

Dinámica y consecuencias del cambio en la cobertura y el uso del suelo en el Chaco Semi-Árido

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

José Norberto Volante

Licenciado en Recursos Naturales – Universidad Nacional de Salta – 1990

Lugar de trabajo: Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Estación
Experimental Agropecuaria Salta.



FAUBA

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



COMITÉ CONSEJERO

Director de tesis

José María Paruelo

Ingeniero Agrónomo (Universidad de Buenos Aires)
PhD (Colorado State University)

Consejero de Estudios

Martín Oesterheld

Ingeniero Agrónomo (Universidad de Buenos Aires)
PhD (Syracuse University)

JURADO DE TESIS

Director de tesis

José María Paruelo

Ingeniero Agrónomo (Universidad de Buenos Aires)
PhD (Colorado State University)

JURADO

Tomás Schlichter

Ingeniero Agrónomo (Universidad de Buenos Aires)
PhD (Georg-August-Universität Göttingen)

JURADO

Marcelo Cabido

Biólogo (Universidad Nacional de Córdoba)
Doctor en Ciencias Biológicas (Universidad Nacional de Córdoba)

JURADO

Gerardo Bocco Verdinelli

Licenciado en Geografía (Universidad Nacional de México)
PhD (University of Amsterdam)

Fecha de defensa de la tesis: 12 de Agosto de 2014

A mis padres

A mis hijos

Quiero agradecer especialmente a mi director y maestro José María Paruelo, por haberme guiado en cada una de las etapas de este trabajo y por brindarme su amistad.

También quiero agradecer a Martín Oesterheld quien fue mi Consejero de Estudios, por su atenta lectura y sus oportunas recomendaciones.

Agradezco a mis compañeros de trabajo del INTA Salta, Yanina Noe, Laura Vale, Jesús Mosciaro, Cecilia Morales, Hernán Elena y Héctor Paoli, por la ayuda cotidiana y desinteresada durante este largo proceso.

Agradezco también a mis compañeros de trabajo del LART-FA-UBA, Pablo Baldassini, María Vallejos, Laura Amdan y Marcos Texeira, con quienes he compartido muy lindos trabajos y momentos, deseando poder continuar juntos con nuestras utopías.

Agradezco a mis amigos Lucas Seghezze y Gregorio Gavier-Pizarro por sus valiosos aportes, consejos y aliento para seguir adelante.

Por último, quiero destacar y agradecer al INTA, Institución a la que pertenezco, que hace más de 50 años que invierte en la capacitación de su gente con una política institucional sin precedentes en nuestro país.

"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."

Publicaciones derivadas de la tesis

- Volante, J.N., Alcaraz-Segura, D., Mosciaro, M.J., Viglizzo, E.F., and J.M. Paruelo. 2012. Ecosystem functional changes associated with land clearing in NW Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 154 (2012) 12– 2.
- Volante, J.N, Mosciaro, M.J., Alcaraz-Segura, D., Vale, L.M., Viglizzo, E.F., J.M. Paruelo. (2014). Dinámica del avance de la frontera agropecuaria y cambios funcionales en ecosistemas del Noroeste de Argentina. Capítulo 27. En: Pascale Medina, C.; Zubillaga M.; Taboada M.A (Eds.). *Los suelos, la producción agropecuaria y el cambio climático: avances en la Argentina*. MAGyP-AACS-AAPA. ISBN: 978-987-1873-24-1.

Índice general

1. Introducción general	3
1.1. La transformación de ambientes naturales en Argentina	3
1.2. El cambio del uso del suelo y sus controles	5
1.3. Consecuencias del cambio de uso del suelo	10
1.4. La dinámica del carbono y el cambio de uso del suelo	12
1.5. Interrogantes y vacíos de conocimiento	13
1.6. Objetivos.....	14
1.6.1. General:.....	14
1.6.2. Específicos:	14
2. Caracterización del avance de la frontera agropecuaria en el Noroeste de Argentina. Período 1977 – 2007	17
2.1. Introducción.....	17
2.1.1. El uso de los recursos naturales en el área de estudio.....	17
2.1.2. Matrices de transición	18
2.1.3. Modelos de cadena de Markov	20
2.2. Materiales y métodos.....	22
2.2.1. Área de estudio.....	22
2.2.2. Bases de datos, pre-procesamiento y clasificación	23
2.2.3. Verificación de mapas de cobertura de suelo.....	25
2.2.4. Evaluación de cambios.....	26
2.2.5. Evaluación de tipos de cubiertas vegetales afectadas por el desmonte.....	30
2.2.6. Proyecciones de cambios de uso del suelo mediante modelos markovianos 30	30
2.3. Resultados y discusión	31
2.3.1. Patrones generales de cambios de uso del suelo en el NOA.....	31
2.3.2. Análisis de intensidad de cambios	36
2.3.3. Proyección de cambios a partir de Cadenas de Markov	42
2.4. Conclusiones.....	45
3. ¿Está ocurriendo el proceso de Transición Forestal o Transición Ecológica en el Noroeste de Argentina? Una propuesta metodológica para evaluación espacialmente explícita de cambios en el paisaje	51
3.1. Introducción.....	51
3.2. Materiales y método	53
3.2.1. Área de estudio.....	53
3.2.2. Desarrollo metodológico para la detección de Transición Forestal: Esquema general	53

3.2.3.	Aplicación del método propuesto. Estudio de caso: El Chaco Semiárido del Noroeste Argentino	55
3.1.	Resultados	57
3.1.1.	Caracterización espacial.....	57
3.1.2.	Dinámica espacial y temporal	61
3.1.3.	Posibles situaciones de Transición Forestal o Ecológica.....	61
3.2.	Conclusiones	62
4.	Factores locales que controlan la expansión agropecuaria en el Noroeste Argentino. Período 1987-2011	67
4.1.	Introducción.....	67
4.1.1.	Controles de cambios en el uso y la cobertura del suelo en el NOA	67
4.1.2.	Modelos de cambios de uso del suelo	67
4.1.3.	Modelos de regresión logística	69
4.1.4.	Interrogantes sobre el modelo de cambios en el NOA.....	71
4.2.	Materiales y método	71
4.2.1.	Área de estudio.....	71
4.2.2.	Regresión logística binomial.....	72
4.2.3.	Variable respuesta	73
4.2.4.	Variables independientes	73
4.2.5.	Análisis estadísticos	85
4.3.	Resultados	88
4.3.1.	Dinámica temporal de los desmontes.....	91
4.3.2.	La probabilidad de los desmontes en el paisaje local	94
4.3.3.	Relación entre extensión territorial y el poder explicativo de los factores.....	95
4.3.4.	El efecto de la Ley de Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos.....	96
4.3.5.	Mapa de riesgo o propensión a los desmontes	97
4.4.	Conclusiones	99
5.	Cambios funcionales en los ecosistemas asociados al desmonte del Noroeste de Argentina.....	103
5.1.	Introducción.....	103
5.2.	Materiales y Métodos	106
5.3.	Resultados	110
5.4.	Discusión	114
5.5.	Conclusiones	118
6.	Conclusiones Generales.....	119
6.1.	De las bases de datos y los métodos	121

6.2.	De la Transición Forestal y de los modelos de compatibilización de producción y conservación de la biodiversidad.....	122
6.3.	Del impacto de los desmontes sobre los Servicios Ecosistémicos	124
6.4.	Modelo de cambio de uso de suelo tipo “Tsunami”	130
6.5.	El modelo de avance de frontera agropecuaria tipo “Tsunami” y la teoría de uso del suelo de von Thünen	133
6.6.	Un modelo de síntesis.....	137
7.	Referencias.....	139
8.	Apéndices.....	157
8.1.	Apéndice capítulo 2.....	157
8.2.	Apéndice capítulo 4.....	161

Índice de tablas

Tabla 2.1. Modelo de <i>matriz de transición normalizada</i> utilizada para la comparación de cambios ocurridos entre diferentes momentos (1977, 1987, 1997 y 2007) (Pontius <i>et al.</i> , 2004).....	20
Tabla 2.2 Modelo de matriz de transición (A) utilizada para elaborar proyecciones sobre la ocupación del suelo en base a transiciones observadas en el pasado. Es una matriz $n \times n$ en donde que cada elemento de la matriz P_{ij} es la probabilidad condicional de la transición de la categoría i a la categoría j en el tiempo t+c, en donde c es el número de años. El total de las probabilidades de transición de cada una de las categorías en el momento t_0 es igual a 1.....	21
Tabla 2.3. Ecuaciones utilizadas para el cálculo de los índices de resumen de cambios en el uso y la cobertura del suelo (Pontius <i>et al.</i> , 2004).....	27
Tabla 2.4. Ecuaciones para el análisis de intensidad a tres niveles (Aldwaik y Pontius, 2012).....	29
Tabla 2.5. Matriz de transición normalizada, expresada en porcentaje del área de estudio, para el período 1977-2007.	34
Tabla 2.6. Matriz de transición normalizada, expresada en porcentaje del área de estudio, para el período 1977-1987.	34
Tabla 2.7. Matriz de transición normalizada, expresada en porcentaje del área de estudio, para el período 1987-1997.	34
Tabla 2.8. Matriz de transición normalizada, expresada en porcentaje del área de estudio, para el período 1997-2007.	34
Tabla 2.9. Resumen de cambios ocurridos en el período 1977-2007, expresados en hectáreas.	35
Tabla 2.10. Resumen de cambios ocurridos en el período 1977-1987, expresados en hectáreas.	35
Tabla 2.11. Resumen de cambios ocurridos en el período 1987-1997, expresados en hectáreas.	35
Tabla 2.12. Resumen de cambios ocurridos en el período 1997-2007, expresados en hectáreas.	35
Tabla 3.1. Tipología de <i>Dinámica de cambios de la vegetación natural</i> a partir de 3 variables categóricas (A/b: alta / baja superficie de vegetación natural en el año 2007; G/c: Grande / chica tasa de deforestación en el período '77-'07; +/-: tendencia de la deforestación para el período '97-'07 positiva, neutra o negativa...)	57
Tabla 4.1. Variables explicativas tomadas en cuenta para analizar la expansión agropecuaria en el NW de Argentina en los períodos 1987-97, 1997-07 y 2007-11.	74
Tabla 4.2. Resumen de los principales índices de desempeño de los modelos ajustados para los tres períodos analizados, considerando a variable <i>distancia a desmontes</i> y sin ella. (Ver datos detallados en el Apéndice, Tabla 8.9 y Tabla 8.10).	93

- Tabla 4.3. Resumen de los principales índices de desempeño de los modelos ajustados para los tres períodos analizados, y áreas de muestreo. (Ver datos detallados en Tabla 8.9, Tabla 8.11, Tabla 8.12 del Apéndice)..... 95
- Tabla 5.1. Significado biológico, número de registros en el conjunto inicial, tamaño de muestra de subconjuntos aleatorios, y restricción espacial para evitar autocorrelación espacial (cuando los correlogramas del I de Moran comenzaron a mostrar ausencia de autocorrelación espacial significativa, para un p-valor <0,01) para las variables utilizadas en cada análisis. 108
- Tabla 6.1. Servicios Ecosistémicos finales y variables utilizadas en los modelos propuestos por Viglizzo *et al.* (2011). En las filas, cada uno de los SE finales, y su fórmula de cálculo. Las “x” indican la participación de los factores intervinientes (columnas); “o” indica la participación de la PPN sola. (1) Producto del valor promedio anual de la PPN y el complemento del coeficiente de variación intra-anual ($1 - CV_{PPN}$). El CV_{PPN} es una medida de la estacionalidad de la captura de C. (2) Calculado como: lluvia/escurrencimiento*100. (3) Factor con variación 0-1 pondera la capacidad erosiva de las pendientes. (4) Superficie de lagos, lagunas o aguas quietas permanentes. (5) Pondera la capacidad de acumulación hídrica del suelo. (6) Factor con variación 0-1 pondera la velocidad de los procesos ecológicos. (7) Capacidad de provisión de hábitat. (8) Superficie de máxima inundación. (9) y (10) Factores relativos a la producción de bienes de consumo..... 125
- Tabla 6.2. Promedio del Índice de Vegetación Mejorado anual (IVM_{media}) y coeficiente de variación anual (estimadores de la PPM y CV_{PPM}), para cada tipo de ambiente en su estado “natural” y “desmontado”. Los datos fueron obtenidos a partir de muestreos apareados (ver Capítulo 5). Cambio relativo = $[IVM_{media}(1 - CV_{IVM})_{desmonte} - IVM_{media}(1 - CV_{IVM})_{natural}] / IVM_{media}(1 - CV_{IVM})_{natural} * 100$ 126
- Tabla 8.1. Imágenes de los satélites Landsat MSS y TM utilizadas en la construcción de los mapas de cobertura del suelo. Fuente: servidores estatales de libre acceso GLOVIS de Estados Unidos (*United State Geological Service - Global Visualization Viewer*: <http://glovis.usgs.gov/>); INPE de Brasil (*Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais*: <http://www.dgi.inpe.br/CDSR/>); y CONAE de Argentina (*Comisión Nacional de Actividades Espaciales*: <http://www.conae.gov.ar/index.php/espanol/catalogos/catalogo-de-imagenes>).... 157
- Tabla 8.2. Matrices de error o confusión que muestran el grado de acuerdo, entre el número de píxeles de los mapas clasificados a partir de imágenes satelitales de los años 1977, 1987, 1997 y 2007, y datos de referencia obtenidos por interpretación visual de transformaciones Tasseled Cap (Kauth and Thomas, 1976; Crist and Cicone, 1984) . La exactitud global de los mapas es del 82, 85, 87 y 89% para los años 1977, 1987, 1997 y 2007 respectivamente)..... 158
- Tabla 8.3. Matriz de transición de Markov, expresada en porcentaje de ocupación de cada categoría en 1977. Período 1977-1987. Cada elemento de la matriz representa la proporción de la categoría *i* (categoría de las filas en el tiempo *t*) que es transferida a la categoría *j* en el tiempo *t+1*. Se resaltan en negrita las tasas de las transiciones más importantes. 159
- Tabla 8.4. Matriz de transición de Markov, expresada en porcentaje de ocupación de cada categoría en 1977. Período 1987-1997. Cada elemento de la matriz representa la proporción de la categoría *i* (categoría de las filas en el tiempo *t*) que es

transferida a la categoría j en el tiempo $t+1$. Se resaltan en negrita las tasas de las transiciones más importantes.	159
Tabla 8.5. Matriz de transición de Markov, expresada en porcentaje de ocupación de cada categoría en 1977. Período 1997-2007. Cada elemento de la matriz representa la proporción de la categoría i (categoría de las filas en el tiempo t) que es transferida a la categoría j en el tiempo $t+1$. Se resaltan en negrita las tasas de las transiciones más importantes.	159
Tabla 8.6. Matriz de transición expresada en hectáreas. Período 1977-1987. Cada elemento de la matriz representa la superficie de la categoría i (categoría de las filas en el tiempo t) que es transferida a la categoría j en el tiempo $t+1$	160
Tabla 8.7. Matriz de transición expresada en hectáreas. Período 1987-1997. Cada elemento de la matriz representa la superficie de la categoría i (categoría de las filas en el tiempo t) que es transferida a la categoría j en el tiempo $t+1$	160
Tabla 8.8. Matriz de transición expresada en hectáreas. Período 1997-2007. Cada elemento de la matriz representa la superficie de la categoría i (categoría de las filas en el tiempo t) que es transferida a la categoría j en el tiempo $t+1$	160
Tabla 8.9. Modelos de regresión logística con la variable “distancia a desmontes previos”. Modelos de áreas potenciales de expansión total o regional (hasta 90 km de los desmontes al inicio del período que incluye toda el área de estudio no desmontada).	161
Tabla 8.10. Modelos de regresión logística sin la variable “ <i>distancia a desmontes previos</i> ”	162
Tabla 8.11. Comparación de modelos de regresión logística entre períodos de análisis. Modelos de áreas potenciales de expansión intermedia (hasta 30 km de los desmontes al inicio del período).	163
Tabla 8.12. Comparación de modelos de regresión logística entre períodos de análisis. Modelos de áreas potenciales de expansión restringida (hasta 10 km de los desmontes al inicio del período).	164
Tabla 8.13. Comparación de modelos de regresión logística del período 1987-97 con variable “ <i>distancia a desmontes</i> ” y “ <i>densidad de desmontes</i> ” a diferentes escalas de observación 1, 5 y 10 km de radio.	165
Tabla 8.14. Comparación de modelos de regresión logística del período 1997-07 con variable “ <i>distancia a desmontes previos</i> ” y “ <i>densidad de desmontes</i> ”, a diferentes escalas: 1, 5 y 10 km de radio.	166
Tabla 8.15. Comparación de modelos de regresión logística del período 2007-11 con variable “ <i>distancia a desmontes</i> ” y “ <i>densidad de desmontes</i> ”, a diferentes radios de observación (1, 5 y 10 km).	167
Tabla 8.16. Comparación de modelos de regresión logística con y sin la variable “Ordenamiento Territorial”. No existen diferencias significativas entre los dos modelos a un nivel de confianza del 95% ($P = 0,0775$; 3 G.L.)	168

Índice de figuras

- Figura 1.1. Superficie cultivada en Argentina con los principales cereales y oleaginosas. Fuente: Sistema Integrado de Información Agropecuaria (SIIA, 2013). 3
- Figura 1.2. Modelo conceptual de cambios de uso del suelo en las regiones Pampeana y Chaqueña de Argentina. (a) Ganadería pampeana; (b) Cultivo de soja; (c) Bosque chaqueño; (d) Ganadería subtropical; (e) Puesto o peladar peri-doméstico. Elaborado a partir de los conceptos de cambios de uso del suelo en Argentina, discutidos por Zak y Cabido (2002); Paruelo *et al.* (2005a, 2006); y Grau *et al.* (2008a). Mientras que en la región Pampeana existe un proceso de intensificación agrícola, sin pérdidas significativas de vegetación natural; en la región Chaqueña ocurre un proceso más complejo, por un lado deforestación para agricultura y ganadería subtropical, mientras que por otro sucede un proceso de degradación ambiental peridoméstica en el origen de nuevos “puestos” y recuperación en puestos abandonados. 5
- Figura 1.3. Causas próximas y subyacentes de la deforestación. Modificado a partir de Geist y Lambin (2002); y Geist *et al.* (2006). 7
- Figura 1.4. Diagrama de un sistema socio-ecológico (rectángulo punteado) conceptualizado por Chapin *et al.* (2009). El mismo está compuesto por un subsistema ecológico (izquierda) y otro social (derecha), ambos afectados por propiedades y procesos que actúan como controles 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 en la escala de gestión, lo que, a su vez, influyen en las variables que cambian más rápidamente. Cuando los cambios en las variables rápidas persisten durante largos periodos de tiempo y grandes superficies, estos efectos se propagan hacia arriba de forma acumulativa para afectar variables lentas, controles regionales, y eventualmente todo el globo. Los cambios en las variables lentas y rápidas influyen en los servicios ecosistémicos, y producen impactos ambientales y sociales en conjunto. Ambos son los factores que inciden directamente en el bienestar de los actores humanos, que modifican tanto los sistemas ecológicos y sociales a través de una variedad de instituciones (Chapin *et al.*, 2009). 8
- Figura 1.5. Principales conceptos relacionados con dos sistemas de clasificación de Servicios Ecosistémicos: el sistema adoptado por MEA (2005) y el desarrollado por Fisher *et al.* (2009). Las flechas negras indican la relación entre las diferentes categorías de Servicios Ecosistémicos y la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas. Dicha relación se define en términos de funciones de producción (círculos) o sea de relaciones matemáticas formales entre el Funcionamiento Ecosistémico y Servicios Ecosistémicos. Las líneas punteadas representan la relación entre las categorías de SE. Las líneas discontinuas representan la influencia de las necesidades, intereses y valores humanos en la definición de beneficios y SE, en los dos esquemas de clasificación. Tomado de Volante *et al.* (2012). 11
- Figura 1.6. Controles y consecuencias de los cambios de los usos de la tierra en distintas dimensiones (política, económica, social y ambiental). Tomado de Paruelo *et al.* (2006). 11
- Figura 2.1. Área de estudio (trama rallada); Ecorregiones de Gran Chaco en gris claro y Las Yungas en gris oscuro. 23

Figura 2.2. Algoritmo de clasificación para la elaboración de mapas de cobertura del suelo.....	25
Figura 2.3. Esquema metodológico del Análisis de Intensidad de Cambios (Aldwaik y Pontius, 2012). Modificado a partir de Aldwaik y Pontius (2012).....	28
Figura 2.4. (a) Mapas e inventario de cobertura de suelo de los años 1977, 1987, 1997 y 2007, resultantes del proceso metodológico sintetizado en la Figura 2.2. (b) Mapas de las principales transiciones entre coberturas de suelo entre los años 1977, 1987, 1997 y 2007, obtenidos por superposición cartográfica y tabulación cruzada.	32
Figura 2.5. Cambios en la superficie ocupada por cada una de las categorías analizadas. Verde: <i>Vegetación natural</i> ; Naranja: <i>Suelo desnudo</i> ; Rojo: <i>Agropecuario</i>	33
Figura 2.6. Componentes del Cambio Total para el período 1977-2007 expresado como porcentaje del área de estudio. <i>Cambio Bruto o Total = Cambio Neto o Cambios en la Cantidad</i> (gris), [Ecuación (6)] + <i>Intercambios o Cambios en la Localización</i> (negro), [Ecuación (7)].	35
Figura 2.7. Cambio Total por categorías para el período 1977-2007, expresados como porcentaje del área de estudio. Cambio Total por Categoría = <i>Perdidas</i> (negro) [Ecuación (4)] + <i>Ganancias</i> (gris oscuro) [Ecuación (5)] + <i>Persistencias</i> (gris claro), [diagonal de la matriz de transición]. Datos provenientes de la matriz de transición 1977-2007 (Tabla 2.5).	36
Figura 2.8. Cambio Bruto Anual para los distintos períodos de tiempo, expresado como porcentaje del área de estudio. <i>Cambio Bruto (Cambio Total) = Cambio Neto (Cambios en la Cantidad)</i> (gris) + <i>Intercambios (Cambios de Localización)</i> (negro), [Ecuación (8)]; <i>Cambio Uniforme para el período 1977-2007</i> (línea roja), [Ecuación (9)]. Los períodos cuyos cambios superan esta línea se caracterizan como “períodos rápidos” y por el contrario los que no alcanzan este valor se caracterizan como “lentos”.....	36
Figura 2.9. Balance de cambios por categoría para el período 1977-2007 expresado como porcentaje del área de estudio. Cambio Bruto por Categoría = <i>Ganancias por categoría</i> [Ecuación (5)]+ <i>Perdidas por categoría</i> [Ecuación (4)].	37
Figura 2.10. Cambio Total Anual por períodos, expresados como porcentaje del área de estudio. Cambio Bruto por Categoría = <i>Ganancias por categoría</i> [Ecuación (5)]+ <i>Perdidas por categoría</i> [Ecuación (4)].	37
Figura 2.11. Intensidad de Cambio a nivel de Categoría expresada como porcentaje de la ocupación de cada una de las categorías en el área de estudio. <i>Cambio Total = Perdidas</i> (negro) [Ecuación (12)] + <i>Ganancias</i> (gris) [Ecuación (11)]. Línea roja: <i>Cambio Uniforme a nivel de categoría</i> , [Ecuación (10)]. Las categorías cuyos cambios superan esta línea se caracterizan como “categorías activas” y por el contrario las que no alcanzan este valor se caracterizan como “inactivas”.....	37
Figura 2.12. Intensidad de cambio anual a Nivel de Transición para la categoría <i>Agropecuario</i> (AG), expresada como porcentaje de la superficie de las categorías que participan en la transición. Las ganancias de AG (en gris) representan pérdidas en las categorías restantes (gris), [Ecuación (14)]; las pérdidas de AG (en negro) producen ganancias en el resto de las categorías participantes de la transición [Ecuación (16)]. Intensidad de cambio uniforme para las pérdidas (línea roja), [Ecuación (13)]; Intensidad de cambio uniforme para las categorías que ganan (línea roja), [Ecuación (15)].	38

- Figura 2.13. Intensidad de cambio anual a Nivel de Transición para la categoría *Suelo desnudo* (SD), expresada como porcentaje de la superficie de las categorías que participan en la transición. Las ganancias de SD (en gris) representan pérdidas en las categorías restantes (gris); las pérdidas de SD (en negro) producen ganancias en el resto de las categorías participantes de la transición. 39
- Figura 2.14. Intensidad de cambio anual a Nivel de Transición para la categoría *Vegetación natural* (VN), expresada como porcentaje de la superficie de las categorías que participan en la transición. Las ganancias de VN (en gris) representan pérdidas en las categorías restantes (gris); las pérdidas de SD (en negro) producen ganancias en el resto de las categorías participantes de la transición..... 40
- Figura 2.15. Pérdida anual de *Vegetación natural* producida por desmontes, expresada como porcentaje de la superficie de las categorías que pierde al inicio del período. Intensidad de cambios estimados según Ecuación (14) Tabla 2.4. Línea de puntos en rojo representa la Intensidad Uniforme a la categoría *Agropecuario*. 41
- Figura 2.16 (a) Área de estudio; (b) y (c) respectivamente, mapas de tipos de vegetación y desmontes para actividad agropecuaria ocurridos a fines del año 1998 y a fines de 2007. El cuadro inserto en el extremo inferior (d), muestra el porcentaje de la región de estudio que ocupa cada tipo de cubierta vegetal y el área desmontada entre 1998 y 2007. 42
- Figura 2.17. (a), (b) y (c) Modelos markovianos del cambio de la cobertura del suelo en el área de estudio en tres intervalos de tiempo entre 1977 y 2007. Los tamaños de los cuadrados de las categorías *Agropecuario* (rojo), *Vegetación natural* (verde) y *Suelo desnudo* (amarillo), son proporcionales a las superficies de las coberturas al inicio de los períodos estudiados. Los números son las tasas de transición de Markov. (d), (e) y (f) Transiciones entre categorías expresadas en superficie de cambio, en donde VN es *Vegetación natural*, AG, *Agropecuario*; y SD, *Suelo desnudo*. 43
- Figura 2.18. Proyecciones de cambios de la cobertura del suelo, expresado como porcentaje del área de estudio, a partir de modelos de cadenas de Markov basada en tasas de cambio observadas durante el período 1987-1997(líneas discontinuas) y el período 1997-2007 (líneas continuas). AG: *Agropecuario*; SD: *Suelo desnudo*; VN: *Vegetación natural*. Se indica en la figura el tiempo que se requiere para igualar la superficie de VN y AG. 44
- Figura 2.19. Esquema del proceso de fragmentación del paisaje caracterizado por Forman (1995) y modificado por Jaeger (2000). Figura tomada de Baldi (2002). En el presente estudio de caso, la *Vegetación natural* estaría representada por el color gris claro y la actividad agropecuaria por el color gris oscuro. 45
- Figura 3.1. Transición Forestal. **ABo-BDe**: alta cubierta inicial de selva/bosque y baja tasa de deforestación; **ABo-ADe**: aceleración de la deforestación y reducción de la cobertura boscosa; **BBo-BDe**: desaceleración de deforestación y estabilización de la cubierta forestal; y **R**: período de reforestación; A: alto, B: bajo; Bo: bosque; De: deforestación; R: reforestación. 51
- Figura 3.2. La gráfica (a) representa una curva hipotética (línea gris sólida) descrita por la cobertura vegetal en función del tiempo, en una situación de Transición Forestal o Ecológica. Los círculos negros representan observaciones de la cobertura vegetal en 3 momentos. Los números representan las “variables diagnóstico”

utilizadas para la detección de la ocurrencia de TF: **(1)** *Superficie vegetada al final del período* (punto rojo); **(2)** *Tasa de cambio anual (deforestación) para todo el período de análisis* (línea negra discontinua); **(3)** *Tendencia de la vegetación en el último período (pendiente de la línea sólida negra)*. Las gráficas **(b)**, **(c)** y **(d)** muestran el comportamiento de las variables diagnóstico en tres situaciones distintas, 54

Figura 3.3. Pasos realizados para la obtención de las variables diagnóstico de TF y su posterior síntesis. (1) Elaboración de mapas de cubierta vegetal por medio de sensores remotos, en 3 momentos históricos (a, b y c). (2) Síntesis de la información de cobertura vegetal (e), mediante la superposición de una grilla regular (d); (3) Estimación de 3 variables diagnóstico continuas (f); (4) Categorización de las 3 variables diagnóstico (g); (5) Síntesis de la información en un mapa de Tipos de Dinámica Temporal de *Vegetación natural* (h)..... 55

Figura 3.4. (a), (b) y (c) Variables continuas tomadas en cuenta para el diseño de la tipología espacio-temporal de cambios: (a) Superficie vegetada a fines de 2007; (b) Tasa de desmonte 1977-2007; (c) tendencia de la vegetación en el último período (1997-2007). (c), (d) y (e) Variables discretas derivadas de las variables continuas al aplicar las reglas de decisión descriptas en la Tabla 3.1..... 58

Figura 3.5. Distribución espacial (a), e inventario de la ocupación (b) de las categorías de dinámica de cambios en el área de estudio, resultantes de aplicar las reglas de decisión establecidas en la Tabla 3.1. Los números en negrita representa de ocupación de los tipos de dinámica de cambios en el área de estudio (en porcentaje) y los números entre paréntesis representan los valores del estadístico *Z joint-count* (existe autocorrelación con valores de *Z* superiores a 2,33 para un nivel de confianza del 99%). En líneas celestes se resalta el sistema hidrológico (IGN, 2007), que permite visualizar la correspondencia con la categoría Ac+. 59

Figura 3.6. Distribución porcentual de los tipos de cubiertas biofísicas del suelo para el año 2007 (INTA, 2009), para cada uno de los tipos de paisajes definidos en la Tabla 3.1. Información obtenida por superposición del mapa de tipología de cambios y el mapa Cobertura del Suelo de la República Argentina 2007 (INTA, 2009). (a) Categorías de tendencia de corto plazo positiva. (b) Categorías con tendencias de corto plazo neutras. (c) Categorías con tendencias de corto plazo negativa..... 60

Figura 3.7. Trayectoria temporal de la superficie ocupada por la vegetación natural desde 1997 a 2007, expresada como porcentaje de área de la categoría. (a) Categorías de tendencia de corto plazo positiva. (b) Categorías con tendencias de corto plazo neutras. (c) Categorías con tendencias de corto plazo negativa. 60

Figura 3.8. Dinámica espacio-temporal de la tipología de paisajes. En gris se muestra la secuencia espacial o geográfica que se atravesarían al viajar desde las zonas más transformadas (zonas núcleo) hacia la periferia. En negro se describe la secuencia de categorías, por la que transitaría un sitio determinado, con el transcurso del tiempo. 61

Figura 4.1. Estructura general de los modelos de cambios de uso del suelo espacialmente explícitos (Verburg *et al.* 2006). 69

Figura 4.2. Área de estudio en donde las precipitaciones son mayores a 300 mm/año y pendientes menores a 15%. Región del Noroeste Argentino donde ocurrieron los principales cambios en el uso del suelo en los últimos 30 años. (a), (b) y (c) Áreas

- agropecuarias entre períodos de tiempo ocurridos entre 1987 y 2011. Cartografía obtenida a partir de fotointerpretación de imágenes Landsat (Capítulo II). 72
- Figura 4.3. Distribución espacial de variables climáticas a resolución espacial de 1km. Mapas elaborados a partir de información disponible en el laboratorio de SIG y Teledetección de INTA (Bianchi, 2002a; b; Bianchi *et al.*, 2002). 76
- Figura 4.4. Distribución espacial de variables topográficas a resolución espacial de 1km. Mapas elaborados a partir de imágenes Shuttle Radar Topography Mission (SRTM), disponible en el servidor *Global Land Cover Facility* (<http://glcf.umiacs.umd.edu/data/srtm/index.shtml>). 77
- Figura 4.5. Distribución espacial de variables edáficas a resolución espacial de 1km expresadas como porcentaje de la ocupación de cada unidad taxonómica en cada UEA. Mapas elaborados a partir del Atlas de Suelos de la República Argentina. .. 78
- Figura 4.6. Distribución espacial de distancias a localidades de más de 50 mil habitantes. Distancias expresadas como logaritmo decimal de la distancia (en metros). Mapas de elaboración propia a partir de Censos Nacionales de Población, Hogares y Viviendas (INDEC, 1991, 2001, 2011). 79
- Figura 4.7. Distribución espacial de distancias a localidades de más de 2, 4 y 8 mil habitantes. Distancias expresadas como logaritmo decimal de la distancia en metros. Mapas de elaboración propia a partir de Censos Nacionales de Población, Viviendas (INDEC, 1991, 2001, 2011). 80
- Figura 4.8. Distribución espacial de distancias a rutas pavimentadas solas ya la suma de rutas pavimentadas y consolidadas. Distancias expresadas como logaritmo decimal de la distancia (en metros). Mapas de elaboración propia a partir de SIG250 (IGN, 2012) y mapas camineros (AutoMapa, 1990, 2000, 2010). 81
- Figura 4.9. Distribución espacial de la distancia a desmontes más cercanos al inicio de cada período de análisis. Unidades expresadas en logaritmo decimal de la distancia (en metros). 82
- Figura 4.10. Distribución espacial de la densidad de desmontes al inicio de cada período de análisis. Unidades expresadas en porcentaje de la superficie desmontada de un círculo de radio 1, 5 y 10 km. 83
- Figura 4.11. Mapa resultante de la aplicación de la Ley Nacional 26.331, conocida como la “Ley de Bosques” o “Ley OTBN”. Los bosques nativos fueron clasificados por su grado de interés para la conservación: Categoría I (alto valor de conservación; color rojo), categoría II (valor de conservación medio; color amarillo) y categoría III (bajo valor de conservación; color verde). 84
- Figura 4.12. Distribución de puntos de muestreo (n=760) para evaluar 3 modelos de potenciales áreas de expansión; restringido hasta 10 km (verde), intermedio hasta 30 km (azul) y total o regional hasta 90 km de distancia (rojo); medidos desde las áreas desmontadas al inicio de cada período. 86
- Figura 4.13. Estimación de autocorrelación espacial mediante el cálculo de coeficiente de correlación de Pearson a diferentes distancias (expresada en kilómetros). 87
- Figura 4.14. Media y coeficiente de variación (CV) de variables biofísicas correspondientes a UEA's *agropecuarias o desmonte* (línea negra continua) y *naturales o no desmonte* (línea gris discontinua). Se consideran áreas desmontadas a todas las UEA del área de estudio con más del 90% de su superficie

- deforestada y áreas *no desmontadas* a todas UEA del área de estudio con menos del 10% de desmontes). 90
- Figura 4.15. Evolución de la ocupación de tierras para actividad agropecuaria, (a) para toda el área de estudio; y (b) en áreas consideradas como la mejor combinación de cualidades ambientales definida como sitios iguales o mejores que el promedio del área de estudio (*precipitaciones > 615 mm; temperatura media anual < 21°C; pendientes < 0,43% y suelos con más de un 44% de molisoles*). En gris oscuro tierras con más de un 90% de ocupación agropecuaria (categoría 1); gris claro tierras con menos de un 10% de ocupación agropecuaria (categoría 0); y gris intermedio, tierras con menos de 90% y más del 10% de ocupación agropecuaria. Las etiquetas expresan la superficie ocupada en millones de hectáreas. 91
- Figura 4.16. Coeficientes Logit estandarizados en diferentes momentos. En negro modelo CD (con la variable *distancia a desmontes*); en gris modelo SD (sin *distancia a desmontes*). 92
- Figura 4.17. Contribución independiente a la variabilidad total de los modelos incluyendo la variable *distancia a desmontes*, expresada como porcentaje de la devianza nula. Valores obtenidos por Análisis de Partición Jerárquica mediante el algoritmo de Chevan y Sutherland (1991). Comparación de modelos de regresión logística de los períodos '87-97 (negro), '97-07 (gris oscuro) y '07-11 (gris claro). 93
- Figura 4.18. Ajuste de modelos de regresión logística para los tres períodos analizados, medidos como Pseudo $R^2 = 1 - (\text{Devianza residual} \div \text{Devianza nula})$. Comparación del ajuste de modelos de regresión con distancia a desmontes (negro), y sin distancia a desmontes. 93
- Figura 4.19. Contribución independiente de las variables, expresada como porcentaje de la devianza explicada por el modelo, obtenida por análisis de partición jerárquica mediante el algoritmo de Chevan y Sutherland (1991). Comparación de modelos de regresión logística de los períodos 1987-97, 1997-07 y 2007-11, tomando en cuenta las variables “Distancia a desmontes” y “Densidad de desmontes en radios de 1, 5 y 10 Km” 95
- Figura 4.20. Coeficientes Logit estandarizados de modelos de regresión logística de diferentes períodos de tiempo y áreas de muestreo: negro para toda el área de estudio (total); gris oscuro: muestreo hasta 30 km de distancia del borde de los desmontes al inicio del período (intermedio); gris claro: muestreo hasta 10 km de distancia (restringido). 96
- Figura 4.21. Contribución independiente de las variables, expresada como porcentaje de la devianza explicada por el modelo, obtenida por análisis de partición jerárquica mediante el algoritmo de Chevan y Sutherland (1991). Comparación de modelos de regresión logística del período 2007-11, tomando en cuenta la variable Ley de Ordenamiento Territorial (Ley OT). 97
- Figura 4.22. Probabilidad espacial relativa de la expansión agrícola en el Noroeste Argentino. Se excluyeron del mapa las zonas de bañados, playas de río, salinas y salares, cuerpos de agua y cubiertas artificiales (ciudades, pueblos, etc.) 98
- Figura 5.1. Principales conceptos relacionados con dos sistemas de clasificación de Servicios Ecosistémicos: el sistema adoptado por MEA (2005) y el desarrollado por Fisher *et al.* (2009). Las flechas negras indican la relación entre las diferentes

categorías de Servicios Ecosistémicos y la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas. Dicha relación se define en términos de funciones de producción (círculos) relaciones matemáticas formales entre el funcionamiento ecosistémico y Servicios Ecosistémicos. Las líneas punteadas representan la relación entre las categorías de SE. Las líneas discontinuas representan la influencia de las necesidades, intereses y valores humanos en la definición de beneficios y SE, en los dos esquemas de clasificación. 104

Figura 5.2. Cambios en el promedio del Índice de Vegetación Mejorado (IVM_medio) y el coeficiente de variación estacional (IVM_CV), debido al desmonte para actividad agropecuaria a través de diferentes tipos de vegetación en las ecorregiones de Chaco y Yungas. Para construir los histogramas, se extrajeron 1.000 submuestras al azar de 10 sitios pareados (parcelas desmontadas y vegetación natural dentro de un buffer de 1500 m) y se calculó la media de cada submuestra aleatoria. La distancia mínima entre los 10 sitios de cada submuestra aleatoria era de 60 km para evitar la autocorrelación espacial (cuando correlogramas de Moran I mostró ausencia de autocorrelación espacial significativa, valor $p < 0,01$). 1000 promedios fueron necesarios para aproximarse a una distribución normal. ** Se encontraron diferencias significativas entre las medias usando pruebas de t-Student de una cola (valor de $p < 0,0001$, $n = 1000$). 111

Figura 5.3. (a) Cambio relativo (%) de la media anual del Índice de Vegetación Mejorado (IVM_medio); y (b) coeficiente de variación estacional (IVM_CV) debido al desmonte de la vegetación natural para agricultura y ganadería a través diferentes tipos de vegetación en el Chaco y las Yungas. El eje Y representa la diferencia relativa entre la vegetación natural y las parcelas desmontadas ($(\text{Natural} - \text{Desmonte}) / \text{Natural} \cdot 100$) en 1000 submuestras al azar de 50 sitios pareados (parcelas de desmonte frente a vegetación natural en torno a un buffer de 1500 m de las parcelas desmontadas). La distancia mínima entre los 50 sitios de cada subconjunto aleatorio fue de 6,5 km para evitar autocorrelación espacial (cuando correlogramas de I de Moran mostró ausencia de autocorrelación espacial significativa, valor $p < 0,01$). 1000 muestras fueron necesarias para aproximarse a una distribución normal. Letras diferentes indican diferencias significativas en el análisis de varianza (valor de $p < 0,05$; prueba de Sheffe, $n = 1000$). * Indica diferencias significativas distintas de cero (valor de $p < 0,001$; prueba de la t, $n = 1000$). La parte inferior y superior de las cajas son los percentiles 25 y 75, respectivamente, el punto y la banda cerca de la mitad de la caja son la media y la mediana, respectivamente, las líneas inferior y superior representan los percentiles 5 y 95, respectivamente, los puntos son valores extremos. 112

Figura 5.4. Aumento de la variabilidad interanual de la media del Índice de Vegetación Mejorado (IVM_medio) (a) y el coeficiente de variación estacional (IVM_CV) (b) debido al desmonte de vegetación natural para agricultura y ganadería a través de cuatro tipos de vegetación en las ecoregiones de El Chaco y Las Yungas. El eje Y representa el coeficiente de variación interanual (desviación estándar interanual / media calculada a partir de siete años de observaciones, 2001-2007) de 1000 extracciones aleatorias, cada uno de 50 sitios apareados (parcelas desmontadas versus vegetación natural dentro de un buffer de 1500 m alrededor de las parcelas desmontadas). La distancia mínima entre los 50 sitios de cada subgrupo al azar fue de 12,5 km para evitar autocorrelación espacial (cuando los correlogramas I de Moran mostraron ausencia de autocorrelación espacial significativa, p -valor $< 0,01$). 1000 extracciones fueron necesarias para aproximarse a distribuciones normales.

Letras distintas indican diferencias significativas en el ANOVA (p-valor <0,001, test de Sheffe, n = 1000). La parte inferior y superior de las cajas son los percentiles 25 y 75, respectivamente; el punto y la banda cerca de la mitad de la caja son la media y la mediana, respectivamente; los bigotes inferiores y superiores representan los percentiles 5 ° y 95 respectivamente; puntos externos son valores extremos..... 113

Figura 5.5. Diferencias entre parcelas desmontadas y vegetación natural en la interrelación entre las anomalías interanuales de precipitación y de IVM_medio (expresado como [media de largo plazo - año en particular] / [media de largo plazo] • 100). a) Relación entre las anomalías de los 2.338 pares de sitios que tienen siete años de observaciones entre 2001 y 2007. b) Distribuciones de frecuencia de anomalías de IVM_medio en los 2.338 sitios pareados. Distribuciones de frecuencias de la intersección y (c) y la pendiente (d) de las regresiones lineales entre las anomalías de precipitación y anomalías IVM_medio durante 7 años (datos n = 7) en un subconjunto aleatorio de 630 pares de sitios (de una base de datos inicial de 2338) muestreados con una restricción espacial de 8 kilómetros entre los sitios para evitar autocorrelación espacial. 114

Figura 5.6. Funciones de impacto hipotéticas del aumento de la proporción de la agricultura en el paisaje y el cambio de servicios ecosistémicos intermedios relacionados con la dinámica de C (por ejemplo, el IVM_medio (Atributo Funcional de los Ecosistemas) estudiado en este capítulo). Los círculos en los extremos representan las condiciones iniciales y finales en nuestro estudio. La flecha del eje Y indica un nivel hipotético de la reducción de SE Intermedios que una comunidad local está dispuesta a perder. Las letras en el eje X muestra el nivel de la transformación asociada a este cambio de SE Intermedio dependiendo de la forma una de las funciones de impacto..... 117

Figura 6.1. Cuatro momentos de la expansión agropecuaria del NOA, 2 a partir de observaciones (1998 y 2011) y proyecciones elaboradas a partir de cadenas de Markov y modelos estadísticos (2050, momento de inversión del paisaje; y 2300, momento de estabilización). (a) Cambios en los tipos de cubiertas de vegetación; (b) Representación espacial del valor promedio de Servicios Ecosistémicos Intermedios relativos a la dinámica del C (SEI_C); (c), (d), (e) y (f) Representación espacial del desvío estándar de SEI_C estimado en unidades de 5,5 km de lado, como medida de variabilidad espacial de las unidades de paisaje..... 128

Figura 6.2. Cambios observados (1998 y 2011) y proyectados (2050 y 2300) de las cubiertas del paisaje (a); y cambios en la contribución de los SEI_C (b). Selva: verde oscuro; Bosque seco: verde claro; Arbustal: marrón; Pastizal: amarillo; Agropecuario: rojo..... 129

Figura 6.3. Modelo conceptual de cambio temporal y espacial en el nivel de provisión de Servicios Ecosistémicos Intermedios relacionados a la dinámica del C (SEI_C) del Chaco semi-árido, a lo largo de una línea imaginaria que corta el centro de la región en sentido Este-Oeste. En líneas grises valores promedio de SEI_C; líneas negras variabilidad espacial de SEI_C; línea verde punteada, líneas de base ambiental de referencia; las flechas indican el movimiento del avance de la frontera agropecuaria..... 130

Figura 6.4. Modelo espacio temporal de tipos de paisaje y su vinculación con las velocidades de transformación. Gráfico de cajas de las probabilidades de desmontes

para cada categoría de paisaje. Media: puntos centrales en las cajas; Mediana: línea horizontal en el centro de las cajas; Límite superior e inferior de la caja: Cuantil 0,75 y 0,25 respectivamente; Límite del bigote superior e inferior: cuantil 0,95 y 0,05 respectivamente. Las letras diferentes indican diferencias significativas entre media mediante prueba de ANOVA no paramétrico Kruskal-Wallis ($p > 0.01$). En el eje de abscisas se representan las categorías de paisaje donde Ac0: Alto porcentaje de vegetación natural, tasa de desmonte baja y tendencia a desmontes de corto plazo neutra; Ac-: Alto porcentaje de vegetación natural, tasa de desmonte baja y tendencia a desmontes negativa; AG-: Alto porcentaje de vegetación natural, tasa de desmonte alta y tendencia a desmontes negativa; bG-: Bajo porcentaje de vegetación natural, tasa de desmonte alta y tendencia a desmontes negativa. 132

Figura 6.5. Modelo conceptual de cambio de uso de suelo tipo "Tsunami", caracterizado por poseer velocidad de cambio diferencial dependiente de la distancia a la zona de avance o frontera agropecuaria. Esta velocidad decrece en forma exponencial negativa (Capítulo 4). Este fenómeno avanza como una ola que modifica el paisaje natural hasta el agotamiento y es poco selectivo en relación a condiciones de ambiente bio-físico e infraestructura. Produce homogeneización y reducción de funciones ecosistémicas relativas a la dinámica de la captura del C. Las flechas de líneas de puntos indican interacciones..... 133

Figura 6.6. El ingreso obtenido por el producto de la Actividad 1 en el mercado central (a) es más alto que el recibido por el producto de la Actividad 2 (b), pero su costo de transporte es mayor, por lo tanto, el ingreso en finca de la actividad 1 decae más rápidamente que la rentabilidad del otro producto, por lo que la distancia desde el mercado es mayor para la Actividad 2. El punto (c), indica una renta y una distancia de indiferencia. El resultado de este razonamiento produce una serie de anillos concéntricos de uso de la tierra alrededor del mercado central. Más allá del punto (d), ningún cultivo es rentable y la tierra se mantiene en su estado natural. Este modelo supone un único mercado local, precios y costos de producción invariantes, y ambiente isotrópico. Tomado de Lesschen *et al.* (2005)..... 135

Figura 6.7. En el eje de las abscisas se representa la distancia al borde de las "zonas núcleo" la que supone un gradiente de calidad ambiental decreciente. El ascenso del precio de la soja produce un cambio de rentabilidad de a' hacia a'' , permitiendo desplazar el punto c' a c'' ; y ampliar la frontera agrícola. En esta situación, la agricultura toma tierras ganaderas empujando a la ganadería hacia zonas de menor calidad. Como consecuencia de ello sucedería un corrimiento de frontera agrícola (e), en donde se genera un nuevo escenario con nuevo eje de coordenadas ubicado en el borde de la zona núcleo..... 137

Figura 6.8. Modelo conceptual que resume la dinámica de cambios en el uso del suelo del Chaco Semi-árido. La curva describe la dinámica de cambios de uso del suelo tipo "Tsunami", a lo largo de un eje geográfico Oeste-Este (abscisas). Las flechas indican la dirección de los cambios en el tiempo. En los ejes de ordenadas: a) tasas de deforestación; b) heterogeneidad espacial de los Servicios Ecosistémicos Intermedios relativos a la dinámica del C; y, d) heterogeneidad del paisaje bajo el punto de vista estructural. En la cresta de la curva se representa el fenómeno de corrimiento de frontera agropecuaria explicado bajo la Teoría de von Thünen. La secuencia de cultivo, ganadería, ambiente natural, ganadería, cultivos, representa el gradiente de paisaje resultante del proceso..... 138

Título: Dinámica y consecuencias del cambio en la cobertura y el uso del suelo en el Chaco Semi-Árido

Resumen

La deforestación en Sudamérica afecta principalmente a tres ecosistemas: El Cerrado en Brasil, la selva de Chiquitanos en Bolivia y el Gran Chaco en Bolivia, Paraguay y Argentina, siendo en estos dos últimos países en donde ocurren las mayores transformaciones del paisaje para la producción de commodities para exportación. En la presente tesis, para la porción Noroeste del Chaco Argentino, se analizó la dinámica de cambios de los últimos 30 años; se evaluó la ocurrencia del modelo cambio de uso del suelo denominado “Transición Forestal”; se estudió la influencia de factores locales que controlan la localización de desmontes; y se cuantificó el impacto de dicha transformación sobre el nivel de provisión de servicios ecosistémicos intermedios relativos a la dinámica del C. En el periodo 1977-2007 ocurrieron cambios que alcanzaron más del 26% del área de estudio. Los desmontes para actividad agropecuaria alcanzaron un total de 4,5 millones ha, de los cuales el 53% ocurrieron en el último período (1997-07), siendo los bosques secos y los pastizales las coberturas más afectadas. De continuar con esta tendencia, ocurrirá una inversión del paisaje en un periodo comprendido entre 40 y 100 años, en donde la actividad agropecuaria comenzaría a ser dominante en el paisaje chaqueño. No están ocurriendo ninguno de los modelos de cambios de uso del suelo de *compatibilización de producción-conservación* discutidos en esta tesis: (a) “Transición Forestal” (*Forest Transition*), (b) “separación-territorial” (*land-sparing*); o (c) “integración-territorial” (*land-sharing*). Se propone un nuevo modelo de cambio de uso de suelo que probablemente se verifica en otras regiones del Gran Chaco Americano, al que se denominó “*modelo tipo Tsunami*” por sus características de avance en forma de ola, que a su paso homogeniza el paisaje bajo el punto de vista estructural y funcional.

Palabras clave: Gran Chaco, cambio de uso del suelo, Transición Forestal, deforestación, sensores remotos

Title: Land use-cover change in the Semi-Arid Chaco, dynamics and consequences.

Abstract

In South America deforestation is affecting three ecosystems: “El Cerrado” in Brazil, “Chiquitanos” jungle in Bolivia, and the “Gran Chaco” in Bolivia, Paraguay and Argentina. The biggest changes in the landscape are happening in the latter two countries due to agricultural expansion for soybean production and cattle ranching. For the Northwest Argentine Chaco was analyzed a) dynamics changes in the last 30 years; b) the incidence of "Forest Transition" model; c) the influence of local factors that control land clearing's location; and, d) the impact of deforestation on the level of Intermediate Ecosystem Services provision associated with carbon gain dynamics. In the period 1977 -2007 changes reached more than 26% of the study area. Clearings for agriculture reached 4.5 million hectares, from which 53% occurred in the last period (1997-2007). Dry forests and grasslands were the most affected land covers. If this trend continues, a landscape reversion will occur within 40 and 100 years from now, where agricultural activities will predominate in Chaco landscape. There is no evidence of occurrence of none of the compatibilizing production-conservation models discussed in this thesis: a) *Forest Transition*; b) *Land-Sparing*; or c) *Land-Sharing*. As a contribution, a new model of land use change called "Tsunami model" is proposed. This name represents the way that land use changes are being produced: a wave shape change which homogenizes landscape from a structural and functional point of view. Probably it is happening in other regions of American Gran Chaco.

Keywords: Gran Chaco, land use change, Forest Transition, deforestation, remote sensing.

Capítulo 1

Introducción general

1. Introducción general

1.1. La transformación de ambientes naturales en Argentina

De acuerdo al último informe de FAO (Food and Agriculture Organization, 2011), la tasa de deforestación anual en América Latina en la actualidad asciende a 0,45% (equivalente a 500 mil ha.año⁻¹), no habiendo sufrido variaciones en los últimos 20 años. Estos datos difieren de los publicados anteriormente por el mismo organismo, en los que se informa que, en el período 2000-2005 la tasa anual se había incrementado con relación al decenio 1990-2000 a 0,50% anual, (FAO, 2005, 2007, 2009). A pesar de las inconsistencia observadas entre sucesivos informes, estos valores superan entre 2 y 3 veces el promedio mundial para los dos períodos 1990-2000 y 2000-2010 (0,20 y 0,13% anual respectivamente). Las diferencias probablemente se deban a cambios en las políticas de comunicación de los distintos países lo que deja al descubierto la fragilidad de los sistemas de seguimiento de recursos naturales y producción de estadísticas a partir de datos subjetivos.

El proceso de deforestación en Sudamérica ha afectado principalmente a tres ecosistemas: El Cerrado en Brasil (Morton *et al.*, 2006; Mendes Malhado *et al.*, 2010), la selva de Chiquitanos en Bolivia (Steininger *et al.*, 2001; Müller *et al.*, 2010, 2012) y en el Gran Chaco Americano en Bolivia, Paraguay y Argentina (Mertens *et al.*, 2004; Zak *et al.*, 2004; Grau *et al.*, 2005b; Boletta *et al.*, 2006; Gasparri *et al.*, 2008; Gasparri y Grau, 2009a; Viglizzo *et al.*, 2012; Müller *et al.*, 2012). Sin embargo, es en El Gran Chaco en donde han ocurrido las mayores transformaciones de ambientes naturales a tierras agropecuarias (Hoekstra *et al.*, 2005; Hansen *et al.*, 2013), en donde extensas áreas de bosques semiáridos son deforestadas para la producción de soja con fines de exportación hacia China y la Unión Europea (Dros, 2004; Jenkins y Peters, 2009). Dentro del área mencionada, el territorio argentino es uno de los más afectados por este proceso. En el período 2000-2012 la superficie cultivada con granos (cereales y oleaginosas) se incrementó un 33%, pasando de 26,6 a 35,0 millones de hectáreas (SIIA, 2013). La “agriculturización” del territorio se encuentra liderada por el cultivo de soja, que explica el 94% del crecimiento del sector agrícola (Figura 1.1) (Zak y Cabido, 2002; Paruelo *et al.*, 2005a, 2006; SIIA, 2013).

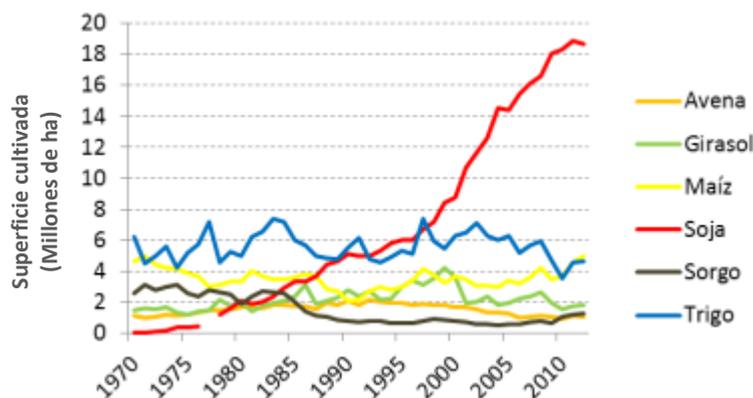


Figura 1.1. Superficie cultivada en Argentina con los principales cereales y oleaginosas. Fuente: Sistema Integrado de Información Agropecuaria (SIIA, 2013).

Mientras que en la región Pampeana este proceso se está produciendo a expensas de tierras destinadas tradicionalmente a la ganadería, en la región chaqueña la expansión agropecuaria ocurre principalmente por deforestación de bosques nativos (Nosetto *et al.*, 2005; Paruelo *et al.*, 2005b, 2006), removidos a tasas que varían entre el 1,5 y el 2,5 % anual (UMSEF, 2007a, 2012; REDAF, 2013), superando ampliamente el promedio continental y mundial (0,46% y 0,2% respectivamente) (FAO, 2011). La pérdida de bosques nativos en Argentina es un proceso que se aceleró significativamente desde finales de los '90 (UMSEF, 2007a). Mientras que entre 1987 y 1998 se deforestaba a una tasa de 180.000 ha/año, en el período 1998-2002 la misma ascendió a 235.100 ha/año. En los 4 años siguientes (2002-2006) el total de ese valor fue alcanzado por el territorio que comprende únicamente la ecorregión Chaqueña, en donde la deforestación ascendió a 298.300 ha/año (1.193.200 ha) (UMSEF, 2007b). Esta dinámica cobra mayor relevancia teniendo en cuenta que es un proceso localizado en pocas provincias. Las más afectadas en este sentido son Chaco, Santiago del Estero y Salta (UMSEF, 2007a; b, 2012). Es así como la tasa de pérdida de bosques nativos se incrementó un 35% entre los períodos mencionados (de 1,01% a 1,35% anual), siendo 2,6 veces superior a la tasa promedio de Latinoamérica (FAO, 2009, 2011).

La expansión de la agricultura en Argentina es una amenaza para el Chaco Semiárido, uno de los principales biomas forestales de América del Sur, una de las pocas zonas del mundo donde la transición entre los trópicos y el cinturón templado no se produce a través de un desierto (sino como bosques semiáridos); siendo además, la última frontera agrícola de nuestro territorio (Morello y Adamoli, 1968; Prado, 1993; Pennington *et al.*, 2000; Grau *et al.*, 2005b; Viglizzo *et al.*, 2012). El Chaco sudamericano posee grandes áreas con condiciones apropiadas para el desarrollo de la ganadería vacuna y de cultivos muy demandados internacionalmente (soja, maíz y trigo). Los precios de estos *commodities* han experimentado un fuerte aumento en los últimos 20 años (FAO, 2013) y se espera que esta tendencia continúe en el futuro (von Braun, 2009) lo que constituye un factor muy importante como *causa subyacente* de la expansión agrícola (Geist y Lambin, 2001; Lambin *et al.*, 2001). Diversos autores sugieren que la alta demanda y altos precios de *commodities* en combinación con incrementos en el nivel de las precipitaciones son los principales factores de expansión agrícola en Sudamérica (Zak *et al.*, 2008), y en particular en el Chaco argentino (Grau *et al.*, 2005a; b; Oosterheld, 2008; Gasparri *et al.*, 2008; Aizen *et al.*, 2009; Viglizzo *et al.*, 2012).

Paralelamente al proceso de deforestación, Grau *et al.* (2008a) sugieren que la expansión agropecuaria del Chaco Semi-árido de Argentina, basada en agro-negocios de *commodities*, es acompañada por una reducción de la intensidad del *uso del suelo tradicional* llevado a cabo por pobladores rurales criollos (extracción de madera, leña, caza, y ganadería extensiva) en las restantes zonas del Chaco. Este fenómeno se produciría por migración y abandono de "puestos" por parte de pobladores rurales hacia zonas urbanas, atraídos por oportunidades laborales ofrecidas por la nueva actividad agropecuaria (Figura 1.2).

El proceso cambios de uso del suelo que produce pérdida de cobertura forestal y su posterior recuperación fue denominado Transición Forestal (del inglés *Forest Transition*) (Mather, 1992; Mather y Needle, 1998). Este cambio se produce en asociación con cambios socio-económicos relacionados con economías modernas, incluyendo intensificación agrícola en suelos productivos, migración rural a centros urbanos, aumento de tecnologías del transporte y de la información, disminución de la

dependencia de los recursos locales y políticas gubernamentales de conservación derivadas de mayor conciencia ambiental (Mather, 1992; Aide y Grau, 2004; Grau y Aide, 2007). El modelo de la *Transición Forestal* (TF) es un intento de sintetizar observaciones empíricas (Angelsen, 2007), enunciada a partir de observaciones históricas realizadas en bosques templados de Europa (Mather, 1992, 2001; Mather *et al.*, 1998, 1999; Mather y Fairbairn, 2000) y Asia (China, India y Vietnam) (Mather, 2007). Otros autores han documentado también, la ocurrencia de Transición Forestal en Norteamérica (Veblen y Lorenz, 1991; Foster, 1992), América Central y del Sur (Aide y Grau, 2004; Grau y Aide, 2008; Grau *et al.*, 2008b).

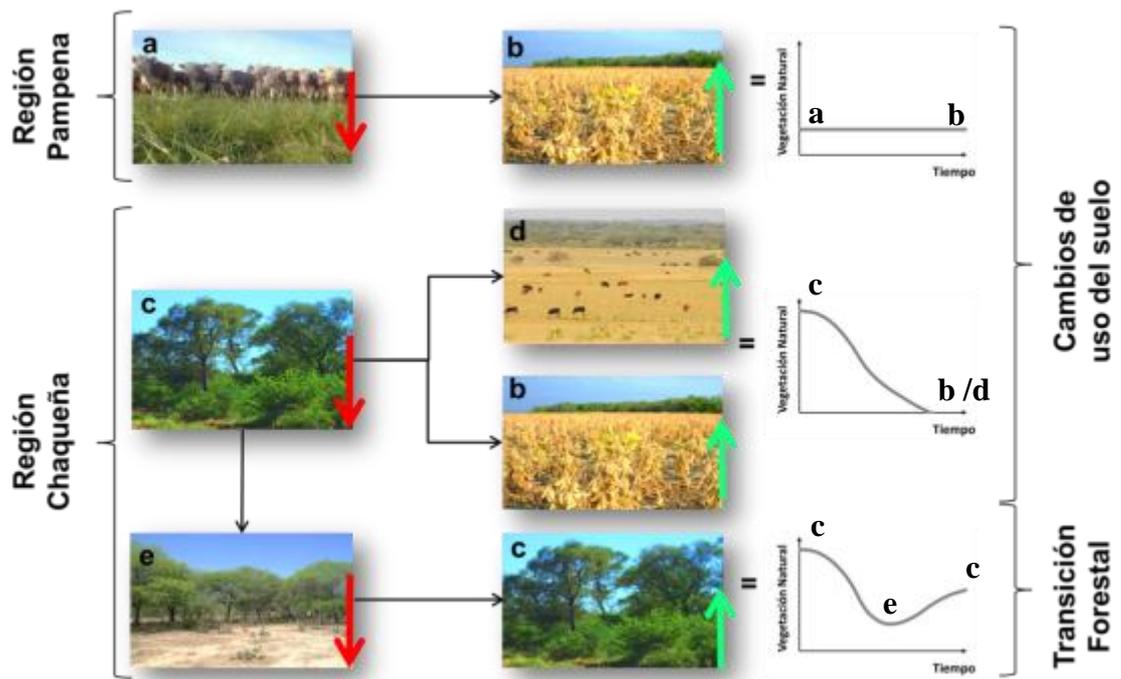


Figura 1.2. Modelo conceptual de cambios de uso del suelo en las regiones Pampeana y Chaqueña de Argentina. (a) Ganadería pampeana; (b) Cultivo de soja; (c) Bosque chaqueño; (d) Ganadería subtropical; (e) Puesto o peladar peri-doméstico. Elaborado a partir de los conceptos de cambios de uso del suelo en Argentina, discutidos por Zak y Cabido (2002); Paruelo *et al.* (2005a, 2006); y Grau *et al.* (2008a). Mientras que en la región Pampeana existe un proceso de intensificación agrícola, sin pérdidas significativas de vegetación natural; en la región Chaqueña ocurre un proceso más complejo, por un lado deforestación para agricultura y ganadería subtropical, mientras que por otro sucede un proceso de degradación ambiental peridoméstica en el origen de nuevos "puestos" y recuperación en puestos abandonados.

1.2. El cambio del uso del suelo y sus controles

Se denomina "cobertura del suelo" al tipo de cubierta biofísica observada en la superficie de la tierra. En cambio, la expresión "uso de suelo" se utiliza para describir al conjunto de actividades que la sociedad realiza en un territorio, para producir, modificar o conservar su estado (Di Gregorio y Jansen, 2005; Geist *et al.*, 2006). Las transformaciones denominadas "cambios de uso del suelo", que en primera instancia implican "cambios en la cobertura del suelo", en la actualidad actúan como uno de los principales controles del cambio global que pueden apreciarse a diferentes escalas de

estudio (Duarte *et al.*, 2006). Estos cambios tienen efectos locales importantes en relación a aspectos socio-económicos y ecológicos. Pero estos últimos exceden el ámbito zonal influyendo la biodiversidad, el clima, los ciclos del agua, el C y el nitrógeno a escala regional y global (Baron *et al.*, 2000; Bonnie *et al.*, 2000; Loreau, 2000; Diaz y Cabido, 2001; Chen, 2002; Guerschman *et al.*, 2003; Paruelo *et al.*, 2005a). Sala y colaboradores (2000), evaluaron escenarios futuros de biodiversidad para el año 2100, en función de la variación de componentes ambientales que determinan el denominado “cambio global” (concentración de dióxido de C, clima, vegetación y uso del suelo). El cambio del uso del suelo fue identificado como la variable de mayor efecto sobre la biodiversidad.

El vínculo entre las actividades humanas y el cambio del uso del suelo, ha sido conceptualizado por Turner *et al.* (1993) y Ojima *et al.* (1994), al hacer una importante distinción entre causas próximas y causas subyacentes. Geist y Lambin (2001) aplicaron este marco conceptual para estudiar los factores que controlan la dinámica de la deforestación de bosques tropicales. Las causas próximas o inmediatas son aquellas actividades humanas que afectan de manera directa la cubierta bio-física del suelo. En el caso específico de la deforestación, se identificaron tres causas próximas: expansión agropecuaria, extracción de madera y ampliación o expansión de infraestructura (Geist y Lambin, 2001) (Figura 1.3). Las causas subyacentes están constituidas por un complejo de factores que predisponen la ocurrencia de cambios en el uso del suelo, y fueron divididas en cinco grandes categorías (demográficas, económicas, tecnológicas, político/institucionales, y socio-culturales). Mientras que las causas próximas actúan directamente a nivel local, las causas subyacentes pueden operar en todos los niveles (local, regional y global) (Turner *et al.*, 1993; Ojima *et al.*, 1994; Geist y Lambin, 2001).

