una disminución de la productividad biológica y económica de un lugar como resultado de procesos erosivos, salinización, compactación, pérdida de fertilidad del suelo o de biodiversidad, entre otros (Stohlgren et al. 1998; Sarandón y Flores, 2014). Una mayor concientización sobre las amenazas de la degradación y la voluntad de combatirla exigen aumentar el nivel de conocimiento de sus posibles causas para poder adoptar medidas de mitigación más eficaces y sostenibles (Evans y Greerken, 2004). En este sentido, la caracterización y monitoreo de las actividades agropecuarias es clave para evaluar si generan algún grado de degradación y, de acuerdo a ello, incorporar estrategias de manejo que reduzcan o reviertan los procesos degradatorios (De Sy et al. 2019).

Numerosos atributos resultan importantes en la caracterización de los agroecosistemas, ya que la influencia de los cambios producidos en un sistema se evidencia a diferentes escalas temporales, y varía según el tipo de cubierta alterada (Volante et al. 2012), el tipo de agricultura que se practique (Sarandón y Flores, 2014), la extensión y el tiempo de perturbación al que se ve expuesto el sistema, entre otros factores (Pielke et al. 2007). Además, el mismo tipo de cobertura o uso puede generar impactos muy diversos sobre el paisaje, dependiendo de factores como el manejo (Paruelo et al. 2016). La información que hace referencia al desarrollo de un sistema en el tiempo se conoce como *historia de uso*, y algunos aspectos importantes que la describen además del tipo de actividad, son el

sistema de rotación de cultivos y la frecuencia de uso. La *rotación* de cultivos es una práctica de manejo que implica una sucesión recurrente y regular de cultivos en el mismo espacio productivo (parcela) en el tiempo. Una rotación diversificada, es decir, conformada por diferentes cultivos, es una práctica muy recomendada porque incrementa la fertilidad del suelo al aumentar el contenido de materia orgánica y de actividad biológica, mejorar la retención hídrica y el balance de nutrientes, mejorar la estructura del suelo, y disminuir la compactación y la erosión (Karlen et al. 2006; Caride et al. 2012; Duval et al. 2016; Pérez Brandán et al. 2016; Villarino et al. 2017). Además, ayuda al control biológico de plagas, malezas y enfermedades, entre otros beneficios (Aon et al. 2001; Sanzano y Fadda, 2006; Karlen et al. 2006; Casas y Damiano, 2019). No obstante, puede implicar mayores costos de implementación por requerir manejos diferenciados según las necesidades de los cultivos que participen. En contraste, la repetición de un mismo cultivo a lo largo del tiempo es una práctica conocida como monocultivo. Si bien el monocultivo presenta grandes ventajas económicas en cuanto al manejo del sistema, está usualmente asociado a problemas de degradación de los sistemas como la pérdida de biodiversidad, el aumento de la compactación y la erosión, la pérdida de fertilidad físico-química-biológica del suelo (Casas, 1998; Liu y Herbert 2002; Micucci y Taboada, 2006; Quiroga et al. 2016; Fernández et al. 2019), que producen una disminución del potencial productivo en el mediano y largo plazo (Sanzano y Fadda, 2006; Casas y Damiano, 2019). Por otro lado, la *frecuencia de uso* hace referencia a la cantidad de veces que la parcela es utilizada a lo largo del tiempo. La intensificación es frecuentemente asociada a efectos negativos en el ambiente, ya que los suelos intensamente utilizados tienen más probabilidad de presentar rasgos de degradación y/o compactación, usualmente asociados a la elevada cantidad de agroquímicos utilizados y al mayor ingreso de maquinaria pesada, entre otras causas. Numerosos trabajos ponen en evidencia los efectos que la

intensificación agrícola producen sobre la energía del sistema (de Souza et al. 2011; Houspanossian et al. 2017) la dinámica del carbono y la productividad (Lal, 2004, 2007; Yan et al. 2009; Baldassini y Paruelo, 2020) la biodiversidad (Mastrangelo y Gavin, 2014), los ciclos biogeoquímicos (Lal, 2004; 2007; Foley et al. 2005), hidrológicos (Jobbâgy et al. 2008, Amdan et al. 2013; Houspanossian et al. 2023), la temperatura del suelo (Ge, 2010), del aire y el clima (Foley et al. 2005; Alcaráz Segura et al. 2013). Asimismo, puede tener grandes implicancias en la economía social, la seguridad alimentaria y la sostenibilidad productiva de los sistemas (Yan et al. 2009).

Para reducir o evitar algunos de estos efectos, existen prácticas de manejo que se recomiendan de acuerdo a las condiciones singulares de cada territorio. Estas prácticas buscan obtener niveles aceptables de rendimiento y producción con bajos impactos ambientales en el sistema, mediante el uso de diferentes tecnologías que permiten un uso más sustentable y eficiente de los recursos naturales (Pretty, 2008; Pretty y Bharucha, 2014; Arzeno, 2016; Casas y Damiano, 2019). El objetivo último de las guías de buenas prácticas agropecuarias es la generación de paisajes multifuncionales y producciones sostenibles. En ellas, los paisajes se consideran sistemas integrales (territorios), que ubican al uso del suelo como punto central de la relación entre el hombre y la naturaleza, y que debe ser gestionado de manera eficiente para preservar y/o restaurar los servicios de los ecosistemas (Arzeno, 2016; Casas y Damiano, 2019).

### 3.1.1 *Sistemas de producción del Chaco semiárido del NOA*

Los agroecosistemas del chaco semiárido se desarrollan en entornos sociales y climáticos muy diversos (Baldi et al. 2015; Le Polain de Waroux et al. 2018), pero existen ciertos factores comunes. La mayor parte de los emprendimientos ganaderos, y especialmente



los empresariales, surgió del reemplazo del monte nativo por pasturas megatérmicas (Caruso et al. 2012). La especie dominante es Gatton panic (*Megathyrsus maximus*), (Ávila et al. 2014) y en menor medida Buffel grass (*Cenchrus ciliaris*), Grama rhodes (*Chloris gayana*) y diversas especies del género *Brachiaria*. Todas ellas poseen características adaptativas que facilitan su implantación en áreas con limitaciones ambientales (especialmente edáficas y pluviométricas), (Chiossone et al. 2014; Mónaco et al. 2020). La incorporación de estas gramíneas megatérmicas, de crecimiento estival y de alta productividad, marcó un antes y un después en el crecimiento y desarrollo de la ganadería chaqueña, convirtiéndose en la base alimenticia de los sistemas de producción de carne (Cornacchione y Reineri, 2008, Fernández et al. 2020), permitiendo aumentar la producción de ganado bovino (Fumagalli y Kunst, 2002) y la expansión a regiones consideradas previamente marginales (Chiossone et al. 2014; Mónaco et al. 2020). Sin embargo, el avance de la frontera agropecuaria afectó a la actividad ganadera al desplazarla hacia zonas donde el manejo de los recursos forestales y pastoriles es fundamental para la sostenibilidad ambiental y social de los sistemas productivos (Casas y Damiano, 2019). En muchos emprendimientos se realizan técnicas de rolado<sup>2</sup> y pastoreo controlado, donde existe un manejo racional del ganado de acuerdo a las posibilidades de receptividad ganadera de cada sitio, con el fin de no deteriorar los recursos forrajeros (Somovilla Lumbreras et al. 2019). Asimismo, los sistemas silvopastoriles constituyen

---

<sup>2</sup> Rolo hace referencia a una maquinaria con forma cilíndrica que gira acostada sobre el suelo, equipada en su periferia con cuchillas de disposición radial. Su objetivo es el abatimiento y eventual trozado de vegetación arbustiva y arbórea de diámetros limitados.

una buena alternativa para optimizar la utilización de los recursos naturales, aunque su implementación difiere fuertemente según la región (Peri et al. 2022).

Por otra parte, en los emprendimientos agrícolas, los principales cultivos extensivos de la región (soja, maíz y poroto), (Fehlenberg et al. 2017) son típicamente cultivados a secano y bajo prácticas de manejo de siembra directa (Casas y Damiano, 2019; Mónaco et al. 2020). El sistema de siembra directa adoptado desde principios de los 90, representó un importante avance hacia la conservación de los suelos. Este sistema fue ampliamente adoptado porque genera mayor estructura laminar del suelo debido a la falta de remoción y mejora la calidad de los suelos mediante el control de la erosión y el incremento de la materia orgánica del suelo asociado a la rotación de cultivos (Casas y Damiano, 2019). Otra práctica muy difundida en la región recomienda la rotación de cultivos, especialmente con inclusión de gramíneas como el maíz o el sorgo, de acuerdo a la textura del suelo y a la condición de degradación de los mismos. Según la información disponible del NOA, en los suelos de textura fina a gruesa con signos de degradación se recomienda una rotación de 33% de maíz o sorgo y 66% de soja o de poroto (Arzeno, 2016). La inclusión de rotación con maíz o sorgo produce numerosos efectos positivos en el suelo, ya que la abundancia de rastrojo con alta relación carbono/nitrógeno (C/N) incrementa el flujo de carbono, lo que aumenta la materia orgánica y la actividad biológica del suelo en las capas superficiales, aumenta la estabilidad estructural y la retención hídrica, lo que a su vez se traduce en una mayor fertilidad del suelo y de productividad de los cultivos (Arzeno, 2016; Casas y Damiano, 2019). Adicionalmente, estos efectos conducen a un menor riesgo productivo ante eventos anómalos como sequías, lo que contribuye a la resiliencia y sustentabilidad de los sistemas (Casas y Damiano, 2019).

A pesar de las numerosas ventajas mencionadas sobre la rotación de cultivos, la búsqueda de mayores réditos económicos, fuertemente influenciados por los precios internacionales de las commodities, impulsó a una menor adopción de esta práctica, lo que impacta negativamente sobre la calidad de los suelos y la sustentabilidad de los sistemas (Casas y Damiano, 2019). Sin embargo, la falta de un diagnóstico de la situación actual dificulta cualquier planificación de programas conservacionistas que permitan orientar los esfuerzos y los recursos más eficientemente. Existe una fuerte necesidad de información que dé cuenta del efecto que tienen las principales actividades agropecuarias de la región sobre el funcionamiento de los sistemas perturbados, y que permita identificar las áreas afectadas por la degradación. Esta información permitiría determinar las causas más probables del mal manejo que produce la degradación de dichos agroecosistemas, (tecnológicas, económicas, socioculturales, legales y políticas, entre otras) y que deben ser consideradas al momento de generar estrategias para superarla (Arzeno, 2016; De Sy et al. 2019).

### 3.1.2 *Uso de sensores remotos para la evaluación de la degradación*

Los sensores remotos han demostrado ser herramientas útiles para detectar cambios abruptos y graduales de la cobertura del suelo en grandes áreas (Verbesselt et al. 2010; Wessels et al. 2012; Higginbottom y Symeonakis, 2014; Cohen et al. 2018; de Marzo et al. 2021; Rafique et al. 2022). Especialmente durante la última década, los avances tecnológicos y la potencia computacional, junto con una mayor disponibilidad de datos de libre acceso, han posibilitado la realización de numerosos estudios que consideran diversos aspectos relacionados al estado y la degradación de los sistemas (Symeonakis, 2022). Estos suelen basarse en el análisis de los cambios en el uso y cobertura del suelo,

y en la descripción de la dinámica de las ganancias de carbono o de la productividad en el tiempo (Shelestov et al. 2021). Algunos de estos estudios lograron identificar áreas de cambio con tendencias negativas o positivas, interpretadas como una degradación o mejora en la productividad, mediante el uso de series temporales de índices de vegetación como el NDVI (Evans y Greerken, 2004; Pettorelli et al. 2005; Wessels et al. 2007; Verbesselt et al. 2010; Li et al. 2012; Texeira et al. 2015; 2019; Kennedy et al. 2018; de Marzo et al 2021; Shelestov et al. 2021). Dichas series temporales describen las curvas estacionales del NDVI y proporcionan información sistemática sobre su comportamiento en el tiempo, por lo que resultan muy útiles para caracterizar las ganancias de carbono y el funcionamiento de los ecosistemas.

El comportamiento de la cobertura del suelo ha sido ampliamente estudiado utilizando distintas resoluciones espectrales, espaciales y temporales (Symeonakis, 2022). Asimismo, el efecto de la historia de uso de los agroecosistemas sobre la producción primaria se puede evaluar utilizando aproximaciones metodológicas temporales y espaciales. El enfoque *temporal* requiere una comparación de la productividad de un agroecosistema determinado a lo largo del tiempo. El enfoque *espacial* se basa en la comparación entre diferentes agroecosistemas en un momento dado, o entre distintas edades de un mismo agroecosistema en un momento dado (o en ventanas temporales). Este tipo de aproximación es denominada comúnmente como de sustitución de "*espacio x tiempo*" y es frecuentemente utilizada en ciencias ambientales, basándose en el supuesto de que es posible identificar áreas que sirvan de referencia para la comparación (Volante, 2014).

A pesar de estos avances, aún existe una fuerte necesidad de caracterizar y localizar con precisión los sistemas agrícolas a nivel regional, cuya información es escasa y poco clara

para la mayoría de las regiones del mundo (Begué et al. 2015; 2018). Algunos mapas regionales más detallados, elaborados únicamente a partir de datos provenientes de teledetección, son considerados insuficientes para trazar un diagnóstico completo de los agroecosistemas (Verburg et al. 2009; Wessels et al. 2012). En otros casos, en donde se combina información satelital con estadísticas subnacionales, la limitación suele relacionarse a bajos niveles de detalle o extensión, y a deficiencias de calidad o de distribución geográfica de los datos estadísticos (Václavík et al. 2013). La dinámica de los agroecosistemas a nivel de parcelas está fuertemente influenciada por las condiciones biofísicas y también por los cambios espacio-temporales de la cobertura y uso del suelo inducidos por el hombre, como las prácticas de manejo (ej.: rotación de cultivos, siembra directa, la carga animal, etc.) (Stohlgren et al. 1998, Burkhard et al. 2012). Por tal motivo, para analizar los sistemas de uso del suelo se requiere la integración y el procesamiento de información detallada, difícilmente disponible para grandes áreas, y de la aplicación de métodos que permitan evaluar sus impactos en el espacio y el tiempo (Verburg et al. 2009). Adicionalmente, los efectos de las prácticas de manejo sobre la dinámica del sistema son más difíciles de evaluar en las zonas semiáridas de secano, donde existen grandes variaciones interanuales en la precipitación. Dichas variaciones cumplen un papel dominante en la regulación del crecimiento de la vegetación (Evans y Geerken, 2004).

Comprender el efecto que los diferentes sistemas de producción del Chaco semiárido del NOA pueden tener sobre la dinámica de la productividad y sobre la provisión de servicios ecosistémicos es muy relevante dada la expansión que dichas actividades productivas pueden tener en la Región Chaqueña (Houspanossian et al. 2016; Fernández et al. 2020).

Esta información es clave para diseñar estrategias de manejo tendientes a aumentar la sustentabilidad de los sistemas agropecuarios en la región.

En este sentido, el presente capítulo tiene como objetivo general, evaluar el efecto de los principales agroecosistemas del Chaco semiárido del NOA sobre la dinámica del NDVI, como un indicador de la productividad primaria. Para ello, se propone a) Identificar y caracterizar los principales agroecosistemas de la región según uso, rotación, frecuencia de uso y distribución geográfica; y b) Evaluar el efecto de la historia de uso agropecuaria (tipo de uso y tiempo de perturbación) de los principales agroecosistemas sobre la dinámica de la productividad primaria.

## 3.2 Materiales y Métodos

### 3.2.1 *Caracterización de la historia de uso agropecuaria*

Para caracterizar la dinámica de las secuencias de rotación se utilizó información compilada en la Base de Datos Geoespacial Agropecuaria (BDGA Apartado 2.2.2; Figura 2.2). En esta base de datos, cada polígono corresponde a una parcela agropecuaria que cuenta con una descripción detallada de superficie, año de desmonte, y de su historia de uso posterior al desmonte. A partir de esta información se generaron otras cinco variables por parcela: *edad*, *tipo de uso*, *frecuencia de uso*, *rotación* y *porcentaje de alternancia con maíz o sorgo*.

La *edad* de una parcela está determinada por el año de su desmonte. Representa el tiempo que lleva siendo utilizado para alguna actividad productiva. En función de la edad, se distinguió cada parcela en rangos: *Nuevas* (de 5 años), *Jóvenes* (6 a 10 años); *Maduras* (11 a 15 años) y *Viejas* (mayores a 16 años).

El *tipo de uso* se refiere al tipo de actividad productiva desarrollada a lo largo de la historia de uso de la parcela. De acuerdo a su dinámica de uso, se distinguieron parcelas de uso exclusivamente *Ganaderos*, exclusivamente *Agrícola*, o *Agrícola-Ganadero* cuando se detectaron tanto pasturas como cultivos agrícolas a lo largo de su historia de uso.

La *frecuencia de uso* es la cantidad, medida en porcentaje, de campañas que la parcela fue utilizada para producción agrícola o ganadera en el período 2001- 2019, con relación al número total de campañas transcurridas desde su desmonte. La frecuencia asumió valores enteros, en un rango 1 a 100. Así, una parcela que registra una frecuencia del 100%, fue puesta en producción durante todas las campañas agrícolas de verano e invierno, posteriores a su desmonte.

La *rotación* se refiere a la secuencia de cobertura (o tipo de cultivo) observado en cada parcela. En las parcelas de uso *Agrícola* se identificaron y cuantificaron las secuencias más frecuentes, estimando además la alternancia de gramíneas de verano (maíz o sorgo) en la rotación total de los cultivos (expresado en porcentaje). Los resultados se contrastaron con los estándares de buenas prácticas de manejo recomendados por los expertos en la temática, que sugieren una proporción de maíz o sorgo de al menos 33% en la secuencia de cultivos, para mejorar el contenido de materia orgánica de un suelo degradado de texturas finas a medias, o conservar el de un suelo de textura gruesa no degradado (Fadda, 2006; Arzeno, 2016). Los sistemas de rotación de cada parcela se definieron como **Buena rotación**, cuando la proporción de maíz o sorgo era igual o mayor

a la recomendada, o **Baja rotación**<sup>3</sup>, cuando era menor. Además, se identificaron las parcelas con **Monocultivo** de soja (o soja-trigo) como casos especiales de los sistemas con baja rotación, en el que las parcelas presentaron este mismo cultivo durante una cantidad de años mayor o igual al 70% de su edad. La información de resumen obtenida se representó cartográficamente para analizar los patrones espaciales, distinguiendo las historias de uso según la edad de las parcelas.

### 3.2.2 *Efecto de la historia de uso agropecuaria*

Para evaluar el impacto de las actividades agropecuarias a lo largo del tiempo, se llevó a cabo un análisis de la dinámica del NDVI, utilizado como un estimador de la productividad primaria neta aérea de los sistemas (Di Bella et al. 2004; Pettorelli et al. 2005; Piñeiro et al. 2006a), seleccionando parcelas con diferentes historias de uso (agroecosistemas y tiempos de perturbación).

#### 3.2.2.1 *Diseño de muestreo de parcelas*

La selección de las muestras consideró además otras restricciones: Con el fin de evitar pseudoréplicas, fueron consideradas las parcelas de superficie mayor a 25 ha a fin de incluir al menos 3 píxeles en el cálculo de valores de NDVI medios por parcela. Esos píxeles incluido en el cálculo debían ser centrales, distanciados a más de 150 m del perímetro de cada parcela, para además evitar efectos de borde (Figura 3.1,A).

---

<sup>3</sup> Esta categoría incluye las parcelas con cultivo de caña de azúcar.



Posteriormente se analizó la autocorrelación espacial en la variable NDVI y se determinó que las muestras mostraban independencia entre sí a distancias mayores de 10 km. Cumplidas estas restricciones, se seleccionaron aleatoriamente tres grupos de muestras, cada uno de ellos conformado por 30 parcelas que según la BDGA (Figura 2.2) hayan registrado la misma historia de uso (usos y prácticas) desde su desmonte y que además tuvieran frecuencias de uso mayores al 90%. Este análisis se focalizó únicamente sobre tres agroecosistemas contrastantes: 1) *Pasturas*, 2) monocultivos de soja o soja-trigo (*Monocultivo*), y 3) cultivo de soja (o soja-trigo) con buena rotación de maíz (*Buena Rotación*). Además, se consideraron cuatro rangos de edad: parcelas *Nuevas* (5 años), *Jóvenes* (10 años), *Maduras* (15 años) y *Viejas* (16 años o más).

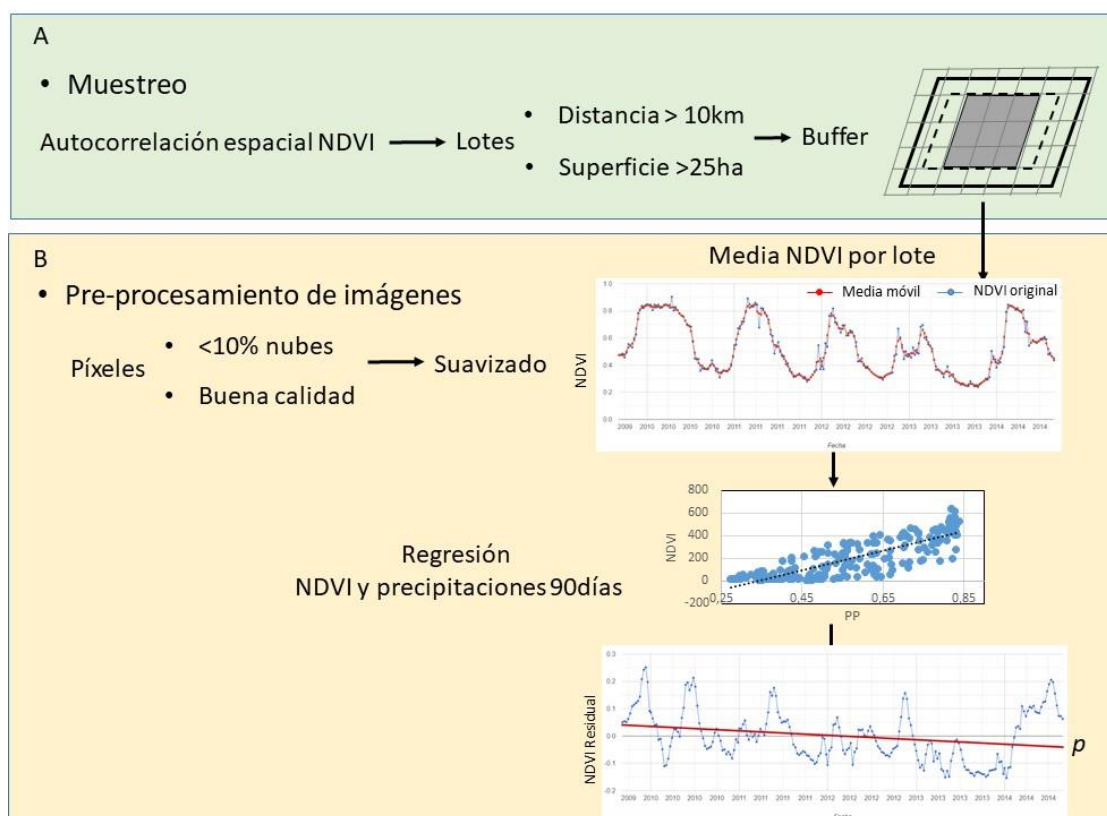


Figura 3.1 Muestreo y preprocesamiento del análisis del efecto del uso y la edad en la pendiente del NDVI residual

### 3.2.2.2 *Preprocesamiento*

Para el análisis de los datos se utilizó la plataforma de geomática Google Earth Engine (Gorelick et al. 2017), de gran potencia de procesamiento geoespacial. Las series de NDVI abarcaron ventanas temporales de 5 años, conformadas por compuestos de máximo valor de NDVI, de 250m de resolución espacial, obtenidos cada 8 días al combinar sensores MODIS de los satélites TERRA y AQUA (MOD13Q1.006 y MYD13Q1.006). En las series se descartaron píxeles con nubes o de mala calidad. Adicionalmente, se suavizaron efectos espurios de la serie mediante el uso de una media móvil temporal de 3 momentos ( $t-1$ ,  $t$  y  $t+1$ ) (Shumway y Stoffer, 2011), (Figura 3.1, B).

### 3.2.2.3 *Serie temporal de NDVI residual*

El análisis de la dinámica del NDVI incorporó enfoques espaciales y temporales de manera simultánea. Ambos enfoques son muy útiles, aunque poseen limitaciones. En el enfoque *temporal*, las condiciones ambientales de base (sobre todo del clima) pueden cambiar a través del tiempo. En el enfoque *espacial*, puede ser difícil identificar zonas de referencia que contengan similares agroecosistemas y condiciones ambientales (Ej.: precipitaciones medias anuales).

Para evitar las limitaciones del enfoque *temporal*, se evaluó el comportamiento de la dinámica de series temporales de NDVI residual a lo largo de una ventana temporal de 5 años, en donde se comparó el comportamiento de las series de diferentes agroecosistemas y edades (Figura 3.2). La selección del periodo 2010-2015 permitió obtener un número de muestras (parcelas) aceptable para todas las edades (nuevas, jóvenes, maduras y viejas) de los agroecosistemas analizados.

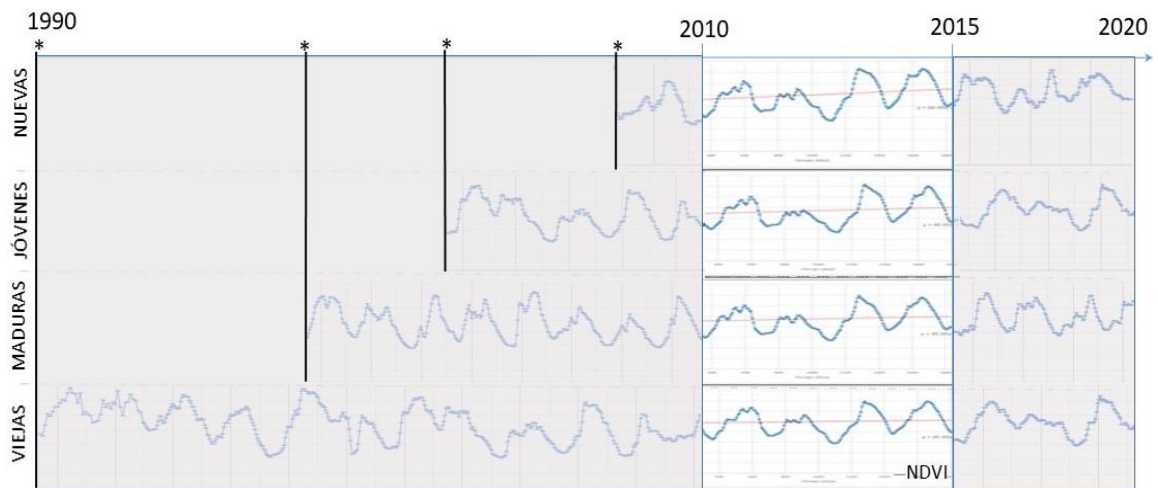


Figura 3.2 Ventana temporal de análisis para comparación de series de NDVI residual según edad de parcelas, para cada agroecosistema. \* indica el momento de desmonte y comienzo de producción del agroecosistema.

En las series temporales que describen cada edad y agroecosistema se utilizó el enfoque de tendencias de los residuales propuesto por Evans y Geerken (2004). Este método permite eliminar el efecto de las precipitaciones, para discriminar cambios producidos por la influencia antrópica de cambios producidos por factores climáticos, especialmente relevantes en ecosistemas semiáridos (Evans y Geerken, 2004; Higginbottom y Symeonakis, 2014). Para ello, primero fue necesario evaluar la correlación entre la serie temporal de NDVI y la serie temporal de las precipitaciones acumuladas en diferentes periodos de tiempo (lag), (Evans y Geerken, 2004; Wessels et al. 2007; Higginbottom y Symeonakis, 2014). Se consideraron periodos de acumulación de precipitaciones de 8, 16, 30, 60, 90, 120 y 150 días provenientes de la base de datos CHIRPS. Posteriormente, se realizó una regresión lineal por mínimos cuadrados ordinarios (OLS) entre la serie temporal de NDVI y la serie temporal de precipitaciones acumuladas del lag que alcanzó la mayor correlación. Como resultado de la regresión se obtuvo la serie temporal de NDVI residuales. Finalmente, se estimó la pendiente de la tendencia de la serie temporal de

NDVI residuales (pendiente RESTREND) para caracterizar la magnitud y la dirección de los cambios producidos en distintos agroecosistemas a lo largo del tiempo (Figura 3.1, B).

#### 3.2.2.4 Efecto de los usos y edades sobre la tendencia del NDVI

Para evitar las limitaciones propias del enfoque *espacial* se analizó el efecto de los usos y las edades sobre la pendiente de la serie temporal de NDVI residual (pendiente RESTREND) mediante dos modelos de regresión con variables categóricas de dos factores, que se diferenciaron por la inclusión de la covariable *Precipitación media anual* en uno de ellos. Esta covariable, incluida por su importancia como factor condicionante del NDVI en las regiones semiáridas (Evans y Geerken, 2004), fue calculada a partir de la base de datos CHIRPS, que posee datos pluviométricos de 0,05° de resolución espacial registrados desde 1981 (Funk et al. 2015).

Ambos modelos fueron comparados utilizando el criterio de información (AIC) de Akaike (1974), que provee información sobre la calidad relativa de modelos estadísticos y permite seleccionar el modelo de mayor bondad de ajuste con menor complejidad. Se analizó la existencia de diferencias significativas entre las pendientes de los grupos mediante un análisis HSD (diferencias honestamente significativas) de Tukey (1949). Posteriormente, se determinó la tendencia del comportamiento del NDVI residual a largo plazo, para lo que fue necesario reconstruir las series temporales de cada agroecosistema, ensamblando la información obtenida a lo largo de las diferentes edades, utilizando la aproximación de sustitución del factor *espacio* por *tiempo*.

### 3.3 Resultados.

#### 3.3.1 *Historia de uso del suelo en el Chaco semiárido del NOA*

De acuerdo a los datos analizados, casi la mitad de las parcelas desmontadas en la región desarrollaron actividades mixtas, ganaderas y agrícolas a lo largo de su historia de uso (Figura 3.3). Más del 70% de los desmontes tienen una antigüedad mayor a los 20 años y el porcentaje de parcelas decrece a menor edad (Figura 3.3).

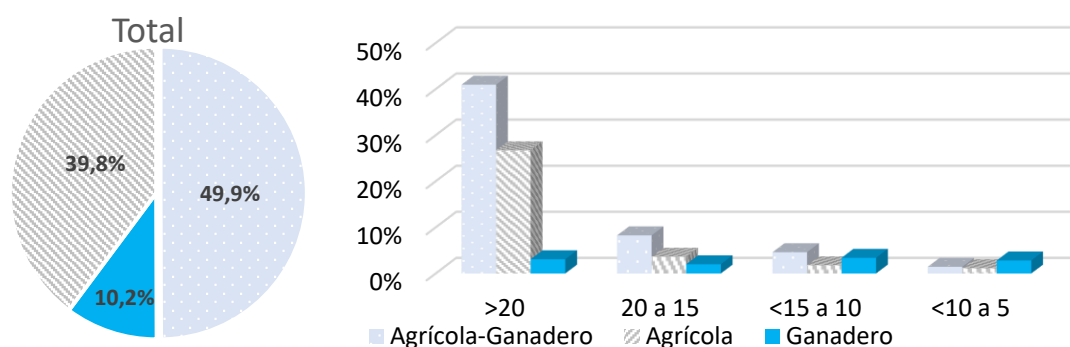


Figura 3.3 Tipo de actividad sobre área total desmontada y según la edad de las parcelas.

Además, cuanto menor es la edad de las parcelas, menor es la proporción de establecimientos agrícolas-ganaderos y exclusivamente agrícolas, pero mayor la proporción de parcelas exclusivamente ganaderas (Figura 3.4). Por otro lado, todas las edades registraron muy bajos porcentajes de agroecosistemas con buena rotación de maíz o sorgo, que en ningún caso superó el 2,2% del total del área desmontada (Figura 3.4 a).

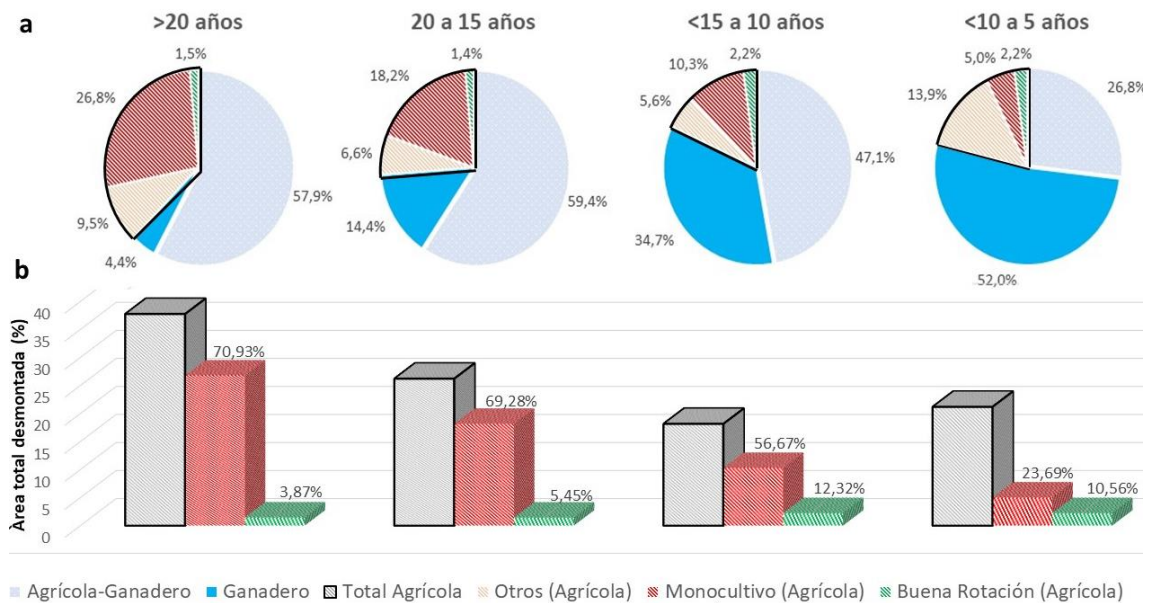


Figura 3.4 a) Ocupación de Usos del suelo en el área total desmontada, según edad de las parcelas; b) Porcentaje del uso total agrícola ocupado por monocultivo de soja y por sistemas con buena rotación, según la edad de las parcelas.

Entre las parcelas de uso exclusivamente agrícola, el sistema predominante fue el monocultivo de soja. Sin embargo, en las parcelas menores de 15 años se observó una disminución de monocultivos de soja y un aumento de la proporción de parcelas con buena rotación que, en las parcelas jóvenes y en las nuevas, superan el 10% del total de las parcelas destinadas a uso agrícola (Figura 3.4 b).

La distribución espacial de las parcelas no es uniforme. Las parcelas de mayor edad y con historia de uso exclusivamente agrícola están ubicadas hacia los extremos Este y Oeste del área de estudio, donde se observa una matriz de parcelas con baja rotación o monocultivo que contrasta con algunas pocas parcelas con buena rotación (Figura 3.5, a).

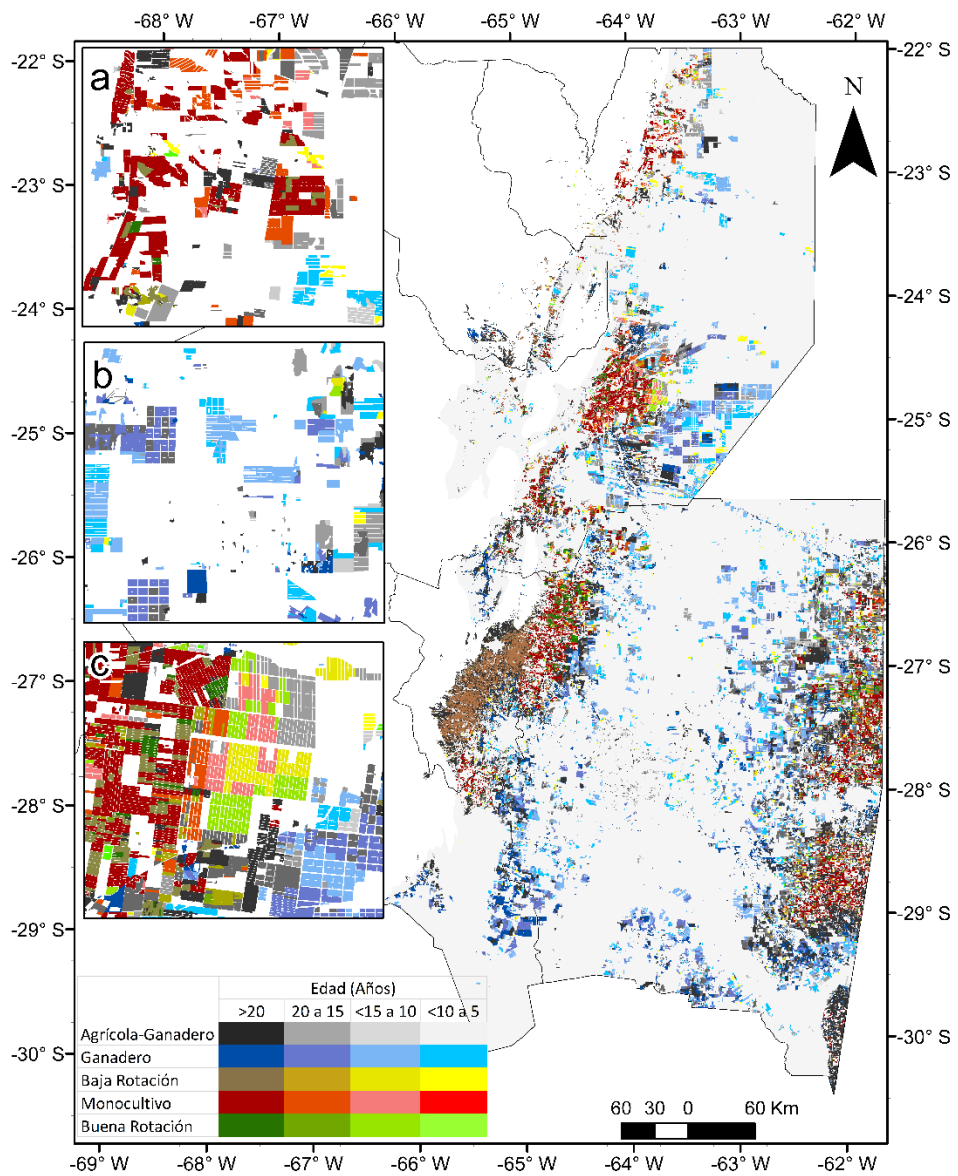


Figura 3.5. Distribución espacial de historia de usos agropecuarios, según edad de las parcelas. Ejemplos de mayor detalle en las ventanas a, b y c.