Posteriormente, Geist y colaboradores (2006) identificaron una tercera categoría de controles: los factores mediadores (también denominados variables intermedias, factores de filtro o variables de contexto). Estos son motores de cambio que configuran, modifican o intervienen entre causas próximas y subyacentes. En esta categoría se incluyen factores locales biofísicos (clima, suelos, litología, topografía, hidrología y vegetación), locales socio-económicos (por ejemplo, distancias a localidades, caminos, mercados, costos de transporte, entre otros), y factores o eventos disparadores (fuego, inundación, colapsos económicos, cambios políticos abruptos, etc.) (Figura 1.3).

Chapin *et al.* (2009) para analizar las interacciones de los cambios mencionados anteriormente, conceptualizaron al mundo (región o comunidad) como un sistema socio-ecológico, en el cual, las personas dependen de recursos y servicios prestados por los ecosistemas (servicios ecosistémicos), y a su vez, la dinámica de los ecosistemas está influenciada en alguna medida por las actividades humanas (Chapin *et al.*, 2009). El concepto de Chapin *et al.* (2009) se asimila al de “territorio”, definido como el

espacio geográfico en el que la sociedad desarrolla sus actividades y del cual obtiene servicios y recursos naturales¹ (MAGyP, 2012). Su conformación es influenciada por la acumulación histórica de las huellas que la sociedad le imprime, dando lugar a una organización territorial específica, materializada entre otras cosas, por el tipo de uso del suelo (MAGyP, 2012).

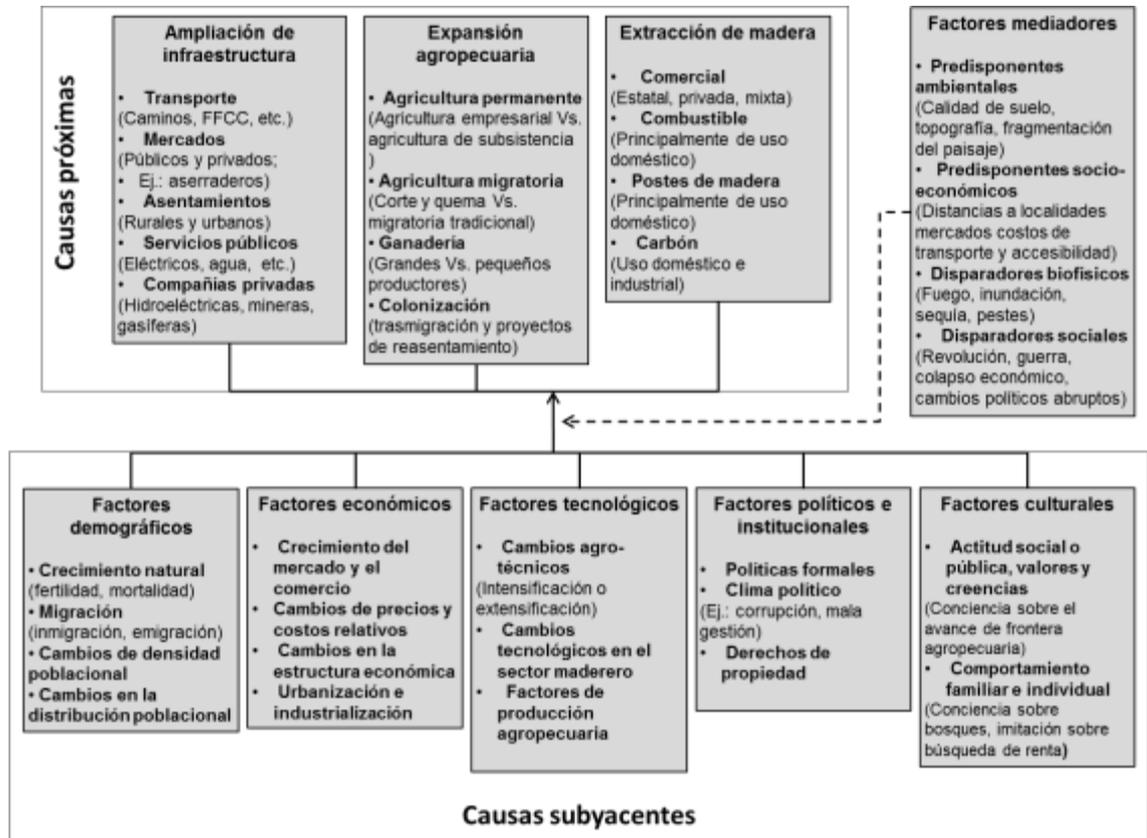


Figura 1.3. Causas próximas y subyacentes de la deforestación. Modificado a partir de Geist y Lambin (2002); y Geist *et al.* (2006).

El modelo de Chapin *et al.*, (2009) permite visualizar con mayor amplitud conceptual a los controles, y sus interacciones en el tiempo y el espacio (Figura 1.4). Desde el punto de vista de la ecología, dentro de los sistemas socio-ecológicos

¹ En la presente tesis se adopta la definición de *territorio* del Ministerio de Agricultura Ganadería y Pesca (MAGyP, 2012).

encontramos al **paisaje**, definido como un nivel de organización de los sistemas ecológicos superior a la de ecosistema (e inferior al de región), que se caracteriza por su heterogeneidad y por su dinámica, controlada por las actividades humanas, el cual existe independientemente del observador² (Burel y Baudry, 2002). La definición enunciada puede aplicarse a una gama de escalas geográficas que van desde algunas hectáreas a algunos cientos de kilómetros cuadrados³ (Burel y Baudry, 2002).

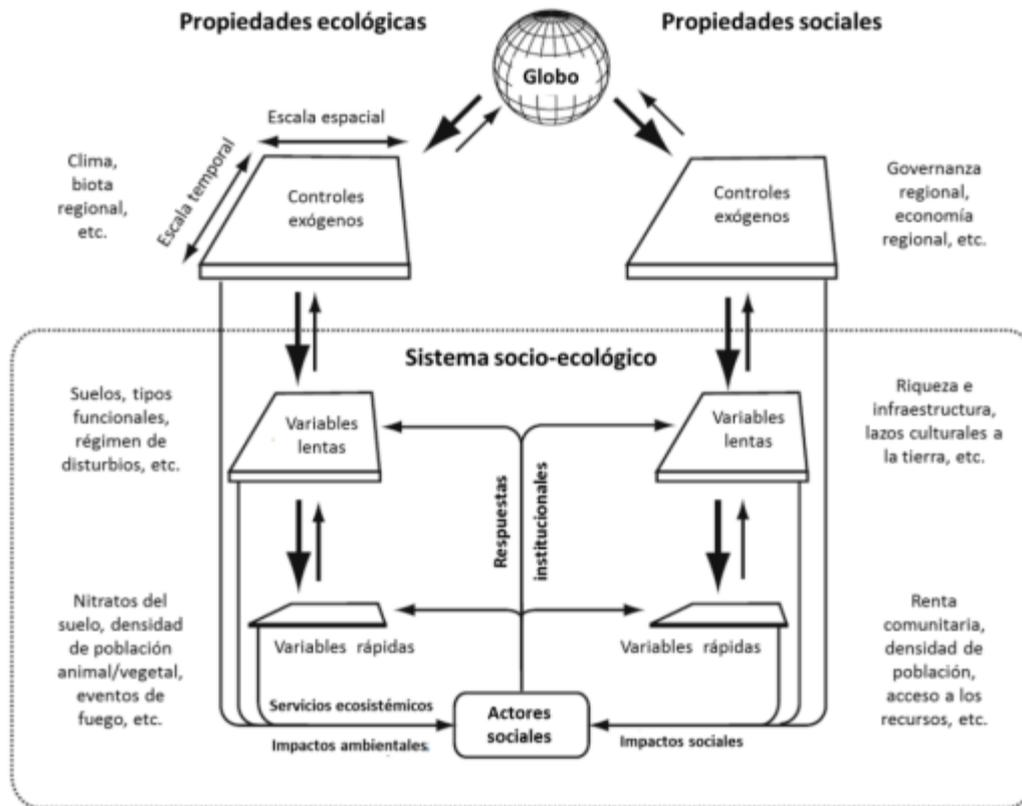


Figura 1.4. Diagrama de un sistema socio-ecológico (rectángulo punteado) conceptualizado por Chapin *et al.* (2009). El mismo está compuesto por un subsistema ecológico (izquierda) y otro social (derecha), ambos afectados por propiedades y procesos que actúan como controles que operan en un rango de escalas temporales y espaciales. A escala regional, controles exógenos responden a las tendencias globales y afectan a variables lentas en la escala de gestión, lo que, a su vez, influyen en las variables que cambian más rápidamente. Cuando los cambios en las variables rápidas persisten durante largos periodos de tiempo y grandes superficies, estos efectos se propagan hacia arriba de forma acumulativa para afectar variables lentas, controles regionales, y eventual-mente todo el globo. Los cambios en las variables lentas y rápidas influyen en los servicios ecosistémicos, y producen impactos ambientales y sociales en conjunto. Ambos son los factores que inciden directamente en el bienestar de los actores humanos, que modifican tanto los sistemas ecológicos y sociales a través de una variedad de instituciones (Chapin *et al.*, 2009).

² En la presente tesis se adopta la definición de *paisaje* de Burel y Baudry (2002).

³ Al rango de escalas que van desde algunas hectáreas a algunos cientos de kilómetros cuadrados lo denominaremos *escala local*; mientras que se denomina *escala regional* (comprende el nivel de organización de “región”) a la escala que va desde cientos de km² a miles de km².

Las *causas subyacentes* de la deforestación sensu Geist y Lambin (2001), serían controles exógenos y variables lentas en el modelo conceptual de Chapin *et al.* (2009) y los *factores mediadores* serían variables rápidas. Las *causas próximas* no se encuentran explícitas en el modelo de Chapin y estarían implícitas en las acciones de los decisores que actúan de control sobre las variables lentas y rápidas de los subsistemas ecológico y social.

A pesar de los esfuerzos realizados hasta el presente por unificar criterios sobre causas de la deforestación en particular y del cambio del uso del suelo en general, no existe todavía una teoría unificadora, y por lo tanto, sigue siendo un tema de debate en el campo del análisis del cambio y el modelado del uso del suelo (Geist y Lambin, 2001; Lambin *et al.*, 2001; Geist *et al.*, 2006; Verburg *et al.*, 2006b; van Schrojenstein *et al.*, 2011).

Más allá de los modelos conceptuales discutidos anteriormente, existen coincidencias entre diversos autores sobre la importancia de cinco tipos de fuerzas motrices que influyen en el cambio del uso del suelo en general (Geist *et al.*, 2006; Paruelo *et al.*, 2006; Verburg *et al.*, 2006b; Hersperger y Bürgi, 2007) y de la deforestación en bosques tropicales de Sudamérica en particular (Mertens *et al.*, 2004; Kirby *et al.*, 2006; Müller *et al.*, 2010) que podrían actuar de manera diferencial a nivel local y configurar la distribución espacial del paisaje: a) **Factores bio-físicos**, por ejemplo, pendiente, elevación, clima, características del suelo y condiciones de drenaje, que determinan las posibilidades y limitaciones biofísicas para la vegetación natural y agrícola; b) **Factores socio-culturales**, demografía, estilo de vida, la dieta y los acontecimientos históricos; c) **Factores económicos**, estructura de mercado, accesibilidad e infraestructuras existentes, demandas de los consumidores, incentivos gubernamentales, subsidios e impuestos; d) **Factores políticos**, en particular políticas de materialización espacial, como las relativas a la conservación de la naturaleza, la infraestructura y la defensa; e) **Factores tecnológicos**, tales como la mecanización de la agricultura, que incluyen también la experiencia social y organizacional. La mayoría de estas variables han sido identificados como *factores mediadores* (Geist *et al.*, 2006) interactuando entre causas próximas y controles subyacentes (Figura 1.3).

Diversos fenómenos socio-económicos operan como controles de cambios en el uso del suelo en los países en vía de desarrollo. La globalización, es decir, la interconexión mundial de lugares y personas a través de mercados globales, información, flujos de capital y convenios internacionales, tiene consecuencias locales evidentes, en donde el uso del suelo está cada vez más determinado por mercados y flujos comerciales globales (Geist y Lambin, 2006; Nepstad *et al.*, 2006; von Braun, 2009; Rulli *et al.*, 2013). Este proceso subyace a las fuerzas motrices discutidas anteriormente (Geist *et al.*, 2006). Por ejemplo, la expansión e intensificación agrícola sudamericana (*causa próxima* sensu Geist y Lambin, 2001) ocurrida en las últimas décadas, se explica en gran medida por: a) el incremento de la demanda de alimentos de los países asiáticos motivado por aumento de población y cambio de dieta (causa subyacente sensu Geist y Lambin 2001); y b) por el incremento de la demanda de biocombustibles por parte de países desarrollados (por aumento de precios del petróleo y cambios en las políticas de bioetanol) (causas subyacentes sensu Geist y Lambin 2001) (Koh y Ghazoul, 2008; Erb *et al.*, 2009; Rulli *et al.*, 2013).

1.3. Consecuencias del cambio de uso del suelo

La sustitución de la cubierta vegetal de la superficie terrestre tiene importantes consecuencias ecológicas y económicas. El mayor problema que plantea la conversión de áreas naturales en tierras de cultivo es el cambio en la provisión de *Servicios Ecosistémicos* (Dirzo y Raven, 2003; MEA, 2005). Los cambios en el nivel de provisión de servicios ecosistémicos están regulados por cambios estructurales (por ej., pérdida de biodiversidad) y funcionales (por ejemplo, cambios en la dinámica del agua y el C) (Guerschman *et al.*, 2003; Guerschman, 2005; Jackson *et al.*, 2005; Noretto *et al.*, 2005; Fisher *et al.*, 2009). Dependiendo del tipo de cubierta y de la actividad económica que allí se realice, los cambios en la cobertura y/o uso del suelo suelen implicar en primera instancia, una reducción de la producción primaria neta de los ecosistemas (Paruelo *et al.*, 2004) y un aumento en la apropiación humana de la producción primaria de estos sistemas (Haberl *et al.*, 2004).

Los Servicios Ecosistémicos (SE) se han definido de diferentes maneras y, dependiendo de ello, podemos encontrar diferentes clases de SE (Fisher *et al.* 2009). Por un lado, el Millennium Ecosystem Assessment (MEA, 2005) señala que la definición de SE son los "beneficios" que las personas obtienen de los ecosistemas. La definición del MEA y otras relacionadas (Costanza *et al.* 1998; Daily, 1997), consideran elementos subjetivos y culturales fuera de los sistemas ecológicos en la caracterización del nivel de provisión de SE. El MEA clasifica a los Servicios Ecosistémicos en SE de aprovisionamiento, SE de regulación, SE culturales, y SE de soporte (Figura 1.5). En el esquema de MEA, el nivel de provisión de SE de regulación, o soporte no sólo involucra aspectos básicos del funcionamiento de los ecosistemas (por ejemplo, intercambios de materia y energía de los ecosistemas (Virginia y Wall, 2001)), sino también el contexto social de valores, intereses y necesidades.

Por otro lado, Boyd y Banzhaf (2007) se refieren a los SE, como los componentes ecológicos directamente consumidos o aprovechados para generar bienestar humano, sin tener en cuenta el contexto subjetivo y cultural. Desde esta perspectiva, Fisher *et al.* (2009) define SE como los componentes o aspectos de los ecosistemas, utilizados (activa o pasivamente) para producir el bienestar humano. El análisis realizado en este capítulo está basado en esta definición. Fisher *et al.* (2009) propusieron un esquema de clasificación de SE donde consideran a la estructura y al funcionamiento del ecosistema como "SE Intermedios", que a su vez determinan "SE Finales" (Figura 1.5). Varios "Servicios Intermedios" (por ejemplo, producción primaria o la composición de especies) puede determinar el nivel de provisión de "Servicios Finales" (por ejemplo, producción de forraje o el secuestro de C). Haines-Young y Potschin (2010) demostraron que existe una cascada desde procesos y estructuras básicas de los ecosistemas a los beneficios. El vínculo entre estructura y funcionamiento ecosistémico (servicios intermedios) y los Servicios Finales se definen por medio de "funciones de producción" (Figura 1.5). Tales funciones de producción están bien definidas para SE Finales con valor de mercado, tales como la producción de granos, donde los rendimientos se definen por una serie de factores biofísicos (agua, disponibilidad de nutrientes, temperatura, etc.) y factores de manejo (fecha de siembra, prácticas culturales, etc.). La definición de funciones de producción para SE Finales (por ejemplo, el secuestro de C) desde el nivel de provisión de SE Intermedios (por ejemplo, producción primaria neta, estructura de la vegetación, o características del suelo) ha sido identificada como un importante paso para incorporar la idea de SE en la toma de decisiones (Latterra *et al.*, 2011).

Paruelo *et al.* (2006) analizando las consecuencias del cambio del uso del suelo en Argentina y Uruguay, proponen un modelo conceptual en donde vinculan *causas, controles y consecuencias* de los cambios en el uso del suelo (Figura 1.6). En este modelo las consecuencias ambientales (y algunas económicas y sociales) se encuentran enunciadas como *Servicios Ecosistémicos* afectados por el cambio de uso del suelo.



Figura 1.5. Principales conceptos relacionados con dos sistemas de clasificación de Servicios Ecosistémicos: el sistema adoptado por MEA (2005) y el desarrollado por Fisher *et al.* (2009). Las flechas negras indican la relación entre las diferentes categorías de Servicios Ecosistémicos y la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas. Dicha relación se define en términos de funciones de producción (círculos) o sea de relaciones matemáticas formales entre el Funcionamiento Ecosistémico y Servicios Ecosistémicos. Las líneas punteadas representan la relación entre las categorías de SE. Las líneas discontinuas representan la influencia de las necesidades, intereses y valores humanos en la definición de beneficios y SE, en los dos esquemas de clasificación. Tomado de Volante *et al.* (2012).



Figura 1.6. Controles y consecuencias de los cambios de los usos de la tierra en distintas dimensiones (política, económica, social y ambiental). Tomado de Paruelo *et al.* (2006).

1.4. La dinámica del carbono y el cambio de uso del suelo

La dinámica estacional de las ganancias de C es uno de los mayores descriptores del funcionamiento de los ecosistemas (McNaughton *et al.*, 1989; Virginia y Wall, 2001). De hecho, muchos servicios de provisión y regulación tales como la producción de *commodities* o el secuestro de C, están estrechamente relacionados con la cantidad anual de C ganado (o productividad primaria neta, PPN). Otros servicios tales como la retención de Nitrógeno o la reducción de pérdidas de suelo por escorrentía, se relacionan de manera inversa con el nivel de variación intra-anual de la PPN (Vitousek y Reiners, 1975).

La PPN es una función clave del ecosistema ya que muchos otros servicios están vinculados a ella (McNaughton *et al.* 1989). La PPN anual también se ha relacionado con el valor económico de los servicios de los ecosistemas a nivel de bioma (Costanza *et al.*, 1998) y se presenta como un “proxy” del valor total de los SE de un área (Richmond *et al.* 2007). La PPN ha sido utilizada como indicador clave para evaluar la sustentabilidad de los ecosistemas (Powers, 1999; Cardoch *et al.*, 2002). Monserud (2003) define como productividad sustentable a la capacidad de mantener en el tiempo niveles de PPN dentro de límites de variación normal. La capacidad de evaluar la PPN en el tiempo para un sitio y prácticas de manejo determinado, conduce a respuestas objetivas con respecto a la sostenibilidad de ese sistema en particular (Monserud, 2003).

La utilización de atributos ecosistémicos asociados a la dinámica del C para caracterizar el nivel de provisión de SE Intermedios o la sustentabilidad de los sistemas, tiene una implicancia operativa: la dinámica de las ganancias del C puede describirse a partir de datos provenientes de sensores remotos (Correr *et al.*, 2000), los que se presentan como alternativas tecnológicas eficientes y económicamente viables para brindar información a escala regional y temporal. Dan cuenta de ello los proyectos desarrollados en la actualidad por los servicios de la NASS (*National Agricultural Statistics Service*) de los Estados Unidos, y los proyectos CORINE Land Cover (*Coordinate Information Environment Land Cover*), MARS (*Monitoring Agriculture with Remote Sensing*), y FMERS (*Forest Monitoring in Europe with Remote Sensing*) de la Unión Europea. Estos proyectos desarrollaron metodologías operativas muy eficientes y son los responsables de proveer información de cobertura y uso del suelo, a nivel nacional (EEUU) o continental (Unión Europea).

Los datos espectrales provenientes de sensores remotos son capaces de caracterizar tanto a los aspectos estructurales y la configuración de los paisajes (es decir, la distribución espacial y temporal de los tipos de cobertura del suelo, o su fragmentación), como a los aspectos funcionales de los ecosistemas (dinámica y balance de C, evapotranspiración, producción de agua en cuencas y regímenes de perturbación) (Wessman 1992, Kerr y Ostrovsky 2003; Pettorelli *et al.* 2005; Paruelo 2008; Cabello *et al.* 2012; Lara *et al.*, 2009;. Little *et al.*, 2009). A pesar de las ventajas operativas que aportan los sensores remotos a los sistemas de ciencia y técnica, la teleobservación de SE Intermedios no ha sido incorporada aún a los programas de vigilancia. Por ejemplo, en un artículo recientemente publicado, los datos de teledetección no son considerados como una opción real para mapear SE en los programas europeos de evaluación de oferta de SE (Maes *et al.*, 2012). Si bien los SE intermedios a ser monitoreados varían entre los paisajes de acuerdo con las características de los sistemas socio-ecológicos, algunos aspectos definidos como *servicios de provisión* sensu MEA (2005; Figura 1.5) tienen que ser considerados. Por ejemplo, la producción primaria neta (PPN) se ha identificado como un descriptor integrador del funcionamiento de los ecosistemas

(McNaughton *et al.*, 1989) y se presenta como una aproximación robusta para el valor total de SE (Richmond *et al.*, 2007).

1.5. Interrogantes y vacíos de conocimiento

El eje central de esta tesis es el “*cambio del uso del suelo*” y el análisis de *causas y consecuencias*. Hasta acá se ha elaborado un itinerario conceptual que comienza con la descripción de la transformación de ambientes naturales en Sudamérica, Argentina y en particular la ecorregión Chaqueña, la más afectada por la expansión agropecuaria para la producción de *commodities* para exportación. Se ha destacado la importancia ecológica de este bioma, y se ha descrito la amenaza al que está sometido por ser el último territorio con sitios potencialmente aptos para la actividad agrícola y ganadera de nuestro país (Sección 1.1). Esta descripción permite mostrar que El Chaco en general y el área de estudio en particular (región chaqueña del Noroeste Argentino) es un territorio que posee todos los componentes deseables para evaluar modelos de cambio de uso del suelo: a) influencia de controles de cambio externos y b) influencia de factores locales; c) activa dinámica de cambios, d) ocurrencia de factores disparadores de cambios de diferente índole (económica y política).

En la Sección 1.2 se presentan tres modelos conceptuales que permiten abordar la complejidad de las causas del *cambio de uso del suelo* y de la *deforestación* de bosques en particular (Geist y Lambin, 2002), insertarlas en un sistema socio-económico global (Chapin *et al.*, 2009) y visualizar sus posibles consecuencias enunciadas como cambios en el nivel de provisión de *Servicios Ecosistémicos* (Paruelo *et al.*, 2006). Este concepto, discutido en la Sección 1.3, resulta muy útil para poder abordar de manera holística las causas y consecuencias de la agriculturización de los sistemas naturales. Las definiciones del MEA (2005) y el modelo conceptual de Fisher *et al.* (2009) resultan útiles para categorizar y comprender cuales son las funciones ecosistémicas claves afectadas por el cambio del uso del suelo en el Chaco Semi-árido. La PPN (Sección 1.4) identificada como una de las variables más representativas del valor total de los SE, y su dinámica puede ser evaluada en el área de estudio (espacial y temporalmente) con gran eficiencia a partir de sensores remotos.

Todos los conceptos descriptos en los párrafos anteriores y el marco conceptual de *Transición Forestal* (Mather, 1992) discutido en la Sección 1.1, permiten visualizar y formular interrogantes sobre la dinámica espacio-temporal de la región: a) ¿Cuáles son las tendencias y las tasas de deforestación/recuperación de los ecosistemas?; b) ¿Es posible que esté ocurriendo el proceso de Transición Forestal en el área de estudio, en donde la dinámica de la deforestación para agro-negocios tiene los mayores índices de la historia?; c) ¿Cuáles son los factores ambientales y socio-económicos que condicionan la magnitud, localización y sentido de los cambios?; d) ¿Cómo operan estos factores a diferentes escalas espaciales y temporales?; e) ¿Cómo se ven afectados los Servicios Ecosistémicos Intermedios (SEI)?; f) ¿Son eficientes los sensores remotos para evaluar los efectos sobre los SEI?

1.6. Objetivos

1.6.1. General:

Evaluar la dinámica de cambios de uso del suelo de los últimos 30 años del Chaco Semi-árido de las provincias de Noroeste Argentino, sus controles biofísicos y socio-económicos y las consecuencias sobre la estructura del paisaje y el funcionamiento ecosistémico.

1.6.2. Específicos:

1. Caracterizar espacial y temporalmente la dinámica de cambios de uso del suelo ocurrida en los últimos 30 años (1977-2007) (Capítulo 2).
2. Evaluar, por su importancia aplicada para la toma de decisiones, el modelo de *Transición Forestal/ Ecológica* (Capítulo 3).
3. Evaluar en el tiempo y el espacio la influencia de los factores locales y regionales que determinan la localización de los cambios en el uso del suelo en el NOA (Capítulo 4).
4. Cuantificar a escala regional, el efecto de la agriculturización sobre atributos funcionales de los ecosistemas relativos a la dinámica del C (PPN y su dinámica estacional) (Capítulo 5).

Capítulo 2

Caracterización del avance de la frontera agropecuaria en el Noroeste de Argentina. Período 1977 – 2007

2. Caracterización del avance de la frontera agropecuaria en el Noroeste de Argentina. Período 1977 – 2007

2.1. Introducción

2.1.1. El uso de los recursos naturales en el área de estudio

En la historia del uso del suelo chaqueño varios factores han participado en el diseño de los paisajes de la región, algunos de ellos de origen natural como las inundaciones y la migración de causas y otros de origen antrópico como el fuego, el sobrepastoreo, el desmonte, las labranzas (cultivos), y la explotación petrolera (Morello *et al.*, 2012). Estos factores participaron con distintas intensidades y magnitudes y dieron diferentes respuestas ecosistémicas en cada uno de los períodos y etapas de ocupación humana del Chaco (Morello *et al.*, 2005). Morello *et al.* (2005) distinguen dos grandes períodos, el de *cosecha ecosistémica*, y el de *agricultura generalizada*. Estos períodos se dividen en etapas caracterizadas por los actores o la actividad dominante que realizan. En el primer período se compone de seis etapas: a) Etnias locales, b) Fronterizos y meleros, c) Puestos ganaderos, d) Durmientes y poste, e) Etapa taninera, y f) Colonia algodонера. En el período de agricultura generalizada se diferencian 4 etapas: a) Explotación petrolera, b) Agriculturización c) 2° Etapa taninera, y d) Sojización o pampeanización. Estos períodos y etapas se van imbricando uno con otros, con una duración muy distinta de subregión en subregión, en la mayoría no coincidentes (Morello *et al.*, 2005, 2012).

En el período de *cosecha ecosistémica*, se destacan los cambios que se produjeron en las etapas de *Fronterizos y meleros*, y la de *Puestos ganaderos* que produjeron la arbustificación de pastizales en donde las comunidades de *Cenchrus pilcomayensis* se redujeron drásticamente. En las etapas de *Durminetes y postes*, y *Taninera* se producen grandes presiones sobre las leñosas, sobre todo en los bosques de maderas duras. En estas etapas se reduce significativamente el uso del fuego y se produce la aparición de peladares. Finaliza este período con la *Colonia algodонера* creando paisajes agrícolas de pequeñas parcelas de 10 a 20 ha en el Domo Central Chaqueño. Si bien, las etapas fueron descritas por Morello *et al.* (2005) como una secuencia temporal, para Barsky y Gelman (2009) las mismas coexisten en la primera mitad del siglo XX sin distinción temporal.

En el período de *agricultura generalizada*, la etapa de *Explotación petrolera*, produce líneas de prospección llamadas “picadas” que se comportan como vías de acceso a zonas inaccesibles. La *Agriculturización* fue una etapa corta iniciada en los '60 en la cual se produce la expansión generalizada de los cultivos de maíz, sorgo, porto, trigo y soja de la mano de nuevas tecnologías y aumento del tamaño de las unidades productivas. En el año 1996 el gobierno nacional autoriza el ingreso de soja transgénica y con ello se inicia el período de *sojización* caracterizado por el predominio del cultivo de esta oleaginosa con tecnologías de siembra directa y semillas modificadas genéticamente para tolerar el uso de herbicidas.

La historia de uso del suelo del pedemonte de Yungas se asocia estrechamente al cultivo de la caña de azúcar. Ya a mediados del siglo XIX, existían plantaciones vinculadas al sistema de riego del río Salí (Tucumán). Esta producción le confería a la

provincia de Tucumán el cuarto lugar en el país en relación a la superficie cultivada, pero el primero en relación a capitales invertidos (Barsky y Gelman, 2009). El alza en los precios internacionales, la llegada del ferrocarril a la capital tucumana en 1876, y nuevas tecnologías en los trapiches, produjeron una expansión de la producción de azúcar que se multiplicó por 7 en 25 años. La expansión e industrialización del cultivo de caña de azúcar colonizó los pedemontes de Yungas de las provincias de Salta y Jujuy asociados principalmente a la cuenca del Río San Francisco, las cuales se encuentran actualmente destinadas a este cultivo. En esa zona existen en la actualidad, ingenios azucareros con más de 100 años de vida en la región (Ej.: Ingenio San Martín del Tabacal) (Barsky y Gelman, 2009).

2.1.2. Matrices de transición

El análisis del uso del suelo y el cambio de la cubierta vegetal siempre ha sido un tema de interés en la investigación de ecosistemas. El mismo se ha renovado en los últimos años por dos motivos; a) el reconocimiento de cambio de uso del suelo como un importante factor del cambio global por sus efectos sobre el clima, los procesos ecosistémicos, los ciclos biogeoquímicos y la biodiversidad (Vitousek *et al.*, 1997); y (b) por las mejoras en la tecnología de la información espacial para evaluar y vigilar la superficie terrestre (Lambin, 1997). El arreglo espacial de los usos de la tierra es un reflejo de las acciones de los diferentes tomadores de decisión. Muchos de los procesos que influyen en el cambio de uso del suelo interactúan en diferentes niveles de organización, y de una manera muy dinámica para producir patrones complejos. Es esencial vincular los patrones de cambio de la cubierta vegetal, con los procesos que subyacen al cambio para comprender mejor los mecanismos, generar predicciones sobre lugares vulnerables al cambio, y el diseño de respuestas políticas adecuadas (Lambin *et al.*, 1999; Nagendra *et al.*, 2004). Convencionalmente, las transiciones de cobertura de suelo se pueden clasificar en cambios aleatorios y sistemáticos (Pontius *et al.*, 2004). Transiciones aleatorias son aquellas influenciadas por los procesos fortuitos o de cambio único. Por ejemplo, muchas transformaciones terrestres son eventos episódicos, a corto plazo se caracterizan por cambios rápidos y abruptos acompañadas por una recuperación o no recuperación de los ecosistemas, en función de la resiliencia y los mecanismos de retroalimentación (Lambin *et al.*, 2003; Tucker *et al.*, 1991). Estas transiciones episódicas generalmente son causadas por la interacción de factores de uso de la tierra que actúan abruptamente, como la migración espontánea, los conflictos internos, los cambios en las condiciones macroeconómicas, la pérdida de los derechos a la tierra, los recursos, u otros factores de producción (Lambin *et al.*, 2003; Barbier, 2000; Braimoh, 2006). Las transiciones sistemáticas por otro lado, son aquellas debidas a procesos regulares o comunes de cambio. Ellos tienden a evolucionar de una manera coherente, progresiva o gradual dictada principalmente por factores socio-económicos (por ejemplo, crecimiento demográfico, aumento de la comercialización, expansión de la frontera agrícola, falta de educación pública sobre el medio ambiente o

los cambios en las instituciones que rigen el acceso a los recursos) (Lambin *et al.*, 2003a).

Es crucial, sin embargo, distinguir entre las definiciones tradicionales de “*cambios aleatorios y sistemáticos*” del significado estadístico sugeridas por Pontius *et al.* (2004). Mientras que las definiciones tradicionales se basan en los factores causales del cambio⁴, la definición de Pontius *et al.* (2004) se basa en la cuantificación de los cambios o transiciones entre las categorías, de forma relativa a los tamaños de las mismas en el área de estudio. Una transición del paisaje es “aleatoria” si una categoría de ocupación del suelo gana o recibe de otra categoría una cantidad proporcional al tamaño de la categoría que pierde (o cede)⁵. Por otra parte, al analizar desde el punto de vista de la categorías que pierden, una transición es aleatoria, si una categoría transfiere a otra categoría (pierde) de manera proporcional al tamaño de la categoría que gana (o recibe)⁶. Cualquier desviación de esas proporciones se conoce como transición sistemática (Pontius *et al.*, 2004; Braimoh, 2006; Aldwaik y Pontius, 2012). Detectar transiciones aleatorias y sistemáticas permite a los investigadores y planificadores del uso del suelo centrarse en las señales más dominantes del cambio, investigar las posibles causas utilizando información cualitativa auxiliar u otros datos cuantitativos, y por lo tanto iniciar medidas para prevenir o minimizar los efectos indeseables del cambio en el territorio.

El método convencional de evaluación de cambios en la cobertura del suelo implica el uso de la *matriz de transición* obtenida a partir de la superposición de mapas bitemporales. Esta es una tabla de doble entrada en donde las filas representan las categorías del mapa de cobertura del suelo en el *Tiempo 1* y en las columnas las del siguiente período (Tabla 2.1). Cada valor dentro de la matriz, representa la proporción de transición ocurrida en cada categoría entre los periodos de estudio, y se identifican como C_{ij} (siendo i y j el número de fila y columna respectivamente). Cada C_{ij} ($\forall i \neq j$) corresponde a la proporción de píxeles que han cambiado de la categoría i del *Tiempo 1*, a la categoría j del *Tiempo 2*. La diagonal principal muestra la proporción de *persistencias* (proporción sin cambio) observadas entre los dos periodos, identificados

⁴ De acuerdo a las definiciones tradicionales los eventos episódicos o esporádicos originan “cambios aleatorios” y los sucesos o eventos regulares producen “cambios sistemáticos”.

⁵ Suponiendo que se desean analizar las transiciones entre dos categorías de cobertura de suelo (*Bosque* y *Cultivos*), al analizar las ganancias de la categoría *Cultivo* que recibe o gana superficie a partir de la categoría *Bosque* (que pierde o cede), se dirá que la ganancia de *Cultivo* a partir de *Bosque* es “aleatoria” si la superficie transferida es proporcional a la superficie de la categoría *Bosque*.

⁶ Al analizar las pérdidas de la categoría *Cultivo*, que da o cede superficie a la categoría *Bosque* (que gana o recibe), se dirá que la esa transición es “aleatoria” si la superficie transferida es proporcional a la superficie de la categoría *Cultivo*.

como C_{ij} ($\forall i=j$) (Pontius *et al.*, 2004). En la columna *Total tiempo 1*, la notación C_{i+} representa la proporción del paisaje de la categoría i en el *Tiempo 1*; y la notación C_{+j} la proporción del paisaje de la categoría j en el *Tiempo 2*.

Muy a menudo, los investigadores analizan la matriz de transición a un nivel muy amplio, realizando conclusiones sobre la dinámica de ocupación del suelo basado en el cambio neto de las categorías, tasas de cambio o grandes transiciones entre categorías en términos de porcentaje (Mertens y Lambin, 2000; Mertens *et al.*, 2000; Petit *et al.*, 2001). Sin embargo, estos tipos de análisis son limitados debido a que el cambio neto puede no revelar el cambio total en el paisaje, ya que un cambio neto igual a cero no implica necesariamente una falta de cambio. Por otra parte, las grandes transiciones entre categorías no constituyen necesariamente el cambio de paisaje más sistemático, entre las mayores clases de ocupación del suelo en un paisaje se debe esperar a un gran proceso aleatorio de cambio (*sensu* Pontius *et al.*, 2004).

El análisis detallado de los distintos componentes de la matriz de transición, ofrece una visión sobre los probables procesos que determinan los patrones en un paisaje. Por ejemplo, puede revelar intercambios, es decir, ganancias y pérdidas simultáneas de un tipo de cobertura del suelo en los distintos lugares, ganancias brutas y pérdidas brutas, y distinguir entre las transiciones aleatorias y sistemáticas (Pontius *et al.*, 2004).

Tabla 2.1. Modelo de *matriz de transición normalizada* utilizada para la comparación de cambios ocurridos entre diferentes momentos (1977, 1987, 1997 y 2007) (Pontius *et al.*, 2004).

	<i>Tiempo 2</i>			<i>Total Tiempo 1</i>	<i>Pérdidas brutas</i>
	<i>Vegetación Natural</i>	<i>Agropecuario</i>	<i>Sin vegetación</i>		
<i>Tiempo 1</i>					
<i>Vegetación Natural</i>	C_{11}	C_{12}	C_{13}	C_{1+}	$C_{1+} - C_{11}$
<i>Agropecuario</i>	C_{21}	C_{22}	C_{23}	C_{2+}	$C_{2+} - C_{22}$
<i>Sin vegetación</i>	C_{31}	C_{32}	C_{33}	C_{3+}	$C_{3+} - C_{33}$
<i>Total Tiempo 2</i>	C_{+1}	C_{+2}	C_{+3}	I	
<i>Ganancias brutas</i>	$C_{+1} - C_{11}$	$C_{+2} - C_{22}$	$C_{+3} - C_{33}$		

2.1.3. Modelos de cadena de Markov

Desde la década de los `90, muchos investigadores han usado modelos de Markov o matrices de probabilidad de transición (Meyer y Turner II, 1994; Hathout, 2002; Braimoh y Vlek, 2004; Mundia y Aniya, 2005; Braimoh, 2006; Flamenco-Sandoval *et al.*, 2007) para comprender características de la dinámica territorial, como la diversidad, los controles de cambio, o la dependencia de escala (Wilbanks y Kates, 1999). Las matrices de probabilidad de transición (Tabla 2.2) se utilizan para predecir la ocupación del suelo en un tiempo t_2 a partir de dos estados precedentes t_0 y t_1 conocidos. Esto significa que la modelización no tiene en cuenta las variables explicativas y descriptivas, sino que se basa exclusivamente en el análisis de la dinámica interna del sistema.

Tabla 2.2 Modelo de matriz de transición (A) utilizada para elaborar proyecciones sobre la ocupación del suelo en base a transiciones observadas en el pasado. Es una matriz $n \times n$ en donde que cada elemento de la matriz P_{ij} es la probabilidad condicional de la transición de la categoría i a la categoría j en el tiempo $t+c$, en donde c es el número de años. El total de las probabilidades de transición de cada una de las categorías en el momento t_0 es igual a 1.

		Tiempo 1			
		<i>Vegetación Natural</i>	<i>Agropecuario</i>	<i>Sin vegetación</i>	<i>Total Tiempo 0</i>
Tiempo 0					
<i>Vegetación Natural</i>		P_{11}	P_{12}	P_{13}	I
<i>Agropecuario</i>		P_{21}	P_{22}	P_{23}	I
<i>Sin vegetación</i>		P_{31}	P_{32}	P_{33}	I

Cada P_{ij} de la matriz se calcula a partir de la siguiente ecuación:

$$P_{ij} = \frac{A_{ij}}{\sum_{j=1}^J A_{ij}} \quad (1)$$

En donde, la P es la probabilidad condicional de la transición de la categoría i a la categoría j ; A_{ij} , la superficie de la categoría i que se transfiere a j en el tiempo $t+1$.

Para elaborar proyecciones, las matrices de probabilidad de transición se utilizan de la siguiente manera:

$$X_{t+c} = X_t \cdot A \quad (2)$$

Donde X_t es un vector de $1 \times n$ filas que da la proporción de cada categoría en el momento t inicial; n es el número de categorías en una clasificación de uso del suelo, c es el número de años entre el tiempo t inicial y el momento siguiente de observación; y A es una matriz de transición $n \times n$.

Por lo tanto, de la ecuación (2) se desprende que el área de las categorías de uso del suelo (vector área de categorías) después de c años, se puede obtener mediante el producto de ese vector área en el tiempo t , por la matriz de transición que expresa la regla de cambio. Usando esta ecuación iterativamente, se pueden calcular la posterior serie de vectores de área, es decir, X_{t+2c} ; X_{t+3c} ; ... X_{t+nc} ; para pronosticar y estimar la dinámica futura bajo el supuesto de que la regla de transición es invariante.

Pero, las probabilidades de transición de una categoría de uso de la tierra a otro por lo general difieren entre los diferentes períodos de observación. Las diferencias se deben a los cambios históricos, políticos, económicos o biológicos en los sitios de investigación, y las comparaciones entre los períodos de observación son el primer paso para entender el contexto de los cambios dinámicos. Sin embargo, uno de los problemas que a veces surgen al comparar las matrices de transición es que los intervalos de observación pueden diferir entre varios períodos de observación debido a que las imágenes de satélite o fotografías del sitio de investigación no siempre se encuentran disponibles en un intervalo de tiempo constante. Si los intervalos de observación difieren, las probabilidades de transición no se pueden comparar directamente, debido a que esas probabilidades no están calculadas por unidad de tiempo, sino para el período de tiempo, y no por unidad de tiempo. Por lo tanto, estas observaciones deben ser ajustadas y comparadas en el marco observaciones normalizadas por intervalos de

tiempo (Takada *et al.*, 2010). La obtención de las matrices de transición anuales a partir de las originales se está utilizando con mucha frecuencia para el análisis del uso del suelo (Mertens *et al.*, 2000; Petit *et al.*, 2001; Flamenco-Sandoval *et al.*, 2007).

Es interesante comparar el Análisis Intensidad realizado en el apartado anterior, con el enfoque de Markov, que es un método clásico para analizar una matriz de transición. La arquitectura de Markov asume los procesos *de abajo hacia arriba* (bottom-up) en donde las intensidades de transición dentro de cada fila de la matriz determinan los cambios en el tiempo $t+1$. En cambio, el Análisis de Intensidad, tiene una jerarquía de arriba hacia abajo (*top-down*) en donde los datos generales determinan el contexto para obtener información más detallada (Huang *et al.*, 2012; Pontius *et al.*, 2013). En esta aproximación las ecuaciones calculadas sobre las filas de la matriz son simétricas con ecuaciones de cálculo sobre columnas. Sin embargo, un proceso de cambio temporal no es simétrico en el tiempo debido a que el cambio durante un intervalo de tiempo influye los tamaños de las categorías en el momento final, pero no en el momento inicial (Aldwaik y Pontius, 2012; Pontius *et al.*, 2013). Por lo tanto, puede ser más intuitivo interpretar intensidades relativas al momento inicial, que interpretar intensidades que son condicionales al tiempo final (Pontius *et al.*, 2013). En este punto, las matrices de Markov resultan más intuitivas y de fácil interpretación que las matrices del Análisis de Intensidad.

Los objetivos del presente capítulo son:

- 1) Caracterizar espacial y temporalmente la dinámica de cambios de la ocupación del suelo ocurrida en el período 1977-2007 en las ecorregiones de Yungas y El Chaco de las provincias del Noroeste Argentino (Salta, Jujuy, Tucumán, Santiago del Estero y Catamarca).
- 2) Evaluar cuál fue el tipo de vegetación más afectada en el periodo de mayor expansión agropecuaria.
- 3) En función de los cambios observados, elaborar prospecciones sobre la evolución futura de la vegetación natural y las tierras agropecuarias.

2.2. Materiales y métodos

2.2.1. Área de estudio

La región analizada abarca un territorio de 27,6 millones de hectáreas de las provincias del Norte de Argentina (Santiago del Estero, Salta, Tucumán, Jujuy, Catamarca, Chaco y Formosa), ubicado entre los 22° y 30° Latitud Sur y 61° y 66° Longitud Oeste. Esta región comprende un 25% de la porción argentina de la ecorregión de Las Yungas y el 42% de la porción argentina de la ecorregión del Gran Chaco. Corresponde con áreas de precipitaciones mayores a 300 mm anuales y pendientes menores a 15 grados (Figuras 4.3 y 4.4 del Capítulo 4). La zona está incluida en el cinturón subtropical de América del Sur. Tradicionalmente, los pobladores nativos y criollos de esta zona, practican ganadería de subsistencia. Sin embargo, en las últimas décadas la vegetación natural ha experimentado una rápida y extensa remoción (desmonte) para agricultura y ganadería de tipo empresarial (Grau *et al.*, 2005a; b; Volante *et al.*, 2006; Gasparri y Grau, 2009a). Dos factores o controles subyacentes, sensu Geist y Lambin (2001), impulsan este extenso proceso de desmonte (el más grande de la historia de Argentina): 1) el aumento de la demanda internacional y de los

precios de la soja, y 2) el aumento de precipitaciones en orden de un 20-30% (Zak *et al.*, 2004; Grau *et al.*, 2005b; Boletta *et al.*, 2006). Otros factores que han operado como "factores disparadores" (sensu Geist y Lambin (2001) son la introducción de variedades de soja transgénicas o "Round-Up Ready" (RR) con sistemas de siembra directa, y cambios macroeconómicos sucedidos en Argentina (devaluación monetaria a fines de 2001 y mediados de 2002).

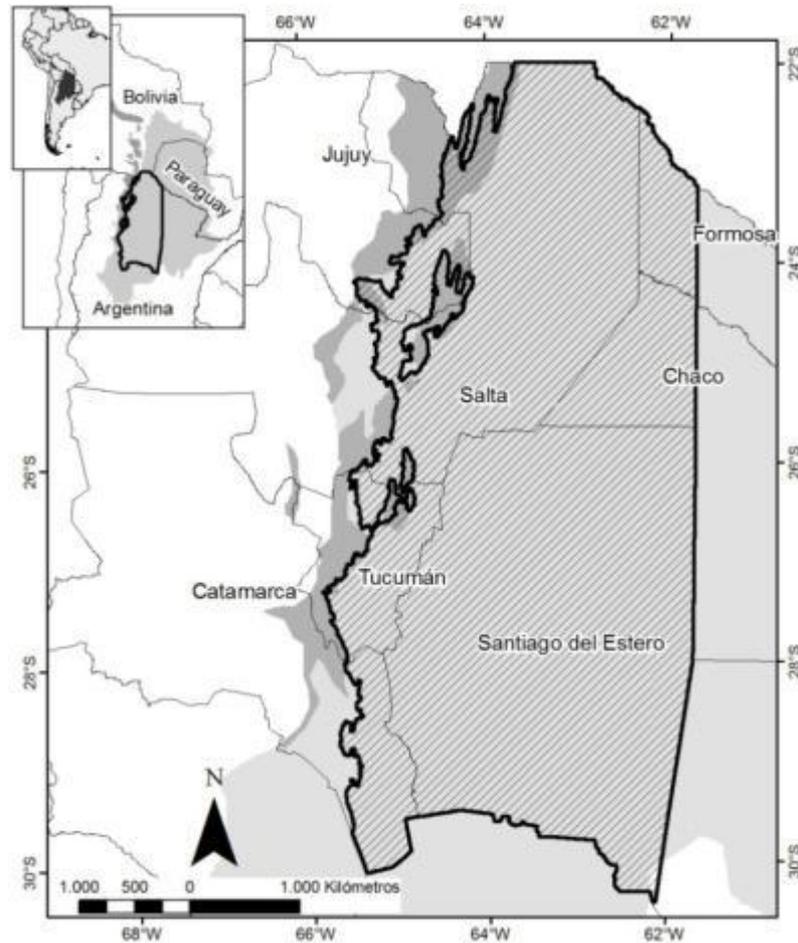


Figura 2.1. Área de estudio (trama rallada); Ecorregiones de Gran Chaco en gris claro y Las Yungas en gris oscuro.

2.2.2. Bases de datos, pre-procesamiento y clasificación

Para describir la dinámica de cambios ocurrida en la cubierta biofísica del suelo desde 1977 hasta 2007, se realizaron 4 mapas temáticos del área de estudio con un espaciado temporal de 10 años (1977, 1987, 1997 y 2007). Los mapas describen tres grandes categorías de coberturas de suelo: a) Áreas con vegetación natural; b) Tierras agropecuarias; y c) Suelos desnudos o sin vegetación. Por *Vegetación natural* se entiende a la cobertura del suelo que comprende los tipos fisonómicos de pastizales, arbustales y bosques en sus distintas expresiones y estados. Por "Tierras agropecuarias" a todas las transformaciones evidentes del paisaje natural realizadas con fines de producción agropecuaria de tipo empresarial o para agro-negocios (agricultura, pasturas para ganadería, desbajado o desarbustización para emprendimientos silvo-pastoriles). Este tipo de transformaciones imprimen cambios abruptos en el paisaje que son

fácilmente detectables por fotointerpretación o interpretación visual debida al arreglo espacial de las parcelas (en su mayoría regulares). No se incluyen en esta categoría a la actividad agropecuaria familiar, de subsistencia o de autoconsumo. Por último, se considera Suelos desnudos o sin vegetación a superficies naturales libres de vegetación natural (por ejemplo: salinas, playas de río, suelo desnudo, ambientes acuáticos, áreas quemadas) o artificiales (Ej.: peladares peridomésticos o "puestos", áreas urbanas, construcciones, caminos).

Los mapas de tres categorías se elaboraron a partir de clasificaciones digitales y visuales de mosaicos de imágenes del satélite Landsat MSS (*Multi-spectral Scanner Sensor*) para el año 1977 y del satélite Landsat TM (*Thematic Mapper*) para los otros años. Cada mosaico está compuesto por 19 imágenes cada uno (Tabla 8.1 del Apéndice capítulo 2, en la página 157), obtenidas de los servidores estatales de libre acceso GLOVIS de Estados Unidos (*United State Geological Service - Global Visualization Viewer*: <http://glovis.usgs.gov/>) e INPE de Brasil (*Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais*; <http://www.dgi.inpe.br/CDSR/>). Las clasificaciones se realizaron siguiendo la aproximación metodológica utilizada por Cohen *et al.* (1998, 2002), basada en clasificaciones digitales y visuales de imágenes derivadas de transformaciones *Tasseled Cap* (Kauth y Thomas, 1976; Crist y Cicone, 1984). Esta metodología mostró ser eficiente para detectar cambios en la cubierta vegetal producida por *grandes perturbaciones* tales como deforestación, fuego o remoción total de la vegetación natural, y se basa en el supuesto relevante de que, el ruido asociado con las diferencias radiométricas entre imágenes de diferentes fechas es mínimo, en relación a la señal producida por la remoción o reemplazo del bosque por otro tipo de cubierta (Cohen *et al.*, 1998, 2002, 2010).

Para minimizar el registro de cambios atribuibles a diferencias fenológicas, los mosaicos se construyeron con escenas de la misma época del año (entre junio y agosto). Las imágenes Landsat TM fueron remuestreadas al tamaño de píxel del sensor MSS (80 m), mediante convolución cúbica (Keys, 1981). Posteriormente todas las escenas fueron corregistradas con imágenes ortorectificadas Landsat TM del año 2007 obtenidas del servidor GLOVIS (*USGS Global Visualization Viewer*). Para la construcción de los mosaicos se realizaron equiparaciones radiométricas entre pares contiguos de imágenes mediante Normalización Radiométrica Relativa (Yuan y Elvidge, 1996).

La asignación de píxeles a cada categoría del mapa (*1. Tierras agropecuarias*; *2. Vegetación natural* y *3. Suelo desnudo*), se realizó a partir de una rutina que combina detección visual de la categoría "*Tierras agropecuarias*" y posteriormente clasificación digital para las otras categorías (Figura 2.2). Se adoptó esta secuencia de trabajo para evitar errores por confusión, entre las categorías "*Tierras agropecuarias*" y "*Suelo desnudo*", que pueden presentarse en parcelas agropecuarias en laboreo o barbecho. La interpretación visual comenzó a partir de la detección de parcelas agropecuarias superiores a 5 ha sobre el mosaico del año 2007, utilizando combinación de bandas en falso color 4-5-3 (R-G-B) para maximizar el contraste entre la vegetación natural y las áreas desmontadas o suelo desnudo (Chuvienco, 2002). El mapa obtenido se comparó con el mosaico del período inmediato anterior (1997) y se detectaron las parcelas correspondientes a ese período. Esta rutina se realizó hasta finalizar con los 4 mapas de *Tierras agropecuarias* que sirvieron de "máscaras" para las etapas de clasificación digital subsiguiente (Figura 2.2).

Siguiendo la aproximación metodológica realizada por Cohen *et al.* (1998, 2002), a cada mosaico MSS y TM se le aplicó la transformación de *Tasseled Cap* (Kauth y Thomas, 1976; Crist y Cicone, 1984), la que reduce la información original de

6 bandas expresada en niveles digitales, a 3 bandas con significado biofísico, brillo, verdor y humedad; que resultan muy útiles para la detección de coberturas vegetales y suelo desnudo. Con cada uno de los mosaicos Tasseled Cap enmascarados por "*Tierras agropecuarias*" se hizo un proceso iterativo de clasificaciones No Supervisadas mediante algoritmo ISODATA (30 clases, 10 iteraciones y 95% de convergencia). Las categorías resultantes fueron etiquetadas y agrupadas en 3 categorías "*Vegetación natural*", "*Suelo desnudo*" y "*No determinado*". Esta última agrupó aquellas clases que no lograron separar *Vegetación natural* y *Suelo desnudo*. Las categorías etiquetadas como "*No determinado*" fueron reclasificadas *n* veces hasta que todos los píxeles pudieron ser asignados a las categorías "*Vegetación natural*" o "*Suelo desnudo*" (Figura 2.2).

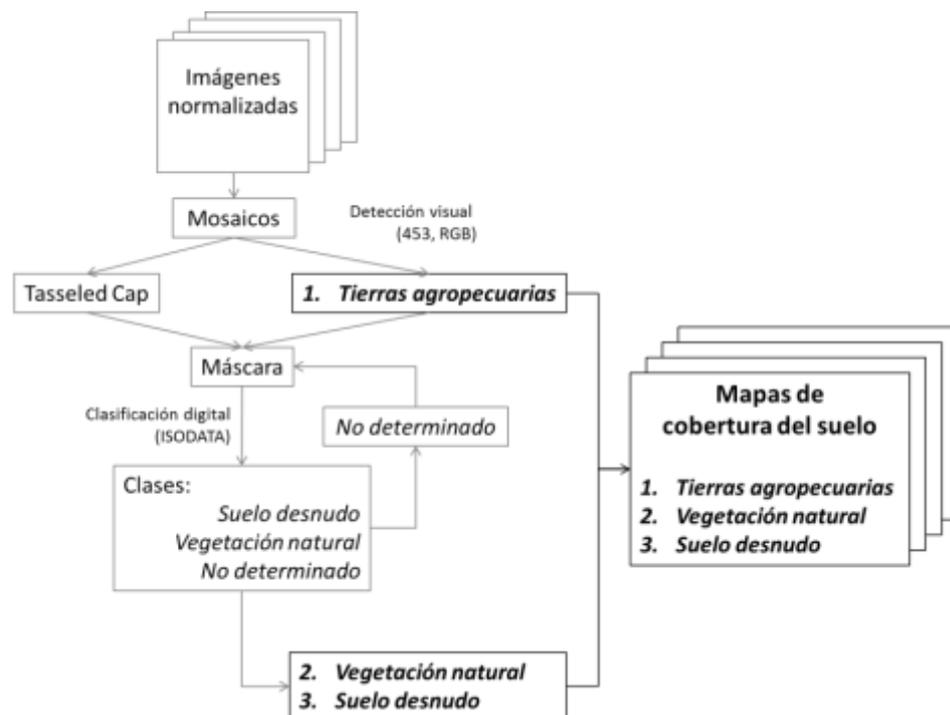


Figura 2.2. Algoritmo de clasificación para la elaboración de mapas de cobertura del suelo.

2.2.3. Verificación de mapas de cobertura de suelo

La verificación de la calidad cartográfica de los mapas de cobertura del suelo se hizo en base a los trabajos de Cohen *et al.* (1998, 2002), Healey *et al.* (2005) y Kennedy *et al.* (2007) en los que se comparan puntos distribuidos al azar entre los mapas generados por clasificaciones, con interpretaciones visuales de transformaciones *Tasseled Cap* sobre las que se realizaron los procesos de clasificación digital. Para ello se seleccionaron al azar 40 "puntos centrales" en área de estudio. Alrededor de cada punto central se tomó un área de 250.000 píxeles (40 x 40 km) la que denominamos "segmento". Cada segmento cumplió la condición o requisito mínimo de tener al menos un 75% de la categoría "*Vegetación natural*", y cada una de las restantes clases estuvieron representadas en al menos en un segmento. Dentro de cada segmento se seleccionaron al azar 40 píxeles, que cumplieran con las siguientes condiciones: a) hasta un máximo de 60% por categoría; b) sólo un punto por "parque agropecuario" para la

categoría *Tierras agropecuarias*, entendiendo por *parche* a un grupo de píxeles contiguos de la misma categoría; c) los píxeles clasificados como "*Vegetación natural*" fueron redistribuidos geográficamente al azar para maximizar la separación entre los puntos dentro de cada segmento. Las condiciones (b) y (c) se establecieron para reducir el riesgo de pseudoreplicación (Hurlbert, 1984), producido por autocorrelación espacial (Dormann, 2007). Esta técnica se aplicó independientemente para cada uno de los momentos analizados (1977, 1987, 1997, y 2007).

Cada conjunto de 1600 puntos de evaluación (40 segmentos con 40 puntos de muestreo), fueron etiquetados con las categorías del mapa (*Vegetación natural*, *Suelo desnudo*, *Tierras agropecuarias*) mediante interpretación visual de los mosaicos Tasseled Cap. Las interpretaciones tomaron en cuenta el contexto o los píxeles vecinos, sin considerar los resultados obtenidos por la clasificación digital. Las interpretaciones tomaron en cuenta el contexto o los píxeles vecinos, sin considerar los resultados obtenidos por la clasificación digital. Posteriormente se compararon ambos resultados para construir una matriz de confusión (Chuvieco, 2002).

2.2.4. Evaluación de cambios

Tasas de desmonte

En una primera aproximación, para obtener datos comparativos a nivel regional y continental, se cuantificaron las tasas de deforestación, entendidas como la superficie anual de vegetación natural transformada en tierras agropecuarias, utilizando la tasa de variación interanual "q" propuesta por la Organización para la Alimentación y la Agricultura (FAO, 1995) (Ecuación 3):

$$q = 100 \times \left[\left(\frac{A_2}{A_1} \right)^{\frac{1}{t_2 - t_1}} - 1 \right] \quad (3)$$

Donde "q" es la tasa de variación interanual expresada en porcentaje, y A_1 y A_2 representan las áreas naturales en las fechas de t_1 y t_2 , respectivamente.

Resumen de cambios en la ocupación del suelo

Para cuantificar la dirección, magnitud y localización de los cambios ocurridos entre periodos sucesivos, se utilizó el método de detección de cambios denominado "delta clasificación" (Chen, 2002; Coppin *et al.*, 2004), que consiste en la superposición de mapas de cobertura del suelo de dos periodos consecutivos. Para ello se utilizó el programa de SIG Idrisi (Eastman, 2006), con el que se obtuvieron mapas de cambio y matrices de transición normalizadas (Ver apartado 2.1.1, Tabla 2.1), para cuantificar la dinámica entre categorías en el período 1977-2007 y tres periodos intermedios (1977/87; 1987/97 y 1997/07). Con la información obtenida en las matrices de transición normalizadas, se evaluaron cambios producidos en el área de estudio, por medio de un conjunto de índices de resumen, propuestos por Pontius *et al.* (2004). En la Tabla 2.3 se describen los índices utilizados y las ecuaciones de cálculo.

Análisis de Intensidad de Cambios

Aldwaik y Pontius (2012) denominaron *Análisis de Intensidad de Cambios* a la caracterización lograda por medio de un conjunto de indicadores, que permiten ampliar la información obtenida en el punto anterior, analizando cambios a 3 niveles: (a) *de intervalo*, (b) *de categoría*, y (c) *de transición* (Figura 2.3). En cada uno de los niveles

analiza el cambio anual producido en cada intervalo de tiempo y lo compara con una *tasa de cambio uniforme* (Aldwaik y Pontius, 2012). Se dice que una transición es *uniforme* cuando una categoría de ocupación del suelo recibe de otras categorías (gana) una cantidad proporcional al tamaño de las otras categorías en *tiempo* t_1 , o cuando entrega a otras categorías (pierde) una cantidad proporcional al tamaño de las otras categorías en el *tiempo* t_2 . Una transición es *sistemática* si la transición observada se desvía de la transición uniforme (Pontius *et al.*, 2004; Aldwaik y Pontius, 2012). Si la categoría A transfiere (pierde) sistemáticamente a la categoría B; y, B gana sistemáticamente de la categoría A, entonces llegamos a la conclusión de que existe un proceso sistemático de transición desde A hacia B (Huang *et al.*, 2012).

Tabla 2.3. Ecuaciones utilizadas para el cálculo de los índices de resumen de cambios en el uso y la cobertura del suelo (Pontius *et al.*, 2004).

<p>Pérdidas brutas por categoría (L_{ij}): Total de la categoría para el periodo en el <i>Tiempo 1</i> menos la persistencia de esa misma categoría. Se entiende por persistencia a la proporción de los píxeles que se mantienen sin cambios (diagonal de la matriz).</p> $L_{ij} = C_{i+} - C_{jj} \quad (4)$
<p>Ganancias brutas por categoría (G_{ij}): Total de la categoría para el periodo en el <i>Tiempo 2</i> menos la persistencia de la misma categoría.</p> $G_{ij} = C_{+j} - C_{jj} \quad (5)$
<p>Cambio neto por categoría (D_j): Se define como el valor absoluto de la variación neta para la categoría j, denota como D_j, como el máximo de la ganancia y la pérdida menos el mínimo de la ganancia y la pérdida. Este cambio neto es la ganancia o pérdida no apareada restante, después de que todas las pérdidas y ganancias se han emparejado para calcular la cantidad de <i>Intercambios</i>. Una forma sencilla de cálculo es, la diferencia entre los valores totales de cada categoría en cada periodo de estudio.</p> $D_j = \text{MAX}(C_{j+} - C_{jj}, C_{+j} - C_{jj}) - \text{MIN}(C_{j+} - C_{jj}, C_{+j} - C_{jj}) = C_{+j} - C_{j+} \quad (6)$
<p>Intercambios por categoría (S_j): denotado como S_j, como dos veces el mínimo de las ganancias y las pérdidas de la j ésima categoría. Cada celda (pixel) que gana se empareja con una celda que se pierde y se crea un par de celdas que permutan o intercambian.</p> $S_j = 2 \times \text{MIN}(C_{j+} - C_{jj}, C_{+j} - C_{jj}) \quad (7)$
<p>Cambio total o bruto por categoría (C_j): se puede expresar el <i>cambio total</i> para cada categoría, ya sea como la suma del cambio neto y el intercambio, o como la suma de las ganancias y pérdidas. Observe que si $\text{MAX}(C_{j+} - C_{jj}, C_{+j} - C_{jj})$ es la ganancia, a continuación, $\text{MIN}(C_{j+} - C_{jj}, C_{+j} - C_{jj})$ es la pérdida, y $\text{MAX}(C_{j+} - C_{jj}, C_{+j} - C_{jj})$ es la pérdida, entonces $\text{MIN}(C_{j+} - C_{jj}, C_{+j} - C_{jj})$ es la ganancia.</p> $C_j = D_j + S_j = \text{MAX}(C_{j+} - C_{jj}, C_{+j} - C_{jj}) + \text{MIN}(C_{j+} - C_{jj}, C_{+j} - C_{jj}) \quad (8)$

Donde i = índice de categoría en el momento inicial del período; j = índice de categoría al momento final del período; $C_{jj} (\forall i=j)$ = proporción de píxeles que no han cambiado (*persistencias*) entre los dos periodos. $C_{ij} (\forall i \neq j)$ = proporción de píxeles que han cambiado de la categoría i del *Tiempo 1*, a la categoría j del *Tiempo 2*; C_{i+} = proporción del paisaje de la categoría i en el *Tiempo 1*; C_{+j} representa la proporción del paisaje de la categoría j en el *Tiempo 2*.

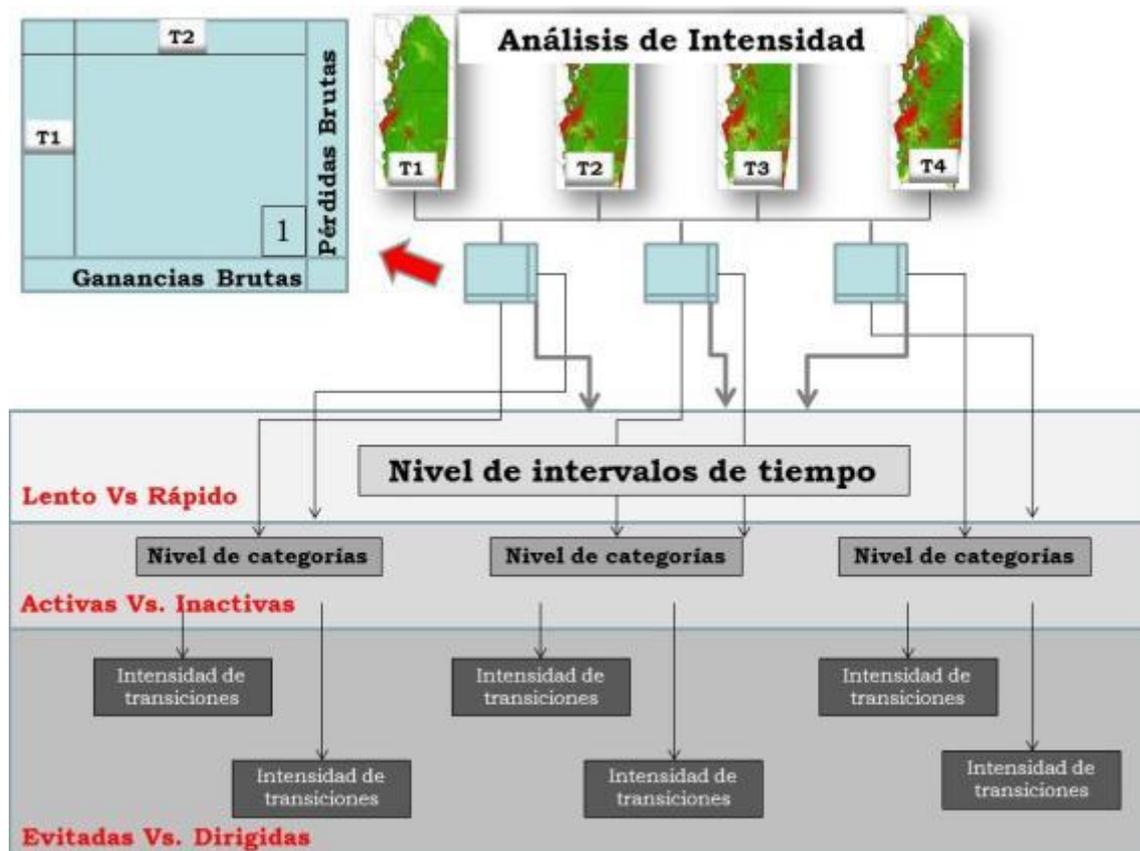


Figura 2.3. Esquema metodológico del Análisis de Intensidad de Cambios (Aldwaik y Pontius, 2012). Modificado a partir de Aldwaik y Pontius (2012).

El *nivel de intervalo* examina cómo la cantidad y las tasas de cambio varían según los intervalos de tiempo. La ecuación (9) de la Tabla 2.4 define la tasa anual de *cambio uniforme* para todo el período, mientras que la Ecuación (10) define la tasa anual de cada intervalo (período parcial). Las ecuaciones (9) y (10) utilizan C_{ij} para indicar la entrada en la diagonal para la categoría j en una matriz de transición (Tabla 2.1 y 2.2).

El *nivel de categoría* evalúa cómo las pérdidas y ganancias brutas de cada categoría, relativas a la superficie de cada una de ellas en el área de estudio, varían “entre” categorías para cualquier intervalo de tiempo (análisis inter-clases). Se calcula la intensidad de las ganancias brutas anuales y pérdidas brutas anuales de cada categoría y luego los compara con una intensidad uniforme de cambio que pudiera existir si el cambio total se distribuye uniformemente a través del paisaje (Aldwaik y Pontius, 2012). Se denominan categorías “activas” a aquellas que experimentan transiciones con mayor intensidad que el “cambio uniforme”, (Aldwaik y Pontius, 2012). Los casos inversos, se definen como categoría “inactiva” (Aldwaik y Pontius, 2012). La ecuación (11) define la intensidad de la ganancia bruta anual de una categoría como un porcentaje del tamaño de la categoría al final del intervalo de tiempo. La ecuación (12) define la intensidad de la pérdida anual bruta de una categoría como un porcentaje del tamaño de la categoría al inicio del intervalo de tiempo.

Tabla 2.4. Ecuaciones para el análisis de intensidad a tres niveles (Aldwaik y Pontius, 2012).

<p>Línea uniforme para el análisis de intensidad de tiempo del período [Y_t, Y_{t+1}]:</p> $U = 100\% \times \frac{\sum_{t=1}^{T-1} \{ \sum_{j=1}^J [(\sum_{i=1}^I C_{tij}) - C_{tjj}] \} \div \{ \sum_{j=1}^J (\sum_{i=1}^I C_{tij}) \}}{Y_t - Y_t} \quad (9)$ $U = \frac{100\% \times \text{área de cambio durante todos los intervalos} \div \text{área de estudio}}{\text{duración de todos los intervalos}}$
<p>Cambio anual para el intervalo [Y_t, Y_{t+1}] o Cambio uniforme para el nivel de categoría:</p> $S_t = 100\% \times \frac{\{ \sum_{j=1}^J [(\sum_{i=1}^I C_{tij}) - C_{tjj}] \} \div \{ \sum_{j=1}^J (\sum_{i=1}^I C_{tij}) \}}{Y_{t+1} - Y_t} \quad (10)$ $S_t = \frac{100\% \times \text{área de cambio durante el intervalo } [Y_t, Y_{t+1}] \div \text{área de estudio}}{\text{duración del intervalo } [Y_t, Y_{t+1}]}$
<p>Ganancia bruta anual de la categoría j para el intervalo [Y_t, Y_{t+1}]</p> $G_{tj} = 100\% \times \frac{\{ \sum_{j=1}^J [(\sum_{i=1}^I C_{tij}) - C_{tjj}] \} \div \{ Y_{t+1} - Y_t \}}{\sum_{j=1}^J (\sum_{i=1}^I C_{tij})} \quad (11)$ $G_{tj} = \frac{100\% \times \text{área de ganancia bruta de la categoría } j \text{ en el intervalo } [Y_t, Y_{t+1}] \div \text{duración del intervalo}}{\text{área de la categoría } j \text{ al tiempo } Y_{t+1}}$
<p>Pérdida bruta anual de la categoría i para el intervalo [Y_t, Y_{t+1}]</p> $L_{tj} = 100\% \times \frac{[(\sum_{j=1}^J C_{tij}) - C_{tjj}] \div \{ Y_{t+1} - Y_t \}}{\sum_{j=1}^J C_{tij}} \quad (12)$ $L_{tj} = \frac{100\% \times \text{área de pérdida bruta de la categoría } i \text{ en el intervalo } [Y_t, Y_{t+1}] \div \text{duración del intervalo}}{\text{área de la categoría } i \text{ al tiempo } Y_t}$
<p>Intensidad uniforme de la transición a la categoría n desde todas las categorías no-n al tiempo Y_t durante el intervalo [Y_t, Y_{t+1}];</p> $W_{tn} = 100\% \times \frac{[(\sum_{i=1}^I C_{tin}) - C_{tnn}] \div \{ Y_{t+1} - Y_t \}}{\sum_{j=1}^J [(\sum_{i=1}^I C_{tij}) - C_{tnj}] } \quad (13)$ $W_{tn} = \frac{100\% \times \text{área de ganancia bruta de la categoría } n \text{ durante } [Y_t, Y_{t+1}] - \text{duración del } [Y_t, Y_{t+1}]}{\text{área que no es categoría } n \text{ al tiempo } Y_t}$
<p>Transición anual de la categoría i a la categoría n durante el intervalo de tiempo [Y_t, Y_{t+1}], donde i ≠ n</p> $R_{tin} = 100\% \times \frac{[C_{tin} \div (Y_{t+1} - Y_t)]}{(\sum_{j=1}^J C_{tij})} \quad (14)$ $R_{tin} = \frac{100\% \times \text{área de transición de } i \text{ a } n \text{ durante } [Y_t, Y_{t+1}] \div \text{duración de } [Y_t, Y_{t+1}]}{\text{área de categoría } i \text{ al tiempo } Y_t}$
<p>Intensidad uniforme de transición de la categoría m a todas las categorías no-m en el momento Y_{t+1} durante el intervalo de tiempo [Y_t, Y_{t+1}]</p> $V_{tm} = 100\% \times \frac{\{ (\sum_{i=1}^I C_{tmj}) - C_{tmm} \} \div \{ Y_{t+1} - Y_t \}}{\sum_{i=1}^I [(\sum_{j=1}^J C_{tij}) - C_{tim}] } \quad (15)$ $V_{tm} = \frac{100\% \times \text{área de pérdida bruta de la categoría } m \text{ durante } [Y_t, Y_{t+1}] \div \text{duración de } [Y_t, Y_{t+1}]}{\text{área que no es categoría } m \text{ al tiempo } Y_{t+1}}$

Tabla 2.4. Ecuaciones para el análisis de intensidad a tres niveles (Aldwaik y Pontius, 2012).

Transición anual de la categoría m a la categoría j durante el intervalo de tiempo $[Y_t, Y_{t+1}]$, donde $j \neq m$.

$$Q_{tmj} = 100\% \times \frac{[C_{tmj} \pm (Y_{t+1} - Y_t)]}{(\sum_{j=1}^J C_{tij})} \quad (16)$$

$$Q_{tmj} = \frac{100\% \times \text{área de transición de m a j durante } [Y_t, Y_{t+1}] \div \text{duración de } [Y_t, Y_{t+1}]}{\text{área de la categoría j al tiempo } Y_{t+1}}$$

Donde J = número de categorías; i = índice de categoría en el momento inicial del período; j = índice de categoría al momento final del período; m = índice de la categoría que pierde en la transición de interés; n = índice de la categoría que gana en la transición de interés; T = número de momentos (puntos de observación en el tiempo); t = índice para el punto de tiempo, con un rango desde 1 a $T-1$; Y_t = año al momento t ; C_{ij} = número de píxeles que participan de la transición de la categoría i en el tiempo Y_t a la categoría j en el tiempo Y_{t+1} .

El análisis de intensidad a *nivel de transición* consta de dos partes: (a) análisis de ganancias por categoría, y (b), análisis de pérdidas por categoría. Para cada categoría en particular, se evalúa la cantidad y la intensidad de las transiciones entre la categoría observada y el resto de las categorías (análisis intra-clase). Las ecuaciones (13) y (14) calculan la información necesaria para realizar el análisis de ganancias por categorías identificando a las categorías *evitadas o rechazadas* y a las categorías *dirigidas o buscadas* por parte de la categoría n en el intervalo de tiempo t . Las ecuaciones (15) y (16) calculan la información necesaria para realizar el análisis de pérdidas por categoría. Dada la pérdida bruta empírica de la categoría m , las ecuaciones (15) y (16) identifican qué categorías *evitan o rechazan* a m o por el contrario son el *objetivo o blanco* de adquisición de la categoría m . Para interpretar los resultados de este análisis, es importante tener en cuenta que, dada una categoría que gana y pierde, los cambios se calculan en relación a las superficies de ocupación de las otras categorías. En este contexto, se denominan categorías “*buscadas o dirigidas*” a aquellas que experimentan transiciones con mayor intensidad que si el cambio total se hubiese distribuido proporcionalmente al tamaño de las categorías que participan en la transición; (Aldwaik y Pontius, 2012). Lo casos inversos, se definen como categorías “*evitadas o rechazadas*” (Aldwaik y Pontius, 2012).

2.2.5. Evaluación de tipos de cubiertas vegetales afectadas por el desmonte

Para evaluar cuáles fueron los tipos de vegetación más afectados en el periodo de mayor transformación (1997-2007) se utilizaron los mapas del Primer Inventario de Bosques Nativos de la Argentina elaborados con imágenes satelitales de los años 1997 y 1998 (UMSEF, 2005a; b, 2007c). Estos mapas fueron reclasificados *ad hoc* en seis grandes categorías: 1. *Bosques húmedos*, 2. *Bosques secos*, 3. *Arbustales*, 4. *Pastizales*, 5. *Tierras agropecuarias*, y 6. *Otras tierras* (Figura 2.16b). A estos mapas se les superpuso el mapa de áreas desmontadas actualizado al año 2007, para lograr una nueva categoría denominada “*Nuevas tierras agropecuarias*” (Figura 2.16c), y así cuantificar la superficie desmontada de cada una de las categorías originales en el período 1998-2007 (Figura 2.16d).

2.2.6. Proyecciones de cambios de uso del suelo mediante modelos markovianos

Para realizar proyecciones y predecir la evolución de la ocupación del suelo en el futuro se utilizó el modelo de cadenas de Markov descripto en el apartado 2.1.3:

$$X_{t+c} = X_t A \quad (17)$$

Donde X_t es el *vector área* de 1×3 filas que da la proporción de cada una de las categorías estudiadas en el momento t (año 2007); c , es el número de años entre el tiempo t inicial y el siguiente período (10 años); y A es una matriz 3×3 en donde cada elemento de la matriz P_{ij} es la probabilidad condicional de la transición de píxeles de la categoría i a la categoría j en el tiempo $t+c$.

Se utilizó esta ecuación iterativamente, para calcular la serie de *vectores área* para pronosticar y estimar la dinámica futura de la ocupación de suelo, bajo el supuesto de que la regla de transición es invariante. Se simularon dos proyecciones, una utilizando la matriz de transición del período de mayor expansión agropecuaria y otra utilizando la información del período de menor expansión.

2.3. Resultados y discusión

Los resultados que a continuación se detallan provienen del análisis de mapas e inventarios de superficies generados *ad hoc* para las tres categorías de ocupación del suelo estudiadas para el período 1977-2007 (*Vegetación natural*, *Suelo desnudo* y *Agropecuario*) (Figura 2.4a). La exactitud global de los mapas (82, 85, 87 y 89% para los años 1977, 1987, 1997 y 2007 respectivamente) los errores y los sesgos observados en las evaluaciones son consistentes con los resultados obtenidos por otros autores con aproximaciones metodológicas similares (Apéndice, Tabla 8.2) (Cohen *et al.*, 1998, 2002, 2010; Healey *et al.*, 2005; Kennedy *et al.*, 2007).

2.3.1. Patrones generales de cambios de uso del suelo en el NOA

En el periodo 1977 -2007 ocurrieron cambios que alcanzaron más del 26% del área de estudio (8,4 millones de ha) (Figura 2.6 y Tabla 2.9). Un tercio de ellos corresponden a *intercambios* o cambios de localización de los tipos de coberturas considerados; mientras que el 70% restante corresponden a cambios que han afectado la proporción o la cantidad (y localización) de las mismas.

La pérdida de la vegetación natural, como producto de la incorporación de nuevas tierras para actividad agropecuaria, alcanzó un total de 4,5 millones ha, de las cuales el 53% fueron desmontados durante el último período (1997-07) (Figura 2.4a y Tabla 2.9). La Figura 2.4a presenta los mapas e inventarios de superficie de las tres categorías estudiadas en el período 1977 - 2007. La clase *Vegetación natural* es la cobertura de suelo dominante en todos los momentos, ocupando entre un 68-87% del área de estudio, seguida por *Agropecuario* (10-22%) y *Suelo desnudo* entre (5-8%).

Las clases *Vegetación natural* y *Agropecuario* muestran tendencias temporales bien definidas: disminución de la primera y de aumento de la segunda (Figura 2.5). En ellas es donde se observan cambios netos más altos (Figura 2.7 y Tabla 2.9). La tasa anual (q) de pérdida de vegetación natural por avance de la frontera agropecuaria fue -0.69% para todo el periodo 1977-2007; y -0,48%, -0,35% y -1.24% para las décadas 1977-87, 1987-97 y 1997-07 respectivamente.

Las tasas descritas muestran la importancia de los cambios ocurridos en el último período (Figura 2.8; Tablas 2.9 a 2.12), que superan ampliamente el promedio mundial y latinoamericano (0,23 y 0,51%) obtenido por FAO para la misma década (FAO, 2011). Este hecho podría estar asociado a la introducción de soja transgénica, siembra directa e incrementos de precios y exportaciones de esta oleaginosa.

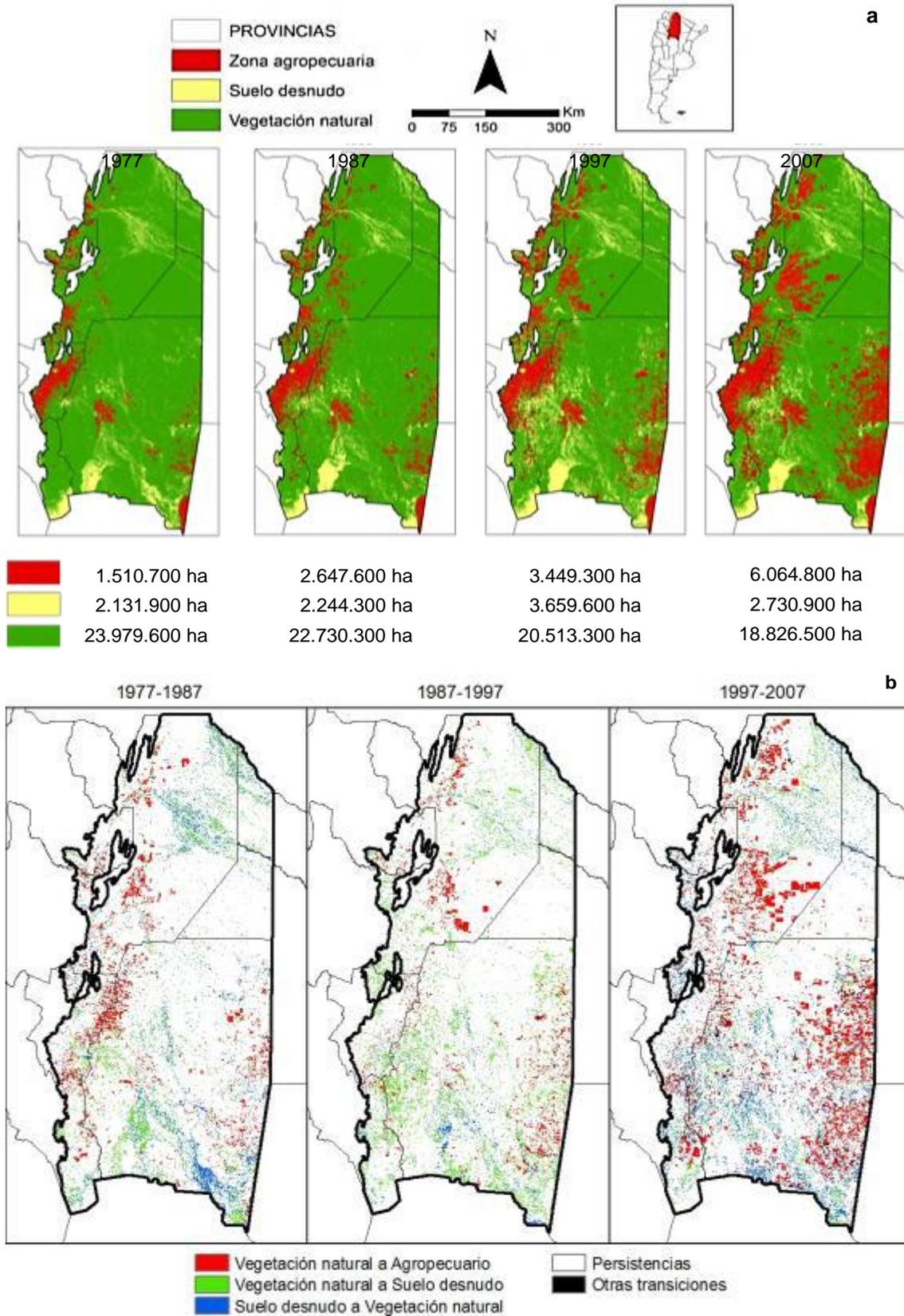


Figura 2.4. (a) Mapas e inventario de cobertura de suelo de los años 1977, 1987, 1997 y 2007, resultantes del proceso metodológico sintetizado en la Figura 2.2. (b) Mapas de las principales transiciones entre coberturas de suelo entre los años 1977, 1987, 1997 y 2007, obtenidos por superposición cartográfica y tabulación cruzada.

La dinámica espacial y temporal de los cambios puede explicarse a partir de tres grandes transiciones a saber: de *Vegetación natural* a *Agropecuario*, de *Vegetación natural* a *Suelo desnudo* y de *Suelo desnudo* a *Vegetación natural*; mientras que las otras 3 transiciones posibles (*Suelo desnudo* a *Agropecuario*, *Agropecuario* a *Suelo desnudo* y *Agropecuario* a *Vegetación natural*), resultaron poco significativas en relación a la superficie total estudiada, (Figura 2.4b; Tablas 2.5 a 2.8).

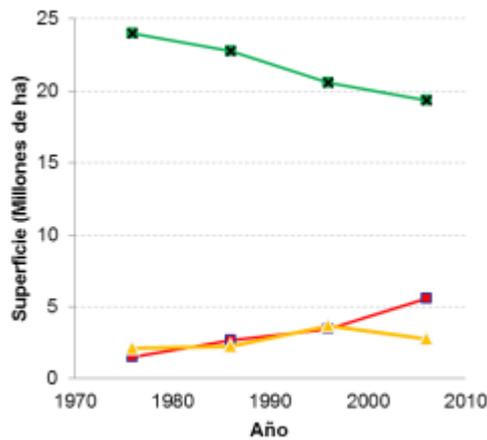


Figura 2.5. Cambios en la superficie ocupada por cada una de las categorías analizadas. Verde: *Vegetación natural*; Naranja: *Suelo desnudo*; Rojo: *Agropecuario*.

Además del patrón sistemático de ganancias de tierras agropecuarias en detrimento de vegetación natural, se observa una gran dinámica de intercambios en las categorías *Suelo desnudo* y *Vegetación natural*, que pueden ser atribuibles a la variación de condiciones climáticas y a la dinámica fluvial inherente al área de estudio (Figura 2.9, Figura 2.10, Tabla 2.9, Tabla 2.10, Tabla 2.11 y Tabla 2.12). Los rasgos o patrones espaciales de estos cambios son evidentes en el mapa de la Figura 2.4b.

Tabla 2.5. Matriz de transición normalizada, expresada en porcentaje del área de estudio, para el período 1977-2007.

Categoría	2007			Total 1977	Pérdidas	
	Agropecuario	Suelo desnudo	Vegetación natural			
1977	Agropecuario	5,27	0,05	0,15	5,47	0,2
	Suelo desnudo	0,49	3,76	3,46	7,71	3,95
	Vegetación natural	16,19	6,07	64,56	86,82	22,26
	Total 2007	21,95	9,88	68,17	100	26,41
	Ganancias	16,68	6,12	3,61	26,41	

Tabla 2.6. Matriz de transición normalizada, expresada en porcentaje del área de estudio, para el período 1977-1987.

Categoría	1987			Total 1977	Pérdidas	
	Agropecuario	Suelo desnudo	Vegetación natural			
1977	Agropecuario	5,30	0,05	0,12	5,47	0,17
	Suelo desnudo	0,22	3,83	3,66	7,71	3,88
	Vegetación natural	4,06	4,25	78,51	86,82	8,31
	Total 1987	9,58	8,13	82,29	100	12,36
	Ganancias	4,28	4,30	3,78	12,36	

Tabla 2.7. Matriz de transición normalizada, expresada en porcentaje del área de estudio, para el período 1987-1997.

Categoría	1997			Total 1987	Pérdidas	
	Agropecuario	Suelo desnudo	Vegetación natural			
1987	Agropecuario	9,51	0,01	0,06	9,58	0,07
	Suelo desnudo	0,16	6,22	1,75	8,13	1,91
	Vegetación natural	2,82	7,02	72,45	82,29	9,84
	Total 1997	12,49	13,25	74,26	100	11,82
	Ganancias	2,98	7,03	1,81	11,82	

Tabla 2.8. Matriz de transición normalizada, expresada en porcentaje del área de estudio, para el período 1997-2007.

Categoría	2007			Total 1997	Pérdidas	
	Agropecuario	Suelo desnudo	Vegetación natural			
1997	Agropecuario	12,13	0,12	0,24	12,49	0,36
	Suelo desnudo	1,14	6,84	5,27	13,25	6,41
	Vegetación natural	8,69	2,92	62,65	74,26	11,61
	Total 2007	21,96	9,88	68,16	100	18,38
	Ganancias	9,83	3,04	5,51	18,38	

Tabla 2.9. Resumen de cambios ocurridos en el período 1977-2007, expresados en hectáreas.

Categoría	Ganancias brutas	Pérdidas brutas	Cambio total	Cambio neto	Intercambios
<i>Agropecuario</i>	4.607.400	55.200	4.662.600	4.552.100	110.500
<i>Suelo desnudo</i>	1.690.500	1.091.100	2.781.600	599.400	2.182.200
<i>Vegetación natural</i>	997.200	6.148.700	7.145.900	-5.151.500	1.994.300
Total	7.295.000	7.295.000	7.295.000	5.151.500	2.143.500

Tabla 2.10. Resumen de cambios ocurridos en el período 1977-1987, expresados en hectáreas.

Categoría	Ganancias brutas	Pérdidas brutas	Cambio total	Cambio neto	Intercambios
<i>Agropecuario</i>	1.182.200	47.000	1.229.200	1.135.300	93.900
<i>Suelo desnudo</i>	1.187.800	1.071.700	2.259.500	116.000	2.143.500
<i>Vegetación natural</i>	1.044.100	2.295.400	3.339.500	-1.251.300	2.088.200
Total	3.414.100	3.414.100	3.414.100	1.251.300	2.162.800

Tabla 2.11. Resumen de cambios ocurridos en el período 1987-1997, expresados en hectáreas.

Categoría	Ganancias brutas	Pérdidas brutas	Cambio total	Cambio neto	Intercambios
<i>Agropecuario</i>	823.100	19.300	842.500	803.800	38.700
<i>Suelo desnudo</i>	1.941.800	527.600	2.469.400	1.414.300	1.055.200
<i>Vegetación natural</i>	500.000	2.718.000	3.218.000	-2.218.100	999.900
Total	3.264.900	3.264.900	3.264.900	2.218.100	1.046.900

Tabla 2.12. Resumen de cambios ocurridos en el período 1997-2007, expresados en hectáreas.

Categoría	Ganancias brutas	Pérdidas brutas	Cambio total	Cambio neto	Intercambios
<i>Agropecuario</i>	2.715.300	99.400	2.814.700	2.615.800	198.900
<i>Suelo desnudo</i>	839.700	1.770.600	2.610.300	-930.900	1.679.400
<i>Vegetación natural</i>	1.522.000	3.206.900	4.728.900	-1.685.000	3.044.000
Total	5.077.000	5.077.000	5.077.000	2.615.800	2.461.100

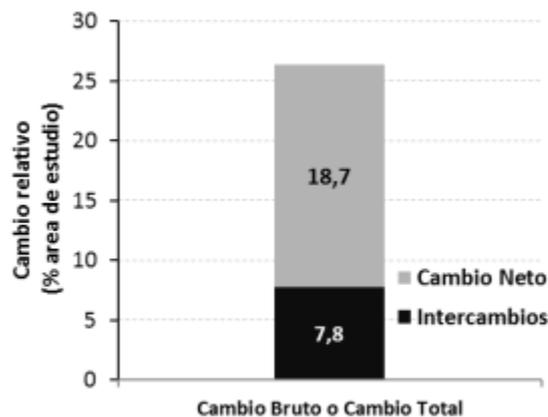


Figura 2.6. Componentes del Cambio Total para el período 1977-2007 expresado como porcentaje del área de estudio. $\text{Cambio Bruto o Total} = \text{Cambio Neto} + \text{Cambios en la Cantidad}$ (gris), [Ecuación (6)] + $\text{Intercambios} + \text{Cambios en la Localización}$ (negro), [Ecuación (7)].

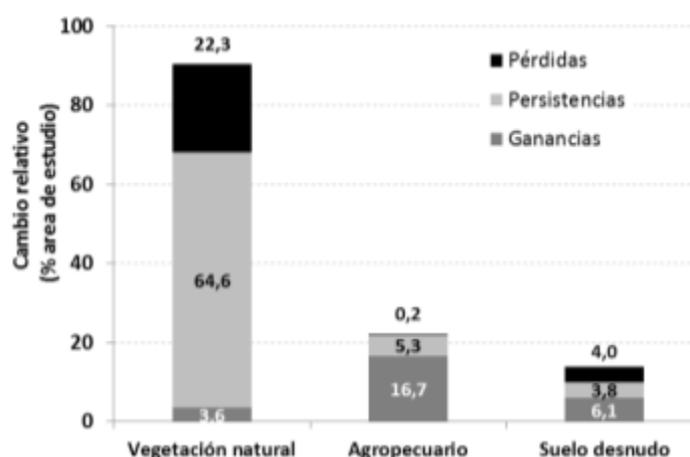


Figura 2.7. Cambio Total por categorías para el período 1977-2007, expresados como porcentaje del área de estudio. Cambio Total por Categoría = Pérdidas (negro) [Ecuación (4)] + Ganancias (gris oscuro) [Ecuación (5)] + Persistencias (gris claro), [diagonal de la matriz de transición]. Datos provenientes de la matriz de transición 1977-2007 (Tabla 2.5).

2.3.2. Análisis de intensidad de cambios

El análisis de intensidad de cambios a *nivel de intervalos* revela que el cambio total anual ocurrido en el último período (1997-2007) es un 36 y 33% superior a los dos períodos precedentes, y se caracteriza como un período de *cambios rápidos* en relación a la tasa de *cambio uniforme* calculada para los 30 años (1977-2007) (Figura 2.8).

La Figura 2.11 que resume los resultados del análisis de intensidad a *nivel de categoría*, muestra al *Suelo desnudo* como la clase más activa de las tres (en relación a la superficie de ocupación en el área de estudio). Esta situación se da tanto para pérdidas como para ganancias; generando como consecuencia de ello una gran cantidad de intercambios (Tabla 2.9 a 2.12). Por otra parte, la categoría *Agropecuario* es muy activa para ganancias y fuertemente inactiva para pérdidas. La *Vegetación natural* tiene un comportamiento de categoría “inactiva”, pero en todos los períodos, la tasa de pérdidas anuales son entre 2 y 6 veces mayores que las ganancias. Estos resultados son consistentes para los tres intervalos de tiempo, lo que significa que el *patrón es estacionario* en este nivel de análisis (Figura 2.11).

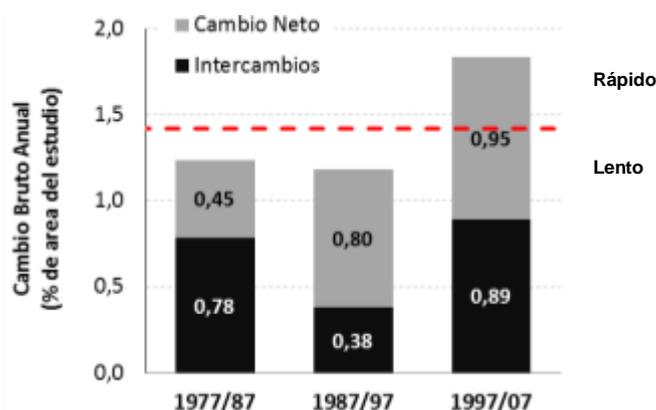


Figura 2.8. Cambio Bruto Anual para los distintos períodos de tiempo, expresado como porcentaje del área de estudio. Cambio Bruto (Cambio Total) = Cambio Neto (Cambios en la Cantidad) (gris) + Intercambios (Cambios de Localización) (negro), [Ecuación (8)]; Cambio Uniforme para el período 1977-2007 (línea roja), [Ecuación (9)]. Los períodos cuyos cambios superan esta línea se caracterizan como “períodos rápidos” y por el contrario los que no alcanzan este valor se caracterizan como “lentos”.

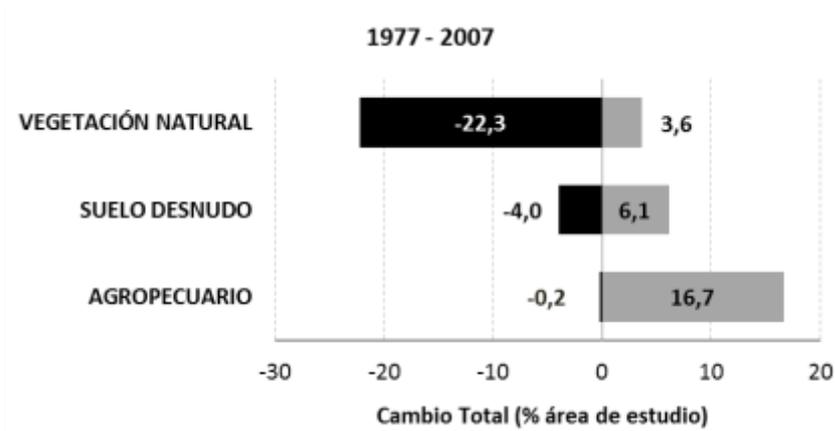


Figura 2.9. Balance de cambios por categoría para el período 1977-2007 expresado como porcentaje del área de estudio. Cambio Bruto por Categoría = Ganancias por categoría [Ecuación (5)]+ Perdidas por categoría [Ecuación (4)].

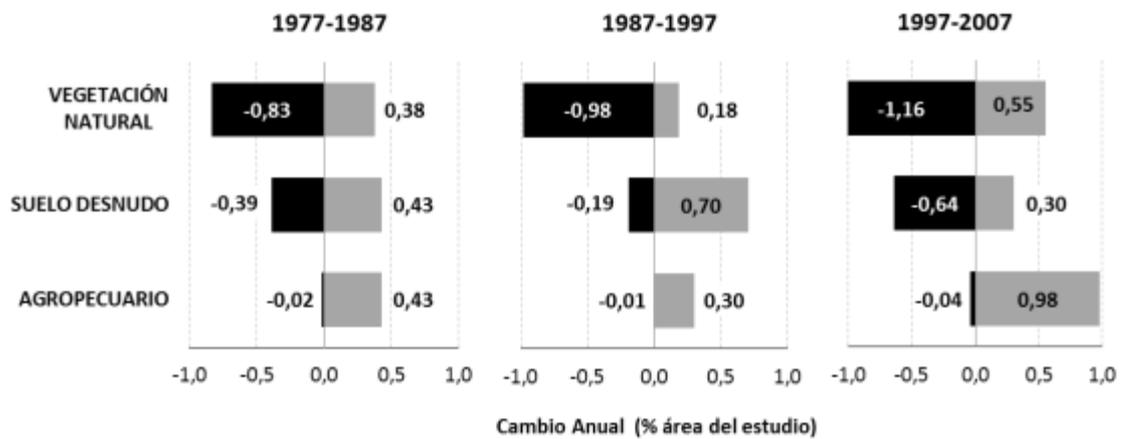


Figura 2.10. Cambio Total Anual por períodos, expresados como porcentaje del área de estudio. Cambio Bruto por Categoría = Ganancias por categoría [Ecuación (5)]+ Perdidas por categoría [Ecuación (4)].

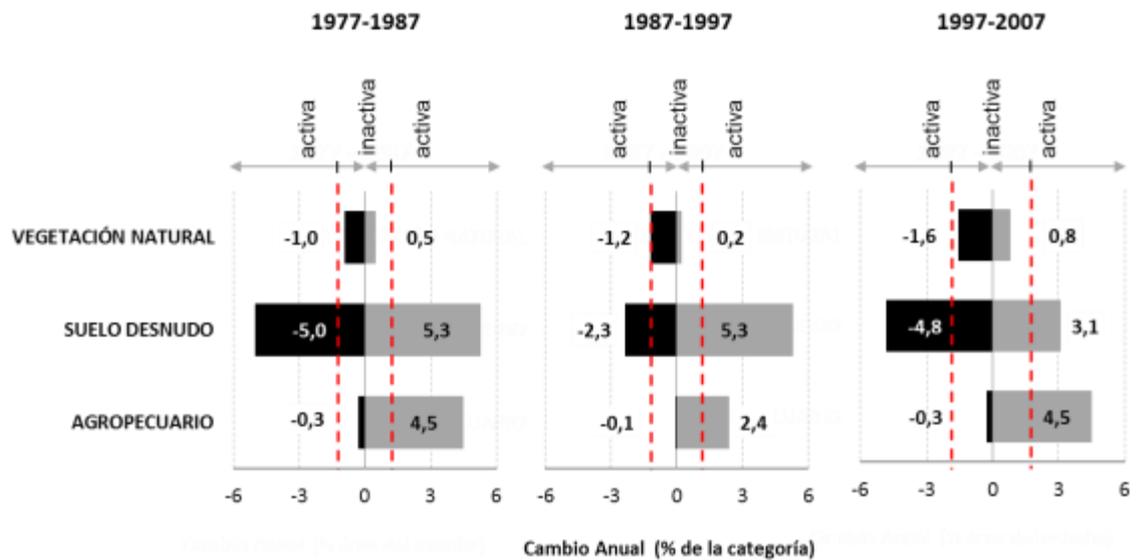


Figura 2.11. Intensidad de Cambio a nivel de Categoría expresada como porcentaje de la ocupación de cada una de las categorías en el área de estudio. $Cambio\ Total = Perdidas$ (negro) [Ecuación (12)] + $Ganancias$ (gris) [Ecuación (11)]. Línea roja: $Cambio\ Uniforme\ a\ nivel\ de\ categoría$, [Ecuación (10)]. Las categorías cuyos cambios superan esta línea se caracterizan como “categorías activas” y por el contrario las que no alcanzan este valor se caracterizan como “inactivas”.

El análisis de intensidad a *nivel de categoría* se ve influido por definición, por el tamaño de cada una de las categorías del paisaje, lo que puede dar como resultado a lo que Pontius y colaboradores denominaron “fenómeno de grandes categorías inactivas” (Pontius *et al.*, 2013). Estas categorías, como es el caso la *Vegetación natural* en el presente estudio, son inactivas tanto para pérdidas como para ganancias (Figura 2.11), y ocupan la mayor parte del paisaje (Figura 2.4a y Tabla 2.9). Ahora bien, existen dos tipos de “grandes categorías inactivas”, aquellas que tienen poca o nula participación en el cambio total del sistema y las que tienen una fuerte intervención (Pontius *et al.*, 2013). En este caso en particular, *Vegetación natural* tiene un peso relativo muy importante, ya que participa en el 96% del cambio total producido en el período 1977-2007 (calculado como: Cambio Bruto *Vegetación natural* / Cambio Total; Tabla 2.9). La explicación de que esta categoría sea inactiva se halla principalmente en el gran volumen de la variable de estado “persistencias” que representa el 64,6% del área de estudio (Figura 2.7 y Tabla 2.8). Las persistencias se incluyen en los denominadores de las ecuaciones de cálculo de ganancias y pérdidas por categoría (Ecuaciones (11) y (12)).

A *nivel de transición*, en donde se analizan las ganancias y pérdidas de cada categoría en particular y las cantidades de intercambios con las restantes categorías, la categoría *Agropecuario* (AG) produce un patrón de transiciones estacionario con *Suelo desnudo* y *Vegetación natural*, en cada uno de los intervalos analizados (Figura 2.12). En ella puede apreciarse que las ganancias de AG se producen por pérdidas sistemáticas de *Vegetación natural* (categoría “buscada”) mientras que *Suelo desnudo* se comporta como una categoría “evitada”. Por otra parte, las pérdidas de AG direccionadas a la *Vegetación natural* (regeneraciones) no producen cambios significativos en la categoría receptora de la transición con tasas de 0,01% para los dos primeros períodos y de 0,04% para el último. Las pérdidas de AG se encuentran “dirigidas” a *Suelo desnudo* en el primero y último período, mientras que en el segundo fueron “uniformes” o proporcionales al tamaño de las dos categorías que participan de la transición con AG (*Vegetación natural* y *Suelo desnudo*).

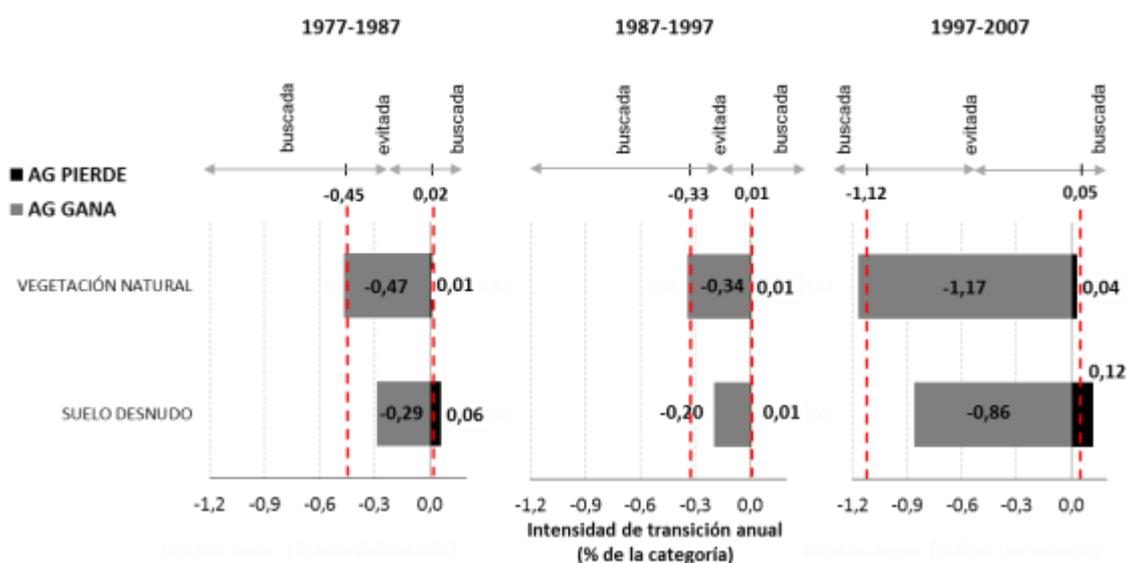


Figura 2.12. Intensidad de cambio anual a Nivel de Transición para la categoría *Agropecuario* (AG), expresada como porcentaje de la superficie de las categorías que participan en la transición. Las ganancias de AG (en gris) representan pérdidas en las categorías restantes (gris), [Ecuación (14)]; las pérdidas de AG (en negro) producen ganancias en el resto de las categorías participantes de la transición [Ecuación (16)]. Intensidad de cambio uniforme para las pérdidas (línea roja), [Ecuación (13)]; Intensidad de cambio uniforme para las categorías que ganan (línea roja), [Ecuación (15)].

Las pérdidas y ganancias de *Suelo desnudo* (SD) tienen un patrón de comportamiento estacionario entre 1977 y 2007; dado que los tres períodos la *Vegetación natural* es una categoría buscada y *Agropecuario* evitada (Figura 2.13). Si bien, la transición anual total (suma de valores absolutos de pérdidas y ganancias) para la categoría *Vegetación natural* se puede interpretar como estable o con una leve tendencia temporal ascendente, pasando de 0,93 a 1,16%, puede observarse un comportamiento errático de pérdidas y ganancias probablemente vinculado a ciclos climáticos. Estas oscilaciones son evidentes en la Figura 2.4b rotuladas como transiciones *Suelo desnudo* a *Vegetación natural* (azul) y *Vegetación natural* a *Suelo desnudo* (verde). Las transiciones de SD a *Agropecuario* y viceversa son muy poco significativas con valores que no superan el 1,2% del área de estudio (Tabla 2.5 a 2.8). Las ganancias de *Agropecuario* a partir de SD podrían estar relacionadas al avance de la agricultura sobre áreas incendiadas o quemadas (clasificadas como SD al inicio del período), mecanismo frecuente en la región chaqueña (Kunst, 2011).

Al analizar las transiciones desde el punto de vista de la *Vegetación natural* (VN), las pérdidas y ganancias de esta categoría producen efectos claros en las demás (Figura 2.14). En los primeros dos períodos se observa un patrón similar de cambios; o sea, la dinámica de cambios es más importante entre VN y *Suelo desnudo* que entre VN y *Agropecuario*, en donde esta categoría que se comporta como “evitada”, tanto para pérdidas como para ganancias.

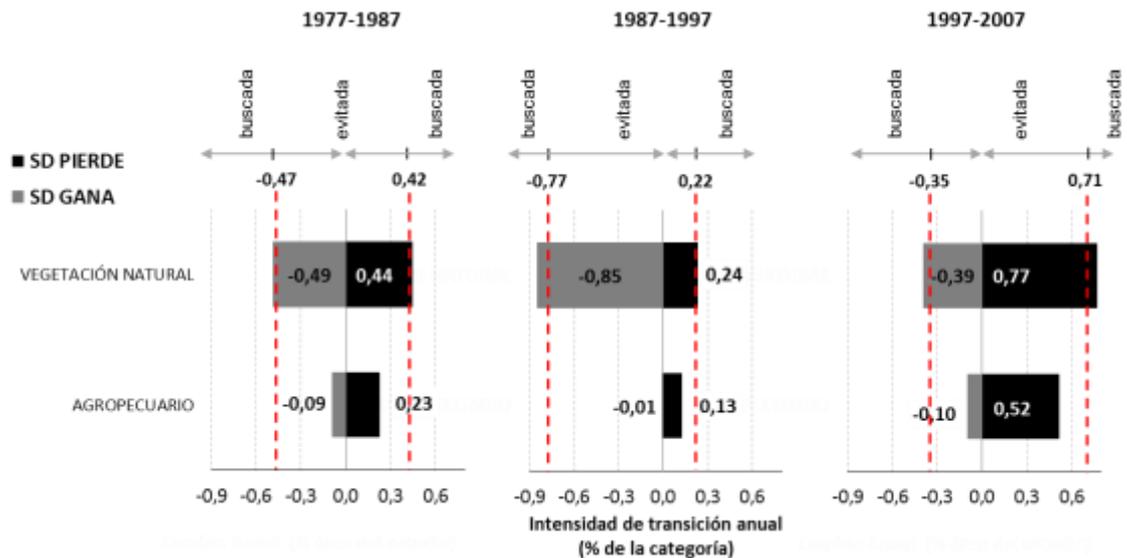


Figura 2.13. Intensidad de cambio anual a Nivel de Transición para la categoría *Suelo desnudo* (SD), expresada como porcentaje de la superficie de las categorías que participan en la transición. Las ganancias de SD (en gris) representan pérdidas en las categorías restantes (gris); las pérdidas de SD (en negro) producen ganancias en el resto de las categorías participantes de la transición.

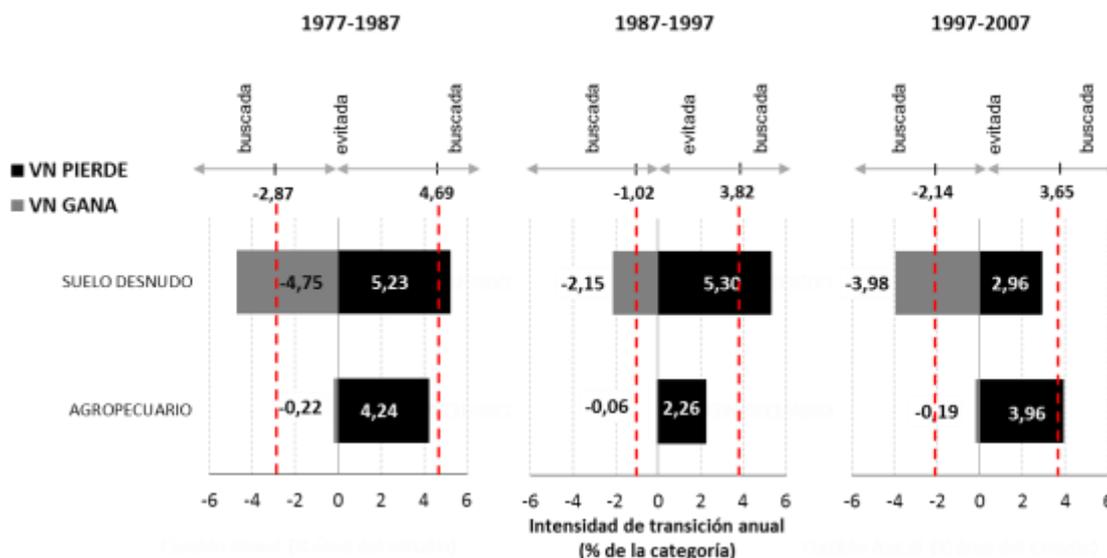


Figura 2.14. Intensidad de cambio anual a Nivel de Transición para la categoría *Vegetación natural* (VN), expresada como porcentaje de la superficie de las categorías que participan en la transición. Las ganancias de VN (en gris) representan pérdidas en las categorías restantes (gris); las pérdidas de SD (en negro) producen ganancias en el resto de las categorías participantes de la transición.

En el último período, como consecuencia del aumento significativo de las tasas de desmonte, *Agropecuaria* se comporta como categoría “buscada” y *Suelo desnudo* como “evitada”. Las ganancias de VN son estacionarias para los tres períodos, *Suelo desnudo* es una categoría “buscada” para esa transición mientras que *Agropecuaria* se comporta como “evitada”. En el último período existe un proceso de “transición de sistemático” entre *Vegetación natural* y *Agropecuaria* (*sensu* Huang *et al.* (2012)) observado solamente en este período, VN cede (pierde) sistemáticamente a la categoría *Agropecuaria*; mientras que *Agropecuaria* gana superficie de forma sistemática a expensas de VN.

En la Figura 2.16 se presenta el resultado de la superposición de los mapas de tipos de vegetación del Inventario Nacional de Bosques Nativos (UMSEF, 2005a; b) y los mapas de desmonte acumulado para actividad agropecuaria ocurrido en la región entre 1998 y 2007, elaborados *ad hoc*. El cuadro inserto en el extremo inferior (d), muestra el porcentaje de la región de estudio que ocupa cada tipo de cubierta vegetal y el área desmontada entre 1998 y 2007. Los nuevos emprendimientos agropecuarios reemplazaron principalmente a bosques secos (65%) y en menor proporción a arbustales (12%), pastizales (12%) y selva (5%) (Figura 2.16d). Pero el análisis de intensidad a nivel de transición, tomando a la clase *Agropecuaria* como la categoría “que gana”, revela que existió una transformación diferencial de la vegetación, en donde además de los bosques secos, los pastizales fueron categorías buscadas por la actividad agropecuaria (Figura 2.15). En la zona Este de la provincia de Santiago del Estero existen una gran cantidad pastizales pirógenos que son utilizados para la siembra de pasturas megatérmicas (*Panicum maximum* y *Cenchrus ciliaris*) para ganadería o para el cultivo de soja (Morello y Adamoli, 1968; Kunst, 2011; Morello *et al.*, 2012).

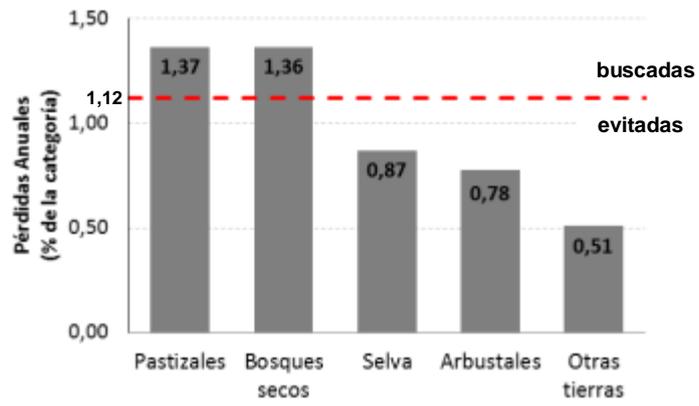


Figura 2.15. Pérdida anual de *Vegetación natural* producida por desmontes, expresada como porcentaje de la superficie de las categorías que pierde al inicio del período. Intensidad de cambios estimados según Ecuación (14) Tabla 2.4. Línea de puntos en rojo representa la Intensidad Uniforme a la categoría *Agropecuario*.

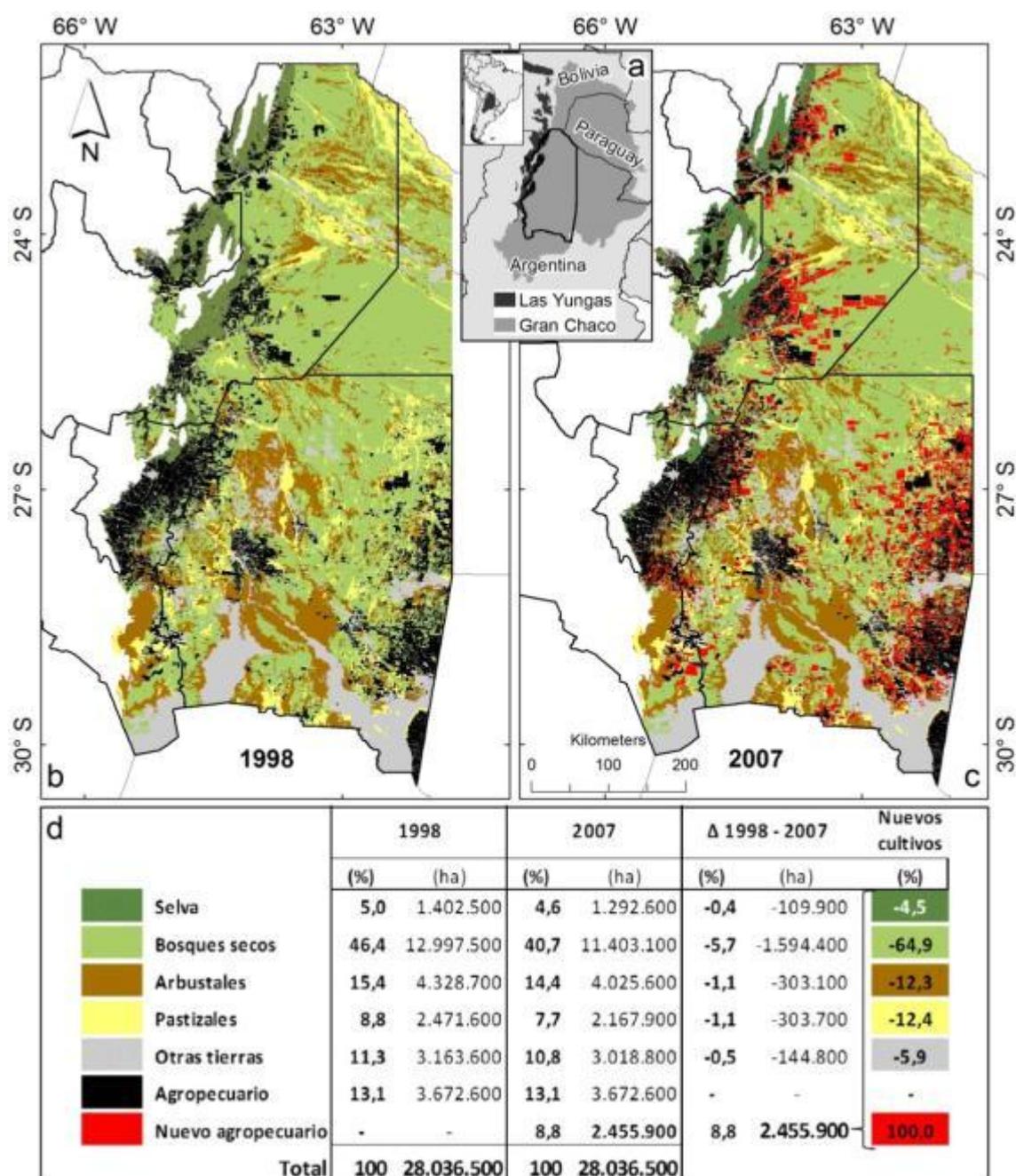


Figura 2.16 (a) Área de estudio; (b) y (c) respectivamente, mapas de tipos de vegetación y desmontes para actividad agropecuaria ocurridos a fines del año 1998 y a fines de 2007. El cuadro inserto en el extremo inferior (d), muestra el porcentaje de la región de estudio que ocupa cada tipo de cubierta vegetal y el área desmontada entre 1998 y 2007.

2.3.3. Proyección de cambios a partir de Cadenas de Markov

En las 8.3 a 8.8 del Apéndice, se presentan las matrices de Markov elaboradas con información procedente de tabulación cruzada y superposición de mapas de cobertura del suelo elaborados para tal fin (Figura 2.4). Para cálculo de los coeficientes de transición se utilizó la Ecuación (1) (Apartado 2.1.3). Los modelos markovianos muestran las transiciones expresadas como porcentaje de la categoría que cede (o pierde), y en este sentido se destacan tres transiciones: *Vegetación natural a*

Agricultura, Vegetación natural a Suelo desnudo y Suelo desnudo a Vegetación natural (Figura 2.17a, b y c). En valores absolutos puede observarse que esas transiciones son muy dinámicas y que existe una gran proporción de intercambios entre *Vegetación natural* y *Suelo desnudo* (Figura 2.17d, e y f).

Al analizar la ecuación de cálculo (14) del índice R_{ij} propuesto por Aldwaik y Pontius (2012) (Tabla 2.2), y la ecuación (1) utilizada para el cálculo de los coeficientes de las matrices markovianas, puede apreciarse que son equivalentes y, por lo tanto se puede establecer la siguiente relación: $P_{ij} \div (Y_{t+1} - Y_t) = R_{in}$; en donde P_{ij} son los coeficientes de la matriz de transición de Markov; $(Y_{t+1} - Y_t)$, la cantidad de años del período estudiado; y R_{in} , la tasa de transición anual de la categoría i a la categoría n durante el intervalo de tiempo $(Y_{t+1} - Y_t)$. Por ello puede decirse que las matrices de markov son matrices de R_{in} . Sobre el comportamiento de R_{in} se ha discutido *in extenso* en el apartado anterior en el análisis a nivel de Transición (Figura 2.12, Figura 2.13 y Figura 2.14), por lo que no se profundizará en este punto.

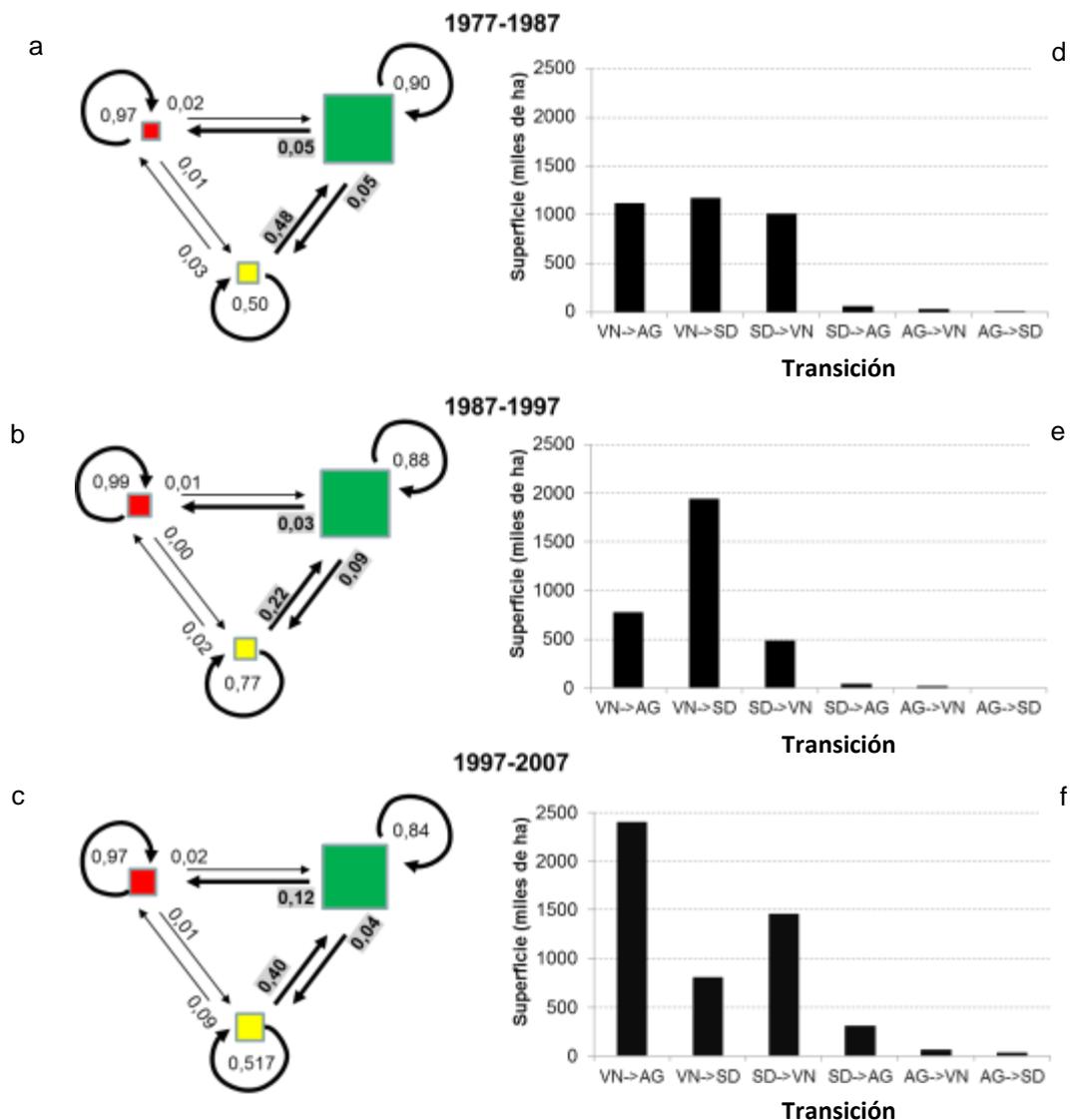


Figura 2.17. (a), (b) y (c) Modelos markovianos del cambio de la cobertura del suelo en el área de estudio en tres intervalos de tiempo entre 1977 y 2007. Los tamaños de los cuadrados de las categorías *Agropecuario* (rojo), *Vegetación natural* (verde) y *Suelo desnudo* (amarillo), son proporcionales a las superficies de las coberturas al inicio de los períodos estudiados. Los números son las tasas de transición de Markov. (d), (e) y (f) Transiciones entre categorías expresadas en superficie de cambio, en donde VN es *Vegetación natural*, AG, *Agropecuario*; y SD, *Suelo desnudo*.

Se realizaron proyecciones de cambio aplicando cadenas de Markov utilizando la información de las matrices de transición de la Figura 2.17 y la Ecuación (17) (Apartado 2.2.6.). Se simularon dos situaciones para poder interpretar la magnitud e intensidad de la dinámica de cambio; una de mínima, utilizando las tasas de cambio observadas en 1987-97 que corresponde al período de menor transformación; y otra de máxima, con las tasas de cambio observadas entre 1997-07, período de mayor transformación (Figura 2.18).

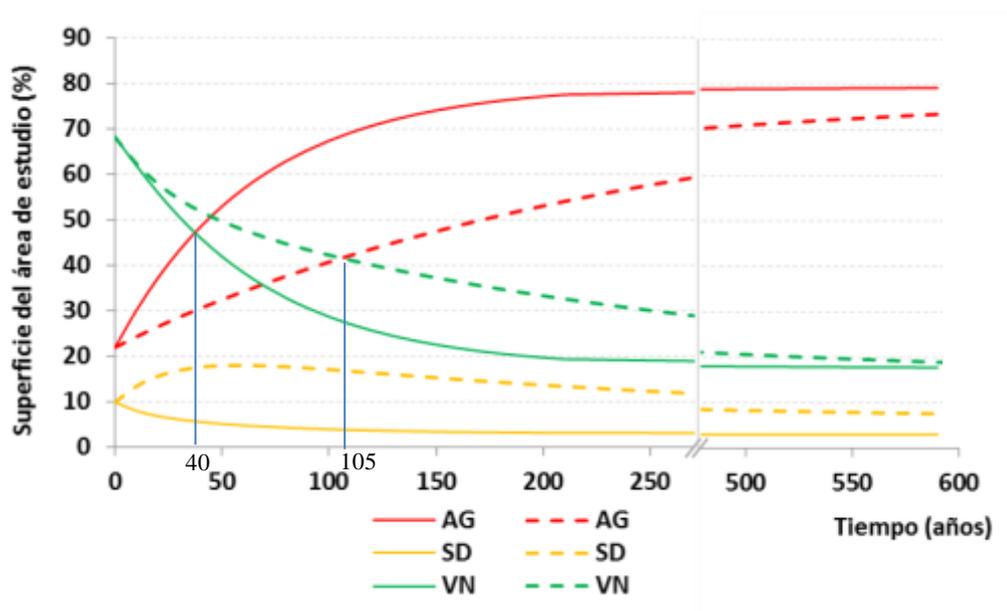


Figura 2.18. Proyecciones de cambios de la cobertura del suelo, expresado como porcentaje del área de estudio, a partir de modelos de cadenas de Markov basada en tasas de cambio observadas durante el período 1987-1997 (líneas discontinuas) y el período 1997-2007 (líneas continuas). AG: Agropecuario; SD: Suelo desnudo; VN: Vegetación natural. Se indica en la figura el tiempo que se requiere para igualar la superficie de VN y AG.

Si las tasas de desmonte “q” continúan en el mismo rango de valores observados en los últimos 30 años (entre -0,35% y -1,24%), las proyecciones realizadas a partir de modelos markovianos muestran dos importantes aspectos (Figura 2.18): (a) el sistema no se encuentra estabilizado⁷ y se requiere mucho tiempo para su estabilización; y (b) entre 30 y 100 años aproximadamente se producirá una “*inversión de paisaje*” entre la categoría *Vegetación natural* y la categoría *Agropecuario*. En ecología de paisajes, se denomina inversión del paisaje al proceso en el cual la matriz del paisaje (elemento

⁷ Se considera al sistema estabilizado cuando los cambios entre períodos sucesivos son inferiores a 0,5%.

englobante o dominante; *Vegetación natural* en este caso) pasa a estar incluida dentro de otro elemento del paisaje (parche o mancha; agropecuario en este estudio) que por el proceso de crecimiento propio, se transforma en matriz, (ver Burel y Baudry, 2002). Tales cambios, que incluyen transformaciones en la superficie y la configuración de los elementos (parches y matriz), se producen en diferentes etapas, las que fueron descritas por Forman (1995) y modificadas por Jaeger (2000) (Figura 2.19). La inversión del paisaje en esta secuencia temporal se produciría al final de la etapa de disipación e inicio del encogimiento.

El área de estudio puede ser utilizada como ejemplo para identificar cada una de las etapas de la secuencia de fragmentación descrita, dependiendo de la escala geográfica y la ubicación de la observación. Pero a escala regional, puede decirse que la misma se encontraría en etapa de disipación (Figura 2.4a).

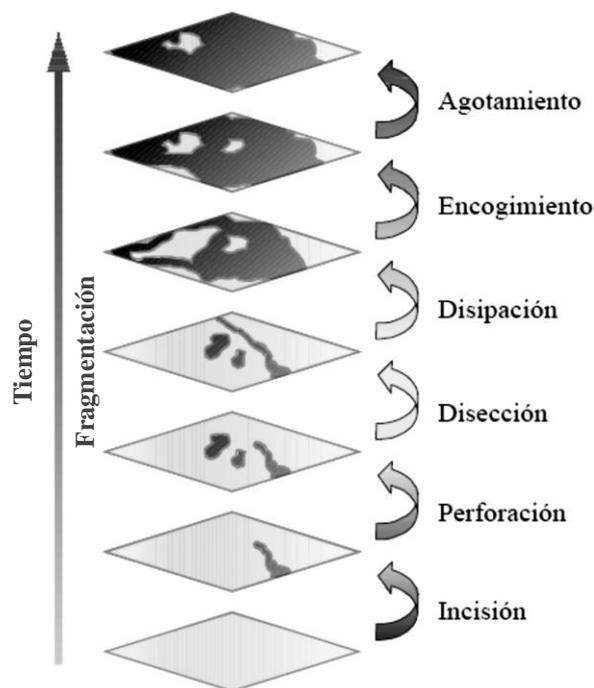


Figura 2.19. Esquema del proceso de fragmentación del paisaje caracterizado por Forman (1995) y modificado por Jaeger (2000). Figura tomada de Baldi (2002). En el presente estudio de caso, la *Vegetación natural* estaría representada por el color gris claro y la actividad agropecuaria por el color gris oscuro.