El análisis espacial también permite detectar la existencia de un gradiente de usos de dirección NO-SE (Figura 3.5, c), donde en la periferia se ubica una mayor proporción de parcelas exclusivamente agrícolas y hacia el centro del área de estudio se observa una zona de transición, donde existe una mayor proporción de parcelas agrícola-ganaderas y luego, parcelas exclusivamente ganaderas dominan la región más central (Figura 3.5, b).



El patrón de distribución de la frecuencia de uso es heterogéneo, ya que se observan parcelas con diferentes frecuencias de uso tanto en las áreas predominantemente agrícolas, como en las áreas predominantemente ganaderas (Figura 3.6). Además, se observa muy baja proporción de parcelas con frecuencias menores al 40% en toda el área de estudio.

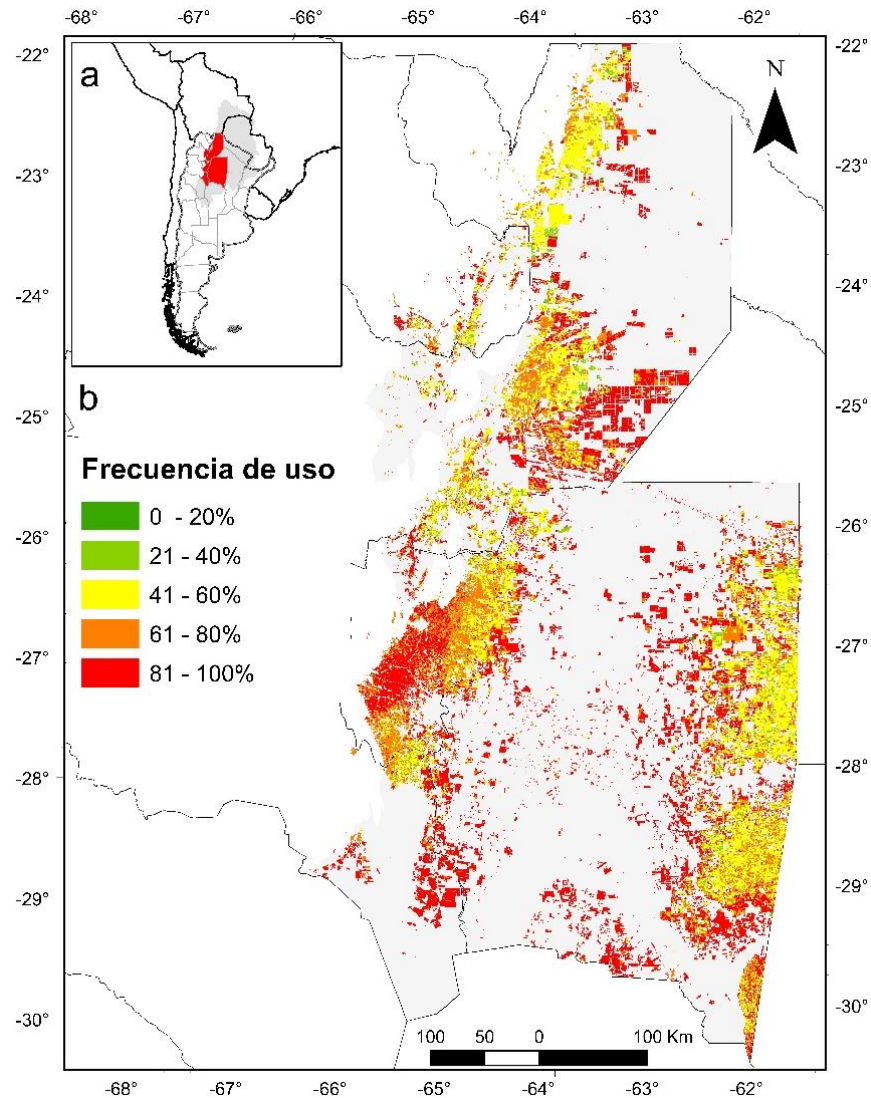


Figura 3.6 Frecuencia de uso agropecuario del Chaco semiárido del NOA, medida como la cantidad de campañas agrícolas (verano e invierno) que la parcela fue utilizada para producción, en relación al total de campañas transcurridas desde su desmonte.



### 3.3.2 Efecto de la historia de uso agropecuaria (tipo de uso y tiempo de perturbación) (Objetivo 3)

El análisis de correlación mostró una mayor relación entre la serie temporal de NDVI original y la serie con las precipitaciones acumuladas 90 días previos ( $R^2: 0,664, p < 0,05$ ). Posteriormente, se calculó la regresión lineal de mínimos cuadrados por píxel entre la serie de NDVI y la de precipitaciones acumuladas en 90 días, obteniendo los valores medios del NDVI residuales por uso y edad (Figura 3.7).

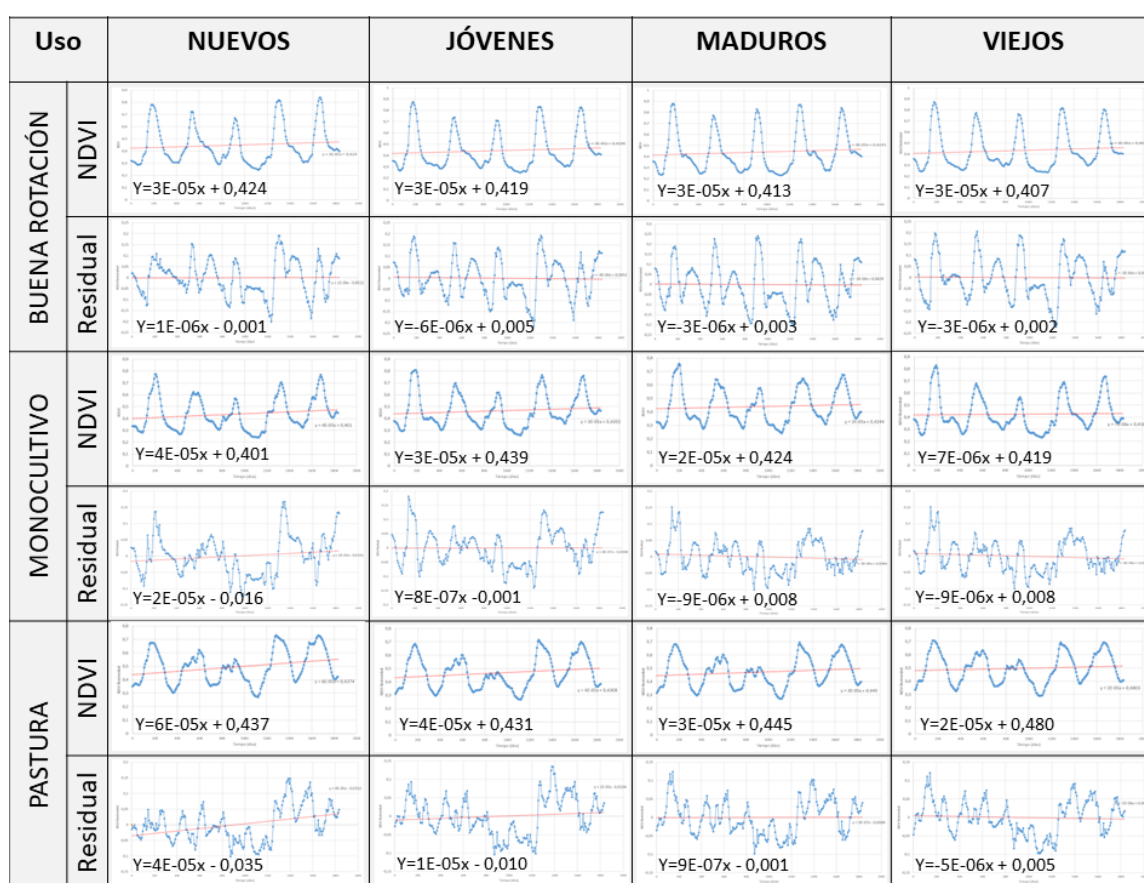


Figura 3.7 Series temporales medias de NDVI original y NDVI residual, por uso y edad (n=30). En línea roja se representa la tendencia del periodo. En el eje X el tiempo, desde junio del 2010 a junio de 2015.

Las pendientes de las tendencias de la serie de NDVI original y de la serie de NDVI residual muestran diferencias tanto de magnitud, como de dirección. Las mayores diferencias de dirección se observaron en las parcelas de más edad (maduras y viejas) en

los tres agroecosistemas analizados. Las pendientes de las tendencias de las series de NDVI residuales fueron positivas durante los primeros 5 años posteriores al desmonte, en los tres sistemas analizados, siendo claramente mayor en las parcelas con pasturas, seguidos por las parcelas con monocultivo, y en último término por las parcelas con buena rotación, donde la pendiente tuvo valor muy cercano a 0 (Figura 3.8). Posteriormente, en las parcelas jóvenes (10 años de edad), las pendientes decrecen en los tres agroecosistemas, aunque las mayores diferencias se observaron en las parcelas con monocultivo. Los dos sistemas agrícolas registraron pendientes levemente negativas, mientras que las parcelas con pasturas mantuvieron un incremento en la productividad, aunque menor que el registrado en las parcelas nuevas. En las parcelas de mayor edad, tanto la pastura como el monocultivo mostraron pendientes decrecientes, que alcanzaron valores negativos en las parcelas viejas con pasturas. La buena rotación se diferenció notablemente por sus pendientes crecientes, que se mantuvieron más estables, con valores levemente negativos.

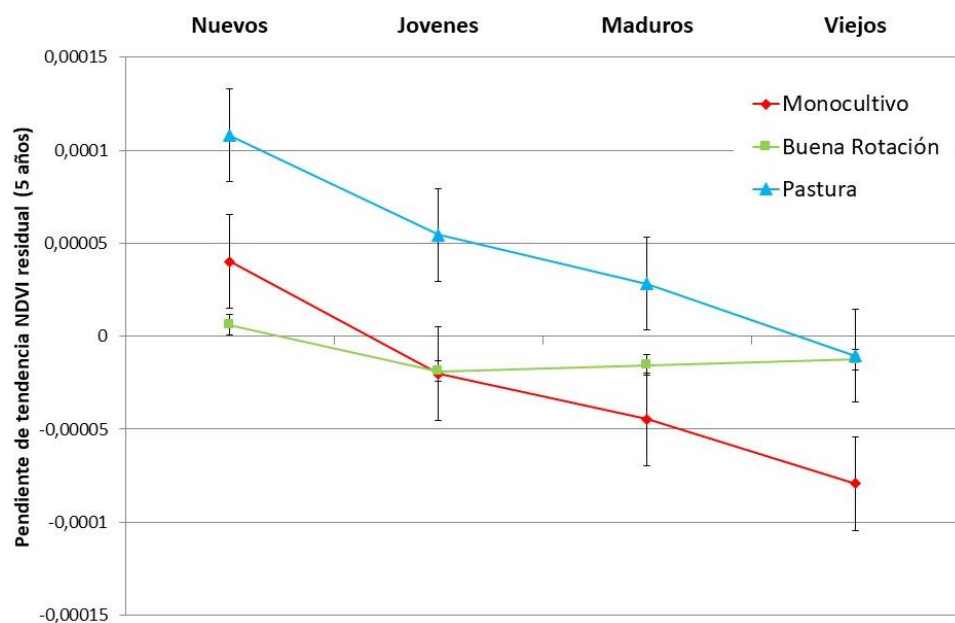


Figura 3.8 Pendiente media de NDVI residual en una ventana temporal de 5 años, según uso y edad.

El análisis de regresión con variable categórica no identificó efectos significativos de la covariable *Precipitación media anual* sobre la pendiente del NDVI residual por sí misma ( $p=0,706$ ), ni en su interacción con el factor *Edad* ( $p=0,444$ ) y el factor *Uso* ( $p=0,995$ ) o en la interacción triple entre *Uso*, *Edad* y *Precipitación media anual* ( $0,177$ ). Agregar la interacción con la variable *Precipitación media anual* al modelo no resultó pertinente ya que, de acuerdo a los índices de Akaike, el modelo que no incluyó la covariable fue más parsimonioso, y mostró efectos significativos tanto en el factor *Uso* ( $p=0,0014$ ) como en el factor *Edad* ( $p<0,001$ ), pero no en su interacción ( $p=0,315$ ).

El análisis de Tukey permitió identificar diferencias significativas entre las pendientes medias de NDVI residual de las parcelas según uso y edad. Los gráficos de cajas y bigotes ponen en evidencia los efectos significativamente diferentes entre las pendientes medias de las parcelas nuevas de las parcelas desmontadas para producción de pasturas con respecto a las parcelas viejas (Figura 3.9).

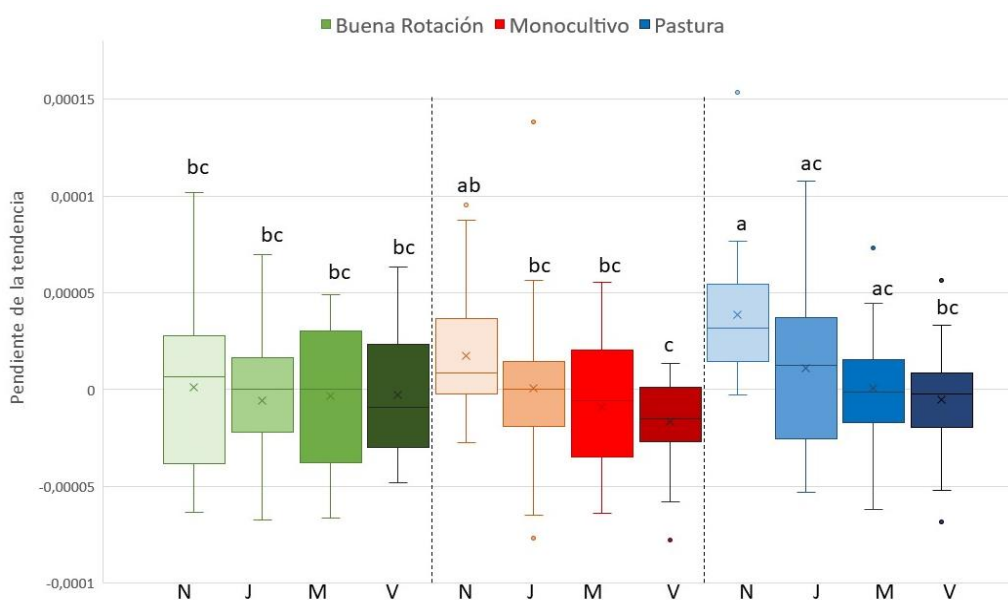


Figura 3.9 Distribución de valores de pendiente media de NDVI residual según agroecosistema y edad (N: Nuevos; J: Jóvenes; M: Maduros; V: Viejos). Grupos significativamente diferentes se muestran con distinta letra.

Asimismo, también se observaron diferencias significativas entre las parcelas nuevas de pasturas con todas las edades de las parcelas con buena rotación y con las parcelas jóvenes, maduras y viejas de monocultivo. En las parcelas de monocultivo se diferenciaron significativamente las parcelas nuevas de las viejas. Por otro lado, no existen diferencias significativas entre las parcelas con buena rotación y las de monocultivo, ni entre las parcelas de diferentes edades de buena rotación (Figura 3.9).

La tendencia de los NDVI residuales a largo plazo (Figura 3.10) mostró pendientes negativas y significativas tanto para las parcelas de monocultivo ( $p=0,003$ ) como para las pasturas ( $p=0,009$ ), resultando más negativa la pendiente de las parcelas con monocultivo. Contrariamente, las parcelas con buena rotación registraron pendientes levemente negativas, que no fueron significativamente diferentes de cero ( $p=0,71$ ).

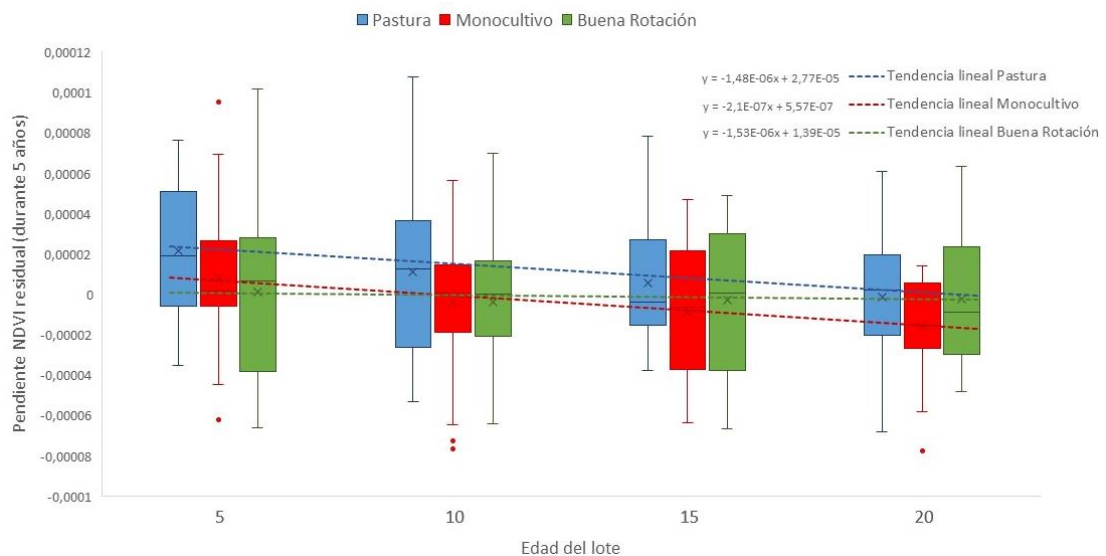


Figura 3.10 Tendencia de las pendientes de NDVI residual a largo plazo, según agroecosistema. Para facilitar la visualización del comportamiento del NDVI residual a lo largo del tiempo, se reconstruyeron las series temporales de cada agroecosistema teniendo en cuenta los cambios observados en las series temporales para cada edad, considerando un valor de cero como punto inicial del NDVI residual (Figura 3.11).

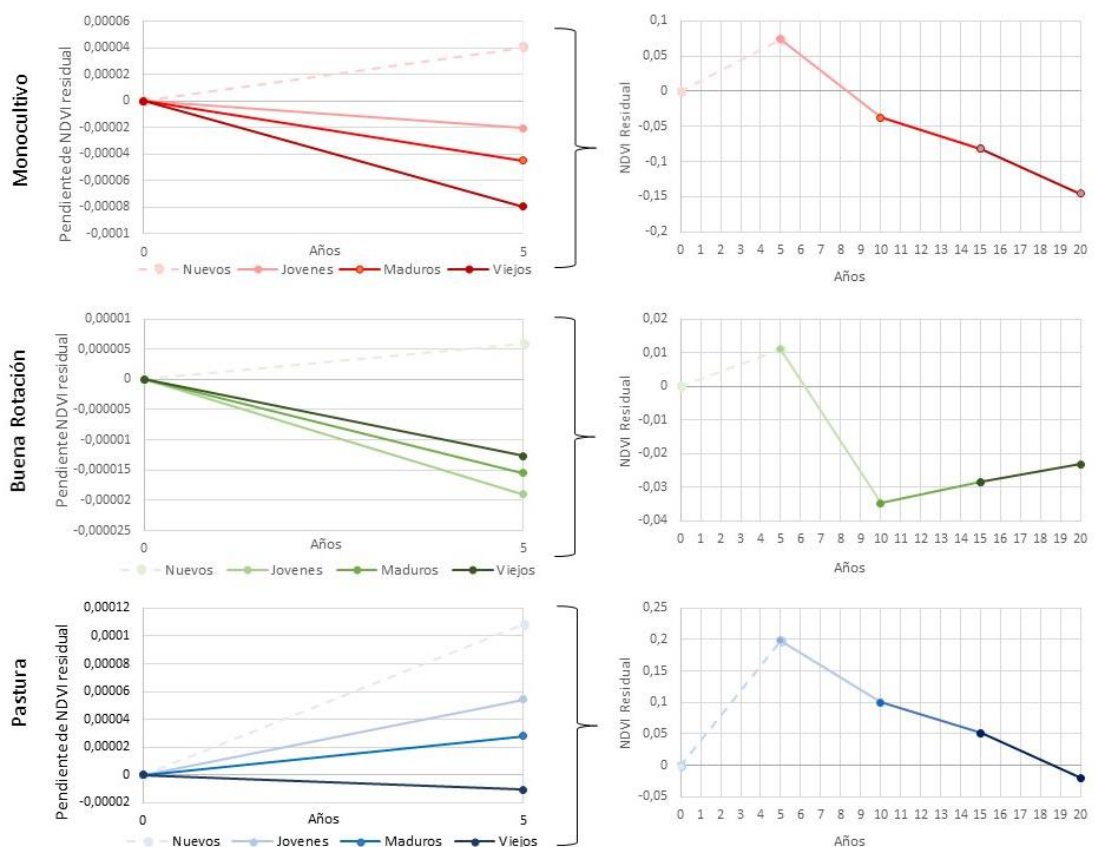


Figura 3.11 Izquierda: pendientes de cambio de NDVI residual por edad y agroecosistema (en ventanas temporales de 5 años). Derecha: Reconstrucción de series temporales de NDVI residual de largo plazo.

En esta reconstrucción se observa que mientras que para el monocultivo y las pasturas las pendientes de cambio negativas son cada vez más pronunciadas a lo largo del tiempo, para los sistemas con buena rotación de maíz las pendientes de cambio son cada vez menos negativas y más cercano a 0.

### 3.4 Discusión

#### 3.4.1 *Sistemas de producción en el Chaco semiárido del NOA*

Se observó una predominancia de parcelas de uso mixto consistente con los hallazgos del capítulo previo, que identificaron un patrón de cambios de uso del suelo sistemático donde parcelas inicialmente ganaderas son convertidas posteriormente en tierras agrícolas

(Mosciaro et al. 2023) como respuesta a la búsqueda de una mayor rentabilidad de producción (Volante, 2014; Casas y Damiano, 2019; Mónaco et al. 2020).

Caracterizar los sistemas de producción por edad permitió identificar diferentes patrones de uso en el espacio y en el tiempo. Se evidenció una mayor proporción de pasturas entre las parcelas de menor edad (nuevas y jóvenes), principalmente ubicadas en las zonas centrales más áridas. En contraste, las parcelas más antiguas (maduras y viejas) tuvieron predominantemente uso mixto o monocultivo. Mientras el avance de las fronteras agrícolas hacia zonas más áridas y el reemplazo de parcelas ganaderas por cultivos ocasionaron una mayor concentración de parcelas con uso mixto en las regiones intermedias, el monocultivo abarcó principalmente las regiones más húmedas del área de estudio. Además, la menor proporción de uso exclusivamente agrícola entre las parcelas de menor edad pone en evidencia que éstas se localizan en áreas con condiciones sub-óptimas para agricultura (Mónaco et al. 2020). De acuerdo con Jouve (2006), este tipo de patrón espacial en el que la distribución de los sistemas de cultivo refleja más las diferencias ambientales que las diferencias agrícolas, suele responder a una limitada capacidad de los productores para contrarrestar las restricciones medioambientales. Ente esa situación, la implementación de sistemas silvopastoriles puede representar una importante alternativa para optimizar el uso de los recursos naturales (Casas y Damiano, 2019; Mónaco et al. 2020)

La caracterización según la frecuencia de uso señaló, como era esperable, una mayor frecuencia en las parcelas con pasturas y en aquellas destinadas a la producción de cultivos perennes, como la caña de azúcar y los frutales. No obstante, también destacó la predominancia de sistemas agrícolas con frecuencias de uso intermedias en la región, que puede relacionarse con la fuerte dependencia de los cultivos de secano a las

precipitaciones estivales (Giménez et al. 2016; Baldassini y Paruelo, 2020). Ante dicha predominancia, considerar la incorporación de cultivos de servicio para mantener la cobertura del suelo durante los periodos de no producción podría representar una potencial mejora en los sistemas (Duval et al. 2016). Esta práctica, junto con muchas otras recomendadas, representan herramientas disponibles que, al ser adaptadas a las condiciones específicas de cada región, podrían permitir llevar a cabo una agricultura más conservacionista. basada en el cuidado de las propiedades del suelo, sus funciones y servicios ecosistémicos, a fin de mantener los niveles de producción con una menor degradación ambiental (Pretty, 2008; Pretty y Bharucha, 2014; Angelsen et al. 2019; Casas y Damiano, 2019; Paruelo y Sierra, 2022).

A pesar de que la expansión de la frontera agropecuaria en el Chaco semiárido del NOA se produjo hacia zonas donde las prácticas de manejo son cruciales para la sostenibilidad ambiental y social de los sistemas productivos, los resultados indican que existe un bajo porcentaje de adopción de los estándares recomendados por las guías de buenas prácticas en lo que respecta a la rotación con maíz o sorgo. Estos resultados son consistentes con la información relevada a nivel nacional (Casas y Damiano, 2019). Ante este panorama que vislumbra problemáticas ambientales profundizadas, y considerando los numerosos compromisos internacionales relacionados con la conservación del medio ambiente, resulta necesario replantear estrategias y políticas públicas para promover la adopción de buenas prácticas agrícolas que puedan contribuir a alcanzar los objetivos asumidas. En este contexto, son alentadores los resultados que indicaron una disminución en la proporción de monocultivo y un aumento en el porcentaje de cumplimiento de buenas prácticas en las parcelas más nuevas.

### 3.4.2 *Efecto de la historia de uso agropecuaria*

Durante los primeros años posteriores al desmonte (parcelas nuevas) se produce un aumento en la productividad de los agroecosistemas, especialmente notable en las parcelas de pasturas. Este incremento también fue documentado previamente en estudios que investigaron el proceso de sucesión de pasturas (Kunst et al. 2001; Steinaker et al. 2016). Este fenómeno puede deberse a un aumento de la mineralización de la materia orgánica y de la fertilidad del suelo, impulsado por las mayores temperaturas del suelo una vez desmontado (Caruso et al. 2012; Wang et al. 2012). Sin embargo, este efecto varía según numerosos factores, como la actividad realizada, el tiempo de perturbación, y las prácticas de manejo, que modifican de manera diferencial las propiedades físicas y químicas del suelo y, consecuentemente, las condiciones de los agroecosistemas (Anriquez y Albanesi, 2008; Caruso et al. 2012; Sarandón y Flores, 2014; Osinaga et al. 2018; Fernández et al. 2020). Por ejemplo, algunos trabajos reportaron que la conversión del bosque seco a pasturas resulta en una menor pérdida del carbono en el suelo, que la conversión a cultivos agrícolas (Caruso et al. 2012; Conti et al. 2014; Villarino et al. 2017; Osinaga et al. 2018; Somovilla Lumbreras et al. 2019). Además, el método de desmonte utilizado según la actividad a desarrollar también puede influir (Caruso et al. 2012). Las parcelas agrícolas son generalmente precedidas por desmontes totales, mientras que en los desmontes con fines ganaderos suele haber una remoción selectiva o parcial de la cobertura natural (Caruso et al. 2012; Somovilla Lumbreras et al. 2019). Esto puede mantener la estructura del suelo más estables (Kunst et al. 2001; Anriquez y Kunst, 2008), preservando su fertilidad (Anriquez y Albanesi, 2008).

El aumento inicial de productividad de los agroecosistemas desaparece con el tiempo, de manera diferencial según la actividad desarrollada. En las pasturas se observó una



reducción de la productividad en las parcelas jóvenes, maduras y viejas. Este patrón concuerda con el hallado por Somovilla Lumbreras y colaboradores (2019) para un periodo de 10 años, y pone en evidencia que, aunque las pasturas pueden favorecer a la recuperación de la fertilidad física y biológica de suelos degradados en otras regiones semiáridas (Fernández et al. 2020), en el Chaco su implantación no resulta suficiente para evitar la degradación si no se acompaña de buenas prácticas de manejo. El empobrecimiento observado en las pasturas de las zonas áridas y semiáridas responde a un cambio de composición de la comunidad vegetal y de grupos funcionales claves, vinculado a procesos de degradación física y química de suelos (Conti et al. 2014; Steinaker et al. 2016; Somovilla Lumbreras et al. 2019). En el Chaco semiárido esta degradación se asocia con prácticas como el pastoreo continuo y selectivo, que pueden llevar a la invasión de arbustos (Ledesma et al. 2018a) y la formación de peladares, que representan focos de erosión y compactación del suelo (Fumagalli y Kunst, 2002; Wolf Celoné, 2013; Tomanek 2020). Además, las mal llamadas “prácticas silvopastoriles”, que no presentan un manejo adecuado, y las prácticas con rolado también pueden alterar la estructura del bosque por su efecto directo sobre la regeneración y el funcionamiento del ecosistema (Caruso et al. 2012; Somovilla Lumbreras et al. 2019; Casas y Damiano, 2019).

En los agroecosistemas de monocultivo se registraron pendientes de cambio de productividad negativas desde los 10 años (parcelas jóvenes), que se acentuaron en las parcelas maduras y viejas. Este patrón sugiere un mayor efecto de degradación que el observado en las pasturas. La degradación del suelo generada por el monocultivo continuo se debe al escaso aporte de residuos orgánicos, que puede provocar pérdida de materia orgánica y degradación física de los suelos, incluso en sistemas con siembra directa

(Quiroga et al. 2016; Fernández et al. 2019). Particularmente, este efecto se ve agudizado en el monocultivo de soja, por el impacto negativo de este cultivo sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas de los suelos, que influyen en la integridad del sistema (Casas, 1998; Liu y Herbert 2002; Micucci y Taboada, 2006). Varios estudios han señalado que la reducción de la productividad en los campos de monocultivo de soja se produce desde los primeros años de cultivo (Liu y Herbert, 2002; Wang et al. 2012), y que se debe principalmente a la alelopatía intraespecífica (autotoxicidad) (Liu y Herbert 2002; Karlen et al. 2006).

En contraste, en los agroecosistemas en los que se realizó una buena rotación de maíz o sorgo se observó una disminución inicial de la productividad en las parcelas jóvenes, que se estabilizó en pendientes cercanas a cero durante los años posteriores. Esto sugiere que, según los datos analizados, no hay evidencia empírica que demuestre un efecto de disminución de la productividad en los agroecosistemas con buena rotación de maíz para la escala temporal analizada. Un patrón similar fue descrito investigaciones previas que destacan los beneficios de la rotación de maíz con soja para el rendimiento y la producción sostenida (Karlen, 2006; Taboada y Varela, 2014; Duval et al. 2016). Este hallazgo es especialmente relevante para regiones semiáridas como la del área de estudio, dada la dificultad de estas regiones para lograr sostenibilidad debido a sus altas temperaturas, escasas precipitaciones y menor cobertura vegetal (Stewart et al. 1991; Arzeno, 2016).

En resumen, los resultados obtenidos ratificaron lo mencionado en estudios previos, sobre la utilidad de la información provista por los sensores remotos para caracterizar estructural y funcionalmente los sistemas mediante el uso de índices espectrales (Piñeiro et al. 2006a; Paruelo, 2008; Texeira et al. 2015) y para obtener información objetiva respecto a su sostenibilidad productiva (Cardoch et al. 2002; Monserud, 2003; Caride et

al. 2012). Las diferencias observadas entre los agroecosistemas con buena rotación de maíz o sorgo, el monocultivo de soja y las pasturas indican que la práctica de rotación recomendada por los expertos es más efectiva para mantener la productividad de los sistemas. Esto sugiere que la sustitución de los sistemas actuales de monocultivo de soja por rotaciones que incluyan maíz podría representar una transición hacia un uso del suelo más sostenible, como fue mencionado por Murray et al. (2016). No obstante, es importante considerar la posibilidad de que alternativas de producción que impliquen una rotación con mayor proporción de maíz o sorgo en comparación con las pautas sugeridas actualmente, o que incorporen el trigo en la secuencia de rotación, puedan tener un impacto aún más positivo en la productividad. Este efecto ha sido observado en otros indicadores de calidad de sitio analizados en la región durante un periodo de 20 años (Baldassini y Paruelo, 2020). De verificarse esta suposición en futuras investigaciones, resultaría pertinente ajustar las recomendaciones de buenas prácticas agrícolas específicas para la región, a fin de lograr mejoras más significativas.

### 3.4.3 *Limitaciones del estudio*

Analizar la relación del NDVI con las precipitaciones permitió aislar su influencia para diferenciar los cambios en el comportamiento temporal del NDVI de diferentes agroecosistemas causados por el clima, de los causados por factores antropogénicos (Evans y Geerken, 2004; Burrell et al. 2017). Algunos autores mencionan que este enfoque (RESTREND) tiene una importante limitación, ya que la validez de sus resultados depende de la relación entre las variaciones de la precipitación y de la actividad fotosintética de la vegetación (Wessels et al. 2012). Sin embargo, en el área de estudio se registró una fuerte relación entre el NDVI y las precipitaciones acumuladas, como

también sucedió en otras regiones semiáridas de Argentina (Fabricante et al. 2009) y del resto del mundo (Evans y Geerken, 2004; Burrell et al. 2017).

Además, varios autores consideran que los sensores remotos presentan grandes dificultades para monitorear los sistemas de cultivos por limitaciones relacionadas con la distinción de cultivos y prácticas asociadas (Begué et al. 2015; 2018), ya que la baja resolución espacial de las imágenes MODIS impide extraer información útil de los agroecosistemas a una resolución más detallada. Si bien esto es particularmente cierto para la agricultura de pequeña escala, los resultados del presente capítulo sugieren que un diseño de muestreo conservador y el uso de datos de campo que permitan verificar la información clasificada digitalmente puede ayudar a superar esas limitaciones en el monitoreo de la agricultura de mediana y gran escala.

Por otro lado, la información de NDVI proveniente de imágenes satelitales hace referencia principalmente a la productividad primaria aérea de la biomasa verde, por lo que el efecto de los agroecosistemas no vinculados a cambios en este atributo no puede ser detectado con este método (por ejemplo, etapas incipientes de degradación con pérdida de biodiversidad o sustitución de especies palatables por especies invasoras). En este sentido, resultaría conveniente complementar la información con análisis que evalúen el efecto de los agroecosistemas sobre otros atributos de calidad del sitio (Baldassini y Paruelo, 2020).

Por último, existe una limitación asociada a la ventana temporal de análisis. El efecto de los diferentes sistemas de manejo puede requerir periodos de observación más largos para obtener cambios detectables. Por lo tanto, se requerirían estudios que amplíen el monitoreo del comportamiento del NDVI, especialmente en las parcelas con buena

rotación, donde no se observó una tendencia significativamente diferente a cero, a fin de determinar si el efecto difiere en el tiempo.

Los resultados obtenidos en este trabajo demandan estudios posteriores para esclarecer los mecanismos responsables de los patrones que se observaron. En este sentido sería importante realizar estudios que permitan relacionar los datos obtenidos con la productividad estimada a campo, y con otros indicadores que analicen distintos impactos en la estructura y funcionamiento de los sistemas.

### 3.5 Conclusiones

El tipo de uso en la región es predominantemente mixto (agrícola-ganadero), excepto en las parcelas nuevas, donde prevalecen las pasturas. Excluyendo los agroecosistemas mixtos, el tipo de actividad agropecuaria predominante varía de acuerdo a la edad de las parcelas. En parcelas maduras y viejas predomina el monocultivo. En los establecimientos de menor edad la proporción de monocultivo disminuye, al tiempo que aumenta la proporción de pasturas, donde predomina.

La baja proporción de agroecosistemas con buena rotación de maíz o sorgo debe considerarse un llamado de atención para reflexionar sobre cómo se están llevando a cabo la actividad agropecuaria de la región. No obstante, el aumento de la proporción de parcelas de monocultivo de soja con buena rotación en las parcelas de menor edad alienta a pensar en un posible cambio hacia agroecosistemas más conservacionistas del ambiente.

Se encontraron efectos significativamente diferentes en la pendiente de la tendencia del NDVI residual (como proxy de la PPNA), relacionados a la actividad desarrollada, a la edad de las parcelas y a la interacción entre ambos factores. En los tres agroecosistemas

analizados aumenta la productividad durante los primeros años de actividad. Sin embargo, este efecto es mayor en las pasturas. A largo plazo sólo los agroecosistemas con buena rotación mantuvieron niveles estables de productividad. Tanto las pasturas como los sistemas de monocultivo mostraron tendencias negativas a largo plazo, aunque el monocultivo registró las mayores pérdidas de productividad.

Los resultados obtenidos evidencian la gran utilidad de la información provista por los sensores remotos para la caracterización, el monitoreo y la evaluación de los sistemas agropecuarios. Se recomienda evaluar tendencias de más largo plazo que permitan resultados más concluyentes sobre el comportamiento de los agroecosistemas con buena rotación de maíz o sorgo, así como estudios posteriores destinados a esclarecer los mecanismos responsables de los patrones observados.

A pesar de las limitaciones, se obtuvo información relevante sobre el efecto diferencial de los agroecosistemas y su tiempo de perturbación en la productividad de las parcelas. Comprender el efecto de los diferentes agroecosistemas del Chaco semiárido sobre la provisión de servicios ecosistémicos es muy relevante dada la expansión potencial que estas actividades tienen en la región. Esta información es clave para diseñar estrategias de manejo tendientes a aumentar la sustentabilidad de los principales agroecosistemas de la región.

## Capítulo 4

### Escenarios futuros de cambio de uso del suelo

Este capítulo está basado en el artículo: Mosciaro MJ, Calamari NC, Peri PL, Flores Montes N, Seghezzo L, Ortiz E, Rejalaga L, Barral MP, Villarino S, Mastrangelo M, Volante J. 2022. Future scenarios of land use change in the Gran Chaco: how far is zero-deforestation? *Regional Environmental Change*. 22: 115 doi: 10.1007/s10113-022-01965-5

#### 4. *ESCENARIOS FUTUROS DE CAMBIO DE USO DEL SUELO*

##### 4.1 Introducción

A lo largo de la historia, la transformación del paisaje natural ha llevado a una dicotomía entre dos sectores de la sociedad. Un sector da prioridad a la productividad y alienta la incorporación de nuevas tierras para la agricultura, mientras que el otro sector advierte sobre los riesgos asociados a la pérdida de sostenibilidad y las asimetrías sociales que de ellas se desprenden (Seghezzo et al. 2011; Müller et al. 2014a). Aunque algunos estudios sugieren que esta división no es tan clara (Huaranca et al. 2019), los conflictos asociados a esta situación evidencian la necesidad de políticas públicas tendientes a una planificación territorial estratégica, que integre aspectos productivos y de conservación de los servicios ecosistémicos. En pos de este objetivo, han surgido diversas iniciativas de escala internacional y nacional, que buscan generar herramientas de gestión que contribuyan a prevenir o mitigar los efectos adversos de los CUCS, y particularmente de la deforestación (ej. Protocolo de Kioto, Acuerdo de París, Programa REDD+, Convenio de Bonn). Muchas de las iniciativas plantean la necesidad de políticas de deforestación cero para alcanzar los objetivos de carbono neutralidad propuestos para el año 2050.

A pesar de estas iniciativas y planes de gestión, actualmente las altas tasas de deforestación siguen representando la mayor amenaza para el Gran Chaco Americano (en adelante GCA), (Blum et al. 2022). Algunos de los principales factores que reducen la eficiencia de políticas de conservación de bosques en la región son la falta de articulación entre las diferentes dependencias de gestión del Estado, la presencia de agendas contradictorias (Müller et al. 2014a; FAO, 2018; Romero Muñoz et al. 2019), y la existencia de normativas poco claras, o que presentan “puntos ciegos” (Tejada et al. 2016;



FARN, 2019a; Vallejos et al. 2021; Blum et al. 2022) y que debilitan el sistema de gestión.

Para reducir los efectos adversos de los cambios de cobertura y uso del suelo en este ecosistema único, es necesario adoptar un enfoque de planificación regional que considere a la ecorregión como unidad estructural y funcional y, al mismo tiempo, tenga en cuenta las singularidades de cada nación involucrada, cuyas normativas de regulación tienen objetivos y enfoques diferentes. Este tipo de planificación territorial exige información diagnóstica y prospectiva sobre la dinámica de los territorios. El conocimiento de los patrones de cambios, la identificación de los factores que los impulsan, y la generación de escenarios futuros son elementos cruciales para anticipar los posibles impactos y orientar estrategias de adaptación o mitigación de los efectos no deseados (Skole, 1994; Meyer y Turner, 1996; Pontius et al. 2004; Alcamo, 2008; Oki et al. 2013). No obstante, los estudios prospectivos del Gran Chaco Americano todavía son escasos o parciales (Piquer Rodríguez et al. 2018; Song et al. 2021).

Investigaciones recientes han contribuido significativamente al análisis de los cambios de uso del suelo y sus determinantes en diferentes regiones del Chaco argentino. Estas investigaciones pusieron en evidencia la relevancia de factores ambientales como las precipitaciones, y factores sociales relacionados a la infraestructura, la accesibilidad y la tenencia de la tierra (Gasparri et al. 2015; Volante et al. 2016; Piquer Rodríguez et al. 2018; Aguiar et al. 2022). Además, indicaron que la naturaleza contagiosa del proceso de cambios permite superar algunas limitaciones, lo que aumenta la presión de deforestación incluso en área previamente consideradas marginales (Gasparri et al. 2015; Volante et al. 2016). Muchos de esos estudios destacan la importancia de comprender la estructura de las relaciones entre los determinantes para mejorar la capacidad de gestionar cambios en

el uso del suelo a partir del diseño de políticas de planificación que resulten efectivas (Gasparri et al. 2015; Volante et al. 2016; Piquer Rodríguez et al. 2018; Aguiar et al. 2022). Sin embargo, los resultados solo hacen referencia a una porción del Gran Chaco americano, por lo que es posible que sus hallazgos no sean directamente aplicables a otras áreas de la ecorregión con condiciones ambientales y socioeconómicas diferentes.

En este contexto, el objetivo de este capítulo fue visualizar posibles amenazas de cambios de uso de suelo que afecten a toda la región del Gran Chaco Americano para el año 2050. Para lograrlo, se desarrollaron cuatro escenarios espacialmente explícitos de expansión agropecuaria, bajo diferentes grados de regulación. Este enfoque busca enriquecer la planificación territorial estratégica de toda la ecorregión.

## 4.2 Materiales y métodos

### 4.2.1 *Área de estudio*

El Gran Chaco Americano (GCA en adelante) es una vasta región, de 1.075.000 km<sup>2</sup> (Figura 4.1), e involucra parte de Argentina (61%), Paraguay (28%), Bolivia (11%) y una pequeña porción de Brasil (0,12%) (Olson et al. 2001; Fehlenberg et al. 2017). Representa la segunda mayor extensión de bosque del continente, después del Amazonas (Bucher y Huszar, 1999; TNC, 2005). Se extiende principalmente sobre llanuras planas a onduladas (Jobbâgy et al. 2008), con serranías dispersas menores a 1250m. Presenta una diversidad ambiental y sociocultural excepcional (Bucher, 1982; Bucher y Huszar, 1999; Hoekstra et al. 2010; Scribano et al. 2017; FAO, 2018), haciendo del GCA un área mundialmente clave en términos de conservación de la biodiversidad. Además, posee gran heterogeneidad climática (TNC, 2005). El clima es cálido, con un gradiente de precipitaciones anuales, desde 1200 mm hacia el este y noroeste, a menos de 400 mm en

la región centro-oeste (Cabrera, 1976; Prado, 1993), donde conforma una diagonal más árida (Figura 4.1). El gradiente climático, las condiciones edáficas y la dinámica del fuego dieron como resultado un mosaico heterogéneo de bosques xerófilos y sub-xerófilos, sabanas, pastizales (Cabrera, 1976; Bucher y Saravia Toledo, 2001; Coronel et al. 2021). Sus ambientes —bosques, matorrales, pastizales, sabanas secas, pantanos, humedales y salitrales— la hacen una ecorregión única en el mundo, por tratarse de uno de los únicos ecosistemas de bosque que funciona como una transición entre el trópico y el cinturón templado (Morello et al. 2012).

Durante las últimas décadas, el GCA se ha convertido en una de las tres regiones con mayores tasas de deforestación a nivel mundial por la expansión de cultivos anuales (principalmente soja y maíz) (Hansen et al. 2013; Song et al. 2021; Zalles et al. 2021; Blum et al. 2022) y pasturas para ganadería bovina (Grau et al. 2005a; Müller et al. 2012). Estas modificaciones generaron severos impactos socioambientales (Morello et al. 2012; Müller et al. 2014a; Tejada et al. 2016; Scribano et al. 2017) en los distintos países que integran el GCA, y que llevaron al surgimiento de diversas herramientas de gestión para evitar o mitigar los efectos adversos asociados a los cambios de uso y cobertura del suelo, y especialmente, a la deforestación. En este sentido, Paraguay cuenta con diversas normativas, entre las que se destaca la Ley de Deforestación Cero para la región oriental, y la Ley Forestal (N° 422) que estipula la conservación de al menos 25% de la superficie predial para el resto del territorio; Argentina promulgó una Ley Nacional (N° 26.331), a partir de la cual todas las provincias clasificaron sus bosques nativos en función de su valor de conservación (alto, medio y bajo) siguiendo criterios de sostenibilidad ambiental (CSA) (Mónaco et al. 2020) como una herramienta de ordenamiento territorial; y Bolivia, en cambio, implementó un “Mecanismo conjunto de mitigación y adaptación para el

manejo integral y sustentable de los bosques” basado en el concepto de justicia ambiental, el cuidado de los bienes naturales y de los intereses colectivos y comunitarios (Martínez Alier, 2008; Müller et al. 2014a). En Brasil, el gobierno no reconoce oficialmente al Chaco como bioma, por lo que las políticas públicas no atienden las especificidades de la región (Alonso et al. 2020). Sin embargo, existen normativas como el Código Forestal (Ley N° 12.651/2012) que establecieron 3 categorías de protección de la vegetación nativa: las Áreas de Preservación Permanente (APP), las Reservas Legales (RL) que deben preservar un 20% del área y, las áreas de Uso Restringido (UR) en donde se permiten usos sustentables.

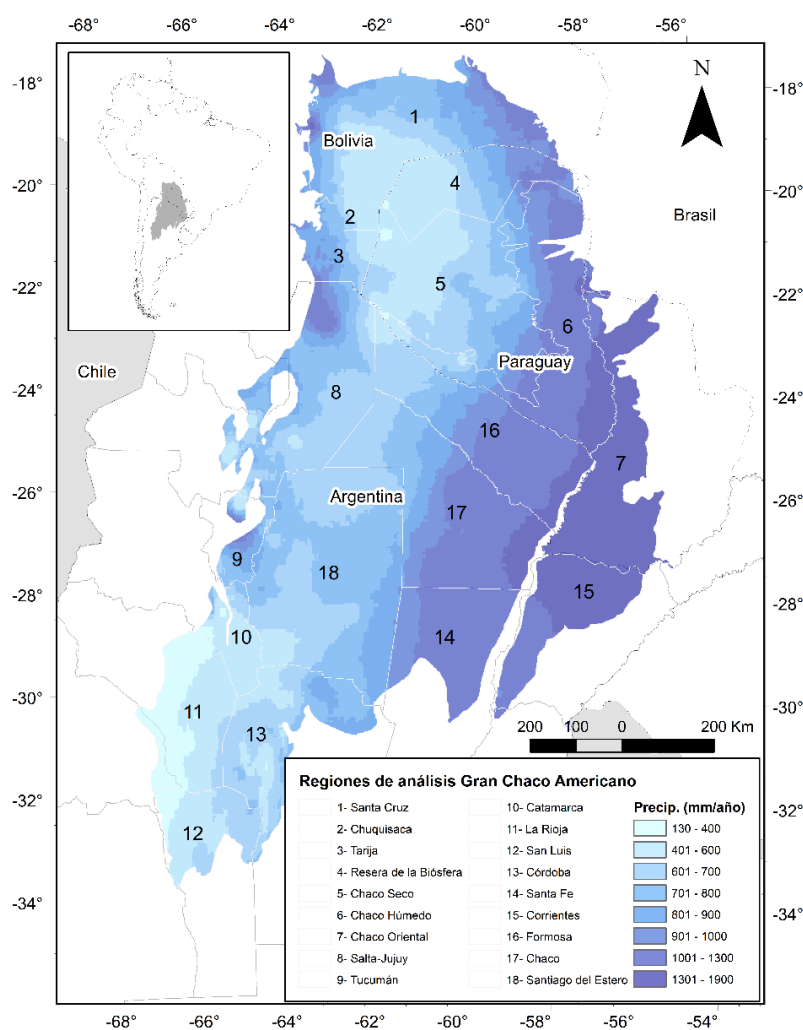


Figura 4.1. Ecorregión del Gran Chaco Americano (Olson et al. 2001) y sus regiones.

Dado que las dinámicas de CUCS no son homogéneas en el GCA, y que tanto la autoridad de aplicación de las normativas, como la gestión de los recursos naturales, compete a de las administraciones subnacionales, el desarrollo de los modelos de simulación de cambios de uso del suelo requirió dividir el área del GCA en 18 regiones (Figura 4.1). Las regiones de Argentina y Bolivia se corresponden con unidades administrativas primarias (provincias y departamentos, respectivamente). En Paraguay, en cambio, se consideraron 4 regiones *ad hoc* (Chaco Seco, Chaco Húmedo, Chaco Oriental y la Reserva de la Biósfera) definidas por normativas (decreto N° 13.202/01 de generación de la Reserva de la Biosfera del Chaco) y patrones de cambio históricos homogéneos. Cada región se modeló simultáneamente, aunque los resultados se combinaron en un único mapa que abarcó todo GCA.

#### 4.2.2 *Modelos de simulación espacialmente explícitos*

Los modelos de CUCS futuros fueron generados en la plataforma Dinamica-EGO (versión 5.2.1), que utiliza operadores matemáticos, lógicos, estadísticos y espaciales para generar simulaciones espacialmente explícitas, basadas en datos históricos (Soares Filho et al. 2002; 2009). Dinámica-EGO evalúa el grado de asociación que existe entre un conjunto de factores determinantes de cambios y los CUCS, mediante el método de “pesos de evidencia” (Agterberg, 1992). Este método utiliza probabilidades condicionales conjuntas para cuantificar la influencia de cada factor determinante en cada tipo de transición, evaluando la relación entre la presencia/ausencia de los CUCS, dada la presencia/ausencia de cada factor determinante de los cambios (Agterberg, 2002).

Los pesos de evidencia ( $W^+$ ) se calculan de acuerdo a la ecuación 7.

$$W^{+ij} = \ln\left(\frac{A1}{A2}\right) / \left(\frac{A3}{A4}\right) \quad \text{Ecuación 7}$$

Donde A1 es el número de píxeles en los que ocurrió la transición  $i \rightarrow j$ , en una dada categoría de un factor determinante X; A2 es el número de píxeles del factor determinante X en los que ocurrió una transición  $i \rightarrow j$ ; A3 es el número de píxeles donde no ocurrieron transiciones en la categoría; y A4 es el total de píxeles del factor determinante X en los que no ocurrieron transiciones  $i \rightarrow j$ . Esta información determina los porcentajes de eventos (píxeles que cambian) y de no eventos (píxeles que no cambian) por factor (Ecuación 8 y 9).

$$\% \text{ Eventos} = \left(\frac{A1}{A2}\right) \quad \text{Ecuación 8}$$

$$\% \text{ No eventos} = \left(\frac{A3}{A4}\right) \quad \text{Ecuación 9}$$

#### 4.2.2.1 Calibración del modelo de cambio de uso del suelo

La calibración del modelo incluyó una etapa de entrenamiento y otra de validación. Para ello, previamente se superpuso una grilla de 1 km<sup>2</sup> sobre el área de estudio y aleatoriamente se seleccionó el 70% de los datos para el entrenamiento, usando el 30% restante en la validación.

La calibración requiere de dos tipos de información. Por un lado, los mapas de cobertura/uso del suelo correspondientes a las fechas de inicio y fin del periodo analizado, que están relacionados a los factores de control de cantidad de cambios. Por otro lado, un conjunto de factores determinantes de los cambios ocurridos (biofísicas, sociopolíticas, de estructura del paisaje, etc.), relacionadas al control de localización de los cambios.

#### 4.2.2.2 Mapas de cobertura y uso del suelo

Para el análisis se seleccionó el período de análisis 2009-2019, considerando que el proceso de CUCS fuera lo más reciente y estable posible, respecto a los factores determinantes de cambio y a las normativas de regulación territorial. Los mapas de uso/cobertura del suelo de ambos años fueron obtenidos del proyecto MapBiomias Chaco-Colección 2 (Mapbiomas, 2020), cuyas exactitudes globales fueron 79% y 80%, respectivamente. Los mapas con resolución espacial de 30m fueron reescalados a 250 m y reclasificados en cinco categorías: *Leñosas Nativas*, *Pastizales*, *Otras Tierras*, *Agricultura* y *Pasturas*.

La categoría *Leñosas Nativas* incluyó la vegetación arbórea y arbustiva natural. La categoría *Pastizal* corresponde a la vegetación herbácea natural. La categoría *Pasturas* incluyó tierras transformadas para producción pecuaria empresarial capitalizada (generalmente con introducción de cultivos de forrajeras megatérmicas). Esta categoría no considera a la actividad ganadera extensiva, es decir, la realizada en pastizales naturales, humedales o bajo bosque nativo. La categoría *Agricultura* incluyó cultivos herbáceos anuales, plurianuales o perennes, y cultivos de especies arbóreas y arbustivas. Por último, la categoría *Otras Tierras* integró las coberturas no incluidas en las restantes categorías (cuerpos de agua, salares, salinas, ciudades, etc.) (Figura 4.2).

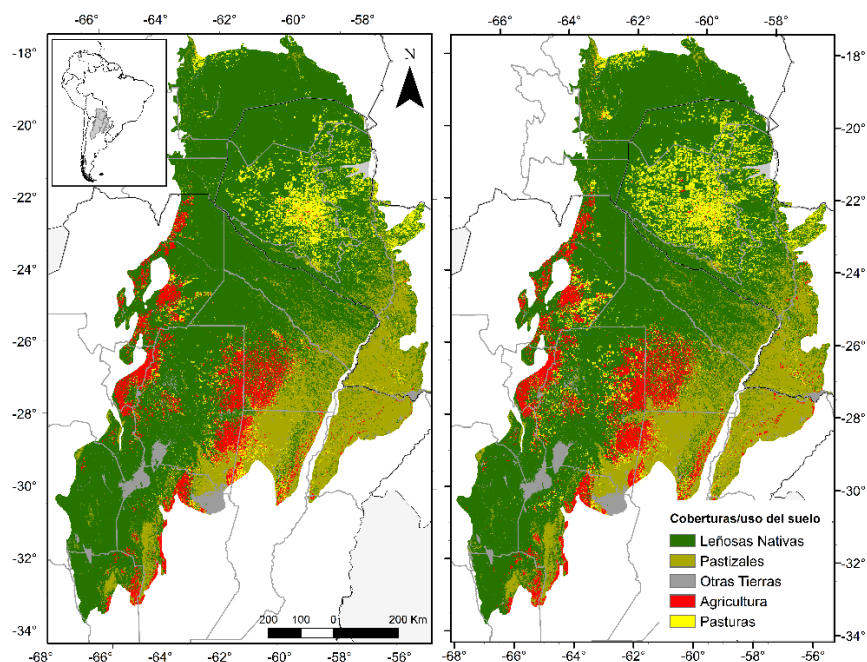


Figura 4.2. Cobertura y uso del Gran Chaco Americano del año 2009 (izquierda) y 2019 (derecha).

#### 4.2.2.3 Tasas de cambio de cobertura y uso del suelo

Se cuantificaron tanto la magnitud (tasas), como la dirección (transiciones) de los cambios de uso/cobertura ocurridos entre 2009 y 2019 utilizando matrices de probabilidad de transición de Markov (Meyer y Turner, 1996), (ecuación 10).

$$C_{ij} = \frac{A_{ij}}{\sum_{j=1}^j A_{ij}} \quad \text{Ecuación 10}$$

Donde,  $C_{ij}$  representa la proporción de transición de cada categoría  $i$  del *Tiempo 0*, a la categoría  $j$  en el período de estudio  $t+n$ , siendo  $n$  es el número de años; y  $A_{ij}$ , es la superficie de la categoría  $i$  que se convierte a  $j$  en el tiempo  $t+1$ .

Las matrices de probabilidad de transición de Markov (Cuadro 4.1) permiten proyectar la ocupación del suelo en un tiempo  $t_2$  a partir de dos estados precedentes  $t_0$  y  $t_1$  conocidos.

A diferencia de la matriz de transición de Pontius, que relaciona la proporción de cambios



de cada categoría a la extensión total del área de estudio, en la matriz de Markov las probabilidades de transición de cada categoría en el momento  $t_0$  es igual a 1.

Cuadro 4.1 Modelo de matriz de probabilidad de transición de Markov.

	Tiempo 1				Total Tiempo 0
	<i>Leñosas Nativas</i>	<i>Agricultura</i>	<i>Pasturas</i>	<i>Pastizales</i>	
Tiempo 0					
<i>Leñosas Nativas</i>	C <sub>11</sub>	C <sub>12</sub>	C <sub>13</sub>	C <sub>14</sub>	1
<i>Agricultura</i>	C <sub>21</sub>	C <sub>22</sub>	C <sub>23</sub>	C <sub>23</sub>	1
<i>Pasturas</i>	C <sub>31</sub>	C <sub>32</sub>	C <sub>33</sub>	C <sub>34</sub>	1
<i>Pastizales</i>	C <sub>41</sub>	C <sub>42</sub>	C <sub>43</sub>	C <sub>44</sub>	1

#### 4.2.2.4 Factores determinantes.

Se seleccionó un conjunto de factores determinantes de los cambios ocurridos en cada región (Cuadro 4.2) basados en diferentes estudios que analizaron causas de la deforestación a nivel mundial (Geist y Lambin 2002; Lambin et al. 2003; Meyfroidt et al. 2010; 2013; Angelsen et al. 2019), continental (Richards et al. 2012) y regional (Mertens et al. 2004; Grau y Aide, 2008; Zak et al. 2008; Müller et al. 2012; 2014b; Gasparri et al. 2015; Tejada et al. 2016; Volante et al. 2016; Piquer Rodríguez et al. 2018; Le Polain de Waroux et al. 2018; Henderson et al. 2021; Aguiar et al. 2022; Da Ponte et al. 2022). Los factores determinantes fueron medidos al inicio del período analizado para evitar efectos de endogeneidad. Se realizaron análisis univariados entre cada factor determinante y los cambios de uso del suelo, eliminando los que no resultaron significativos, y posteriormente se evaluó la independencia entre pares de factores determinantes, seleccionando sólo uno con valores de correlación mayores a 0,6 del Coeficiente de Cramer (Bonham Carter, 1994).

Cuadro 4.2 Factores significativos de los cambios de uso/cobertura del Gran Chaco Americano

Factores determinantes de CUCS	Nombre (unidad)	Fuente
<b>Biofísicas</b>		
<i>Climáticos</i>	Precipitación media anual (mm)	CHIRPS (Climate Hazards Group Infrared Precipitation with Station data, v2) (Funk et al. 2015)
	Temperatura media anual (C°)	Base de datos Terraclimate (Abatzoglou et al. 2018)
	Temperatura mínima media (C°)	
	Temperatura máxima media (C°)	
	Evapotranspiración media anual (mm)	
<i>Topográficos</i>	Altitud (m)	SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) (Jarvis et al. 2008)
	Pendiente (%)	
	Índice de humedad topográfica (TWI)	
	Diversidad topográfica	Global Alos Topographic Diversity, (Theobald et al. 2015).
<i>Edáficos</i>	Capacidad de uso del suelo	Mapa digital de los suelos de argentina (INTA, 1990). Mapa de capacidad de uso mayor de la tierra (CUMAT) de Bolivia. IDE-EPB (Geobolivia, 2001). Mapas de aptitud de uso del suelo de las regiones de Paraguay (INFONA, 2016; MADES, 2020)
	Densidad aparente (cg/cm3).	Soilgrids 2.0 (Poggio et al. 2021)
	Concentración de Carbono orgánico	
	Capacidad de intercambio catiónico (Mmol(c)/kg)	
	Contenido de arcilla (g/kg)	
<i>Hidrográficos</i>	Distancia a cursos de agua (m)	Hydrosheds database (Lehner et al. 2008)
	Distancia a cuerpos de agua (m)	
	Ocurrencia de cuerpo de agua	JRC Global Surface Water Mapping, v1.3 (Pekel et al. 2016)
<i>Paisaje</i>		

<i>Estructura</i>	Fragmentación del paisaje	Análisis de los mapas de cobertura/uso usando PATTERN del programa TERRSET (Eastman, 2015)
	Diversidad del paisaje	
<i>Funcionalidad</i>	Índice de servicios ecosistémicos	Calculada de acuerdo a Paruelo et al. 2016
<b><i>Socioeconómico</i></b>		
<i>Infraestructura</i>	Distancia a población	Instituto Geográfico Nacional (IGN, 2012) y datos abiertos geoespaciales - Ministerio de Agricultura Ganadería y Pesca de la Nación. Infraestructura de datos espaciales de Bolivia (Geobolivia) y digitalización de puntos georreferenciados con ayuda de expertos locales de Paraguay.
	Distancia a instituciones técnico científicas relacionadas a la actividad agropecuaria	
	Distancia a desmontes previos	Análisis GIS de datos provistos por los mapas de cobertura/uso iniciales.
	Distancia a comunidades indígena (m)	INAI, 2022
	Distancia a vías férreas (m)	Análisis GIS de vectores de caminos Open Street Map (OSM), y líneas férreas de Argentina, Paraguay y Bolivia. (IGN, 2012) y el Instituto Geográfico Militar para Bolivia (e: 1:1.000.000) (Geobolivia).
	Distancia a rutas (m)	
	Accesibilidad	Proyecto Global de Asentamiento Humano (Weiss et al. 2018).
<b><i>Político-administrativo</i></b>		
<i>Normativos</i>	Distancia a áreas protegidas	WDPA database (UNEP-WCMC y IUCN).
	Normativas de uso del suelo	En Argentina la Ley de bosques (n° 26.331/07), establece una zonificación de los bosques nativos, en áreas rojas (i), amarillas (ii) o verdes (iii), con decrecientes restricciones de uso del suelo. Para Bolivia se seleccionó la Ley forestal (n° 1700/96) que norma la utilización sostenible y la protección de los bosques mediante el cumplimiento de planes de manejo y aprovechamiento (PLUS) a nivel predial, de acuerdo a la aptitud de la tierra. Para Paraguay se seleccionaron la Ley de deforestación cero (n° 2524) para la región oriental, la ley forestal (422/73 art 42°), que establece 25% de conservación de áreas boscosas en propiedades rurales mayores a 20 ha, y normativas de conservación de bosques protectores de cauces hídrico y cortinas rompevientos (ley 4241/11 y res.1105/07). En la región reserva de la biósfera se consideró el decreto n°175/18 que dispone la conservación del 50% de la superficie boscosa.

#### 4.2.2.5 Mapas de susceptibilidad de cambio

A partir de los pesos de evidencia del conjunto de factores determinantes se obtiene una probabilidad condicional conjunta de transición para cada píxel del área de estudio, que resultan en mapas de susceptibilidad por cada transición. En estos mapas pueden identificarse las áreas más y menos propensas a una determinada transición (Soares Filho et al. 2002, 2009; Maeda et al. 2011).

La probabilidad de transición,  $P$  (para cada píxel), para una transición  $i \rightarrow j$  dado un conjunto de factores determinantes ( $V$ ), se estimó mediante la ecuación 11.

$$P(i \Rightarrow j(x, y)/V) = \frac{e^{\sum_k W_k n_{i \Rightarrow j(V)xy}}}{1 + \sum_{ij} e^{\sum_k W_k n_{i \Rightarrow j(V)xy}}} \quad \text{Ecuación 11}$$

Donde  $V$  es un vector de  $k$  factores, medido en la ubicación  $xy$ , y representado por sus pesos  $W^+_{1xy}$ ,  $W^+_{2xy}$ , ...,  $W^+_{nxy}$ , siendo  $n$  el número de categorías de cada factor  $k$ -ésimo. Se obtuvieron los mapas de susceptibilidad de cambios para cada una de las transiciones analizadas, en cada píxel del mapa (Figura 4.3).

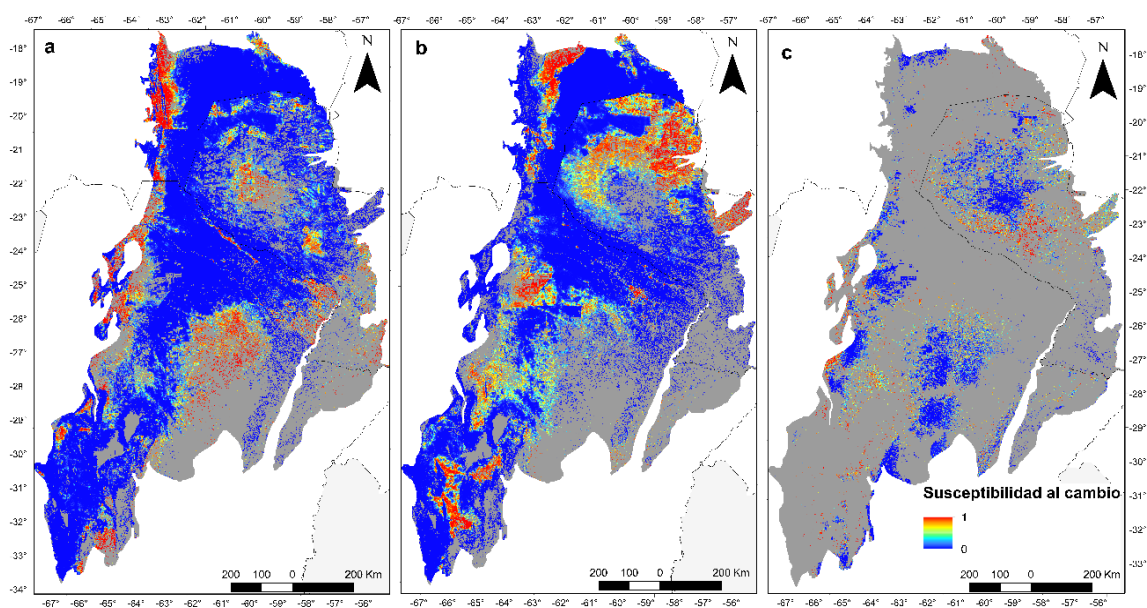


Figura 4.3. Mapas de Susceptibilidad de: a) deforestación por agricultura, b) deforestación por pasturas y, c) regeneración forestal de parcelas previamente agropecuarias. Los colores indican

un gradiente de susceptibilidad de menor (azul) a mayor (rojo). Se considera deforestación a la pérdida de superficie de *Leñosas Nativas*.

#### 4.2.2.6 Validación del modelo de simulación

La validación del modelo utilizó el 30% de los datos del área de estudio no utilizados en la calibración. Se comparó un mapa simulado al año 2019 con el mapa de coberturas del suelo observado del mismo año (Figura 4.4).

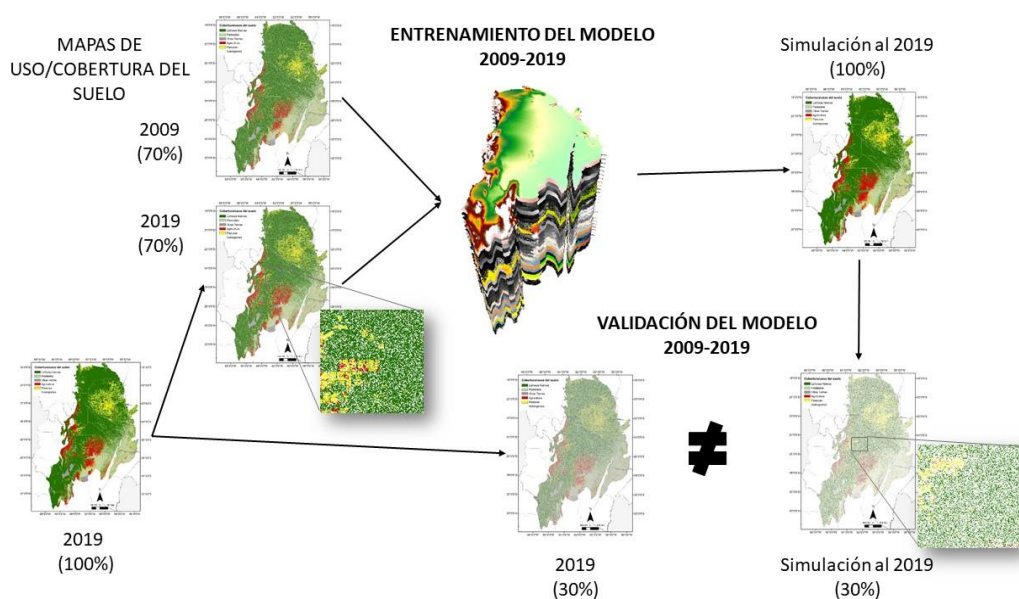


Figura 4.4. Calibración del modelo de simulación 2009-2019 para el GCA.

Posteriormente, se calcularon las matrices de confusión a nivel ecorregional y para cada región (Cuadro 4.3), obteniendo una exactitud global mayor al 83%.

Cuadro 4.3 Valores de exactitud de clasificación por región del Gran Chaco Americano.

Región	Exactitud (%)	Región	Exactitud (%)
1- Santa Cruz de la Sierra	92,52	10-Catamarca	90,88
2-Chuquisaca	96,54	11-La Rioja-San Juan	96,40
3-Tarija	91,93	12-San Luis	88,29
4-Reserva de la Biósfera	89,91	13-Córdoba	85,26
5-Chaco Seco	72,17	14-Santa Fe	77,71
6-Chaco Húmedo	76,07	15-Corrientes	89,38
7-Chaco Oriental	80,06	16-Formosa	85,45
8-Salta-Jujuy	82,52	17-Chaco	81,06
9-Tucumán	80,65	18-Santiago del Estero	77,95
<b>Global 83,05</b>			

#### 4.2.3 *Importancia relativa de los factores determinantes de CUCS*

Se evaluó la influencia de cada factor determinante en el modelo de cambio de uso del suelo mediante el índice *Valor de Información* (IV) (Yin y Yan, 1988), de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$IV_x = \sum (\% \text{ Eventos} - \% \text{ No Eventos}) * W^+ \quad (6)$$

Donde los valores de IV menores a 0,02, indican que el factor determinante no es relevante en el modelo; entre 0,02 a 0,1, tiene un débil poder predictivo; entre 0,1 a 0,3, tiene un grado medio de poder predictivo; entre 0,3 a 0,5, tiene un fuerte poder de predicción; y con valores mayores a 0,5, el factor determinante tiene un muy fuerte valor predictivo.

#### 4.2.4 *Escenarios alternativos de uso del suelo al año 2050*

Con el fin de explorar posibles trayectorias futuras de CUCS, se generaron escenarios alternativos contrastantes, basados en el gradiente de dos dimensiones: a) el grado de apertura de mercados (globales o nacionales) y b) el grado de intervención del Estado en la protección de los bosques y pastizales. Mediante talleres interdisciplinarios en donde participaron profesionales de diversas instituciones de Argentina, Bolivia, Paraguay y Brasil se construyeron imágenes de futuro de cuatro escenarios alternativos: (1) el escenario inercial (en adelante BAU), supone que el contexto socioambiental y los factores determinantes de los CUCS operarían en 2050 con la misma intensidad y dirección que ocurrieron durante el periodo 2009-2019; (2) escenario de gran apertura al mercado global y sin control estatal, donde las condiciones de los factores determinantes de los CUCS propiciarían una fuerte expansión agropecuaria (en adelante GLOBAL-BAJA); (3) escenario de baja apertura al mercado global y alta regulación del Estado, donde las condiciones de los factores determinantes de CUCS restringirían al máximo la transformación del paisaje (en adelante LOCAL-ALTA), manteniendo los niveles de producción y rendimiento con bajo impacto ambiental, a partir de la diversificación e intensificación sostenible de los sistemas productivos; y (4) Escenario de gran apertura al mercado global, pero con intervención estatal rigurosa que restringiría fuertemente la expansión agropecuaria sobre zonas naturales, evitaría la deforestación ilegal y propiciaría la protección de áreas de importancia para la conservación de los recursos naturales. Este escenario plantea un control eficiente de las políticas y normativas de regulación, que cumplan con estándares nacionales e internacionales de cuidado del ambiente y sostenibilidad de los sistemas productivos (en adelante APLICACIÓN LEGAL).

Para cada escenario se analizó una serie de factores determinantes del desarrollo de la producción agropecuaria en el área de estudio y su potencial estado. Los factores condicionantes considerados fueron: 1) **aspectos económicos** (situación de mercados externos e internos), 2) **desarrollo de infraestructura** (accesibilidad y servicios, desarrollo de redes camineras y vías de transporte), 3) **desarrollo tecnológico** (variedades de cultivos genéticas resistentes a sequía o salinidad del suelo), 4) **aspectos socioeconómicos** (tipo de productor predominante), 5) **aspectos socioambientales** (concientización de la problemática ambiental), 6) **aspectos políticos- institucionales y nivel de regulación estatal** (legislación de manejo de recursos naturales y su aplicación) y, 7) **la condición climática** (ciclo climático favorable o no favorable para la expansión agropecuaria o forestal a futuro). La descripción de los escenarios se detalla en las cajas 1, 2, 3 y 4.

#### **Caja 1. Escenario inercial o “Business as Usual” (BAU)**

**Tasa de deforestación y transiciones:** Las tasas operan con la misma magnitud que en 2009-2019 (Cuadro 4.4). En Brasil no se detectan deforestaciones.

**Mercados externos:** Crisis económica global no superada. Los mercados globales sostienen la demanda de *commodities*, pero con disminución de precio respecto a la primera mitad de la década del 2000. La caída del precio de la soja y del tipo de cambio real, combinado con un aumento del costo de los arrendamientos agrícolas, resultan en mediana a baja rentabilidad (des-incentivo a la formación de nuevos pools de siembra). Argentina presenta alta devaluación. Alto precio de combustibles/flete (en Argentina y Paraguay). Existen incentivos de exportación en las cadenas de lácteos, carne y soja (en Paraguay y Bolivia). La carne de mejor calidad se exporta a Europa, Brasil y Arabia Saudita.

**Mercados internos:** Argentina presenta alta inflación. Alto precio de combustibles/flete (en Argentina y Paraguay). El aumento del costo de los arrendamientos agrícolas resulta en mediana a baja rentabilidad (des-incentivo a la formación de nuevos pools de siembra). Aumenta la producción de maíz (reemplazo en la proporción soja/maíz en Argentina y Bolivia) y de sorgo (en Paraguay). Demanda interna de carne insatisfecha (en Paraguay y Bolivia). Paraguay importa de Argentina y Brasil (contrabando) para el mercado interno. Bolivia incrementa la demanda de carne y existe una creciente demanda interna de soja y lácteos insatisfecha. Se busca la soberanía alimentaria.

**Infraestructura:** No se registran grandes inversiones en la infraestructura vial o de transporte de productos agropecuarios y forestales (en Argentina y Paraguay). Mejoras en algunas rutas provinciales favorecen la accesibilidad y distribución de productos (en Bolivia). No hay mejoras en la producción de energía hidroeléctrica (excepto en Brasil).

**Tecnologías:** Producción agrícola basada en siembra directa y acopio en sistemas móviles tipo silo bolsa (en Argentina y Paraguay), mientras que en Bolivia son sistemas extensivos. Se utilizan semillas genéticamente modificadas en zonas de alto déficit (en



trigo y soja en Argentina, soja en Paraguay, y sorgo y maíz en Bolivia). En Argentina y Paraguay la ganadería se basa en pasturas megatérmicas, en sistemas de pasturas implantadas con árboles nativos, no sustentables como desmontes diferidos (en Argentina y Paraguay). En Bolivia se extienden los sistemas ganaderos extensivos y silvopastoriles, excepto en los bancos forrajeros. Existe asesoramiento técnico vinculado a lograr mayor explotación de los recursos naturales y mejorar el rendimiento en la zona.