2.4. Conclusiones

En el periodo 1977 -2007 ocurrieron cambios que alcanzaron más del 26% del área de estudio (8,4 millones de ha). La pérdida de la vegetación natural, como producto de la incorporación de nuevas tierras para actividad agropecuaria, alcanzó un total de 4,5 millones ha, de las cuales el 53% fueron desmontados durante el último período (1997-07). La tasa anual (q) de pérdida de *Vegetación natural* por avance agropecuario fue -0.69% para todo el periodo 1977-2007; y -0,48%, -0,35% y -1.24% para las décadas 1977-87, 1987-97 y 1997-07 respectivamente. Las tasas descritas para el último período superan ampliamente el promedio mundial y latinoamericano (-0,23 y -0,51%) obtenido por FAO para la misma década (FAO, 2011). Estos datos pueden

contextualizarse a nivel mundial a partir de un trabajo reciente realizado por Hansen *et al.* (2013) con imágenes satelitales de alta resolución. En él se describe que la mayor pérdida de bosques en el período 2000-2012, ha ocurrido el Dominio Tropical con una tasa de pérdida 3,6 veces mayor que las ganancias. En este contexto los bosques secos tropicales de América del Sur fueron los más afectados a nivel mundial debido a la dinámica de la deforestación en los bosques del Chaco de Argentina, Paraguay, y Bolivia (Hansen *et al.*, 2013).

El cambio total anual ocurrido en último período (1997-2007) es un 36 y 33% superior a los dos períodos precedentes, y se caracteriza como un período de *cambios rápidos* en relación a la tasa de *cambio uniforme* calculada para los 30 años (1977-2007). Este hecho podría estar asociado a la introducción de soja transgénica, siembra directa e incrementos de precios y exportaciones de esta oleaginosa. De continuar con esta dinámica, ocurrirá una inversión del paisaje entre 30 y 100 años, en donde la actividad agropecuaria comenzaría a ser dominante del paisaje chaqueño, con consecuencias aún no previstas por pérdidas de servicios ecosistémicos y homogeneización del paisaje. La elaboración de modelos espacialmente explícitos de cambios de uso del suelo, pueden contribuir a entender los riesgos de fragmentación del paisaje y evaluar pérdidas de servicios ecosistémicos (ver Capítulos 4 y 5).

La dinámica espacial y temporal de los cambios puede explicarse a partir de tres grandes transiciones: de *Vegetación natural* a *Agropecuario*, de *Vegetación natural* a *Suelo desnudo* y de *Suelo desnudo* a *Vegetación natural*. La dinámica de intercambios en las categorías *Suelo desnudo* y *Vegetación natural*, que pueden ser atribuibles a la variación de condiciones climáticas y a la dinámica fluvial del área de estudio, fueron de gran magnitud, mostrando la relevancia de la dinámica natural de la región. Las transiciones entre *Vegetación natural* y *Agropecuario* mostraron patrones de comportamiento diferenciales en los períodos analizados, lo que pone en relieve la fuerte influencia de los factores de control (drivers) de origen sociocultural para la transformación del paisaje.

Los bosques secos y los pastizales fueron los tipos de coberturas más afectados por la actividad agropecuaria, lo que permite formular dos hipótesis: (a) La actividad agropecuaria tiene una selectividad positiva por estos tipos de cubiertas (busca sitios de bosques o pastizales); y (b), la actividad agropecuaria avanza espacialmente sobre un territorio anisotrópico (bajo el punto de vista de las comunidades vegetales), en el cual la probabilidad de encontrar distintos tipos vegetales cambia con el tiempo. Para poner a prueba estas hipótesis se debería contar con mapas de vegetación anterior al Inventario Forestal Nacional (UMSEF, 2007c).

En el presente capítulo se ha utilizado un reciente método de evaluación de cambios denominado “Análisis de Intensidad de Cambios” propuesta por Aldwaik y Pontius (2012). Es una potente herramienta que permite contestar preguntas de manera jerárquica de lo general a lo particular. A pesar de su potencialidad se debería prestar atención a dos aspectos que pueden conducir a falsas interpretaciones de los resultados: (a) el “fenómeno de grandes categorías inactivas” (Pontius *et al.*, 2013); y, (b) la interpretabilidad de los datos en la concepción abajo arriba y arriba abajo (*top-down bottom-up*). El primer punto fue discutido en el apartado anterior y quizá debería revisarse las ecuaciones de cálculo para evitar que las persistencias enmascaren o amortigüen efectos. En el segundo punto podría subsanarse a partir de comunicar datos de distinta forma, o sea, agrupar los índices relativos al período inicial y separarlos de

los resultados relativos al final del período. En este sentido las matrices de Markov, con su mirada abajo-arriba (*bottom-up*), presentan una gran ventaja desde el punto de vista de la interpretación y la comunicación.

Es importante destacar que en los últimos años se han realizado diversos trabajos en los que se estima la deforestación en el Chaco Semiárido (Grau *et al.*, 2005b; Boletta *et al.*, 2006; UMSEF, 2007a; b; Gasparri and Grau, 2009; Aide *et al.*, 2012; Hansen *et al.*, 2013; Gasparri *et al.*, 2013) pero ninguno de ellos ha evaluado simultáneamente una extensión espacial y temporal como la descrita en el presente trabajo. Las diferencias en áreas de estudio, períodos de tiempo, métodos de cálculo y unidades en las que se expresa la pérdida de bosque nativo, hacen que las comparaciones entre resultados sean muy difíciles de realizar, sin hacer supuestos y especulaciones. Este problema ha sido advertido por la Unidad de Manejo del Sistema de Evaluación Forestal (UMSEF-SAGPyA) quienes utilizan para sus evaluaciones la tasa anual de deforestación “q” (FAO, 1995) con el fin de poder hacer comparaciones con los informes de FAO (UMSEF, 2007a; b, 2012). Los resultados obtenidos por UMSEF comienzan a partir del año 1998, y los datos reportados para el período 1998-2006 son consistentes con los obtenidos en este trabajo.

Capítulo 3

¿Está ocurriendo el proceso de Transición Forestal o Transición Ecológica en el Noroeste de Argentina? Una propuesta metodológica para evaluación espacialmente explícita de cambios en el paisaje. Período 1977 – 2007

3. ¿Está ocurriendo el proceso de Transición Forestal o Transición Ecológica en el Noroeste de Argentina? Una propuesta metodológica para evaluación espacialmente explícita de cambios en el paisaje

3.1. Introducción

En la década de los '90 el geógrafo Alexander Mather comenzó a utilizar el término “Transición Forestal” (del inglés “*Forest Transition*”) (Mather, 1990, 1992, Mather y Needle, 1998), para describir el patrón observado en los paisajes boscosos del norte de Escocia, relacionado con los procesos de urbanización e industrialización de los últimos dos siglos (Mather, 1992; Mather *et al.*, 1998). Para Mather el desarrollo socio-económico indujo, en primer lugar, a un descenso prolongado de las masas boscosas, seguida de una recuperación parcial de las mismas. El modelo de “Transición Forestal” (TF) describe una secuencia temporal de cuatro etapas, por la que atraviesa una región boscosa: (1) alta cubierta inicial de selva/bosque y baja tasa de deforestación (ABo-BDe); (2) aceleración de la deforestación y reducción de la cobertura boscosa (ABo-ADe); (3) desaceleración de la deforestación y estabilización de la cubierta forestal (BBo-BDe), y (4) un período de reforestación (R) (Figura 3.1). En este sentido, el término Transición Forestal es la denominación que Mather le dio a una generalización histórica de los cambios de uso y cobertura del suelo de largo plazo, ocurridos en los paisajes de bosques y en las sociedades humanas circundantes, sin ninguna teoría subyacente (Angelsen, 2007; Rudel *et al.*, 2010).

Para corroborar su teoría, Mather llevo a cabo investigaciones en otros países del Este y Norte de Europa (Mather *et al.*, 1998, 1999; Mather y Fairbairn, 2000) y del Sur de Asia (Mather, 2007). Otros autores han documentado también la ocurrencia de TF en Asia (Lambin y Meyfroidt, 2011); Norte América (Veblen y Lorenz, 1991; Foster, 1992); América Central y del Sur (Perz y Skole, 2003; Aide y Grau, 2004; Baptista y Rudel, 2006; Grau y Aide, 2008; Grau *et al.*, 2008c; Yackulic *et al.*, 2011).

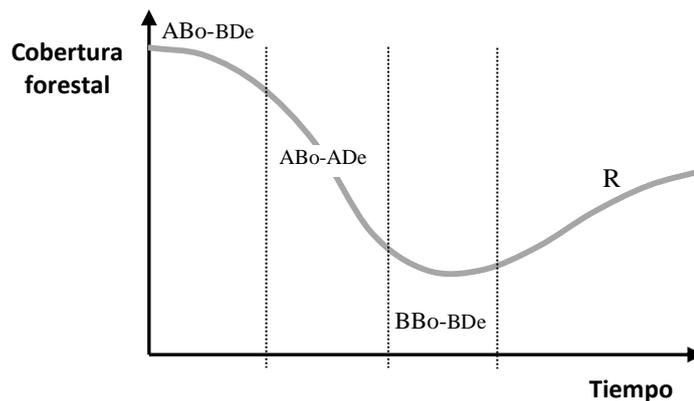


Figura 3.1. Transición Forestal. **ABo-BDe**: alta cubierta inicial de selva/bosque y baja tasa de deforestación; **ABo-ADe**: aceleración de la deforestación y reducción de la cobertura boscosa; **BBo-BDe**: desaceleración de deforestación y estabilización de la cubierta forestal; y **R**: período de reforestación; A: alto, B: bajo; Bo: bosque; De: deforestación; R: reforestación.

El proceso de TF se encuentra relacionado en principio a dos controles socio-económicos asociados con economías modernas, a) la intensificación o concentración de la agricultura en las zonas más productivas y simultánea reducción agrícola en las zonas marginales (Mather y Needle, 1998; Lambin y Meyfroidt, 2011); y b) la migración de pobladores rurales a centros urbanos (Mather y Needle, 1998; Aide y Grau, 2004; Grau *et al.*, 2008c; a). El primer mecanismo, denominado “*land-sparing*”, se ha propuesto como una estrategia eficaz para equilibrar la producción de alimentos y la conservación de la naturaleza, mediante el incremento de la cantidad de tierra disponible para preservación de áreas naturales (Fischer *et al.*, 2008; Perfecto y Vandermeer, 2010; Grau *et al.*, 2013). Otros factores de control, han sido identificados también, como responsables de la recuperación de bosques, entre los que se pueden mencionar al incremento de tecnologías de transporte, la disminución de la dependencia de los recursos locales (Grau *et al.*, 2008a; Rudel *et al.*, 2010; Lambin y Meyfroidt, 2011), el desarrollo de políticas de conservación derivadas de mayor conciencia ambiental (Barbier *et al.*, 2010; Lambin y Meyfroidt, 2011; Angelsen y Rudel, 2013), y factores culturales expresadas por silvicultores para mejorar paisajes mediante plantaciones forestales (Rudel *et al.*, 2010).

Existen opiniones encontradas respecto del modelo de TF. Por un lado hay quienes encuentran en él un marco conceptual lo suficientemente amplio como para evaluar fenómenos de cambios de uso del suelo, analizar sus controles (Perz y Skole, 2003; Rudel *et al.*, 2005; Angelsen, 2007; Barbier *et al.*, 2010), y generar estrategias o políticas de recuperación de áreas boscosas (Ej.: Programa REDD, *Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation*) (Angelsen y Rudel, 2013). Pero por otra parte, se objeta la visión excesivamente optimista del modelo, que sugiere la posibilidad de un futuro próximo con mayor población humana, abundantes áreas forestales y mayor producción agrícola lograda por medio de intensificación y/o incremento de la migración rural-urbana (Perfecto y Vandermeer, 2010). También se pone en duda el funcionamiento del modelo FT a escala mundial, en donde la globalización económica, facilita la Transición Forestal a escala nacional o regional a expensas del desplazamiento de las demandas agrícolas al extranjero, en donde otros países absorben estas demandas, se someten a la expansión agrícola a gran escala, y pierden cobertura forestal nativa (Ewers, 2006; García-Barrios *et al.*, 2009; Meyfroidt *et al.*, 2010). Un ejemplo es la situación que ocurre entre China y Argentina, en donde en el país asiático está incrementado sustancialmente la superficie forestal (Meyfroidt *et al.*, 2010; FAO, 2011), y en Argentina, uno de los mayores proveedores de *commodities* de China, se amplía la superficie agropecuaria a expensas de la deforestación de bosques nativos (UMSEF, 2012). Es criticado también el “balance forestal” como herramienta de análisis, debido a que con ello no se evalúan, ni las consecuencias ecológicas y sociales de la reforestación en un lugar (generalmente a partir de monocultivos forestales) ni el desplazamiento de otros usos del suelo a sitios remotos (Meyfroidt *et al.*, 2010).

A partir de los trabajos desarrollados por Grau y colaboradores se propone ampliar el concepto FT a las transiciones de recuperación de otros ecosistemas (*Transición Ecológica* y *Transición del Uso del Suelo*) producidas por el abandono de tierras y migración (Grau y Aide, 2008; Grau *et al.*, 2008a; Izquierdo y Grau, 2009). Este concepto fue utilizado por Grau *et al.* (2008a) para explicar los procesos de cambio de uso del suelo producidos por expansión agropecuaria del Chaco Semi-árido de Argentina, basada en agro-negocios de *commodities* y ganadería intensiva. Los autores sugieren que la intensificación agrícola conlleva a una reducción de la intensidad del *uso del suelo tradicional* (extracción de madera y leña, caza, y ganadería extensiva),

llevado a cabo por “puesteros” (pobladores rurales criollos) en las restantes zonas del Chaco. Este fenómeno se produciría por migración y abandono de “puestos” por parte de pobladores rurales hacia zonas urbanas, atraídos por oportunidades laborales ofrecidas por la nueva actividad agropecuaria. Grau *et al.* (2008a) enunció que “...la expansión de la agricultura moderna ha incrementado en gran medida la producción de alimentos y la reducción de la ganadería extensiva ha permitido la recuperación del bosque a través de millones de hectáreas de áreas forestales restantes. Se trata de una "estrategia" más eficiente del uso del suelo en comparación con políticas de subvenciones para la ganadería extensiva”.

Estas observaciones tienen implicancias aplicadas muy fuertes a nivel local. Tales argumentos podrían ser utilizados para promover políticas de producción y conservación en la búsqueda de resolver conflictos entre diferentes visiones de desarrollo regional (Seghezzi *et al.*, 2011). Por otra parte, se contradicen en principio, con los resultados obtenidos en el Capítulo 2 de la presente Tesis, y llevan a plantear el siguiente interrogante: *¿Es posible que esté ocurriendo el proceso de Transición Forestal o Ecológica en el área de estudio, en donde la deforestación para agro-negocios tiene los mayores índices de la historia?* Por lo tanto, corroborar la ocurrencia de TF en el Chaco semi-árido, es de importancia vital para la preservación de la biodiversidad y la gestión del territorio.

En función de ello, los objetivos del presente capítulo son, (a) Proponer una metodología que permita evaluar la ocurrencia del modelo de Transición Forestal/Ecológica, mediante análisis espacialmente explícito; y (b) Evaluar la ocurrencia de Transición Forestal en el Chaco Semiárido de las provincias del Noroeste Argentino.

3.2. Materiales y método

3.2.1. Área de estudio

La región analizada, corresponde a la misma región descrita en el Capítulo 2 de la presente Tesis (Apartado 2.2.1; Figura 2.1), abarca un territorio de 27,6 millones de hectáreas de las provincias del Noroeste Argentino ubicado entre los 22° y 30° Latitud Sur y 61° y 66° Longitud Oeste⁸.

3.2.2. Desarrollo metodológico para la detección de Transición Forestal: Esquema general

La metodología para verificar la ocurrencia de TF, desarrollada en el marco de la presente tesis, se basa en la estimación de 3 variables diagnóstico extraídas a partir de una serie temporal de observaciones que cuantifican el grado de cobertura vegetal (o

⁸ La extensión geográfica y temporal analizada en el presente capítulo comprende y amplía el área de estudio analizada por Grau *et al.* (2008).

forestal) de un área determinada, en diferentes momentos. Estas observaciones pueden provenir de datos estadísticos existentes, o a partir de mapas de vegetación elaborados *ad hoc*. Las variables diagnóstico utilizadas son las siguientes: (1) *Superficie vegetada al final del período*; (2) *Tasa de cambio anual (deforestación) para todo el período de análisis*; (3) *Tendencia de la vegetación en el último período* (Figura 3.2).

Estas variables asumirán diferentes valores en situaciones distintas, como por ejemplo, en las gráficas (b), (c) y (d). En la Figura 3.2, se muestra el comportamiento de las mismas en tres situaciones, en las que el proceso de Transición Forestal/Ecológica se verificaría solamente en la situación (b). Como puede advertirse, la clave para la detección de TF es la variable (3) “*Tendencia de la vegetación en el último período*”, mientras que las otras dos variables contribuyen a caracterizar el estado actual del sistema y su dinámica temporal.

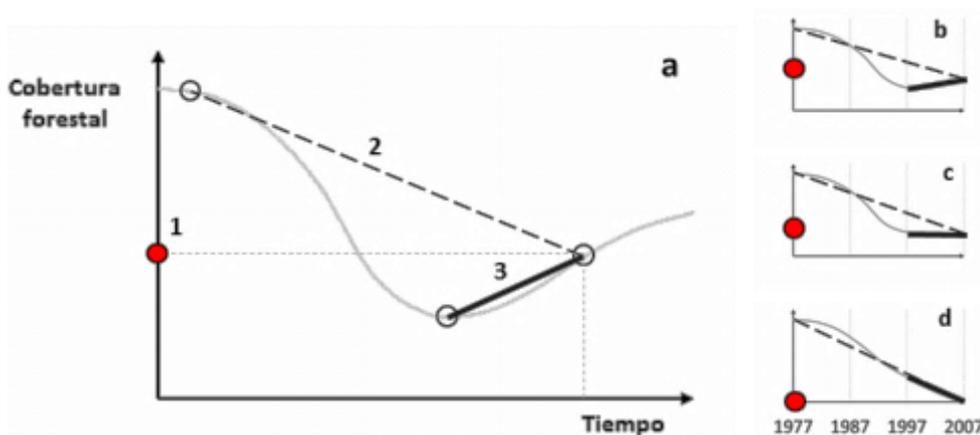


Figura 3.2. La gráfica (a) representa una curva hipotética (línea gris sólida) descrita por la cobertura vegetal en función del tiempo, en una situación de Transición Forestal o Ecológica. Los círculos negros representan observaciones de la cobertura vegetal en 3 momentos. Los números representan las “variables diagnóstico” utilizadas para la detección de la ocurrencia de TF: (1) *Superficie vegetada al final del período* (punto rojo); (2) *Tasa de cambio anual (deforestación) para todo el período de análisis* (línea negra discontinua); (3) *Tendencia de la vegetación en el último período* (pendiente de la línea sólida negra). Las gráficas (b), (c) y (d) muestran el comportamiento de las variables diagnóstico en tres situaciones distintas,

En la Figura 3.3 se representan los pasos a seguir para la obtención de las variables diagnóstico y la síntesis de la información, a partir de sensores remotos y Sistemas de Información Geográfica. La estimación de las variables diagnóstico, se realiza tomando como base a unidades espaciales que dependerán de la fuente de datos utilizada y el nivel de resolución espacial deseado. Las unidades espaciales pueden ser político-administrativas, como provincias, departamentos, etc.; o unidades arbitrarias obtenidas mediante la superposición de mallas regulares, con unidades de dimensiones que permitan capturar las características del paisaje. Las variables diagnóstico (variables continuas) calculadas para cada unidad de análisis, quedan expresadas en forma espacialmente explícita, y luego transformadas a variables categóricas para posteriormente ser sintetizadas en un sistema de “Tipos Temporales de Dinámica de la Vegetación Natural”.

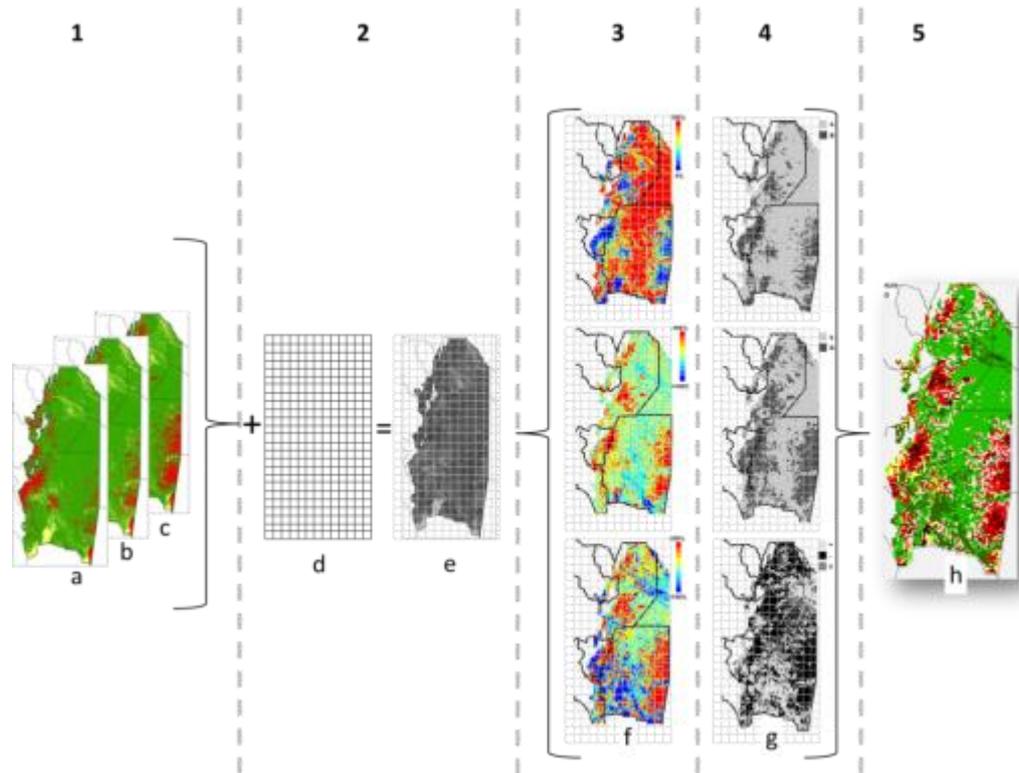


Figura 3.3. Pasos realizados para la obtención de las variables diagnósticas de TF y su posterior síntesis. (1) Elaboración de mapas de cobertura vegetal por medio de sensores remotos, en 3 momentos históricos (a, b y c). (2) Síntesis de la información de cobertura vegetal (e), mediante la superposición de una grilla regular (d); (3) Estimación de 3 variables diagnósticas continuas (f); (4) Categorización de las 3 variables diagnósticas (g); (5) Síntesis de la información en un mapa de Tipos de Dinámica Temporal de *Vegetación natural* (h).

3.2.3. Aplicación del método propuesto. Estudio de caso: El Chaco Semiárido del Noroeste Argentino

Paso 1: Como fuente de información de la cobertura vegetal, se utilizaron 3 mapas de cobertura de suelo obtenidos por teledetección para los años 1977, 1997 y 2007, realizados *ad hoc* en el marco de la presente tesis (Ver apartado 2.2.2.). Estos mapas poseen tres categorías temáticas (*Vegetación natural*, *Agropecuaria*, *Suelo desnudo*) y cuentan con una resolución espacial de 80 m, debido a que todos los mapas fueron elaborados respetando el tamaño de pixel de las imágenes de menor resolución de la serie 1977-2007 (Landsat MSS del año 1977).

Paso 2: Sobre los mapas de vegetación compilados en una única base de datos geo-espacial mediante SIG, se superpuso una malla de celdas regulares (Mitchell, 2005), compuesta por 8726 celdas de 5,5 km de lado. Cada unidad de la malla o celda de 3.025 ha, resume la información de 4726 píxeles de 80 m (que corresponden a la resolución espacial de los mapas). Se seleccionó este tamaño de celda porque permite capturar la heterogeneidad a nivel de paisaje ya que la actividad agropecuaria de subsistencia (puestos) tiene un radio de 5 km (Grau *et al.*, 2008a). Por otra parte esta medida evita problemas asociados a la autocorrelación espacial de la deforestación para actividad agropecuaria de tipo empresarial (Capítulo 4, Figura 4.13), y permite combinar resultados con sensores remotos (Ej.: Serie LTDR; *Long Term Data Record*).

Pasos 3 y 4: Para cada una de estas celdas se calcularon tres variables:

a) *Superficie de Vegetación natural en el año 2007*, expresada como porcentaje de la superficie de la celda. Esta variable fue categorizada en dos niveles: *Alto*, cuando la superficie con *Vegetación natural* es mayor al 50% de superficie de la celda; y *Bajo* cuando la *Vegetación natural* ocupa menos del 50%.

b) *Tasa de cambio anual para el período 1977-2007*. Para estimar las tasas de cambio de la vegetación natural, o sea, la superficie anual de cobertura vegetal transformada en suelo desnudo y tierras agropecuarias, se estimó la tasa interanual "q", utilizada por la Organización para la Alimentación y la Agricultura (FAO, 1995) para realizar sus estimaciones de deforestación a nivel mundial:

$$q = 100 \times [(A_2/A_1)^{1/(t_2-t_1)} - 1]$$

Donde "q" es la tasa de variación interanual de la vegetación expresada en porcentaje, y A_2 y A_1 representan las áreas de vegetación natural en las fechas t_1 y t_2 respectivamente (1977 y 2007). Esta variable también fue categorizada en 2 niveles: *Alto*; donde $q < -0,51$ (promedio de Sud América período 2000-05 según FAO, 2009); y *Bajo*: para valores de $q > -0,51$.

c) *Tendencia del cambio de la vegetación natural en el último período*, estimada como la pendiente de las observaciones en el último período, calculada como:

$$T = (A_2 - A_1) / (t_2 - t_1)$$

Donde T es la tendencia en el período '97-'07; y A_2 y A_1 representan las superficies de vegetación natural en las fechas de t_1 y t_2 respectivamente (1997 y 2007). Esta variable adopta 3 niveles: *Positivo* "+" (si $T > 0,01$), *Negativo* "-" (si $T < -0,01$) o *Neutro* "0" (si: $-0,01 > T > 0,01$).

Paso 5: La categorización descrita en los precedentes párrafos y la posterior combinación de las variables permite obtener una "tipología de dinámica de cambios de la vegetación natural" de 12 categorías posibles (Tabla 3.1). Para probar si los tipos de dinámica de cambios se distribuyen aleatoriamente en el espacio, se calculó el estadístico 'Join-count' utilizando el software "Rookcase" (Sawada, 1999). El mismo se utiliza para probar la existencia de autocorrelación espacial de variables binarias (presencia / ausencia) y datos nominales (Mitchell, 2005). El método realiza conteos de sucesos en celdas adyacentes que tienen o no la misma categoría y en base a ello evalúa la existencia de autocorrelación espacial. Utilizamos el sistema de conteo de *La Reina* (8 células vecinas alrededor de una celda central) para evaluar las adyacencias.

Por último, para poder describir la composición relativa de las coberturas que integran cada una de las categorías de la tipología, se superpuso un mapa de la ocupación de las tierras para el año 2007 (INTA, 2009) realizado de acuerdo al protocolo de FAO – LCCS (*Land Cover Classification System –FAO*) (Di Gregorio y Jansen, 2005).

Tabla 3.1. Tipología de *Dinámica de cambios de la vegetación natural* a partir de 3 variables categóricas (A/b: alta / baja superficie de vegetación natural en el año 2007; G/c: Grande / chica tasa de deforestación en el período '77-'07; +/0/-: tendencia de la deforestación para el período '97-'07 positiva, neutra o negativa).

Variables	Categorías											
Superficie vegetada a fines de 2007	A						b					
Tasa de deforestación anual promedio '77-'07	G			c			G			c		
Tendencia a la deforestación '97-'07	+	0	-	+	0	-	+	0	-	+	0	-
Dinámica de cambios	AG+	AG0	AG-	Ac+	Ac0	Ac-	bG+	bG0	bG-	bc+	bc0	bc-

3.1. Resultados

3.1.1. Caracterización espacial

En la Figura 3.4 se presentan los mapas de las variables continuas y discretas utilizadas para la tipología de dinámica de cambios: (a) Superficie vegetada a fines de 2007; (b) Tasa de desmonte 1977-2007; (c) tendencia de la vegetación en el último período (1997-2007); y en la Figura 3.5, el mapa de Tipos de Dinámica de Cambios surge como resultado de la conjugación de las variables, aplicando las reglas de clasificación establecidas a priori en la Tabla 3.1.

El 86% del área de estudio se encuentra caracterizada por 4 categorías (Ac0, bG-, Ac+, Ac-), que presentan un alto grado de agregación espacial formando parches (celdas contiguas del mismo tipo) de distintos tamaños. En general todos los tipos de paisajes mostraron una fuerte autocorrelación espacial evidenciado por valores altos del estadístico Z joint-count (mayores que 2,33 para un nivel de confianza del 99%) (Figura 3.5). La categoría Ac0 (Alta vegetación natural, baja tasa de cambio de largo plazo y tendencia neutra de corto plazo) es la más abundante con una cobertura del 42% del área de estudio (11,7 millones de ha) y se corresponde con áreas naturales poco transformadas, ocupada por bosques secos, arbustales, pastizales y vegetación de áreas de inundación. (Figura 3.5, Figura 3.6 y Figura 3.7).

El tipo bG- (baja vegetación natural, altas tasas de desmonte y tendencias de corto plazo negativa) es la categoría que sigue en importancia con una ocupación del 17,2% (4,8 millones de ha), incluye a las áreas de gran transformación agropecuaria incluyendo las áreas en donde ha ocurrido el proceso de expansión agropecuaria más intenso en los últimos 30 años. Esta categoría presenta más del 70% de su superficie cubierta por tierras agropecuarias, en donde hoy se encuentran dedicadas al cultivo de soja y ganadería empresarial (Figura 3.5, Figura 3.6 y Figura 3.7).

La categoría Ac+ (alta vegetación natural, bajas tasas de desmonte de largo plazo, y tendencias de corto plazo positivas) con una ocupación del 14,2% del área de estudio (3,9 millones de ha), incluye a las áreas con alta proporción de vegetación natural terrestre y vegetación de áreas inundables asociada a la dinámica hidrológica de humedales (esteros y bañados) y de los grandes ríos de la región (Pilcomayo, Bermejo y Salado) (Figura 3.5, Figura 3.6 y Figura 3.7).

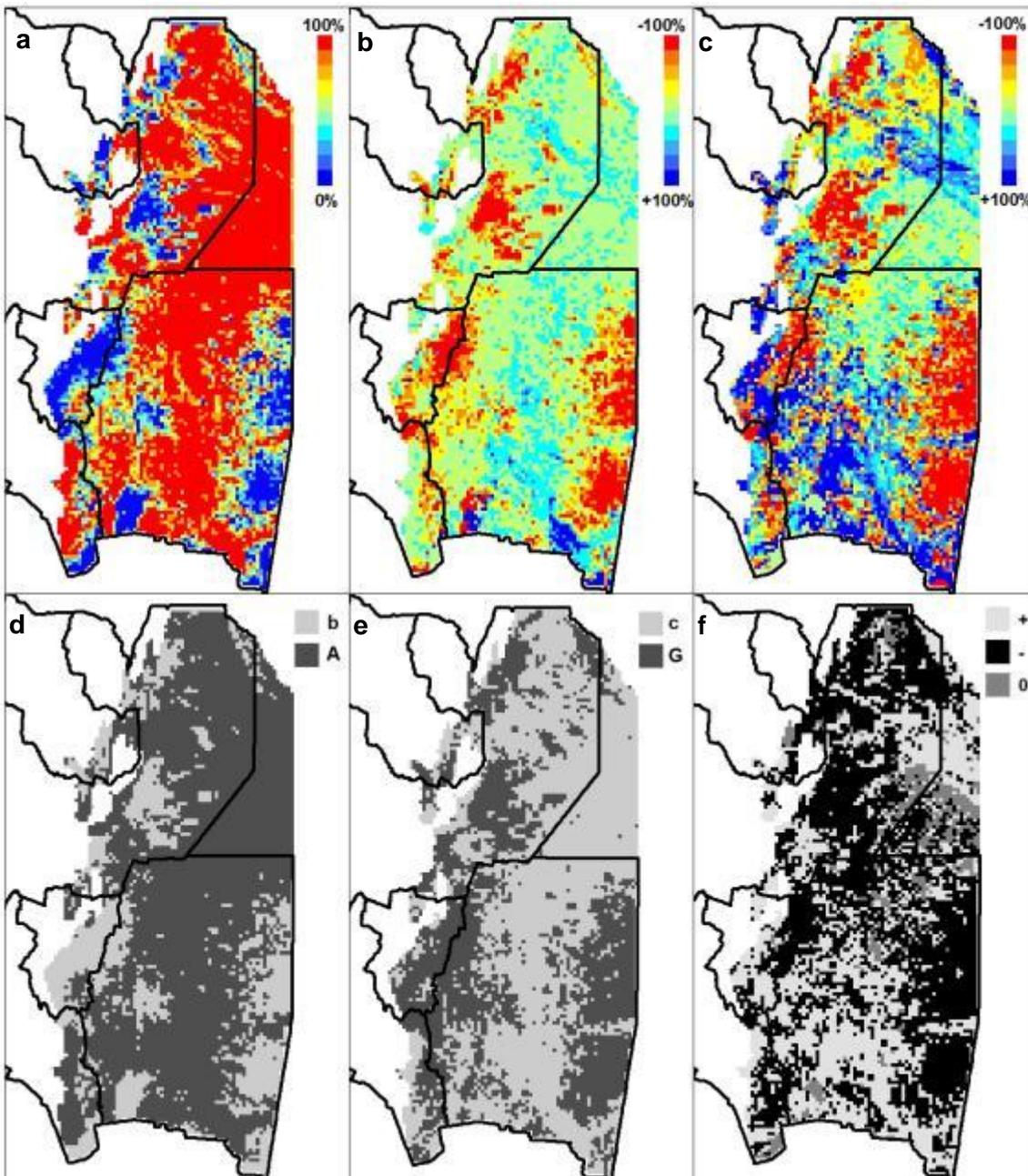


Figura 3.4. (a), (b) y (c) Variables continuas tomadas en cuenta para el diseño de la tipología espacio-temporal de cambios: (a) Superficie vegetada a fines de 2007; (b) Tasa de desmonte 1977-2007; (c) tendencia de la vegetación en el último período (1997-2007). (c), (d) y (e) Variables discretas derivadas de las variables continuas al aplicar las reglas de decisión descritas en la Tabla 3.1.

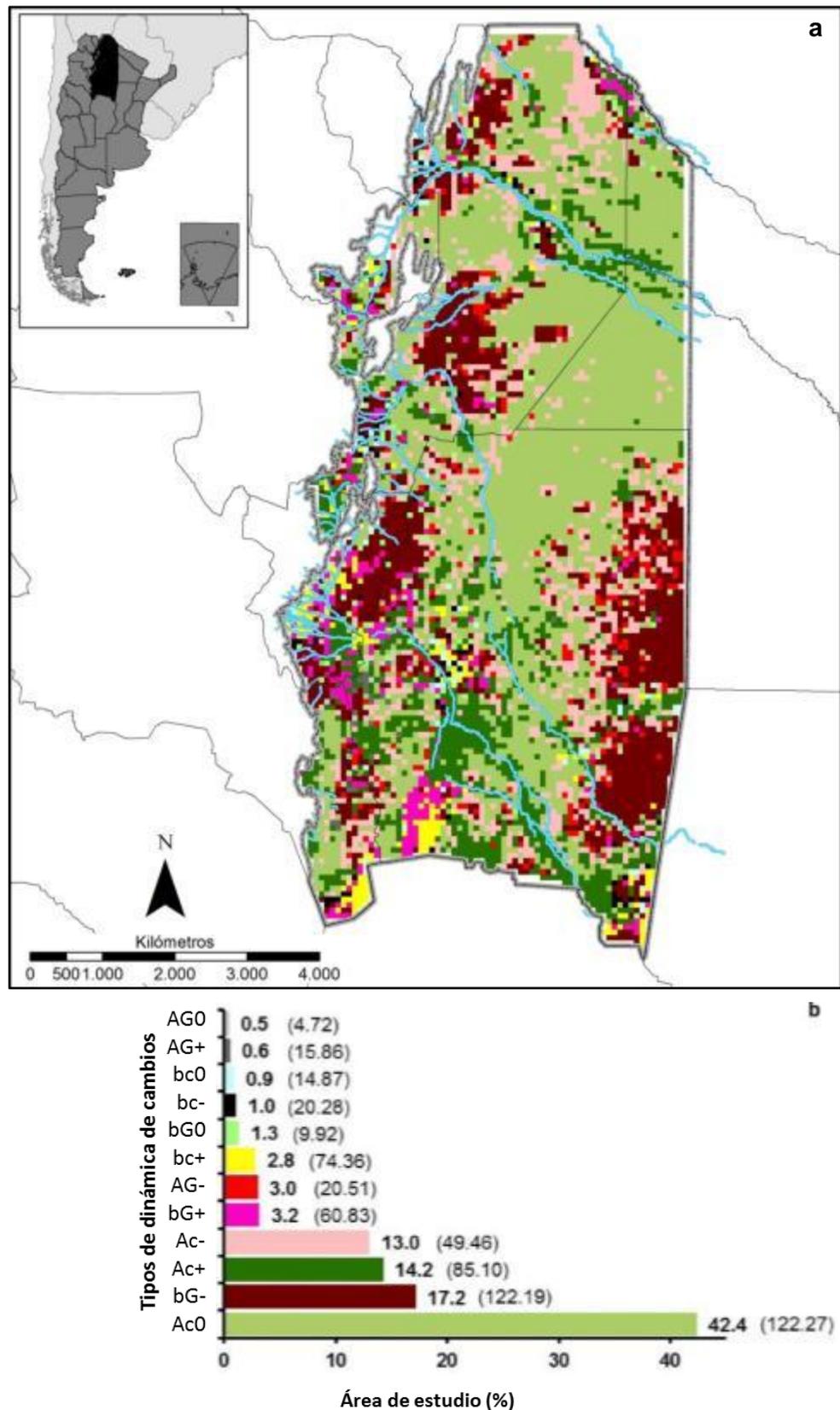


Figura 3.5. Distribución espacial (a), e inventario de la ocupación (b) de las categorías de dinámica de cambios en el área de estudio, resultantes de aplicar las reglas de decisión establecidas en la Tabla 3.1. Los números en negrita representa de ocupación de los tipos de dinámica de cambios en el área de estudio (en porcentaje) y los números entre paréntesis representan los valores del estadístico *Z joint-count* (existe autocorrelación con valores de Z superiores a 2,33 para un nivel de confianza del 99%). En líneas celestes se resalta el sistema hidrológico (IGN, 2007), que permite visualizar la correspondencia con la categoría Ac+.

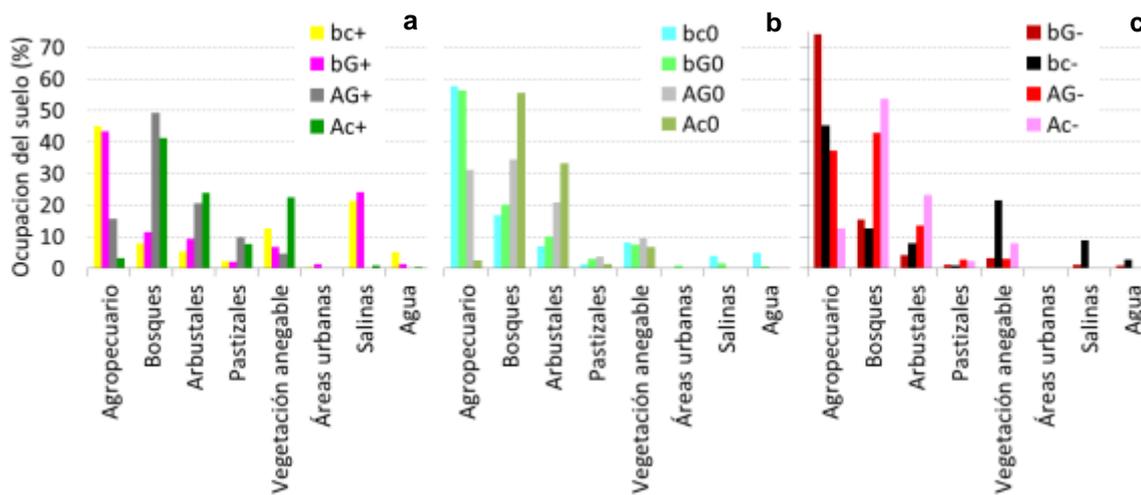


Figura 3.6. Distribución porcentual de los tipos de cubiertas biofísicas del suelo para el año 2007 (INTA, 2009), para cada uno de los tipos de paisajes definidos en la Tabla 3.1. Información obtenida por superposición del mapa de tipología de cambios y el mapa Cobertura del Suelo de la República Argentina 2007 (INTA, 2009). (a) Categorías de tendencia de corto plazo positiva. (b) Categorías con tendencias de corto plazo neutras. (c) Categorías con tendencias de corto plazo negativa.

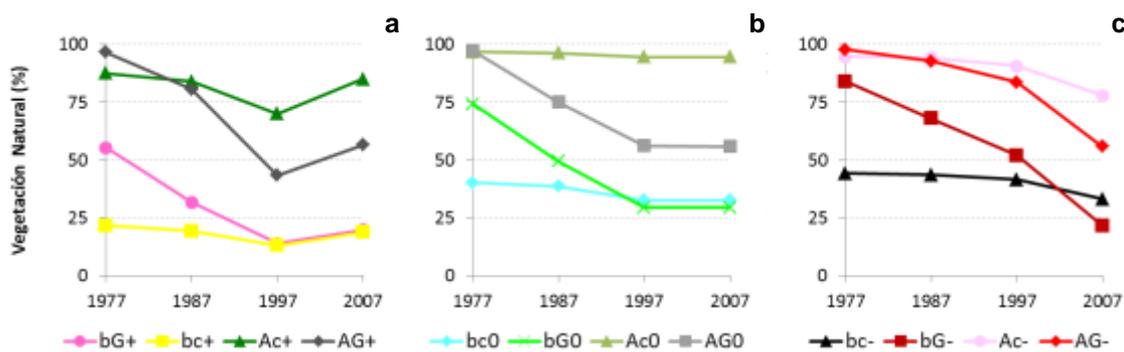


Figura 3.7. Trayectoria temporal de la superficie ocupada por la vegetación natural desde 1977 a 2007, expresada como porcentaje de área de la categoría. (a) Categorías de tendencia de corto plazo positiva. (b) Categorías con tendencias de corto plazo neutras. (c) Categorías con tendencias de corto plazo negativa.

En cuarto lugar de importancia se encuentra el tipo Ac- (alta vegetación natural, bajas tasas de desmonte de largo plazo, y tendencias de corto plazo negativas), ocupando el 13,0% del área de estudio (3,6 millones de ha). Esta categoría se encuentra en áreas con una alta proporción de ambientes naturales pero con una clara tendencia a la conversión a sistemas agropecuarios; la curva de pérdida de vegetación natural observada en la Figura 3.7c, refuerza esta idea. El mapa de la Figura 3.5 muestra que gran parte de esta categoría está ubicada en zonas de avance de la frontera agropecuaria, como una transición entre Ac0 y bG-.

Tres categorías siguen en importancia en cuanto a la superficie ocupada (bc+, AG-, y bG+), sumando el 10% del área de estudio. Las categorías bG+ y bc+ tienen una composición de paisaje muy parecida (Figura 3.6) y se encuentran asociadas geográficamente formando parches contiguos (Figura 3.5). Ambas categorías se ubican en las zonas de producción más antiguas del NOA, hoy dedicadas a la producción

intensiva de caña de azúcar (Valle de Siancas en Salta y Jujuy; y la Llanura Deprimida Cañera en Tucumán (Bravo *et al.*, 1999)); horticultura (Rio Dulce en Santiago del Estero) o producción tambara (Chaco subhúmedo agrícola ganadero extensivo al Sur Este de Santiago del Estero (Bravo *et al.*, 1999)). Resulta llamativo que estas categorías se encuentren también asociadas a las grandes salinas o salares de la región (Figura 3.5, Figura 3.6). Por último, el tipo AG- posee una proporción equilibrada de paisajes agropecuarios y bosque chaqueño, ubicada geográficamente en la zona de avance de la frontera agropecuaria como transición entre bG- y Ac-. Las categorías restantes (AG0, AG+, bc0, bc-, y bG0) tienen una muy baja representación sumando en conjunto un 4,3% del área de estudio.

3.1.2. Dinámica espacial y temporal

Al analizar la información que brindan las Figura 3.6c, Figura 3.7c y el mapa de la Figura 3.5, podemos inferir que en ellas se describe la dinámica del avance agropecuario, en una secuencia espacial y temporal entre categorías. La secuencia espacial sugiere una trayectoria geográfica que va desde la categoría con mayor proporción de paisaje agropecuario (bG-), pasando por una situación intermedia (AG-) hasta la categoría menos transformada (Ac-), la cual se encuentra en contacto con el paisaje natural (Ac0). Desde el punto de vista temporal estas figuras permiten inferir que la trayectoria ocurre de manera inversa, desde los paisajes naturales (Ac0) hasta llegar al paisaje más agriculturizado (bG-) (Figura 3.8).

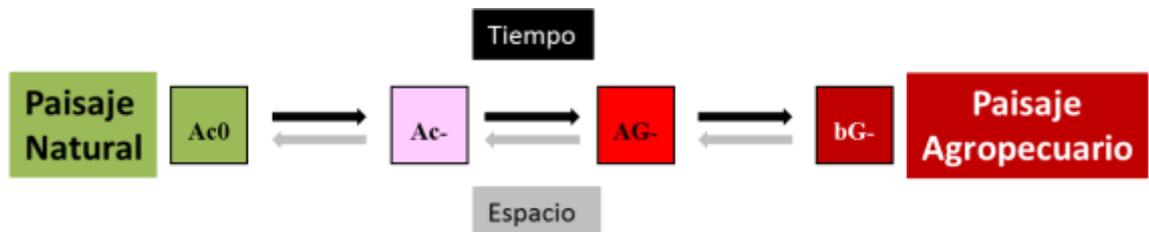


Figura 3.8. Dinámica espacio-temporal de la tipología de paisajes. En gris se muestra la secuencia espacial o geográfica que se atravesarían al viajar desde las zonas más transformadas (zonas núcleo) hacia la periferia. En negro se describe la secuencia de categorías, por la que transitaría un sitio determinado, con el transcurso del tiempo.

3.1.3. Posibles situaciones de Transición Forestal o Ecológica

Las categorías que permitirían identificar posibles situaciones de Transición Forestal o Transición Ecológica abarcan un total de 20,8% del área de estudio. Ellas son bG+, bc+, AG+ y Ac+ siendo esta última la de mayor representación de las cuatro (14,2%), (Figura 3.5). Esta categoría, tal como se ha discutido en el punto anterior, se encuentra vinculada al sistema hidrográfico de los ríos y esteros de la región evidenciado en el mapa de la Figura 3.5 y por la alta proporción de vegetación de áreas anegables dentro de la composición de su paisaje (Figura 3.6a). Ello permite inferir que la tendencia positiva observada en la última década, en ésta categoría en particular, es probable que se deban a causas ajenas a cambios en el uso del suelo y en consecuencia ajenos a procesos que puedan atribuirse a Transición Forestal o Ecológica.

Consideración aparte merecen las categorías bG+ y bc+ con una ocupación del 6%, que como hemos dicho en el apartado anterior, encuentran asociadas a antiguas zonas de cultivos intensivos y salinas. En ellas podrían estar ocurriendo procesos de cambios de uso de suelo y por lo tanto Transición Forestal en las zonas agrícolas y de dinámica hidrológica en las salinas.

Por último, la categoría AG+ (Alta proporción de vegetación natural, altas tasas de desmontes de largo plazo, y tendencias de recuperación), localizada en paisajes agropecuarios con alta presencia de vegetación natural (Figura 3.6a), posee una trayectoria temporal de la vegetación en forma de U característica, asimilable a los procesos de Transición Forestal (Figura 3.7a), siendo distintiva entre las 4 categorías de la tipología con tendencia positiva. Esta categoría tiene una escasa representación en el área de estudio con sólo el 0,6% (equivalentes a 168.000 ha).

3.2. Conclusiones

La aproximación metodológica desarrollada permitió observar el área de estudios a dos niveles de organización (paisaje y regional) (Burel and Baudry, 2002) con un protocolo común. Por otra parte, se ha cubierto una ventana temporal de 30 años que se corresponde con los cambios más importantes ocurridos en el Chaco Semi-árido.

La mayor parte de los trabajos consultados relacionados a Transición Forestal se realizaron a partir de datos estadísticos (Mather *et al.*, 1999; Mather and Fairbairn, 2000; Klooster, 2003; Perz and Skole, 2003; Aide and Grau, 2004; Rudel *et al.*, 2005, 2009; Baptista and Rudel, 2006; Kauppi *et al.*, 2006; Grau and Aide, 2008; Izquierdo and Grau, 2009; García-Barrios *et al.*, 2009; Meyfroidt *et al.*, 2010; Walker, 2012) o a partir de mapas de cambios que brindan un balance global del área de estudio (Rudel *et al.*, 2002; Grau *et al.*, 2008b; a; Izquierdo *et al.*, 2008; Boucher *et al.*, 2008; Lambin and Meyfroidt, 2010; Yackulic *et al.*, 2011; Aide *et al.*, 2012). Probablemente esta metodología es un importante aporte en técnicas de detección y representación espacial de la dinámica de la vegetación natural en general y la detección de Transición Forestal o Ecológica en particular.

El proceso de Transición Forestal (o ecológica) podría ser observado en cuatro tipos posibles de paisajes (AG+, Ac+, bG+ y bc+). Pero para ello se requiere a priori, de la concurrencia de dos características a saber; (a) la presencia histórica de bosques (o ambientes naturales vegetados); y (b) acciones antrópicas y en consecuencia cambios en el uso del suelo que conducen a un estado de pérdida y posterior recuperación. De acuerdo a ello, son tres las categorías que poseen las mayores probabilidades de ocurrencia de TF (bG+, bc+ y AG+), con una ocupación del 6,6% del área de estudio equivalente a 1,85 millones de ha. Si a la mencionada superficie se le restan las áreas de salinas y salares que por el comportamiento cíclico de la vegetación se encuentran caracterizadas en los tipos bG+ y bc+, se tiene un total de 5,3% de ocupación. La categoría Ac+ posee una muy baja ocupación agropecuaria y los cambios de la proporción de la vegetación natural podrían deberse a la dinámica hidrológica y en consecuencia a variaciones cíclicas propias de estos paisajes. En contraste a ello, el 34% del territorio (9,57 millones de ha) se encuentra ocupado por categorías (AG-, Ac-, bG- y bc-), con tendencia sistemática a la pérdida de vegetación natural por cambio de uso del suelo.

La relación de superficies de paisajes con *pérdidas de vegetación natural* Vs. *paisajes de recuperación* por cambios de uso del suelo es de 6,4 veces a 1. Si

relacionamos esta cuantificación con el modelo espacio-temporal observado (Figura 3.8), se deduce que existe un desbalance que a futuro irá reduciendo las áreas naturales a favor de los paisajes agropecuarios en parches cada vez mayores. Este desbalance tiene implicancias regionales muy fuertes y contradice los resultados hallados por Grau y colaboradores (2008). La configuración espacial agrupada de paisajes agropecuarios y la detección de situaciones de recuperación de áreas degradadas, llevaron a Grau y colaboradores (2008) a enunciar que la producción de alimentos por medio de agricultura empresarial induce la migración rural y en consecuencia libera zonas para la conservación de la biodiversidad (modelo *land-sparing*), bajo el supuesto que la agricultura empresarial estaría limitada por restricciones ambientales (Grau *et al.* 2008). Este supuesto no se verifica en la región debido a que el avance agropecuario se encuentra motorizado por la combinación de soja y ganadería empresarial sobre cultivos de forrajeras megatérmicas (*Panicum maximum* y *Cenchrus ciliaris*) en proporciones que varían según los autores (30-40% de soja y 60-70% de ganadería) (Volante *et al.*, 2006; Gasparri *et al.*, 2013). El Chaco no tendría restricciones aparentes para este tipo de sistemas productivos, sobre todo para ganadería tropical (Volante *et al.*, 2006; Gasparri *et al.*, 2013). Actualmente, se realizan cultivos de *Cenchrus ciliaris* (buffel grass) y *Panicum máximum* (gaton panic) en zonas del Chaco Semiárido con precipitaciones anuales inferiores a 400 mm (Blanco *et al.*, 2009).

Gasparri y le Polain de Waroux (2014) mencionan que la interacción del cultivo de la soja y la deforestación inducida por el ganado, en lugar de ser vistos en forma aislada, deben considerarse como manifestaciones particulares de un mismo proceso regional siendo esto un fenómeno común en toda América del Sur (Gasparri and le Polain de Waroux, 2014). En este sentido se ha observado que las variaciones de precios de la soja a nivel internacional no están acopladas o ligadas temporalmente a la deforestación (Gasparri *et al.*, 2013), y por lo tanto es necesario ampliar el conocimiento sobre el mecanismo del sistema soja-ganadería para prever respuestas a cambios en el contexto internacional. Esto nos permitiría pensar que las reducciones de precios de la soja a valores históricos, no implicarían en primera instancia escenarios de abandono de áreas agrícolas y recuperación de ambientes naturales.

Las observaciones realizadas en el presente trabajo nos permiten afirmar que el modelo de cambio de uso del suelo que se observa en la región es de tipo “Tsunami” o “land cracking”, utilizando esta terminología para significar una situación de pérdida sistemática de ambientes naturales a favor de actividades agropecuarias de tipo empresarial, que producen migración rural, que crece en parches agropecuarios agregados y cada vez mayores, y que produce homogeneización del paisaje.

Capítulo 4

Factores locales que controlan la expansión agropecuaria en el Noroeste

Argentino. Período 1987-2011

4. Factores locales que controlan la expansión agropecuaria en el Noroeste Argentino. Período 1987-2011

4.1. Introducción

4.1.1. Controles de cambios en el uso y la cobertura del suelo en el NOA

En los últimos 30 años existieron 3 etapas en la dinámica de la expansión agropecuaria y deforestación del Noroeste argentino (NOA) controladas por factores exógenos de diversa índole (Paruelo *et al.*, 2011, Capítulo II). En la etapa de agriculturización (Morello *et al.*, 2012) que culmina a mediados de los '90, los desmontes se producen a una tasa promedio de 0,42% anual. En el año 1996 el gobierno argentino (presidencia de Carlos Saúl Menem) decide autorizar el ingreso de semilla de soja genéticamente modificada (denominada soja RR, del inglés *Roundup Ready*). Esta variedad, resistente al herbicida Glifosato, es apropiada para complementar el paquete tecnológico de siembra directa, lo que reduce costos de producción y tiempos operativos de manera significativa. Este evento político-tecnológico actuaría como disparador (control *mediador* sensu Geist y Lambin 2001, Capítulo I) de la tasa de deforestación del NOA, que pasa de 89.600 ha/año a 234.000 ha/año (Paruelo *et al.*, 2011). A partir de ese momento, la tasa fluctúa sin una tendencia marcada hasta fines de 2001.

La devaluación económica de 2002 impulsa la actividad agropecuaria y comienza una aceleración en el proceso de desmontes en el NOA (Paruelo *et al.*, 2011). A fines de 2007 se registra el valor más alto de la historia con una tasa de desmonte de 2,1% anual momento en el cual se sancionó la Ley 26.331 de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos; conocida como la "Ley de Bosques" o "Ley OTBN" (Seghezzi *et al.*, 2011). Este evento normativo sin precedentes constituye el segundo control modificador sensu Geist y Lambin (2001, Capítulo I) de la dinámica de los desmontes en la región.

Cabe destacar que en el período de mayor deforestación de la historia del NOA (2001-2007) los precios internacionales de la soja se cuadruplicaron pasando de 140 a 500 dólares por tonelada, por aumento de la demanda internacional de los países asiáticos. Este factor económico predisponente constituye un factor de control *subyacente* (sensu Geist y Lambin 2001) de la expansión agropecuaria del NOA. Los factores analizados anteriormente (eventos desencadenantes y controles subyacentes) podrían explicar las cantidades o el volumen ("cuanto cambió") de la deforestación y agriculturización del paisaje, pero al no tener efecto diferencial en la región (debido a que actúan uniformemente en todo el territorio analizado), no pueden explicar la localización o la configuración espacial del avance agropecuario del NOA ("donde cambió").

4.1.2. Modelos de cambios de uso del suelo

Existen dos pasos fundamentales en cualquier estudio de cambios de uso del suelo, a) la detección de cambios en las coberturas del suelo propiamente dicha, y b) la asignación o atribución del cambio a un conjunto de factores causales (Geist *et al.*, 2006), siendo ésta la tarea más difícil. En los últimos años se han desarrollado una gran cantidad de aproximaciones para la construcción de modelos de cambios de uso de suelo espacialmente explícitos, destinados a describir la relación entre los factores que determinan los cambios con la magnitud y la localización de los mismos, y de esa forma poder realizar prospectivas (Verburg *et al.*, 2006a; Koomen y Stillwell, 2007; van Schrojenstein *et al.*, 2011). Estos modelos, en general, están basados en al menos uno de

cuatro principios fundamentales (van Schrojenstein *et al.*, 2011): (1) continuidad del desarrollo histórico: el cambio futuro se puede predecir observando el pasado, bajo el supuesto de la continuidad de los factores determinantes del uso del suelo; (2) aptitud del suelo: los cambios se producirán en lugares o sitios con ciertas condiciones (Ej.: aptitud de suelo, distancia a los mercados, infraestructura) que permitan maximizar los beneficios o ganancias; (3) resultado de interacciones de vecindad: para un sitio determinado, las probabilidades de transición entre un tipo de uso y otro es dependiente del tipo de uso de los lugares contiguos o vecinos; y (4) resultado de la interacción de agentes: los cambios son el resultado de la interacción de actores o agentes que pueden ser simples (individuo) o grupos de agentes (corporativos), de acuerdo a la escala de análisis. El principal objetivo de estos modelos es explicar los controles socio-económicos y las políticas de desarrollo.

Verburg y colaboradores (2006), han identificado que, a excepción de los modelos multi-agentes, la mayoría de las aproximaciones metodológicas de los modelos de simulación espacialmente explícitos presentan una estructura común (Figura 4.1). Los autores plantean una distinción entre el cálculo de la magnitud del cambio y la localización del cambio. Ambos cálculos se basan en un conjunto de "controles o factores" hipotéticos en donde algunos direccionan la magnitud, mientras que otros dirigen la localización del cambio. A veces, el mismo factor impulsor puede influir en la cantidad y la ubicación. Los factores de cantidad son aquellos que inducen cambios pero tienen un efecto único en toda el área de estudio o mejor dicho no cambian con la ubicación (Ej.: precio internacional de los commodities), mientras que, los factores de localización se identifican por su capacidad de variar en el espacio (Ej.: factores biofísicos como el clima, el suelo, etc.). Una vez identificados los factores de control de la localización se está en condiciones de crear mapas de aptitud de uso, que indican el grado de idoneidad de cada lugar para determinados usos del suelo. La selección de los factores de control y su traducción a un mapa de aptitud, es uno de los principales componentes de un modelo de uso del suelo (Verburg *et al.*, 2006a) (Figura 4.1).

Estos modelos, que en general se denominan "modelos de simulación de uso de suelo", pueden ser clasificados en dos grandes grupos: modelos *deductivos* (o teóricos) e *inductivos* (o empíricos) (Overmars *et al.*, 2007). Los modelos teóricos pretenden reproducir relaciones causa-efecto (comportamiento humano Vs. cambio del uso del suelo), mediante la aplicación de una teoría que explique los procesos en la toma de decisiones del uso del suelo para un estudio de caso particular. En cambio, los modelos empíricos permiten formular hipótesis cuantitativas acerca de los factores que determinan el arreglo espacial de los componentes del paisaje. Estas vinculaciones entre variables explicativas y su relación con el cambio del uso del suelo, permite extrapolar al futuro, tendencias pasadas y realizar prospectivas. Los modelos empíricos cuentan con diversos tipos de técnicas estadísticas que permiten definir estas asociaciones. Los dos enfoques más extendidos están basados en a) modelos de transición espacial y b) modelos de regresión (Theobald y Thompson Hobbs, 1998; Brown *et al.*, 2002; Pijanowski *et al.*, 2002). En los modelos de transición espacial se establece una relación entre una amplia gama de variables predictivas y las probabilidades de cambio de uso del suelo; siendo esto una extensión espacial de la técnica de las cadenas de Markov en combinación con autómatas celulares (Zhou y Liebhold, 1995). El objetivo de los modelos basados en regresiones (lineal, logística, tobit, multinomial entre otras) es establecer el grado y tipo de asociación entre un conjunto de variables que caracterizan distintos atributos del territorio y el cambio de uso de suelo (Lesschen *et al.*, 2005). Estos modelos ayudan a poner a prueba hipótesis sobre la importancia de los factores o

atributos del territorio y el grado de su influencia sobre los procesos de cambio. Existen otros tipos de modelos basados en estadística bayesiana y redes neuronales pero no han sido tan difundidos como los anteriores (Lesschen *et al.*, 2005).

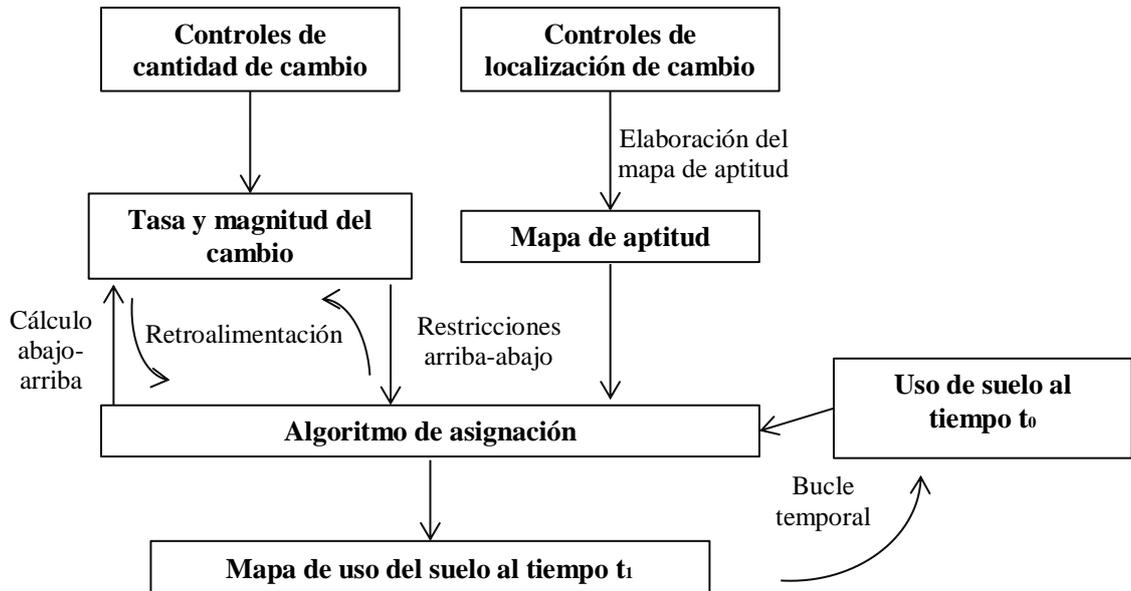


Figura 4.1. Estructura general de los modelos de cambios de uso del suelo espacialmente explícitos (Verburg *et al.* 2006).

4.1.3. Modelos de regresión logística

El desarrollo de modelos de regresión en general tienen dos objetivos principales: a) explicativos, para mejorar la interpretación de los mecanismos y procesos que impulsan el cambio de usos; y b) predictivos, para realizar proyecciones espacialmente explícitas del cambio en sí mismo (Mac Nally, 2000). La regresión logística es un modelo lineal generalizado (MLG) que permite predecir la ocurrencia de eventos de una o más variables discretas (categorías de usos de suelo) a partir de un conjunto de variables regresoras (por ejemplo, ambientales, socio-económicas, infraestructura, etc.). Los MLG son capaces de modelar variables dependientes no distribuidas normalmente, y así superar alguno de los problemas de los supuestos de otros modelos de regresión lineal (Millington *et al.*, 2007). En este tipo de modelos se debe prestar especial atención a tres tipos de problemas estadísticos: *autocorrelación espacial*, *multicolinealidad* y *endogeneidad*. Los patrones de uso del suelo con frecuencia presentan interacción espacial y efectos de vecindad o proximidad, lo que se expresa en un fenómeno conocido como *autocorrelación espacial* (Dormann, 2007), esto es, que la probabilidad de ocurrencia de un tipo dado de uso de suelo está condicionada por el uso de suelo del contexto. La deforestación es un fenómeno que se caracteriza por presentar *autocorrelación espacial* positiva y debe ser tomada en cuenta al elaborar modelos de regresión. La presencia de autocorrelación espacial se considera un problema estadístico no deseable en estadística inferencial y modelado

genéricamente conocido como *pseudoreplicación* (Hurlbert, 1984). Este fenómeno afecta gravemente las pruebas estadísticas convencionales, produciendo incrementos en los errores de tipo I al violar supuestos relevantes como la distribución homogénea e independencia de errores (Anselin, 2002; Dormann, 2007). La utilización de información proveniente de muestreos lo suficientemente separados como para asegurar la baja correlación entre datos, es una estrategia utilizada frecuentemente (Dormann *et al.*, 2007). El fenómeno de *multicolinealidad* está relacionado a las variables explicatorias y se presenta cuando existe la falta de independencia entre ellas. Es una característica muy frecuente en los datos descriptivos ecológicos y puede ser un problema en modelos de regresión, porque produce inflación en la varianza de los parámetros de regresión y por lo tanto puede conducir a la identificación errónea de predictores relevantes en un modelo estadístico (Dormann *et al.*, 2013). Existen diversas técnicas para lidiar con este problema, pero en todos los casos, se parte del diagnóstico para detectar la presencia del fenómeno, y la remoción de variables que muestran este comportamiento se presenta como una de las alternativas más utilizadas (Dormann *et al.*, 2013). La *endogeneidad* en cambio, es un problema vinculando a la relación entre variables respuesta y explicatorias. Se presenta cuando la variable respuesta es causa influyente sobre variables explicativas, cuando en realidad, la hipótesis que uno pone a prueba es el caso inverso. En ciertas situaciones es difícil distinguir si la deforestación para actividad agropecuaria es causada por factores predisponentes, como la proximidad a caminos, infraestructura productiva, etc., o si la decisión de crear infraestructura en esos sitios fue influenciada por la presencia de los emprendimientos agropecuarios. Una forma usual de minimizar posibles efectos de endogeneidad es la utilización de variables con información al inicio de cada período de análisis (Mertens *et al.*, 2004).