**Socioeconómicos:** Los productores campesinos (puesteros) y comunidades originarias son desplazados (hacia zonas marginales) por emprendimientos basados en agronegocios, generalmente provenientes de regiones extra chaqueñas. Cambio de actores (en Argentina y Paraguay). Translocación del capital fundiario a capital financiero, donde las fincas forman parte del negocio inmobiliario (en Argentina y Paraguay). Desaceleración de la concentración de inversión en la tierra (en Argentina y Paraguay). Se fortalece la presencia de actores de la agroindustria (contratistas, APRESID, asociaciones de productores capitalizados, grupos CREA, multinacionales). Dinámica de transformación ralentizada respecto a la década previa (por precio de la soja, leyes y normativas, etc. (en Argentina y Paraguay). Crecientes regalías por ser zona de interés por hidrocarburos que conduce a una acelerada dinámica de cambio de uso del suelo (en Bolivia).

**Socioambientales:** Explícita valoración social de la problemática ambiental, aunque no tracciona un cambio de dinámica de uso, más allá de lo discursivo. Continúa la emigración campesina. Problemas de tenencia de tierra sin resolver, con inconsistencias catastrales (en Argentina y Paraguay). Se reconocen los derechos ancestrales y el dominio de las tierras por parte de los pueblos originarios (en Bolivia). Sin embargo, en Argentina y Paraguay su resolución es dificultosa por intereses contrapuestos. La variabilidad climática dificulta la producción agropecuaria. La aversión al riesgo de expandirse hacia zonas de baja aptitud agrícola es mayor.

**Factores políticos-institucionales:** Se mantienen los subsidios sociales del Estado. Existencia de fondos rotatorios y fondos comunitarios para mejorar y mantener la producción (prosol). Se mantienen las barreras para-arancelarias para *commodities*. Incentivo de políticas de uso de bioenergía y biocombustibles, incrementando potenciales conflictos socioambientales. Se mantiene la institucionalización en la gestión del territorio a través de la Ley de Bosques, y Ley Bovina y Caprina, entre otras). En Bolivia: Ley forestal N° 1700 (desde 1996). Plan de OT Bolivia: Planes de uso del suelo a nivel departamental y municipal incumplidos. Las normativas existentes no son aplicadas de manera rigurosa. El Estado busca generar nuevas normativas que regulen el uso de los recursos naturales, la ganadería, la agricultura y la forestación (ej. MGBI en Argentina; mayor regulación de sistemas ganaderos silvopastoriles en Bolivia, con la incorporación de POUTs). Sin embargo, el efecto de la aplicación de esas regulaciones no es claro. En la región oriental de Paraguay hay mayor cumplimiento de la ley de Deforestación Cero (Ley 2524/04). En la región occidental la Deforestación Cero no se cumple, aunque la Ley Forestal 422/73 (25% del área de bosques naturales conservada), de protección de bosques ribereños (4241/10) y de protección del 50% en la Reserva de la Biosfera tienen una mayor de aplicación.

**Condiciones climáticas:** Se mantiene la tendencia de precipitación observada durante las últimas décadas. Se observa un aumento de eventos extremos.

## Caja 2. Escenario de alto control del mercado (GLOBAL-BAJA)

**Tasa de deforestación y transiciones:** Las tasas de cambio alcanzan los máximos niveles históricos registrados (Cuadro 4.4). Gran expansión e intensificación de la producción agrícola y ganadera sobre vegetación natural.

**Mercados externos:** Crisis económica global superada. Se registra una alta demanda de *commodities*, lo que impulsa altos precios y mayores márgenes económicos en la producción agropecuaria y forestal a nivel regional. El consumo y demanda global de *commodities* del sistema agropecuario y forestal incrementa (principalmente soja, carne vacuna, lácteos y madera).

**Mercados internos:** El área de estudio se autoabastece, satisfaciendo mercados internos.

**Infraestructura:** El estado invierte en el desarrollo de nueva infraestructura, disminuyendo costos de transporte a través del trazado de nuevas autopistas, mejoras en las existentes, reactivación de los ferrocarriles y la conexión con puertos marítimos. Mejoras en el tendido eléctrico aumentan el desarrollo industrial e incorporación de energía renovable. Incorporación de la red Bioceánica (Paraguay, Argentina, Bolivia, Chile y Brasil).

**Tecnologías:** Se crean variedades de cultivos extensivos resistentes a sequía (400 mm anuales) y a suelos salinos, mejorando los rendimientos y ampliando la frontera agropecuaria, aun en áreas marginales o con lluvias impredecibles y eventos extremos de sequía. Se reduce la diversificación, favoreciendo en gran medida a la ganadería y cultivos industriales. Mayor comunicación satelital (nuevos satélites) para monitoreo de los recursos naturales, temperatura y humedad (objetivos sanitarios- relevamiento de enfermedades tropicales).

**Socioeconómicos:** Los productores campesinos (puesteros) y comunidades originarias son desplazados (hacia zonas marginales) por emprendimientos basados en agronegocios, generalmente provenientes de regiones extra chaqueñas. Cambio de actores (en Argentina y Paraguay). Translocación del capital fundiario a capital financiero, donde las fincas forman parte del negocio inmobiliario (en Argentina y Paraguay). Marcada concentración de la tierra en manos de grandes propietarios, que impulsan fuera del sistema a puesteros y pequeños y medianos productores. Se fortalece la presencia de actores de la agroindustria (contratistas, APRESID, asociaciones de productores capitalizados, grupos CREA, multinacionales). Emigración campesina hacia zonas urbanas por cambio de estilo de vida, o por envejecimiento de productores. Incorporación de la red Bioceánica en toda la región, mejorando la calidad de vida de los pobladores.

**Socioambientales:** Explícita valoración social de la problemática ambiental, aunque no tracciona un cambio de dinámica de uso, más allá de lo discursivo. Continúa la emigración campesina. Problemas de tenencia de tierra sin resolver, con inconsistencias catastrales (en Argentina y Paraguay). Se reconocen los derechos ancestrales y el dominio de las tierras por parte de los pueblos originarios (en Bolivia). Sin embargo, en Argentina y Paraguay su resolución es dificultosa por intereses contrapuestos. La variabilidad climática no constituye una limitación en la producción debido a que las nuevas tecnologías permiten mayor adaptación. La aversión al riesgo de expandirse hacia zonas de baja aptitud agrícola es menor.

**Factores políticos-institucionales:** El perfil del gobierno se caracteriza por ser desregulador y de libre mercado. El manejo de los recursos naturales está mayormente determinado por los mercados, con una mínima regulación estatal. El modelo político dominante favorece el desarrollo de actividades productivas, con una disminución sustancial de retenciones impositivas, favoreciendo a los grandes capitales e inversores (inclusive extranjeros). El gobierno favorece el desarrollo de agricultura y plantación de especies altamente competitivas, eliminando las restricciones ambientales. Baja regulación y aplicación de normativas ambientales. Las políticas y legislaciones ambientales son escasas o de bajo cumplimiento y monitoreo debido a la debilidad de las autoridades de aplicación, lo cual atrae a grandes inversores. Sólo se protegen áreas de alto valor de conservación (en Argentina solo áreas zonificadas rojas según OTBN y en Paraguay las bosques ribereños y conectividad).

**Condiciones climáticas:** La variación del clima es altamente favorable, empezando un nuevo ciclo de aumento de las precipitaciones en zonas áridas, fundamentalmente a partir del

corrimiento de isohietas de la región. Disminuyen los eventos extremos intra e interanuales.

### **Caja 3. Escenario de alta regulación del Estado (LOCAL-ALTA)**

**Tasa de deforestación y transiciones:** Las tasas de deforestación son las mínimas históricas (Cuadro 4.4).

**Mercados externos:** El mercado externo tracciona el cumplimiento de estándares de calidad generando sistemas productivos sustentables (principalmente en las cadenas de soja y carne). Los precios de los *commodities* incrementan a fin de cumplir con estándares que permiten la certificación.

**Mercados internos:** El área de estudio se autoabastece, satisfaciendo mercados internos. Tanto la expansión como la intensificación de las producciones dominantes se desincentivan.

**Infraestructura:** Se mantiene la infraestructura e incrementan nuevas vías de comunicaciones y servicios para mejorar las instalaciones. Mejoras en el tendido eléctrico que permite mayor desarrollo industrial e incorporación de energía renovable. Incorporación de la red Bioceánica en toda la región.

**Tecnologías:** Menor desarrollo de organismos genéticamente modificados (OMGs) adaptados a condiciones de sequías o suelos marginales. Predominan los sistemas productivos más sustentables. Mayor comunicación satelital (nuevos satélites) para monitoreo de los recursos naturales, temperatura y humedad (objetivos sanitarios). Se permite un cambio de uso del suelo reducido.

**Socioeconómicos:** Mayor arraigo y mantenimiento de pequeños y medianos productores y campesinos como consecuencia de la promoción de créditos blandos y de una menor carga impositiva, promoviendo la diversificación productiva (en Argentina y Paraguay). Incorporación de la red Bioceánica en toda el área de estudio, lo cual mejora la calidad de vida de los pobladores, con mayores y mejores servicios (escuelas, salud, energía, etc.).

**Socioambientales:** La valoración social de la problemática ambiental se hace más explícita, dando lugar a una menor expansión, particularmente sobre las áreas marginales. Se formaliza la entrega de tierras a productores. Existe un proceso de restauración y enriquecimiento del bosque en las zonas de mayor vulnerabilidad ambiental.

Implementación de prácticas de manejo y ordenamiento territorial generando paisajes más diversificados y resilientes al cambio climático. Aplicación de REDD+<sup>1</sup> en toda la región y objetivos de desarrollo sostenible (ODS). Existe una valorización y fortalecimiento de la región como resultado del trabajo colaborativo. El Gran Chaco como una región unificada para la resolución de los problemas socioambientales. Existe mayor aversión al cambio de uso del suelo en áreas cercanas a Áreas protegidas y a comunidades originarias.

**Factores políticos-institucionales:** El gobierno es más intervencionista, con un manejo de los recursos naturales regulados desde un estado federal. Se plantea una estrategia de conservación y uso sustentable de los recursos naturales (pero aprovechando la demanda de *commodities* del mercado global) y de protección de pequeños y medianos productores. La carga impositiva y la aplicación de retenciones es diferencial por ingresos en el sector productivo, lo que limita la expansión de las actividades productivas dominantes en cada región. Se alienta, con créditos, la diversificación productiva agroecológica a pequeños y medianos productores, o con incentivos y exenciones impositivas, la incorporación de nuevos cultivos a los productores que adopten una producción sustentable. La legislación ambiental se aplica rigurosamente, se generan nuevas leyes y formas de planificación territorial, y se trata de cumplir con las barreras para-arancelarias impuestas por otros países. La ley de bosque en Argentina se modifica, eliminando la categoría verde, favoreciendo el desarrollo de alternativas productivas en dichas áreas. El avance ganadero

se da particularmente en zonas marginales (MBGI en zonas amarillas y verdes, según el OTBN). La deforestación se da en zonas no categorizadas por la ley. En Bolivia se aplica la ley forestal y Ley Madre Tierra (N°300, 2009). En Paraguay se cumplen las leyes de conservación, restauración y conectividad de bosques (prioritariamente en cursos hídricos y paleocauces). Se aplican buenas prácticas agrícolas sustentables. Se identifican e implementan nuevas áreas de conservación y de corredores biológicos sin deforestación. Se cumplen los estándares internacionales contribuyendo a la regulación del cambio climático.

**Condiciones climáticas:** El clima se mantiene en sus niveles históricos de distribución de precipitaciones y temperaturas, sin ser particularmente favorables a la producción, ni un obstáculo a los avances productivos de la región.

#### **Caja 4. Escenario de aplicación rigurosa de Normativas (APLICACIÓN LEGAL)**

**Tasa de deforestación y transiciones:** Las tasas responden a las normativas de regulación de cada país (Cuadro 4.4). En Paraguay: En las regiones Chaco Seco y Chaco Húmedo se protege el 40% de superficie boscosa, mientras que en la Reserva de la Biosfera el 50% y en la región oriental se mantiene la deforestación 0. En Argentina: sólo en la categoría verde (III) continúa la tendencia decreciente de cambio del periodo 2010-2019. En Bolivia: se respeta la ley forestal estableciendo cuánto y dónde se permiten los cambios. En Brasil: se mantiene sin deforestación.

**Mercados externos:** Ídem a Escenario Inercial. Cumplimiento de normativas internacionales para poder exportar e importar.

**Mercados internos:** Ídem a Escenario Inercial. Aplicación del actual proyecto de Ley para el desarrollo productivo del cañamo 6007/2019 para reemplazo (en 5 años 100.000ha) de soja y sorgo por cañamo industrial (mejora la degradación, captación de carbono que hacen al balance de carbono neutral).

**Infraestructura:** Ídem a Escenario Inercial. Incorporación de la red Bioceánica en toda la región.

**Tecnologías:** Producción agrícola basada en siembra directa y acopio en sistemas móviles tipo silo bolsa (en Argentina y Paraguay), mientras que en Bolivia son sistemas extensivos. Se utilizan semillas genéticamente modificadas en zonas de alto déficit hídrico (para trigo y soja en Argentina, soja en Paraguay, y sorgo y maíz en Bolivia). La ganadería se desarrolla en bosques, en sistemas silvopastoriles sustentables o manejo integrado (ej. MBGI), en categoría amarilla (II). Se permite un cambio de uso del suelo reducido. Aumenta la producción agrícola basada en sistemas de bajo impacto ambiental (buenas prácticas agrícolas). Las tecnologías permiten el cumplimiento de estándares de calidad internacionales para poder exportar e importar en las cadenas de producción.

**Socioeconómicos:** Disminución de los desplazamientos de productores campesinos (puesteros) y comunidades originarias hacia zonas marginales por emprendimientos basados en agronegocios, generalmente provenientes de regiones extra chaqueñas. Translocación del capital fundiario a capital financiero, donde las fincas forman parte del negocio inmobiliario (en Argentina y Paraguay). Desaceleración de la concentración de inversión en la tierra (en Argentina y Paraguay). Se fortalece la presencia de actores de la agroindustria (contratistas, APRESID, asociaciones de productores capitalizados, grupos CREA, multinacionales). Dinámica de transformación ralentizada respecto a la década previa (por precio de la soja, leyes y normativas, etc. en Argentina y Paraguay). Periodo de muchos ingresos (regalías) por ser zona de interés por hidrocarburos que conduce a una dinámica de cambio de uso del suelo creciente (en Bolivia). Crecientes regalías por ser zona de interés por hidrocarburos que conduce a una acelerada dinámica de cambio de uso del suelo (en Bolivia).

**Socioambientales:** La valoración social de la problemática ambiental se hace más explícita, traccionando el monitoreo de la aplicación normativa, particularmente sobre áreas marginales. Fortalecimiento de las instituciones de aplicación. Existe un proceso de restauración y enriquecimiento del bosque en las zonas de mayor vulnerabilidad ambiental. Implementación de prácticas de manejo y ordenamiento territorial generando paisajes más diversificados y resilientes al cambio climático. Aplicación de REDD+ en Chaco entero y objetivos de desarrollo sostenible (ODS). Existe una valorización y fortalecimiento de la región como resultado del trabajo colaborativo. El Gran Chaco como una región unificada para la resolución de los problemas socioambientales.

**Factores políticos-institucionales:** El gobierno es más intervencionista, con un manejo de los recursos naturales regulados desde un estado federal y sistemas de monitoreo muy fortalecidos. En Argentina aplicación rigurosa de la ley de Bosques y normativas relacionadas al sistema de manejos de bosque y ganadería (ej.: MBGI) y los sistemas silvopastoriles. En Paraguay hay cumplimiento de las leyes de conservación de los bosques, restauración y conectividad (prioritariamente en cursos hídricos y paleocauces). Se aplican buenas prácticas agrícolas y planes de ordenamiento urbano y territorial (POUT). En Bolivia: Aplicación de Ley Forestal y de Ley Madre Tierra. En Brasil se respeta el Código Forestal para manutención y protección de los bosques. Plan de agricultura de baja emisión de carbono. Se cumplen los estándares internacionales contribuyendo a la regulación del cambio climático.

**Condiciones climáticas:** Se mantiene la tendencia de precipitaciones observada durante las últimas décadas. No se detecta un cambio evidente en la tendencia de las condiciones climáticas ni un aumento de eventos extremos.

#### 4.2.4.1 *Parametrización de escenarios*

Los escenarios GLOBAL-BAJA, LOCAL-ALTA y APLICACIÓN LEGAL se modelaron a través del ajuste de parámetros a partir de la dinámica pasada de cada región: tasas, pesos de evidencia y métricas de los cambios (que modelan la expansión y/o generación de nuevos parches). Los cambios de contextos globales y nacionales que afectan de forma homogénea a cada región se modelaron a través de la modificación de las tasas de deforestación utilizando sus tasas de cambio históricas (Cuadro 4.4).

Los factores que afectan la localización de los cambios de cobertura/uso se modelaron a través de la modificación de los pesos de evidencia, de la proporción de cambios en forma de avance de frontera o como saltos que generan nuevas incisiones en el bosque, y en las métricas de los cambios (tamaño de los parches, varianza e isometría), según se trate del escenario GLOBAL-BAJA, de mayor transformación (Cuadro 4.5); del escenario

LOCAL-ALTA (Cuadro 4.6), o del escenario de APLICACIÓN LEGAL rigurosa (Cuadro 4.7).

Cuadro 4.4. Tasas de deforestación por regiones del Gran Chaco Americano utilizadas para los escenarios: BAU, GLOBAL-BAJA, LOCAL-ALTA y APLICACIÓN LEGAL.

Región	Inercial (BAU)	Global Baja	Fuente	Local Alta	Fuente	Aplicación Legal	Fuente Legal
Santa Cruz	-0,36	-0,63	FE* <sup>9</sup>	-0,050	FE* <sup>1</sup>	-0,36	FP#
Chuquisaca	-0,18	-0,23	FE* <sup>9</sup>	-0,001	FE* <sup>1</sup>	-0,18	FP#
Tarija	-0,4	-0,55	FE* <sup>9</sup>	-0,014	FE* <sup>1</sup>	-0,4	FP#
Reserva de la Biosfera	-0,56	-1,0	FE* <sup>3</sup>	-0,2	FE* <sup>3</sup>	-0,56	FE* <sup>14</sup>
Chaco Seco	-1,89	-3,8	FE* <sup>3</sup>	-1,4	FE* <sup>3</sup>	-1,45	FE* <sup>15</sup>
Chaco Húmedo	-0,43	-2,4	FE* <sup>2</sup>	-0,43	FP#	-0,43	FE* <sup>14</sup>
Chaco Oriental	0,48	-2,7	FE* <sup>3</sup>	0,48	FP#	0	FE* <sup>16</sup>
Salta - Jujuy	-0,78	-3,5	FE* <sup>10</sup>	-0,36	FE* <sup>5</sup>	-0,78	FP#
Tucumán	-0,85	-1,97	FE* <sup>11</sup>	-0,85	FP#	-0,85	FP#
San Luis	-0,31	-2,43	FE* <sup>8</sup>	-0,31	FP#	-0,31	FP#
Catamarca	-0,13	-3,1	FE* <sup>7</sup>	-0,13	FP#	-0,13	FP#
La Rioja-San Juan	-0,48	-0,48	FP#	-0,03	FE* <sup>7</sup>	-0,48	FP#
Córdoba	-0,39	-8,16	FE* <sup>12</sup>	-0,39	FP#	-0,39	FP#
Santa Fe	-0,75	-0,98	FE* <sup>11</sup>	-0,39	FE* <sup>8</sup>	-0,75	FP#
Corrientes	-1,16	-1,34	FE* <sup>7</sup>	0,69	FE* <sup>8</sup>	-1,16	FP#
Formosa	-0,14	-0,80	FE* <sup>6</sup>	-0,01	FE* <sup>5</sup>	-0,14	FP#
Chaco	-0,17	-1,2	FE* <sup>4</sup>	-0,17	FP#	-0,17	FP#
Santiago	-1,23	-4,1	FE* <sup>13</sup>	-0,34	FE* <sup>5</sup>	-1,23	FP#

FP#: Fuente propia, período 2009-2019; FE: Fuente Externa: \*<sup>1</sup> Rojas et al. 2003 (período 1976 - 1993); \*<sup>2</sup> INFONA, 2016 (período 2000 - 2005) \*<sup>3</sup> INFONA, 2016 (período 2005 - 2011); \*<sup>4</sup> Vallejos et al. 2015 (período 1976 - 1986); \*<sup>5</sup> Vallejos et al. 2015 (período 1986-1996); \* UMSEF, 2018 (período 2008 - 2011); \*<sup>7</sup> Navarro et al. 2020 (período 2003 - 2007); \*<sup>8</sup> Navarro et al. 2020 (período 2007 - 2014); \*<sup>9</sup> Cuéllar y Larrea Alcázar, 2016 (período 2010 - 2013); \*<sup>10</sup> Gasparri y Grau, 2009a (Promedio de tasa de deforestación de los departamentos Anta y San Martín para el período 2001 - 2007); \*<sup>11</sup> Gasparri y Grau, 2009a (período 1998 - 2002). \*<sup>12</sup> Hoyos et al. 2013 (período 2004 - 2010); \*<sup>13</sup> Boletta et al. 2006; FE\*<sup>14</sup> Se mantiene la tasa del escenario BAU, pero aplicando el decreto N°175/18; FE\*<sup>15</sup> Ley Forestal 422/73; \*<sup>16</sup> Ley 2524 (Deforestación Cero).

Cuadro 4.5. Criterios de parametrización para la modelización del escenario de GLOBAL-BAJA de la región del Gran Chaco Americano.

Características del escenario	Cambios realizados en los parámetros	Supuestos
Aumento de la de cambio de uso del suelo (1-4, 1-5, 2-4)	Se incrementaron las <b>tasas de transición</b> (usando las tasas históricas más altas en cada región, Cuadro 4.4).	Aumento de rentabilidad de los agro- negocios por bajas en las retenciones, aumento del tipo de cambio real y aumento de la demanda global de commodities.
Mejoras en la infraestructura y transporte (1-4, 1-5, 2-4)	Se aumentó gradualmente los pesos de evidencia en las <b>distancias a caminos, accesibilidad, distancia a poblaciones y distancia a vías férreas.</b>	Se realizan inversiones mejorando la accesibilidad de tierras próximas a vías de comunicación.
Nuevas tecnologías que facilitan la expansión agropecuaria (1-4, 1-5, 2-4, 5-4)	En la variable Precipitación media se aumentaron los pesos de evidencia (los rangos de <b>precipitaciones</b> menores a 400 mm anuales se equipararon a rangos mayores de 700 mm (Gil, 1994).	En el mercado se dispone de nuevas semillas genéticamente adaptadas a zonas áridas. Ciclo climático favorable.
	En la variable <b>Aptitud del suelo</b> los pesos de evidencia de los rangos de baja aptitud se equipararon a los rangos de mayor aptitud. Las clases se equipararon a los rangos inmediatamente superior.	
	Se aumentó el <b>tamaño de los parches</b> deforestados. Aumento al doble los tamaños medios de parche.	La nueva tecnología permite incrementar el tamaño de las parcelas, definiendo límites más regulares de los mismos. Concentración de tierras en manos de grandes propietarios.
Socioambientales (1-4, 1-5, 2-4)	Se aumentó gradualmente los pesos de evidencia en las <b>distancias a instituciones</b> del agro (en todo GCA).	La cercanía a centros de asesoramiento agropecuario favorece la expansión
Menores restricciones legales ambientales	En la variable <b>normativa</b> se aumentó el peso de influencia en clases con restricción de uso del suelo a la clase inmediata superior.	Hay flexibilización en la aplicación de las leyes de protección ambiental

(1-4, 1-5, 2-4)	(en Argentina se equiparó el peso del amarillo y verde, en Bolivia la clase de usos restringidos)	
	Se aumentó el peso de evidencia gradualmente en <b>pendientes</b> de hasta 20%	Menos restricciones para establecimientos en áreas de pendientes superiores a 15%.
Condiciones climáticas (1-4, 1-5, 2-4)	Aumento gradual del peso de evidencia de las variables <b>temperatura máxima</b> y <b>temperatura mínima</b>	Menos eventos extremos de helada y altas temperaturas

Cuadro 4.6. Criterios de parametrización para la modelización del escenario LOCAL- ALTA de la región del Gran Chaco Americano.

<b>Características del escenario</b>	<b>Cambios realizados en los parámetros</b>	<b>Supuestos</b>
Disminución de la de cambio de uso del suelo (1-4, 1-5, 2-4)	Se disminuyeron las <b>tasas de transición</b> (usando las tasas históricas más bajas en cada región, Cuadro 4.4).	Mayor regulación del Estado genera una disminución de los cambios de uso del suelo en la región.
Mejoras en la infraestructura y transporte (1-4, 1-5, 2-4)	Se aumentó gradualmente los pesos de evidencia en las <b>distancias a caminos, accesibilidad, distancia a poblaciones y distancia a vías férreas</b> .	Se realizan inversiones mejorando la accesibilidad de tierras próximas a vías de comunicación.
Expansión agropecuaria limitada por mayor protección ambiental (1-4, 1-5, 2-4, 5-4)	Se disminuyó el <b>tamaño de los parches</b> deforestados. Disminuye a la mitad el tamaño medio de parche.	Se promueve el desarrollo de la agricultura de pequeños productores y se fomenta un modelo basado en una diversificación productiva sustentable, promoviendo la heterogeneidad espacial de los paisajes agropecuarios.
Restricciones en el cambio de uso del suelo (1-4, 1-5, 2-4)	En zonas de protección no hay ejecutados (en Bolivia y Paraguay).  Se equiparó el peso de evidencia para la transición 1-5 en las clases II (amarilla) y III (verdes) de la variable <b>normativa (en Argentina)</b> .	Cumplimiento de restricciones en el cambio de uso del suelo. En Argentina la ganadería se desarrolla en bosques, en sistemas silvopastoriles sustentables siguiendo pautas MBGI sobre categoría amarilla (II), con solo 10% de cambio de cobertura



Socioambientales (1-4, 1-5, 2-4)	Se disminuyó gradualmente los pesos de evidencia en las <b>distancias a comunidades originarias</b> .	Una mayor conciencia social desalienta la expansión en zonas aledañas a comunidades originarias establecidas.
Mayores restricciones legales ambientales (1-4, 1-5, 2-4)	Se disminuyeron los pesos de evidencia de la variable <b>Distancia a Áreas protegidas</b> en los rangos menores a 5 km.	Valoración del sistema y gestión de los recursos naturales.
	Se disminuyó el peso de evidencia gradualmente en <b>pendientes</b> mayores de 10%	Mayores restricciones para actividades productivas en áreas de pendientes superiores a 10%.
	Se disminuyeron los pesos de evidencia de la variable <b>Distancia a poblaciones</b> en los rangos menores a 5 km.	Conservación de zonas periurbanas

Cuadro 4.7. Criterios de parametrización para la modelización del escenario APLICACIÓN LEGAL en la región del Gran Chaco Americano.

Características del escenario	Cambios realizados en los parámetros	Supuestos
Se regulan las tasas de cambio de uso del suelo (1-4, 1-5, 2-4)	Se mantuvieron las tasas de transición del BAU, excepto en Paraguay, donde se respetó la deforestación cero y los % de conservación según región (Cuadro 4.4)Cuadro 4.	El Estado tiene mucho mayor control en el cumplimiento de las normativas de regulación del cambio de uso del suelo.
La expansión agropecuaria es limitada por una mayor protección ambiental (1-4, 1-5, 2-4, 5-4)	Disminución del tamaño de parches deforestados. Disminuye a la mitad el tamaño medio de parche.	Se promueve el desarrollo de la agricultura de pequeño productor y se fomenta un modelo basado en una diversificación productiva sustentable.
	Se disminuyeron los pesos de evidencia en zonas aledañas (buffer) de Áreas protegidas y de comunidades originarias (restringiendo fuertemente los cambios)	Valoración del sistema y gestión de los recursos naturales. Creación de nuevas reservas y áreas de conservación.

Aumento de restricciones legales ambientales (1-4, 1-5, 2-4)	En la variable normativa se disminuyó el peso de evidencia de las zonas Amarillas y Rojas en Argentina, y en Paraguay las áreas de protección forestal (los bosques de ribera y cortinas). En Bolivia se restringen los usos de acuerdo a los PLUS.	Hay una exitosa implementación y control de las normativas de regulación del cambio de uso del suelo.
	Se disminuyeron los pesos de evidencia en distancias menores a 5 km de la variable Distancia a poblaciones	Conservación de zonas periurbanas

A partir de la parametrización, se elaboraron mapas de susceptibilidad al cambio para cada escenario planteado. Teniendo en cuenta la información provista por esos mapas, posteriormente se realizaron proyecciones a futuro.

#### 4.2.5 Probabilidad de deforestación

El modelo utilizado en DINAMICA EGO incluye un componente aleatorio en el proceso de asignación de CUCS que produce variabilidad en la ubicación espacial de los cambios de cada mapa simulado (Soares Filho et al. 2002). Para incorporar esa variabilidad se generaron 100 simulaciones de cada escenario futuro, obteniendo un mapa de frecuencias de transición, donde cada píxel muestra la cantidad de veces que cambió. El resultado conformó un mapa de probabilidad de deforestación (cambios de *Leñosas Nativas* a *Pasturas* o *Agricultura*), de conversión (cambios de *Leñosas Nativas*, *Pastizal* u *Otras Tierras* a *Pasturas* o *Agricultura*). A diferencia de los mapas de susceptibilidad, los mapas de probabilidad consideran la magnitud de las tasas de transición estimadas en cada escenario para simular los cambios futuros.

#### 4.2.6 *Áreas prioritarias para la conservación del bosque*

Cada píxel de los mapas de frecuencias fue reclasificado en 0 y 1, asignando 0 a las celdas deforestadas en un 50% o menos de las proyecciones y 1 a las deforestadas en más del 50% de las proyecciones. Finalmente, se combinaron los resultados de los escenarios en un mapa de 8 categorías, para identificar las áreas prioritarias para la conservación del bosque.

1. **Deforestación en 1 escenario:** *Leñosas Nativas* que cambiaron a *Agricultura* o *Pasturas* en sólo un escenario (Baja prioridad para la conservación del bosque).
2. **Deforestación en 2 escenarios:** *Leñosas Nativas* que cambiaron a *Agricultura* o *Pasturas* en dos escenarios (Media prioridad para la conservación del bosque).
3. **Deforestación en 3 escenarios:** *Leñosas Nativas* que cambiaron a *Agricultura* o *Pasturas* en tres escenarios (Alta prioridad para la conservación del bosque).
4. **Deforestación en 4 escenarios:** *Leñosas Nativas* que cambiaron a *Agricultura* o *Pasturas* en todos los escenarios (Muy alta prioridad para la conservación del bosque).
5. **Leñosas Nativas:** *Leñosas Nativas* sin cambio (Muy baja prioridad para la conservación del bosque).
6. **Pastizales:** *Pastizales* sin cambio.
7. **Otras tierras:** *Otras tierras* sin cambio.
8. **Tierras agropecuarias:** Áreas con *Agricultura* o *Pasturas* desde 2009.

### 4.3 Resultados

#### 4.3.1 *Dinámica de CUCS pasados e importancia relativa de sus factores determinantes*

Durante el periodo 2009-2019, 14% de la superficie del GCA fue modificada. Los mayores cambios se observaron en las *Leñosas Nativas*, ya que 12% de su superficie fue reemplazada por las pasturas implantadas y 5% por agricultura, mientras que sólo 3% de

la superficie de pastizales fue reemplazada por cultivos agrícolas. Por otro lado, la regeneración de *Leñosas Nativas* en áreas previamente utilizadas con fines agropecuarios registró un porcentaje aún menor (1,1%).

La importancia relativa de los factores determinantes de los CUCS difirió entre transiciones y regiones (Figura 4.5, Figura 4.6 y Figura 4.7). Las seis regiones con mayores CUCS fueron 1. Chaco Seco, 2. Santiago del Estero, 3. Salta, 4. Chaco, 5. Chaco Húmedo y 6. Santa Cruz de la Sierra. En las regiones argentinas y bolivianas los factores determinantes que mostraron mayor influencia en la distribución espacial de los CUCS de *Leñosas Nativas a Agricultura* y *Leñosas Nativas a Pasturas* fueron la *Distancia a parcelas ganaderas o agrícolas pre-existentes* y, las *Normativas* (Figura 4.5 y Figura 4.6 b, c, d, f). Estos factores determinantes no mostraron un fuerte poder predictivo en las regiones de Paraguay (Chaco Seco y Chaco Húmedo), donde la mayor influencia estuvo dada por las *Distancias a Áreas Protegidas*, que actúan restringiendo los cambios, y por la *Distancia a poblaciones*, la *Distancia a instituciones* de asesoramiento del agro, y las *Temperaturas máximas anuales* (Figura 4.5 a, e, y Figura 4.6 a, e).

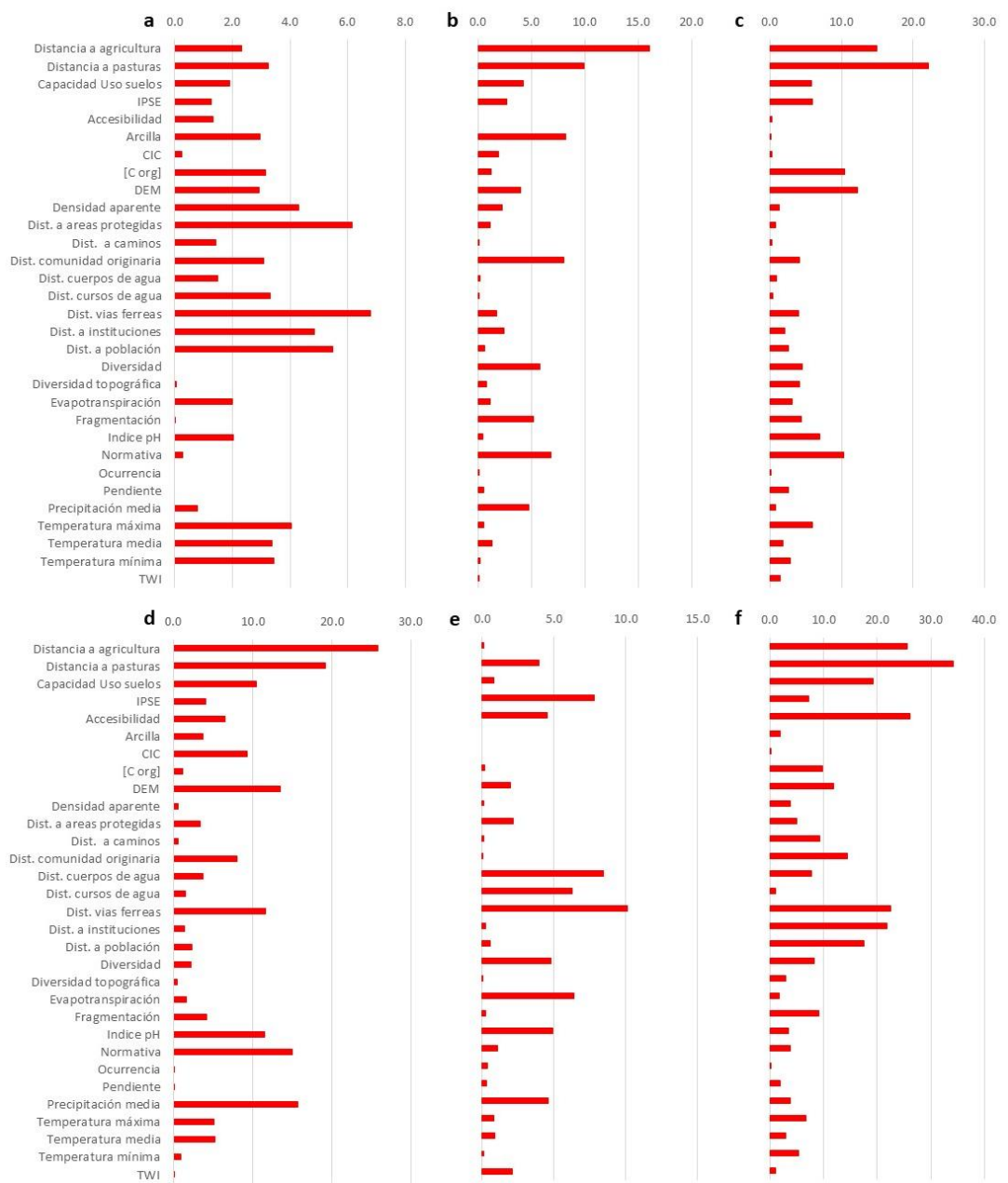


Figura 4.5. Valor de Información (IV) de los factores determinantes para la transición *Leñosas Nativas-Agricultura* en las regiones con mayor CUCS: a. Chaco Seco, b. Santiago del Estero, c. Salta, d. Chaco, e. Chaco Húmedo y f. Santa Cruz.

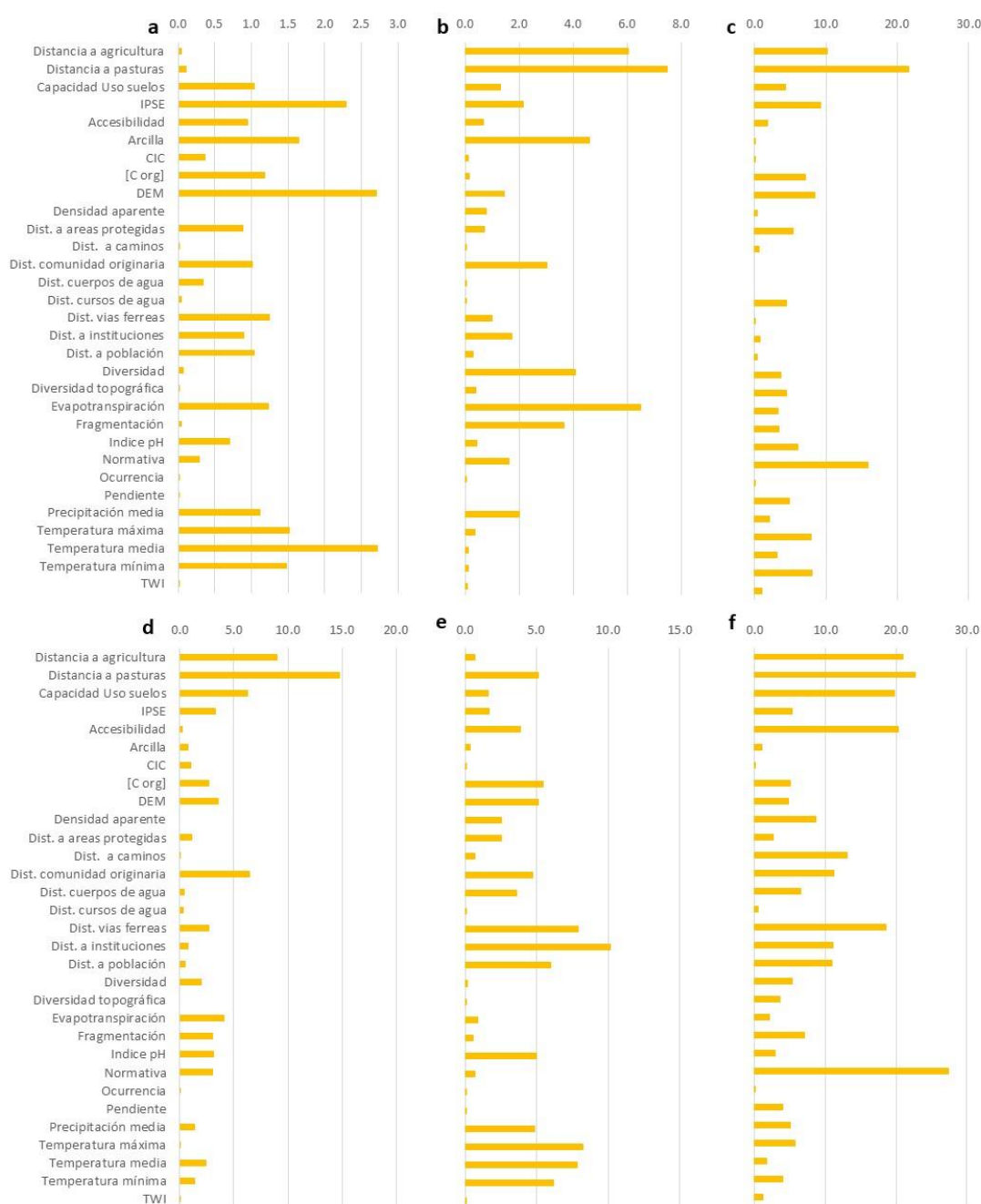


Figura 4.6. Valor de Información (IV) de los factores determinantes para la transición *Leñosas Nativas-Pasturas* en las regiones con mayor CUCS: a. Chaco Seco, b. Santiago del Estero, c. Salta, d. Chaco, e. Chaco Húmedo y f. Santa Cruz.

Los factores determinantes que mostraron mayor influencia en la transición *Pastizales a Agricultura* fueron similares a los de la deforestación. Sin embargo, en este caso *Normativas* mostró débil influencia en las regiones de Argentina y Bolivia. Además, la

importancia relativa entre los factores determinantes fue menos variable en esta transición que en las anteriores (Figura 4.7).

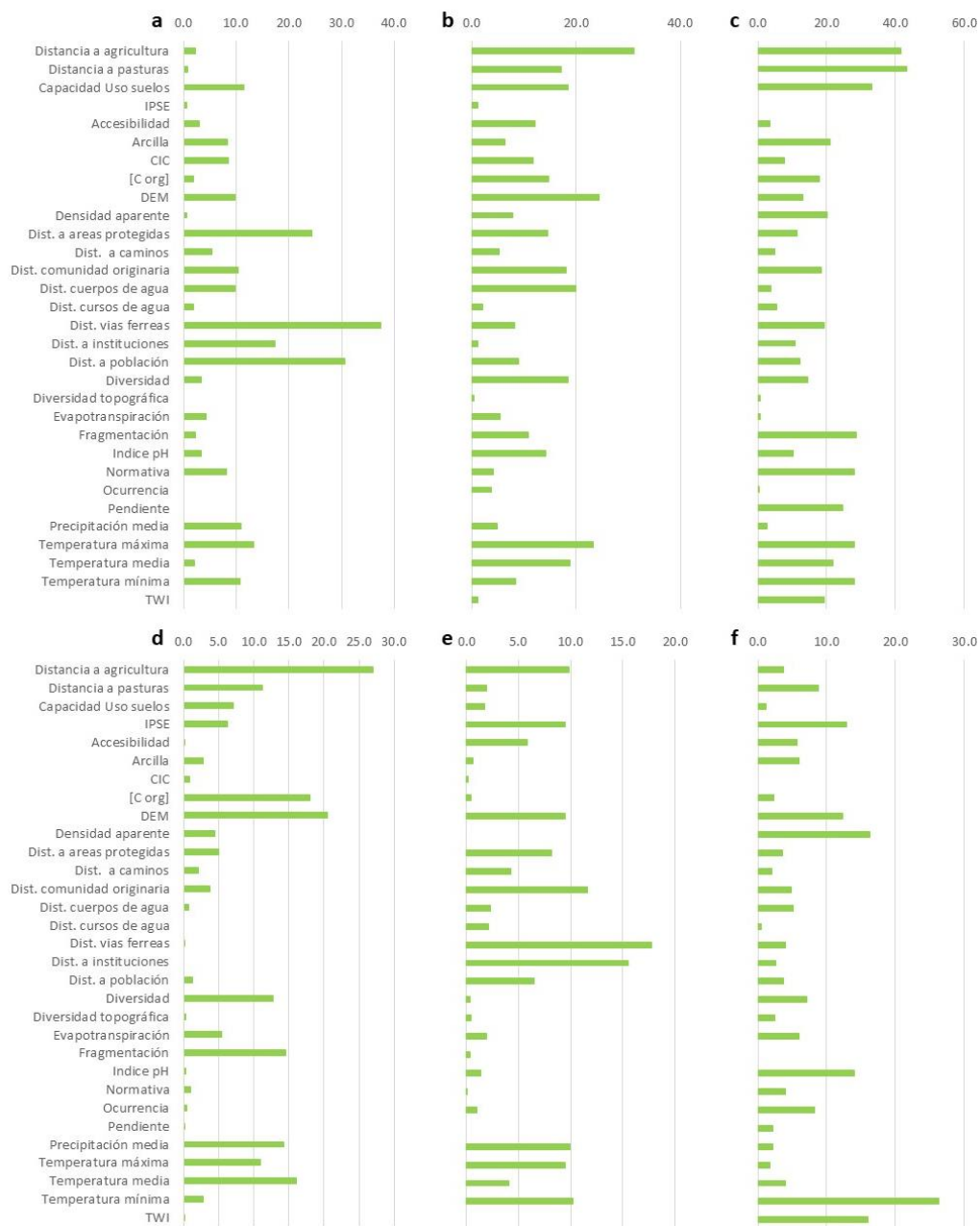


Figura 4.7. Valor de Información (IV) de los factores determinantes para la transición *Pastizales-Agricultura* en las regiones con mayor CUCS: a. Chaco Seco, b. Santiago del Estero, c. Salta, d. Chaco, e. Chaco Húmedo y f. Santa Cruz.

### 4.3.2 Escenarios alternativos de uso del suelo al año 2050 (Objetivo 4)

Todos los escenarios planteados indican que se producirá una importante transformación del paisaje a futuro, cuya localización varía de acuerdo al uso. La expansión agrícola se

produciría principalmente sobre la porción húmeda del GCA, compuesta por dos franjas dispuestas de norte a sur. Una en el oeste, al pie de las sierras subandinas, desde la región de Santa Cruz, hasta Catamarca. La otra, situada al este, atravesando desde el Chaco húmedo paraguayo hasta Córdoba, en Argentina. Además, gran parte de la expansión de pasturas para ganadería se produciría en la zona central de Paraguay y Argentina.

Los resultados muestran que la superficie de *Leñosas Nativas* podría sufrir una fuerte reducción (Cuadro 4.8). Esta categoría abarcaba una superficie mayor a 88,1 millones de hectáreas en 2019 (61,9% del GCA). Sin embargo, las proyecciones al año 2050 prevén una disminución del 4,4%, 4,7% y 43,5% (3,64, 3,9 y 36,1 millones de ha), según se trate del escenario LOCAL-ALTA, APLICACIÓN LEGAL o GLOBAL-BAJA, respectivamente. Mientras que, de continuar con la tendencia actual (BAU), se registraría una disminución del 6,33% (8,65 millones de ha) (Cuadro 4.8).

Cuadro 4.8. Superficies (ha) de la cobertura y uso del suelo en el GCA observada en 2009 y 2019, y estimadas para el año 2050, según los escenarios alternativos.

Categorías	Pasado		Escenarios futuros 2050 (Diferencia respecto a 2019 en %)			
	2009	2019	Inercial	Global Baja	Local Alta	Aplicación Legal
<i>Leñosas Nativas</i>	88.109.000	82.840.000	74.195.000 (-10,4%)	46.764.000 (-43,5%)	79.196.000 (-4,4%)	78.922.000* (-4,7%)
<i>Pastizales</i>	25.588.000	25.835.000	23.819.000 (-7,8%)	18.482.000 (-28,5%)	24.579.000 (-4,9%)	23.819.000 (-7,8%)
<i>Otras tierras</i>	3.247.000	3.561.000	3.561.000 (0%)	3.561.000 (0%)	3.561.000 (0%)	3.561.000 (0%)
<i>Agricultura</i>	8.789.000	10.395.000	15.871.000 (52,7%)	34.613.000 (233%)	13.172.000 (26,7%)	15.135.000 (45,6%)
<i>Pasturas</i>	8.022.000	11.114.000	16.064.000 (44,5%)	30.089.000 (170,7%)	13.001.000 (17%)	13.868.000 (24,8%)

\* El cambio en la *Leñosas Nativas* considera una disminución del 10% de cobertura boscosa para la transición de *Leñosas Nativas* a *Pasturas* en Argentina (por implementación del sistema de manejo de ganadería y bosque integrado).



De acuerdo a los cuatro escenarios, más del 85% de las pérdidas de *Leñosas Nativas* se registrarían en 6 regiones (Chaco Seco, Santiago del Estero, Salta, Chaco, Chaco Húmedo y Santa Cruz de la Sierra), donde las tres primeras alcanzarían 62% de la deforestación registrada (Figura 4.8).

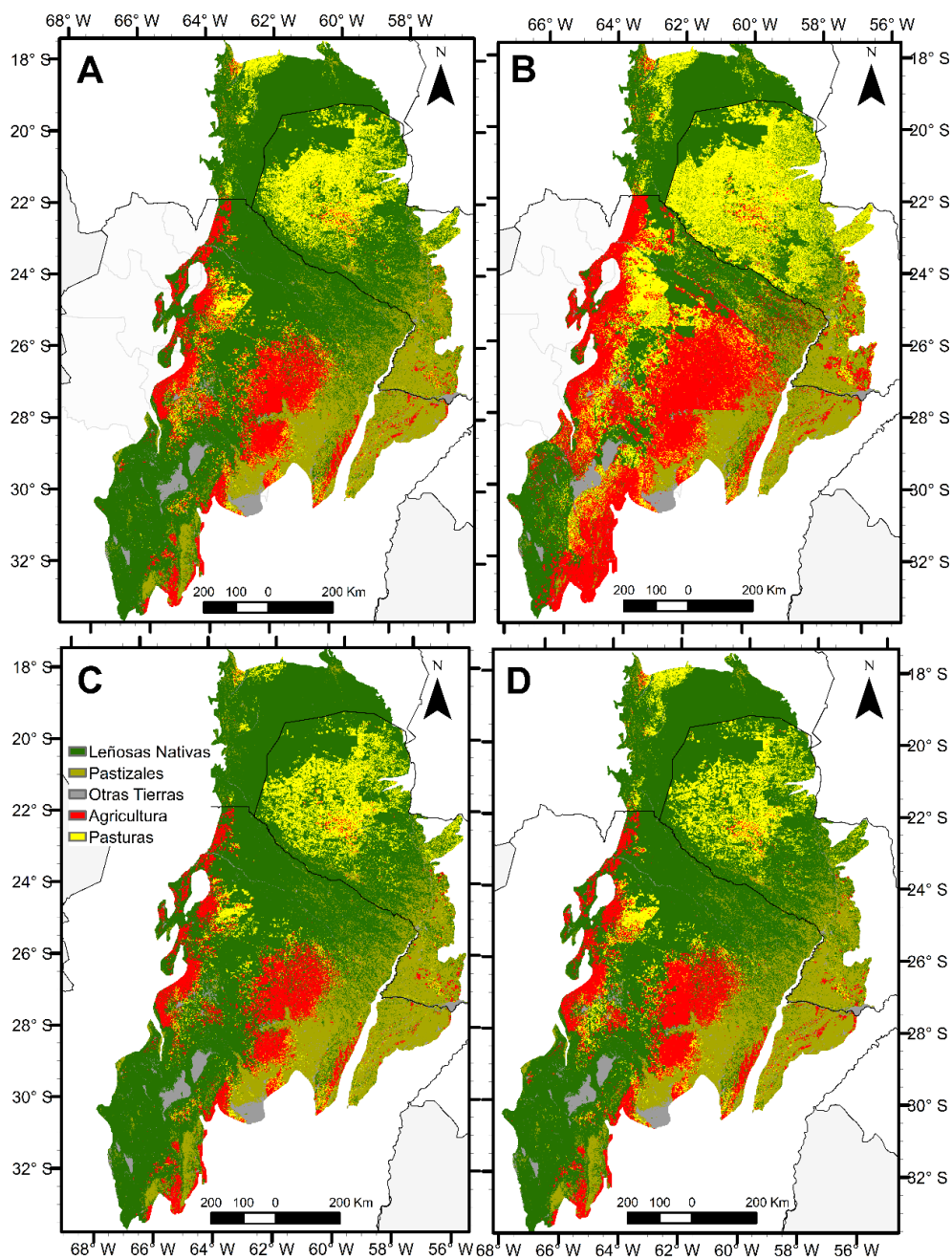


Figura 4.8. Escenarios de uso/cobertura de suelo del GCA al 2050: A) Inercial (BAU), B) alta transformación (GLOBAL-BAJA), C) baja transformación (LOCAL-ALTA) y D) aplicación rigurosa de las normativas (APLICACIÓN LEGAL).

La superficie de *Pastizales* según los escenarios LOCAL-ALTA y GLOBAL-BAJA, se reduciría entre 4,9% y 28,5% (1,25 y 7,4 millones de ha), respectivamente (Cuadro 4.8). Por otro lado, bajo los supuestos asumidos en los escenarios planteados, la categoría *Otras Tierras* no presentaría CUCS.

A nivel local, el patrón espacial de CUCS mostró variación entre escenarios, donde se aprecia claramente que la mayor expansión agropecuaria se daría en el escenario GLOBAL-BAJA, en el que la superficie destinada a *Agricultura* y a *Pasturas* serían más del doble que en el resto de los escenarios (Cuadro 4.8). Sin embargo, pese a la diferencia de magnitudes, a nivel regional esas variaciones se amenguan y reflejan un patrón de CUCS similar entre escenarios que indican que las áreas de mayor expansión agropecuaria se producirían hacia el centro de Paraguay (Chaco Seco y Chaco Húmedo), el noroeste argentino (Santiago del Estero, Salta y Chaco), y en menor medida, en la región de Santa Cruz de la Sierra al este de Bolivia. En estas regiones se ubicaría el 78% de los CUCS, de los cuales 58% estarían asociados a un incremento de las *Pasturas*.

Las diferencias más marcadas respecto al grado de expansión agropecuaria se deben a las tasas de deforestación según cada escenario (Figura 4.9). Los escenarios GLOBAL-BAJA y LOCAL-ALTA transformación muestran diferencias evidentes en los cambios de uso del suelo desde el inicio de su proyección, en el año 2019. Por el contrario, el escenario APLICACIÓN LEGAL mantiene una proyección de magnitudes más próximas a las resultantes del escenario BAU, particularmente en la proyección de expansión agrícola y la conversión de pastizal (Figura 4.9 b y c), mientras que en las proyecciones de la magnitud de la deforestación y de la expansión ganadera los porcentajes son levemente superiores en el escenario APLICACIÓN LEGAL que en el escenario LOCAL-ALTA (Figura 4.9 a y d).

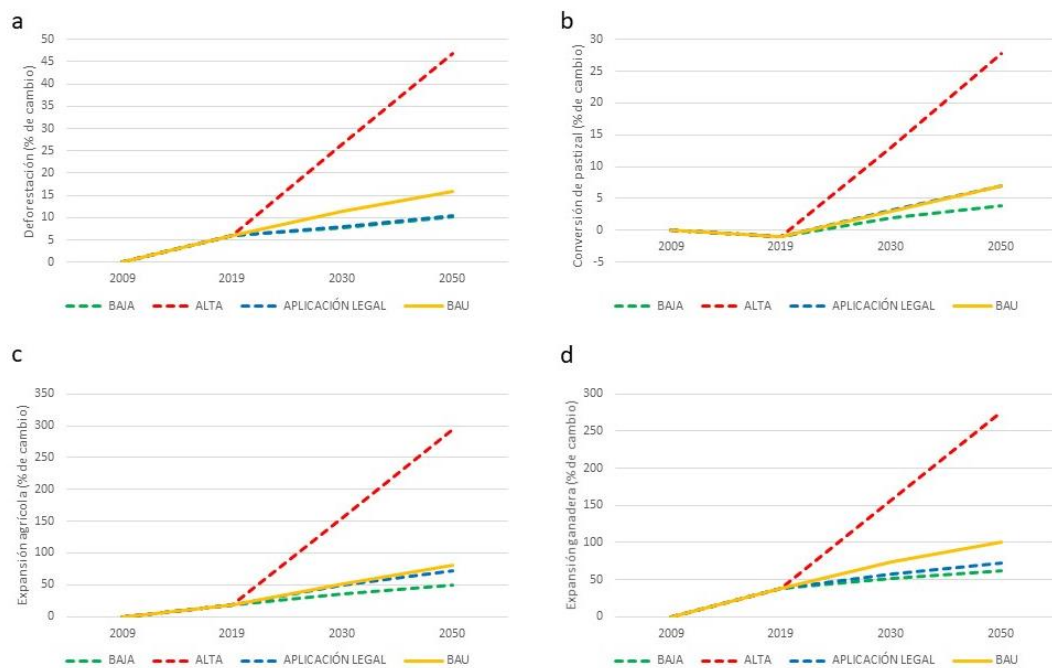


Figura 4.9. Porcentaje de cambio esperado por escenario al año 2050: a) deforestación, b) conversión de tierras de pastizal, c) expansión agrícola y d) expansión de pasturas.

Además, existen patrones espaciales distintivos entre la expansión de la ganadería y de la agricultura. Por un lado, las áreas más susceptibles a la deforestación para ganadería se ubicarían principalmente en el centro de Paraguay, al noroeste del Chaco Seco y norte del Chaco Húmedo; en la zona central del Gran Chaco argentino, donde se define la diagonal árida (sureste de Salta, centro de Santiago del Estero y oeste de Córdoba), y en el centro-norte de Santa Cruz de la Sierra, en Bolivia (Figura 4.10, a). Por otro lado, las áreas más susceptibles a ser deforestadas para uso agrícola se observan principalmente en las áreas periféricas más húmedas de Argentina (este de Santiago del Estero, al sureste de la provincia de Chaco y oeste de Salta) y al oeste de Santa Cruz de la Sierra (Figura 4.10, b). La agricultura se expandiría sobre fragmentos de bosques remanentes y pastizales cercanos a las áreas de cultivos actuales (particularmente en Santa Cruz, Salta, Tucumán Santiago del Estero, Chaco y Santa Fe), y sobre parcelas previamente utilizados para la producción de pasturas.

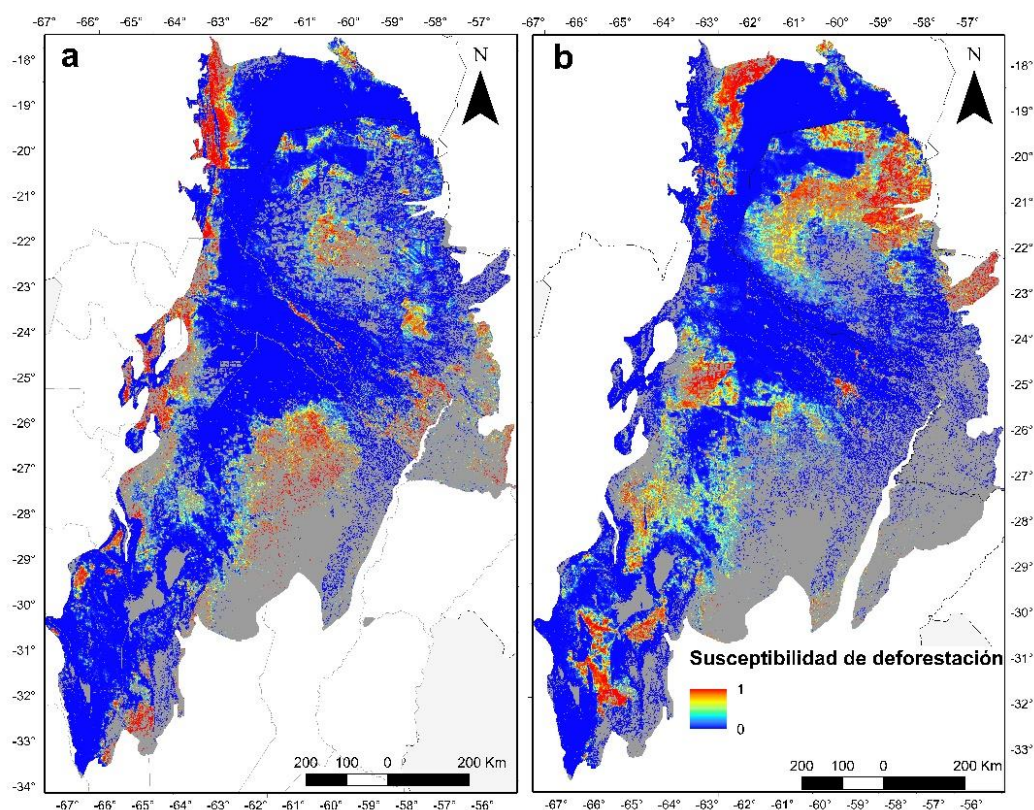


Figura 4.10. Susceptibilidad de deforestación (a) por agricultura; (b) por ganadería.

#### 4.3.3 Probabilidad de deforestación

El patrón espacial de probabilidad de deforestación fue similar en los cuatro escenarios. En todos ellos la probabilidad resultó mayor en las cercanías a las fronteras agropecuarias (Figura 4.11), aunque en el escenario GLOBAL-BAJA la magnitud y la distribución espacial de las áreas de mayor probabilidad de cambio se acentuaron (Figura 4.11, b). De acuerdo a este escenario, gran parte de la diagonal árida de Argentina conformaría una matriz agropecuaria, que fragmentaría y aislaría los remanentes de *Bosque Seco* de las provincias de Formosa, Catamarca y La Rioja. Además, en Paraguay casi la totalidad del Chaco Seco y Chaco Húmedo serían transformados, dejando a la región de la Reserva de la Biósfera como una de las últimas áreas de *Bosque Seco* de ese país. Por su parte, Bolivia registraría los valores más bajos de expansión, principalmente concentrados en la región



de Santa Cruz de la Sierra, donde las tasas de cambio ampliamente mayores a las del resto de las regiones bolivianas, conducirían la expansión hacia el sur.

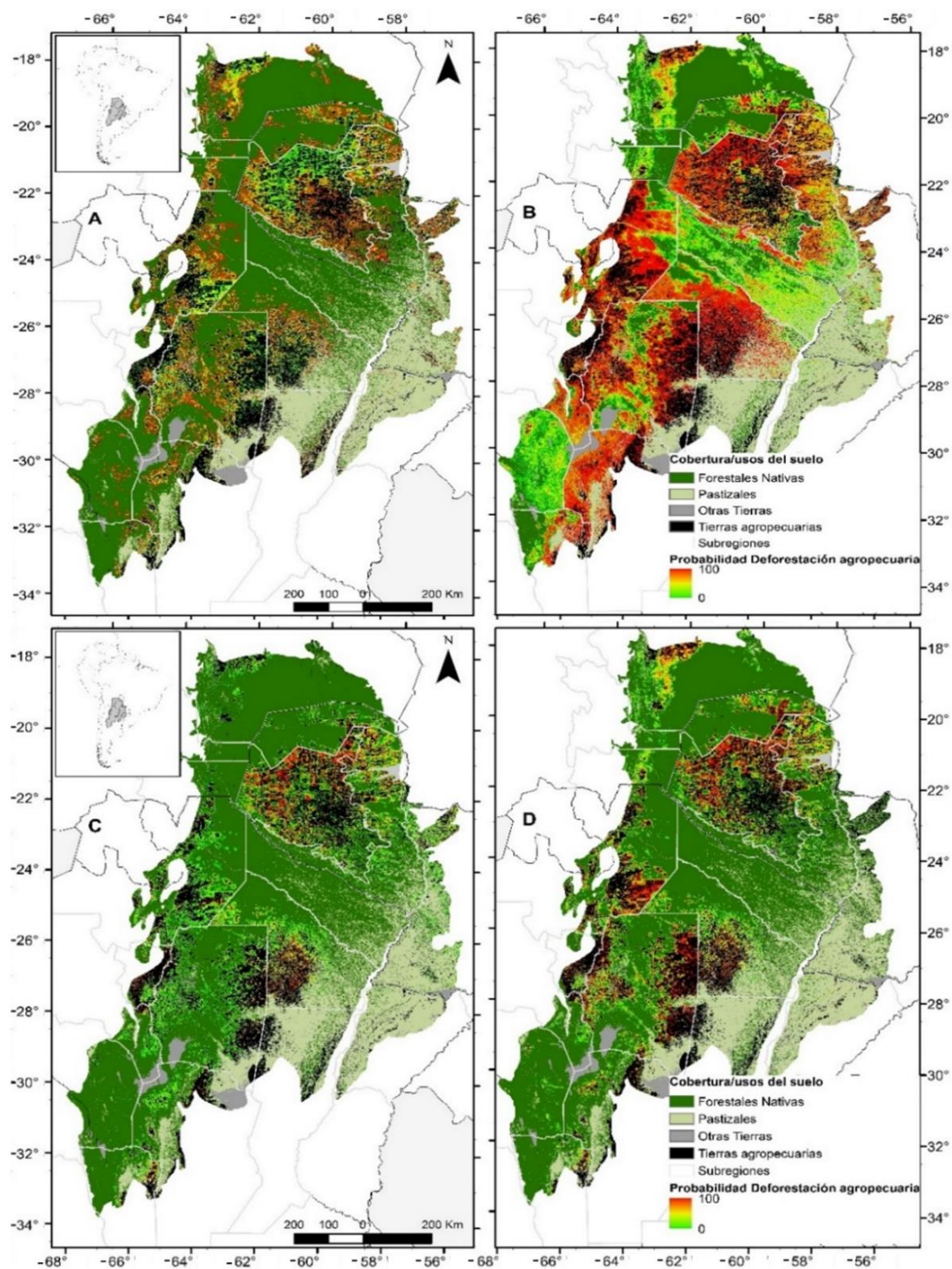


Figura 4.11. Probabilidad de deforestación agropecuaria en GCA al 2050 según escenarios alternativos. a) Inercial (BAU), b) alta transformación (GLOBAL-BAJA), c) baja transformación (LOCAL-ALTA) y d) aplicación rigurosa de las normativas (APLICACIÓN LEGAL).

#### 4.3.4 Áreas prioritarias para la conservación del bosque

De acuerdo a los resultados, 4% de la superficie actual de bosque correspondería a áreas con muy alta prioridad de conservación, y 5,7% correspondería a áreas con alta prioridad. Las áreas de mayor prioridad de conservación se localizarían principalmente en la región Chaco Seco paraguaya, oeste de Chaco, este de Santiago del Estero, sureste de Salta y norte de Santa Cruz (Figura 4.12). Solo el 54,9% de los bosques actuales podrían tener muy baja prioridad de conservación de acuerdo a las simulaciones de deforestación planteadas para el año 2050.

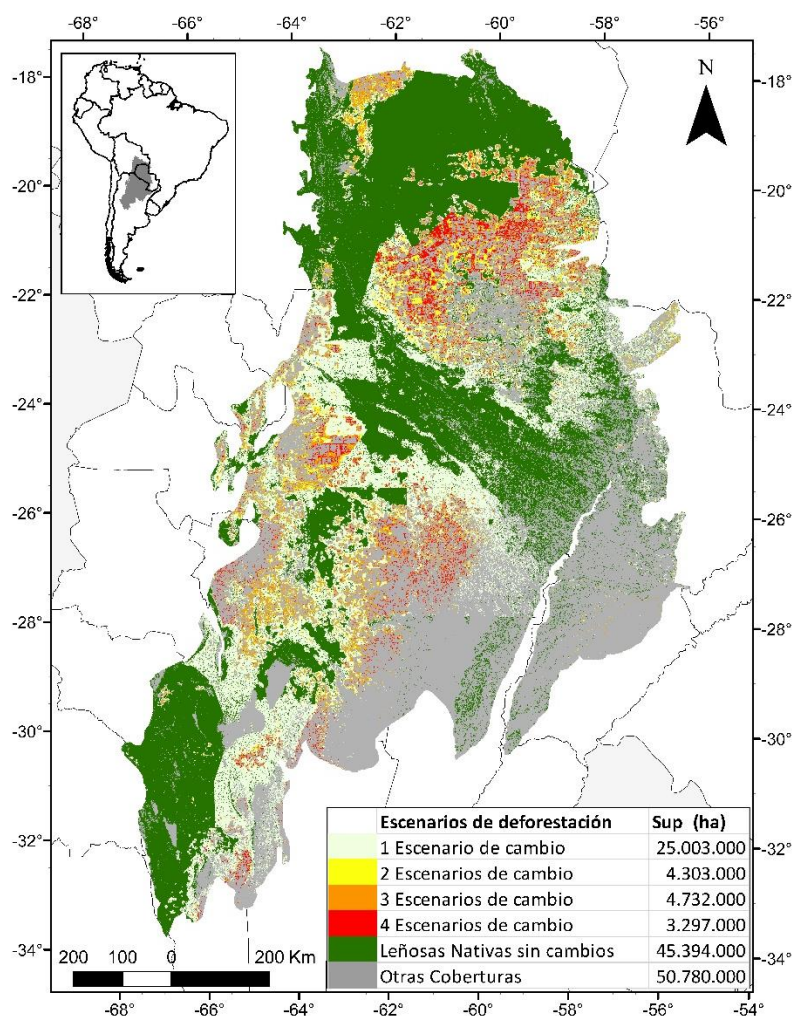


Figura 4.12. Susceptibilidad de deforestación según cuatro escenarios alternativos. Cada celda indica en cuántos escenarios se proyecta deforestación. En rojo se muestran las áreas más susceptibles, donde todos los escenarios proyectan deforestación. En verde oscuro las áreas con *Leñosas Nativas* donde ninguno de los cuatro escenarios proyecta cambios.

#### 4.4 Discusión

En este capítulo se analiza la dinámica pasada y, en base a ella, se destaca la importancia de entender cómo pueden cambiar los patrones futuros de uso del suelo según el grado de regulación de las políticas y la apertura al mercado. Explorar alternativas de cambio a futuro demuestra cómo las decisiones actuales y futuras pueden afectar a las tendencias de deforestación y sus posibles consecuencias. Esta comprensión es crucial tanto para anticipar y mitigar los efectos no deseados, como para identificar aquellas áreas que, por estar expuestas a una fuerte presión de deforestación, requieran mayor prioridad de conservación.

##### 4.4.1 *Dinámica de CUCS pasados e importancia relativa de sus factores determinantes*

En las últimas décadas, la región del Gran Chaco Americano ha experimentado importantes CUCS, fundamentalmente debidos a la sustitución del bosque nativo por pasturas para el ganado vacuno y cultivos agrícolas. La dinámica de CUCS en el GCA mostró diferencias marcadas entre las regiones, donde el centro de Paraguay (Chaco Seco y Chaco Húmedo), el noroeste argentino (Santiago del Estero, Salta y Chaco), y en menor medida, Santa Cruz de la Sierra al este de Bolivia, registraron los mayores cambios. Este resultado coincide con estudios previos, que muestran patrones de distribución heterogénea de CUCS, relacionados a diferentes factores determinantes: a una fuerte dependencia a las tecnologías y aspectos socioeconómicos en Paraguay (Henderson et al. 2021) y a la infraestructura y las condiciones ambientales en Bolivia (Mertens et al. 2004; Tejada et al. 2016) y en el Chaco Argentino (Gasparri et al. 2015; Piquer Rodríguez et al. 2018; Aguiar et al. 2022).

Los cambios pasados se asocian al reemplazo de *Leñosas Nativas*, pero también de *Pastizales* por *Agricultura* y *Pasturas*. Los cambios de *Leñosas Nativas* a *Agricultura* y a *Pasturas* ocurridos en las regiones argentinas y bolivianas estuvieron influidas principalmente por la *Distancia a parcelas ganaderas o agrícolas* preexistentes y en menor grado, y con efectos muy variables entre regiones, por las *Normativas* que impide o disminuye la ocurrencia de cambios en áreas de mayor restricción. La mayor relevancia de la variable *Distancia a parcelas ganaderas o agrícolas* preexistentes indica que los bosques más cercanos a áreas en producción son más susceptibles a ser deforestados, lo que sugiere un patrón de cambios de uso del suelo contagioso, que es consistente con el modelo Tsunami de avance de la frontera agropecuaria planteado en el Chaco semiárido del noroeste argentino (Volante, 2014). Por su parte, la importancia variable que tienen las políticas de regulación entre regiones también fue documentada en investigaciones posteriores para la región (Volante et al. 2016; Piquer Rodríguez et al. 2018).

En el caso de Paraguay, la mayor influencia de factores determinantes relacionados al acceso de productos y servicios (*Distancia a poblaciones*, y *Distancia a instituciones*) concuerda con estudios previos realizados en la región (Gasparri et al. 2015), y en el territorio boliviano (Müller et al. 2012; 2014b; Tejada et al. 2016).

El reemplazo de *Pastizales* a *Agricultura* también estuvo asociado a la cercanía de áreas previamente deforestadas. No obstante, la variable *Normativa* mostró menor importancia que en las transiciones anteriores, poniendo en evidencia que, hasta la actualidad, el sistema de normativas y regulación del uso del suelo fue mayormente diseñado para protección forestal (Grau et al. 2015).



La importancia relativa de los diferentes factores determinantes de la localización de los cambios en el uso del suelo varía significativamente entre regiones. Esa variación está influenciada por una combinación de factores que incluyen, entre otros, las condiciones ambientales, el desarrollo urbano, las políticas de uso del suelo, el tipo de actor involucrado, y la dinámica socioeconómica. También depende, en gran medida, de las condiciones limitantes para la producción y de la variabilidad espacial que presentan los factores determinantes en cada región. Así, por ejemplo, en las regiones donde la calidad del suelo representa una limitante crítica para la agricultura o la ganadería algunas propiedades del suelo pueden resultar muy relevantes, mientras que en regiones donde la calidad del suelo es relativamente uniforme o buena en general, otros factores adquieren mayor importancia relativa. De igual manera, en regiones como el Gran Chaco, donde la infraestructura de transporte es limitada o inadecuada, la distancia a los caminos existentes se convierte en un factor crítico que influye en las decisiones de uso del suelo. En estas regiones, mejorar la red de carreteras podría incentivar una mayor expansión de las tierras de cultivo, lo que llevaría a una mayor deforestación (Piquer Rodríguez et al. 2018). Además, en ciertas regiones la proximidad a los mercados o servicios puede ser fundamental para satisfacer la demanda de producción, lo que hace que la distancia a ciudades e instituciones sea un factor importante, mientras que en otras regiones la demanda puede ser menos sensible a la ubicación y, por lo tanto, otros factores pueden ser más influyentes.

Por otro lado, las políticas de uso del suelo también desempeñan un papel fundamental en la dirección y localización de los cambios en el uso del suelo, al representar marcos regulatorios a nivel regional y nacional. En áreas con regulaciones estrictas de conservación o restricciones, la distancia a áreas protegidas o regiones con aptitudes del

suelo para la producción pueden ser muy relevantes en la toma de decisiones de uso del suelo. Sin embargo, en lugares donde las regulaciones son más laxas, otros factores pueden pesar más en las decisiones. En esas circunstancias, la menor aplicación regulatoria suele atraer a empresas del agro que buscan nuevas oportunidades de inversión, como ha sido señalado por le Polain de Waroux et al. (2016) para regiones del Gran Chaco y la Chiquitania.

Éstos y muchos otros factores determinantes de los cambios, interactúan de manera compleja y varían entre regiones y entre transiciones, lo que destaca por un lado la importancia de un enfoque multidisciplinario para comprender y abordar la dinámica de cambios en el uso del suelo, y por el otro, la dificultad para describir reglas uniformes de dinámicas de cambio (Meyfroidt 2016). Para entender la dinámica de cambios en el uso del suelo en una región es importante considerar no sólo las causas que aumentan las rentas económicas, sino también el papel y las características de los actores heterogéneos y su capacidad para moldear y captar esas rentas (le Polain de Waroux et al. 2018). En regiones con condiciones ambientales limitantes como las semiáridas, por ejemplo, los productores enfrentan desafíos adicionales para la expansión de la agricultura o la ganadería. Allí, la dinámica de los cambios también está fuertemente determinada por las capacidades y recursos de los tipos de actores involucrados para hacer frente a tales limitaciones.

#### 4.4.2 *Escenarios alternativos de uso del suelo al año 2050*

Independientemente de los grados de regulación considerado, todos los escenarios indican que se producirá una importante transformación del paisaje a futuro. Este resultado concuerda con lo planteado por Piquer Rodríguez et al. (2018), quienes además destacan el poder limitado de las políticas económicas para disminuir la deforestación, y

sugieren que, sin medidas complementarias que contribuyan a una planificación eficiente del uso de la tierra y a la adopción de producciones sustentables, el sistema actual promueve la expansión de la frontera agropecuaria, y la desaparición y fragmentación de bosques remanentes.