En modelos logísticos la variable dependiente es categórica y puede ser dicotómica (modelo de regresión logística binomial) o tener más de dos casos posibles (modelo de regresión logística multinomial). El modelo de regresión logística transforma la variable dependiente en una variable *logit*, con lo que la estimación de las probabilidades de ocurrencia de un determinado evento (por ejemplo, un desmonte), viene determinada por la siguiente ecuación:

$$z_i = \log \left[\frac{P(\text{evento}_i)}{1-P(\text{evento}_i)} \right] = b_0 + b_1X_1 + b_2X_2 + \dots + b_kX_k \quad (18)$$

Donde z_i (variable *logit*) es el logaritmo natural de la probabilidad de chances (odds) del evento i , X_n son variables regresoras independientes, k es el número de variables independientes utilizadas en el modelo, b_0 es una constante (ordenada al origen) y b_n son los coeficientes de regresión logística.

Luego, se modela la transformación *logit* de la probabilidad de éxito (presencia) como una función lineal de una o más variables regresoras. Por lo tanto, la probabilidad de ocurrencia de un evento (presencia de un determinado uso de suelo) puede calcularse como sigue:

$$P(\text{evento}_i) = \left[\frac{e^{z_i}}{1+e^{z_i}} \right] \quad (19)$$

A pesar de que el análisis de regresión logística sólo proporciona información acerca de las asociaciones estadísticas entre las variables dependientes e independientes y no explica las interacciones causales subyacentes entre las diferentes variables incluidas en el análisis, el proceso de modelación (la selección de variables y los resultados) nos permiten evaluar hipótesis sobre los efectos de factores determinantes

del cambio de uso del suelo mediante la interpretación de la significación, el signo, y la fuerza de los coeficientes logit (Mac Nally, 2000; Lesschen *et al.*, 2005; Alcamo *et al.*, 2006). Por otra parte, como se ha discutido precedentemente, los resultados de la regresión pueden ayudar en el desarrollo de predicción de escenarios futuros (Mac Nally, 2000; Verburg *et al.*, 2006; van Schrojenstein *et al.*, 2011; Müller *et al.*, 2012).

4.1.4. Interrogantes sobre el modelo de cambios en el NOA

Como se subrayó al comienzo de esta sección (ver 4.1.1), tres factores de cambio operaron en la región chaqueña en los últimos 30 años, (1) ingreso de soja RR y siembra directa en 1997, (2) devaluación económica en 2001, y (3) aumento de los precios internacionales de los *commodities*. Estos factores en conjunto, habrían determinado el incremento de la tasa de deforestación de bosques nativos del NOA más alto de la historia, que desencadenó el desarrollo de un cuarto factor de control (4) la Ley OTBN a fines de 2007.

La expresión “*avance o expansión de la frontera agropecuaria*” se utiliza desde hace muchos años para describir el modelo de crecimiento agropecuario por contagio en el NOA (Prudkin, 1986; Reboratti, 1989; Barsky y Gelman, 2009; Viglizzo *et al.*, 2012; REDAF, 2013). Sin embargo hasta el momento no existen aproximaciones que cuantifiquen o evalúen el patrón de crecimiento de la expansión agropecuaria, poniendo a prueba la hipótesis del mecanismo del avance de frontera (avance por contagio).

Por medio de la utilización de modelos logísticos binomiales pretendemos responder a las siguientes preguntas relativas a la dinámica de desmontes en el NOA:

- a) ¿Cuáles fueron los factores que determinaron la localización de los desmontes en los últimos 25 años?
- b) ¿Estos factores operaron de la misma manera en magnitud y dirección, en el tiempo y en el espacio (nivel de paisaje y regional)?
- c) ¿La ubicación de los nuevos desmontes se realiza por contagio espacial (efecto “avance de frontera agropecuaria”) o existen otros factores de control para la localización de los nuevos emprendimientos?
- d) ¿La Ley de OTBN tuvo influencias sobre la localización de desmontes en el último período?

Para responder estas preguntas el presente capítulo se estructura en torno de los siguientes objetivos:

- 1) Identificar los factores clave que han dado forma a la expansión agropecuaria en los últimos 30 años del NOA. Se analizarán 3 períodos: a) 1987-97, anterior al ingreso de soja transgénica y siembra directa; b) 1997-07; desde el ingreso de soja transgénica hasta la aplicación de la Ley OTBN; y c) 2007-11 posterior a la Ley OTBN.
- 2) Verificar la existencia de factores de contagio que determinan el fenómeno de “avance de frontera agropecuaria”.
- 3) Evaluar el grado de influencia de estos factores a distintos niveles (paisaje y región).
- 4) Analizar la influencia de la Ley OTBN en la localización de los desmontes.
- 5) Brindar información espacialmente explícita sobre la probabilidad o tendencia a la deforestación en el futuro.

4.2. Materiales y método

4.2.1. Área de estudio

La región analizada abarca un territorio de 27,5 millones de ha, ubicada en el NO de Argentina entre los 22° y 30° latitud Sur y 61° y 66° longitud Oeste. Este área comprende a las provincias fitogeográficas de Yungas y Chaco (Cabrera, 1976) y las políticas de Santiago del Estero, Salta, Tucumán, Jujuy y Catamarca. De esta región solo se incluyen zonas con pendientes inferiores al 15% y precipitaciones mayores a 300 mm anuales, siendo que es en éstas áreas donde se produjeron los cambios en el uso y cobertura del suelo más importantes en los últimos 30 años. Ver detalles en el Capítulo II.

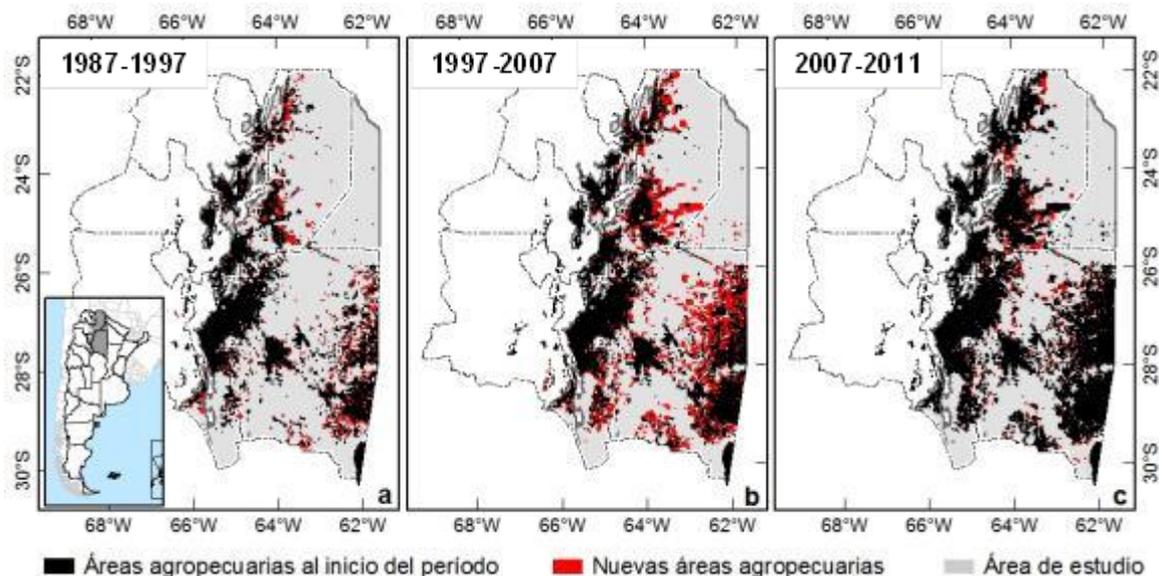


Figura 4.2. Área de estudio en donde las precipitaciones son mayores a 300 mm/año y pendientes menores a 15%. Región del Noroeste Argentino donde ocurrieron los principales cambios en el uso del suelo en los últimos 30 años. (a), (b) y (c) Áreas agropecuarias entre períodos de tiempo ocurridos entre 1987 y 2011. Cartografía obtenida a partir de fotointerpretación de imágenes Landsat (Capítulo II).

4.2.2. Regresión logística binomial

Para identificar y evaluar a los factores que controlan el proceso de deforestación del NOA y generar información espacialmente explícita, se han utilizado modelos de regresión logística (Lesschen *et al.*, 2005). Esta aproximación metodológica se consideró adecuada por las siguientes razones: a) la variable dependiente es de tipo categórica binomial (presencia/ausencia desmontes); b) este método permite poner a prueba distintas hipótesis sobre la relación entre factores locales de control (variables regresoras) y la deforestación (variable respuesta) y; c) permite la construcción de modelos espacialmente explícitos y proyecciones de cambios futuros. La variable respuesta (presencia/ausencia de desmontes) se relacionó con un conjunto de variables independientes que incluyen factores bio-físicos (clima, suelo, topografía), socio-económicos (distancia a localidades, mercados locales y caminos), de paisaje (densidad y distancia a desmontes) y políticos (jurisdicciones provinciales y zonificación Ley OTBN) (Tabla 4.1). Los coeficientes de regresión resultantes indican la magnitud y dirección de la influencia de cada variable independiente sobre la conversión de áreas naturales en nuevas tierras agropecuarias y permiten evaluar la importancia relativa de cada factor en el proceso de transformación (Lesschen *et al.*, 2005; Müller *et al.*, 2012).

4.2.3. Variable respuesta

Para cuantificar la superficie natural transformada para uso agropecuario, se usó una base de datos espacialmente explícita de parcelas que fueron desmontadas en tres períodos de tiempo 1987-97, 1997-07 y 2007-11. Esta base de datos se realizó a partir de 4 mosaicos de imágenes de la serie Landsat (5 y 7) compuestos por 19 imágenes cada uno (Tabla 8.1 del Apéndice capítulo 2, en la página 157) obtenidas a través de la CONAE (*Comisión Nacional de Actividades Espaciales*; de Argentina), del USGS (*United States Geological Service*) y del INPE (*Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, Brasil*) de los años 1987, 1997, 2007 y 2011. La base de datos se construyó a partir de digitalización de las parcelas agropecuarias superiores a 5 ha detectados por interpretación visual de los mosaicos satelitales a escala 1:75000 (Figura 4.2). Se utilizó una combinación de bandas en falso color 4-5-3 (R-G-B) para maximizar el contraste entre vegetación natural y las áreas desmontadas o suelo desnudo (Chuvieco, 2002).

El mapa detallado de superficies agropecuarias de resolución espacial de 30 m (Figura 4.2) se transformó en mapas generalizados de píxeles o unidades espaciales de análisis (UEA) de 1 km de lado con información categórica (Área natural; Uso agropecuario). Este tamaño de celda permite capturar cambios o variaciones a nivel de paisaje⁹ y evitar efectos de autocorrelación por suavización (Dormann, 2007; Dormann *et al.*, 2007). El mapa de la variable respuesta, utilizado para elaborar los modelos de regresión, se obtuvo a partir de la superposición de los mapas generados por teledetección con resolución espacial de 30 m (ver Capítulo II) con una grilla regular de celdas de 1 km de lado (Mitchell, 2005). Para cada una de las UEA de 1 km² se calculó la ocupación de superficie agropecuaria como: $\text{superficie agropecuaria} \div \text{superficie UEA} \times 100$; y luego se transformaron en variables binarias de acuerdo al siguiente criterio: $\text{superficie agropecuaria} > 90\% = 1$; y $\text{superficie agropecuaria} < 10\% = 0$. Las superficies agropecuarias mayores a un 10% y menores de un 90% no fueron incluidas como variables respuesta para el ajuste de los modelos. Se utilizó este criterio para incluir sólo situaciones con alto contraste *monte/desmonte*.

4.2.4. Variables independientes

Las variables independientes analizadas (Tabla 4.1) se seleccionaron a priori en base a hipotéticas relaciones causales realizadas a partir de revisión de trabajos de modelización de deforestación tropical en general (Kaimowitz y Angelsen, 1998; Geist y Lambin, 2002; Lambin *et al.*, 2003b; Mertens *et al.*, 2004; Walker, 2004; Kirby *et al.*, 2006; Angelsen, 2007; Dormann *et al.*, 2007; Müller y Munroe, 2008; Lambin y

⁹ La definición de paisaje utilizada en esta tesis es la Burel y Baudry (2002), definida como un nivel de organización de los sistemas ecológicos superior a la de ecosistema e inferior al de región, que se caracteriza por su heterogeneidad y por su dinámica, controlada por las actividades humanas. Existe independientemente del observador. La definición enunciada puede aplicarse a una gama de escalas geográficas que van desde algunas hectáreas a algunos cientos de kilómetros cuadrados (Burel y Baudry, 2002).

Meyfroidt, 2010; Baumann *et al.*, 2011; Prishchepov *et al.*, 2013), trabajos de deforestación en Latinoamérica y en Argentina en particular (Gasparri y Parmuchi, 2003; Aide y Grau, 2004; Mertens *et al.*, 2004; Kirby *et al.*, 2006; Grau y Aide, 2008; Grau *et al.*, 2008a; Zak *et al.*, 2008; Gasparri *et al.*, 2008; Gasparri y Grau, 2009b; Volante *et al.*, 2012; Müller *et al.*, 2012; REDAF, 2013), y experiencia personal en el área de estudio (Volante *et al.*, 2006, 2012; Paruelo *et al.*, 2011; Seghezzo *et al.*, 2011).

Para reducir los posibles sesgos de *endogeneidad*, hemos definido todas las variables en función de su estado al inicio del período de cambio o sea en 1987, 1997 y 2007. Cuando no fue posible obtener datos exactos de esos años, se utilizó la información disponible más cercana a esas fechas. Las variables regresoras se recopilaron en forma de mapas digitales de 1 km de resolución. Las variables de *distancia* se transformaron a distancia logarítmica (en base diez) porque las mismas generan una relación cuasi lineal entre ellas y el logit de la deforestación (Hosmer y Lemeshow, 2000). En la Tabla 4.1 se resumen las características de las variables utilizadas y a continuación de la misma se describen las características en forma detallada.

Tabla 4.1. Variables explicativas tomadas en cuenta para analizar la expansión agropecuaria en el NW de Argentina en los períodos 1987-97, 1997-07 y 2007-11.

Tipo de variable	Nombre de Variable	Significado	Unidad
Bio-físicas	Precipitación	Precipitación media anual.	100 mm
	Déficit hídrico	Diferencia entre precipitación media anual y evapotranspiración potencial.	100 mm
	Evapotranspiración	Evapotranspiración potencial media anual.	100 mm
	Temperatura	Temperatura media anual	°C
	Topografía	Pendiente media.	%
		Pendiente Desvío estándar	%
	Molisol		
	Alfisol	Porcentaje de ocupación del taxón de suelo en la UEA	10%
	Entisol		
	Socio-económicas	Distancia a localidades	Distancia a la localidad más cercana de 2, 4 y 8 mil habitantes
Distancia a mercados locales		Distancia a las ciudades de más 50 mil habitantes.	Log (distancia en m)
Rutas y caminos pavimentados		Distancia a rutas y caminos pavimentados más cercanos.	Log (distancia en m)
Rutas y caminos (de tierra y		Distancia a rutas y caminos pavimentados y de tierra	Log (distancia

Tabla 4.1. Variables explicativas tomadas en cuenta para analizar la expansión agropecuaria en el NW de Argentina en los períodos 1987-97, 1997-07 y 2007-11.

Tipo de variable	Nombre de Variable	Significado	Unidad
	pavimentados)	consolidada.	en m)
Paisaje	Distancia a desmontes	Distancia al borde de emprendimientos agropecuarios al inicio de cada período.	Log (distancia en m)
	Densidad de desmontes	Superficie ocupada por emprendimientos agropecuarios en un radio de 1; 5 y 10 km	%
Políticas	Límites administrativos provinciales	Provincia a la que pertenece cada UEA	Categorico nominal
	Ley OTBN	Zonificación de la Ley OTBN a la que pertenece cada UEA	Categorico nominal

Factores bio-físicos

Clima. Las precipitaciones y la temperatura son factores determinantes para la actividad agropecuaria, y por lo tanto, son un factor importante de localización de los emprendimientos agropecuarios.

Se incluyeron en el análisis cuatro variables climáticas: *temperatura media anual*, *precipitación media anual*, *evapotranspiración potencial anual* y *déficit hídrico potencial* (Figura 4.3). Debido a que, no se observaron variaciones significativas en precipitaciones y temperatura entre los períodos analizados para 44 estaciones meteorológicas distribuidas en el área de estudio, se trabajó con un juego de mapas climáticos promedio de largo plazo para los tres períodos analizados, que capturan la variabilidad climática espacial y no la variación temporal. Se tomaron de referencia mapas digitales (Bianchi, 2002a; b; Bianchi *et al.*, 2002) elaborados a partir de observaciones y modelos estadísticos con pluviometría mensual del período 1934-1990 para 450 localidades del Noroeste Argentino (Bianchi y Yáñez, 1992; Bianchi *et al.*, 1994). A los mapas climáticos digitales se les calculó el valor promedio de UEA para cada una de las variables (Figura 4.3).

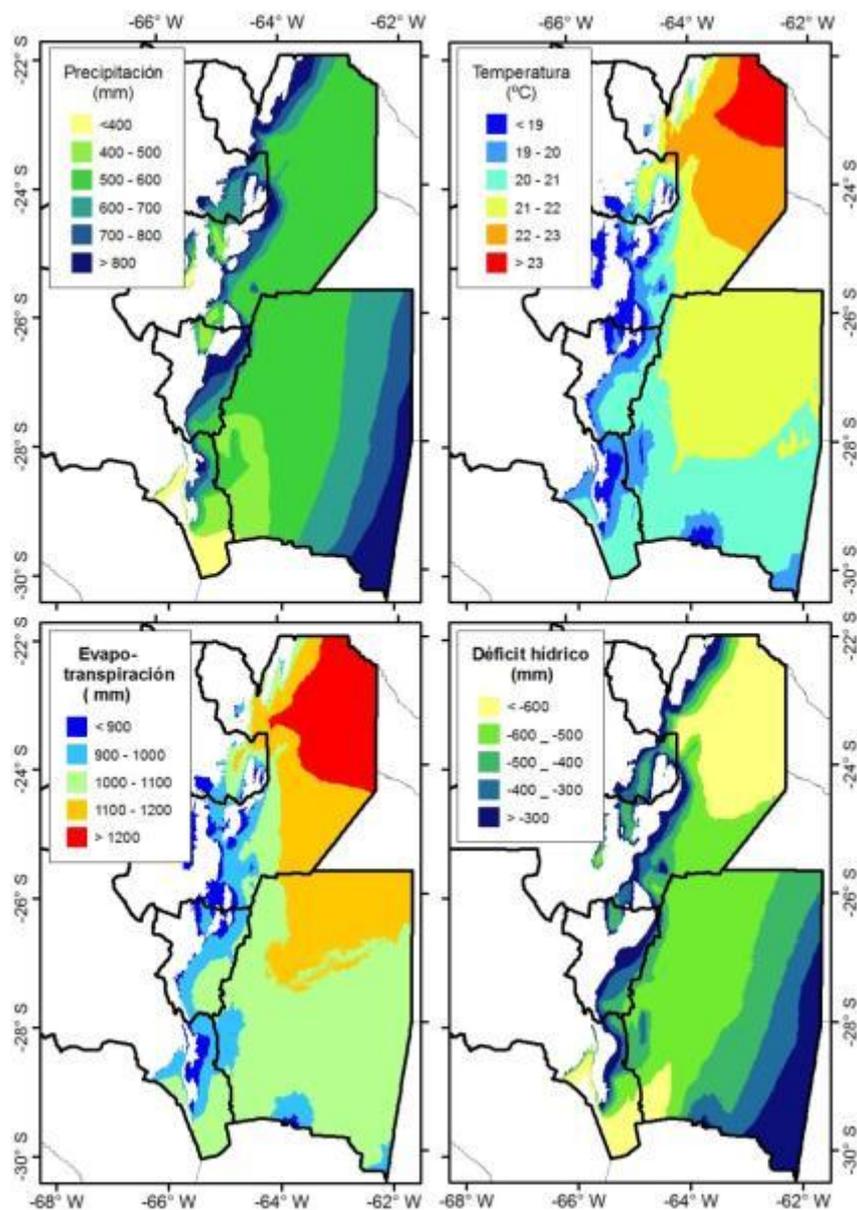


Figura 4.3. Distribución espacial de variables climáticas a resolución espacial de 1km. Mapas elaborados a partir de información disponible en el laboratorio de SIG y Teledetección de INTA (Bianchi, 2002a; b; Bianchi *et al.*, 2002).

Topografía. Las altas pendientes y los terrenos irregulares actúan como factor limitante de la actividad agropecuaria. Se evaluaron mapas de *pendiente promedio* y otro de *desvío estándar de la pendiente* como una medida de la rugosidad de terreno. Se utilizó como fuente de información al Modelos Digitales de Elevación de resolución espacial de 90 metros de la misión SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*) (Figura 4.4).

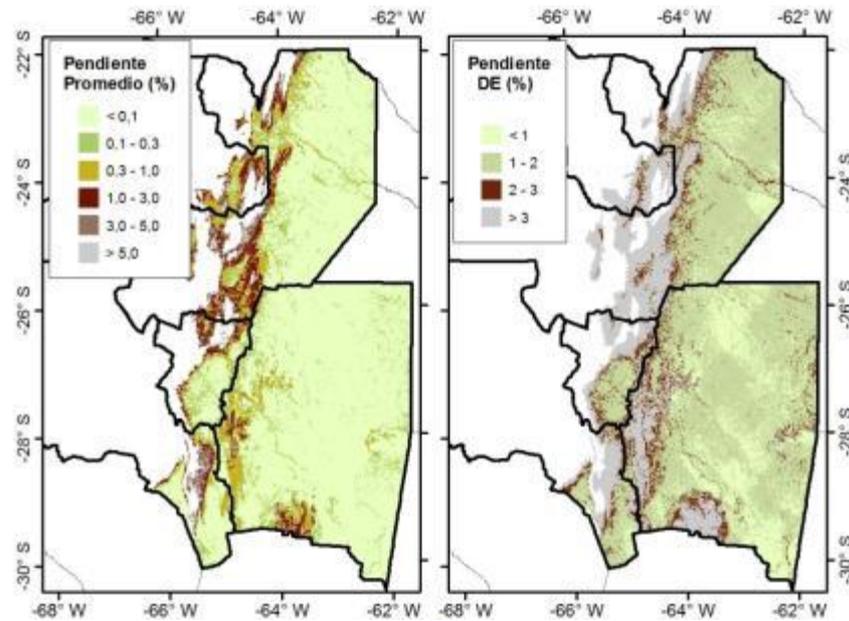


Figura 4.4. Distribución espacial de variables topográficas a resolución espacial de 1km. Mapas elaborados a partir de imágenes Shuttle Radar Topography Mission (SRTM), disponible en el servidor *Global Land Cover Facility* (<http://glcf.umiacs.umd.edu/data/srtm/index.shtml>).

Suelos. El tipo de suelo es un determinante de la actividad agropecuaria y por lo tanto actúa como un factor importante de localización de los emprendimientos agropecuarios. Suelos profundos y bien drenados como los molisoles son deseables para emprendimientos agrícolas.

Como fuente de información se utilizó el mapa digital “Atlas de Suelos de la República Argentina” (INTA, 1990) escala 1:500.000, que describe los tipos de suelos de acuerdo a la Taxonomía del USDA (*United States Department of Agriculture*). Como variable regresora se tomó al porcentaje de ocupación de los principales Órdenes de suelos presentes en la región (Molisoles, Alfisoles y Entisoles), en cada UEA (Figura 4.5).

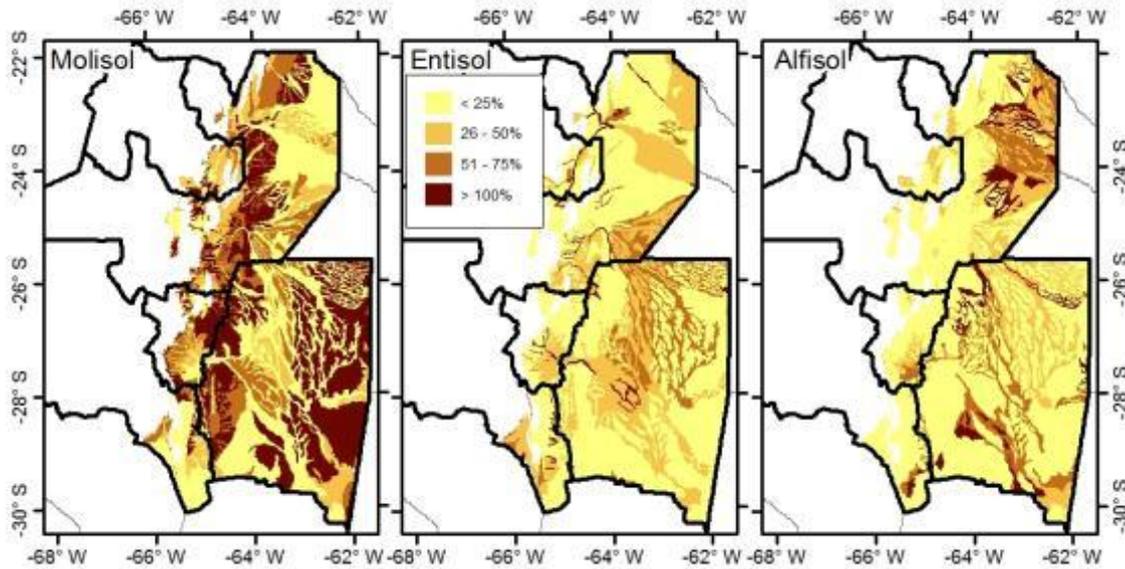


Figura 4.5. Distribución espacial de variables edáficas a resolución espacial de 1km expresadas como porcentaje de la ocupación de cada unidad taxonómica en cada UEA. Mapas elaborados a partir del Atlas de Suelos de la República Argentina.

Factores sociales e infraestructura

Demografía. Los núcleos urbanos en general actúan como centros de provisión de mano de obra y de servicios; y de dependiendo de su tamaño pueden además operar como mercados locales para la producción agropecuaria. La distancia a estos centros poblados es un factor importante de valoración de tierras y la rentabilidad agropecuaria.

Se evaluó el efecto de a las poblaciones urbanas en 4 niveles de acuerdo al número de habitantes, cuantificadas a través de las variables “*distancia a localidades de más de 2, 4, 8 y 50 mil habitantes*”. Para la ubicación de las localidades se tomó como referencia a los mapas Instituto Geográfico Nacional SIG-250 (E: 1:250.000) (IGN, 2012) disponible en <http://www.ign.gov.ar/sig250>. Los datos demográficos de los censos 1991, 2001 y 2010 (INDEC, 1991, 2001, 2011) fueron utilizados para representar las situaciones de los períodos 1987/97, 1997/07 y 2007/11 respectivamente. Las variables de entrada al modelo son las distancias de cada UEA de 1km a la localidad más cercana (de 2, 4, 8 y 50 mil habitantes) expresadas como logaritmo decimal de la distancia en metros (Figura 4.6 y Figura 4.7).

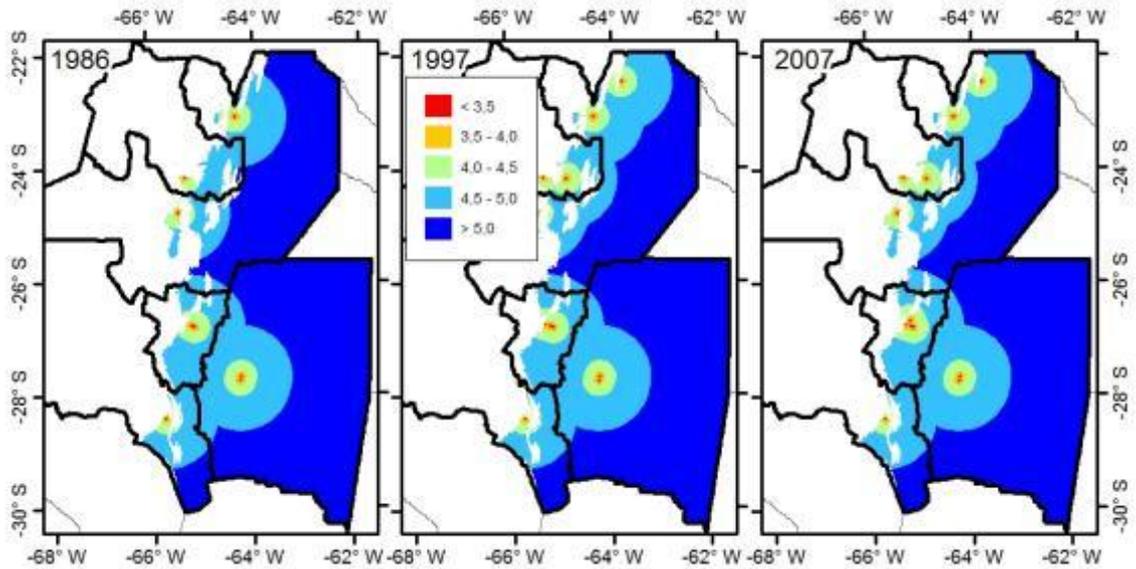


Figura 4.6. Distribución espacial de distancias a localidades de más de 50 mil habitantes. Distancias expresadas como logaritmo decimal de la distancia (en metros). Mapas de elaboración propia a partir de Censos Nacionales de Población, Hogares y Viviendas (INDEC, 1991, 2001, 2011).

Caminos. La accesibilidad representada por la presencia y el tipo de caminos son factores determinantes de la rentabilidad agropecuaria y por lo tanto su presencia actúa como predisponentes del avance agropecuario. Se evaluó la influencia de la accesibilidad por medio de la variable distancia a caminos en dos niveles, "*distancia a rutas pavimentados*" y "*distancia a rutas pavimentados y caminos consolidados*". Los caminos consolidados son caminos de tierra construidos con materiales que incrementan su capacidad de transporte. Se elaboraron mapas de distancia lineal desde el centro de cada UEA al camino más cercano en unidades expresadas como logaritmo decimal de la distancia en metros.

Como fuente de información se utilizaron los mapas digitales de SIG-250 (E: 1:250.000) (IGN, 2012), actualizadas a las fechas 1990, 2000 y 2010 con cartografía caminera (AutoMapa, 1990, 2000, 2010) para representar las situaciones de los períodos 1987/97, 1997/07 y 2007/11 respectivamente. Sólo se tuvieron en cuenta para el análisis los caminos y rutas provinciales y nacionales por suponer que los caminos locales y vecinales tienen un efecto endógeno, ya que pueden ser construidos con el propósito de incorporar nuevos sitios a la actividad agropecuaria (Figura 4.8).

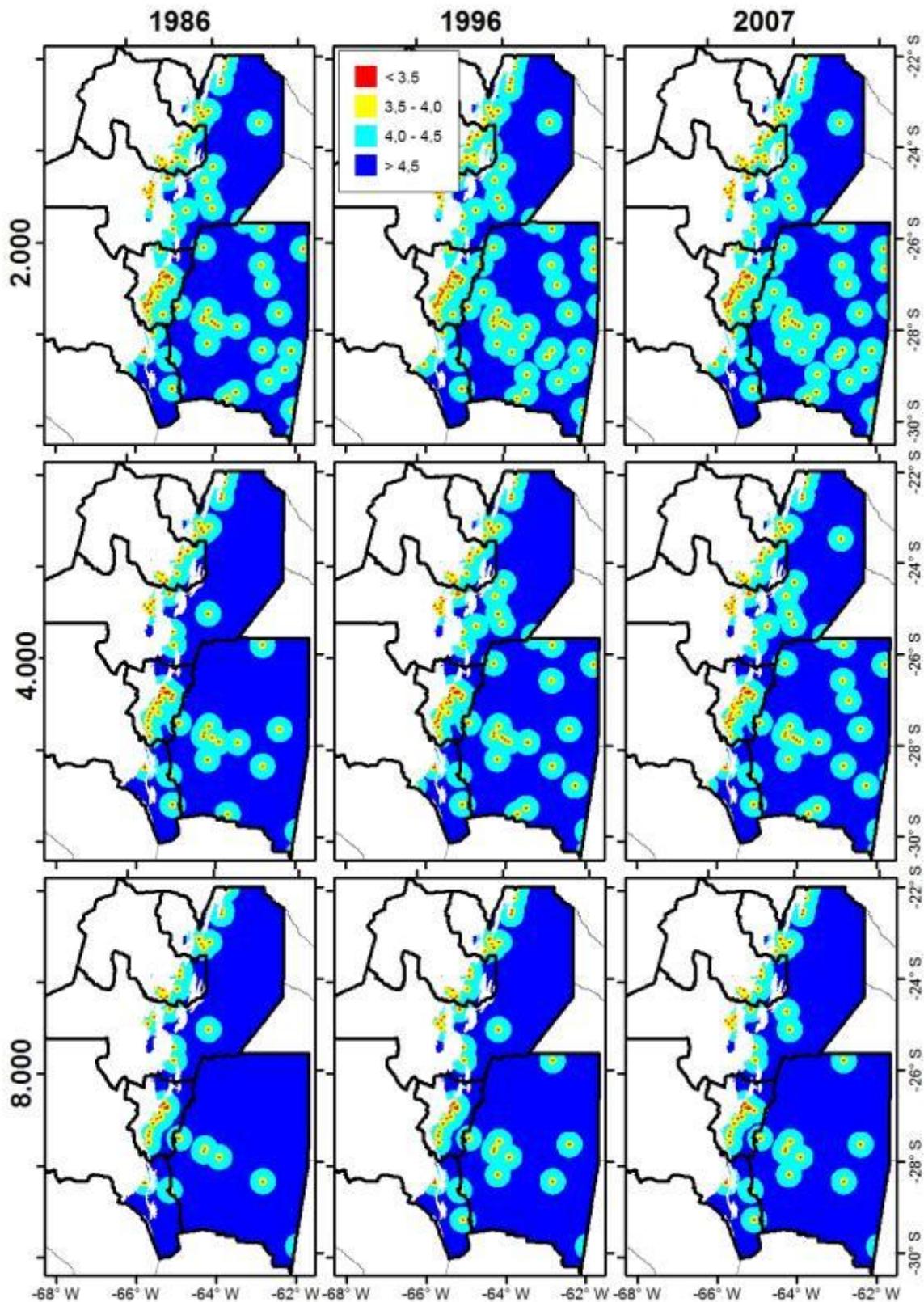


Figura 4.7. Distribución espacial de distancias a localidades de más de 2, 4 y 8 mil habitantes. Distancias expresadas como logaritmo decimal de la distancia en metros. Mapas de elaboración propia a partir de Censos Nacionales de Población, Viviendas (INDEC, 1991, 2001, 2011).

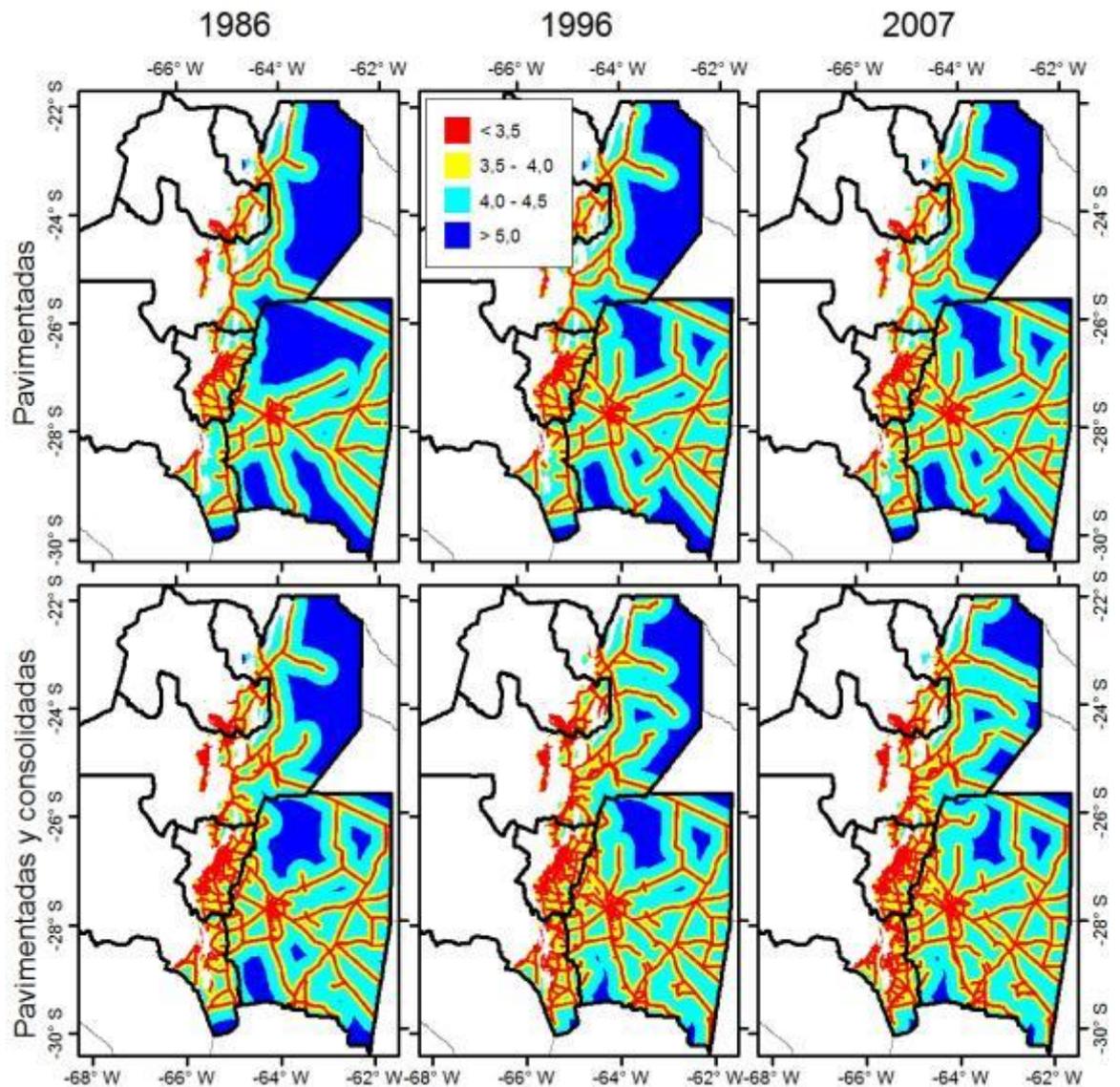


Figura 4.8. Distribución espacial de distancias a rutas pavimentadas solas ya la suma de rutas pavimentadas y consolidadas. Distancias expresadas como logaritmo decimal de la distancia (en metros). Mapas de elaboración propia a partir de SIG250 (IGN, 2012) y mapas camineros (AutoMapa, 1990, 2000, 2010).

Factores de paisaje:

Proximidad a zonas productivas. Las medidas distancias o densidad que cuantifican el grado de agriculturización del paisaje, son incluidas con mucha frecuencia para el desarrollo de modelos de cambio de uso del suelo (Zhou y Liebhold, 1995; Theobald y Thompson Hobbs, 1998; Lambin *et al.*, 2003b; Mertens *et al.*, 2004; Lesschen *et al.*, 2005; Koomen y Stillwell, 2007; Müller y Munroe, 2008; Müller *et al.*, 2010, 2012; van Schrojenstein *et al.*, 2011; Prishchepov *et al.*, 2013). La proximidad a sitios con alto desarrollo agropecuario genera condiciones favorables o predisponentes para incrementar o incorporar nuevas tierras a esta actividad.

Se evaluaron dos tipos de variables: a) *Distancias a desmontes más cercanos*; y b) *Densidad de desmontes*, ambas medidas al inicio de cada período. La primer variable mide la distancia lineal entre cada una de las UEA al borde del emprendimiento

agropecuario más cercano, expresada como logaritmo decimal de la distancia en metros. La segunda mide el porcentaje de superficie agropecuaria dentro de un círculo de radio de tamaño n . Los mapas se generan como resultado de la medición de esta métrica a partir de una ventana móvil con punto focal en cada una de las UEA. Los radios de influencia evaluados son 1, 5 y 10 km. Las distancias y densidades se midieron en mapas agropecuarios generados *ad hoc* al inicio de cada período, o sea 1987, 1997 y 2007 (ver detalles 4.1.2) (Figura 4.9 y Figura 4.10).

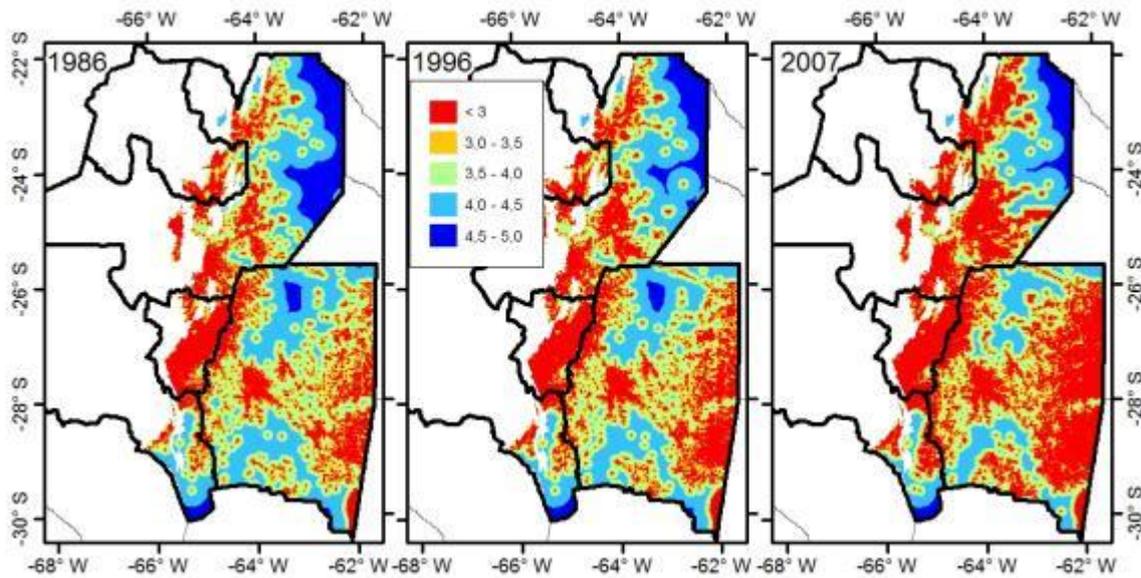


Figura 4.9. Distribución espacial de la distancia a desmontes más cercanos al inicio de cada período de análisis. Unidades expresadas en logaritmo decimal de la distancia (en metros).

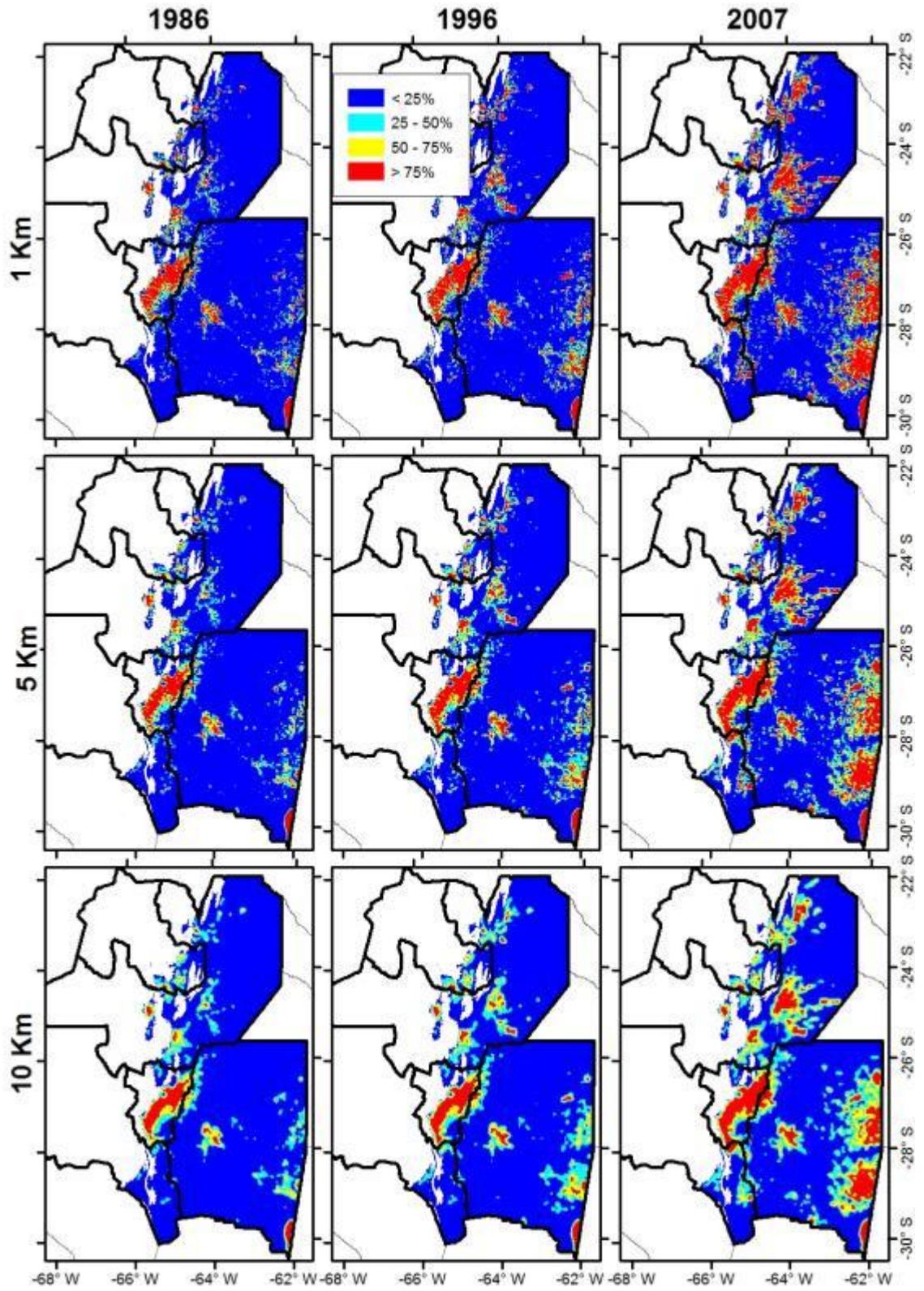


Figura 4.10. Distribución espacial de la densidad de desmontes al inicio de cada período de análisis. Unidades expresadas en porcentaje de la superficie desmontada de un círculo de radio 1, 5 y 10 km.

Factores político-administrativos

Limites administrativos provinciales y la Ley 26.331 (Ley de Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos). En Argentina los recursos naturales (suelo, agua, flora y fauna) son de jurisdicción provincial. La excepción se da en el caso de las aguas que nacen en una provincia y desembocan en el mar o mueren en otra provincia, en donde la jurisdicción es de orden nacional. Esta particularidad hace que las políticas provinciales de gestión de recursos naturales, conservación de la naturaleza y producción agropecuaria influyan de manera diferencial en el grado de expansión de la actividad agropecuaria en la región. Una expresión concreta de lo mencionado es la Ley 26.331 (OTBN), en donde cada provincia generó su propia zonificación de acuerdo al marco general de la Ley Nacional 26.331 (Figura 4.11).

Se consideró al factor "*provincia*" para evaluar el grado de influencia diferencial de cada una de las cinco provincias involucradas en el análisis. Para ello se utilizaron mapas de límites políticos del SIG-250 (E: 1:250.000) (IGN, 2012). Se incluye en el análisis al factor "Ley OTBN" para evaluar el efecto que tuvo esta ley en localización de los nuevos desmontes en el período 2007-11. Para ello se utilizaron los mapas de la zonificación OTBN generados por cada una de las provincias a escala 1:250.000. Cada UEA fue etiquetada con un código único de la categoría de conservación expresada en colores (rojo, amarillo o verde), tomando como criterio asignar a cada UEA la categoría de mayor superficie.

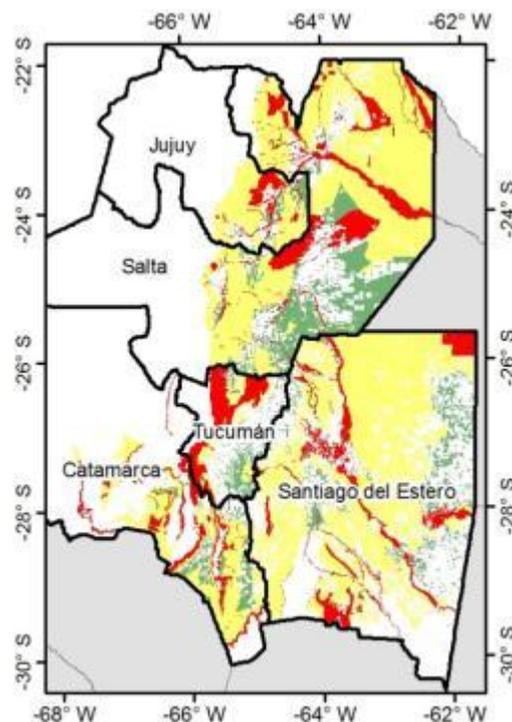


Figura 4.11. Mapa resultante de la aplicación de la Ley Nacional 26.331, conocida como la "Ley de Bosques" o "Ley OTBN". Los bosques nativos fueron clasificados por su grado de interés para la conservación: Categoría I (alto valor de conservación; color rojo), categoría II (valor de conservación medio; color amarillo) y categoría III (bajo valor de conservación; color verde).

VARIABLES POTENCIALMENTE IMPORTANTES QUE NO PUDIERON SER INCLUIDAS

Existen factores adicionales que potencialmente pudieron influir en los patrones de deforestación en el área de estudio, pero por falta de accesibilidad o existencia de la información, no fueron tomados en cuenta. Entre los más importantes podemos mencionar a factores como tenencia de las tierras, cubiertas del suelo, costo de transporte a los mercados.

4.2.5. Análisis estadísticos

Estrategia de muestreo

Para construir los modelos de regresión logística que analizan los patrones espaciales y temporales, se obtuvieron nueve conjuntos de datos (muestras) que corresponden a los tres períodos analizados en tres áreas potenciales de expansión agrícola: (a) restringida; (b) intermedia; y (c) total o regional. Este esquema de muestreo se realizó para diferenciar procesos que pueden operar a diferentes escalas espaciales y extensiones geográficas (Fotheringham *et al.*, 2002). El área de estudio restringida corresponde al área desmontada al inicio de cada período más un corredor (buffer) de 10 kilómetros alrededor de los desmontes. Para la intermedia, se consideró un buffer de 30 km alrededor de los desmontes, y para la escala regional, un buffer de 90 kilómetros. La distancia de 90 km incluye a toda el área de estudio no desmontada (Figura 4.12).

Para cada una de estas 9 situaciones (3 períodos por 3 áreas potenciales de muestreo), se extrajeron muestras al azar de zonas desmontadas (categoría: 1) y no desmontadas (categoría: 0) en igual proporción. Este muestreo se realizó con restricción espacial o distanciamiento mínimo de 5 km para evitar autocorrelación espacial en la variable respuesta (Figura 4.13). El análisis de autocorrelación espacial se realizó calculando el coeficiente de correlación *r de Pearson* entre los valores de la variable dependiente de cada celda (UEA), comparados con el valor promedio (de la misma variable) en el entorno de un círculo de radio *r*, para distintas distancias o *lags*. Los diferentes valores de *r de Pearson* se graficaron para cada valor de distancia *lag* (1 lag = 1 km) (Figura 4.13). Se tomó como umbral de autocorrelación aceptable al índice de correlación de Pearson $r < 0.4$ (Griffith, 1987) (Figura 4.13).

Con este criterio se realizó un muestreo restringido con distancia de separación entre muestras superior a 5 km. De este proceso resultaron seleccionados 380 sitios o celdas categoría 1 (Figura 4.12, puntos negros) y 380 celdas categoría 0 (Figura 4.12, puntos verdes, azules y rojos). El tamaño de la muestra ($n=760$; 380 con desmontes y 380 sin desmonte), resultó por ser la máxima cantidad posible de muestras que se pudieron extraer con la restricción espacial de 5 km en el período de menor superficie de desmontes (2007-11).

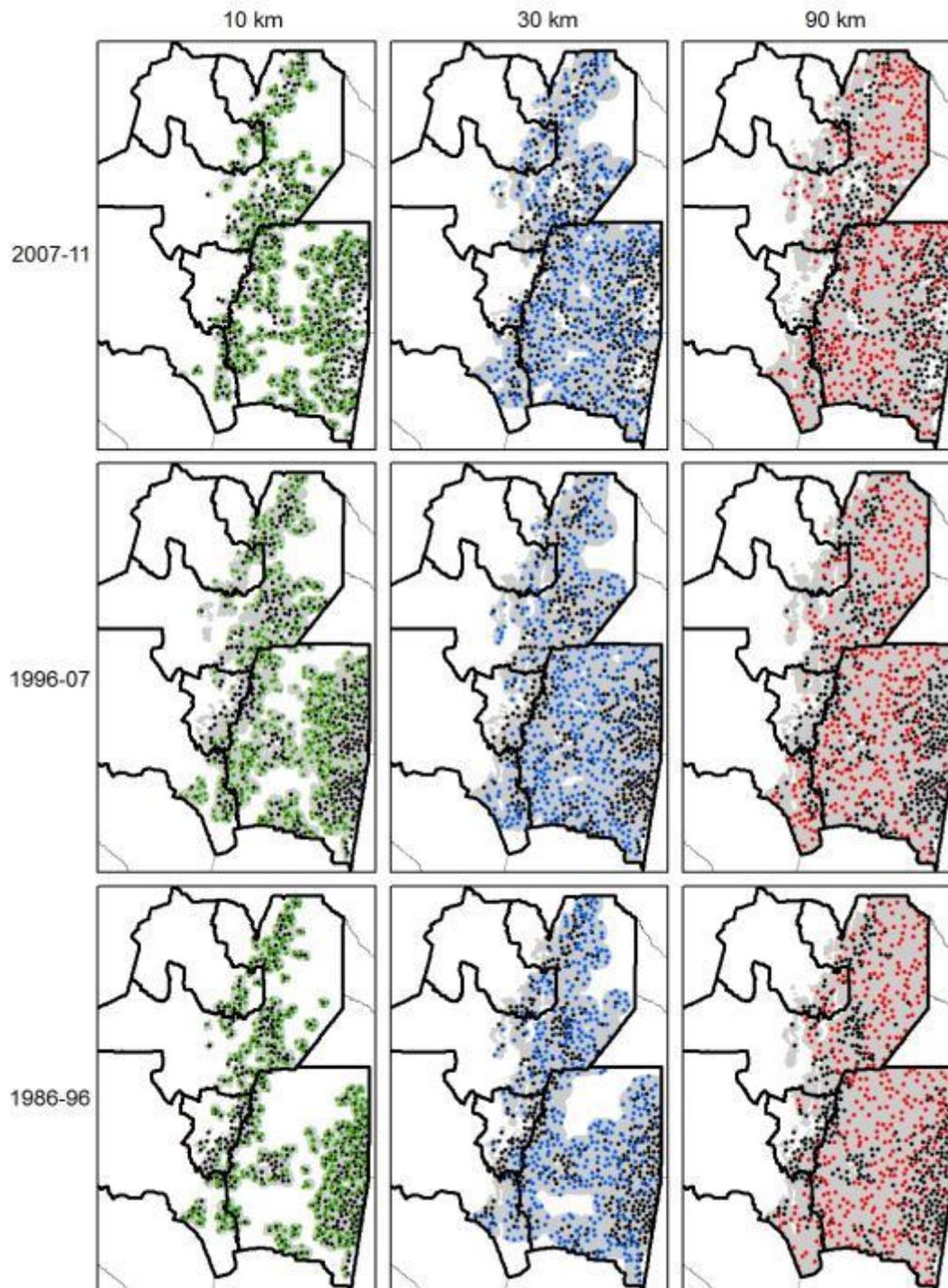


Figura 4.12. Distribución de puntos de muestreo ($n=760$) para evaluar 3 modelos de potenciales áreas de expansión; restringido hasta 10 km (verde), intermedio hasta 30 km (azul) y total o regional hasta 90 km de distancia (rojo); medidos desde las áreas desmontadas al inicio de cada período.

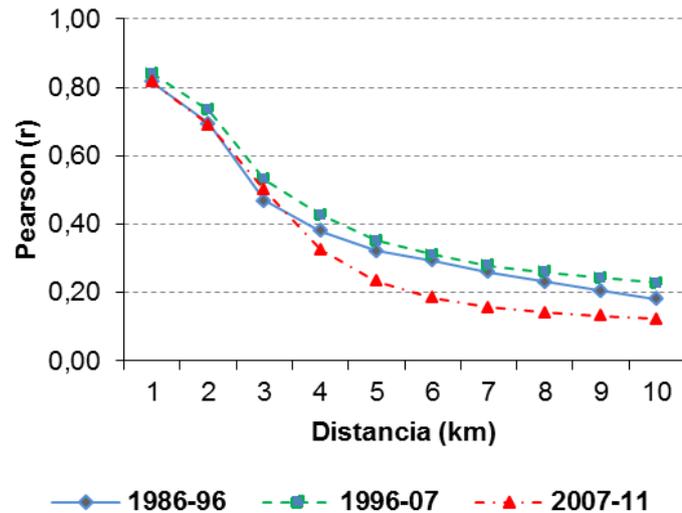


Figura 4.13. Estimación de autocorrelación espacial mediante el cálculo de coeficiente de correlación de Pearson a diferentes distancias (expresada en kilómetros).

Análisis univariado

En primera instancia se realizó un análisis univariado para evaluar si las variables explicativas propuestas para el análisis tienen un efecto sobre el cambio en el uso del suelo. Para ello se analizaron las diferencias entre las medias de las variables independientes de las áreas sin desmonte y con desmonte utilizando el test no paramétrico de Wilcoxon para muestras independientes (Lehmann, 1975). Esta prueba, que es equivalente a la prueba U de Mann Whitney, permitió excluir a priori variables no relacionadas con la variable respuesta. Para el conjunto de variables explicativas que mostraran diferencias significativas, se analizó la correlación entre ellas para evitar problemas de multicolinealidad. Se retuvieron las variables con baja correlación (inferior a 0.65 de coeficiente Spearman) y en los casos en los que se encontrara una alta correlación, se retuvo la variable con mayor poder explicativo (menor P-valor en el test no paramétrico de Wilcoxon) y facilidad de interpretación.

Análisis multivariado

Para responder a los objetivos planteados, en primera instancia se ajustaron 3 modelos de regresión logística; uno para cada período analizado a fin de evaluar cambios temporales. Se compararon estos modelos en ausencia de variables de *proximidad a desmontes* y en relación a la variable *densidad de desmontes* para evaluar significado de esta variable y el fenómeno de contagio o “avance de frontera”. Seguidamente se compararon modelos resultantes de las 3 áreas de estudio (restringida, intermedia y total) para evaluar la relación entre el poder explicativo de las variables y su dependencia con la extensión geográfica del análisis. Finalmente se estimó el efecto Ley OTBN en el período 2007-11.

Para la construcción de los modelos de regresión y la búsqueda del conjunto de variables que mejor explican el patrón de desmontes observado, se realizó una aproximación por selección regresiva (selección *backward* del inglés) comenzando por

el modelo saturado (con todas las variables) eliminando variables no significativas hasta lograr el mejor subconjunto de variables basados en el criterio de información de Akaike (AIC) (Burnham y Anderson, 1998; Shtatland *et al.*, 2001) que nos brinda una medida de *parsimonia* de los modelos. La significación de los coeficientes se midió por medio del estadístico de Wald (cociente del coeficiente logit por su error estándar) el que posee distribución Z (con media 0 y desviación estándar 1). Se presentan los resultados como coeficientes *logit*, *logit estandarizados* y las *razones de chances* (*odds ratio*) como una medida del efecto sobre la probabilidad de la respuesta por el incremento de una unidad de la variable predictora. Se estandarizaron los coeficientes *logit* para poder comparar variables medidas en diferentes unidades, los que se obtuvieron multiplicando el coeficiente *logit* de cada variable independiente no estandarizada por su respectivo desvío estándar (Menard, 2004). Además de la comparación de los coeficientes *logit estandarizados* y *razones de chances*, se realizó el Análisis de Partición Jerárquica (Chevan y Sutherland, 1991) para obtener información sobre la contribución independiente de cada variable e identificar los factores con mayor grado de asociación con la variable respuesta (Mac Nally, 2002).

Los modelos de regresión logística fueron realizados utilizando el programa de código abierto R® aplicando paquetes estadísticos elaborados especialmente para análisis de cambios de uso del suelo (Rossiter y Loza, 2012) y Análisis de Partición Jerárquica (Walsh y Mac Nally, 2013).

Validación del modelo

Para evaluar el ajuste de las regresiones logísticas, se calculó para cada modelo el valor $Pseudo R^2 = 1 - [Devianza\ residual \div Devianza\ nula]$ (Long y Freese, 2001; Williams, 2006) y se evaluó además la exactitud de la predicción de los mapas de probabilidad mediante el cálculo del área bajo la curva ROC (acrónimo de *Receiver Operating Characteristic*, o *Característica Operativa del Receptor*) (Pontius y Schneider, 2001). Es una representación gráfica de la razón de verdaderos positivos (verdaderos positivos sobre positivos), frente al cociente o ratio de falsos positivos (falsos positivos / negativos). El valor del área bajo la curva (valor ROC), valida probabilidades predichas continuas contra observaciones binarias. Un valor ROC de 0,5 indica exactitud igual a un modelo al azar, mientras que un valor de 1,0 indica una exactitud perfecta.

4.3. Resultados

En el período 1987-2011 el 15,3% del área de estudio (4,23 millones de ha) fue transformada para uso agropecuario. Este proceso mostró variaciones durante los períodos analizados; con tasas de cambio anual de 0,34% (83.000 ha.año⁻¹), 1,16% (239.000 ha. año⁻¹) y 0,92% (193.000 ha.año⁻¹) para los períodos 1987-97, 1997-07 y 2007-11 respectivamente.

De las 16 variables tomadas en cuenta originalmente (Tabla 4.1), dos de ellas (Suelos de tipo *Inceptisol* y *Aridisol*) fueron descartadas a priori en la etapa de evaluación univariada por no encontrar diferencias significativas entre áreas desmontadas y no desmontadas. Seguidamente, en el resto de las variables se analizaron correlaciones entre variables para evaluar posibles efectos de multicolinealidad, hallándose altos valores de correlación de Pearson ($r > 0,6$) en cuatro pares de variables:

a) *Déficit hídrico y Temperatura media*; b) *Evapotranspiración y Precipitación*; c) *Pendiente promedio y Pendiente desvío estándar*; y d) *Distancia a desmontes y Densidad de desmontes*. Se retuvieron aquellas variables de mayor facilidad de interpretación y mayor poder explicativo sobre la variable respuesta: *Temperatura, Precipitación, Pendiente promedio y Distancia a desmontes al inicio del período*. Las variables *Déficit hídrico, Evapotranspiración y Pendiente desvío estándar* fueron descartadas para posteriores análisis mientras que la *Densidad de desmontes* se retuvo para realizar comparaciones en detalles con la variable *Distancia a desmontes* para analizar relaciones de proximidad y contigüidad.

En las cuatro variables biofísicas retenidas para el análisis (*precipitación media anual, temperatura media anual, pendiente media y suelos Molisol*) se analizaron las diferencias observadas entre áreas desmontadas y naturales en cada uno de los períodos (Figura 4.14). Si bien, se observa que las nuevas áreas agropecuarias fueron colonizando las zonas más húmedas, de menores temperaturas, de terrenos planos con altas proporciones de molisoles, y avanzando sobre ambientes más homogéneos (menores valores de CV), existe una clara tendencia de avance de los desmontes, sobre territorios de menor calidad de sitio para la producción agrícola y ganadera (zonas más secas y con mayores temperaturas) (Figura 4.14).

Sólo el 13,6% (3,5 millones de ha) del área de estudio, posee una combinación de condiciones ambientales definida como “favorables” para la actividad agropecuaria en el contexto de ambientes semi-áridos. Se definió como favorable al conjunto de condiciones ambientales que simultáneamente son iguales o mejores que el promedio del área de estudio: precipitaciones ≥ 615 mm; temperatura media anual $\leq 21^{\circ}\text{C}$; pendientes media $\leq 0,43\%$ y áreas con más de un 44% de molisoles. Estas tierras se encuentran ubicadas en zonas de transición al semi-árido (Chaco sub-húmedo en Santiago del estero y Umbral al chaco en Salta, Jujuy y Tucumán, de acuerdo a la zonificación de Bravo *et al.* (1999). En 1987 menos del 20% (600 mil ha) de estas tierras se encontraban ocupadas con más del 90% de uso agropecuario y existía un 40% (2 millones de ha) de ambientes naturales o poco modificados (con menos de un 10% agropecuario). Esta relación se ha invertido en el presente (Figura 4.14), con lo que se visualiza un agotamiento de la disponibilidad de los mejores sitios y el avance hacia sitios con condiciones menos favorables para la producción agropecuaria, de sustentabilidad incierta y mayores riesgos productivos y ambientales.