Los escenarios a 2050 muestran que de continuar las condiciones actuales (Escenario BAU), se deforestaría 6,4% más respecto al escenario APLICACIÓN LEGAL. Estos escenarios, basados en la dinámica de CUCS pasados, evidencian una implementación poco eficiente de las normativas durante el periodo 2009-2019. Especialmente en Paraguay, donde 30% de la deforestación se produciría en zonas protegidas, principalmente de las regiones Chaco Seco y Chaco Húmedo, y en Argentina, donde el escenario BAU registra una pérdida mayor a las 976.000 ha de bosque en áreas con uso restringido por las normativas existentes. Esto sugiere que tan sólo con el cumplimiento de las normativas existentes, podría evitarse la deforestación de más de 4,7 millones de ha. No obstante, su cumplimiento riguroso no evitaría perder más de 3,9 millones de ha. de *Leñosas Nativas* no protegidas por las normativas actuales. Estos resultados concuerdan con estudios previos que evidenciaron un sistema defectuoso de regulación de usos del suelo en la región y su aplicación (FARN, 2019a; Banchemo et al. 2020; Vallejos et al. 2021; Blum et al. 2022). También se alinean con los hallazgos de Piquer Rodríguez et al (2018), que destacaron la escasa sensibilidad de las tendencias de deforestación a diferentes escenarios de políticas de regulación.

La mayor diferencia de superficie de la clase *Pasturas* se registró entre el escenario BAU y el APLICACIÓN LEGAL, donde el BAU registró 2,2 millones de ha. menos. Esto se produciría principalmente en la región central de Paraguay, que conforma un importante polo de producción de pasturas (Baumann et al. 2017), y donde la aplicación rigurosa de

la ley implicaría fuertes restricciones a los CUCS. Por otro lado, en el escenario APLICACIÓN LEGAL la expansión agrícola sería sólo 4,6% menor respecto a BAU. Esto sugiere que sería factible satisfacer las expectativas de crecimiento agropecuario sin mayores deforestaciones, por ejemplo, convirtiendo parcelas ganaderas a agrícolas y desplazando la cría bovina a otras zonas, con manejos compatibles con la conservación del bosque, como fue planteado en investigaciones recientes (Mónaco et al. 2020; Beyer et al. 2022). Esta solución sería posible sólo si exista una planificación territorial previa, que se lleve a cabo eficientemente mediante la implementación de sistemas de monitoreo y control.

En el escenario LOCAL-ALTA se registraría la menor deforestación. Sin embargo, para que puedan cumplirse los supuestos de este escenario, relacionados a mantener los niveles de producción y rendimiento con bajo impacto ambiental, se requieren nuevas políticas y tecnologías capaces de mitigar los efectos negativos de la intensificación no sostenible (Pretty, 2008; Pretty y Bharucha, 2014; Paruelo y Sierra, 2022). Este tipo de escenario, ideado para proteger servicios ecosistémicos, mejorando la conectividad de paisajes, ha sido planteado en estudios previos (Müller et al. 2014b; Gavier Pizarro et al. 2014; Tejada et al. 2016). En algunos casos se expone la necesidad de generar nuevas políticas que promuevan el uso eficiente del suelo y de las áreas previamente deforestadas (Macedo et al. 2012).

El escenario GLOBAL- BAJA mostró CUCS de un orden de magnitud mayor respecto al resto de los escenarios planteados. Esta diferencia responde al uso de las tasas históricas de cambio en la región, que fueron consideradas dentro de las más altas del mundo, y que determinaron que esta región sea categorizada como un hotspot mundial de deforestación (Hansen et al. 2013). Este escenario produciría la pérdida de gran parte de los parches de

*Bosque Seco* del Chaco paraguayo, sureste de Salta, centro de Santiago del Estero, sur de Chaco y norte de Córdoba, donde sólo permanecerían bosques aislados, altamente fragmentados y de escaso valor de conservación de la biodiversidad, rodeados por una matriz de pasturas y cultivos agrícolas que limitarían su conectividad. Según este escenario, la efectividad de las áreas protegidas se vería altamente comprometida por el aislamiento y la fragmentación, al enfrentar altas tasas de deforestación y demandas de nuevas tierras para uso agropecuario. Resultados similares fueron observados en estudios previos (Piquer Rodríguez et al. 2018; Shah et al. 2021).

#### 4.4.3 *Áreas prioritarias para la conservación del bosque*

Las proyecciones de cambios de uso del suelo futuro sugieren una importante transformación del paisaje en el Gran Chaco Americano como consecuencia de procesos de reemplazo y de expansión hacia nuevas tierras. Las características adaptativas de muchas especies disponibles hacen que la región del Gran Chaco Americano no presente grandes limitaciones ambientales para la expansión agropecuaria. Esta situación acentúa importancia de un desarrollo e implementación eficaz de las políticas de uso del suelo. Así como la necesidad de determinar y generar mayor cantidad de áreas protegidas con el fin de mantener los servicios ecosistémicos y las reservas de C que se pierden en la deforestación (Busch y Ferretti Gallon, 2017; Baumann et al. 2017) y evitar las emisiones producidas con las distintas actividades postdesmonte (De Sy et al. 2019).

De acuerdo con los escenarios generados en este capítulo y con los analizados en otras investigaciones, tanto la superficie de bosque, como la conectividad de la región pueden resultar drásticamente disminuidas a futuro (Piquer Rodríguez et al. 2015; 2018). Las proyecciones de los cambios de uso del suelo al año 2050 revelaron áreas que,

independientemente del escenario considerado, resultan expuestas a una gran presión de deforestación (Figura 4.12). Estas áreas deben ser consideradas prioritarias para orientar esfuerzos tendientes a la conservación, la restauración y el enriquecimiento del bosque, así como la implementación de estrategias de ordenamiento territorial que promuevan sistemas de producción más diversificada y sustentable (Peterson et al. 2003; Kaimowitz y Angelsen, 2008; Piquer Rodríguez et al. 2018; Angelsen et al. 2019).

#### 4.4.4 *Implicancias del estudio*

Los resultados obtenidos en este estudio brindan mayor conocimiento y comprensión de los mecanismos de transformación del Gran Chaco Americano al analizar los factores determinantes de los cambios de las diferentes regiones involucradas. También demuestran la valiosa herramienta que representa la generación de escenarios futuros espacialmente explícitos para los responsables políticos y los tomadores de decisión, ya que permiten visualizar los efectos de las decisiones actuales y futuras sobre las tendencias de la deforestación, utilizando un enfoque macroregional (Peterson et al. 2003).

La información obtenida en esta investigación permite anticipar los cambios que podrían esperarse tanto si la dinámica de cambios pasada se mantiene, como si difiere de acuerdo con distintos escenarios de regulación de cambios de uso del suelo. Evalúa las tasas y los patrones espaciales de los cambios de uso del suelo en el marco de las normativas de regulación actuales de cada región involucrada y los compara con escenarios de cambio basados en sus tasas de conversión máximas y mínimas históricas. Los resultados ponen en evidencia el mayor poder de control de cambio que tienen los factores macroeconómicos frente a los marcos regulatorios locales, tal como fue observado

también por Gasparri et al (2013), y destacan que, ante una menor regulación del Estado y una mayor respuesta al mercado, más fuerte es la transformación del paisaje y, consecuentemente, mayores los efectos sobre el ambiente.

En línea con Piquer Rodríguez et al (2018), este estudio destaca que las políticas de regulación actuales tienen una influencia limitada para detener la deforestación, lo que resalta la necesidad de revisar tanto su diseño como su aplicación para evitar impactos ambientales no deseados en la región del Chaco. Estos resultados también ponen en evidencia lo planteado por Baumann et al (2015), quienes discuten la importancia del rol que el Estado podría tener para disminuir el proceso de deforestación y conducir a un uso del suelo más sustentable en la región.

Por otro lado, así como fue resaltado por Piquer Rodríguez et al (2018), la información obtenida a partir de la generación de escenarios futuros permite identificar fácilmente áreas que, por su alta presión de deforestación, deben ser consideradas prioritarias para la conservación. Esta información también resulta relevante para la implementación y la generación de políticas públicas de cambio de uso del suelo más eficientes, porque permite orientar los esfuerzos de protección de manera más específica y ayuda a determinar estrategias de acción más adecuadas para mitigar la presión sobre los bosques en cada región (Verburg et al. 2006; Hosonuma et al. 2012; Müller et al. 2014b, Piquer Rodríguez et al 2018).

La planificación del uso del suelo basada en un enfoque regional proporciona una integración entre los responsables políticos y fortalece los sistemas de monitoreo. Todos los esfuerzos invertidos en el apoyo a los procesos de gobernanza forestal y planificación del uso de la tierra deben hacerse desde una perspectiva de macroregión (multinacional),

armonizando las normas de deforestación, pero contemplando las singularidades y características de cada paisaje y país involucrado, para evitar que la diferencia de las regulaciones de uso del suelo locales desencadene desplazamientos de CUCS hacia otras regiones, como se ha observado previamente en ésta y en otras regiones (Lambin y Meyfroidt, 2011; Meyfroidt et al. 2010; 2013; Dalla Nora et al. 2014; Gollnow y Lakes, 2014; Le Polain de Waroux et al. 2016; Fehlenberg et al. 2017). Los instrumentos de planificación elaborados con un enfoque multiescalar del paisaje pueden lograr un ordenamiento con visión más integral sobre el sistema al que pertenece y lograría reforzar el sistema de gobernanza regional. Sin embargo, esto sólo es factible con el compromiso explícito de los Estados involucrados.

#### 4.4.5 *Limitaciones del estudio*

Existen limitaciones asociadas a la exactitud de los mapas de inicio y fin del periodo de calibración. La exactitud de los mapas de cambio obtenidos por la superposición de mapas de cobertura del suelo de dos momentos consecutivos es sustancialmente menor que la exactitud individual de cada mapa de cobertura, por lo que los cambios de algunas regiones podrían estar subestimados (ej. Formosa, Chuquisaca). Además, existen limitaciones relacionadas a la imposibilidad de contemplar cambios de uso del suelo remotos o desplazamientos entre regiones.

Por otro lado, dado que los modelos son simplificaciones de sistemas y procesos reales, en los que interviene un complejo de factores interrelacionados, existen limitaciones asociadas a variables no consideradas por inexistencia, falta de acceso, u omisión involuntaria (ej. catastros, tenencia de la tierra, costo de la tierra, rendimientos de las actividades agropecuarias, entre otras) (Luning, 1984; Dalla Nora et al. 2014). La



participación interdisciplinaria de una mayor cantidad de actores sociales de los países involucrados, tanto en la construcción de las imágenes de futuro de cada escenario, como en la elección de variables incluidas en el modelo, enriquecería este estudio y permitiría que los resultados puedan ser considerados como herramientas de ordenamiento que fomenten el desarrollo de prácticas sustentables de producción agropecuaria con enfoque de manejo ecosistémico, incluso a resoluciones espaciales de mayor detalle (departamentales, provinciales o municipales).

#### 4.5 Conclusiones

La magnitud de los cambios proyectados por los cuatro escenarios no es homogénea en la región del GCA. Sin embargo, la localización de los cambios responde a patrones de influencia de variables similares. Algunas propician los cambios, entre las que se encuentran, fundamentalmente, la distancia a áreas previamente deforestadas y la proximidad a infraestructuras y servicios (ej. distancia a poblaciones, instituciones, etc.), mientras que otras variables restringen los cambios, tales como las normativas y la distancia a áreas protegidas.

La generación de escenarios alternativos no pretende, ni debe ser utilizados como predicciones del futuro. Sin embargo, son herramientas clave para los tomadores de decisión, ya que brindan información visual de fácil entendimiento para demostrar cómo las decisiones actuales y futuras podrían afectar a las tendencias de deforestación y sus consecuencias. El escenario GLOBAL-BAJA mostró la mayor expansión agropecuaria, principalmente a expensas de la pérdida y fragmentación del bosque, mientras que la menor cantidad de CUCS se registró en el escenario LOCAL-ALTA, donde 3,6 millones de ha serían deforestadas a pesar de las fuertes restricciones impuestas. Por su parte, el

escenario APLICACIÓN LEGAL evitaría la pérdida de 4,7 millones de ha. registradas en el BAU. Sin embargo, su cumplimiento estricto sería insuficiente para impedir la deforestación de más de 3,9 millones de ha. que no estarían amparadas de acuerdo a las normativas actuales, y que evidencian un sistema de regulación de usos del suelo poco eficiente, que no garantiza la protección de los bosques y su biodiversidad.

Plantear escenarios espacialmente explícitos permitió vislumbrar diferentes situaciones a futuro (algunas de ellas extremas), y exponer el impacto potencial que las tasas históricas de deforestación tendrían en la región. Sin embargo, dado el contexto global, cuya agenda ambiental está guiada por el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB), la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC), y los compromisos internacionales de búsqueda de carbono-neutralidad, resulta poco probable pensar que el futuro de esta región se aproxime a escenarios como el GLOBAL-BAJA o incluso el BAU. Un escenario conservador resultó de la combinación de todos los escenarios planteados, en donde se observaron áreas con muy alta susceptibilidad de deforestación, cercanas a parcelas previamente deforestados para emprendimientos agropecuarios.

La brecha existente entre cada escenario planteado y la deforestación cero, necesaria para alcanzar el objetivo de carbono-neutralidad, nos recuerda el gran desafío que tenemos por delante como ecorregión, especialmente en Paraguay y Argentina, para sumar acciones que permitan cumplir los acuerdos internacionales asumidos para el año 2050. La falta de acción o de planes con objetivos claros por parte de los Estados involucrados, nos alejan irreversiblemente de alcanzar esas metas a mediano y largo plazo. Esta información, junto con la localización las áreas de mayor susceptibilidad de deforestación, es clave para priorizar y orientar esfuerzos tendientes a la protección, restauración y enriquecimiento

del bosque, como así también para implementar estrategias de ordenamiento territorial, planificando los usos del suelo de acuerdo a sus aptitudes productivas, ambientales y sociales.

Reconocer a los procesos de CUCS como sistemas dinámicos que pueden ser influenciados y redireccionados es uno de los principales retos para diseñar políticas de uso del suelo eficientes y gestionar una transición hacia un uso sostenible e integral del territorio. Además, asumir esa responsabilidad de manera regional y sinérgica entre países, orientaría a una estrategia regional común que reduciría la heterogeneidad de las políticas de uso del suelo propias de cada gobierno nacional, evitaría el desplazamiento de la deforestación entre regiones, y fortalecería el sistema de gobernanza forestal de la ecorregión (Meyfroidt et al. 2013).

## Capítulo 5

### Discusión

## 5. *DISCUSIÓN*

Este capítulo resume y discute los principales resultados encontrados a lo largo del proceso de elaboración de esta tesis. Se presentan en orden de aparición los aspectos más relevantes por ser considerados originales o mejoras metodológicas. Luego se mencionan las conclusiones parciales obtenidas en cada capítulo y se analizan de manera integrada todos los puntos abordados, a fin de exponer las implicancias de los principales hallazgos. Al final de este capítulo se sugieren posibles mejoras o aspectos a abordar en futuras investigaciones.

Para desarrollar este trabajo se conformó una base de datos con detalle a nivel de parcela, cuya extensión geográfica cubrió aproximadamente 28 millones de ha y su extensión temporal fue de más de 20 años (1999-2020). La base de datos permitió identificar y realizar un seguimiento de diferentes agroecosistemas de la región. Esta información fue utilizada para analizar la dinámica de cambios espacio temporales en el territorio, poniendo a prueba la ocurrencia de hipótesis de expansión agropecuaria Tsunami (Capítulo 2); evaluando el efecto de la evolución de las distintas actividades sobre un proxy de la productividad del sistema y diferenciando dicho efecto del inducido por las condiciones climáticas (Capítulo 3). Además, la información de la base de datos también permitió la generación de diferentes escenarios de cambio de uso del suelo futuro, basados en la dinámica pasada. Los escenarios se generaron interdisciplinaria e interinstitucionalmente con participación de integrantes de los países involucrados en la ecorregión del Gran Chaco Americano. Se generaron modelos independientes para cada subregión del Gran Chaco, que consideraron sus particularidades y se analizó la influencia de factores locales (ambientales y sociales) determinantes de los cambios en cada región (Capítulo 4).

### 5.1 Implicancias de los hallazgos

Los resultados que se desprenden de esta tesis tienen implicancias principalmente relacionadas al ordenamiento territorial. El análisis a nivel de parcela de los patrones de cambio temporales y espaciales de la región en los últimos 20 años reveló una distribución espacialmente heterogénea de cambios y usos, donde la mayor transformación del paisaje se observó en los extremos este y oeste del área de estudio (Figura 2.6). La ganadería y la agricultura conforman un complejo sinérgico de causas de la deforestación en la región, donde la implantación de pasturas tiene un rol preponderante como causa próxima al ser el principal uso inmediato de los desmontes (Figura 2.4), especialmente a medida que la deforestación se expande sobre áreas con limitaciones ambientales para la agricultura. No obstante, en la mayoría de los casos las pasturas fueron posteriormente reemplazadas por la agricultura, lo que denota su rol de causa subyacente. En esta integración entre agricultura y la ganadería se identificó una sucesión espacial (Figura 2.11) y temporal de cambios sistemáticos (Figura 2.14), donde el Bosque Seco se convierte mayormente en pasturas, luego éstas son reemplazadas por cultivos simples y finalmente, por cultivos dobles (Figura 2.15). Esa secuencia sistemática de cambios sugiere que la expansión de nuevos desmontes con permisos para producción de pasturas puede desencadenar procesos posteriores de reemplazo e intensificación en el uso del suelo (capítulo 2 y capítulo 3), y también aumentar la probabilidad de ocurrencia de nuevos desmontes en las áreas cercanas, como fue observado en el capítulo 4 y planteado en estudios previos (Volante et al. 2016).

Los resultados de esta tesis aportan evidencias empíricas que apoyan el mecanismo de expansión propuesto para esta región en el modelo teórico “Tsunami” (Volante, 2014). Específicamente, los resultados son consistentes con los mecanismos postulados en las

predicciones de la **Hipótesis A** (Figura 2.15) de esta tesis, que plantea que *“la dinámica de expansión agropecuaria en el Chaco semiárido del NOA inicia con el desmonte para desarrollar actividades ganaderas, pero posteriormente existe una dinámica de cambios de uso sistemática”*, que se desprende del modelo de Tsunami al postular que la agricultura desplaza a la ganadería hacia zonas más secas y genera nuevas fronteras de expansión (Volante, 2014).

Los resultados obtenidos de la caracterización de los principales agroecosistemas (Capítulo 3) también fueron consistentes con las predicciones de la **Hipótesis B** planteada en esta tesis, que establece que *“La tendencia del NDVI, como una medida de estimación de la productividad primaria neta área, cambia de manera diferencial según el uso del suelo posterior al cambio y el tiempo transcurrido desde su desmonte”*. Se analizó el efecto de cada agroecosistema sobre la tendencia del NDVI, diferenciando el efecto de cambio inducido por las condiciones climáticas del generado por las prácticas de manejo (Figura 3.7). Los resultados demostraron que existen cambios significativamente diferentes entre usos, cuyos efectos están relacionados tanto al tipo de actividad realizada, como al tiempo que esa actividad persiste y a la interacción entre ambos factores (Figura 3.9). Además, mostraron que, aunque inicialmente se produce un aumento de productividad de los tres agroecosistemas evaluados, a largo plazo sólo la buena rotación permite mantener niveles estables de productividad, ya que en 20 años se registraron tendencias del NDVI negativas y significativas, tanto en las pasturas como en el monocultivo, donde la pérdida de productividad fue mayor (Figura 3.10).

La relevancia de estos resultados abarca diversos aspectos. Primero, los resultados obtenidos aportan información para concluir cuantitativamente sobre la magnitud y dirección del cambio tendencia del NDVI en los agroecosistemas a lo largo del tiempo.

Segundo, si bien para diversos autores el uso exclusivo de la información provista por los sensores remotos puede resultar limitado para la caracterización, el monitoreo y la evaluación de los sistemas agropecuarios (Monfreda et al. 2008; Begué et al. 2015; 2018), los resultados obtenidos demostraron que la combinación con información de campo puede ampliar enormemente su utilidad. Tercero, la caracterización a partir de datos de alto nivel de detalle permitió cuantificar (y alertar) sobre la baja proporción de establecimientos que cumplen con las recomendaciones de las guías de buenas prácticas agrícola, respecto a la rotación de cultivos con maíz o sorgo. Adicionalmente, permitió ampliar el escaso conocimiento respecto a la sostenibilidad productiva de los principales agroecosistemas de la región, donde quedó plasmada la efectividad de las prácticas recomendadas, cuya adopción colabora a la sostenibilidad de los agroecosistemas. Comprender el efecto de los diferentes agroecosistemas del Chaco semiárido sobre la dinámica del NDVI y, consecuentemente, sobre la provisión de servicios ecosistémicos es clave para diseñar estrategias de manejo tendientes a aumentar la sustentabilidad de dichos sistemas. Esa información cobra mayor relevancia en las regiones semiáridas debido a su potencial de expansión a región (Lambin et al. 2013; Houspanossian et al. 2016; Volante et al. 2016) y a la dificultad de estas regiones para lograr sostenibilidad debido a sus altas temperaturas, escasas precipitaciones y menor cobertura vegetal (Stewart et al. 1991; Arzeno, 2016).

En base a la dinámica de cambios de uso del suelo pasados, se simularon posibles cambios para el año 2050 en toda la ecorregión del Gran Chaco Americano (apartado 4.2.4). Los resultados obtenidos fueron consistentes con el mecanismo planteado en la **Hipótesis C** y sus predicciones. El desarrollo de escenarios con diferentes grados de regulación de uso del suelo permitió explorar de algunas de las trayectorias que serían posibles a partir de



la situación actual, y que llevarían a cambios futuros cualitativamente diferentes. La diferencia de cambios observada de acuerdo a los escenarios demostró el potencial de las normativas como factores de regulación de la transformación (Cuadro 4.8). Los cambios esperables de acuerdo a los escenarios BAU y APLICACIÓN LEGAL pusieron en evidencia dos aspectos importantes: a) el bajo cumplimiento de las normativas actuales que fue mencionado tanto en el Capítulo 2, al resaltar la discrepancia entre los permisos de cambio de uso del suelo emitidos oficialmente y los cambios observados en el campo, como en estudios previos (MAyDS, 2018; Camba Sans et al. 2018; Volante y Seghezzi, 2018; Vallejos et al. 2021; Blum et al. 2022); y b) la deficiencia de las normativas actuales, aún si estuvieran rigurosamente implementadas.

Vislumbrar posibles futuros resulta útil en la medida que esa información actúe como disparadora para reflexionar sobre las acciones a modificar para evitar efectos indeseados. Uno de los fines de conocer cuán alejados están esos escenarios de los objetivos de deforestación cero, necesarios para cumplir con los compromisos de carbono-neutralidad asumidos en los acuerdos internacionales, es aportar información para el diseño de estrategias y políticas públicas que impulsen la incorporación de prácticas menos nocivas para el ambiente y permitan concretar algunas de las metas asumidas. La espacialización de los escenarios facilita la interpretación de los resultados por parte de los tomadores de decisión, permitiendo exponer cómo las decisiones actuales y futuras podrían afectar a las tendencias de deforestación y cuáles serían sus consecuencias (Dockerty et al. 2006). Esta información, que permitió identificar que 5,7% de los bosques son áreas de alta prioridad de conservación (Figura 4.12), resulta clave al momento de priorizar y orientar recursos y esfuerzos para implementar estrategias de ordenamiento territorial.

Particularmente, los resultados obtenidos con el escenario BAU sugieren que la transformación del paisaje esperada bajo condiciones socioeconómicas inerciales (respecto a las del periodo 2009-2019) generaría una reducción en la productividad primaria neta de la región y, consecuentemente, una disminución de la provisión de diversos servicios ecosistémicos asociados a ella. Esta presunción se fundamenta, por un lado, en la gran expansión agropecuaria proyectada (Capítulo 4), que generaría nuevas incisiones en el paisaje natural, en donde el proceso de transformación se iniciaría nuevamente, produciendo un fuerte impacto en el ecosistema (Volante et al. 2012); y, por otro lado, en la proyección de las tendencias inerciales al año 2050, que sugieren procesos degradatorios más acentuados en los tres agroecosistemas, de continuar las prácticas de manejo realizadas hasta el momento (Figura 5.1).

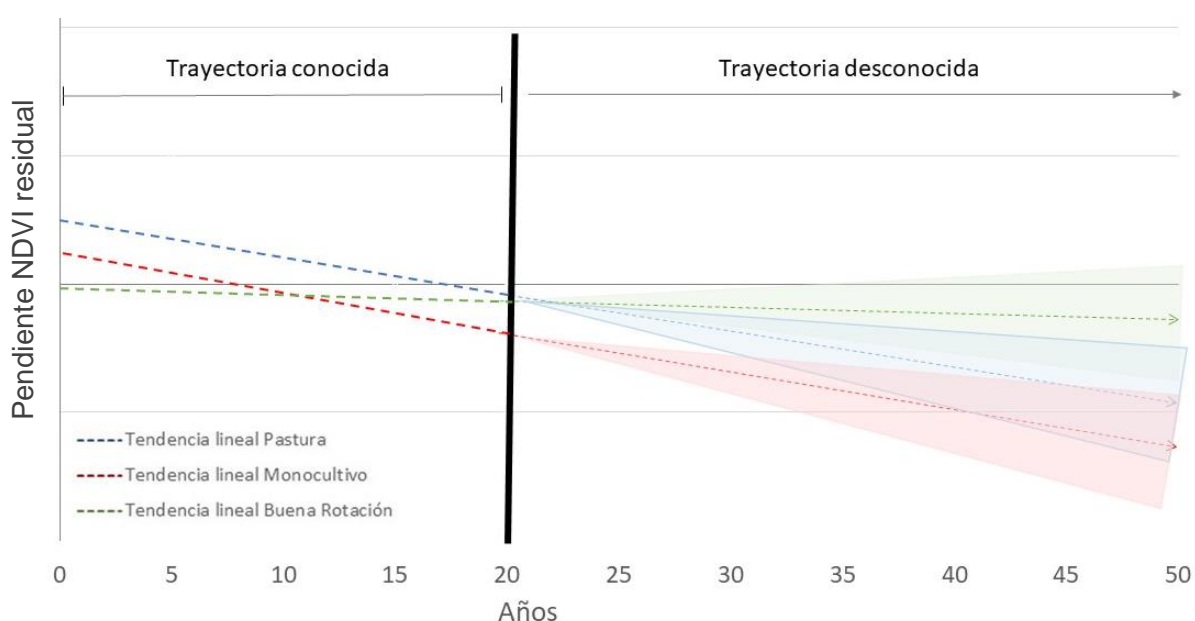


Figura 5.1 Proyecciones teóricas de tendencias de NDVI residual a largo plazo en agroecosistemas de pasturas, monocultivo y buena rotación con maíz. La línea punteada representa la tendencia lineal del NDVI residual de cada agroecosistema. La superficie sombreada representa trayectorias posibles considerando la pendiente de la tendencia  $\pm 15^\circ$ .

A pesar de ello, en los agroecosistemas con buena rotación las proyecciones teóricas también sugieren que una leve modificación en las pendientes podría evitar tal degradación (Figura 5.1), lo que alienta a pensar en posibles intervenciones actuales para lograr cambios en las trayectorias futuras.

A lo largo del periodo analizado se cuantificó un bajo, pero creciente, grado de cumplimiento de las prácticas recomendadas con respecto a la rotación de cultivos con maíz o sorgo, y simultáneamente, una disminución en la proporción de establecimientos dedicados a monocultivo de soja (Figura 3.4). Ese cambio de conducta sugiere que puede estar llevándose a cabo un (lento) proceso de transición hacia una agricultura más sustentable. No obstante, la proyección de los agroecosistemas con buena rotación de maíz o sorgo que muestra una degradación más acentuada a más largo plazo de mantenerse las tendencias actuales (Figura 5.1) lleva a cuestionar la eficacia de esta práctica y/o de su correcta implementación.

En el Chaco semiárido, como muchos otros lugares del mundo, el principal objetivo de los productores es obtener la mayor rentabilidad posible, con el menor uso de recursos disponibles. No obstante, el mejor uso desde un punto de vista económico de una empresa privada no es necesariamente el mismo que el del resto de la sociedad (Luning, 1984), cuyo objetivo debería ser la producción a largo plazo, manteniendo o mejorando las condiciones del medio ambiente. En ese conflicto de intereses surge tanto la necesidad de fomentar una mayor aplicación de prácticas adecuadas, que permitan equilibrar la producción y la conservación del ambiente; como también de replantear sistemas de regulación y tenencia de la tierra eficientes que velen por mantener ese equilibrio a largo plazo (le Polain de Waroux et al. 2018). Actualmente, ambos aspectos distan de la realidad del Chaco semiárido del NOA (FARN, 2019a; Vallejos et al. 2021; Magliocca

et al. 2022). Por un lado, a pesar de la existencia de diversas prácticas que han probado ser eficientes para lograr una producción más sostenible tanto en países desarrollados como en vías de desarrollo, aún existe mucho escepticismo y, consecuentemente, una baja adopción de las prácticas recomendadas por parte de los productores (Kaimowitz y Angelsen, 2008; Pretty y Bharucha, 2014; Begué et al. 2018; Casas y Damiano, 2019). Por otro lado, es necesaria una revisión de las políticas de regulación y de su implementación, para lograr anteponer los intereses comunes de la sociedad por sobre los individuales, incentivando un uso más adecuado de las técnicas y los recursos disponibles.

Indudablemente, la expansión agropecuaria del Chaco semiárido es un proceso de suma importancia en términos del incremento de los rendimientos nacionales. Sin embargo, la magnitud, dirección y el efecto de los cambios descritos en los capítulos 2 y 3 de esta tesis ponen en relieve la necesidad de implementar estrategias de ordenamiento territorial distintas a las realizadas hasta el momento de cara al futuro (Capítulo 4). La planificación del desarrollo de las actividades agropecuarias a futuro amerita una reflexión profunda, en la medida que comprometen seriamente la estructura y funcionalidad de los ecosistemas, especialmente de los de mayor fragilidad, donde los servicios ecosistémicos pueden verse irreversiblemente afectados. La degradación ambiental generada por el uso de prácticas de producción inadecuadas constituye un grave problema a resolver en nuestro territorio (Arzeno, 2016; Casas y Damiano, 2019), que puede atenderse mediante políticas de ordenamiento del uso del suelo que regulen eficazmente el uso del suelo, promuevan la restauración de áreas degradadas o abandonadas (Beyer et al. 2022) e impulsen el uso de prácticas agropecuarias más sustentables, donde los paisajes sean considerados sistemas multifuncionales integrales (Arzeno, 2016; Somovilla Lumbreras et al. 2019; Casas y Damiano, 2019). Sin embargo, es importante tener en cuenta que el

mero diseño de nuevas políticas de uso del suelo no resulta suficiente para lograr una reducción persistente de la deforestación. Para lograr tal reducción, es necesario que su implementación sea a largo plazo. Los resultados obtenidos en el capítulo 4 mostraron que sería posible lograr una fuerte reducción de la deforestación en el escenario ALTA-LOCAL y en el de APLICACIÓN LEGAL. Pero dicha reducción sólo es posible de mantener los supuestos de alta regulación del Estado y una rigurosa aplicación de las leyes durante los próximos 30 años. El caso de Brasil representa un ejemplo de políticas cuyos efectos regulatorios sólo fueron transitorios. Allí, la implementación de estrategias de manejo, conservación, y monitoreo lograron disminuir las mundialmente conocidas tasas de deforestación del Amazonas y permitieron identificar áreas prioritarias para la aplicación de leyes y la promoción de prácticas sustentables mediante créditos, logrando aumentar la superficie de áreas de uso sustentable (Gollnow y Lakes, 2014). Sin embargo, después de muchos años de ser reconocida como la región más emblemática de lucha contra la deforestación, Amazonas volvió a ser la cuenca de mayor transformación durante el primer semestre de 2022 (Global Forest Watch, 2022), como consecuencia de un nuevo cambio de políticas de uso del suelo.

Actualmente, nuestra región carece de políticas que logren desincentivar de manera eficiente el proceso de deforestación a largo plazo, ya que dicho proceso todavía está fuertemente ligado a la rentabilidad de los productos generados (Mónaco et al. 2020). El marcado contraste de superficies deforestadas que resultó de asumir escenarios con diferentes contextos de regulación y de apertura al mercado (Capítulo 4) subraya la importancia de diseñar mecanismos de desincentivo que conduzcan a una menor dependencia del mercado internacional, ya que, como ha sido demostrado en el Capítulo 2, una vez producida la transformación del paisaje natural, las tasas de retroceso son

extremadamente bajas o nulas, incluso en periodos donde el precio internacional de las commodities resulta menos rentable. Entre los posibles enfoques para lograr una reducción persistente de la deforestación existen técnicas como la de reducir la intrusión de las redes de carreteras en las áreas boscosas, designar como áreas protegidas a las regiones donde los bosques se enfrentan a una mayor amenaza, establecer programas de pagos por el mantenimiento de los servicios ecosistémicos que prestan los recursos forestales, certificaciones y restricciones en la exportación, entre otras (Busch y Ferretti Gallon, 2017). Asimismo, en la región también se plantea la posibilidad de llevar a cabo un programa de Manejo de Bosques con Ganadería Integrada (MBGI), que plantea un plan político-técnico con acuerdos de articulación técnico-financieros para optimizar los recursos del Estado y la aplicación de los lineamientos por parte de las provincias y los productores, con el fin de mantener la provisión de servicios ecosistémicos del bosque mediante esquemas de manejo adaptativo (Peri et al. 2022).

Cualquiera sea el esfuerzo invertido para la planificación del uso del suelo, lograría un ordenamiento más integral si fuera elaborado con un enfoque multiescalar del paisaje. La transformación del suelo realizada sin perspectiva integral puede provocar graves consecuencias medioambientales, ya que incluso transformaciones a pequeña escala con resultados individuales sostenibles pueden promover la formación un gran sistema insostenible, al integrarlo. En vista a este desafío, existe la necesidad de caracterizar más y mejor a los sistemas agropecuarios tanto a nivel local como regional, y de generar indicadores cuantitativos que permitan un análisis eficaz de la sostenibilidad de las distintas vías de intensificación del uso del suelo en los territorios agropecuarios (Begué et al. 2015; 2018; Paruelo y Sierra, 2022). Por lo tanto, es recomendable destinar recursos del Estado para monitorear los sistemas de producción agropecuaria a fin de conocer su

dirección y la magnitud en términos de superficie y rendimiento, y en términos de sus impactos sobre el ambiente. Especialmente en el contexto de los compromisos internacionales asumidos, que promueven una transición hacia actividades más sostenibles en el tiempo para lograr equilibrar la producción y la conservación.

## 5.2 Aplicaciones e investigaciones futuras

A partir de los resultados obtenidos en esta tesis surgen posibles líneas de investigación futuras. Primero, es importante considerar que, si bien los resultados obtenidos en esta tesis están condicionados a las singularidades del área de estudio, pueden referenciar a mecanismos similares de expansión en otras regiones semiáridas. Segundo, la base de datos obtenida a partir de la combinación de información remota con información de campo permitió distinguir y monitorear diferentes agroecosistemas. Por lo tanto, así como se analizó el efecto de los principales agroecosistemas del chaco semiárido del NOA sobre la tendencia del NDVI, utilizado como proxy de la productividad primaria (Capítulo 3), también es posible evaluar el efecto de diferentes agroecosistemas que resulten de importancia en ésta y otras regiones. Además, la posibilidad de identificar los distintos agroecosistemas deja abierta la oportunidad para analizar sus efectos y evolución utilizando otros indicadores como medidas de afectación o degradación de los sistemas. En este sentido, por ejemplo, diversos autores han destacado las ventajas del uso de la apropiación humana de la productividad primaria neta (HANPP) como un buen indicador para evaluar el efecto de los cambios de uso del suelo y las prácticas agrícolas sobre diferentes ciclos biogeoquímicos y sobre la provisión de servicios ecosistémicos (Rueda et al. 2013; Haberl et al. 2014; Baeza y Paruelo, 2018).

Otras líneas de investigación podrían surgir de incorporar más información a los modelos de simulación de cambios de uso del suelo. Por un lado, la información provista por los modelos de agentes lograría una mejora sustancial al considerar el comportamiento de los diferentes actores sociales intervinientes en la toma de decisiones (Baldi et al. 2015; Le Polain de Waroux et al. 2018). Esta información permite conocer en qué medida la distribución y la dinámica de cambios se asocia a un tipo de actor para, consecuentemente, diseñar planes de intervención más específicos y eficientes, de acuerdo a las características de los agentes involucrado en los cambios de uso del suelo (le Polain de Waroux et al. 2018). Por otro lado, los modelos también podrían ser mejorados con la incorporación de proyecciones climáticas entre los factores determinantes de cambios para analizar el impacto combinado de los cambios de uso del suelo futuros con los posibles escenarios de cambio climático. Además, los escenarios de cambios de uso de suelo también resultan útiles para analizar el posible efecto de esos cambios como factores de retrocontrol de las condiciones climáticas regionales que condicionan, a su vez, nuevos cambios de uso del suelo (Alcaráz Segura et al. 2013). La incorporación de esta información brindaría una visión más robusta de los posibles cambios de uso de suelo futuros y de sus impactos sobre el ambiente, lo que aportaría mayores herramientas para generar políticas de conservación más eficaces a largo plazo (Prieto Torres et al. 2022).

Por último, y en línea con lo anterior, considero que también sería interesante analizar la relación entre el avance de la frontera, y la distribución espacial y temporal de las zonas declaradas en estado de emergencia agropecuaria, ya que la transformación de áreas cuyas condiciones ambientales son consideradas marginales o sub-óptimas para la producción agrícola suele conducir a una previsible (y evitable) necesidad de asistencia económica por parte del Estado.