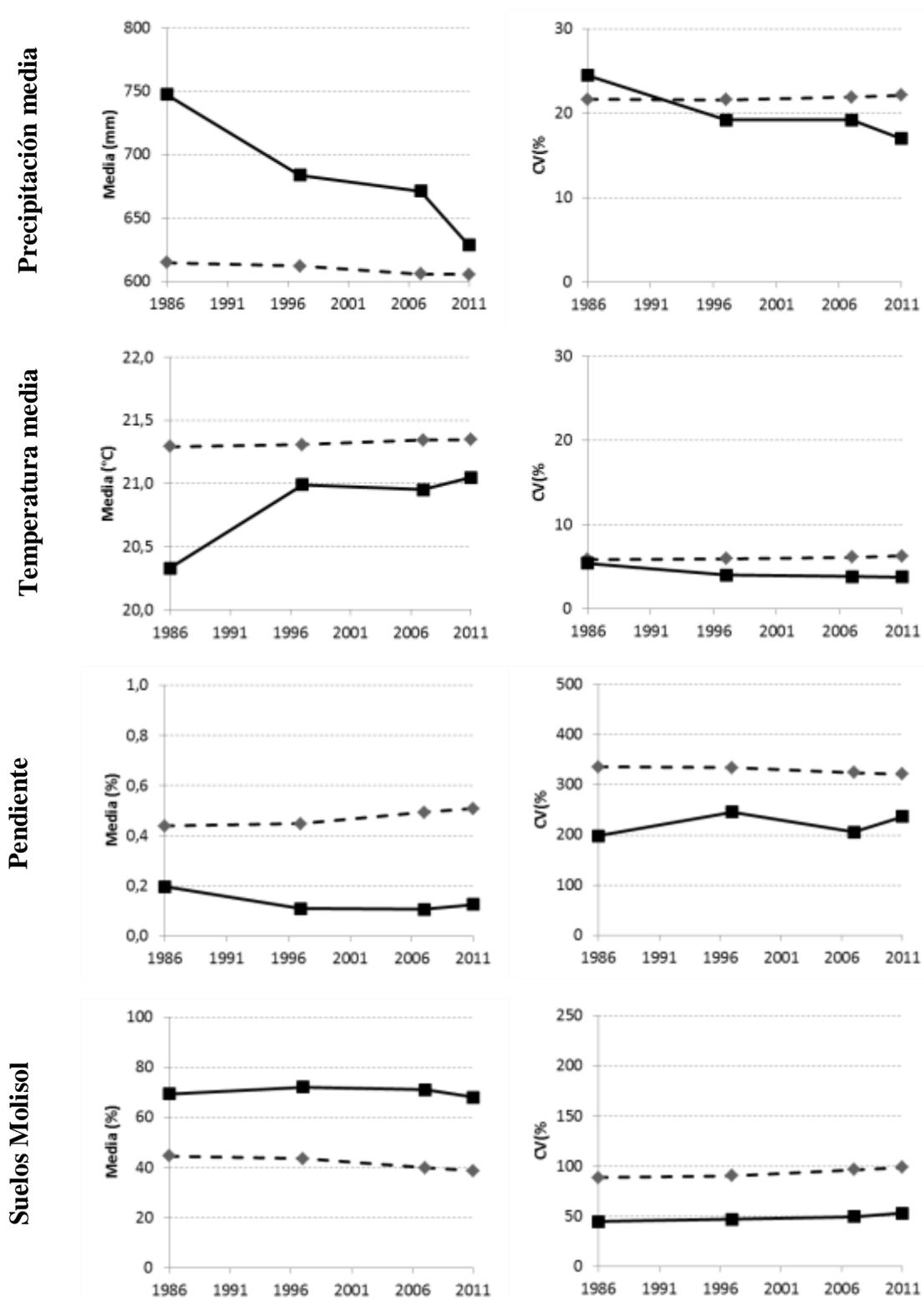


Figura 4.14. Media y coeficiente de variación (CV) de variables biofísicas correspondientes a UEA's *agropecuarias o desmonte* (línea negra continua) y *naturales o no desmonte* (línea gris discontinua). Se consideran áreas *desmontadas* a todas las UEA del área de estudio con más del 90% de su superficie deforestada y áreas *no desmontadas* a todas UEA del área de estudio con menos del 10% de desmontes).

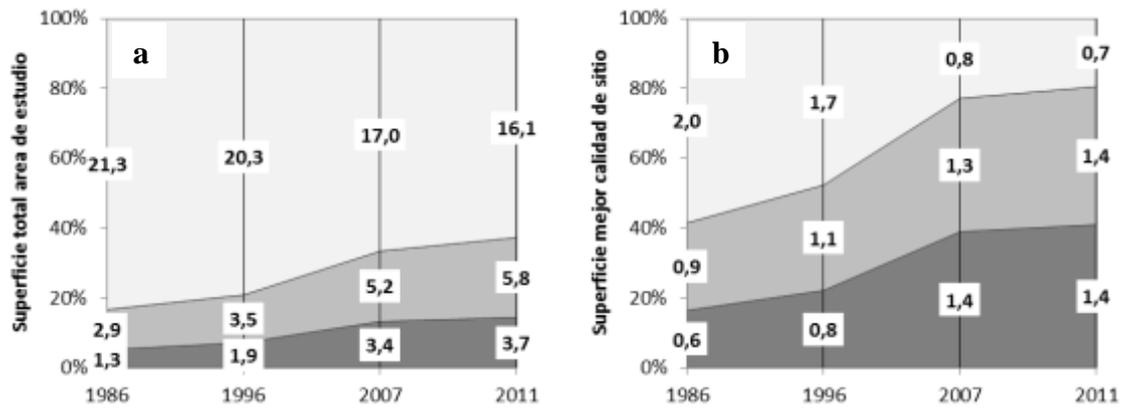


Figura 4.15. Evolución de la ocupación de tierras para actividad agropecuaria, (a) para toda el área de estudio; y (b) en áreas consideradas como la mejor combinación de cualidades ambientales definida como sitios iguales o mejores que el promedio del área de estudio (*precipitaciones > 615 mm; temperatura media anual < 21°C; pendientes < 0,43% y suelos con más de un 44% de molisoles*). En gris oscuro tierras con más de un 90% de ocupación agropecuaria (categoría 1); gris claro tierras con menos de un 10% de ocupación agropecuaria (categoría 0); y gris intermedio, tierras con menos de 90% y más del 10% de ocupación agropecuaria. Las etiquetas expresan la superficie ocupada en millones de hectáreas.

4.3.1. Dinámica temporal de los desmontes

Se ajustaron dos tipos de modelos para cada uno de los períodos analizados, uno considerando todas las variables y otro sin considerar la variable *distancia a los desmontes* para poner a prueba la hipótesis del avance por contagio, y analizar la interacción con el resto de las variables (Figura 4.16; Tabla 4.2 y Tabla 8.9 del Apéndice). Se hallaron evidencias significativas de la influencia de ocho de las 10 variables analizadas, como factores determinantes de la expansión agropecuaria (Figura 4.16 y Tabla 8.14 y Tabla 8.16 del Apéndice). Los modelos *con distancia a desmontes* (modelo CD) y *sin distancia a desmontes* (modelo SD) presentan diferencias significativas evaluados por medio de Análisis de la Devianza (P -valor < 0,0001). Los modelos SD pierden hasta un 50% de su poder explicativo (medido como $Pseudo R^2$), son menos parsimoniosos (AIC entre un 32 y un 84% más altos) y disminuyen su poder predictivo en más de un 10% (en términos de ROC) (Tabla 4.2). En los modelos CD, se observa que la variable *distancia a desmontes* captura parte de la variabilidad explicada por el resto de los factores restando importancia a las variables en un 30% en promedio y quitando significancia estadística a los factores *distancias a localidades*, y a *rutas pavimentadas*. (Figura 4.16 y Tabla 8.9 y Tabla 8.10 del Apéndice).

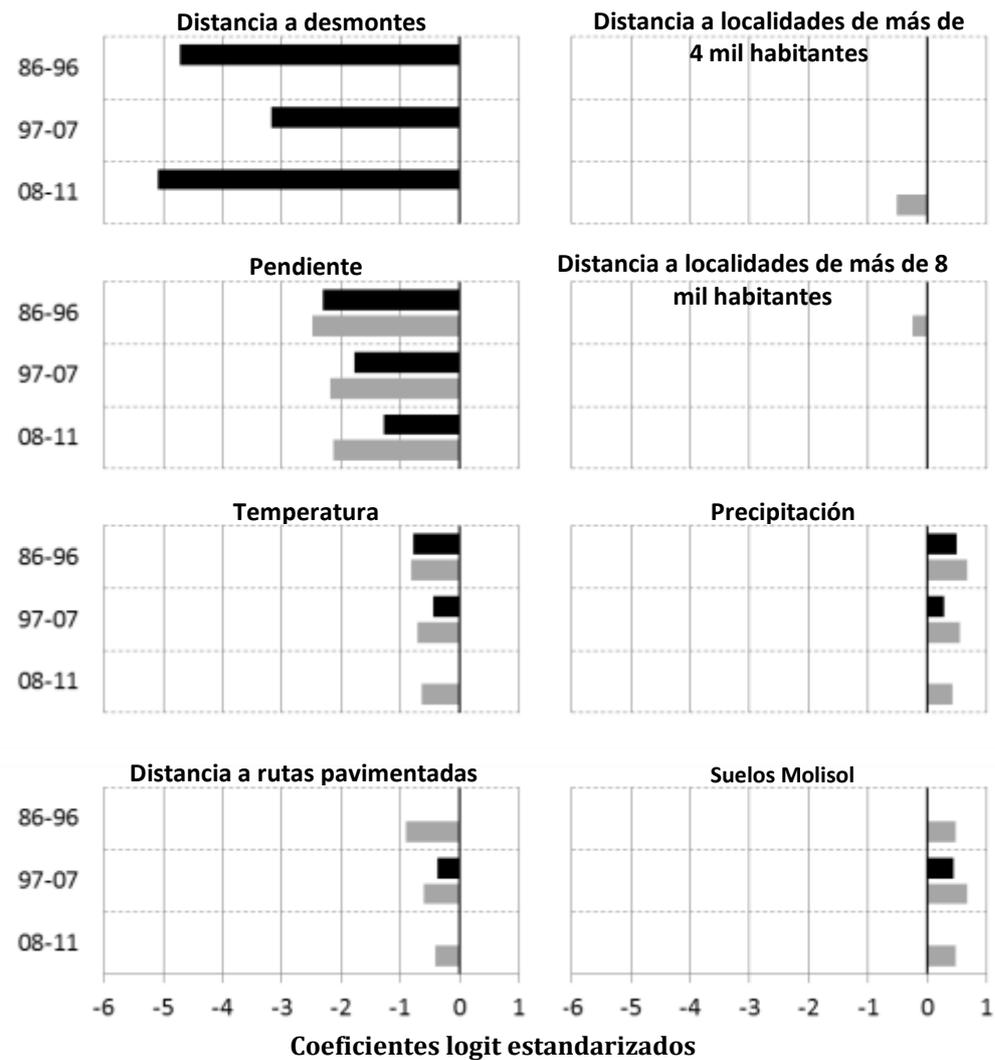


Figura 4.16. Coeficientes Logit estandarizados en diferentes momentos. En negro modelo CD (con la variable *distancia a desmontes*); en gris modelo SD (sin *distancia a desmontes*).

Si bien, el efecto de la interacción de la *distancia a desmontes* sobre el resto de los factores, fue evaluado en otras regiones del Chaco Semi-árido Sudamericano (Kaimowitz *et al.*, 2002; Mertens *et al.*, 2004; Müller *et al.*, 2010), en este área de estudio, esta variable tiene un peso relativo muy grande con una contribución independiente muy alta superando entre 8 a 10 veces la importancia del resto de los factores, explicando más del 30% de la variabilidad total y llegando a un 52% en el período 2007-11 (Figura 4.17). La importancia de esta variable hace que, la probabilidad de desmonte de áreas naturales que se encuentran a 1 km de distancia de algún emprendimiento agropecuario, sea entre 10 y 25 veces mayor que aquellas zonas que están a 10 km de distancia (*odds ratios* 0,10 para el período '97-07 y 0,04 para el '87-97 y '07-11; Tabla 8.9 del Apéndice).

El resto de los factores analizados mostraron estabilidad y coherencia a través del tiempo en cuanto a su dirección y magnitud y se observa un patrón temporal de disminución de la influencia de la mayoría de los factores con el paso del tiempo (Figura 4.16). La pérdida de importancia se acentúa en los modelos CD.

Tabla 4.2. Resumen de los principales índices de desempeño de los modelos ajustados para los tres períodos analizados, considerando a variable *distancia a desmontes* y sin ella. (Ver datos detallados en el Apéndice, Tabla 8.9 y Tabla 8.10).

	Con distancia a desmontes (CD)			Sin distancia a desmontes (SD)		
	1987-97	1997-07	2007-11	1987-97	1997-07	2007-11
Devianza nula	1070	1067	1070	1070	1067	1070
AIC	440	616	478	734	817	884
Pseudo R ²	0,61	0,44	0,57	0,33	0,25	0,19
ROC	0,95	0,90	0,94	0,86	0,82	0,78

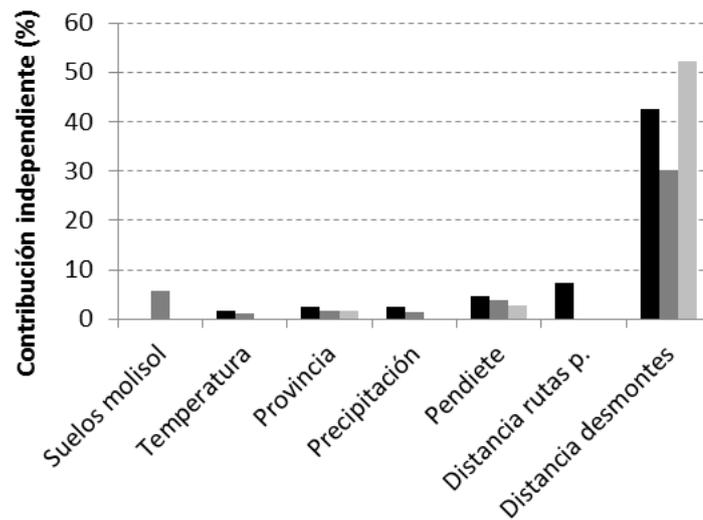


Figura 4.17. Contribución independiente a la variabilidad total de los modelos incluyendo la variable *distancia a desmontes*, expresada como porcentaje de la devianza nula. Valores obtenidos por Análisis de Partición Jerárquica mediante el algoritmo de Chevan y Sutherland (1991). Comparación de modelos de regresión logística de los períodos '87-97 (negro), '97-07 (gris oscuro) y '07-11 (gris claro).

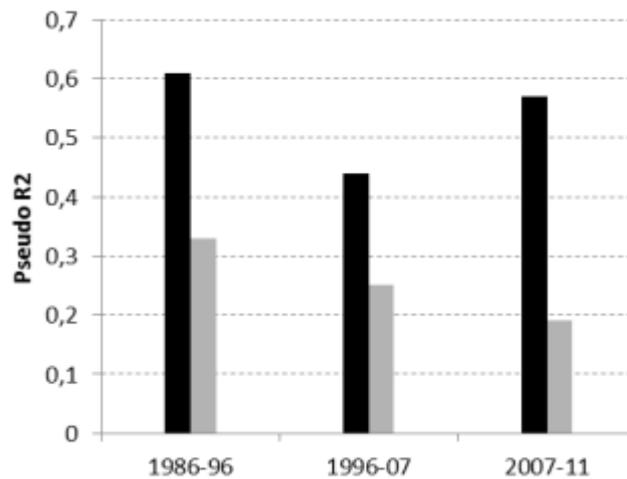


Figura 4.18. Ajuste de modelos de regresión logística para los tres períodos analizados, medidos como Pseudo R² = 1 - (Devianza residual ÷ Devianza nula). Comparación del ajuste de modelos de regresión con distancia a desmontes (negro), y sin distancia a desmontes.

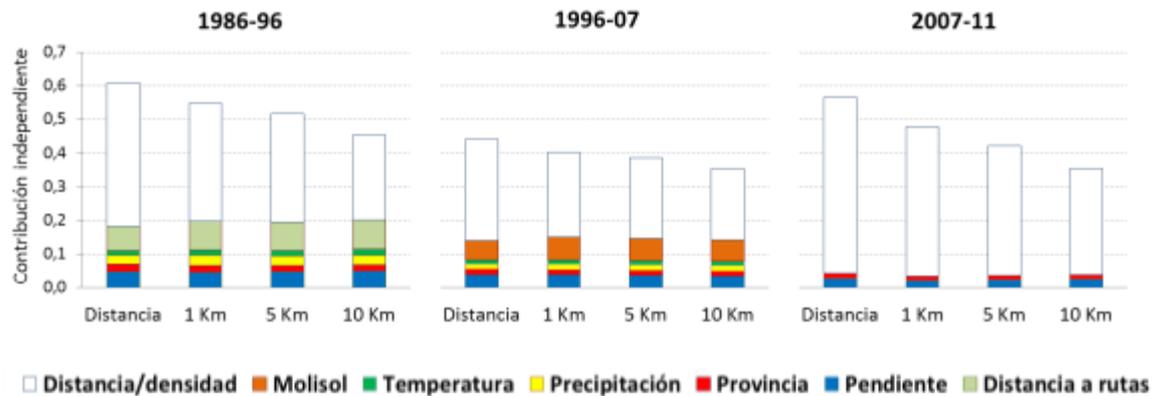
Es interesante destacar que en el período con mayor tasa de desmontes (1997-07) se obtuvieron modelos CD con menor poder explicativo ($Pseudo R^2 = 0,44$) que en el período anterior (1987-07) y posterior (2007-11), lo que podría interpretarse como que en este período la “fiebre de la soja” generó un modelo de avance más “audaz” o dicho de otra forma con menor aversión al riesgo. En los modelos SD, puede apreciarse que las variables ambientales y de infraestructura van perdiendo poder explicativo con el transcurso del tiempo (Figura 4.18).

4.3.2. La probabilidad de los desmontes en el paisaje local

Para comprender mejor como influye el paisaje local sobre la probabilidad de desmontes, se ajustaron modelos en los que se compararon por reemplazo, las variables *distancia a desmontes* y *densidad de desmontes* a 3 escalas de observación, 1, 5 y 10 km. La variable densidad cuantifica la superficie de desmontes observada en el círculo de radio r , a partir del siguiente cálculo: $superficie\ desmontada \div Superficie\ del\ círculo\ de\ observación \times 100$.

La variable *distancia* tiene mayor poder explicativo que la variable *densidad*, en la cual, las escalas de mayor detalle tienen mayor poder explicativo (mayor Pseudo R^2) y generan modelos con mayor poder predictivo (mayores índices ROC). Por otra parte, el resto de las variables que integran los modelos permanecen con coeficiente logit sin variaciones significativas (Figura 4.19 y

Tabla 8.13, Tabla 8.14, Tabla 8.15 del Apéndice). De lo anteriormente expresado surge que la probabilidad de desmontes se encuentra controlada por factores asociados a la proximidad (distancia) más que de la cantidad (superficie) de desmontes en el paisaje local. La distancia es probablemente una medida indirecta de otros factores de control relacionadas con ella como el acceso a servicios, tenencia de la tierra y factores económicos.



4.3.3. Relación entre extensión territorial y el poder explicativo de los factores

Para evaluar la capacidad predictiva/explicativa de las variables para explicar la distribución espacial de los desmontes ocurridos en diferentes extensiones territoriales, se ajustaron modelos para 3 extensiones geográficas; restringida (ER), intermedia (EI) y regional o total (ET), y para diferentes períodos de tiempo (Figura 4.20; apartado 4.2.5).

La mitad de las variables carecen de significación (pierden poder explicativo) en modelos restringidos (por ejemplo, *temperatura media*, *precipitación media* y *distancia a rutas pavimentadas*) (Figura 4.20 y Tabla 8.9, Tabla 8.11, Tabla 8.12 del Apéndice). En el resto de las variables que intervienen en los tres modelos (*distancia a desmontes*, *pendiente*) se observa una pérdida de poder explicativo que va de modelos ER a modelos ET. En términos de Pseudo R^2 , los modelos ET son un 30% más explicativos que los modelos ER e EI, son más parsimoniosos (AIC 30% más bajo) e incrementan su poder predictivo en 10% (en términos de ROC) (Tabla 4.3). La pérdida de poder explicativo es independiente del período analizado y por lo tanto sólo depende de la extensión geográfica del análisis.

Tabla 4.3. Resumen de los principales índices de desempeño de los modelos ajustados para los tres períodos analizados, y áreas de muestreo. (Ver datos detallados en Tabla 8.9, Tabla 8.11, Tabla 8.12 del Apéndice).

Período	1987-97			1997-07			2007-11			
	Restricción (km)	90	30	10	90	30	10	90	30	10
Devianza nula		1070	1150	1149	1067	1125	1139	1070	1138	1149
AIC		440	561	676	616	677	811	478	536	660
Pseudo R^2		0,61	0,52	0,42	0,44	0,41	0,30	0,57	0,54	0,44
ROC		0,95	0,92	0,88	0,9	0,89	0,83	0,94	0,93	0,88

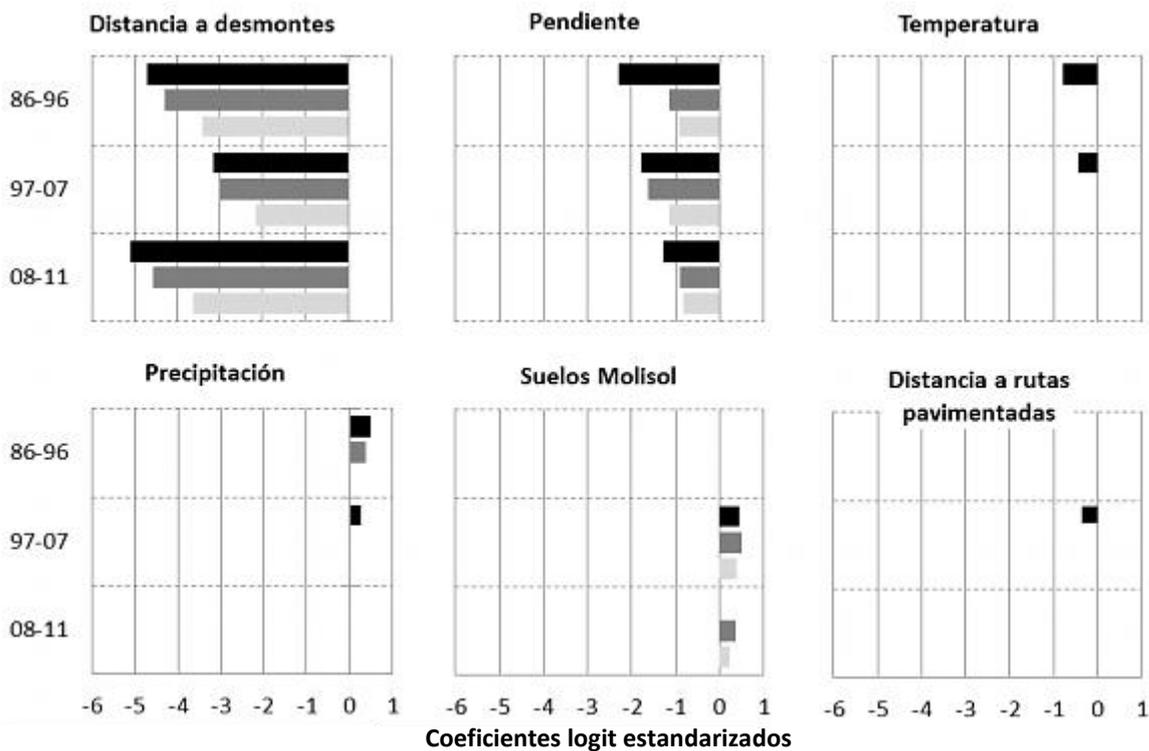


Figura 4.20. Coeficientes Logit estandarizados de modelos de regresión logística de diferentes períodos de tiempo y áreas de muestreo: negro para toda el área de estudio (total); gris oscuro: muestreo hasta 30 km de distancia del borde de los desmontes al inicio del período (intermedio); gris claro: muestreo hasta 10 km de distancia (restringido).

4.3.4. El efecto de la Ley de Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos

Para evaluar el efecto de la Ley OTBN en el área de estudio, se comparó al modelo del período 2007-11 con un modelo en el que se incluyó al mapa resultante de los procesos provinciales de zonificación derivados de la Ley de Ordenamiento Territorial (variable Ley OTBN).

De la comparación de los modelos con y sin *Ley OTBN*, por medio de Análisis de la Devianza (análogo al ANOVA) surge que no se observan diferencias significativas entre ambos modelos para nivel de confianza del 95% ($P = 0,07$), a pesar de que la variable Ley OTBN si tiene efecto significativo en el modelo (Tabla 8.16 del Apéndice). El modelo más parsimonioso es el que no incluye a la variable Ley OTBN en el cual variable *distancia a desmontes* captura el 12% de la variabilidad explicada por esta variable. Las áreas naturales que se encuentran en zonificación roja (OT zona roja) y en zona amarilla (OT zona amarilla) tienen una probabilidad 2,8 y 1,5 veces menor que aquellas ubicadas en zonas verdes respectivamente (*odds ratio* 0,35 y 0,68 respectivamente).

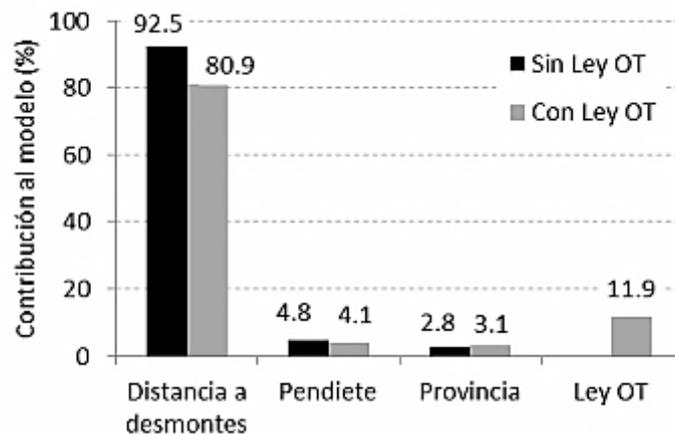


Figura 4.21. Contribución independiente de las variables, expresada como porcentaje de la devianza explicada por el modelo, obtenida por análisis de partición jerárquica mediante el algoritmo de Chevan y Sutherland (1991). Comparación de modelos de regresión logística del período 2007-11, tomando en cuenta la variable Ley de Ordenamiento Territorial (Ley OT).

4.3.5. Mapa de riesgo o propensión a los desmontes

El mapa de la Figura 4.22 muestra distribución espacial del riesgo de deforestación para momentos posteriores a 2011, derivado del cálculo de los valores predichos para cada UEA de 1 km del modelo regional ajustado para el período 2007-11 (ver modelo de la Tabla 8.9 del Apéndice). Puede observarse que la propensión a desmontes es altamente dependiente de la distancia a los desmontes preexistentes lo que determina un modelo concéntrico que disminuye con la distancia. Como resultado se observa un patrón de avance espacial de dos fronteras (Oeste-Este y Este-Oeste) que se dirigen hacia la zona central y más seca del Chaco semiárido (Figura 4.3). La secuencia de mapas de la Figura 4.2 y la Figura 4.22 muestran que el avance agrícola por contagio, también incluye una alta frecuencia de avances en pequeños "saltos" y una baja frecuencia de grandes "saltos" (Figura 4.2 y Figura 4.22).

De acuerdo con el modelo basado en los datos 2007-11, habían más de 2.785.000 ha con probabilidades mayores al 85%. Si la tasa de deforestación continúa con las tendencias del último periodo (193.000 ha.año⁻¹) ésta superficie (equivalente al 10% del área de estudio) sería deforestadas en un plazo inferior a 15 años.

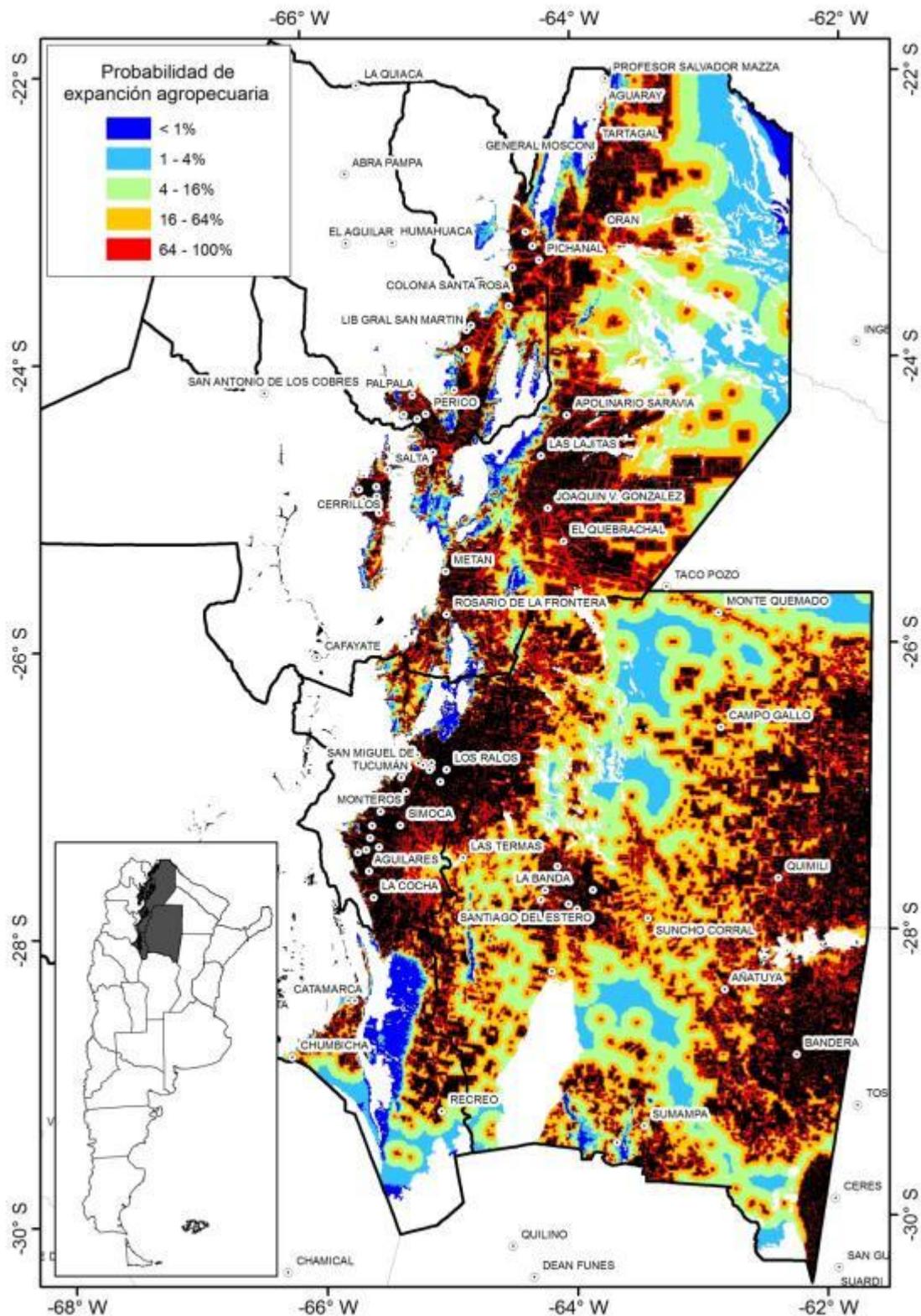


Figura 4.22. Probabilidad espacial relativa de la expansión agrícola en el Noroeste Argentino. Se excluyeron del mapa las zonas de baños, playas de río, salinas y salares, cuerpos de agua y cubiertas artificiales (ciudades, pueblos, etc.)

4.4. Conclusiones

La expansión agropecuaria el NOA está encontrando limitaciones de espacio relativas a la calidad de sitio. Se avanza hacia el semi-árido en donde el conocimiento sobre la sustentabilidad de los sistemas productivos es escaso. En el período 1987-2011, la dinámica de expansión estuvo guiada por ocho factores de control: cuatro biofísicos (*pendiente, precipitación, temperatura, molisoles*), tres de infraestructura (*distancia a localidades de 4 y 8 mil habitantes y distancia a caminos pavimentados*) y el factor de paisaje "*distancia a desmontes*". Este último tiene una importancia muy grande; supera entre 8 y 10 veces a las demás variables, explicando entre el 30 y 52% la variabilidad total observada. Esta particularidad indica que existe una dinámica de desmontes de avance por contagio (avance de frontera) controlada por la proximidad a zonas ya desmontadas y en menor medida por la calidad de sitio (lluvia, temperatura y suelo). Las condiciones biofísicas explicarían la distribución espacial de los desmontes a nivel regional, en el cual las áreas más deforestadas se corresponden con las zonas más favorables para la actividad agropecuaria.

Las variables ambientales van perdiendo capacidad de explicar la localización de los desmontes con el paso del tiempo, lo que puede atribuirse al avance agropecuario sobre zonas ambientalmente más homogéneas. La *distancia a localidades* tiene escasa o nula influencia para todos los niveles poblacionales analizados, acentuándose esta característica con el paso del tiempo. Es probable que esto se deba a que el modelo de expansión se encuentra controlado por *commodities* de mercado externo, con insumos importados desde otras regiones (semillas, agroquímicos, combustible, servicios de cosecha, etc.) en donde las urbanizaciones locales tienen poca intervención como mercados proveedores de servicios o insumos. La aparición de vehículos de doble tracción y gran motorización ha permitido la llegada a zonas que eran inaccesibles en otros momentos, lo que podría explicar la baja influencia de caminos pavimentados en la localización de los nuevos desmontes.

El efecto de expansión agrícola por contagio es un proceso determinante en la transformación del Chaco Semiárido Sudamericano, puesto que también fue observado en otros países pero con menor poder explicativo (Kaimowitz et al, 2002; Mertens et al, 2004; Müller et al, 2010). En nuestra área de estudio, la probabilidad de ocurrencia de desmontes es 10 a 25 veces mayor en las zonas espaciadas a menos de 1 km de las zonas agrícolas. La distancia a desmontes como variables de alto poder predictivo es por sí misma un factor de baja calidad explicativa ya que engloba o resume factores asociados de manera espacial que probablemente estén vinculados entre sí. Una explicación plausible es que los sistemas de producción en base de *commodities* de exportación son cada vez más autosuficientes en términos de infraestructura y servicios, y que a su vez atraen inversiones cerca de las áreas ya desarrolladas (Müller et al., 2010). Probablemente los procesos de "control de tierras" (*land control*) estén asociados a la expansión agroindustrial en el Chaco semi-árido (Leake y Ecónomo, 2008; Paruelo et al., 2011; Seghezzo et al., 2011; Venencia et al., 2012). Por "control de tierras" se entiende al conjunto de procesos desarrollados para consolidar formas de acceso y tenencia de las tierras, que incluyen prácticas como la ocupación, legalización, territorialización, aislamiento, prácticas de violencia (Peluso y Lund, 2011).

El patrón de expansión agrícola por contagio indica que una gran extensión de tierras alrededor de las áreas agropecuarias ya existentes, se transformarán en un futuro próximo (el 10% del área de estudio en los próximos 15 años). Este fenómeno magnifica el potencial efecto de avance por "saltos". De no mediar restricciones ambientales, cualquier desmonte aislado podría causar incisiones en la matriz de paisaje

natural (véase Forman (1995), Jaeger (2000)) generando condiciones favorables para la atracción de nuevos desmontes.

El instrumento legal creado por el gobierno nacional para controlar el proceso de desmontes (Ley 26.331 de Presupuestos Mínimos de Bosques Nativos), fue insuficiente para controlar tanto la cantidad como la ubicación de los nuevos desmontes. La aplicación de la Ley en las provincias estudiadas, produjo un leve efecto de disminución de los desmontes en un 20% con relación al período anterior (1997-2007). Con estos valores, la tasa anual de desmontes 2007-2011 (-0,92%) continúa por encima del promedio mundial y latinoamericano (0,23 y 0,51%) reportados por FAO (2011). Cabe destacar que mientras los desmontes tuvieron una leve disminución en el área de estudio, existió un aumento equivalente en otras provincias de Argentina, determinando que el total nivel nacional permanezca invariante en comparación con el período anterior a la aplicación de la Ley 26.331 (UMSEF, 2012). Por otra parte, no se observaron diferencias significativas en cuanto a la localización de los nuevos desmontes entre períodos anterior y posterior a la Ley. Esto indica que existió un bajo nivel de acatamiento de la zonificación ambiental propuesta por las provincias en el marco de la Ley 26.331. Este resultado es consistente con el informe de desmontes elaborado por la Red Agrícola Forestal para la provincia de Salta (REDAF, 2013).

Los cambios en el Chaco Semiárido podrían tener grandes consecuencias ecológicas y sociales, poniendo en peligro la sustentabilidad de la producción y el nivel de provisión de servicios ecosistémicos intermedios (sensu Fisher *et al.* 2009) como la diversidad de las especies, la regulación hídrica y la captura de carbono. Los altos índices de fragmentación de hábitats detectados (Gasparri y Grau, 2009) podrían incrementarse si el proceso de desmonte continúa realizándose al mismo ritmo, tanto en cantidad como en localización.

Los modelos logísticos espacialmente explícitos son herramientas útiles para analizar la dinámica de la deforestación. Los coeficientes logit proveen información sobre la dirección y la magnitud de los efectos de factores hipotéticos seccionados a priori, y permiten además, comparar modelos mediante su estandarización a partir de sencillos métodos de cálculo. Considerar información histórica de los patrones de desmontes reduce el riesgo de interpretaciones erróneas en base a análisis instantáneos y proporciona una sólida base para interpretar los procesos que controlan los cambios. Los mapas de probabilidades de desmontes espacialmente explícitas proporcionan información útil para el ordenamiento territorial, las políticas ambientales y de manejo de recursos naturales.

Capítulo 5

Cambios funcionales en los ecosistemas asociados al desmonte del

Noroeste de Argentina^(*)

* Este capítulo está basado en el artículo: Volante, J.N., Alcaraz-Segura, D., Mosciaro, M.J., Viglizzo, E.F., Y J.M. Paruelo. 2012. Ecosystem functional changes associated with land clearing in NW Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 154 (2012) 12– 22.

5. Cambios funcionales en los ecosistemas asociados al desmonte del Noroeste de Argentina

5.1. Introducción

El mayor problema que plantea la conversión de áreas naturales en tierras de cultivo es el cambio en la provisión de servicios ecosistémicos (Dirzo y Raven, 2003; Millenium Ecosystem Assessment, 2005). Los servicios ecosistémicos (SE) se han definido de diferentes maneras y, dependiendo de ello, podemos encontrar diferentes clases de SE (Fisher *et al.*, 2009). Por un lado, el *Millenium Ecosystem Assessment* (MEA, 2005) señala que la definición de SE son los "beneficios" que las personas obtienen de los ecosistemas. La definición del MEA y otras relacionadas (Daily, 1997; Costanza *et al.*, 1998), consideran elementos subjetivos y culturales fuera de los sistemas ecológicos en la caracterización del nivel de provisión de SE. El MEA clasifica a los servicios ecosistémicos en SE de aprovisionamiento, SE de regulación, SE culturales, y SE de soporte (Figura 5.1). En el esquema de MEA, el nivel de provisión de SE de regulación, o soporte no sólo involucra aspectos básicos del funcionamiento de los ecosistemas (por ejemplo, intercambios de materia y energía de los ecosistemas (Virginia y Wall, 2001)), sino también el contexto social de valores, intereses y necesidades.

Por otro lado, Boyd y Banzhaf (2007) se refieren a los SE, como los componentes ecológicos directamente consumidos o aprovechados para generar bienestar humano, sin tener en cuenta el contexto subjetivo y cultural. Desde esta perspectiva, Fisher *et al.* (2009) definen SE como los componentes o aspectos de los ecosistemas, utilizados (activa o pasivamente) para producir el bienestar humano. El análisis realizado en este capítulo está basado en esta definición. Fisher *et al.* (2009) proponen un esquema de clasificación de SE donde considera a la estructura y al funcionamiento del ecosistema como "SE Intermedios", que a su vez determinan "SE Finales" (Figura 5.1). Varios "Servicios Intermedios" (por ejemplo, producción primaria o la composición de especies) pueden determinar el nivel de provisión de "Servicios Finales" (por ejemplo, producción de forraje o el secuestro de C). El vínculo entre estructura y funcionamiento ecosistémico (servicios intermedios) y los Servicios Finales se definen por medio de "funciones de producción" (Figura 5.1). Tales funciones de producción están bien definidos para SE Finales con valor de mercado, tales como la producción de granos, donde los rendimientos se definen por una serie de factores biofísicos (agua, disponibilidad de nutrientes, temperatura, etc.) y factores de manejo (fecha de siembra, prácticas culturales, etc.). La definición de funciones de producción para SE Finales (por ejemplo, el secuestro de C) desde el nivel de provisión de SE Intermedios (por ejemplo, producción primaria neta, estructura de la vegetación, o características del suelo) ha sido identificada como un importante paso para incorporar la idea de SE en la toma de decisiones (Lattera *et al.*, 2011).

Las compensaciones o intercambios entre SE conducen a aumentos en el nivel de provisión de algunos SE (por ejemplo, producción de alimentos) y la reducción en otros (por ejemplo, protección del suelo, la regulación del agua, captura de C, etc.) (de Groot *et al.*, 2010). Los cambios en la provisión de SE Finales se producen por medio de cambios estructurales y funcionales (Servicios Intermedios), tales como la pérdida de biodiversidad, cambios en la dinámica del C y del agua (Guerschman *et al.*, 2003; Jackson *et al.*, 2005; Noretto *et al.*, 2005; Fisher *et al.*, 2009). Por lo tanto, para definir las "funciones de impacto", sería necesario identificar la alteración principal y los factores de estrés, y cuantificar sus efectos, por ejemplo, cómo el nivel de un SE (por

ejemplo, el secuestro de C) cambia con un disturbio o perturbación en particular (por ejemplo, superficie deforestada).



Figura 5.1. Principales conceptos relacionados con dos sistemas de clasificación de Servicios Ecosistémicos: el sistema adoptado por MEA (2005) y el desarrollado por Fisher *et al.* (2009). Las flechas negras indican la relación entre las diferentes categorías de Servicios Ecosistémicos y la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas. Dicha relación se define en términos de funciones de producción (círculos) relaciones matemáticas formales entre el funcionamiento ecosistémico y Servicios Ecosistémicos. Las líneas punteadas representan la relación entre las categorías de SE. Las líneas discontinuas representan la influencia de las necesidades, intereses y valores humanos en la definición de beneficios y SE, en los dos esquemas de clasificación.

Las ganancias de C o la producción primaria neta (PPN) es un descriptor que integra aspectos fundamentales del funcionamiento de los ecosistemas (McNaughton *et al.*, 1989; Virginia y Wall, 2001). Como SE Intermedio (sensu Fisher *et al.* 2009), la PPN es un determinante clave de varios SE Finales como son, la producción de *commodities*, la captura de C, la protección del suelo, la purificación y provisión de agua, la provisión de hábitat y refugio, entre otros (Viglizzo *et al.*, 2011). Por otra parte, dada la misma ganancia anual de C, una distribución más equitativa de PPN durante todo el año (baja estacionalidad, es decir, de bajo coeficiente de variación intra-anual PPN) tiene efectos directos positivos en SE Finales, como el aumento en la retención de N (Vitousek y Reiners, 1975), la reducción de las pérdidas de suelo y la escorrentía, y una mayor estabilidad en la disponibilidad de biomasa verde para los consumidores primarios (Viglizzo *et al.*, 2011). La PPN ha sido relacionada con el valor económico de los SE en el nivel de bioma (Costanza *et al.*, 1998). La dinámica de ganancia del C tiene una ventaja adicional para caracterizar el nivel de provisión de SE Intermedios: la PPN pueden ser monitoreada a partir de datos obtenidos por teledetección (Running *et al.*, 2000). Las imágenes satelitales son ampliamente utilizadas para realizar estimaciones espacialmente continuas de la PPN de grandes áreas y con alta frecuencia temporal, evitando el uso de protocolos de inter o

extrapolación de puntos (ver por ejemplo, Kerr y Ostrowsky (2003); Pettorelli *et al.* (2005)). El método más ampliamente utilizado para caracterizar las ganancias de C y el funcionamiento de los ecosistemas a partir de datos de satélites ha sido el uso de las curvas estacionales de los índices espectrales de vegetación (IV) como el Índice de Vegetación Normalizado (IVN) o el Índice de Vegetación Mejorado (IVM). Estos índices son estimadores lineales de la fracción de radiación fotosintéticamente activa que es absorbida por los tejidos verdes (Sellers *et al.*, 1992). Por tanto resulta un factor clave en los modelos de producción primaria (Monteith, 1972; Running *et al.*, 2000). Las relaciones empíricas entre los índices de vegetación y de la PPN están bien documentados en la literatura (véase por ejemplo, (Paruelo *et al.*, 1997; Running *et al.*, 2000; Piñeiro *et al.*, 2006). Dos atributos derivados de la dinámica estacional de IV describen la mayoría de la variabilidad de la dinámica de las ganancias de C a través de tipos de vegetación: la media anual de IV (una estimación del total anual de las ganancias de C) y el coeficiente de variación de los valores estacionales de IV (un descriptor de la estacionalidad de las ganancias de C) (Paruelo y Lauenroth, 1998; Paruelo *et al.*, 2001; Pettorelli *et al.*, 2005; Alcaraz-Segura *et al.*, 2006). Estos dos atributos funcionales de los ecosistemas (AFE), pueden ser interpretados (*sensu* Fisher *et al.*, 2009) como SE Intermedios relacionados con la dinámica de ganancia C, y han sido ampliamente utilizados para caracterizar el funcionamiento del ecosistema y evaluar los efectos de los cambios de uso del suelo sobre el mismo (Paruelo y Lauenroth, 1998; Paruelo *et al.*, 2001; Guerschman *et al.*, 2003; Roldán *et al.*, 2010).

Los efectos del desmonte en los atributos funcionales de los ecosistemas (AFE), al igual que la producción primaria y la estacionalidad de las ganancias de C, se puede evaluar utilizando aproximaciones metodológicas temporales y espaciales. El enfoque *temporal* requiere una comparación de AFE de un territorio, antes y después de producido el desmonte. El enfoque *espacial* se basa en la comparación de tierras desmontadas con zonas boscosas vecinas en un momento dado. Por ejemplo, siguiendo esta aproximación, las áreas protegidas han sido frecuentemente propuestas como áreas de referencia (Schonewald-Cox, C., 1998; Stoms y Hargrove, 2000; Cridland y Fitzgerald, 2001; Garbulsky y Paruelo, 2004; Paruelo *et al.*, 2005c; Alcaraz-Segura *et al.*, 2008, 2009a; b). Este tipo de aproximación es denominada comúnmente como de sustitución de "*tiempo por espacio*" y es frecuentemente utilizada en ciencias ambientales basándose en el supuesto de que es posible identificar áreas de referencia y líneas de base. Ambos enfoques, espaciales y temporales, tienen limitaciones. En el primer caso, puede ser difícil de identificar zonas de referencia que corresponden a las mismas unidades de vegetación y que tengan condiciones ambientales similares (Ej.: tipo de suelo). En el segundo, las condiciones ambientales de base (sobre todo del clima) pueden cambiar a través del tiempo.

En base a lo planteado en párrafos anteriores, propongo las siguientes hipótesis:

a) Sobre la base de la correspondencia general entre la complejidad de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas (Odum, 1969), se postula que cuanto mayor es la diferencia estructural entre la vegetación que se reemplaza y los cultivos introducidos en el terreno desmontado, mayores son los cambios funcionales. A partir de esta hipótesis, podemos predecir que *los mayores cambios en el funcionamiento del ecosistema se produce cuando la selva es sustituida por cultivos de herbáceas anuales.*

b) La transformación de tierras con vegetación natural en la agricultura no sólo produce un cambio en la magnitud de los atributos funcionales, sino que también reduce su estabilidad interanual. Nuestra predicción es que *el coeficiente de variación*

interanual y las anomalías año a año de los atributos funcionales será mayor en el desmonte que en las áreas naturales.

c) La vegetación natural, un sistema más diverso que las tierras de cultivo en términos de especies, tipos funcionales de plantas, e interacciones, tiene mayor capacidad para amortiguar los impactos de las fluctuaciones interanuales de la precipitación sobre los atributos funcionales que las tierras de cultivo. Nuestra predicción es que *las anomalías interanuales de la precipitación anual van a generar mayores anomalías de las ganancias de C en las tierras desmontadas que en las áreas naturales.*

En base a estas hipótesis, los objetivos del presente capítulo son:

(1) Evaluar el efecto del desmonte de tierras para la agricultura en dos variables de funcionamiento de los ecosistemas, derivados de la dinámica estacional del Índice de Vegetación Mejorado (IVM), la media anual y el coeficiente de variación estacional a través de cuatro tipos de vegetación, en un gradiente que va desde la selva de la ecorregión de Las Yungas, a los bosques secos, matorrales y pastizales de la ecorregión del Gran Chaco.

(2) Analizar las diferencias en las respuestas de los atributos funcionales de los ecosistemas (AFE) entre las tierras de cultivo y la vegetación natural, producidas por fluctuaciones interanuales de precipitación.

5.2. Materiales y Métodos

La región analizada corresponde a la misma región descrita en el Capítulo 1 de la presente Tesis (Apartado 2.2.1; Figura 2.1), abarca un territorio de 27,6 millones de hectáreas de las provincias del Noroeste Argentino ubicado entre los 22° y 30° Latitud Sur y 61° y 66° Longitud Oeste.

Para caracterizar el funcionamiento del ecosistema se utilizó un estimador de la dinámica de las capturas del C, el Índice de Vegetación Mejorado (IVM) (Huete *et al.*, 2002). El IVM se calcula como sigue:

$$IVM = 2,5 \cdot (IR - R) / (IR + C_1 \cdot R - C_2 \cdot B + L)$$

Donde B, R e IR expresan las reflectancias de las superficies atmosféricamente corregidas en el azul, rojo, e infrarrojo cercano respectivamente; L (= 1) es un factor de corrección de la influencia del suelo, el C₁ (= 6) y C₂ (= 7.5) son coeficientes que consideran la presencia de aerosoles y que utilizan la banda azul para corregir la reflectancia de la banda roja.

Se utilizó una serie temporal de imágenes del satélite MODIS-Terra (producto MOD13Q1) del 2000 al 2007, con una resolución temporal de 16 días y un tamaño de píxel de 230 x 230 m. La información de calidad pixel a pixel provista por este producto, se utilizó para filtrar los valores influenciados por nubes, sombras de nubes y aerosoles. Para cada año hidrológico (octubre-septiembre) del período 2000-2007, se calcularon la media anual de IVM (IVM_medio) como estimador de la PPN, y el coeficiente de variación estacional de IVM (IVM_CV) como un indicador de la variabilidad estacional o variabilidad intra-anual (Pettorelli *et al.*, 2005).

Los cambios en los atributos funcionales de los ecosistemas (AFE) inducidos por el desmonte para actividad agropecuaria, se evaluaron mediante la comparación de información pareada, de sitios agrícolas de secano (ya sea cultivos anuales o pasturas) y vegetación natural circundante o próxima. De todos los sitios agrícolas fotointerpretados

en el área de estudio (más de 100.000 parcelas agrícolas que ocupan 6,7 millones de hectáreas), se eligieron aquellos que cumplieron las condiciones: a) que la parcela agrícola sea lo suficientemente grande como para contener al menos cinco "píxeles puros" MODIS, y b) que además, existieran también cinco o más píxeles puros de vegetación natural dentro de una distancia inferior o igual a 1500 m desde el borde de la parcela. Se entiende por píxel puro a aquel que posee más del 95% de su superficie dentro de una cubierta única (cultivo o vegetación natural) lo que presupone una baja contaminación por bordes. La restricción de los 1500 m se impuso para minimizar la variación espacial de los factores ambientales como el suelo o las condiciones climáticas ya que los correlogramas del I de Moran (Legendre y Legendre, 1998), de los atributos funcionales del área natural mantienen alta autocorrelación espacial (I de Moran > 0,5) significativa (Z-valor > 5; valor de $p < 0,05$) hasta esta distancia.

Los píxeles se consideraron como puros cuando más del 95% de su área corresponde a un solo tipo de vegetación (Dormann *et al.*, 2007). Los *sitios apareados* sólo fueron elegibles cuando se podría seleccionar el mismo número de píxeles dentro y fuera del terreno desmontado, y además cuando, el tipo de vegetación fuera de la parcela era igual a la vegetación dentro de la parcela, antes de producirse el desmonte.

Para cada sitio, a partir de todos los píxeles dentro y fuera de la parcela desmontada, se calculó la media espacial de IVM_medio e IVM_CV para la parcela y para la vegetación natural, respectivamente. El proceso para identificar los sitios pareados se repitió para cada año entre 2001 y 2007 con los mapas digitales de desmontes del noroeste de Argentina desarrollados *ad hoc* (Figura 2.16, 2b y 2c). Este proceso produjo un total de 27.367 sitios pareados para el período 2001-2007 (siete años con: 3591, 3614, 3637, 3762, 4221, 4221, 4321 sitios pareados entre 2001 y 2007, respectivamente).

Durante la selección de los sitios pareados, también se registraron tipos de vegetación para evaluar el efecto del impacto que tuvo el desmonte en los AFE tomando en cuenta la estructura de la vegetación y la complejidad estructural (desde pastizales a la selva). Los mapas de vegetación se obtuvieron mediante reclasificación de categorías del Primer Inventario de Bosques Nativos de la Argentina (UMSEF, 2002, 2007c) agrupadas en cinco clases: bosques húmedos, bosques secos, matorrales, pastizales y otras tierras (Figura 2.16, 2b y 2c).

Del conjunto de sitios pareados, se han seleccionado al azar subconjuntos que cumplieron dos criterios: a) ser independientes en el tiempo, por lo que sólo uno de los años disponibles se seleccionó al azar, y b) independientes en el espacio, por lo que se seleccionaron sitios con suficiente separación entre sí. La distancia mínima entre pares de sitios, fue determinada cuando los correlogramas construidos a partir de la *I de Moran* para la variable analizada comenzó a mostrar ausencia significativa de autocorrelación espacial ($p < 0,01$). Por otra parte, se determinó el tamaño mínimo de la muestra de cada subconjunto necesario para capturar la mayor parte de la varianza en los datos para cada tipo de vegetación y variables. Para esto, se calculó el aumento en la varianza acumulada cuando un nuevo sitio apareado era incluido en la muestra. El tamaño de muestra quedó determinado cuando el aumento de la varianza por incluir una nueva muestra era menor que 5%. La Tabla 5.1 resume los subconjuntos de las variables estudiadas, y el número y características de las muestras sobre la base de los criterios anteriores.

Tabla 5.1. Significado biológico, número de registros en el conjunto inicial, tamaño de muestra de subconjuntos aleatorios, y restricción espacial para evitar autocorrelación espacial (cuando los correlogramas del I de Moran comenzaron a mostrar ausencia de autocorrelación espacial significativa, para un p-valor <0,01) para las variables utilizadas en cada análisis.

Variable	Significado	Número de observaciones en la base de datos inicial	Tamaño (n) de la sub-muestra al azar	Distancia mínima entre sitios muestreados	Fig.
IVM_medio	Promedio anual del Índice de Vegetación Mejorado (IVM), como estimador de la PPNA	Sitios pareados 27367 (natural vs. desmonte).	10 para cada tipo de vegetación	60 km	Figura 5.2
IVM_CV	Coficiente de variación intra-anual de IVM, describe la variabilidad estacional de las ganancias de C	Sitios pareados 27367 (natural vs. desmonte).	10 para cada tipo de vegetación	60 km	Figura 5.2
Diferencia relativa de IVM_medio (%)	Diferencia relativa de IVM_medio entre vegetación natural y desmonte ([natural – desmonte] / natural)	27367 diferencias relativas	50	6.5 km	Figura 5.3
Diferencia relativa de IVM_CV (%)	Diferencia relativa de IVM_CV entre vegetación natural y desmonte ([natural – desmonte] / natural)	27367 diferencias relativas	50	6.5 km	Figura 5.3
CV Interanual de IVM_medio	Coficiente de variación inter-anual de IVM_medio, como un indicador de la variabilidad inter-anual de la producción primaria	2338 (sitios pareados que tienen 7 años de observaciones)	50	12.5 km	Figura 5.4
CV Inter-anual de IVM_CV	Coficiente de variación inter-anual de IVM_CV, como un indicador de la variabilidad inter-anual de la estacionalidad	2338 (sitios pareados que tienen 7 años de observaciones)	50	12.5 km	Figura 5.4
Anomalía de IVM_medio (%)	Diferencia relativa entre IVM_medio de cada año y el promedio de 7 años ([media de largo plazo – media particular] / [media de largo plazo]).	2338 (sitios pareados que tienen 7 años de observaciones)	630	8 km	Figura 5.5
Anomalía de precipitación (%)	Diferencia relativa entre la precipitación de cada año y el promedio de 7 años ([media de largo plazo – media particular] / [media de largo plazo]).	2338 (sitios pareados que tienen 7 años de observaciones)	630	8 km	Figura 5.5
Intercepto	Parámetro (intercepto-Y) de la regresión lineal entre Anomalía de la Precipitación (%) y Anomalía de IVM_medio (%).	2338 (sitios pareados que tienen 7 años de observaciones)	630	8 km	Figura 5.5
Pendiente	Parámetro de la regresión lineal entre Anomalía de precipitación (%) y Anomalía de IVM_medio (%).	2338 (sitios pareados que tienen 7 años de observaciones)	630	8 km	Figura 5.5

Para explorar los efectos del desmonte sobre los AFE, en primer lugar se realizó, para cada tipo de vegetación, una comparación de histogramas de frecuencia del IVM_medio e IVM_CV entre las parcelas desmontadas y la vegetación natural apareada. Para construir los histogramas, se extrajeron 1.000 sub-muestras al azar de los sitios pareados y se calculó la media de cada sub-muestra aleatoria. El tamaño de esta sub-muestra se especifica en la Tabla 5.1 para cada tipo de variable y vegetación. 1.000 promedios fueron necesarios para obtener una distribución normal de las medias de las variables. Luego, se compararon las diferencias entre los histogramas de la vegetación natural y las tierras desmontadas mediante prueba de *t de Student* de una cola para muestras pareadas.

Para evaluar si existen diferencias significativas del efecto del desmonte en los AFE a través del gradiente de estructuras de vegetación (de la selva al pastizal), lo primero que se calculó fueron las diferencias relativas de IVM_medio e IVM_CV entre la vegetación natural y las parcelas desmontadas $([natural - desmonte] / natural)$ para todos los sitios pareados. Luego, se extrajeron 1.000 sub-muestras al azar de los sitios vinculados y se calculó la media de las diferencias relativas para cada sub-muestra al azar. El tamaño de la submuestra se especifica en la Tabla 5.1 para cada tipo de variable y de vegetación. Fueron necesarias mil extracciones para obtener una distribución normal de medias. Las diferencias entre los tipos de vegetación fueron evaluadas mediante la ejecución de análisis de varianza (ANOVA) de los 1000 submuestras al azar. Las comparaciones entre las estructuras de vegetación se basa en el procedimiento *S de Sheffe*, que ofrece un nivel de confianza para la comparación de medias entre todos los tipos de vegetación y es conservador para las comparaciones de las diferencias simples de a pares.

Para evaluar si el desmonte redujo la estabilidad interanual de IVM_medio e IVM_CV, sólo se utilizaron sitios que tenían siete años de datos completos (es decir, a partir de los iniciales 6.108 sitios, sólo 2.338 tenían 7 años de datos). En primer lugar, se calculó el coeficiente de variación interanual de IVM_medio e IVM_CV de las parcelas desmontadas y vegetación natural apareada. Posteriormente, se procedió como en el análisis previo, la selección de 1.000 submuestras para ejecutar los análisis de varianza. Las comparaciones entre las parcelas desmontadas y en los tipos de vegetación también se basaron en el procedimiento *S de Sheffe*.

Para evaluar si la vegetación natural tiene mayor capacidad que las tierras de cultivo para amortiguar los impactos que las fluctuaciones interanuales de las precipitaciones tienen sobre las ganancias de C (IVM_medio), se evaluó la relación entre las anomalías interanuales en la precipitación e IVM_medio. Los datos mensuales de precipitación se obtuvieron de la Misión de Medición de Lluvias Tropicales (TRMM, del inglés *Tropical Rain Monitoring Mission*) de archivos con una resolución espacial de $0,25 \times 0,25^\circ$ (producto 3B43, V6), distribuidos por la NASA (*Goddard Earth Sciences (GES) Data and Information Services Center*). Las anomalías se calcularon como la desviación relativa de cada año hidrológico (de octubre a septiembre) de la media de largo plazo (período 2000-2007), de la siguiente manera: $(\text{promedio de largo plazo} - \text{año en particular}) / (\text{promedio de largo plazo}) * 100$. Para todos los sitios pareados que tenían siete años completos de datos (2.338), se estimó la pendiente y la intersección de Y, de la relación entre las anomalías en las precipitaciones e IVM_medio. Se calculó la autocorrelación espacial (ver explicación anterior para correlogramas de I de Moran) de las pendientes y se tomaron muestras al azar de los sitios vinculados con una restricción espacial de 8 km de distancia (donde los correlogramas comenzaron a mostrar ausencia de autocorrelación espacial significativa

($p > 0,01$). Se realizaron 680 estimaciones de los parámetros de la regresión entre las anomalías de IVM_medio y la precipitación. Finalmente, se calculó el promedio de las pendientes e intersecciones de Y, y se compararon las diferencias entre la vegetación natural y las tierras desmontadas mediante la realización de una prueba de t de Student de una cola.

5.3. Resultados

El cambio en los atributos funcionales de los ecosistemas (AFE), debido al desmonte varía entre los tipos de vegetación reemplazada (Figura 5.2). En todos los casos, el efecto del desmonte fue mayor en la estacionalidad que en la cantidad total de C fijado. Para ambos atributos (IVM_medio y IVM_CV), las diferencias absolutas entre las tierras naturales y desmontadas aumentaron desde los pastizales a la selva, siguiendo un gradiente de aumento de biomasa y complejidad estructural. En todos los tipos de vegetación (Figura 5.2), los histogramas de la AFE mostraron una mayor curtosis en la vegetación natural que en terrenos desmontados, sobre todo en los histogramas de los coeficientes de variación estacional (IVM_CV).

Los cambios relativos en IVM_medio e IVM_CV por desmonte de tierras ($[\text{natural} - \text{desmonte}] / \text{natural}$) también difieren entre los tipos de vegetación, siendo siempre mayor en la estacionalidad que en la cantidad total de C fijado (Figura 5.3). El impacto relativo del desmonte sobre IVM_medio aumentó a lo largo del gradiente estructural de praderas a selvas, siendo bajo y similar en pastizales y arbustales, pero significativamente mayor en los bosques, y 3,4 veces mayor en la selva que en los bosques secos (Figura 5.3).

El desmonte aumentó significativamente la estacionalidad de las ganancias de C (IVM_CV). Los bosques secos mostraron los mayores incrementos de la estacionalidad y las praderas los más bajos (Figura 5.3b). En promedio, el desmonte de tierras produjo una reducción de la variabilidad espacial de IVM_medio en un 24% (el coeficiente espacial de la variación de la IVM_medio (el promedio de 7 años) en 2.338 es de 0,17 para los sitios de las áreas naturales y 0,13 para las parcelas desmontadas).

El IVM_medio y el IVM_CV mostraron significativamente mayor variabilidad interanual en los terrenos desmontados que en la vegetación natural. La variabilidad interanual de la estacionalidad de las ganancias de C (IVM_CV) fue siempre superior a la variabilidad interanual de la producción primaria (IVM_media) (Figura 5.4).

En promedio, el desmonte produce un aumento de la variabilidad interanual de 69% para IVM_medio, y del 34% para IVM_CV. En ambos casos, los mayores aumentos en la variabilidad interanual se produjeron en los bosques secos y el más bajo en los pastizales y la selva.

Tanto las áreas desmontadas como las naturales son capaces de amortiguar el efecto de las fluctuaciones climáticas de precipitación sobre las ganancias de C. En el 65% de las parcelas desmontadas y el 79% de la vegetación natural, las anomalías de IVM_medio fueron inferiores a las anomalías de precipitación. Sin embargo, como se había previsto en la hipótesis c), las parcelas desmontadas presentaron mayores anomalías de IVM_medio (tanto positivas como negativas) que en zonas naturales; y una pendiente significativamente más altas (el doble en promedio) de la relación entre la precipitación y las anomalías IVM_media (Figura 5.5). Estos resultados indican que las áreas naturales tienen una mayor capacidad para amortiguar las fluctuaciones climáticas que los campos cultivados.

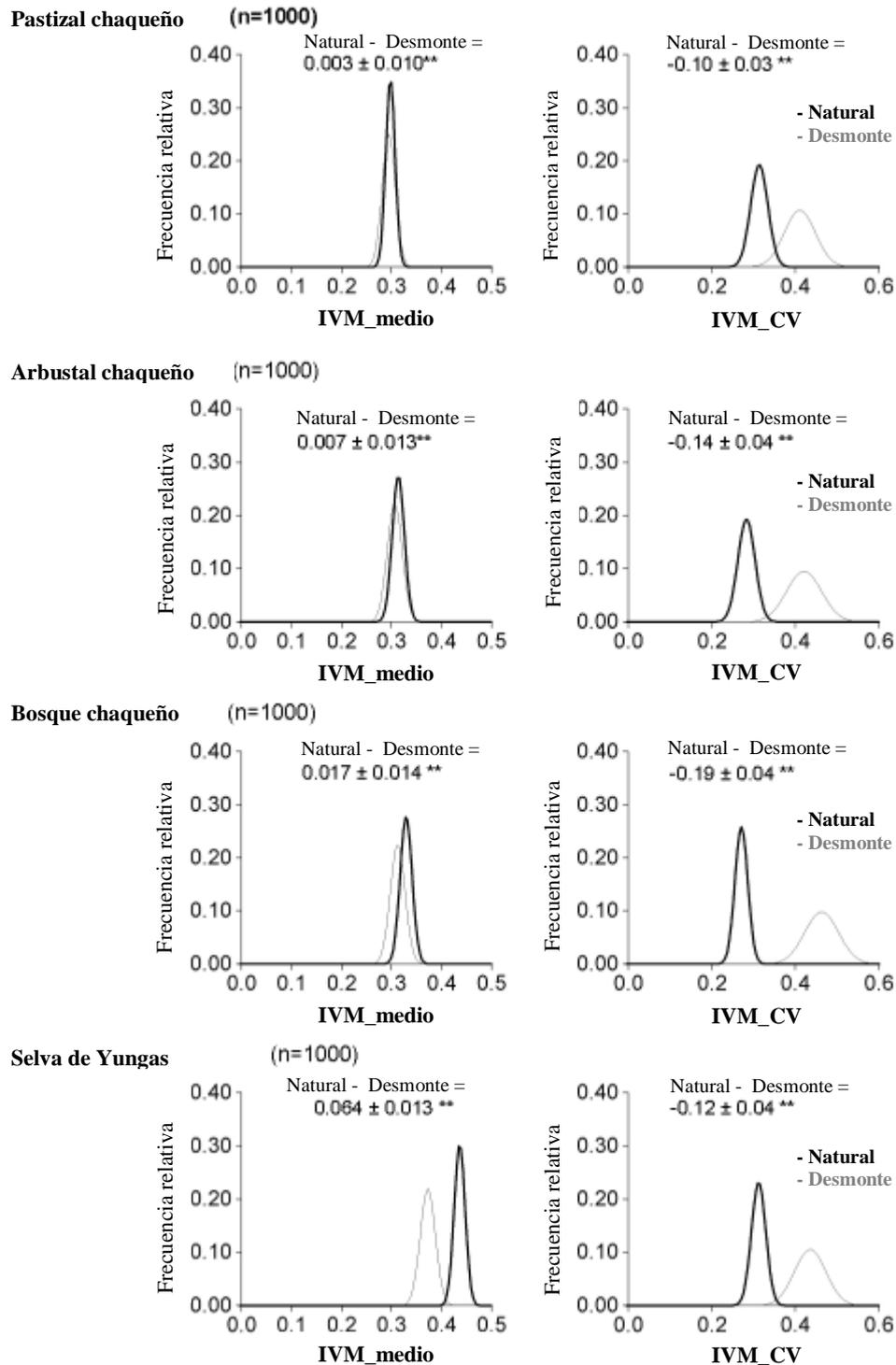


Figura 5.2. Cambios en el promedio del Índice de Vegetación Mejorado (IVM_medio) y el coeficiente de variación estacional (IVM_CV), debido al desmonte para actividad agropecuaria a través de diferentes tipos de vegetación en las ecorregiones de Chaco y Yungas. Para construir los histogramas, se extrajeron 1.000 submuestras al azar de 10 sitios pareados (parcelas desmontadas y vegetación natural dentro de un buffer de 1500 m) y se calculó la media de cada submuestra aleatoria. La distancia mínima entre los 10 sitios de cada submuestra aleatoria era de 60 km para evitar la autocorrelación espacial (cuando correlogramas de Moran I mostró ausencia de autocorrelación espacial significativa, valor $p < 0,01$). 1000 promedios fueron necesarios para aproximarse a una distribución normal. ****** Se encontraron diferencias significativas entre las medias usando pruebas de t-Student de una cola (valor de $p < 0,0001$, $n = 1000$).

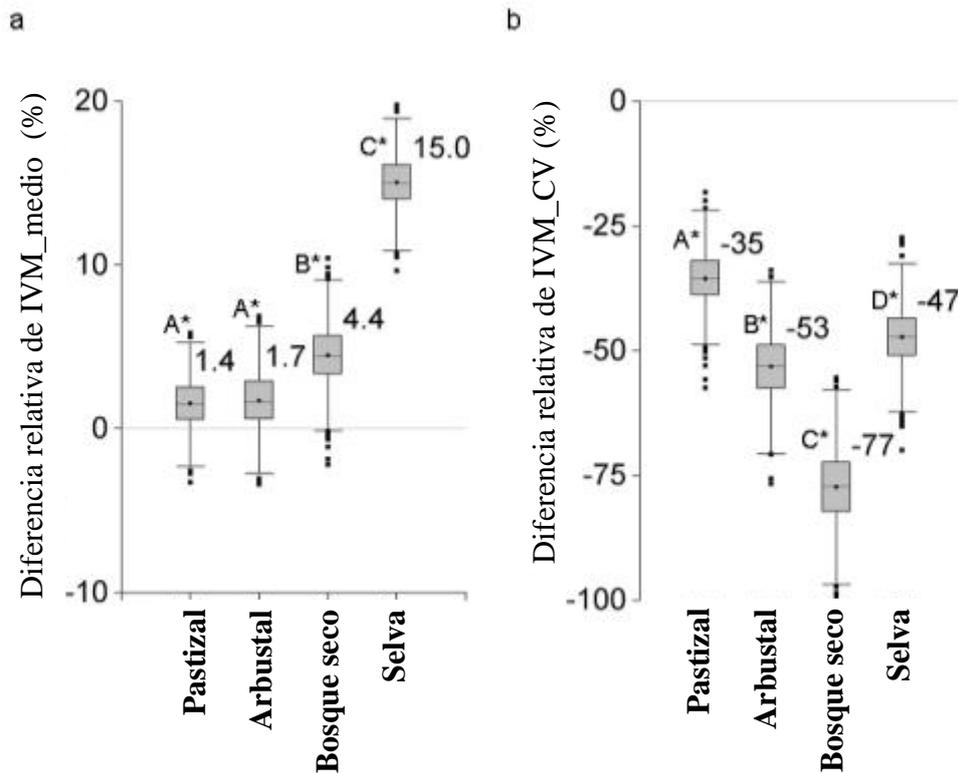


Figura 5.3. (a) Cambio relativo (%) de la media anual del Índice de Vegetación Mejorado (IVM_medio); y (b) coeficiente de variación estacional (IVM_CV) debido al desmonte de la vegetación natural para agricultura y ganadería a través diferentes tipos de vegetación en el Chaco y las Yungas. El eje Y representa la diferencia relativa entre la vegetación natural y las parcelas desmontadas $((\text{Natural} - \text{Desmonte}) / \text{Natural} \cdot 100)$ en 1000 submuestras al azar de 50 sitios pareados (parcelas de desmonte frente a vegetación natural en torno a un buffer de 1500 m de las parcelas desmontadas). La distancia mínima entre los 50 sitios de cada subconjunto aleatorio fue de 6,5 km para evitar autocorrelación espacial (cuando correlogramas de I de Moran mostró ausencia de autocorrelación espacial significativa, valor $p < 0,01$). 1000 muestras fueron necesarias para aproximarse a una distribución normal. Letras diferentes indican diferencias significativas en el análisis de varianza (valor de $p < 0,05$; prueba de Sheffe, $n = 1000$). * Indica diferencias significativas distintas de cero (valor de $p < 0,001$; prueba de la t, $n = 1000$). La parte inferior y superior de las cajas son los percentiles 25 y 75, respectivamente, el punto y la banda cerca de la mitad de la caja son la media y la mediana, respectivamente, las líneas inferior y superior representan los percentiles 5 y 95, respectivamente, los puntos son valores extremos.

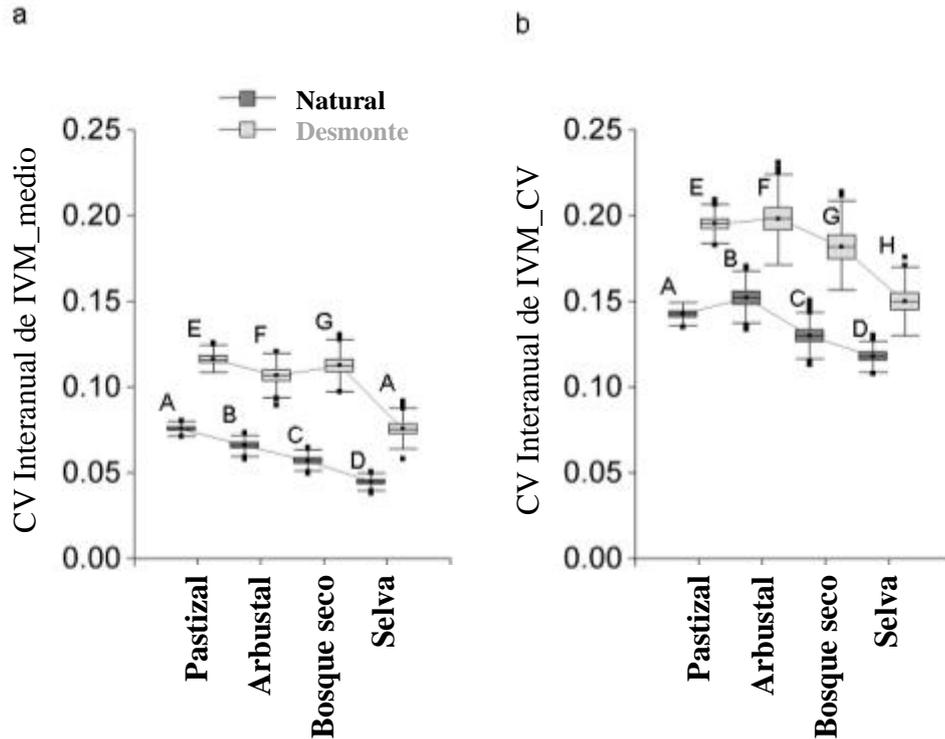


Figura 5.4. Aumento de la variabilidad interanual de la media del Índice de Vegetación Mejorado (IVM_medio) (a) y el coeficiente de variación estacional (IVM_CV) (b) debido al desmorte de vegetación natural para agricultura y ganadería a través de cuatro tipos de vegetación en las ecoregiones de El Chaco y Las Yungas. El eje Y representa el coeficiente de variación interanual (desviación estándar interanual / media calculada a partir de siete años de observaciones, 2001-2007) de 1000 extracciones aleatorias, cada uno de 50 sitios apareados (parcelas desmontadas versus vegetación natural dentro de un buffer de 1500 m alrededor de las parcelas desmontadas). La distancia mínima entre los 50 sitios de cada subgrupo al azar fue de 12,5 km para evitar autocorrelación espacial (cuando los correlogramas I de Moran mostraron ausencia de autocorrelación espacial significativa, p-valor <0,01). 1000 extracciones fueron necesarias para aproximarse a distribuciones normales. Letras distintas indican diferencias significativas en el ANOVA (p-valor <0,001, test de Sheffe, n = 1000). La parte inferior y superior de las cajas son los percentiles 25 y 75, respectivamente; el punto y la banda cerca de la mitad de la caja son la media y la mediana, respectivamente; los bigotes inferiores y superiores representan los percentiles 5° y 95 respectivamente; puntos externos son valores extremos.

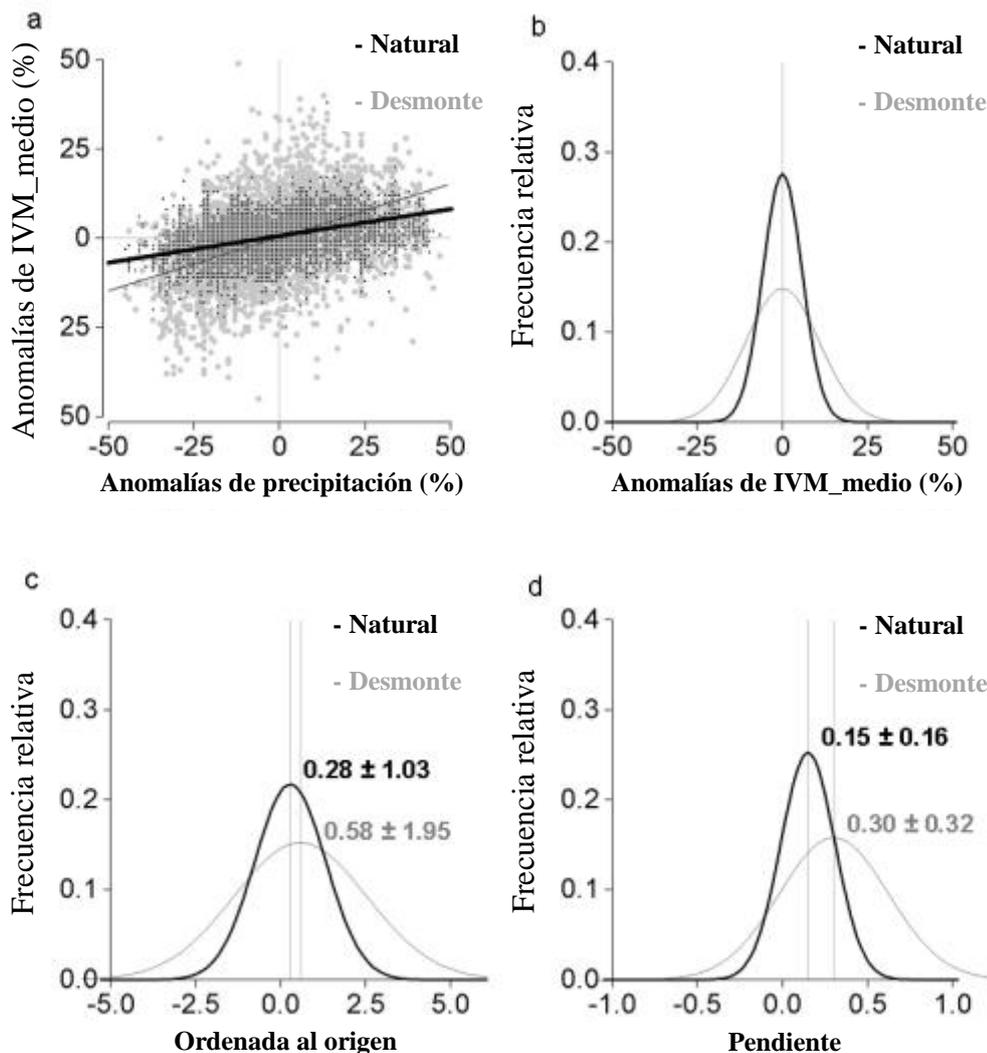


Figura 5.5. Diferencias entre parcelas desmontadas y vegetación natural en la interrelación entre las anomalías interanuales de precipitación y de IVM_{medio} (expresado como [media de largo plazo - año en particular] / [media de largo plazo] • 100). a) Relación entre las anomalías de los 2.338 pares de sitios que tienen siete años de observaciones entre 2001 y 2007. b) Distribuciones de frecuencia de anomalías de IVM_{medio} en los 2.338 sitios pareados. Distribuciones de frecuencias de la intersección y (c) y la pendiente (d) de las regresiones lineales entre las anomalías de precipitación y anomalías IVM_{medio} durante 7 años (datos n = 7) en un subconjunto aleatorio de 630 pares de sitios (de una base de datos inicial de 2338) muestreados con una restricción espacial de 8 kilómetros entre los sitios para evitar autocorrelación espacial.

5.4. Discusión

La transformación de hábitats naturales en tierras agropecuarias observadas en la región ha cambiado de manera significativa los atributos funcionales de los ecosistemas (AFE) relacionados con servicios ecosistémicos intermedios asociados con la dinámica de la ganancia de C. El aumento de la estacionalidad después del desmonte para la agricultura observado en nuestro estudio, fue mencionado para pastizales templados de la región Pampeana (Páruelo *et al.*, 2001, 2006) y en los bosques subtropicales húmedos del NE de Argentina (Roldán *et al.*, 2010). Nuestros resultados y las evidencias de la literatura sugieren que el aumento de la estacionalidad, es el efecto dominante

producido por el desmonte para agricultura, independientemente de la estructura de la cobertura natural que se sustituye. Estos resultados se incrementan, sobre todo por una fuerte reducción en los valores mínimos del índice de área foliar, después del laboreo de suelos y en la etapa de barbecho (Guerschman, 2005). Por otra parte, el total de las ganancias anuales de C puede aumentar, mantener o disminuir después del desmonte en función del tipo de transformación y de la vegetación sustituida (Parelo *et al.*, 2001). Por ejemplo, Caride *et al.* (2012) encontraron que los manejos agrícolas que incluían el doble cultivo soja-trigo presentaron mayores ganancias de C que los pastizales sustituidos, mientras que los monocultivos de soja o maíz mostraron menores ganancias de C.

La magnitud del impacto de la deforestación sobre los AFEs varió entre los tipos de vegetación. Como se predijo en la hipótesis a), los mayores cambios se produjeron cuando la selva o los bosques fueron reemplazados por cultivos de herbáceas anuales: mayor es la diferencia estructural entre las áreas taladas y la vegetación que se sustituye, mayores serán los cambios funcionales. Así, el impacto de la sustitución de los hábitats naturales por cultivos anuales en tipos de vegetación estructuralmente más complejos (por ejemplo, bosques o selvas) podrían generar mayores pérdidas de servicios ecosistémicos intermedios relacionados con las ganancias de C, no sólo en términos absolutos, sino también en valores relativos (en relación con el valor original de la vegetación natural desmontada). Viglizzo y Frank (2006) también encontraron un mayor impacto en la provisión de servicios ecosistémicos por transformación de tierras en áreas de bosques que en pastizales. Esto también se ha observado en las valoraciones económicas de los servicios ecosistémicos, donde las mayores pérdidas debido a los desmontes se han observado en zonas boscosas (Costanza *et al.*, 1998). Un resultado bastante obvio, pero interesante es que entre los diferentes tipos de vegetación la variación en la magnitud de los AFE después del desmonte, resulta de las diferencias de los valores de AFE de la vegetación natural que fue reemplazada, ya que las parcelas agrícolas siempre tienen un nivel similar de la AFE independientemente de la cobertura original. El desmonte, por lo tanto, genera una homogeneización del paisaje regional en términos de funcionamiento de los ecosistemas a niveles estructurales y funcionales, incluso a través de diferentes ecorregiones, tipos de vegetación y gradientes de precipitación.

Como se menciona en el enunciado de la hipótesis b), el desmonte para la agricultura o ganadería no sólo produce un cambio significativo de los AFE, sino que también incrementa su variabilidad interanual. Nuestros resultados muestran una mayor capacidad de la vegetación natural que la de los cultivos, para amortiguar los efectos de los cambios ambientales a nivel funcional. Nuestra cuantificación de esta capacidad tampón, se puede utilizar como un indicador de la resiliencia de los diferentes sistemas, un descriptor crítico del comportamiento del sistema para hacer frente a perturbaciones sin colapsar.

Un punto crítico en la evaluación del efecto del cambio de cobertura del suelo en el funcionamiento de los ecosistemas y la prestación de servicios ecosistémicos es la definición de las condiciones de referencia (línea de base) o sitios de control y si se refieren en el tiempo (por ejemplo, un año en particular) o en el espacio (por ejemplo, una parcela en particular). Esto no sólo podría ser un desafío técnico, sino también una cuestión política para definir pautas para la gestión ambiental. Por un lado, tanto los enfoques temporales y espaciales tienen deficiencias. Al comparar la misma parcela antes y después del desmonte de tierras, las anomalías ambientales (sequías, por ejemplo) entre los años puede confundir a los efectos debido al desmonte. Del mismo

modo, cuando se comparan en el espacio, podría existir incertidumbre sobre si los tipos de vegetación (y condiciones ambientales) de zonas desmontadas, originalmente correspondían al mismo tipo de vegetación y ambiente que las áreas de referencia o de control. Por otro lado, es un desafío encontrar áreas naturales con condiciones ambientales similares a las originales que las parcelas desmontadas, sin estar sometidas a perturbaciones humanas. En este trabajo, se priorizó la proximidad de los sitios de referencia a las áreas transformadas, siendo conscientes del grado pre-existente de perturbación debido a la práctica de la ganadería de subsistencia de los pobladores locales. Los parques nacionales o estatales ofrecen, una descripción mucho mejor de las condiciones no modificados que las áreas no protegidas. Sin embargo, la utilización de estas áreas protegidas puede sesgar el análisis, ya que su extensión y distribución espacial pueden no ser representativas de la biota, suelos y condiciones climáticas presentes originalmente en las tierras transformadas. En cambio, la utilización de lugares ubicados en las inmediaciones de las parcelas desmontadas (que mantienen una alta autocorrelación espacial, o sea, condiciones ambientales similares) como áreas de referencia de zonas no transformadas, es una alternativa para minimizar este sesgo. Un inconveniente adicional de utilizar como lugares de referencia, las zonas cercanas a las parcelas agrícolas, es el efecto indirecto de las perturbaciones relacionadas con las actividades dentro de las parcelas agrícolas (por ejemplo, pisoteo, extracción de leña, deriva de agroquímicos). Por tal motivo, las evaluaciones basadas en los sitios vecinos como lugares de referencia siempre proporcionan una estimación conservadora del impacto del desmonte sobre los atributos funcionales de los ecosistemas relacionados con servicios ecosistémicos intermedios.

Los análisis realizados en este estudio proporcionan la base para estimar las funciones de "impacto" de la deforestación. Funciones de impacto puede permitir calcular el efecto medio de la sustitución de la vegetación natural por la agricultura, e incluso, la variabilidad en el tiempo y el espacio de dicho efecto. Como he observado anteriormente, la magnitud del efecto varía entre los tipos de vegetación, que deben ser considerados para definir las funciones de impacto específicos para cada tipo de vegetación. El impacto global del desmonte debe ser observado sin embargo, a nivel de paisaje, y se incrementará con la extensión espacial de los hábitats naturales extraídos. En realidad, el factor de estrés (sensu Scheffer *et al.*, 2000) será la proporción simple del paisaje transformado (Figura 5.6). Para definir la función que relaciona los AFE o el nivel de provisión de SE Intermedios de la zona desmontada, se necesitan los estudios a nivel de paisaje. Como primera aproximación, se puede suponer que el efecto del desmonte es aditivo. Sin embargo, las diferencias en la configuración del paisaje puede determinar interacciones espaciales entre los parches de parcelas naturales y agrícolas, dando lugar a relaciones no lineales (retroalimentación positiva o negativa) (Scheffer *et al.*, 2000). Definir adecuadamente estas relaciones es fundamental para la planificación del paisaje, ya que permite a los planificadores definir el nivel de la transformación del paisaje deseado en función de decisiones de la sociedad (Castro *et al.*, 2011). Por ejemplo, si la flecha en la Figura 5.6 indica el nivel de cambio en un SE Intermedio que una comunidad local está dispuesta a tolerar, una función de impacto lineal permitiría un nivel medio de transformación. Una relación no lineal, sin embargo, determina niveles inferiores o superiores de transformación (B o C, respectivamente), dependiendo de la forma de la función de impacto. En el caso de las funciones de umbral, las decisiones sociales se limitan a mantener el nivel de transformación dentro de los valores del "umbral crítico". Los datos obtenidos por teledetección se adaptan particularmente bien para medir este tipo de funciones impacto, ya que pueden realizar un seguimiento de cambios de SE Intermedios en grandes áreas y con resoluciones

espaciales que incluyen configuraciones diferentes del paisaje y estructuras (por ejemplo, diferentes áreas deforestadas, tamaños de parches de bosques remanentes, etc.).

Este análisis se centró en los atributos funcionales de los ecosistemas vinculados directamente a SE Intermedios relacionados con la dinámica de las ganancias de C (sensu Fisher *et al.*, 2009). Otros dos "pasos" son necesarios para obtener estimaciones de bienes y servicios ecosistémicos que benefician directamente a los seres humanos. En primer lugar, calcular los SE Finales (sensu Fisher *et al.*, 2009), por ejemplo, la regulación del agua o la protección del suelo. Para ello, sería necesario derivar las "funciones de producción" (sensu Fisher *et al.*, 2009) que producen valores para SE Finales (Figura 5.1), lo que requeriría información adicional (por ejemplo, tipos de suelo o topografía) como en el modelo presentado por Viglizzo *et al.* (2011). En segundo lugar, estimar los beneficios directos (por ejemplo, agua potable o el control de inundaciones), para lo que se necesitaría una caracterización detallada de las partes interesadas, tanto los que desempeñan el papel de "efectores" y "beneficiarios" (Scheffer *et al.*, 2000). A pesar de estas necesidades, la evaluación de los AFE vinculadas a servicios ecosistémicos intermedios, en particular los relacionados con la dinámica del C, proporciona un enfoque valioso ya que ambos son una pieza clave en el proceso de cálculo de los Servicios Finales y un buen indicador de los beneficios. De hecho, Costanza *et al.* (1998) mostró cómo el valor económico de los servicios ambientales proporcionados por los diferentes biomas, se relacionan de forma lineal y positivamente con la Producción Primaria Neta. Una vez que la relación entre el cambio de uso del suelo y los servicios que se conoce, las consecuencias de la transformación del suelo y la gestión debe centrarse en el conjunto total de servicios ecosistémicos proporcionados a diferentes escalas (Foley *et al.*, 2005; de Groot *et al.*, 2010). Este análisis debería incluir el estudio de los intercambios (o compensaciones) entre los servicios económicos y de los ecosistemas a diferentes escalas temporales y espaciales e incluyendo las partes interesadas o tomadores de decisión (Carreño *et al.*, 2012).

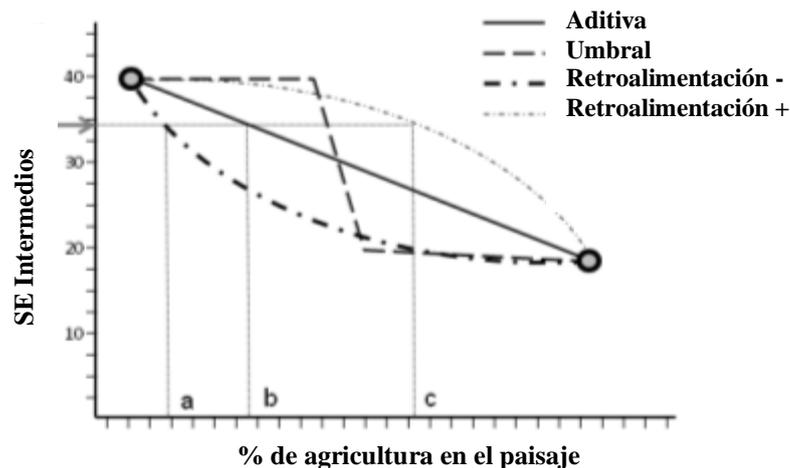


Figura 5.6. Funciones de impacto hipotéticas del aumento de la proporción de la agricultura en el paisaje y el cambio de servicios ecosistémicos intermedios relacionados con la dinámica de C (por ejemplo, el IVM_medio (Atributo Funcional de los Ecosistemas) estudiado en este capítulo). Los círculos en los extremos representan las condiciones iniciales y finales en nuestro estudio. La flecha del eje Y indica un nivel hipotético de la reducción de SE Intermedios que una comunidad local está dispuesta a perder. Las letras en el eje X muestra el nivel de la transformación asociada a este cambio de SE Intermedio dependiendo de la forma una de las funciones de impacto.

5.5. Conclusiones

Casi el 6% del NO de Argentina (1.757.600 ha) se desmontó durante el período 2000-2007 (a una tasa de 1,15% anual). Este proceso de cambio impactó principalmente sobre los bosques secos y afectó a funciones clave de los ecosistemas relacionadas con Servicios Ecosistémicos Intermedios asociados con la dinámica de la ganancia de C. A pesar de los cambios de cobertura y uso de suelo, ha ocurrido un impacto relativamente pequeño sobre la PPNA total anual, pero las parcelas de cultivos se convirtieron en ambientes mucho más estacionales que la vegetación natural reemplazada. Tal incremento en la estacionalidad se asocia con una reducción de la actividad fotosintética durante una porción del año (período de barbecho). Se pueden esperar diversos tipos de consecuencias directas por esta reducción SE, como por ejemplo, el control de la erosión y la regulación del agua, debido a una mayor exposición del suelo desnudo, y la biodiversidad, debido a la pérdida o deterioro de la calidad del hábitat y la disminución de la disponibilidad de biomasa verde para los consumidores primarios durante el barbecho. El desmonte aumentó significativamente la variabilidad interanual de las ganancias de C, lo que sugiere que la vegetación natural posee una mayor capacidad de amortiguación de las fluctuaciones del clima en comparación con las tierras de cultivo. Nuestra cuantificación de esta capacidad tampón se puede utilizar como un indicador de la resiliencia de los diferentes ecosistemas, un descriptor crítico del comportamiento del sistema para hacer frente a perturbaciones sin colapsar. Los mayores cambios funcionales en la región se produjeron cuando los bosques fueron reemplazados por cultivos (herbáceas anuales). Nuestras observaciones sugieren que cuanto mayor es la diferencia estructural entre las áreas deforestadas para la agricultura y la vegetación que se sustituye, mayores serán los cambios funcionales. Puesto que el estado final es similar en todas las parcelas desmontadas, el desmonte tiende a generar una homogeneización del paisaje regional en términos de funcionamiento de los ecosistemas que funciona incluso a través de diferentes ecorregiones, tipos de vegetación y los gradientes de precipitación. Nuestros resultados también proporcionan la base para estimar las funciones de "impacto" del desmonte para calcular el efecto medio de la sustitución de la vegetación natural por la agricultura e, incluso, la variabilidad en el tiempo y el espacio de dicho efecto. Como hemos observado anteriormente, la magnitud del efecto varía entre los tipos de vegetación, que deben ser considerados para definir las funciones de impacto específicos para cada tipo de vegetación.

Capítulo 6

Conclusiones Generales

6. Conclusiones Generales

En este capítulo final se resumen y discuten los principales aportes de esta tesis. Si bien cada capítulo individualmente presentó conclusiones parciales, aquí se pretende mirar de manera conjunta todos los aspectos abordados, analizar y sintetizar conceptos que surgen de la lectura conjunta y plantear nuevas hipótesis.

6.1. De las bases de datos y los métodos

Para desarrollar el trabajo se elaboró una base de datos geográfica inexistente hasta el momento, la que consta de 4 mosaicos satelitales que cubren un territorio de 27,6 millones de ha y una extensión temporal de 30 años (1977-2007). Se derivaron de ellos, mapas que permitieron separar ambientes agropecuarios y naturales a partir de robustos algoritmos para la detección de cambios. Se elaboró además, cartografía digital de desmontes ocurrida entre los años 2000 y 2011. Este conjunto de mapas fue utilizado para analizar la dinámica de cambios en el territorio (Capítulo 2); evaluar la ocurrencia de Transición Forestal de manera espacialmente explícita (Capítulo 3); poner a prueba hipótesis sobre la influencia de factores locales (ambientales y sociales) que controlan la localización de los focos de expansión agropecuaria (Capítulo 4); y cuantificar el impacto de esta actividad sobre los servicios ecosistémicos intermedios relativos a la dinámica de captura de C (Capítulo 5).

Se utilizó una metodología de reciente desarrollo para profundizar en análisis de las cambios en el territorio (Aldwaik y Pontius, 2012), la que permite hacer una evaluación pormenorizada de la participación de cada una de las categorías de los mapas, en cada período analizado (Capítulo 2). Se pudo advertir que existen aspectos que deben ser tomados en cuenta para evitar falsas interpretaciones. Para evaluar la ocurrencia de Transición Forestal o Ecológica (Capítulo 3), se desarrolló un método sencillo, de fácil aplicación, y con una sólida base conceptual, que permite evaluar la existencia de Transición Forestal o Ecológica y elaborar robustos modelos espacialmente explícitos del comportamiento del paisaje, en el tiempo y el espacio. No se han encontrado antecedentes en la bibliografía sobre representación espacialmente explícita de Transición Forestal, y en consecuencia, probablemente, esta será una importante contribución metodológica para la evaluación espacial y temporal del paisaje. En el Capítulo 5, se analizó la dinámica de estimadores de las ganancias de C y para ello se aplicaron complejos algoritmos de SIG para muestreo apareado, tomando en cuenta distancias de autocorrelación espacial, y muestreos iterativos para la obtención de conclusiones robustas a partir de ambientes muy heterogéneos desde el punto de vista temporal y espacial. En resumen, la tesis presenta una serie de desarrollos metodológicos novedosos, ya sea porque fueron desarrollados ad hoc o por que fueron aplicados en contextos diferentes.

6.2. De la Transición Forestal y de los modelos de compatibilización de producción y conservación de la biodiversidad

El territorio analizado además de su complejidad ambiental, manifestada en su diversidad geomorfológica, edáfica, climática y biótica [ver Morello *et al.* (2012)], posee una dinámica temporal (de corto plazo) muy alta, la que se expresa por la magnitud de las transiciones entre las unidades de paisajes categorizados en el presente estudio como *Suelo desnudo* y *Vegetación natural*. Entre el 30 y 33% de los cambios totales observados en la región, derivan del intercambio entre estas categorías¹⁰ (Capítulo 2). Las oscilaciones de cambios netos positivos y negativos entre períodos, serían consecuencia de los ciclos naturales caracterizados por una alta variabilidad interanual de precipitaciones (Bianchi y Yáñez, 1992), una fuerte influencia de sistemas fluviales nacidos en zonas de altas precipitaciones (ríos Bermejo, Pilcomayo y Juramento-Salado) que modelan el paisaje con pulsos de inundaciones anuales y plurianuales (Morello y Adamoli, 1968; Adamoli *et al.*, 1972; Morello, 2002). Se suma a la variabilidad natural del ecosistema, la influencia antrópica a través de incendios recurrentes (Morello y Adamoli, 1968; Adamoli *et al.*, 1972; Morello, 2002; Kunst, 2011), con una importancia aún no evaluada y que de acuerdo a lo observado en este trabajo, serían responsables de un alto porcentaje de cambios principalmente en la provincia de Santiago del Estero. Se destaca en este punto la necesidad de cuantificar la dinámica de los sistemas naturales y antrópicos asociada a incendios.

El balance neto entre ganancias y pérdidas de vegetación natural debido a los factores descritos en el párrafo anterior, se diferencia claramente en magnitud y dirección, del balance de cambios observado por avance agropecuario (Capítulo 2). Los factores climáticos y el fuego, produjeron cambios cíclicos, sin tendencias definidas y es muy probable que el balance de largo plazo dependa de la longitud del período de observación, dado que se trataría de cambios aleatorios. En cambio las pérdidas de vegetación natural por avance agropecuario, fueron direccionales y con tendencia positiva. En el período 1977-2007 la actividad agropecuaria transformó un total de 4,55 millones de ha de ambientes naturales (una superficie superior a la de Dinamarca o Suiza), de las cuales el 53% fueron desmontados durante el último período (1997-07). Estos cambios tienen una magnitud 6,3 veces mayor que el cambio neto de la vegetación modificada por ciclos naturales.

Estos resultados se reflejan también a nivel de paisajes, en donde las categorías “con tendencia a la deforestación” se encuentran en una relación 6,4:1, comparadas con

¹⁰ Probablemente estos cambios tienen un comportamiento diferencial entre sub-categorías de vegetación natural (selva, bosques secos, arbustales y pastizales); siendo además, los arbustales y pastizales los más activos y en consecuencia los resultados del análisis podrían verse afectados si estas categorías no hubiesen sido consideradas.

categorías “con tendencias a la recuperación” (Capítulo 3). En este punto es importante remarcar que los resultados obtenidos en los Capítulos 2, 3 y 4, brindan suficiente evidencia a nivel regional, como para enunciar que, (a) no está ocurriendo Transición Forestal o Ecológica (Capítulo 3); (b) que existe un patrón sistemático de pérdida de ambientes naturales (Capítulo 2); (c) de continuar esta tendencia ocurrirá el fenómeno de inversión de paisaje en un tiempo relativamente corto (entre 40 y 100 años) (Capítulo 2); (d) que el sistema no se encuentra estabilizado (Capítulo 2); (e) que la dinámica interna del sistema tiende a un paisaje estable con un 17% de vegetación natural y 79% de agropecuario, mientras que actualmente se encuentra en 68 y 22% respectivamente (Capítulo 2); (f) que los paisajes agropecuarios crecen en forma agregada y se van intensificando con el tiempo (Capítulo 3), (f) que las normativa nacional de protección de bosques nativos (Ley de Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos, N° 26.331) no produjo los efectos esperados sobre la localización de los desmontes, siendo estos resultados consistentes con información publicada por otros autores (UMSEF, 2007a; b, 2012; Leake y Ecnomo, 2008; Gasparri y Grau, 2009b; REDAF, 2013).

Este conjunto de argumentos permiten afirmar que en el área de estudio no está ocurriendo ninguno de los modelos de cambios de uso del suelo de compatibilización de producción-conservación discutidos en esta tesis: (a) “Transición Forestal o Ecológica” (*Forest Transition*), (b) “tierras separadas” (*land-sparing*); o (c) “tierras-compartidas” (*land-sharing*) (Mather y Needle, 1998; Fischer *et al.*, 2008; Gasparri y Grau, 2009b; Perfecto y Vandermeer, 2010, 2012).

Por lo tanto, contradicen también los resultados obtenidos por Grau *et al.* (2008b), en donde menciona que en el área de estudio “...la expansión de la agricultura moderna ha incrementado en gran medida la producción de alimentos y la reducción de la ganadería extensiva ha permitido la recuperación del bosque a través de millones de hectáreas de áreas forestales restantes. Se trata de una “estrategia” más eficiente del uso del suelo en comparación con políticas de subvenciones para la ganadería extensiva”.

¿Por qué se presta especial atención a las conclusiones de esta publicación? Por las implicancias prácticas que de ellas se desprende. Los mismos pueden ser interpretados por tomadores de decisión de manera pasiva, argumentando que “dejando que las cosas sucedan, el ambiente y el mercado se autoregulan” (“*laissez faire, laissez passer*”), o pueden ser utilizadas activamente para promover estrategias de “desarrollo regional” (ver Seghezze *et al.* 2011) con el siguiente argumento: “*el incremento en la producción de alimentos en la región, favorece la conservación de la biodiversidad, y mejora las condiciones sociales de los pobladores*”. Las consecuencias negativas o resultados inciertos sobre los recursos naturales, los servicios ecosistémicos y las poblaciones locales, pueden ser irreversibles (Paruelo *et al.*, 2011). En este punto, es oportuno mencionar que la expansión el Chaco semi-árido trajo aparejado conflictos entre pobladores locales (aborígenes y criollos) y nuevos actores sociales (personas y empresas) que llegaron al territorio en búsqueda de oportunidades comerciales en el marco de la lógica de los agro-negocios (Leake y Ecnomo, 2008; Van Dam, 2008; Naharro *et al.*, 2011; Venencia *et al.*, 2012; Mioni y Alcoba, 2013). Estos conflictos son la causa fundamental de la Ley de Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos (26.331) y la intervención de la Corte Suprema de Justicia de la Nación por problemas de tenencia de la tierra (Paruelo *et al.*, 2011; Seghezze *et al.*, 2011; Venencia *et al.*, 2012).

Por último, los modelos de cambio de uso del suelo de producción /conservación mencionados (*land-sharing*, *land-sparing* y *Forest Transition*) tienen supuestos ocultos o implícitos, que deberían explicitarse para evitar falsas interpretaciones. Alguno de estos supuestos fueron analizados por Perfecto y Vandermeer (2012), para el modelo de “tierras-separadas” (*land-sparing*), mostrando explícitamente su postura ideológica a favor del modelo “tierras-compartidas” (*land-sharing*). En este punto, me permito destacar un supuesto no analizado por Vandermeer (2012), válido para todos los modelos, y fundamentales para analizar la competencia entre producción y conservación del Chaco y su participación en un sistema globalizado. El supuesto implícito en los modelos discutidos anteriormente es el siguiente: “*el sistema analizado está equilibrado o estabilizado con relación a la demanda de commodities*¹¹”. Si no se verifica este supuesto, la demanda de tierras es creciente y la biodiversidad está amenazada y condenada a extinciones. Ahora bien, bajo ciertas condiciones, esto podría verificarse a nivel de paisaje o región, pero no es válido en (sub) sistemas que intercambian materia o energía a nivel global, como es el caso del área de estudio en particular o Gran Chaco Sudamericano en general. Desde este punto de vista, el debate entre visiones a favor o en contra de los modelos *tierras-separadas* o *tierras-compartidas*, es secundario si no se discute el problema del crecimiento de la población y demanda mundial, las necesidades de estabilización y sus mecanismos.

6.3. Del impacto de los desmontes sobre los Servicios Ecosistémicos

Se ha visto en el Capítulo 6 cómo el proceso de la deforestación afecta a funciones clave de los ecosistemas relacionadas con la dinámica de las ganancias de C, la cual es considerada un Servicio Ecosistémico Intermedio (SEI) fundamental (Fisher *et al.*, 2009). Hemos discutido además, que en la región de estudio el impacto del cambio de uso del suelo sobre la PPNA total anual es relativamente pequeño en comparación con el efecto causado sobre la variabilidad intra-anual e inter-anual. Es decir, las parcelas agropecuarias son ambientes mucho más estacionales que la vegetación natural reemplazada y, por otro lado, tienen una capacidad menor de amortiguación de las variaciones interanuales del clima (Capítulo 5). De estos cambios se pueden esperar diversos tipos de consecuencias, relacionadas con Servicios Ecosistémicos finales (SE finales) *sensu* Fisher *et al.* (2009). Viglizzo y colaboradores (2011), para cuantificar de forma relativa a los SE de una región, propone un conjunto de funciones de producción de SE finales, a partir de SE intermedios relacionados con la dinámica de la PPN, y la dinámica hidrológica; a saber: a) Protección del suelo; b) Captura de C; c) Purificación y provisión de agua; d) Provisión de hábitat y refugio; e) Control de disturbios; f) Metabolización de desechos; g) Provisión de bienes de uso directo (ver Viglizzo *et al.*, 2011). En la Tabla 6.1, se resumen las funciones de producción de SE finales (filas) y los factores que intervienen para su cálculo

¹¹ Incluye producción de alimentos, biocombustibles, cambios de dieta y especulación financiera.

(columnas) y en ella puede apreciarse que el factor (1), es la variable que modela la dinámica de la PPN, mientras que los factores (2) a (8) resumen la dinámica hidrológica (Tabla 6.1).

Viglizzo *et al.* (2011), pusieron en evidencia la importancia del factor (1) ($PPN * (1 - CV_{PPN})$), al introducirlo en 5 de 7 funciones de producción de SE finales; siendo éste el producto del promedio anual de la PPN, por el complemento de un estimador de la estacionalidad de la captura de C ($1 - CV_{PPN}$). De ahora en más denominaremos al factor (1) como *Servicio Ecosistémico Intermedio relativo a la dinámica del C (SEI_C)*.

Tabla 6.1. Servicios Ecosistémicos finales y variables utilizadas en los modelos propuestos por Viglizzo *et al.* (2011). En las filas, cada uno de los SE finales, y su fórmula de cálculo. Las “x” indican la participación de los factores intervinientes (columnas); “o” indica la participación de la PPN sola. (1) Producto del valor promedio anual de la PPN y el complemento del coeficiente de variación intra-anual ($1 - CV_{PPN}$). El CV_{PPN} es una medida de la estacionalidad de la captura de C. (2) Calculado como: lluvia/escurrimiento*100. (3) Factor con variación 0-1 pondera la capacidad erosiva de las pendientes. (4) Superficie de lagos, lagunas o aguas quietas permanentes. (5) Pondera la capacidad de acumulación hídrica del suelo. (6) Factor con variación 0-1 pondera la velocidad de los procesos ecológicos. (7) Capacidad de provisión de hábitat. (8) Superficie de máxima inundación. (9) y (10) Factores relativos a la producción de bienes de consumo.

SE Finales	(1) PPN ($1 - CV_{PPN}$) = Factor dinámica de captura de C	(2) Pd = Factor pendiente media	(3) Pa = Área de ambientes lénticos	(4) Ci = Capacidad de infiltración	(5) Ia = Ingreso de agua al sistema	(6) Ft = Factor térmico	(7) Falt = Factor de altitud	(8) Pca = Porcentaje de ocupación de áreas anegales	(9) Icos = Índice de cosecha	(10) Fcalidad = Factor de calidad
Protección del suelo = $PPN * (1 - CV_{PPN}) * (1 - Pd)$	x	x								
Captura de C = $PPN * (1 - CV_{PPN}) * (1 - Pa)$	x		x							
Purificación y provisión de agua = $PPN * (1 - CV_{PPN}) * Ci * Pd$	x	x		x						
Provisión de hábitat y refugio = $PPN * (1 - CV_{PPN}) * Ia * Ft * Falt$	x				x	x	x			
Control de disturbios = $Ia * (Pa / 100)$					x			x		
Metabolización de desechos = $PPN * (1 - CV_{PPN}) * Ia * Pca$	x				x			x		
Provisión de bienes de uso directo = $PPN * Icos * Fcalidad$	o								x	x

Para evaluar el impacto regional de los desmontes en los SEI_C, se utilizó información original proveniente de diversos capítulos de esta tesis. El promedio y coeficiente de variación de la PPN de los tipos de vegetación y sus respectivos desmontes, se tomaron del Capítulo 5 (Tabla 6.2); cuantificación de desmontes a

futuro, de modelos de proyección desarrollados en el Capítulo 2; mapas de coberturas de suelo y mapas de riesgo de desmontes de los Capítulos 2 y 4.

Tabla 6.2. Promedio del Índice de Vegetación Mejorado anual (IVM_media) y coeficiente de variación anual (estimadores de la PPM y CV_{PPM}), para cada tipo de ambiente en su estado “natural” y “desmontado”. Los datos fueron obtenidos a partir de muestreos apareados (ver Capítulo 5). Cambio relativo = $[IVM.(1 - CV_{IVM})_{desmonte} - IVM.(1 - CV_{IVM})_{natural}] / IVM.(1 - CV_{IVM})_{natural} * 100$.

Tipo ambiente	IVM_media		CV _{IVM}		IVM (1 - CV _{IVM})		Cambio Relativo
	Desmonte	Natural	Desmonte	Natural	Desmonte	Natural	
Pastizales	0,294	0,297	0,411	0,310	0,173	0,205	-15,5%
Arbustales	0,304	0,311	0,421	0,281	0,176	0,224	-21,3%
Bosques secos	0,312	0,329	0,461	0,271	0,168	0,240	-29,9%
Selva	0,376	0,44	0,431	0,308	0,214	0,304	-29,7%

En la Figura 6.1a. se representa la evolución de los tipos de vegetación y el paisaje agropecuario en 4 momentos significativos: *pasado* (1998, inicio de la expansión de la soja transgénica), *presente* (2011)¹², *futuro inmediato* (2050, inversión de paisaje proyectada) y *futuro lejano* (2300, momento de estabilización del paisaje)¹³, (ver proyecciones realizadas con cadenas de Markov (Figura 2.18, pág. 42).

La expansión de la frontera agropecuaria en el NOA está configurada espacialmente como *núcleos* de avance ubicados en dos ejes longitudinales con direcciones Norte Sur, siguiendo la orientación de las isohietas regionales de 700 - 800 mm, localizados al Este de Santiago del Estero en la zona productiva conocida como “Chaco sub-húmedo agrícola ganadero” (Bravo *et al.*, 1999) ; y al Oeste, sobre la faja de transición Yungas-Chaco, conocida como Umbral al Chaco (Bravo *et al.*, 1999) (Figura 6.1a y Figura 2.4a de la pág. 32). Como una excepción a esta configuración regional se presenta un núcleo agrícola en la zona central de Santiago del Estero, desarrollado al entorno de la capital provincial, alimentado por un extenso sistema de riego con aguas del Río Dulce conocido como Chaco con Riego (Bravo *et al.*, 1999).

¹² Para representar los momentos *pasado* y *presente*, se utilizó el mapa de coberturas de tipos vegetales de 1998 (Figura 2.16b, Capítulo 2), actualizado con desmontes al año 2011 (Figura 4.2, Capítulo 4).

¹³ Los mapas de los momentos *futuros* se realizaron a partir de la combinación de proyecciones de “cantidad de desmontes” (pág. 44) con “localización de áreas de riesgo de desmonte” (pág. 97). Se seleccionaron los sitios de mayor probabilidad de ser desmontada, hasta alcanzar la “cantidad proyectada” (Figura 4.22) (Ver modelo conceptual de la Figura 4.1; pág. 69).

Estas *áreas núcleo*, con características productivas y dinámicas de uso del suelo propias (Volante *et al.*, 2006), crecen en direcciones contrapuestas hacia el centro de la región; siendo esta zona la más seca del Chaco semi-árido (ver mapas climáticos, Figura 4.3, pág. 76); en donde el conocimiento sobre la sustentabilidad de los sistemas productivos es escaso. La magnitud de esta dinámica (cantidad de desmontes) está controlada por factores externos (mercados internacionales de *commodities*) (Capítulo 1); y la localización de los desmontes, depende de factores de contagio local vinculados a la “*proximidad a emprendimientos preexistentes*” (Capítulo 4). Esto genera parches de crecimiento por replicación o contagio, que pueden visualizarse en la serie temporal de mapas de 1977 al 2007 (Figura 2.4a de la pág. 32) y la serie 1998 al 2300 (Figura 6.1a).

El impacto de los desmontes en los SEI_C depende del tipo de ambiente transformado, siguiendo un gradiente estructural que va desde las formaciones arbóreas (selvas y bosques) hasta las graminosas (pastizales) con caídas en las funciones de producción que van de 30 a 15% respectivamente (Tabla 6.2). Esta caída puede producir una pérdida de SEI_C cercanos a un 21% a nivel regional (Figura 6.2.). Los cambios de la configuración espacial de SEI_C¹⁴ a lo largo del tiempo puede describirse como una onda expansiva u ola, que confluye en el centro del Chaco semi-árido (Figura 6.1b). Estos cambios alteran la composición porcentual de las comunidades vegetales en relación a la situación de referencia (1998) (Figura 6.2.); con tendencias a homogeneizar la composición estructural del paisaje (Figura 6.1a).

Las imágenes de la Figura 6.1c, muestran las consecuencias del avance de la frontera agropecuaria sobre la variabilidad espacial e SEI_C. En este sentido la interpretación de la dinámica de cambios en forma de ola puede ayudar a la caracterización del fenómeno, de la siguiente manera:

¹⁴ Elaborados a partir de la asignación a cada tipo de cubierta, los valores promedio de SEI_C, detallados en Tabla 6.2.

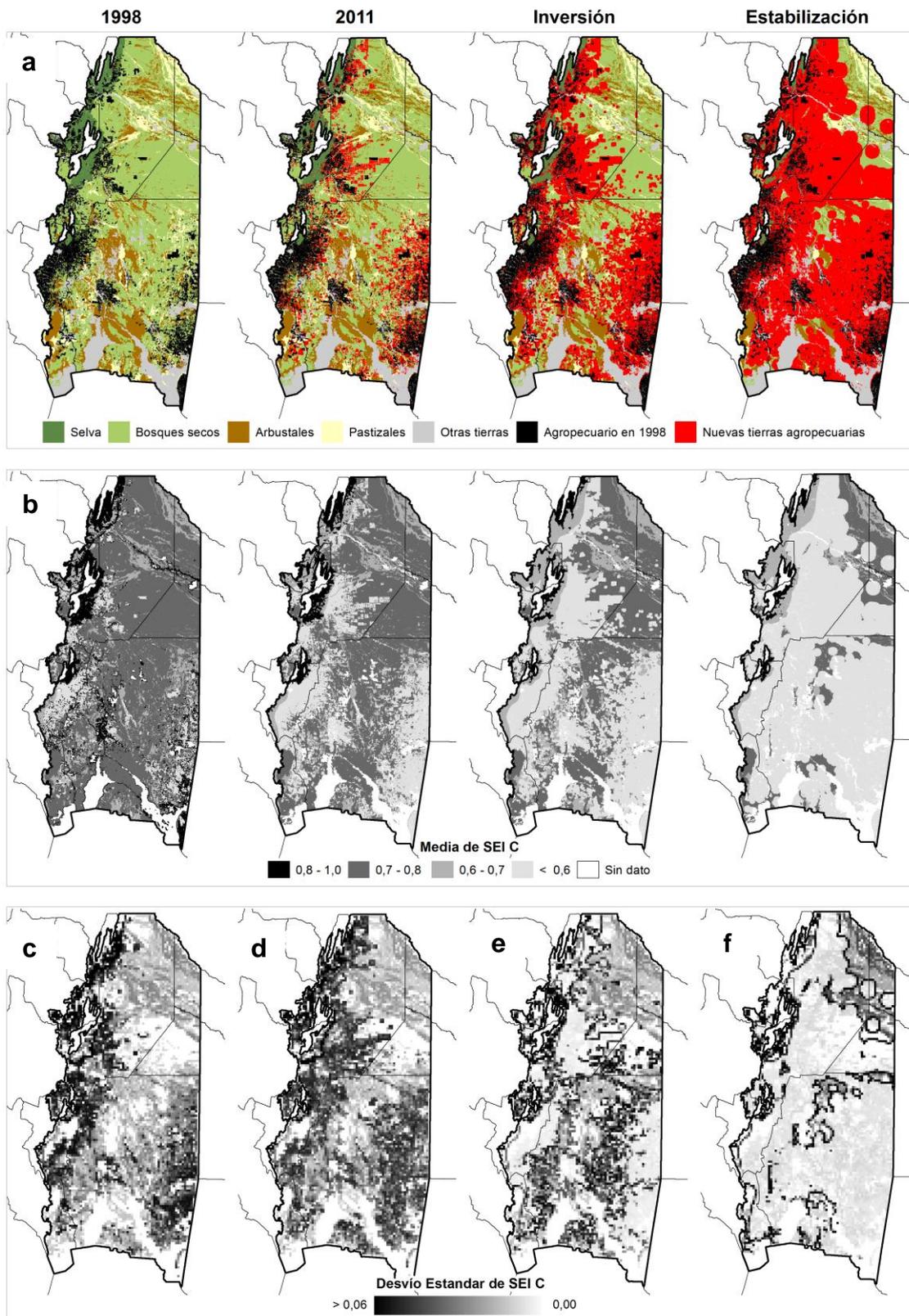


Figura 6.1. Cuatro momentos de la expansión agropecuaria del NOA, 2 a partir de observaciones (1998 y 2011) y proyecciones elaboradas a partir de cadenas de Markov y modelos estadísticos (2050, momento de inversión del paisaje; y 2300, momento de estabilización). (a) Cambios en los tipos de cubiertas de vegetación; (b) Representación espacial del valor promedio de Servicios Ecosistémicos Intermedios relativos a la dinámica del C (SEI_C); (c), (d), (e) y (f) Representación espacial del desvío estándar de SEI_C estimado en unidades de 5,5 km de lado, como medida de variabilidad espacial de las unidades de paisaje.

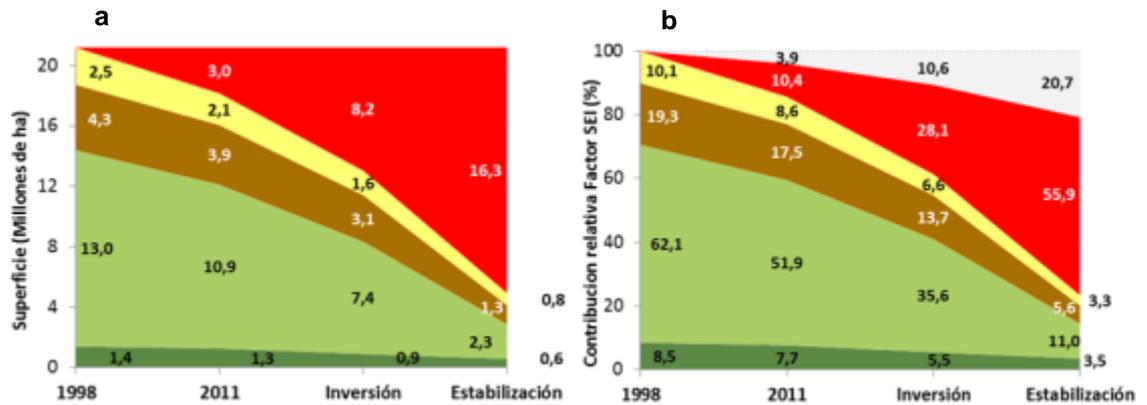


Figura 6.2. Cambios observados (1998 y 2011) y proyectados (2050 y 2300) de las cubiertas del paisaje (a); y cambios en la contribución de los SEI_C (b). Selva: verde oscuro; Bosque seco: verde claro; Arbustal: marrón; Pastizal: amarillo; Agropecuario: rojo.

1. *Etapa inicial (1998)*, alta heterogeneidad espacial en las áreas agropecuarias ubicadas sobre los núcleos productivos (al Este y Oeste de la región, colores negro y gris de la Figura 6.1c), y homogeneidad espacial en áreas naturales;
2. *Momento actual (2011)*, los ambientes se hacen heterogéneos en el frente de avance de la ola (crece en la cresta de la ola y comienzan a hacerse más homogéneos en centro del parche agropecuarios);
3. *Inversión de paisaje (2050)*, en el frente de avance de la ola de desmontes los ambientes se harán funcionalmente heterogéneos, el paisaje agropecuario más antiguos serán funcionalmente más homogéneos que los ambientes naturales remanentes en el centro de la región;
4. *Estabilización (2300¹⁵)*, la región posee una variabilidad espacial (desde el punto de vista funcional), mucho más baja que en Momento Inicial.

Los cambios espaciales y temporales descritos en el nivel de provisión de SEI_C pueden sintetizarse en el modelo conceptual de la Figura 6.3. En ella se describen los cambios que ocurren en el espacio y el tiempo, a lo largo de una línea geográfica imaginaria de sentido Oeste-Este, comparados con una línea de base del ambiente inicial.

¹⁵ El año de estabilización del sistema (2300) estimado mediante cadenas de Markov, sólo sirve como punto de referencia para simbolizar la distancia temporal existente para llegar a ese punto.

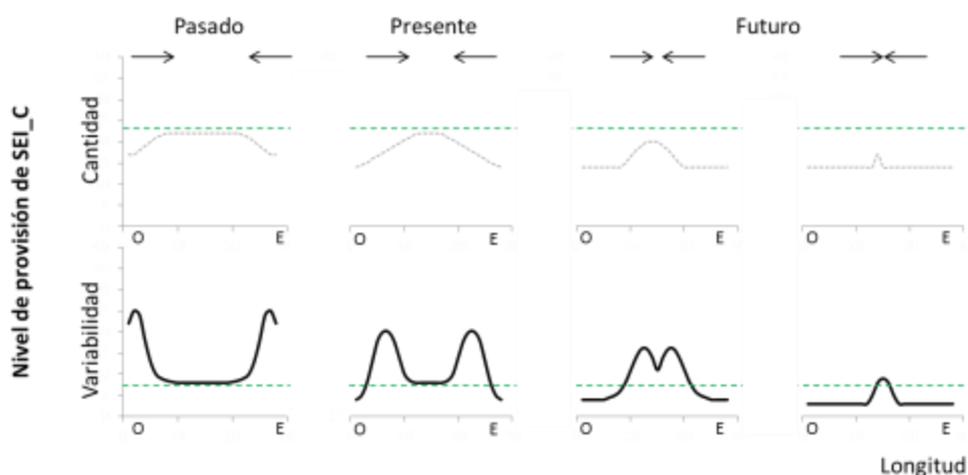


Figura 6.3. Modelo conceptual de cambio temporal y espacial en el nivel de provisión de Servicios Ecosistémicos Intermedios relacionados a la dinámica del C (SEI_C) del Chaco semi-árido, a lo largo de una línea imaginaria que corta el centro de la región en sentido Este-Oeste. En líneas grises valores promedio de SEI_C; líneas negras variabilidad espacial de SEI_C; línea verde punteada, líneas de base ambiental de referencia; las flechas indican el movimiento del avance de la frontera agropecuaria.

6.4. Modelo de cambio de uso de suelo tipo “Tsunami”

Se ha expresado en el apartado 6.2 que ninguno de los modelos propuestos hasta el presente (“tierras-separadas”, o Transición Forestal) se verifican en la región, por tres motivos fundamentales: a) el sistema no se encuentra estabilizado; b) las tasas de desmonte no son compatibles con modelos que tomen en cuenta la biodiversidad; y c) no existen evidencias de que este ritmo de transformaciones se vaya a detener en un futuro próximo. ¿Cómo puede caracterizarse a este modelo de cambios? En los párrafos siguientes se darán elementos para describir al cambio de uso de suelo del Chaco semi-árido del NOA y que probablemente puedan identificarse en otros sitios del Gran Chaco Americano.

Como resultado de los estudios realizados en la presente tesis, se propone denominar al cambio de uso del suelo del NOA “*modelo Tsunami*” (Figura 6.5). Este proceso reúne las siguientes características: a) Es una dinámica de cambio controlada principalmente por factores externos (Capítulo 1); b) No se encuentra estabilizado y por lo tanto las proporciones de los distintos elementos del paisaje cambian continuamente en su estructura y funcionamiento (Capítulo 2 y Figura 6.1 en éste capítulo); c) Posee áreas de crecimiento (“zonas núcleo”) que actúan como centro de propagación (Capítulo 3 y Figura 6.4); d) El frente de avance produce lo que localmente se denomina “línea de

avance de frontera agropecuaria” (Capítulo 4); e) El avance se propaga como una “ola” que se inicia en las áreas núcleo o en zonas por incisión del paisaje (Figura 6.3); f) existen dos olas de transformación, ubicadas a los flancos del área de estudio y con direcciones opuestas que confluirán en el centro del Chaco semi-árido (Figura 6.3); g) Esta ola transforma el paisaje hasta el agotamiento total de áreas naturales y genera anillos concéntricos de paisajes que se caracterizan por poseer una composición agropecuaria y probabilidad de desmontes decreciente (del centro a la periferia) (Capítulo 3 y Figura 6.4¹⁶ en este capítulo); h) las velocidades de transformación o de desmontes se aceleran de manera exponencial desde la periferia hacia las zonas de “frontera agropecuaria” produciendo la figura de ola en forma de “cresta” o Tsunami (Capítulo 4 y Figura 6.5 en este capítulo); g) el paso de la ola produce paisajes menos productivos y menos diversos bajo el punto de vista estructural y funcional (Capítulo 5 y Figura 6.3 y Figura 6.4 en este capítulo) ; h) la ubicación de los nuevos desmontes depende principalmente de la distancia a los desmontes previos creando una “zona de avance de frontera” (móvil) (Capítulo 4); y por último, g) es interesante destacar la baja efectividad de las políticas públicas para controlar esta transformación (Capítulo 4).

¹⁶ En la Figura 6.4. se muestra que la velocidad de desmonte decae a medida que nos alejamos del centro de las áreas núcleo del paisaje agropecuario; o sea, cuanto mayor es el grado de artificialización del paisaje mayor es la probabilidad de cambio, lo que refuerza la idea de avance por contagio. Por otra parte, nos indica que la variabilidad del riesgo a desmontes (probabilidad) aumenta en zonas menos transformadas como lo son los paisajes Ac0 y Ac-.

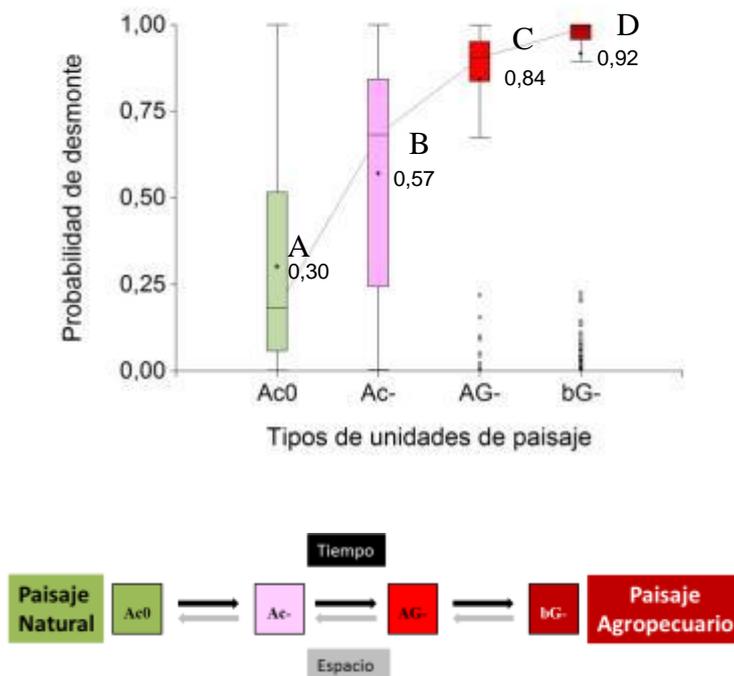


Figura 6.4. Modelo espacio temporal de tipos de paisaje y su vinculación con las velocidades de transformación¹⁷. Gráfico de cajas de las probabilidades de desmontes para cada categoría de paisaje. Media: puntos centrales en las cajas; Mediana: línea horizontal en el centro de las cajas; Límite superior e inferior de la caja: Cuantil 0,75 y 0,25 respectivamente; Límite del bigote superior e inferior: cuantil 0,95 y 0,05 respectivamente. Las letras diferentes indican diferencias significativas entre media mediante prueba de ANOVA no paramétrico Kruskal-Wallis ($p > 0.01$). En el eje de abscisas se representan las categorías de paisaje donde Ac0: Alto porcentaje de vegetación natural, tasa de desmonte baja y tendencia a desmontes de corto plazo neutra; Ac-: Alto porcentaje de vegetación natural, tasa de desmonte baja y tendencia a desmontes negativa; AG-: Alto porcentaje de vegetación natural, tasa de desmonte alta y tendencia a desmontes negativa; bG-: Bajo porcentaje de vegetación natural, tasa de desmonte alta y tendencia a desmontes negativa.

¹⁷ La información para el análisis surge como resultado de la vinculación espacial entre el mapas de las unidades de paisaje (Capítulo 3; Figura 3.8) y el mapa del modelo probabilístico de avance de la frontera agropecuaria (Capítulo 4; Figura 4.22).

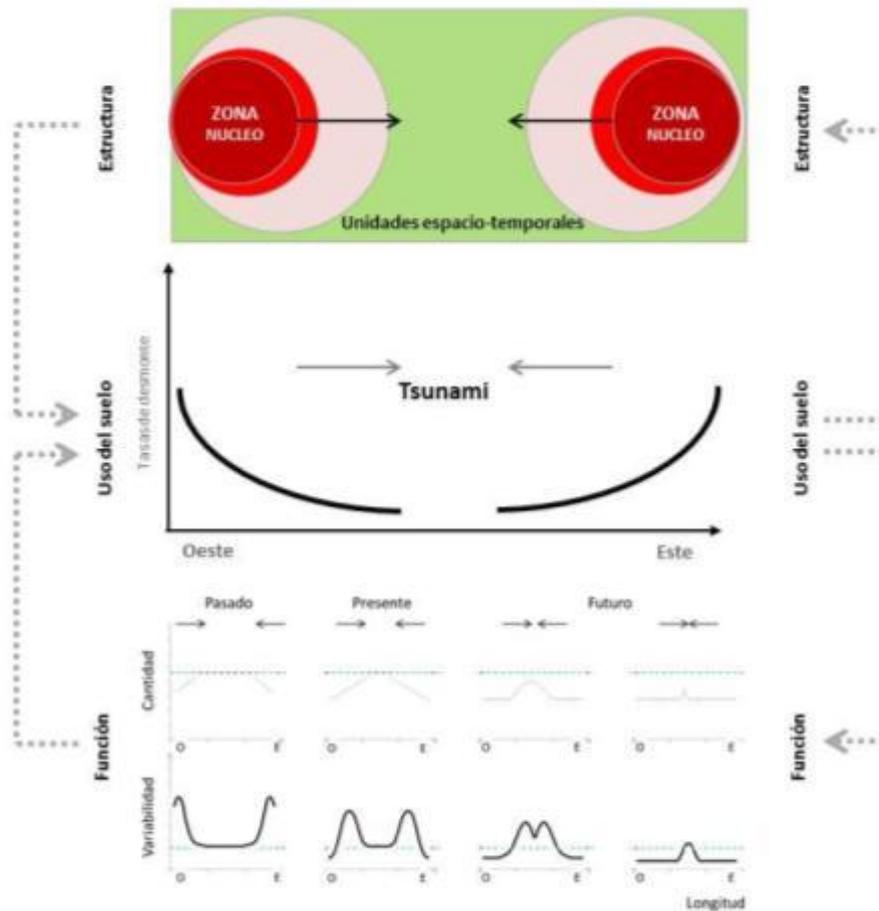


Figura 6.5. Modelo conceptual de cambio de uso de suelo tipo "Tsunami", caracterizado por poseer velocidad de cambio diferencial dependiente de la distancia a la zona de avance o frontera agropecuaria. Esta velocidad decrece en forma exponencial negativa (Capítulo 4). Este fenómeno avanza como una ola que modifica el paisaje natural hasta el agotamiento y es poco selectivo en relación a condiciones de ambiente bio-físico e infraestructura. Produce homogeneización y reducción de funciones ecosistémicas relativas a la dinámica de la captura del C. Las flechas de líneas de puntos indican interacciones.