## 6. BIBLIOGRAFÍA

- Abatzoglou JT, Dobrowski SZ, Parks SA, Hegewisch KC. 2018. Terraclimate, a high-resolution global dataset of monthly climate and climatic water balance from 1958-2015, *Scientific Data* 5:170191. doi:10.1038/sdata.2017.191
- Aguiar S, Mastrangelo M, García-Collazo M, Camba Sans G, Mosso C, Ciuffoli L, Schmidt M, Vallejos M, Langbehn L, Cáceres D, Merlinsky G, Paruelo J, Seghezzo L, Staiano L, Texeira M, Volante J, Verón S. 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* 28:400-417. *Asociación Argentina de Ecología*. ISSN 1667-782X. doi: <https://doi.org/10.25260/EA.18.28.2.0.677>
- Aguiar S, Mastrángelo M, Texeira M, Meyfroidt P, Volante JN, Paruelo JM. 2022. Roads and land tenure mediate the effects of precipitation on forest cover change in the Argentine Dry Chaco. *Land Use Policy* 112. doi: 10.1016/j.landusepol.2021.105806
- Agterberg FP. 1992. Combining indicator patterns in weights of evidence modeling for resource evaluation. *Natural Resources Research* 1, 39–50 doi:10.1007/BF01782111
- Agterberg FP, Cheng Q. 2002. Conditional Independence Test for Weights-of-Evidence Modeling. *Nat Resour Res* 11, 249–255. doi:10.1023/A:1021193827501
- Alcamo J, Kok K, Busch G, Priess J. 2008. Searching for the Future of Land: Scenarios from the Local to Global Scale. Pp. 117-131 en Lambin, E.F. Geist, h. (eds.) Land use and land-cover change in local processes and global impacts. Springer, Berlin, Heidelberg, New York, *Developments in Integrated Environmental Assessment*, 67–103. doi:10.1016/s1574-101x(08)00404-3
- Alcaráz Segura D, Berbery EH, Müller OV, Paruelo JM. 2013. Characterizing and monitoring climate regulation services. Pp. 351-378 en Alcaráz-Segura D, Di Bella CM, Straschnoy JV (eds.). Earth Observation of Ecosystem Services. CRC Press - Taylor & Francis Group. Boca Raton.
- Aldwaik S, Pontius R. 2012. Intensity analysis measurements of size and stationarity of land changes by interval, category and transition. *Landscape and Urban Planning*, 106(1): 103-114. doi: 10.1016/j.landurbplan.2012.02.010
- Alo C, Pontius R. 2008. Identifying systematic land cover transitions using remote sensing and GIS: The fate of forests inside and outside protected areas of Southwestern Ghana. *Environment and Planning B*, 35(2), 280-295. doi: 10.1068/b32091
- Alonso IA, Alfred Arnold G, Alonso Argüello GD, Bardy Prado R, Caballero Alvarez PJ, Flores Montes NG, Guimarães Monteiro JM, Mioni WF, Sanjinés UV, Taraborelli DS. 2020. Análisis comparado de políticas públicas de protección y gestión de los bosques nativos en el Gran Chaco Sudamericano. Tercer Congreso Internacional del Gran Chaco Americano. Territorio e innovación. Santiago del Estero, Argentina. Actas del congreso: El Gran Chaco: buen vivir, diversidad y desarrollo sostenible / 1a ed. - Santiago del Estero: EDUNSE, 2021.

- Akaike, H. 1974. A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control*, 19 (6):716-723. doi:10.1109/tac.1974.1100705
- Amdan ML, Aragón R, Jobbâgy EG, Volante JN, Paruelo JM. 2013. Onset of deep drainage and salt mobilization following forest clearing and cultivation in the Chaco plains (Argentina). *Water Resources Research*, 49(10), 6601–6612. doi:10.1002/wrcr.20516
- Angelsen A. 2007. Forest cover change in space and time: Combining von Thünen and the forest transition. World Bank Policy Research Working Paper n°4117. Washington D.C.: World Bank.
- Angelsen A, Martius C, De Sy V, Duchelle AE, Larson AM, Pham TT (eds). 2019. REDD+: la transformación. Lecciones y nuevas direcciones. Bogor, Indonesia: CIFOR. doi:10.17528/cifor/007446
- Anriquez A, Albanesi A. 2008. Implementacion de Rolados, Rolados y Suelos: Rolado y Materia Orgánica. En: Kunst, C. Ledesma, R. Navall, M. (eds.) Rolado Selectivo de Baja Intensidad, Resultados 1997-2007 de Investigación Aplicada, Experimentación Adaptativa y Transferencia en: interaccion suelos – vegetación herbácea y leñosa e integración entre ganadería y actividad forestal. INTA EEA Santiago del Estero, 139p
- Anriquez A, Kunst C. 2008. Implementacion de Rolados, El Rolado y el Agua en los Suelos. En: Kunst, C. Ledesma, R. Navall, M. (eds.) Rolado Selectivo de Baja Intensidad, Resultados 1997-2007 de Investigación Aplicada, Experimentación Adaptativa y Transferencia en: interacción suelos – vegetación herbácea y leñosa e integración entre ganadería y actividad forestal. INTA EEA Santiago del Estero, 139p
- Aon M, Sarena D, Burgos J, Cortassa S. 2001. (Micro)biological, chemical and physical properties of soils subjected to conventional or no-till management: an assessment of their quality status. *Soil and Tillage Research*, 60(3-4), 173-186. doi:10.1016/S0167-1987(01)00190-8
- Arzeno JL. 2016. Manejo sostenible en el NOA. Anales de la Academia Nacional de Agrónomos y Veterinaria (ANAV), tomo LXIX: 55-115. ISSN: 03278093. <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/66898>
- Ávila R, Barbera P, Blanco L, Burghi V, De Battista JP, Frasinelli C, Frigerio K, Gándara C, Goldfarb MC. 2014. Gramíneas forrajeras para el subtrópico y el semiárido central de la Argentina. Ediciones INTA. ISBN-978-987-521-551-1
- Ayanu YZ, Conrad C, Nauss T, Wegmann M, Koellner T. 2012. Quantifying and Mapping Ecosystem Services Supplies and Demands: A Review of Remote Sensing Applications. *Environmental Science & Technology*, 46(16), 8529–8541. doi:10.1021/es300157u
- Baeza S, Paruelo JM. 2018. Spatial and temporal variation of human appropriation of net primary production in the Rio de la Plata grasslands. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*. doi:10.1016/j.isprsjprs.2018.07.014

- Bai, Z.G. D.L. Dent, L. Olsson, and M.E. Schaepman. 2008b. Proxy global assessment of land degradation. *Soil Use Manage.* 24:223–234. doi:10.1111/j.1475-2743.2008.00169.x
- Baldassini P, Paruelo JM. 2020. Sistemas agrícolas y silvopastoriles en el Chaco Semiárido. Impactos sobre la productividad primaria. *Ecología Austral* 30: 45-62. doi:10.25260/EA.20.30.1.0.961
- Banchero, S., de Abelleira, D., Verón, S.R., Mosciaro, M.J., Arévalos, F., Volante, J.N. (2020). Recent Land Use and Land Cover Change Dynamics in the Gran Chaco Americano. Conference: 2020 IEEE Latin American GRSS & ISPRS Remote Sensing Conference (LAGIRS). doi: 10.1109/LAGIRS48042.2020.9165579
- Bannari A, Morin D, Bonn F Huete AR. 1995. A review of vegetation indices. *Remote Sensing Reviews*, 13:1-2, 95-120, doi: 10.1080/02757259509532298
- Baldi G, Houspanossian J, Murray F, Rosales AA, Rueda CV, Jobbâgy EG. 2015. Cultivating the dry forests of South America: Diversity of land users and imprints on ecosystem functioning. *Journal of Arid Environments*, 123, 47–59. doi: 10.1016/j.jaridenv.2014.05.027
- Barral MP, 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*. doi:10.1111/1365-2664.13740
- Baumann M, Israel C, Piquer Rodríguez M, Gavier Pizarro G, Volante JN, Kuemmerle T. 2017. Deforestation and cattle expansion in the Paraguayan Chaco 1987–2012. *Regional Environmental Change*, 17(4) 1179–1191. doi:10.1007/s10113-017-1109-5
- Baumann M, Levers C, Macchi L, Bluhm H, Waske B, Gasparri NI, 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. doi:10.1016/j.rse.2018.06.044
- Baumann M, Piquer Rodríguez M, Fehlenberg V, Gavier Pizarro G, Kuemmerle T. 2016. Land-Use Competition in the South American Chaco in Niewöhner J, Bruns A, Hostert P, Krueger T, Nielsen J, Haberl H, Lauk C, Lutz J, Müller D (ed). *Land Use Competition: Ecological, Economic and Social Perspectives*. Springer Pp 2015-229. 10.1007/978-3-319-33628-2\_13.
- Begué A, Arvor D, Lelong C, Vintrou E, Simoes M. 2015. Agricultural Systems Studies using Remote Sensing. Pp:113-130 en Thenkabail, PS (ed). *Remote Sensing Handbook, Vol.2: Land Resources Monitoring, Modeling, and Mapping with Remote Sensing*, 2015. CRC Press - Taylor & Francis Group. Boca Raton. fahal-02098284f
- Bégué A, Arvor D, Bellon B, Betbeder J, De Abelleira D, P. D. Ferraz R, Lebourgeois V, Lelong C, Simões M, R. Verón S. 2018. Remote Sensing and Cropping Practices: A Review. *Remote Sensing*, 10(1):99. <https://doi.org/10.3390/rs10010099>

- Beyer RM, Hua F, Martin PA, Manica A, Rademacher T. 2022. Relocating croplands could drastically reduce the environmental impacts of global food production. *Communications earth and environment*. 3:49. doi:10.1038/s43247-022-00360-6
- Blum D, Aguiar S, Sun Z, Müller D, Álvarez A, Aguirre I, Domingo S, Mastrangelo M. 2022. Subnational institutions and power of landholders drive illegal deforestation in a major commodity production frontier. *Global Environmental Change*, 74, 102511. doi: 10.1016/j.gloenvcha.2022.102511
- Boletta P, Ravelo A, Planchuelo A, Grilli M. 2006. Assessing deforestation in the Argentine Chaco. *Forest Ecological Management*, 228, 108-114. doi:10.1016/j.foreco.2006.02.045
- Bonham Carter GF. 1994. Geographic information systems for geoscientists: modelling with GIS. Pergamon, Oxford.
- Bucher EH. 1982. Chaco and Caatinga-South American Arid Savannas, Woodlands and Thickets. *Ecology of Tropical Savannas*, 48–79. doi:10.1007/978-3-642-68786-0\_4
- Bucher EH, Huszar PC. 1999. Sustainable management of the Gran Chaco of South America: Ecological promise and economic constraints. *Journal of Environmental Management*, 57(2), 99–108. doi:10.1006/jema.1999.0290
- Bucher EH, Saravia Toledo C. 2001. Restauración y manejo sustentable del Gran Chaco. En: Primack, R. Roiz, R. Feinsinger, P. Dirzo, R. Massardo, F. (Eds.). Fundamentos de conservación biológica. Perspectivas latinoamericanas. México. Fondo de Cultura Económica. Pp 579-580.
- Burkhard B, Kroll F, Nedkov S, Müller F. 2012. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecological Indicators*, 21, 17-29. doi:10.1016/j.ecolind.2011.06.019.
- Burrell AL, Evans JP, Liu Y. 2017. Detecting dryland degradation using Time Series Segmentation and Residual Trend analysis (TSS-RESTREND). *Remote Sens. Environ*, 197, 43–57. doi:10.1016/j.rse.2017.05.018
- Busch J, Ferretti Gallon K. 2017. What drives deforestation and what stops it? A meta-analysis. *Rev. Environ. Econ. Policy*11, 3–23. doi: 10.1093/reep/rew013
- Bravo G, Bianchi A, Volante J, Alderete S, Sempronii G, Vicini L, Fernández M, Lipshitz H, Piccolo A. 1999. *Regiones Agroeconómicas del Noroeste Argentino*. Salta, Argentina: INTA.
- Brown A, Martinez Ortiz U, Acerbi M, Corcuera J. 2006. (Eds.) *La Situación Ambiental Argentina 2005*, Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires.
- Cabrera A. 1976. Regiones Fitogeográficas Argentinas. En *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería* (Vol. Tomo II. Fascículo 1, pág. 85). ACME.

- Camba Sans GH, Aguiar S, Vallejos M, Paruelo JM. 2018. Assessing the effectiveness of a land zoning policy in the Dry Chaco. The Case of Santiago del Estero, Argentina. *Land Use Policy*, 70, 313–321. doi: 10.1016/j.landusepol.2017.10.046
- Cardoch L, Day J, Ibáñez C. 2002. Net Primary productivity as an indicator of sustainability in the Ebro and Mississippi Deltas. *Ecological Applications*, 12(4), 1044-1055. doi:10.2307/3061035
- Caride C, Piñeiro G, Paruelo JM. 2012. How does agricultural management modify ecosystem services in the Argentine Pampas? The effects on soil C dynamics. *Agric. Ecosyst. Environ.* 154, pp. 23-33 doi: 10.1016/j.agee.2011.05.031
- Caruso H, Camardelli M, Miranda S. 2012. Efecto del método de desmonte sobre los indicadores de calidad del suelo y la condición de las pasturas en el Chaco Semiárido salteño. XXIX, *AgriScientia* (29) 2, pp. 99-105 ISSN 1668298X
- Casas RR. 1998. Causas y evidencias de la degradación de los suelos de la región pampeana. En *Hacia esa agricultura productiva y sostenible en la pampa*. Harvard University. David Rockefeller Center for Latin American Studies. Consejo Profesional de Ingeniería Agronómica. Orientación Gráfica Editora SRL. Buenos Aires, Argentina
- Casas R, Damiano F. (eds.). 2019. Manual de buenas prácticas de conservación del suelo y del agua en áreas de secano. Prosa. Fundación para la Educación, la Ciencia y la Cultura (FECIC). Buenos Aires, Argentina. ISBN 978-950-9149-43-4
- Chapin F. 2009. A Framework for Understanding Change. En F. Chapin, S. Kofinas, y C. Folke, *Principles of Ecosystem Stewardship. Resilience-Based Natural Resource Management in a Changing World* (págs. 3-28). Springer Science, Business Media.
- Chiosso JL, Vicini RA, Jacquet A, Ondo Misi SG. 2014. Comportamiento de Gattón Panic en Chaco (Argentina), mejoramiento en la utilización con suplementación y confinamiento en autoconsumo de silajes. XXII Congreso Internacional de Transferencia de Tecnología Agropecuaria, Consorcios de Ganaderos para Experimentación Agropecuaria
- Cohen WB, Yang Z, Healey SP, Kennedy RE, Gorelick N. 2018. A LandTrendr multispectral ensemble for forest disturbance detection. *Remote Sensing of Environment*, 205, 131–140. doi:10.1016/j.rse.2017.11.015
- Conti G, Pérez Harguindeguy N, Quétier F, Gorné LD, Jaureguiberry P, Bertone GA, Enrico L, Cuchietti A, S. Díaz. 2014. Large changes in carbon storage under different land-use regimes in subtropical seasonally dry forests of southern South America. *Agric. Ecosyst. Environ.* 197, pp. 68-76 doi:10.1016/j.agee.2014.07.025
- Cornacchione M, Reineri S. 2008. ¿Cuánto produce el Gattón panic? INTA Estación Experimental Agropecuaria Santiago del Estero. Disponible [http://www.produccion-animal.com.ar/produccion\\_y\\_manejo\\_pasturas/pasturas\\_cultivadas\\_megatermicas/120-gatton-panic.pdf](http://www.produccion-animal.com.ar/produccion_y_manejo_pasturas/pasturas_cultivadas_megatermicas/120-gatton-panic.pdf)

- Coronel G, Pastén M, Breuer N, Celeste A, Rejalaga L, Monte Domecq F, Nagy GJ. 2021. Wildfires in Paraguay: Environmental and Human Impacts. En Leal Filho, W. Miranda Azeiteiro, I. Freitas Setti, A. (EDS). Sustainability in Natural Resources Management and Land Planning, World sustainability Series. pp 429-444. doi:10.1007/978-3-030-76624-5\_25
- Cuéllar S, Larrea Alcázar DM. 2016. Pérdida de carbono por deforestación reciente (2010-2013) en las tierras bajas y Yungas de Bolivia. *Ecología en Bolivia* 51(1): 15-25. ISSN 1605-2528.
- Dale VH, Brown S, Haeuber RA, Hobbs NT, Huntly N, Naiman RJ, Riebsame WE, Turner MG, Valone TJ. 2000. Ecological principles and guidelines for managing the use of land. ESA Report. *Ecological Applications*, 10 (3) 639-670. doi: 10.2307/2641032
- Dalla Nora E, Aguiar AP, Lapola D, Woltjer G. 2014. Why have land use change models for the Amazon failed to capture the amount of deforestation over the last decade? *Land Use Policy*. 39. 403–411. 10.1016/j.landusepol.2014.02.004.
- Da Ponte E, García-Calabrese M, Kriese J, Cabral N, Perez de Molas L, Alvarenga M, Caceres A, Gali A, García V, Morinigo L, Ríos M, Salinas A. 2022. Understanding 34 Years of Forest Cover Dynamics across the Paraguayan Chaco: Characterizing Annual Changes and Forest Fragmentation Levels between 1987 and 2020. *Forests*, 13, 25. doi: 10.3390/f13010025
- de Abelleira D, Veron S, Banchemo S, Mosciaro J, Franzoni A, Boasso M, Valiente S, Puig O, Goytia S, Iturralde Elortegui M, Maidana D, Martini J, Murray F, Marini F, Propato T, Ferraina A, Gómez Taffarel C, Sarraihle S, Petek M, Messa J, Kurtz D, Perucca R, Benedetti P, Muñoz S, Volante J. 2020. Mapa Nacional de Cultivos campaña 2019/2020. Colección 1. Versión 1.0. Informe. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Argentina. Disponible en: <http://www.geointa.inta.gob.ar/2020/10/06/mapa-nacional-de-cultivos-campana-2019-2020/> (último acceso: 15/12/2021).
- de Marzo T, Pflugmacher D, Baumann M, Lambin EF, Gasparri I, Kuemmerle T. 2021. Characterizing forest disturbances across the Argentine Dry Chaco based on Landsat time series. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 98, 102310. doi: 10.1016/j.jag.2021.102310
- de Souza P, Ribeiro A, da Rocha E, Botelho M, Marlisom A, de Sousa A, de Souza E, Boucas Farias JR. 2011. Impacts of Soybean Expansion on the Amazon energy balance: A case study. *Experimental Agriculture*, 47, 553-567. doi: 10.1017/S0014479711000391
- De Sy V, Herold M, Achard F, Avitabile V, Baccini A, Carter S, Clevers JGPW, Lindquist E, Pereira M, Verchot L. 2019. Tropical deforestation drivers and associated carbon emission factors derived from remote sensing data. *Environ. Res. Lett.* 14, 094022. doi:10.1088/1748-9326/ab3dc6

- Di Bella C, Paruelo J, Becerra J, Bacour C, Baret F. 2004. Effect of senescent leaves on NDVI-based estimates of fAPAR: experimental and modelling evidences. *International Journal of Remote Sensing*, 25(23), 5415-5427. doi:10.1080/01431160412331269724
- Dockerty T, Lovett A, Appleton K, Bone A, Sunnenberg G. 2006. Developing scenarios and visualizations to illustrate potential policy and climatic influences on future agricultural landscapes. *Agriculture Ecosystems & Environment* 114 (1), 103-120. doi: 10.1016/j.agee.2005.11.008
- Duval ME, Galantini JA, Capurro JE, Martinez JM. 2016. Winter cover crops in soybean monoculture: Effects on soil organic carbon and its fractions. *Soil and Tillage Research*, 161, 95–105. doi:10.1016/j.still.2016.04.006
- Eastman RJ. 2015. TerrSet Manual. Clark University
- Evans J, Geerken R. 2004. Discrimination between climate and human-induced dryland degradation. *J. Arid Environ.* 57, 535–554. doi:10.1016/S0140-1963(03)00121-6
- Fabricante I, Oesterheld M, Paruelo J. 2009. Annual and seasonal variation of NDVI explained by current and previous precipitation across Northern Patagonia. *Journal of Arid Environments*, 73(8), 745-753. doi:10.1016/j.jaridenv.2009.02.006
- Fadda G. 2006. La conservación del suelo: La necesidad de un enfoque integral. *XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*, (pág. 15). Salta-Jujuy.
- FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. 2011. *Situación de los bosques del mundo*. Roma, Italia: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. 2018. El estado de los bosques del mundo: las vías forestales hacia el desarrollo sostenible. Roma. Editorial ONU. ISBN 978-92-5-130715-1.
- FAOSTAT. 2013. Food and Agriculture Organization of the United Nations Statistical Databases 2021, Technical Report (New York: United Nations). Disponible en: <https://www.fao.org/faostat/en/#data> (último acceso 16/12/2021).
- FARN. 2019a. Recategorizaciones prediales de bosques nativos en Chaco: un penoso deja vu. Fundación Ambiente y Recursos Naturales, Argentina. Marzo 2019. Disponible en: <https://farn.org.ar/recategorizaciones-prediales-de-bosques-nativos-en-chaco-un-penoso-deja-vu/> (último acceso 16/12/2021).
- Fehlenberg V, Baumann M, Gasparri NI, Piquer Rodríguez M, Gavier Pizarro G, Kuemmerle T. 2017. The role of soybean production as an underlying driver of deforestation in the South American Chaco. *Global Environmental Change*, 45, 24–34. doi: 10.1016/j.gloenvcha.2017.05.001
- Fernández PD, Le Polain de Waroux YLP, Jobbâgy EG, Loto DE, Gasparri NI. 2020. A hard-to-keep promise: Vegetation use and aboveground carbon storage in

- silvopastures of the Dry Chaco. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 303, 107117. doi: 10.1016/j.agee.2020.107117
- Fernández R; I Frasier; A Quiroga, Noellemeyer E. 2019. Pore morphology reveals interaction of biological and physical processes for structure formation in soils of the semiarid Argentinean Pampa. *Soil TillRes.* 191: 256- 265. 10.1016/j.still.2019.04.011
- Fernández R, Furch NE, Bissolino M, Frasier I, Scherger ED, Quiroga AR. 2020. Efecto de las pasturas perennes en la fertilidad física y biológica en molisoles de la región semiárida pampeana. Ed. Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo. *Ciencia del suelo*, Volume: 38, Issue: 1, Pages: 133-148.
- Fischer J, Brosi B, Daily G, Ehrlich P, Goldman R, Goldstein J, Lindenmayer D, Manning A, Mooney H, Pejchar L, Ranganathan J, Tallis H. 2008. Should agricultural policies encourage land sparing or wildlife-friendly farming? *Front. Ecol. Environ.* 6(7), 380-385. doi:10.1890/070019
- Fisher B, Turner R, Morling P. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68, 643-653. doi: 10.1016/j.ecolecon.2008.09.014
- Foley J, DeFries R, Asner G, Barford C, Bonan G, Carpenter S, Chapin FS, Coe M, Daily G, Gibbs H, Helkowski J, Holloway T, Howard E, Kucharik C, Monfreda C, Patz J, Prentice C, Ramankutty N, Snyder P. 2005. Global consequences of land use. *Science*, 309(5734), 570-574. doi: 10.1126/science.1111772.
- Fumagalli AE, Kunst CR. 2002. Cómo mejorar la oferta forrajera de los sistemas de cría. *Idia XXI.Revista de información sobre investigación y desarrollo agropecuario.* 2 (2).
- Funk C, Peterson P, Landsfeld M, Pedreros D, Verdin J, Shukla S, Husak G, Rowland J, Harrison L, Hoell A, Michaelsen J. 2015. The climate hazards infrared precipitation with stations—a new environmental record for monitoring extremes. *Scientific Data*, 2, 150066. doi:10.1038/sdata.2015.66
- Gallardo M. 2018. Revisión y análisis de estudios de modelos de cambios de usos del suelo y de escenarios a futuro. *Geographicalia* 70: 1-26. doi: 10.26754/ojs\_geoph/geoph.2018703278
- García-Collazo M, Panizza A, Paruelo J. 2013. Ordenamiento territorial de bosques nativos: Resultados de la zonificación realizada por provincias del norte argentino. Asociación Argentina de Ecología; *Ecología Austral*, 23(8), 97-107. doi: 10.25260/EA.13.23.2.0.1165
- Gasparri I, Grau R. 2009. Deforestation and fragmentation of Chaco Dry forest in NW Argentina (1972-2007). *Forest Ecology Management*, 258, 913-921. doi: 10.1016/j.foreco.2009.02.024
- Gasparri I, Grau R, Gutierrez Angonese J. 2013. Linkages between soybean and neotropical deforestation: Coupling and transient decoupling dynamics in a multi-



- decadal analysis. *Global Environmental Change*, 23, 1605-1614. doi: 10.1016/j.gloenvcha.2013.09.007
- Gasparri I, Grau R, Sacchi L. 2015. Determinant of the spatial distribution of cultivated land in the North Argentine Dry Chaco in a multi-decadal analysis. *Journal of Arid Environments*, 123, 31-39. doi.org/10.1016/j.jaridenv.2015.05.005
- Gasparri I, Le Polain de Waroux Y. 2015. The Coupling of South American Soybean and Cattle Production Frontiers: New challenges for conservacion policy and land change science. *Conservation Letters*, 8(4), 290-298. doi: 10.1111/conl.12121
- Gavier Pizarro G, Calamari NC, Piquer Rodríguez M, Kuemmerle T. 2014. El método de construcción de escenarios aplicado al Ordenamiento Territorial. En: Paruelo, J.M. Jobbâgy, E.G. Littera, P. Dieguez, H. García Collazo, M.A. y Panizza, A. (eds): Ordenamiento Territorial: Conceptos, Metodologías y Experiencias. FAO / MAG / UBA 2014.
- Ge J. 2010. MODIS observed impacts of intensive agriculture on surface temperature in the southern Great Plains. *International Journal of Climatology*, 30, 1994-2003. doi:10.1002/joc.2093
- Geist HJ, Lambin EF. 2002. Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. *Bioscience*, 52, 143-150. doi: 10.1641/0006-3568(2002)052[0143:PCAUDF]2.0.CO;2
- Geist HJ, McConnell W, Lambin EF, Moran E, Alves D, Rudel T. 2006. Causes and trajectories of land-use/cover change. p. 41–70. In Lambin, E.F. Geist, H. (eds.), Land-use and land-cover change. Local processes and global impacts. Global Change – The IGBP Series.
- GeoBolivia. Infraestructura de Datos Espaciales del Estado Plurinacional de Bolivia. Disponible en: <http://geo.gob.bo/portal/#viewer> (último acceso 10/01/2022).
- Gil R. 1994. Crecimiento radical de la soja en un suelo Haplustol éntico del centro de la Provincia de Córdoba: efecto de la humedad y de la resistencia mecánica del perfil del 37 suelo. Tesis presentado Magíster Scientiae. *Ciencias del Suelo*. Escuela de Graduado. FAUBA. 92 p.
- Giménez R, Mercau J, Noretto 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 *Hydrol. Process.* 30 (15) (2016), pp. 2603-2616. doi: 10.1002/hyp.10901
- GFW. Global Forest Watch. 2014. World Resources Institute. Disponible en: [www.globalforestwatch.org](http://www.globalforestwatch.org) (ultimo acceso 05/07/2022)
- Gobbi B, Van Rompaey A, Loto D, Gasparri I, Vanacker V. 2020. Comparing Forest Structural Attributes Derived from UAV-Based Point Clouds with Conventional Forest Inventories in the Dry Chaco. *Remote Sensing*, 12(23), 4005. doi:10.3390/rs12234005

- Gollnow F, Lakes T. 2014. Policy change, land use, and agriculture: The case of soy production and cattle ranching in Brazil, 2001–2012. *Applied Geography*, 55, 203-211. doi: 10.1016/j.apgeog.2014.09.003
- 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*. doi: 10.1016/j.rse.2017.06.031
- Graesser J, Aide M, Grau R, Ramankutty N. 2015. Cropland/pastureland dynamics and the slowdown of deforestation in Latin America. *Environmental Research Letters*, 10, 034017. doi: 10.1088/1748-9326/10/3/034017.
- Graesser J, Ramankutty N, Coomes OT. 2018. Increasing expansion of large-scale crop production onto deforested land in sub-Andean South America. *Environmental Research Letters*, 13(8), 084021. doi:10.1088/1748-9326/aad5bf
- Graesser J, Stanimirova R, Tarrío K, Copati EJ, Volante JN, Verón SR, Banchemo S, Elena H, Abelleira D, Friedl MA. 2022. Temporally-Consistent Annual Land Cover from Landsat Time Series in the Southern Cone of South America. *Remote Sensing*. 14(16):4005. <https://doi.org/10.3390/rs14164005>
- Grau R, Aide T, Gasparri I. 2005b. Globalization and soybean expansion into semiarid ecosystems of Argentina. *Ambio*, 34(3), 265-271. doi: 10.1639/0044-7447(2005)034[0265:gaseis]2.0.co;2
- Grau HR, Aide M. 2008. Globalization and land-use transitions in Latin America. *Ecology and Society* 13(2): 16. doi:10.5751/es-02559-130216
- Grau R, Gasparri I, Aide T. 2005a. Agriculture expansion and deforestation in seasonally dry forests in NW Argentina. *Environmental Conservation*, 32 (2), 140-148. doi:10.1017/s0376892905002092
- Grau R, Gasparri I, Aide T. 2008. Balancing food production and nature conservation in the Neotropical dry forest of northern Argentina. *Global Change Biology*, 14, 985-997. doi: 10.1111/j.1365-2486.2008.01554.x
- Grau HR, Torres R, Gasparri NI, Blendinger PG, Marinaro S, Macchi L. 2015. Natural grasslands in the Chaco. A neglected ecosystem under threat by agriculture expansion and forest-oriented conservation policies. *Journal of Arid Environments*, 123, 40–46. doi: 10.1016/j.jaridenv.2014.12.00
- Guershman J, Paruelo J, Burke I. 2003. Land use impacts on the normalized difference vegetation index in temperate Argentina. *Ecological Applications*, 13, 616-628. doi: 10.1890/1051-0761(2003)013[0616:LUIOTN]2.0.CO;2
- Haberl H, Erb KH, Krausmann F. 2014. Human Appropriation of Net Primary Production: Patterns, Trends, and Planetary Boundaries. *Annual Review of Environment and Resources*. 39. 10.1146/annurev-environ-121912-094620.

- Hansen M, Potapov P, Moore R, Hancher M, Turubanova S, Tyukavina A. 2013. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science*, 342(6160), 850-853. doi: 10.1126/science.1244693
- Henderson J, Godar J, Frey GP, Börner J, Gardner T. 2021. The Paraguayan Chaco at a crossroads: drivers of an emerging soybean frontier. *Regional Environmental Change*, 21(3). doi: 10.1007/s10113-021-01804-z
- Higginbottom TP, Symeonakis E. 2014 Assessing land degradation and desertification using vegetation index data: Current frameworks and future directions. *Remote Sens.* 2014, 6, 9552–9575. doi:10.3390/rs6109552
- Hoekstra, J.M. Molnar, J.L. Jennings, M. Revenga, C. Spalding, M.D. Boucher, T.M. Robertson, J.C. Heibel, T.J. Ellison, K. 2010. In: Molnar, J.L. (Ed.), *The Atlas of Global Conservation: Changes, Challenges and Opportunities to Make a Difference*. University of California Press, Berkeley.
- Hosonuma N, Herold M, De Sy V, De Fries RS, Brockhaus M, Verchot L, Angelsen A, Romijn E. 2012. An assessment of deforestation and forest degradation drivers in developing countries. *Environ. Res. Lett.* 7, 044009. Doi:10.1088/1748-9326/7/4/044009
- Houspanossian J, Giménez R, Baldi G, Nosetto M. 2016. Is aridity restricting deforestation and land uses in the South American Dry Chaco? *Journal of Land Use Science*, 11 (4) pp doi: 10.1080/1747423X.2015.1136707
- Houspanossian J, Gimenez R, Whitworth-Hulse J, Nosetto M, Tych W, Atkinson P, Rufino M, Jobbágy E. 2023. Agricultural expansion raises groundwater and increases flooding in the South American plains. *Science*. 380. 1344-1348. doi:10.1126/science.add5462.
- Houspanossian J, Gimenez R, Jobbágy E, Nosetto M. 2017. Surface albedo raise in the South American Chaco: Combined effects of deforestation and agricultural changes. *Agricultural and Forest Meteorology*. 232. 10.1016/j.agrformet.2016.08.015.
- 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. doi: 10.1111/j.1654-109X.2012.01218.x
- Huaranca LL, Iribarnegaray MA, Albesa F, Volante JN, Brannstrom C, Seghezzo L. 2019. Social perspectives on deforestation, land use change, and economic development in an expanding agricultural frontier in northern Argentina. *Ecological Economics* 165, 106424. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.106424>.
- IGN. Instituto Geográfico Nacional de la República Argentina. 2012. Disponible en: <https://www.ign.gob.ar/NuestrasActividades/InformacionGeoespacial/CapasSIG> (último acceso 11/01/2022).
- INAI. Instituto Nacional de Asuntos Indígenas. 2022. Disponible em <https://www.argentina.gob.ar/derechoshumanos/inai/mapa> (último acceso 13/07/2021)

- INFONA. Instituto Forestal Nacional 2016. Disponible en: <http://www.infona.gov.py/>(último acceso 13/07/2021)
- INTA. 1990. Atlas de Suelos de la República Argentina, Sistema de Información Geográfico. Disponible en: <http://www.geointa.inta.gob.ar/2013/05/26/suelos-de-la-republica-argentina/> (último acceso 10/01/2022).
- INTA. 2020. PRORENOA: Monitoreo de cultivos del noroeste argentino a través de sensores remotos. Disponible en: <http://inta.gob.ar/documentos/monitoreo-de-cultivos-del-noroeste-argentino-a-traves-de-sensores-remotos/> (último acceso 13/07/2021)
- IPBES 2019. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. S. Díaz, J. Settele, E. S. Brondízio E.S. H. T. Ngo, M. Guèze, J. Agard, A. Arneth, P. Balvanera, K. A. Brauman, S. H. M. Butchart, K. M. A. Chan, L. A. Garibaldi, K. Ichii, J. Liu, S. M. Subramanian, G. F. Midgley, P. Miloslavich, Z. Molnár, D. Obura, A. Pfaff, S. Polasky, A. Purvis, J. Razzaque, B. Reyers, R. Roy Chowdhury, Y. J. Shin, I. J. Visseren-Hamakers, K. J. Willis, and C. N. Zayas (eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 56 pages.
- Jackson D, Huete AR. 1991. Interpreting vegetation indices. *Preventive Veterinary Medicine* 11, 3–4, 185-200. ISSN 0167-5877. doi:10.1016/S0167-5877(05)80004-2.
- Jarvis A, Reuter HI, Nelson A, Guevara E. 2008. Hole-filled SRTM for the globe Version 4, available from the CGIAR-CSI SRTM 90m Database: <https://srtm.csi.cgiar.org>.
- Jobbâgy E, Noretto M, Santoni C, Baldi G. 2008. El desafío ecohidrológico de las transiciones entre sistemas leñosos y herbáceos en la llanura Chaco-Pampeana. *Ecología Austral* 18: 305-322. Disponible en [http://ojs.ecologiaaustral.com.ar/index.php/Ecologia\\_Austral/article/view/1377](http://ojs.ecologiaaustral.com.ar/index.php/Ecologia_Austral/article/view/1377)
- Jouve, P. 2006. Cropping systems and farming land space organisation: A comparison between temperate and tropical farming systems. *Cahiers Agricultures*, 15, 255-260.
- Kaimowitz D, Angelsen A. 2008. Will livestock intensification help save Latin America's tropical forest? *Journal of Sustainable Forestry* 27 (1–2), 6–24. doi:10.1080/10549810802225168
- Karlen DL, Hurley EG, Andrews SS, Cambardella CA, Meek DW, Duffy MD, Mallarino AP. 2006. Crop rotation effects on soil quality at three northern corn/soybean belt locations. *Agronomy Journal* 98, 484–495. doi: 10.2134/agronj2005.0098
- Kunst C, Cornacchione M, Godoy J. 2001. Prácticas de control del fachinal I: Efectos sobre la oferta de forraje de herbáceas. 1er Congreso Nac. sobre Manejo de Pasturas Naturales. Asoc. Manejo de Pastizales Naturales, San Cristóbal, Santa Fe.
- Lal R. 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*, 304, 1623-1627. doi: 10.1126/science.1097396

- Lal, R. 2007. Anthropogenic influences on world soils and implications to global food security. *Advances in Agronomy*, 93, 69-93. doi: 10.1016/S0065-2113(06)93002-8
- Lambin E, Geist H, Lepers E. 2003. Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. *Annual Review of Environment and Resources*, 28(1), 205-241. doi: 10.1146/annurev.energy.28.050302.105459
- Lambin EF, Geist H, Rindfuss RR. 2006. Introduction: Local Processes with Global Impacts. In: Lambin EF, Geist H. (eds) *Land-Use and Land-Cover Change. Global Change - The IGBP Series*. Springer, Berlin, Heidelberg. doi:10.1007/3-540-32202-7\_1
- Lambin H, Gibbs K, Ferreira L, Grau R, Mayaux P, Meyfroidt P, Morton DC, Rudel TK, Gasparri I, Munger J. 2013. Estimating the world's potentially available cropland using a bottom-up approach. *Global Environmental Change*, 23(5), 892-901. doi: 10.1016/j.gloenvcha.2013.05.005
- Lambin EF, Meyfroidt P. 2010. Land Use Policy Land use transitions: Socio-ecological feedback versus socio-economic change. *Land Use Policy*, 27(2), 108-118. doi:10.1016/j.landusepol.2009.09.003
- Lambin EF, Meyfroidt P. 2011. Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(9), 3465–3472. doi:10.1073/pnas.1100480108
- Lambin EF, Turner BL, Geist HJ, Agbola SB, Angelsen A, Bruce JW, Coomes OT, Dirzo R, Fischer G, Folke C, George PS, Homewood K, Imbernon J, Leemans R, Li X, Moran EF, Mortimore M, Ramakrishnan PS, Richards JF, Skanes H, Steffen W, Stone GD, Svedin U, Veldkamp TA, Vogel C, Xu J. 2001. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change*, 11(4), 261-269. doi: 10.1016/S0959-3780(01)00007-3
- Leake A, Economo M. 2008. La deforestación de Salta 2004-2007. Fundación Asociana. Salta, Argentina: Milor. ISBN: 978-987-24283-0-3
- Ledesma R, Elias A, Kunst C, Navarrete V, Godoy J. 2018a. Efecto del rolado de baja intensidad (RBI) sobre la distribución radical de pastos y arbustos en un bosque del Chaco occidental. *Revista RIA*, 44 (2), p.8.
- Lehner B, Verdin K, Jarvis A. 2008. New global hydrography derived from spaceborne elevation data. *Eos, Transactions, AGU*, 89(10): 93-94. doi: 10.1029/2008EO100001
- Le Polain de Waroux Y. 2019. Capital has no homeland: The formation of transnational producer cohorts in South America's commodity frontiers. *Geoforum*. doi: 10.1016/j.geoforum.2019.05.016
- Le Polain de Waroux Y, Baumann M, Gasparri NI, Gavier Pizarro G, Godar J, Kuemmerle T, Meyfroidt P. 2018. Rents, Actors, and the Expansion of Commodity Frontiers in the Gran Chaco. *Annals of the American Association of Geographers*, 108(1), 204–225. doi:10.1080/24694452.2017.1360761

- Le Polain de Waroux Y, Garrett RD, Heilmayr R, Lambin EF. Land-use policies and corporate investments in agriculture in the Gran Chaco and Chiquitano. 2016. *Social Science* 113 (15) 4021-4026. doi: 10.1073/pnas.1602646113
- Li A, Wu J, Huang J. 2012. Distinguishing between human-induced and climate-driven vegetation changes: A critical application of RESTREND in inner Mongolia. *Landsc. Ecol.* 2012, 27, 969–982.
- Liu XB, Herbert SJ. 2002. Fifteen years of research examining cultivation of continuous soybean in Northeast China: a review. *Field Crops Res* 79:1–7 doi:10.1016/S0378-4290(02)00042-4
- Luning H. 1984. Impacts of land tenure on land use low-income countries. *Land Use Policy*, 1(2), 112-124. doi: 10.1016/0264-8377(84)90003-6
- Macedo MN, DeFries RS, Morton DC, Stickler CM, Galford GL, Shimabukuro YE. 2012. Decoupling of deforestation and soy production in the southern Amazon during the late 2000s. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 109, 1341-1346. doi: 10.1073/pnas.1111374109
- Maeda EE, de Almeida CM, de Carvalho Ximenes AA, Formaggio AR, Shimabukuro YE, Pellikka P. 2011. Dynamic modeling of forest conversion: Simulation of past and future scenarios of rural activities expansion in the fringes of the Xingu National Park, Brazilian Amazon. *Int. J. App. Earth Obs.* 13, 435-446. doi: 10.1016/j.jag.2010.09.008.
- MADES. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. 2020. Sistema de Información Ambiental. Disponible en: <http://www.mades.gov.py/> (último acceso 13/06/2022)
- Magliocca NR, De Bremond AC, Ellicott EA, Seghezzo L, Venencia CD, Mosciaro MJ Nolte C. 2022. Two of a kind? Large-scale land acquisitions and commodity frontier expansion in Argentina's Dry Chaco. *Ecology and Society* 27 (2):25. [online] URL: <https://www.ecologyandsociety.org/vol27/iss2/art25/>
- MAPBIOMAS. 2020. Proyecto MapBiomás Chaco- Colección 2 de los mapas anuales de cobertura y uso del suelo. Disponible en: <https://chaco.mapbiomas.org/> (último acceso: 09/01/2022).
- Martínez Alier JM. 2008. Conflictos ecológicos y justicia ambiental. *Papeles de relaciones ecosociales y cambio global*, 103, 11-28. Disponible en [https://www.fuhem.es/wp-content/uploads/2018/12/Conflictos\\_ecologicos\\_J.\\_MARTINEZ20ALIER.pdf](https://www.fuhem.es/wp-content/uploads/2018/12/Conflictos_ecologicos_J._MARTINEZ20ALIER.pdf)
- Mastrangelo ME, Gavin MC. 2014. Impacts of agricultural intensification on avian richness at multiple scales in Dry Chaco forests. *Biological Conservation*, 179, 63–71. doi: 10.1016/j.biocon.2014.08.020
- Mather AS, Needle CL. 1998. The Forest Transition: A Theoretical Basis. *Area*, 30(2), 117–124. <http://www.jstor.org/stable/20003865>

- MAyDS (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable) 2018. Ley N° 26.331 de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos. Informe de estado de implementación 2010-2016. Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos y planes alcanzados por el Fondo Nacional para el Enriquecimiento y la Conservación de los Bosques Nativos. Disponible en: [https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/informe\\_de\\_implementacion\\_2010\\_-\\_2016.pdf](https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/informe_de_implementacion_2010_-_2016.pdf). (último acceso 16/12/2021)
- McNaughton S, Oesterheld M, Frank D, Williams K. 1989. Ecosystem-level patterns of primary productivity and herbivory in terrestrial habitats. *Nature*, 341, 142-144. doi:10.1038/341142a0
- Mertens B, Kaimowitz D, Puntodewo A, Vanclay J, Mendez P. 2004. Modeling Deforestation at Distinct Geographic Scales and Time Periods in Santa Cruz, Bolivia. *International Regional Science Review*, 27(3), 271-296. doi:10.1177/0160017604266027
- Meyer WB, Turner B. 1996. Land-use/land-cover change: challenges for geographers. *GeoJournal* 39 (3), 237-240. doi: 10.1007/BF00188373
- Meyfroidt 2016. Aproxes and terminology for causal analysis in land system science. *J. Land use science* 11:201- 522. doi: 10.1080/1747423X.2015.1117530
- Meyfroidt P, Lambin E, Erb K, Hertel T. 2013. Globalization of land use: Distant drivers of land change and geographic displacement of land use. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5(5), 438-444. doi:10.1016/j.cosust.2013.04.003
- Meyfroidt P, Rudel TK, Lambin EF. 2010. Forest transitions, trade, and the global displacement of land use. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(49), 20917-20922. doi:10.1073/pnas.1014773107
- Micucci F, Taboada MA. 2006. Soil physical properties and soybean (*Glycine max*, Merrill) root abundance in conventionally- and zero-tilled soils in the humid Pampas of Argentina. *Soil Till. Res.* 86: 152-162. doi: 10.1016/j.still.2005.02.004
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press. Washington D.C.
- Mitchell A. 2005. GIS Analysis. Volume 2: Spatial measurements and statistics. Redlands California, USA: ESRI Press.
- Mónaco M, Peri PL, Medina FA, Colomb H, Rosales VA, Berón F, Manghi E, Miño ML, Bono J, Silva J, González Kehler JJ, Ciuffoli L, Presta F, García Collazo A, Navall M, Carranza C, López D, Gómez Campero G. 2020. Causas e impactos de la deforestación de los bosques nativos de Argentina y propuestas de desarrollo alternativas. Dirección Nacional de Bosques, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MAyDS), 60 pp. Buenos Aires.
- Monfreda C, Ramankutty N, Foley JA. 2008. Farming the planet. Part 2: geographic distribution of crop areas, yields, physiological types, and net primary production in

- the year 2000. *Global Biogeochemical Cycles*, 22, GB1022, doi:10.1029/2007GB002947.
- Monserud R. 2003. Evaluating forest models in a sustainable forest management context. *Forest Biometry, Modelling and Information Science*, 1, 35-47. ISSN 1740-5955 [http://www.fbmis.info/A/3\\_1\\_MonserudR\\_1](http://www.fbmis.info/A/3_1_MonserudR_1)
- Monteith, J. 1972. Solar radiation and productivity in tropical ecosystems. *Journal of Applied Ecology* 9:747–766. doi: 10.2307/2401901
- Morello J, Matteucci S, Rodríguez A, Silva M. 2012. Ecorregiones y complejos ecosistémicos argentinos. Orientación Gráfica Editora. Buenos Aires, Argentina. 752 p. ISBN 978-987-1922-00-0
- Morton DC, DeFries RS, Shimabukuro YE, Anderson LO, Arai E, Espirito-Santo FD, Freitas R, Morisette J. 2006. Cropland expansion changes deforestation dynamics in the southern Brazilian Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 103 (39), 14637-14641. doi:10.1073/pnas.0606377103
- Müller R, Müller D, Schierhorn F, Gerold G, Pacheco P. 2012. Proximate causes of deforestation in the Bolivian lowlands-an analysis of spatial dynamics. *Regional Environmental Change*. 12(3): 445-459. doi: 10.1007/s10113-011-0259-0
- Müller R, Pacheco P, Montero JC. 2014a. El contexto de la deforestación y degradación de los bosques en Bolivia: Causas, actores e instituciones. Documentos Ocasionales CIFOR 100, Bogor. Indonesia. 89 p.
- Müller R, Larrea-Alcázar DM, Cuéllar S, Espinoza S. 2014b. Causas directas de la deforestación reciente (2000-2010) y modelado de dos escenarios futuros en las tierras bajas de Bolivia. *Ecología en Bolivia* 49 (1): 20-34. ISSN 1605-2528
- Murray F, Baldi G, Bernard T, Viglizzo E, Jobbâgy E. 2016. Productive performance of alternative land covers along aridity gradients: Ecological, agronomic and economic perspectives. *Agricultural Systems*. 149. 20-29. 10.1016/j.agsy.2016.08.004. doi: 10.1016/j.agsy.2016.08.004
- Navarro MF, Calamari N, Mosciaro MJ, Gavier Pizarro G, Volante JN. 2020. Escenarios futuros de Expansión Agropecuaria en la Ecorregión Chaqueña. Fase I. Boletín técnico de la Fundación Vida Silvestre Argentina. Acuerdo de Asistencia Técnica con el INTA 2017-2018. Buenos Aires, Argentina. Disponible en: [https://www.vidasilvestre.org.ar/sala\\_redaccion/opublicaciones/?20860/Escenarios-futuros-de-expansion-agropecuaria-en-la-Ecorregion-Chaqueña#](https://www.vidasilvestre.org.ar/sala_redaccion/opublicaciones/?20860/Escenarios-futuros-de-expansion-agropecuaria-en-la-Ecorregion-Chaqueña#)
- Newbold T, Hudson L, Hill S, Contu S, Lysenko I, Senior R, Borger L, Bennett D, Choimes A, Collen B, Day J, De Palma A, Díaz S, Echeverria-Londoño S, Edgar M, Feldman A, Garon M, Harrison M, Alhousseini T, Ingram D, Itescu Y, Kattge J, Kemp V, Kirkpatrick L, Kleyer M, Laghina D, Martin C, Meiri S, Novosolov M, Pan Y, Phillips H, Purves D, Robinson A, Simpson J, Tuck S, Weiher E, White H, Ewers R, Mace G, Scharlemann J, Purvis A. 2015. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature* 520, 45–50. doi:10.1038/nature14324



- Nolte C, Gobbi B, Le Polain de Waroux Y, Piquer Rodríguez M, Butsic V, Lambin EF. 2018. Challenges in Attributing Avoided Deforestation to Policies and Actors: Lessons from Provincial Forest Zoning in the Argentine Dry Chaco. *Ecological Economics*, 150, 346–352. doi: 10.1016/j.ecolecon.2018.03.010
- Oki T, Blyth E, Berbery H, Alcaráz-Segura D. 2013. Land cover and land use changes and their impacts on hydroclimate ecosystems and society. En G. Asrar, y J. Hurrell, Climate science for serving society: Research, modeling and prediction priorities. Dordrecht, The Netherlands: Springer Science + Business Media.
- Olson DM, Dinerstein E, Wikramanayake ED, Burgess ND, Powell GVN, Underwood EC, D'amico JA, Itoua I, Strand HE, Morrison JC, Loucks CJ, Allnut TF, Ricketts TH, Kura Y, Lemoreux JF, Wettengel WW, Hedao P, Kassem KR. 2001. Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth. *BioScience*, 51(11),933. doi:10.1641/0006-568(2001)051[0933:TEOTWA]2.0.CO;2
- Osinaga NA, Álvarez CR, Taboada MA. 2018. Effect of deforestation and subsequent land use management on soil carbon stocks in the South American Chaco, *SOIL*, 4, 251–257. doi:10.5194/soil-4-251-2018.
- Open Street Map – OSM. Disponible en : [openstreetmap.org](http://openstreetmap.org) (último acceso: 21/07/2022)
- Paolasso P, Krapovickas J, Gasparri 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. doi: 10.1353/lar.2012.0009
- Paruelo J. 2008. La caracterización funcional de ecosistemas mediante sensores remotos. *Ecosistemas*, 17(3), 4-22. <https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/83>
- Paruelo J, Guershman J, Piñeiro G, Jobbâgy E, Verón S, Baldi G, Baeza S. 2006. Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay. marcos conceptuales para su análisis. *Agrociencia*, X (2), 47-61.
- Paruelo J, Guershman J, Veron S. 2005. Cambios en el patrón espacial de uso de la tierra en Argentina. *Ciencia Hoy*, 15, 14-23.
- Paruelo J, Sierra M. 2022. Sustainable intensification and ecosystem services: how to connect them in agricultural systems of South America. *Journal of Environmental Studies and Sciences*. doi:10.1007/s13412-022-00791-9
- Paruelo J, Texeira M, Staiano L, Amdan L, Gallego F. 2016. An integrative index of Ecosystem Services provision based on remotely sensed data. *Ecological Indicators*. doi: 10.1016/j.ecolind.2016.06.054
- Paruelo JM, Vallejos M. 2013. Ecosystem Services related to C dynamics: its evaluation using Remote Sensing techniques. En Di Bella C, Alcaraz Segura D, Straschnoy J (eds.). *Earth Observation of Ecosystem Services*. Taylor and Francis Books.

- Pendrill F, Gardner T, Meyfroidt P, Persson U, Adams J, Azevedo T, Bastos Lima M, Baumann M, Curtis PG, De Sy V, Garrett R, Godar J, Dow Goldman E, Hansen MC, Heilmayr R, Herold M, Kuemmerle T, Lathuilliere MJ, Ribeiro V, Tyukavina A, Weisse MJ, West C. 2022. Disentangling the numbers behind agriculture-driven tropical deforestation. *Science* 377, 6611. <https://doi.org/10.1126/science.abm9267>.
- Pekel JF, Cottam A, Gorelick N, Belward AS. 2016. High-resolution mapping of global surface water and its long-term changes. *Nature* 540, 418-422. doi:10.1038/nature20584
- Peri PL, Mónaco M, Navall M, Colomb H, Gómez Campero G, Medina A, Rosales V. 2022. Manejo de Bosques con Ganadería Integrada (MBGI) en Argentina. *Revista del Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria (INIA)* 261: 30-40.
- Pérez Brandán C, Huidobro J, Galván M, Vargas-Gil S, Meriles JM. 2016. Relationship between microbial functions and community structure following agricultural intensification in South American Chaco. *Plant Soil Environ.* 62: 321-328. doi:org/10.17221/19/2016-PSE
- Peterson GD, Cumming GS, Carpenter SR. 2003. Scenario planning: a tool for conservation in an uncertain world. *Conservation Biology* 17: 358–366. doi:10.1046/j.1523-1739.2003.01491.x
- Pettorelli N, Vik J, Mysterud A, Gaillard J, Tucker C, Stenseth N. 2005. Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *Trends in Ecology and Evolution*, 12, 503-510. doi:10.1016/j.tree.2005.05.011
- Pielke R, Adegoke J, Beltrán-Przekurat A, Hiemstra C, Lin J, Nair U, Niyogi D, Nobis T. 2007. An overview of regional land-use and land-cover impacts on rainfall. *Tellus B: Chemical and Physical Meteorology*, 59(3), 587-601. doi:10.1111/j.1600-0889.2007.00251.x
- Piñeiro G, Oesterheld M, Paruelo JM. 2006. Seasonal variation in aboveground production and radiation use efficiency of temperate rangelands estimated through remote sensing. *Ecosystems*, 9, pp. 357-373. doi: 10.1007/s10021-005-0013-x
- Piquer Rodríguez, M, Butsic V, Gärtner P, Macchi L, Baumann M, Gavier Pizarro, G, Volante J, Gasparri I, Kuemmerle T. 2018. Drivers of agricultural land-use change in the Argentine Pampas and Chaco regions. *Applied Geography*, 91, 111–122. doi: 10.1016/j.apgeog.2018.01.004
- Piquer Rodríguez M, Torella S, Gavier Pizarro G, Volante J, Somma D, Ginzburg R, Kuemmerle T. 2015. Effects of past and future land conversions on forest connectivity in the Argentine Chaco. *Landscape Ecology*, 30(5), 817–833. doi:10.1007/s10980-014-0147-3
- Piquer Rodríguez M, Baumann M, Butsic V, Gasparri HI, Gavier Pizarro G, Volante JN, Müller D, Kuemmerle T. 2018. The potential impact of economic policies on future

- land-use conversions in Argentina. *Land Use Policy*, 79, 57–67. doi:10.1016/j.landusepol.2018.07
- Poggio L, de Sousa LM, Batjes NH, Heuvelink GBM, Kempen B, Ribeiro E, Rossiter D. 2021. SoilGrids 2.0: producing soil information for the globe with quantified spatial uncertainty. *SOIL* 7, 217–240. <https://doi.org/10.5194/SOIL-7-217-2021>.
- Pontius R, Shusas E, McEachem M. 2004. Detecting important categorical land changes while accounting for persistence. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 101(2-3), 251-268. doi: 10.1016/j.agee.2003.09.008
- Pötzschnner I, Baumann M, Gasparri NI, Conti G, Loto D, Piquer Rodríguez M, Kuemmerle T. 2022. Ecoregion-wide, multi-sensor biomass mapping highlights a major underestimation of dry forests carbon stocks. *Remote Sensing of Environment*. 269. doi: 10.1016/j.rse.2021.112849.
- Powers R. 1999. On the sustainable productivity of planted forests. *New Forest*, 17, 263-306. doi:10.1023/A:1006555219130
- Prado D. 1993. What is the Gran Chaco vegetation in South America? A review. Contribution to the study of flora and vegetation of the Chaco. *Candollea*, 48, 145-172. ISSN 0373-2967
- Pretty J. Bharucha ZP. 2014 Sustainable intensification in agricultural systems, *Annals of Botany*, 114 (8): 1571–1596. <https://doi.org/10.1093/aob/mcu205>
- Pretty J. 2008. Agricultural sustainability: concepts, principles and evidence. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 363(1491), 447–465. doi:10.1098/rstb.2007.2163
- Prieto Torres DA, Díaz S, Cordier JM, Torres R, Caron M, Nori J. 2022. Analyzing individual drivers of global changes promotes inaccurate long-term policies in deforestation hotspots: The case of Gran Chaco. *Biological Conservation*, 269, 109536. doi.org/10.1016/j.biocon.2022.109536
- Quiroga A, Oderiz A, Uhaldegaray M, Alvarez U, Scherge E, Fernández R, Frasier I. 2016. Influencia del uso de suelos sobre indicadores físicos de compactación. *Semiárida* 26: 21-28. doi: 10.19137/semiarida.2016(02).19-26
- Rapport D, Costanza R, McMichael A. 1998. Assessing ecosystem health. *Trends in Ecology and Evolution*, 13, 397-402. doi:10.1016/S0169-5347(98)01449-9
- Rafique N, Mattoo D, Mir S, Muntazari T. 2022. Use of Remote Sensing Techniques in Land Degradation Mapping. En Singh, R (ed). *Reenvisioning Advances in Remote Sensing. Urbanization, Disasters and Planning*. CRC Press - Taylor & Francis Group. Boca Raton. doi: 10.1201/9781003224624-16.
- Richards PD, Myers RJ, Swinton SM, Walker RT. 2012. Exchange rates, soybean supply response, and deforestation in South America. *Global Environmental Change*, 22(2), 454–462. doi: 10.1016/j.gloenvcha.2012.01.004

- Richmond A, Kaufmann R, Myneni R. 2007. Valuing ecosystem services: A shadow price for net primary production. *Ecological Economics*. ECOLEC-02811 pp 9. doi:10.1016/j.ecolecon.2007.03.009
- Rojas D, Martínez I, Cordero W, Contreras F. 2003. Tasa de deforestación de Bolivia: 1993–2000. Superintendencia Forestal. Proyecto BOLFOR. Santa Cruz. 47 p.
- Romero Muñoz A, Fernández Llamazares A, Moraes M, Larrea Alcázar DM, Wordley CFR. 2019. A pivotal year for Bolivian conservation policy. *Nature Ecology & Evolution* 3: 866-869. doi: 10.1038/s41559-019-0893-3
- Rouse JW, Haas RH, Schell JA, Deering DW. 1973. Monitoring Vegetation Systems in the Great Plains with ERTS (Earth Resources Technology Satellite). Proceedings of 3rd Earth Resources Technology Satellite Symposium, Greenbelt, 10-14 December, SP-351, 309-317.
- Rueda C, Baldi G, Verón S, Jobbâgy E. 2013. Apropiación humana de la producción primaria en el Chaco Seco. *Ecología Austral*. 23. 44-54. 10.25260/EA.13.23.1.0.1191.
- Salas Barboza AGJ, Cardón Pocoví JM, Venencia C, Huaranca LL, Agüero JL, Iribarnegaray MA, Escosteguy M, Volante JN, Seghezzo L. 2019. Ten years of contested enforcement of the Forest Law in Salta, Argentina. The role of land-change science and political ecology, *Journal of Land Use Science*, 15:2-3, 221-234, doi: 10.1080/1747423X.2019.1646333
- Sanzano G, Fadda G. 2006. Escurrimiento, pérdidas de suelo y nutrientes por erosión hídrica con la introducción de la rotación soja-maíz. 20mo Congreso argentino de la Ciencia del Suelo. Salta.
- Sarandón S, Flores C. 2014. Agroecología bases teóricas para el diseño y manejo de agroecosistemas sustentables (Ed). Sarandón S y Flores C. - La Plata: Universidad Nacional de La Plata. 467 p. - (Libros de cátedra). ISBN: 9789503411070. Disponible en: <http://biblioteca.unm.edu.ar/cgi-bin/koha/opac-detail.pl?biblionumber=7560>
- SAyDS. 2005. Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos. Proyecto Bosques Nativos y Áreas Protegidas BIRF 4085-AR Dirección de Bosques Dirección Nacional de Recursos Naturales y Conservación de la Biodiversidad Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable Ministerio de Salud y Ambiente. Informe nacional
- Schmidt M. 2019. (In)justicias ambientales, territoriales y socio-sanitarias en el Chaco salteño, Argentina. N° 35, Mayo-Agosto 2019 IIGHI - IH- CONICET/UNNE - pp. 9-26. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.30972/fhn.0353575>
- Scribano R, Cabello C, Orellana R, Ríos F, Pacheco D, Pasten M, Álvarez M, Mayeregger E, Scribano V, Yanosky A, Bragayrac E, Gonzalez L, Leguizamón F, Palacios F, Giménez A, Garicoche J. 2017. Evaluación de Vulnerabilidad e Impacto del Cambio Climático en el Gran Chaco Americano. Investigación para el desarrollo. ISBN:978-99967-865-3-2

- Seghezzo L, Volante J, Paruelo J, Somma D, Buliubasich C, Rodriguez H, Gagnon S, Hufty M. 2011. Native forests and agriculture in salta (argentina): conflicting visions of development. *The Journal of Environment and Development*, 20(3), 251-277. doi:10.1177/1070496511416915
- Sellers PJ, Berry JA, Collatz GJ, Field CB, Hall FG. 1992. Canopy reflectance, photosynthesis, and transpiration. III. A reanalysis using improved leaf models and a new canopy integration scheme. *Remote Sensing of Environment*, 42, 3, 187-216. ISSN 0034-4257. doi:10.1016/0034-4257(92)90102-P.
- Shah P, Baylis K, Busch J, Engelmann J. 2021. What determines the effectiveness of national protected areas networks? *Environmental Research Letters* (IF6.793). doi: 10.1088/1748-9326/ac05ed
- Shelestov A, Shumilo L, Bilokonska Y, Lavreniuk A. 2021. The Land Degradation Estimation Remote Sensing Methods Using RUE-adjusted NDVI. *IEEE EUROCON 2021 - 19th International Conference on Smart Technologies*, 2021, pp. 103-106, doi: 10.1109/EUROCON52738.2021.9535610.
- Shumway R, Stoffer DS. 2011. *Time Series Analysis and Its Applications*. Ed. Springer. New York, USA. doi: 10.1007/978-1-4419-7865-3
- Skole DL. 1994. Data on global land-cover change: Acquisition, assessment, and analysis. In WB Meyer, Turner BL II (Eds.), *Changes in land use and land cover: A global perspective* (pp. 437–471). Cambridge: Cambridge University Press.
- Soares Filho BS, Coutinho Cerqueira G, Lopes Pennachin C. 2002. Dinamica—a stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier. *Ecological Modelling*, 154(3), 217–235. doi:10.1016/s0304-3800(02)00059-5
- Soares Filho BS, Rodrigues HO, Costa WL. 2009. *Modeling Environmental Dynamics with Dinamica EGO*. 1ed. - Belo Horizonte. 115 p. ISBN: 978-85-910119-0-2
- Somovilla Lumbreras DS, Páez R, Jobbâgy EG, Noretto MD. 2019. Cambios en el contenido de carbono orgánico del suelo tras el rolado de bosques secos en San Luis (Argentina). *Ecol. Austral*, 29 (1) (2019), pp. 112-119. doi: 10.25260/ea.19.29.1.0.815
- Song XP, Hansen MC, Potapov P, Adusei B, Pickering J, Adami M, Lima A, Zalles V, Stehman S, Di Bella C, Conde M, Copati E, Fernandes L, Hernandez-Serna A, Jantz S, Pickens A, Turubanova S, Tyukavina A. 2021. Massive soybean expansion in South America since 2000 and implications for conservation. *Nat Sustain* 4, 784–792. doi: 10.1038/s41893-021-00729-z
- Sonter LJ, Barrett DJ, Moran CJ, Soares Filho BS. 2015. A Land System Science meta-analysis suggests we underestimate intensive land uses in land use change dynamics. *Journal of Land Use Science*, 10(2), 191–204. doi:10.1080/1747423X.2013.871356

- Steinaker DF, Jobbâgy E, Martini JP, Arroyo D, Pacheco J, Marchesini V. 2016. Vegetation composition and structure changes following roller-chopping deforestation in central Argentina woodlands. *Journal of Arid Environments* 133:19-24 doi: 10.1016/j.jaridenv.2016.05.005
- Stewart BA, Lal R, El-Swaifty SA. 1991. Sustaining the Resource Base of an Expanding World Agriculture (Cap 11) p. 125-144. Soil management for Sustainability-Soil and Water Conservation Society.
- Stohlgren T, Chase T, Pielke R, Kittel T, Baron J. 1998. Evidence that local land use practices influence regional climate, vegetation, and stream flow patterns in adjacent natural areas. *Global Change Biology*, 4, 495-504. doi:10.1046/j.1365-2486.1998.t01-1-00182.x
- Symeonakis, E. Land Degradation Assessment with Earth Observation. *Remote Sens.* 2022, 14, 1776. <https://doi.org/10.3390/rs14081776>
- Taboada MA, Varela MF. 2014. Impactos de las rotaciones de cultivos sobre los suelos. La Asociación Argentina de Productores en Siembra Directa (Aapresid). Disponible en: <https://www.aapresid.org.ar/blog/impactos-de-las-rotaciones-de-cultivos-sobre-los-suelos/>
- Tejada G, Dalla-Nora E, Cordoba D, Laforteza R, Ovando A, Assis T, Aguiar AP. 2016. Deforestation scenarios for the Bolivian lowlands. *Environ Res.* Jan;144(Pt B):49-63. doi: 10.1016/j.envres.2015.10.010. Epub 2015 Oct 23. PMID: 26604078.
- Texeria M, Oyarzabal M, Piñeiro G, Baeza S, Paruelo JM. 2015. Land cover and precipitation controls over long-term trends in carbon gains in the grassland biome of South America. *Ecosphere* 6(10): 196. doi: 10.1890/ES15-00085.1
- Texeira, M. S. Veron, G. Irisarri, M. Oyarzabal, L. Staiano, S. Baeza, and J. Paruelo 2019. Functional syndromes as indicators of ecosystem change in temperate grasslands. *Ecological Indicators* 96:600-610. doi: 10.1016/j.ecolind.2018.09.046
- The Nature Conservancy 2005. Evaluación Ecorregional del Gran Chaco. The Nature Conservancy, South American Conservation Region, Buenos Aires, p 28
- Thenkabail, P.S. Hanjra, M.A. Dheeravath, V. Gumma, M. 2010. A Holistic View of Global Croplands and Their Water Use for Ensuring Global Food Security in the 21st Century through Advanced Remote Sensing and Non-remote Sensing Approaches. *Remote Sensing*, 2, 211-261.
- Theobald DM, Harrison-Atlas D, Monahan WB, Albano CM. 2015. Ecologically-relevant maps of landforms and physiographic diversity for climate adaptation planning. *PloS one*, 10(12) doi:10.1371/journal.pone.0143619
- Tomanek, E. 2020. Peladares: Ambientes degradados del Chaco semiárido en Formosa Argentina. Tesis de Posgrado. Universidad Europea del Atlántico. <http://hdl.handle.net/20.500.12123/724>.

- Tukey J. 1949. Comparing Individual Means in the Analysis of variance. *Biometrics* 5 (2): 99–114. JSTOR 3001913. doi:10.2307/3001913
- UMSEF. Unidad de Manejo del Sistema de Evaluación Forestal. 2004. Monitoreo de la superficie de bosque nativo de la Argentina 2002. Dirección de Bosques - SAyDS. Buenos Aires, Argentina.
- UMSEF. 2018. Monitoreo de la superficie de bosque nativo de la República Argentina. Regiones forestales Parque Chaqueño, Yungas, Selva Paranaense, Bosque Andino-patagónico, Monte y Espinal. Buenos Aires, Argentina.
- UNEP-WCMC y IUCN 2020. Protected Planet: World Database on Protected Areas (WDPA)/The World Database on Other Effective Area-based Conservation Measures (WD-OECM)/The Global Database on Protected Areas Management Effectiveness (GD-PAME). Cambridge, UK: UNEP-WCMC and IUCN. Disponible en: [www.protectedplanet.net](http://www.protectedplanet.net) (último acceso: 15/12/2021).
- Václavík T, Lautenbach S, Kuemmerle T, Seppelt R. 2013. Mapping global land system archetypes. *Global Environmental Change*. 23. 1637-1647. doi: 10.1016/j.gloenvcha.2013.09.004.
- Vallejos M, Volante J, Mosciaro J, Vale L, Bustamante M, Paruelo J. 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. doi: 10.1016/j.jaridenv.2014.11.009
- Vallejos M, Camba Sans GH, Aguiar S, Mastrángelo ME, Paruelo JM. 2021. The law is spider's web: An assessment of illegal deforestation in the Argentine Dry Chaco ten years after the enactment of the "Forest Law." *Environmental Development*, 38, 100611. doi: 10.1016/j.envdev.2021.100611
- van Bers C, Bakkes J, Hordijk L. 2016. Building Bridges from the Present to Desired Futures: Evaluating Approaches for Visioning and Backcasting. Based on a workshop held at Central European University, Budapest, Hungary, 21-22 March, 2011. TIAS Report Series, Issue No. 2016/1. Osnabrück, Germany: The Integrated Assessment Society. Disponible en: [www.tiasweb.info/tias-report-series/](http://www.tiasweb.info/tias-report-series/)
- van Schrojenstein Lantman J, Verburg PH, Bregt A, Geertman S. 2011. Core Principles and Concepts in Land-Use Modelling: A Literature Review. *GeoJournal Library*, 35–57. doi:10.1007/978-94-007-1822-7\_3
- Verbesselt J, Hyndman R, Newnham G, Culvenor D. 2010. Detecting trend and seasonal changes in satellite image time series. *Remote Sensing of Environment*, 114(1), 106-115. doi:10.1016/j.rse.2009.08.014
- Verburg PH, Eickhout B, van Meijl H. 2007. A multi-scale, multi-model approach for analyzing the future dynamics of European land use. *Ann. Reg. Sci.* 42 (1), 57–77. <https://doi.org/10.1007/s00168-007-0136-4>

- Verburg PH, Kok K, Pontius R, Veldkamp A. 2006. Modeling land-use and land-cover change. En: Lambin, E. Geist, H. (Eds.), *Land-Use and Land-Cover Change SE-5, Global Change – The IGBP Series*. Springer, Berlin Heidelberg, pp. 117–135. doi:10.1007/3-540-32202-7\_5.
- Verburg PH, van de Steeg J, Veldkamp A, Willemen L. 2009. From land cover change to land function dynamics: A major challenge to improve land characterization. *Journal of Environmental Management*. 90, 3, 1327-1335. doi:10.1016/j.jenvman.2008.08.005.
- Viglizzo E,F, Carreño L, Volante JN, Mosciaro MJ. 2011. Valuación de los bienes y servicios ecosistémicos: verdad objetiva o cuento de la buena pipa? En Laterra P, Jobbâgy E, Paruelo JM (eds). *Valoración de Servicios Ecosistémicos. Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial*. Capítulo 1. Ediciones INTA. Buenos Aires, Argentina.
- Villarino SH, Studdert GA, Baldassini P, Cendoya MG, Ciuffoli L, Mastrángelo M, Piñeiro G. 2017. Deforestation impacts on soil organic carbon stocks in the Semiarid Chaco Region, Argentina. *Science of The Total Environment*, 575, 1056–1065. doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.09.175
- Virginia R, Wall D. 2001. Ecosystem function. En L. S.A. *Encyclopedia of Biodiversity* (págs. 345-352). San Diego, USA: Academic Press.
- Vitousek PM, Mooney HA, Lubchenco J, Melillo JM. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science* 277 (5325), 494–499. doi: 10.1126/science.277.5325.494
- Volante, J. 2014. *Dinámica y consecuencias del cambio en la cobertura y el uso del suelo en el Chaco Semi-Árido*. Buenos Aires: Escuela para Graduados "Alberto Soriano". Universidad de Buenos Aires.
- Volante J, Alcaráz-Segura D, Mosciaro J, Viglizzo E, Paruelo J. 2012. Ecosystem functional changes associated with clearing in NW Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 154, 12-22. doi:10.1016/j.agee.2011.08.012
- Volante J, Bianchi A, Paoli H, Noe Y, Elena H. 2006. Análisis de la Dinámica del Uso del Suelo Agrícola del Noroeste Argentino mediante teledetección y SIG. Periodo 200-2005. Ediciones INTA, 1-64.
- Volante, J.N. Campos, C.J. Noé, Y.E. Elena, H.J. 2007. Método de Clasificación “Por parcela” para la Detección de Cultivos: Aplicación al Área de Las Lajitas (Salta, Argentina), Campaña Agrícola de Invierno 2006. En Rivas, R. Grisotto, A. Sacido, M. (eds). *Teledetección: Hacia un mejor entendimiento de la dinámica global y regional*. Ed. Martín. Argentina. ISBN:978-987-543-126-3
- Volante J, Mosciaro J, Gavier Pizarro G, Paruelo J. 2016. Agricultural expansion in the Semiarid Chaco: Poorly selective contagious advance. *Land Use Policy*, 55, 154-165. doi: 10.1016/j.landusepol.2016.03.025



- Volante J, Paoli H, Elena H, Noe Y. 2009. Sistema de Información Geográfica On-Line: Uso del suelo del NOA. Período 2000 - 2007. Disponible en: <http://geointa.inta.gov.ar/SIGUSNOA>.
- Volante JN, Seghezzo L. 2018. Can't See the Forest for the Trees: Can Declining Deforestation Trends in the Argentinian Chaco Region be Ascribed to Efficient Law Enforcement? *Ecological Economics*, 146, 408–413. doi: 10.1016/j.ecolecon.2017.12.007
- Volante J, Paruelo J. 2015. Is forest or Ecological transition taking place? Evidence for the Semiarid Chaco in Argentina. *Journal of Arid Environments*, 123, 21-30. doi:10.1016/j.jaridenv.2015.04.017
- von Thünen J. 1966. Der isolierte staat in beziehung der landwirtschaft und nationalökonomie. En P. Hall, Von Thünen's isolated state. Oxford, UK: Pergamon Press.
- Wang J, Li X, Zhang J, Yao T, Wei D, Wang Y, Wang J. 2012. Effect of root exudates on beneficial microorganisms— evidence from a continuous soybean monoculture. *Plant Ecol* 213:1883–1892 doi: 10.1007/s11258-012-0088-3
- Weiss DJ, Nelson A, Gibson, HS, Temperley W, Peedell S, Lieber A, Hancher M, Poyart E, Belchior S, Fullman N, Mappin B, Dalrymple U, Rozier J, Lucas TCD, Howes RE, Tusting LS, Kang SY, Cameron E, Bisanzio D, Battle KE, Bhatt S, Gething PW. 2018. A global map of travel time to cities to assess inequalities in accessibility in 2015. *Nature*. doi:10.1038/nature25181
- Wessels KJ, Prince SD, Malherbe J, Small J, Frost PE, VanZyl D. 2007. Can human-induced land degradation be distinguished from the effects of rainfall variability? A case study in South Africa. *Journal of Arid Environments*. 68 (2):271-297.ISSN 0140-1963. doi:10.1016/j.jaridenv.2006.05.015.
- Wessels KJ, Van Den Bergh F, Scholes R. 2012. Limits to detectability of land degradation by trend analysis of vegetation index data. *Remote Sens. Environ.* 125, 10–22. doi:10.1016/j.rse.2012.06.022
- Wolf Celoné UI. 2013. Baja productividad de pasturas y pastizales. ¿Cómo llegamos a esta situación? Informe [https://inta.gov.ar/sites/default/files/informe\\_tecnico\\_-\\_ursula\\_wolf.pdf](https://inta.gov.ar/sites/default/files/informe_tecnico_-_ursula_wolf.pdf).
- Xiuwan C. 2002. Using remote sensing and GIS to analyse land cover change and its impacts on regional sustainable development. *Remote Sensing*, 23(1), 107-124. doi:10.1080/01431160010007051
- Yan H, Liu J, Huang HQ, Tao B, Cao M. 2009. Assessing the consequence of lan use change on agricultural productivity in China. *Global and Planetary Change*, 67:13-19. doi:10.1016/j.gloplacha.2008.12.012

- Yin KL, Yan TZ. 1988. Statistical prediction model for slope instability of metamorphosed rocks. In: Bonnard C (ed) Proc. Fifth International Symposium in Landslides, Lausanne, vol. 2. A.A. Balkema, Rotterdam, pp 1269–1272
- Zak R, Cabido M. 2002. Spatial patterns of the Chaco vegetation of central Argentina: Integration of remote sensing and phytosociology. *Applied Vegetation Science*, 5, 213-226. <https://www.jstor.org/stable/1479069>
- Zak M, 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), 181-190. doi: 10.1007/s00267-008-9101-y
- Zak R, Cabido M, Hodgson J. 2004. Do subtropical seasonal forests in the Gran Chaco-Argentina have a future? *Biological Conservation*, 120, 589-598. doi: 10.1016/j.biocon.2004.03.034
- Zalles V, Hansen MC, Potapov PV, Parker D, Stehman SV, Pickens AH, Parente LL, Ferreira LG, Song XP, Hernandez-Serna A, Kommareddy I. 2021. Rapid expansion of human impact on natural land in South America since 1985. *Sci. Adv.* 7 (14), eabg1620. doi: 10.1126/sciadv.abg1620