6.5. El modelo de avance de frontera agropecuaria tipo "Tsunami" y la teoría de uso del suelo de von Thünen

El modelo Tsunami se puede sintetizar como un proceso de transformación territorial, de un gran poder de cambio, que avanza sobre nuevos territorios como un frente móvil con velocidad de cambio diferencial, que depende de la distancia a desmontes previos. Como se ha discutido en el Capítulo 4, la distancia a desmontes es una variable altamente predictiva sobre futuros cambios, pero de baja calidad explicativa. Probablemente la misma sintetice una suma de factores como los que se enumeran a continuación:

- a) a nivel regional, la calidad agrícola de las tierras decrece hacia el centro del Chaco semi-árido (Capítulo 4);

- b) los nuevos emprendedores prefieren estar cerca de otros emprendimiento por razones de seguridad y servicios; “es más seguro y fácil producir donde todos producen”;
- c) los productores que desean ampliar su propiedad, prefieren adquirir una parcela vecina en vez de otra más alejada, por razones de costos y manejo (economía de escala). Probablemente los procesos de “control de tierras” (*land control*) (Peluso y Lund, 2011), jueguen un rol activo en la región (Leake y Ecónomo, 2008; Paruelo *et al.*, 2011; Seghezzi *et al.*, 2011; Venencia *et al.*, 2012);
- d) las zonas de crecimiento (áreas núcleo) no dependen de proveedores locales o regionales ya que los sistemas de producción en base de *commodities* de exportación son cada vez más autosuficientes en términos de infraestructura y servicios y a su vez atraen inversiones cerca de las áreas ya desarrolladas (Müller *et al.*, 2010).

Quizás, esta lista podría extenderse con nuevos elementos de acuerdo al conocimiento local. Sin embargo, la teoría de von Thünen (1966) (citado en Lesschen *et al.* (2005)), ofrece un marco conceptual apropiado para entender las fuerzas que operan en la región impulsadas por la racionalidad económica de agronegocios.

Johann Heinrich von Thünen (1783-1850) publicó en 1826 uno de los primeros modelos de uso del suelo espacialmente explícitos (von Thünen (1966) citado en (Lesschen *et al.*, 2005)), en donde analizó la ubicación de las tierras agrícolas en función de la distancia a los mercados locales enunciando que, “*la intensidad de uso agrícola disminuye al aumentar la distancia a los mercados y en última instancia, la localización de los distintos tipos de usos de suelo dependen de su rentabilidad*” (ver Lesschen *et al.* (2005)). Para facilitar la construcción del modelo (Figura 6.6), von Thünen plantea el supuesto de un mercado aislado situado en el centro de una llanura isotópica (sin variación) grande y fértil, sin vías de comunicación. Por otra parte, supone que el comportamiento de los tomadores de decisiones locales está guiado principalmente por una racionalidad económica. El modelo que se ilustra en la Figura 6.6, describe un territorio homogéneo en torno a un mercado central, en donde se supone que se realizan dos actividades agropecuarias. Todos los lugares tienen características de producción idénticas, y los costos de transporte hasta el mercado difieren en cada tipo de producción, dependiendo sólo de la distancia al mercado. El modelo fue formulado matemáticamente como una ecuación lineal simple, en la que la distancia (d) es la única variable independiente al considerar conocidos los demás parámetros: $R = r * (p - c) - r * t * d$; en donde, R : renta de localización (asimilable al concepto de Margen Bruto; \$/ha); r : rendimiento (kg/ha); p : precio del producto en el mercado (\$/kg); c : costo de producción (\$/kg); d : distancia al mercado (km); t : costo de transporte (\$/km/kg). Del modelo matemático de von Thünen se desprende que el valor máximo de R se verifica cuando $d = 0$; y para $R = 0$; $d = (p - c) / t$; o sea la distancia de la transformación de las áreas naturales depende de los precios de los productos, costos de producción y transporte.

Economía regional - mercado local

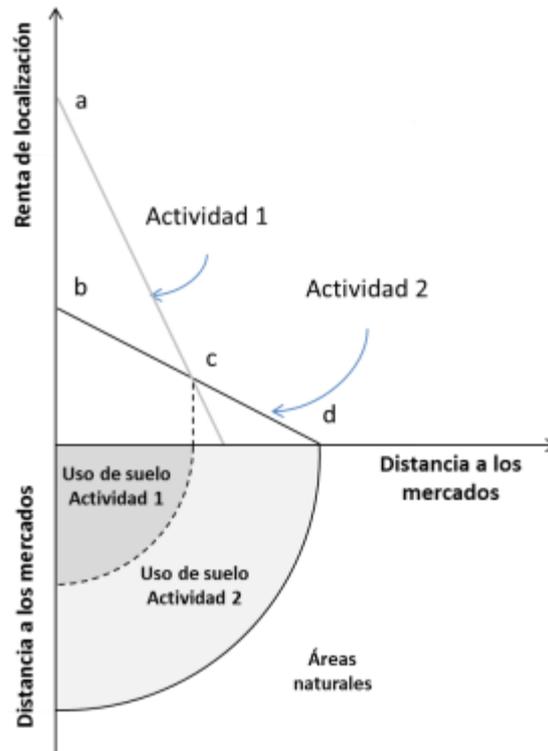


Figura 6.6. El ingreso obtenido por el producto de la Actividad 1 en el mercado central (a) es más alto que el recibido por el producto de la Actividad 2 (b), pero su costo de transporte es mayor, por lo tanto, el ingreso en finca de la actividad 1 decae más rápidamente que la rentabilidad del otro producto, por lo que la distancia desde el mercado es mayor para la Actividad 2. El punto (c), indica una renta y una distancia de indiferencia. El resultado de este razonamiento produce una serie de anillos concéntricos de uso de la tierra alrededor del mercado central. Más allá del punto (d), ningún cultivo es rentable y la tierra se mantiene en su estado natural. Este modelo supone un único mercado local, precios y costos de producción invariantes, y ambiente isotrópico. Tomado de Lesschen *et al.* (2005).

Esta teoría, que tiene casi dos siglos de enunciada, ha sido muy utilizada por geógrafos y estudiosos del cambio de usos del suelo (Chomitz y Gray, 1996; Lesschen *et al.*, 2005; Verburg *et al.*, 2006b; Angelsen, 2007) y podría ser apropiada para describir el cambio de uso de suelo del Chaco semi-árido, ayudarnos a comprender los mecanismos locales de expansión de la frontera agropecuaria, y elaborar algunas hipótesis vinculadas al modelo “Tsunami”.

Se pretende utilizar esta teoría en una llanura con un gradiente ambiental de aridez hacia el centro de la región (llanura no isotrópica); donde la expansión agropecuaria está encontrando limitaciones de espacio relativas a la calidad de sitio. En ella los desmontes están avanzando en un movimiento de pinzas hacia el centro (semiárido) en donde el conocimiento sobre la sustentabilidad de los sistemas productivos es escaso. En este sentido, la ganadería tropical sobre pasturas megatérmicas juega un rol muy importante, dado que es la precursora del avance en zonas de dudosa productividad para la agricultura (Volante *et al.*, 2006; Gasparri *et al.*, 2013; Gasparri and le Polain de Waroux, 2014). Investigaciones recientes muestran evidencias sobre la interacción soja - ganadería y los respectivos roles en la

deforestación en el Chaco Semiárido (Gasparri *et al.*, 2013) y la Amazonía (Barona *et al.*, 2010; Arima *et al.*, 2011). Gasparri y le Polain de Waroux (2014) discuten mecanismos de interacción o acople entre estas dos producciones (denominados “*coupling*” y “*telecoupling*”) argumentando que la soja y la deforestación inducida por el ganado, en lugar de ser vistos en forma aislada, deben considerarse como manifestaciones particulares de un mismo proceso regional, siendo esto un fenómeno común para toda América del Sur.

En el área de estudio los nuevos desmontes se destinan principalmente para emprendimientos ganaderos de menor rentabilidad que la agricultura de soja. Pero en estos nuevos sitios, los incrementos de precios (de la soja) o las diferencias de rentabilidad de la ganadería, lleva a los productores experimentar para evaluar la conveniencia de convertir parte o todo el nuevo emprendimiento en una finca agrícola (sojera). Esto podría explicar por qué los desmontes en el Chaco, a pesar de tener una alta correlación con la producción de soja, no siempre están acoplados a la dinámica temporal de esta oleaginosa (Gasparri *et al.*, 2013).

En la Figura 6.7 se presenta el modelo que explicarían los mecanismos de avance de la frontera agropecuaria para la región de estudio tomando en cuenta que: a) la región de estudio participa en un mercado externo; b) que las distancias a los mercados fueron reemplazadas por distancia a las “áreas núcleo”; que funcionan como áreas proveedoras de bienes y servicios; c) que la áreas núcleo son zonas en crecimiento y la distancia se mide en relación al borde; y d) que la distancia indica calidad ambiental decreciente. En la Figura 6.7 el punto “d” no es un límite ambiental para la ganadería subtropical puesto que tiene potencial para toda el área de estudio. Los cambios tecnológicos (soja resistente a sequía), la reducción de costos o el aumento de precios pueden empujar la soja hasta ese límite.

Economía global - mercado Externo

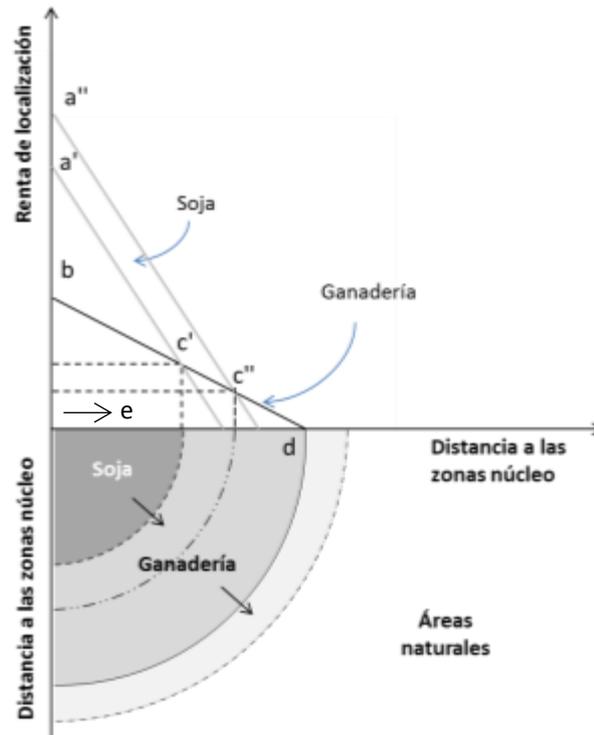


Figura 6.7. En el eje de las abscisas se representa la distancia al borde de las “zonas núcleo” la que supone un gradiente de calidad ambiental decreciente. El ascenso del precio de la soja produce un cambio de rentabilidad de a' hacia a'' , permitiendo desplazar el punto c' a c'' ; y ampliar la frontera agrícola. En esta situación, la agricultura toma tierras ganaderas empujando a la ganadería hacia zonas de menor calidad. Como consecuencia de ello sucedería un corrimiento de frontera agrícola (e), en donde se genera un nuevo escenario con nuevo eje de coordenadas ubicado en el borde de la zona núcleo.

6.6. Un modelo de síntesis

Los tópicos discutidos en los apartados anteriores se resumen en el modelo conceptual de la Figura 6.8, en donde se ilustra el efecto de la demanda internacional de *commodities* sobre el paisaje regional, produciendo un ordenamiento *de facto* en el territorio (gradiente productivo de oeste a este: soja, ganadería, bosque, ganadería, soja) que responde a una racionalidad económica y ambiental. La línea negra que describe una curva en forma de olas moviéndose en sentidos opuestos (flechas) indican el comportamiento más probable de cuatro variables, en el espacio en el espacio bidimensional Oeste-Este: a) tasas de desmonte; c) variabilidad espacial de los SEI_C (eje heterogeneidad funcional); y d) heterogeneidad del paisaje (eje heterogeneidad estructural). La dinámica descrita probablemente se repita en toda la región del Chaco de Argentina, Paraguay y Bolivia, región que ha sido identificada recientemente como el mayor “hotspot” de la deforestación de bosques secos tropicales a nivel mundial, seguidos por los bosques secos tropicales de África y Eurasia (Hansen *et al.*, 2013).

La magnitud, dirección y consecuencias de los cambios descriptos en esta tesis ponen en relieve la necesidad de implementar formas y procesos de Ordenamiento Territorial distintas a las realizadas hasta el momento. En ellas deberían prestarse especial atención a las funciones de producción de servicios ecosistémicos, y su relación con el grado de agriculturización de los territorios, a distintas escalas espaciales y temporales.

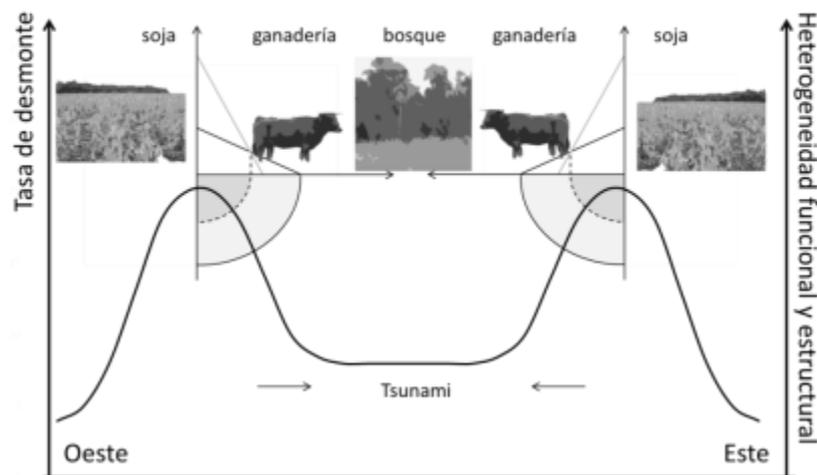


Figura 6.8. Modelo conceptual que resume la dinámica de cambios en el uso del suelo del Chaco Semi-árido. La curva describe la dinámica de cambios de uso del suelo tipo Tsunami, a lo largo de un eje geográfico Oeste-Este (abscisas). Las flechas indican la dirección de los cambios en el tiempo. En los ejes de ordenadas: a) tasas de deforestación; b) heterogeneidad espacial de los Servicios Ecosistémicos Intermedios relativos a la dinámica del C; y, d) heterogeneidad del paisaje bajo el punto de vista estructural. En la cresta de la curva se representa el fenómeno de corrimiento de frontera agropecuaria explicado bajo la Teoría de von Thünen. La secuencia de cultivo, ganadería, ambiente natural, ganadería, cultivos, representa el gradiente de paisaje resultante del proceso.

7. Referencias

- Adamoli, J., R. Neumann, A. Ratier de Colina, and J. Morello. 1972. El Chaco aluvional salteño. *Rev. Investig. Agropecu.* 9(5): 165–236.
- Aide, T.M., M.L. Clark, H.R. Grau, D. Lopez-Carr, M.A. Levy, D. Redo, M. Bonilla-moheno, G. Riner, M.J. Andrade-Nuñez, and M. Muñiz. 2012. Deforestation and reforestation of Latin America and the Caribbean (2001 – 2010). *Biotropica* 0(0): 1–10.
- Aide, T.M., and H.R. Grau. 2004. Globalization, migration, and Latin American ecosystems. *Policy Forum, Sci.* 305: 1915–1916.
- Aizen, M.A., L.A. Garibaldi, and M. Dondo. 2009. Expansión de la soja y diversidad de la agricultura argentina. *Ecol. Austral* 19: 45–54.
- Alcamo, J., K. Kok, G. Busch, J.A. Priess, B. Eickhout, M. Rounsevell, and D.S. Rothman. 2006. Searching for the future of land: escenarios from the local to global scale. p. 137–155. *In* Lambin, E.F., Geist, H. (eds.), *Local Processes and Global Impacts. Land-Use and Land-Cover Change. Global Cha.*
- Alcaraz-Segura, D., J. Cabello, and J.M. Paruelo. 2009a. Baseline characterization of major Iberian vegetation types based on the NDVI dynamics. *Plant Ecol.* 202: 13–29.
- Alcaraz-Segura, D., J. Cabello, J.M. Paruelo, and M. Delibes. 2009b. Assessing protected areas to face environmental change through satellite-derived vegetation green-ness: the case of the Spanish National Parks. *Environ. Manage.* 43: 38–48.
- Alcaraz-Segura, D., J.M. Paruelo, and J. Cabello. 2006. Current distribution of Ecosystem Functional Types in the Iberian Peninsula. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 15: 200–210.
- Alcaraz-Segura, D., J.M. Paruelo, J. Cabello, and M. Delibes. 2008. Trends in the surface vegetation dynamics of the National Parks of Spain as observed by satellite sensors. *Appl. Veg. Sci.* 11: 431–440.
- Aldwaik, S.Z., and R.G. Pontius. 2012. Intensity analysis to unify measurements of size and stationarity of land changes by interval, category, and transition. *Landsc. Urban Plan.* 106(1): 103–114.
- Angelsen, A. 2007. Forest Cover Change in Space and Time : Combining the von Thünen and Forest Transition. *World Bank Policy Res. Work. Pap.* (4117): 1–43.
- Angelsen, A., and T.K. Rudel. 2013. Designing and Implementing Effective REDD + Policies: A Forest Transition Approach. *Rev. Environ. Econ. Policy* 7(1): 91–113.
- Anselin, L. 2002. Under the hood Issues in the specification and interpretation of spatial regression models. *Agric. Econ.* 27(3): 247–267.
- Arima, E.Y., P. Richards, R. Walker, and M.M. Caldas. 2011. Statistical confirmation of indirect land use change in the Brazilian Amazon. *Environ. Res. Lett.* 6.
- AutoMapa. 1990. Rutas de Argentina. Automapa, Buenos Aires, Argentina.
- AutoMapa. 2000. Rutas de Argentina. Automapa, Buenos Aires, Argentina.

- AutoMapa. 2010. Rutas de Argentina. Automapa, Buenos Aires, Argentina.
- Baldi, G. 2002. Fragmentación del paisaje en la región de los Pastizales del Río de la Plata : una cuantificación espacial mediante el uso de imágenes LANDSAT TM. Tesis de grado. Facultad de Agronomía, UBA. 80.
- Baptista, S.R., and T.K. Rudel. 2006. A re-emerging Atlantic Forest? Urbanization, industrialization and the forest transition in Santa Catarina, southern Brazil. *Environ. Conserv.* 33: 195–202.
- Barbier, E.B., J.C. Burgess, and A. Grainger. 2010. The forest transition: Towards a more comprehensive theoretical framework. *Land use policy* 27(2): 98–107.
- Baron, J.S., H.M. Rueth, A.M. Wolfe, K.R. Nydick, E.J. Allstott, J.T. Minear, and B. Moraska. 2000. Ecosystem responses to nitrogen deposition in the Colorado front range. *Ecosystems* 3: 352–368.
- Barona, E., N. Ramankutty, G. Hyman, and O.T. Coomes. 2010. The role of pasture and soybean in deforestation of the Brazilian Amazon. *Environ. Res. Lett.* 5.
- Barsky, O., and J. Gelman. 2009. Historia del agro argentino. Desde la conquista hasta comienzos del siglo XXI. Editorial Sudamericana, Buenos Aires, Argentina.
- Baumann, M., T. Kuemmerle, M. Elbakidze, M. Ozdogan, V.C. Radeloff, N.S. Keuler, A. V. Prishchepov, I. Kruhlov, and P. Hostert. 2011. Patterns and drivers of post-socialist farmland abandonment in Western Ukraine. *Land use policy* 28(3): 552–562.
- Bianchi, A.R. 2002a. Noroeste Argentino, mapa de temperaturas medias anuales, período 1934-1990.
- Bianchi, A.R. 2002b. Noroeste Argentino, mapa de Evapotranspiración Potencial, período 1934-1990.
- Bianchi, A.R., I.J. Nieva, and C.E. Yáñez. 1994. Un modelo simple de regresión lineal para la estimación de temperaturas medias regionales. *Rev. Investig. Agropecu.* 25(3): 35–54.
- Bianchi, A.R., J.N. Volante, Y.E. Noe, and A.C. Gonzalez. 2002. Noroeste Argentino, mapa de isoyetas anuales, período 1934-1990. Available at <http://inta.gob.ar/documentos/isohietas-anuales-del-noroeste-argentino-1/>.
- Bianchi, A.R., and C.E. Yáñez. 1992. Las precipitaciones del Noroeste Argentino. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Salta, Argentina.
- Blanco, L.J., C.A. Ferrando, and F.N. Biurrún. 2009. Remote Sensing of Spatial and Temporal Vegetation Patterns in Two Grazing Systems. *Rangel. Ecol. Manag.* 62(5): 445–451.
- Boletta, P.E., A.C. Ravelo, A.M. Planchuelo, and M. Grilli. 2006. Assessing deforestation in the argentine Chaco. *For. Ecol. Manage.* 228(1-3): 108–114.
- Bonnie, R., S. Schwartzman, M. Oppenheimer, and J. Bloomfield. 2000. Counting the cost of deforestation. *Science* (80-.). 288: 1763–1764.

- Boucher, Y., D. Arseneault, L. Sirois, and L. Blais. 2008. Logging pattern and landscape changes over the last century at the boreal and deciduous forest transition in Eastern Canada. *Landsc. Ecol.* 24(2): 171–184.
- Boyd, J., and S. Banzhaf. 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecol. Econ.* 63(2-3): 616–626.
- Braimoh, A.K. 2006. Random and systematic land-cover transitions in northern Ghana. *Agric. Ecosyst. Environ.* 113(1-4): 254–263.
- Braimoh, A.K., and P.L.G. Vlek. 2004. Land-cover dynamics in an urban area of Ghana. *Earth Interact* 8: 1–15.
- Von Braun, J. 2009. Addressing the food crisis: governance, market functioning, and investment in public goods. *Food Secur.* 1(1): 9–15.
- Bravo, G., A. Bianchi, J.N. Volante, S.A. Salas, G. Sempronii, L. Vicini, M. Fern, and A. Piccolo. 1999. Regiones agroeconómicas del Noroeste Argentino. p. 7. *In* Primeras Jornadas Argentinas de Sisteas de Información Geográfica. In: <http://inta.gob.ar/documentos/regiones-agroeconomicas-del-noroeste-argentino/>. Universidad Nacional de Santiago del Estero, Santiago del Estero, Argentina.
- Brown, D.G., P. Goovaerts, A. Burnicki, and M. Li. 2002. Stochastic simulation of land-cover change using geostatistics and generalized additive models. *Photogramm. Eng. Remote Sensing* 68(10): 1051–1061.
- Burel, F., and J. Baudry. 2002. *Ecología del paisaje: conceptos, métodos y aplicaciones*. 1^o ed. Mundi Prensa, Madrid, España.
- Burnham, K.P., and D.R. Anderson. 1998. 1998. *Model selection and inference: a practical information- theoretic approach*. Springe-Verlag, New York, USA.
- Cabrera, A. 1976. Regiones fitogeográficas argentinas. *Encicl. Argentina Agric. y Jard.* 2(5): 85.
- Cardoch, L., J.W. Day, and C. Ibàñez. 2002. Net Primary Productivity as an indicator of sustainability in the Ebro and Mississippi Deltas. *Ecol. Appl.* 12(4): 1044–1055.
- Caride, C., J.M. Paruelo, and G. Piñeiro. 2012. How does crop management modify ecosystem services in the argentine Pampas? The effects on C dynamics. *Agric. Ecosyst. Environ.* 152.
- Castro, A.J., B. Martín-López, M. García-Llorente, P.A. Aguilera, E. López, and J. Cabello. 2011. Social preferences regarding the delivery of ecosystem services in a semiarid Mediterranean region. *J. Arid Environ.* 75: 1201–1208.
- Chapin, F.S., C. Folke, and G.P. Kofinas. 2009. A framework for understanding change. p. 3–28. *In* F.S. Chapin et al. (ed.), *Principles of ecosystem stewardship*. Springer Science, Business Media.
- Chen, X. 2002. Using remote sensing and GIS to analyse land cover change and its impacts on regional sustainable development. *Int. J. Remote Sens.* 23(1): 107–124.
- Chevan, A., and M. Sutherland. 1991. Hierarchical Partitioning. *Am. Stat.* 45: 90– 96.

- Chomitz, K.M., and D. a. Gray. 1996. Roads, Land Use, and Deforestation: A Spatial Model Applied to Belize. *World Bank Econ. Rev.* 10(3): 487–512.
- Chuvieco, E. 2002. Teledetección ambiental. La observación de la Tierra desde el espacio. 1^o ed. Ariel Ciencia, Barcelona, España.
- Cohen, W.B., M. Fiorella, J. Gray, E. Helmer, and K. Anderson. 1998. An efficient and accurate method for mapping forest clearcuts in the Pacific Northwest using Landsat imagery. *Photogramm. Eng. Remote Sens.* 64(4): 293–300.
- Cohen, W.B., T. a. Spies, R.J. Alig, D.R. Oetter, T.K. Maiersperger, and M. Fiorella. 2002. Characterizing 23 Years (1972-95) of Stand Replacement Disturbance in Western Oregon Forests with Landsat Imagery. *Ecosystems* 5(2): 122–137.
- Cohen, W.B., Z. Yang, and R. Kennedy. 2010. Detecting trends in forest disturbance and recovery using yearly Landsat time series: 2. TimeSync — Tools for calibration and validation. *Remote Sens. Environ.* 114(12): 2911–2924.
- Coppin, P., I. Jonckheere, K. Nackaerts, B. Muys, and E. Lambin. 2004. Digital change detection methods in ecosystem monitoring: a review. *Int. J. Remote Sens.* 25(9): 1565–1596.
- Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naem, R. V O'Neill, J. Paruelo, R.G. Raskin, P. Sutton, and M. van den Belt. 1998. The value of ecosystem services: putting the issues in perspective. *Ecol. Econ.* 25(1): 67–72.
- Cridland, S.W., and N.J. Fitzgerald. 2001. Apparent stability in the rangelands using NDVI-derived indicators. *Geosci. Remote Sens. Symp.* 6: 2640–2641.
- Crist, E.P., and R.C. Cicone. 1984. A physically-based transformation of thematic mapper data - the TM Tasseled Cap. *IEEE Trans Geosci Remote Sens.* 22(3): 256–263.
- Daily, G. 1997. *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems.* Island Press, Washington, DC.
- Van Dam, C. 2008. *Tierra, territorio y derechos de los pueblos indígenas, campesinos y pequeños productores de Salta. Serie Documentos de Capacitación N° 2.* Ministerio. Buenos Aires, Argentina.
- Diaz, S., and M. Cabido. 2001. Vive la difference: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends Ecol. Evol.* 16: 646–655.
- Dirzo, R., and P.H. Raven. 2003. Global state of biodiversity and loss. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 28(1): 137–167.
- Dormann, C.F. 2007. Effects of incorporating spatial autocorrelation into the analysis of species distribution data. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 16: 129–138.
- Dormann, C.F., J. Elith, S. Bacher, C. Buchmann, G. Carl, G. Carr, J.R. Garc, B. Gruber, B. Lafourcade, P.J. Leit, M. Tamara, C. Mcclean, P.E. Osborne, B.S. Der, A.K. Skidmore, D. Zurell, and S. Lautenbach. 2013. Collinearity : a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. (February 2012): 27–46.

- Dormann, C.F., J. McPherson, M. Araújo, R. Bivand, J. Bolliger, G. Carl, R. Davies, A. Hirzel, W. Jetz, D.W. Kissling, I. Kühn, R. Ohlemüller, P. Peres-Neto, B. Reineking, B. Schröder, F. M. Schurr, and R. Wilson. 2007. Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: a review. *Ecography (Cop.)*. 30(5): 609–628.
- Dros, J.M. 2004. Managing the soy boom: two scenarios of soy production expansion in South America. Aideenvironment, Amsterdam, The Netherlands.
- Eastman, J.R. 2006. IDRISI 15.0: the Andes edition.
- Erb, K.-H., F. Krausmann, V. Gaube, S. Gingrich, A. Bondeau, M. Fischer-Kowalski, and H. Haberl. 2009. Analyzing the global human appropriation of net primary production — processes, trajectories, implications. An introduction. *Ecol. Econ.* 69(2): 250–259.
- Ewers, R.M. 2006. Interaction effects between economic development and forest cover determine deforestation rates. *Glob. Environ. Chang.* 16(2): 161–169.
- FAO. 1995. Forest Resources Assessments 1990. Global Synthesis. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.
- FAO. 2005. Situación Forestal en la Región de América Latina y el Caribe - 2004. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Santiago, Chile.
- FAO. 2007. Situación de los bosques del mundo 2007. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Roma, Italia.
- FAO. 2009. Situación de los bosques del mundo 2009. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Roma, Italia.
- FAO. 2011. Situación de los bosques del mundo 2011. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Roma, Italia.
- FAO. 2013. Base de datos estadísticos en línea de la FAO. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Roma, Italia.
- Fischer, J., B. Brosi, G.C. Daily, P.R. Ehrlich, R. Goldman, J. Goldstein, D.B. Lindenmayer, A.D. Manning, H. a Mooney, L. Pejchar, J. Ranganathan, and H. Tallis. 2008. Should agricultural policies encourage land sparing or wildlife-friendly farming? *Front. Ecol. Environ.* 6(7): 380–385.
- Fisher, B., R.K. Turner, and P. Morling. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecol. Econ.* 68(3): 643–653.
- Flamenco-Sandoval, A., M.M. Ramos, and O.R. Masera. 2007. Assessing implications of land-use and land-cover change dynamics for conservation of a highly diverse tropical rain forest. *Biol. Conserv.* 138: 131–145.
- Foley, J. a, R. Defries, G.P. Asner, C. Barford, G. Bonan, S.R. Carpenter, F.S. Chapin, M.T. Coe, G.C. Daily, H.K. Gibbs, J.H. Helkowski, T. Holloway, E. a Howard, C.J. Kucharik, C. Monfreda, J. a Patz, I.C. Prentice, N. Ramankutty, and P.K. Snyder. 2005. Global consequences of land use. *Science* 309(5734): 570–4.

- Forman, R.T.T. 1995. *Land Mosaics. The ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Foster, D. 1992. Land use history (1730–1990) and vegetation dynamics in central New England. *J. Ecol.* 80: 753–771.
- Fotheringham, A.S., C. Brunson, and M. Charlton. 2002. *Geographically weighted regression*. 1^o ed. John Wiley & Sons Inc., The Atrium, Southern Gate, Chichester, England.
- Garbulsky, M.G., and J.M. Paruelo. 2004. Remote sensing of protected areas. An approach to derive baseline vegetation functioning. *J. Veg. Sci.* 15: 711–720.
- García-Barrios, L., Y.M. Galván-Miyoshi, I.A. Valdivieso-Pérez, O.R. Maser, G. Bocco, and J. Vandermeer. 2009. Neotropical forest conservation, agricultural intensification, and rural out-migration: The Mexican experience. *Bioscience* 59(10): 863–873.
- Gasparri, N.I., and H.R. Grau. 2009. Deforestation and fragmentation of Chaco dry forest in NW Argentina (1972–2007). *For. Ecol. Manage.* 258(6): 913–921.
- Gasparri, N.I., H.R. Grau, and J. Gutiérrez Angonese. 2013. Linkages between soybean and neotropical deforestation: Coupling and transient decoupling dynamics in a multi-decadal analysis. *Glob. Environ. Chang.* 23(6): 1605–1614.
- Gasparri, N.I., H.R. Grau, and E. Manghi. 2008. Carbon pools and emissions from deforestation in extra-tropical forests of northern Argentina between 1900 and 2005. *Ecosystems* 11(8): 1247–1261.
- Gasparri, I.N., and G. Parmuchi. 2003. *Deforestación en la zona de transición entre Yungas y Chaco en la provincia de Salta*. Dirección de Bosques, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, República Argentina, Buenos Aires, Argentina.
- Gasparri, N.I., and Y. le Polain de Waroux. 2014. The coupling of South American soybean and cattle production frontiers: new challenges for conservation policy and land change science. *Conserv. Lett.*: 1–18.
- Geist, H.J., and E.F. Lambin. 2001. What drives tropical deforestation? A meta-analysis of proximate and underlying causes of deforestation based on subnational case study evidence. – (LUCC Report Series; 4). (4): 136.
- Geist, H.J., and E.F. Lambin. 2002. Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. *Bioscience* 52(2): 143–150.
- Geist, H.J., and E.F. Lambin. 2006. Land-use and land-cover change local processes and global impacts (Eric F. Lambin and H Geist, Eds.). *Global Change – The IGBP Series*.
- Geist, H.J., W. McConnell, E.F. Lambin, E. Moran, D. Alves, and T. Rudel. 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*.
- Grau, H.R., and M.T. Aide. 2008. Globalization and land-use transitions in Latin America. *Ecol. Soc.* 13(2): 16.

- Grau, H.R., M.T. Aide, and I.N. Gasparri. 2005a. Globalization and soybean expansion into semiarid ecosystems of Argentina. *Ambio* 34(3): 265–6.
- Grau, H.R., N.I. Gasparri, and T.M. Aide. 2005b. Agriculture expansion and deforestation in seasonally dry forests of north-west Argentina. *Environ. Conserv.* 32(02): 140.
- Grau, H.R., N.I. Gasparri, and T.M. Aide. 2008a. Balancing food production and nature conservation in the Neotropical dry forests of northern Argentina. *Glob. Chang. Biol.* 14(5): 985–997.
- Grau, H.R., M.E. Hernández, J. Gutierrez, N.I. Gasparri, M.C. Casavecchia, E.E. Flores-ivaldi, and L. Paolini. 2008b. A Peri-Urban Neotropical Forest Transition and its Consequences for Environmental Services. *Ecol. Soc.* 13(1): 35.
- Grau, R., T. Kuemmerle, and L. Macchi. 2013. Beyond “land sparing versus land sharing”: environmental heterogeneity, globalization and the balance between agricultural production and nature conservation. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 5: 1–7.
- Di Gregorio, A., and L.J. Jansen. 2005. Land Cover Classification System. Classification concepts and user manual. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Roma, Italia.
- Griffith, D. a. 1987. Spatial Autocorrelation. Association of American Geographers., Washington, DC.
- De Groot, R.S., R. Alkemade, L. Braat, L. Hein, and L. Willemsen. 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecol. Complex.* 7(3): 260–272.
- Guerschman, J.P. 2005. Análisis regional del impacto de los cambios del uso de la tierra sobre el funcionamiento de los ecosistemas de la región pampeana (Argentina). Tesis Doctoral. Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina.
- Guerschman, J.P., J.M. Paruelo, and I. Burke. 2003. Land use impacts on the normalized difference vegetation index in temperate Argentina. *Ecol. Appl.* 13(3): 616–628.
- Haberl, H., M. Wackernagel, and T. Wrbka. 2004. Land Use and Sustainability Indicators, an introduction. *Land use policy* 21(3): 193–198.
- Hansen, M.C., P. V. Potapov, R. Moore, M. Hancher, S. a. Turubanova, a. Tyukavina, D. Thau, S. V. Stehman, S.J. Goetz, T.R. Loveland, a. Kommareddy, a. Egorov, L. Chini, C.O. Justice, and J.R.G. Townshend. 2013. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science* (80-.). 342(6160): 850–853.
- Hathout, S. 2002. The use of GIS for monitoring and predicting urban growth in East and West St. Paul, Winnipeg, Manitoba. *Can. J. Environment Manag.* 66: 229–238.
- Healey, S., W. Cohen, Y. Zhiqiang, and O. Krankina. 2005. Comparison of Tasseled Cap-based Landsat data structures for use in forest disturbance detection. *Remote Sens. Environ.* 97(3): 301–310.

- Hersperger, A., and M. Bürgi. 2007. Driving forces of landscape change in the urbanizing Limmat valley, Switzerland. p. 45–60. *In* Koomen, E. (ed.), *Modelling Land-Use Change*. Springer, Netherlands.
- Hoekstra, J.H., J.M. Boucher, T.H. Ricketts, and C. Roberts. 2005. Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecol. Lett.* 8: 23–29.
- Hosmer, D., and S. Lemeshow. 2000. *Applied logistic regression*. 2nd editio. John Wiley & Sons Inc., New York.
- Huang, J., R.G. Pontius, Q. Li, and Y. Zhang. 2012. Use of intensity analysis to link patterns with processes of land change from 1986 to 2007 in a coastal watershed of southeast China. *Appl. Geogr.* 34: 371–384.
- Huete, A., K. Didan, T. Miura, E.P. Rodriguez, X. Gao, and L.G. Ferreira. 2002. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sens. Environ.* 83: 195–213.
- Hurlbert, S.H. 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecol. Soc. Am.* 54(2): 187–211.
- IGN. 2012. Sistema de Información Geográfico SIG250. Especificaciones Técnicas. Instituto Geográfico Nacional, Buenos Aires, Argentina.
- INDEC. 1991. Censo nacional de población, hogares y viviendas 1991. Instituto Nacional de Estadística y Censos, Buenos Aires, Argentina.
- INDEC. 2001. Censo nacional de población, hogares y viviendas 2001. Instituto Nacional de Estadística y Censos, Buenos Aires, Argentina.
- INDEC. 2011. Censo nacional de población, hogares y viviendas 2010. Instituto Nacional de Estadística y Censos, Buenos Aires, Argentina.
- INTA. 1990. Atlas de Suelos de la República Argentina, Sistema de Información Geográfico. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Buenos Aires, Argentina.
- Izquierdo, A.E., C.D. De Angelo, and T.M. Aide. 2008. Thirty Years of Human Demography and Land-Use Change in the Atlantic Forest of Misiones , Argentina : an Evaluation of the Forest Transition Model. 13(2).
- Izquierdo, A.E., and H.R. Grau. 2009. Agriculture adjustment , land-use transition and protected areas in Northwestern Argentina. *J. Environ. Manage.* 90(2): 858–865.
- Jackson, R., E. Jobbágy, R. Avissar, S. Roy, D. Barrett, C. Cook, K. Farley, D. le Maitre, B. McCarl, and B. Murray. 2005. Trading Water for Carbon with Biological Carbon Sequestration. *Science* (80-.). 310(5756): 1944–1947.
- Jaeger, J.A.G. 2000. Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landsc. Ecol.* 15: 115–130.
- Jenkins, R., and E.D. Peters. 2009. China and Latin America Economic relations in the twenty-first century (R Jenkins and ED Peters, Eds.). Deutsches Institut für Entwicklungspolitik (DIE), Bonn.

- Kaimowitz, D., and A. Angelsen. 1998. Economic models of tropical deforestation: a review. *Econ. Model. Trop. deforestation a Rev. Cent. Int. For. Res. Bogor, Indones.*
- Kaimowitz, D., P. Mendez, A. Puntodewo, and J.K. Vanclay. 2002. Spatial regression analysis of deforestation in Santa Cruz, Bolivia. p. 41–65. *In* Wood, C.H., Porro, R. (eds.), *Deforestation and land use in the Amazon*. Gainesville: University Press, Florida.
- Kauppi, P.E., J.H. Ausubel, J. Fang, A.S. Mather, R. a Sedjo, and P.E. Waggoner. 2006. Returning forests analyzed with the forest identity. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 103(46): 17574–9.
- Kauth, R.J., and G.S. Thomas. 1976. The Tasseled Cap. A graphic description of the spectral-temporal development of agricultural crops as seen by Landsat. p. 13. *In* Symposium on Machine Processing of Remotely Sensed Data. LARS Symposia. Data; 6 June–2 July 1976. West Lafayette. Purdue University, Indiana.
- Kennedy, R.E., W.B. Cohen, and T. a. Schroeder. 2007. Trajectory-based change detection for automated characterization of forest disturbance dynamics. *Remote Sens. Environ.* 110(3): 370–386.
- Kerr, J.T., and M. Ostrowsky. 2003. From space to species: ecological applications for remote sensing. *Trends Ecol. Evol.* 18(3).
- Keys, R. 1981. Cubic convolution interpolation for digital image processing. *Acoust. Speech Signal Process. IEEE Trans.* 29(6): 1153–1160.
- Kirby, K.R., W.F. Laurance, A.K. Albernaz, G. Schroth, P.M. Fearnside, S. Bergen, E.M. Venticinque, and C. da Costa. 2006. The future of deforestation in the Brazilian Amazon. *Futures* 38(4): 432–453.
- Klooster, D. 2003. Forest Transitions in Mexico: Institutions and Forests in a Globalized Countryside*. *Prof. Geogr.* 55(2): 227–237.
- Koh, L.P., and J. Ghazoul. 2008. Biofuels, biodiversity, and people: Understanding the conflicts and finding opportunities. *Biol. Conserv.* 141(10): 2450–2460.
- Koomen, E., and J. Stillwell. 2007. Modeling land-use change. Theories and methods. p. 1–21. *In* Koomen, E., Stilwell, J., Bakema, A., Scholten, H. (eds.), *Modelling Land-Use Change: progress and applications*. Springer, Dordrecht.
- Kunst, C. 2011. Ecología y uso del fuego en la región chaqueña argentina: Una revisión. *Bol. Inf. CIDEU* 10: 81–105.
- Lambin, E.F., X. Baulies, N. Bockstael, G. Fischer, T. Krug, R. Leemans, E.F. Moran, R.R. Rindfuss, Y. Sato, D. Skole, B.L. Turner, and C. Vogel. 1999. Land-use and land-cover change (LUCC): Implementation strategy. IGBP Report No. 48, IHDP Report No. 10.
- Lambin, E.F., H.J. Geist, and E. Lepers. 2003a. Dynamics of Land-Use and Land-Cover change in tropical regions. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 28: 205–241.
- Lambin, E.F., H.J. Geist, and E. Lepers. 2003b. Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 28(1): 205–241.

- Lambin, E.F., and P. Meyfroidt. 2010. Land use transitions: socio-ecological feedback versus socio-economic change. *Land use policy* 27: 108–118.
- Lambin, E.F., and P. Meyfroidt. 2011. Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 108(9): 3465–72.
- Lambin, E.F., B.L. Turner, H.J. Geist, S.B. Agbola, A. Angelsen, C. Folke, J.W. Bruce, O.T. Coomes, R. Dirzo, P.S. George, K. Homewood, J. Imbernon, R. Leemans, X. Li, E.F. Moran, M. Mortimore, P.S. Ramakrishnan, J.F. Richards, W. Steffen, G.D. Stone, U. Svedin, and T.A. Veldkamp. 2001. The causes of land-use and land-cover change : moving beyond the myths. *11*: 261–269.
- Lattera, P., E.G. Jobbágy, and J.M. Paruelo (Eds). 2011. Valoración de servicios ecosistémicos. Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial. INTA, Buenos Aires, Argentina.
- Leake, A., and M. Ecnomo. 2008. La deforestación de Salta 2004-2007. Salta, Argentina.
- Legendre, P., and L. Legendre. 1998. *Numerical Ecology*. 2^o ed. Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam.
- Lehmann, E.L. 1975. *Nonparametrics: Statistical Methods Based on Ranks*. 1^o ed. Holden-Day, Inc., San Francisco. USA.
- Lesschen, J.P., P.H. Verburg, and S.J. Staal. 2005. Statistical methods for analysing the spatial dimension of changes in land use and farming systems. *International Human Dimensions Programme on Global Environmental Change (IHDP) V. International Geosphere-Biosphere Programme (IGBP)*.
- Long, J.S., and J. Freese. 2001. *Regression models for categorical dependent variables using Stata*. Stata Press, Stata Corporation, Texas, USA.
- Loreau, M. 2000. Biodiversity and ecosystem functioning: recent theoretical advances. *Oikos* 91: 3–17.
- Maes, J., B. Egoh, L. Willemen, C. Liqueste, P. Vihervaara, J.P. Schägner, B. Grizzetti, E.G. Drakou, A. La Notte, G. Zulian, F. Bouraoui, M. Luisa Paracchini, L. Braat, and G. Bidoglio. 2012. Mapping ecosystem services for policy support and decision making in the European Union. *Ecosyst. Serv.* 1(1): 31–39.
- MAGyP. 2012. *Bases para el Ordenamiento del Territorio Rural Argentino*. Ministerio de Agricultura Ganadería y Pesca; Gobierno de la Nación Argentina, Buenos Aires, Argentina.
- Mather, A. 1992. The forest transition. *Area* 24: 367–379.
- Mather, A. 2007. Recent Asian forest transitions in relation to forest transition theory. *Int. For. Rev.* 9: 491–502.
- Mather, A., and J. Fairbairn. 2000. From floods to reforestation: the forest transition in Switzerland. *Environ. Hist. Camb.* 6: 399–421.

- Mather, A., J. Fairbairn, and C. Needle. 1999. The course and drivers of the forest transition: the case of France. *J. Rural Stud.* 15: 65–90.
- Mather, A., and C.L. Needle. 1998. The forest transition: theoretical basis. *Area* 30: 117–124.
- Mather, A., C. Needle, and J. Coull. 1998. From resource crisis to sustainability: the forest transition in Denmark. *Int. J. Sustain. Dev. World Ecol.* 5: 183–192.
- McNaughton, S., M. Oesterheld, M. Franck, and K. Williams. 1989. Ecosystem-level patterns of primary productivity and herbivory in terrestrial habitats. *Nature* 341: 142–144.
- MEA. 2005. Millenium Ecosystem Assessment: Ecosystems and human well-being. Biodiversity synthesis. World Resources Institute, World Resources Institute, Washington, DC.
- Menard, S. 2004. Six Approaches to Calculating Standardized Logistic Regression Coefficients Six Approaches to Calculating Standardized Logistic. *Am. Stat.* 58(3): 218–223.
- Mendes Malhado, A.C., G.F. Pires, and M.H. Costa. 2010. Cerrado Conservation is Essential to Protect the Amazon Rainforest. *Ambio* 39(8): 580–584.
- Mertens, B., D. Kaimowitz, A. Puntodewo, J. Vanclay, and P. Mendez. 2004. Modeling deforestation at distinct geographic scales and time periods in Santa Cruz, Bolivia. *Int Reg Sci Rev* 27(3): 271–296.
- Mertens, B., and E.F. Lambin. 2000. Land-Cover-Change Trajectories in Southern Cameroon. Department of Geography, Catholic University of Louvain, Louvain-la-Neuve, Belgium.
- Mertens, B., W.D. Sunderlin, O. Ndoye, and E. Lambin. 2000. Impact of macroeconomic change on deforestation in South Cameroon: integra- tion of household survey and remotely-sensed data. *World Dev.* 28(6): 983–999.
- Meyer, W.B., and B.L. Turner II. 1994. Changes in L and Use and L and Cover: A Global Perspective (WB Meyer and BL Turner II, Eds.). Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Meyfroidt, P., T.K. Rudel, and E.F. Lambin. 2010. Forest transitions, trade, and the global displacement of land use. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 107(49): 20917–22.
- Millington, J.D., G.L.W. Perry, and R. Romero-Calcerrada. 2007. Regression techniques for examining land use/cover change: a case study of a mediterranean landscape. *Ecosystems* 10(4): 562–578.
- Mioni, W., and L. Alcoba. 2013. Tierra sin mal. 1era ed. Ediciones INTA, Jujuy, Argentina.
- Mitchell, A. 2005. The ESRI guide to GIS análisis. Volume 2: Measurements and statistics. ESRI Press, California, USA.
- Monserud, R.A. 2003. Evaluating forest models in a sustainable forest management context. *FBMIS* 1: 35–47.
- Monteith, J. 1972. Solar radiation and productivity in tropical ecosystems. *J. Appl. Ecol.* 9: 747–766.

- Morello, J. 2002. Grandes ecosistemas de suramérica. p. 56. *In* Gallopín, G.C. (ed.), El futuro ecológico de un continente. Una visión prospectiva de la América Latina. Buenos Aires, Argentina.
- Morello, J., and J. Adamoli. 1968. Las Grandes Unidades de Vegetación y Ambiente del Chaco Argentino, Primera Parte: Objetivos y Metodología. *Rev. Investig. Agropecu.*
- Morello, J., S.D. Matteucci, A.F. Rodriguez, and M.E. Silva. 2012. Ecorregiones y complejos ecosistemicos argentinos. Primera ed. Facultad de Arquitectura Desarrollo y Urbanismo, Buenos Aires, Argentina.
- Morello, J., W. Pengue, and A. Rodriguez. 2005. Un siglo de cambios de diseño del paisaje: el Chaco Argentino. p. 1–31. *In* Primeras Jornadas Argentinas de Ecología del Paisaje.
- Morton, D.C., R.S. DeFries, Y.E. Shimabukuro, L.O. Anderson, E. Arai, F. del Bon Espirito-Santo, R. Freitas, and J. Morissette. 2006. Cropland expansion changes deforestation dynamics in the southern Brazilian Amazon. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 103(39): 14637–41.
- Müller, R., D. Müller, F. Schierhorn, and G. Gerold. 2010. Spatiotemporal modeling of the expansion of mechanized agriculture in the Bolivian lowland forests. *Appl. Geogr.* 31(2): 631–640.
- Müller, R., D. Müller, F. Schierhorn, G. Gerold, and P. Pacheco. 2012. Proximate causes of deforestation in the Bolivian lowlands: an analysis of spatial dynamics. *Reg. Environ. Chang.* 12(3): 445–459.
- Müller, D., and D.K. Munroe. 2008. Changing rural landscapes in albania: cropland abandonment and forest clearing in the postsocialist transition. *Ann. Assoc. Am. Geogr.* 98(4): 855–876.
- Mundia, C.N., and M. Aniya. 2005. Analysis of land use/cover changes and urban expansion of Nairobi City using remote sensing and GIS. *Int. J. Remote Sens. J Remote Sens.* 26: 2831–2849.
- Naharro, N., U. De Salta, and A.L. Álvarez. 2011. Acaparamiento de Tierras y Producción de Soja en Territorio Wichí, Salta – Argentina. *Brot für die Welt; ASOCIANA.*
- Mac Nally, R. 2000. Regression and model-building in conservation biology, biogeography and ecology: The distinction between – and reconciliation of – “predictive” and “explanatory” models. *Biodivers. Conserv.* 9: 655–671.
- Mac Nally, R. 2002. Multiple regression and inference in ecology and conservation biology: further comments on identifying important predictor variables. *Biodivers. Conserv.* (2000): 1397–1401.
- Nepstad, D.C., C.M. Stickler, and O.T. Almeida. 2006. Globalization of the Amazon soy and beef industries: opportunities for conservation. *Conserv. Biol.* 20(6): 1595–603.
- Nosetto, M.D., E.G. Jobbágy, and J.M. Paruelo. 2005. Land-use change and water losses: the case of grassland afforestation across a soil textural gradient in central Argentina. *Glob. Chang. Biol.* 11(7): 1101–1117.

- Odum, E.P. 1969. The strategy of ecosystem development. *Science* 164, 262–270. *Science* (80-). 164: 262–270.
- Oesterheld, M. 2008. Impacto de la agricultura sobre los ecosistemas. *Fundamentos ecológicos y problemas más relevantes. Ecol. Austral* 18: 337–346.
- Ojima, D.S., K.A. Galvin, and B.L. Turner. 1994. The global impact of landuse change. *Bioscience* 44(5): 300–304.
- Overmars, K.P., P.H. Verburg, and T. Veldkamp. 2007. Comparison of a deductive and an inductive approach to specify land suitability in a spatially explicit land use model. *Land use policy* 24(3): 584–599.
- Paruelo, J.M., H.E. Epstein, W.K. Lauenroth, and I.C. Burke. 1997. ANPP estimates from NDVI for the Central Grassland Region of the US. *Ecology* 78: 953–958.
- Paruelo, J.M., M.F. Garbulsky, J.P. Guerschman, and E.G. Jobbágy. 2004. Two decades of Normalized Difference Vegetation Index changes in South America: identifying the imprint of global change. *Int. J. Remote Sens.* 25(14): 2793–2806.
- Paruelo, J.M., J.P. Guerschman, and S.R. Verón. 2005a. Cambios en el patrón espacial de uso de la tierra en Argentina. *Cienc. Hoy* (15): 14–23.
- Paruelo, J.M., J.P. Guerschman, and S.R. Verón. 2005b. Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. *Cienc. Hoy* 15(87): 14–23.
- Paruelo, J.M., J.P. Guerschman, S.R. Verón, G. Piñeiro, G. Baldi, E.G. Jobbágy, and S. Baeza. 2006. Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: marcos conceptuales para su análisis. *Agrociencia* 10(2): 47–61.
- Paruelo, J.M., E.G. Jobbágy, O.E. Sala, and 01. 2001. Current distribution of Ecosystem Functional Types in temperate South America. *Ecosystems* 4: 683–698.
- Paruelo, J.M., and W.K. Lauenroth. 1998. Interannual variability of NDVI and their relationship to climate for North American shrublands and grasslands. *J. Biogeogr.* 25: 721–733.
- Paruelo, J.M., G. Piñeiro, C. Oyonarte, D. Alcaraz-Segura, J. Cabello, and P. Escribano. 2005c. Temporal and spatial patterns of ecosystem functioning in protected arid areas of Southeastern Spain. *Appl. Veg. Sci.* 8: 93–102.
- Paruelo, J.M., S.R. Verón, J.N. Volante, L. Seghezzo, M. Vallejos, S. Aguiar, L. Andam, P. Baldassini, L. Ciuffoli, N. Huykman, B. Davanzo, E. Gonzalez, J. Ledesmann, and D. Picardi. 2011. Elementos conceptuales y metodológicos para la Evaluación de Impactos Ambientales Acumulativos (EIAAc) en bosques subtropicales. El caso del este de Salta, Argentina. *Ecol. Austral* (21): 163–178.
- Peluso, N.L., and C. Lund. 2011. New frontiers of land control : Introduction. *J. Peasant Stud.* 38(4): 667–681.
- Pennington, R.T., D.E. Prado, and C.A. Pendry. 2000. Neotropical seasonally dry forests and Quaternary vegetation changes. *J. Biogeogr.* 27: 261–273.

- Perfecto, I., and J. Vandermeer. 2010. The agroecological matrix as alternative to the land-sparing/agriculture intensification model. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 107(13): 5786–91.
- Perfecto, I., and J. Vandermeer. 2012. Separación o integración para la conservación de biodiversidad : la ideología detrás del debate “ land- sharing ” frente a “ land-sparing .” *Ecosistemas* 21(1-2): 180–191.
- Perz, S.G., and D.L. Skole. 2003. Secondary Forest Expansion in the Brazilian Amazon and the Refinement of Forest Transition Theory. *Soc. Nat. Resour.* 16(4): 277–294.
- Petit, C., T. Scudder, and E.F. Lambin. 2001. Quantifying processes of land- cover change by remote sensing: Resettlement and rapid land-cover changes in southeastern Zambia. *Int. J. Remote Sens.* 22(17): 3435– 3456.
- Pettorelli, N., J.O. Vik, A. Mysterud, J.-M. Gaillard, C.J. Tucker, and N.C. Stenseth. 2005. Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *Trends Ecol. Evol.* 20(9): 503–10.
- Pijanowski, B.C., D.G. Brown, B. a Shellito, and G. a Manik. 2002. Using neural networks and GIS to forecast land use changes: a Land Transformation Model. *Comput. Environ. Urban Syst.* 26(6): 553–575.
- Piñeiro, G., M. Oesterheld, and J.M. Paruelo. 2006. Seasonal Variation in Aboveground Production and Radiation-use Efficiency of Temperate rangelands Estimated through Remote Sensing. *Ecosystems* 9(3): 357–373.
- Pontius, R.G., Y. Gao, N. Giner, T. Kohyama, M. Osaki, and K. Hirose. 2013. Design and Interpretation of Intensity Analysis Illustrated by Land Change in Central Kalimantan, Indonesia. *Land* 2(3): 351–369.
- Pontius, R., and L. Schneider. 2001. Land-cover change model validation by an ROC method for the Ipswich watershed, Massachusetts, USA. *Agric. Ecosyst. Environ.* 85: 239–248.
- Pontius, R.G., E. Shusas, and M. McEachern. 2004. Detecting important categorical land changes while accounting for persistence. *Agric. Ecosyst. Environ.* 101(2-3): 251–268.
- Powers, R.F. 1999. On the sustainable productivity of planted forests. *New For.* 17: 263–306.
- Prado, D.E. 1993. What is the Gran Chaco vegetation in South America?. I. A review. Contribution to the study of flora and vegetation of the Chaco. *Candollea* 48: 145–172.
- Prishchepov, A.V., D. Müller, M. Dubinin, M. Baumann, and V.C. Radeloff. 2013. Determinants of agricultural land abandonment in post-Soviet European Russia. *Land use policy* 30(1): 873–884.
- Prudkin, N. 1986. Expansión de la frontera agropecuaria y cambios ecológicos en el sudeste salteño.
- Reboratti, C. 1989. La frontera agraria en el Umbral al Chaco. Desarrollo, balance y perspectivas.

- REDAF. 2013. Monitoreo de deforestación en los bosques nativos de la Región Chaqueña Argentina. Informe N°1 Bosque Nativo en Salta: Ley de Bosques, análisis de deforestación y situación del Bosque chaqueño en la provincia. 1: 1–34.
- Roldán, M., A. Carminati, F. Biganzoli, and J.M. Paruelo. 2010. Las reservas privadas ¿son efectivas para conservar las propiedades de los ecosistemas? *Running, Ecol. Austral* 20: 185–199.
- Rossiter, D.G., and A. Loza. 2012. Analyzing land cover change with logistic regression in R. University of Twente, Faculty of Geo-Information Science & Earth Observation (ITC), Enschede (NL).
- Rudel, T.K., D. Bates, and R. Machinguiashi. 2002. A Tropical Forest Transition ? Agricultural Change , in the Ecuadorian Amazon. *Ann. Assoc. Am. Geogr.* 92(1): 87–102.
- Rudel, T.K., O.T. Coomes, E. Moran, F. Achard, A. Angelsen, J. Xu, and E.F. Lambin. 2005. Forest transitions: towards a global understanding of land use change. *Glob. Environ. Chang.* 15(1): 23–31.
- Rudel, T.K., L. Schneider, and M. Uriarte. 2010. Forest transitions: An introduction. *Land use policy* 27(2): 95–97.
- Rudel, T.K., L. Schneider, M. Uriarte, B.L. Turner, R. DeFries, D. Lawrence, J. Geoghegan, S. Hecht, A. Ickowitz, E.F. Lambin, T. Birkenholtz, S. Baptista, and R. Grau. 2009. Agricultural intensification and changes in cultivated areas, 1970-2005. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 106(49): 20675–80.
- Rulli, M.C., A. Saviori, and P. D’Odorico. 2013. Global land and water grabbing. *In Proceedings of the National Academy of Sciences.*
- Running, S., P. Thornton, R. Nemani, and J. Glassy. 2000. Global terrestrial gross and net primary Productivity from the Earth Observing System. p. 44–57. *In Sala, O.E., Jackson, R.B., Mooney, H.A., Howarth, R.W. (eds.), Methods in Ecosystem Science.* Springer, New York, USA.
- Scheffer, M., W. Brock, and F. Westley. 2000. Socioeconomic mechanisms preventing optimum use of ecosystem services: an interdisciplinary theoretical analysis. *Ecosystems* 3: 451–471.
- Schonewald-Cox, C. 1998. Boundaries in the protection of nature reserves. *Bio-Science* 38: 480–486.
- Van Schrojenstein, J., P.H. Verburg, A. Bregst, and S. Geertman. 2011. Core principles and concepts in land-use modelling: a literature review. p. 35–60. *In Koomen, E., Borsboom-van Beurden, J. (eds.), Land use modelling in planning practice.* Springer. Dordrecht.
- Seghezzo, L., J.N. Volante, J.M. Paruelo, D.J. Somma, E.C. Buliubasich, H.E. Rodriguez, S. Gagnon, and M. Hufty. 2011. Native forests and agriculture in salta (argentina): conflicting visions of development. *J. Environ. Dev.* 20(3): 251– 277.
- Sellers, P.J., J.A. Berry, G.J. Collatz, C.B. Field, and F.G. Hall. 1992. Canopy reflectance, photosynthesis and transpiration III. A reanalysis using improved leaf models and a new canopy integration scheme. *Remote Sens. Environ.* 42: 187–216.

- Shtatland, E.S., E. Cain, and M.B. Barton. 2001. The perils of stepwise logistic regression and how to escape them using information criteria and the Output Delivery System. p. 222–226. *In* Proceedings of the 26th Annual SAS Users Group International Conference. SAS Institute, Cary, North Carolina, USA.
- SIIA. 2013. Estadísticas Agrícolas. Sist. Integr. Inf. Agropecu. Minist. Agric. Ganad. y Pesca. Pres. la Nación, Argentina. Available at <http://old.siiia.gov.ar/index.php> (verified 9 July 2013).
- Steininger, M.K., C.J. Tucker, J.R.G. Townshend, T.J. Killeen, A. Desch, V. Bell, and P. Ersts. 2001. Tropical deforestation in the Bolivian Amazon. *Environ. Conserv.* 28: 127–134.
- Stoms, D.M., and W.W. Hargrove. 2000. Potential NDVI as a baseline for monitoring ecosystem functioning. *Int. J. Remote Sens.* 21: 401–407.
- Takada, T., A. Miyamoto, and S.F. Hasegawa. 2010. Derivation of a yearly transition probability matrix for land-use dynamics and its applications. *Landsc. Ecol.* 25: 561–572.
- Theobald, D., and N. Thompson Hobbs. 1998. Forecasting rural land use change: a comparison of regression and spatial transition based models. *Geogr. Environ. Model.* 2(1): 65–82.
- Von Thünen, J.H. 1966. Der isolierte staat in beziehung der landwirtschaft und nationalökonomie. *In* Hall, P. (ed.), Von Thünen's isolated state. Pergamon Press, Oxford, UK.
- Turner, B.L., G. Hyden, and R.W. Kates. 1993. Population growth and agricultural change in Africa (BL Turner II, G Hyden, and RW Kates, Eds.). University Press of Florida, Gainesville, Gainesville.
- UMSEF. 2002. Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos: Cartografía y superficie de bosque nativo de Argentina. Unidad de Manejo del Sistema de Evaluación Forestal, Ministerio de Desarrollo Social, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Buenos Aires, Argentina.
- UMSEF. 2005a. Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos: Informe Regional Parque Chaqueño. Unidad de Manejo del Sistema de Evaluación Forestal, Secretaria de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Buenos Aires, Argentina.
- UMSEF. 2005b. Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos: Informe Regional Selva Tucumano-oranense. Unidad de Manejo del Sistema de Evaluación Forestal, Secretaria de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Buenos Aires, Argentina.
- UMSEF. 2007a. Informe sobre deforestación en Argentina. Unidad de Manejo del Sistema de Evaluación Forestal, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Buenos Aires, Argentina.
- UMSEF. 2007b. Monitoreo de bosque nativo. Período 1998-2002 y 2002-2006 (Datos preliminares). Unidad de Manejo del Sistema de Evaluación Forestal, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Buenos Aires, Argentina.
- UMSEF. 2007c. Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos: Informe Nacional. Unidad de Manejo del Sistema de Evaluación Forestal, Secretaria de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Buenos Aires, Argentina.

- UMSEF. 2012. Monitoreo de la Superficie de Bosque Nativo de la República Argentina Período 2006-2011. Regiones forestales Parque Chaqueño, Selva Misionera y Selva Tucumano Boliviana. Unidad de Manejo del Sistema de Evaluación Forestal, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Buenos Aires, Argentina.
- Veblen, T.T., and D.C. Lorenz. 1991. The Colorado front range. A century of ecological change. University of Utah Press, Salt Lake City, Utah, USA.
- Venencia, C.D., J.J. Correa, V. Del Val, E.C. Buliubasich, and L. Seghezzo. 2012. Conflictos de tenencia de la tierra y sustentabilidad del uso del territorio del chaco salteño. Av. en Energías Renov. y Medio Ambient. 16: 105–112.
- Verburg, P.H., K. Kok, R. Gilmore, J. Pontius, R.G. Pontius, and A. Veldkamp. 2006. Modeling Land-Use and Land-Cover Change. Chapter 5. p. 117–135. *In* Lambin, E.F., Geist, H. (eds.), Land-use and land-cover change. Local processes and global impacts. Land-Use a. Global Change – The IGBP Series.
- Viglizzo, E.F., L.V. Carreño, H. Pereyra, R. F., J. Clatt, D. Pincén, and E.G. Jobbaghy. 2012. Expansión de la frontera agropecuaria en Argentina y su impacto ecológico-ambiental (EF Viglizzo and E. Jobbaghy, Eds.). Ediciones INTA, Buenos Aires, Argentina.
- Viglizzo, E.F., L. V. Carreño, J.N. Volante, and M.J. Mosciaro. 2011. Valuación de bienes y servicios ecosistémicos: ¿Verdad objetiva o cuento de la buena pipa? p. 17–36. *In* Viglizzo, E.F., Paruelo, J.M., Littera, P. (eds.), Expansión e intensificación agrícola en Argentina: Valoración de bienes y servicios ecosistémicos para el ordenamiento territorial. INTA, Buenos Aires, Argentina.
- Viglizzo, E.F., and F.C. Frank. 2006. Land-use options for Del Plata Basin in South America: Tradeoffs analysis based on ecosystem service provision. *Ecol. Econ.* 57(1): 140–151.
- Virginia, R.A., and D.H. Wall. 2001. Ecosystem function. p. 345–352. *In* Levin, S.A. (ed.), *Encyclopedia of Biodiversity*. Academic Press, San Diego, USA.
- Vitousek, P.M., and W.A. Reiners. 1975. Ecosystem succession and nutrient retention: a hypothesis. *Bioscience* 25: 376–381.
- Volante, J.N., D. Alcaraz-Segura, M.J. Mosciaro, E.F. Viglizzo, and J.M. Paruelo. 2012. Ecosystem functional changes associated with land clearing in NW Argentina. *Agric. Ecosyst. Environ.* 154: 12–22.
- Volante, J.N., A.R. Bianchi, H.P. Paoli, Y. Noé, H.J. Elena Elena, and C.M. Cabral. 2006. Análisis de la dinámica del uso del suelo agrícola del Noroeste Argentino mediante teledetección y Sistemas de Información Geográfica. Período 2000-2005. Ediciones INTA, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Salta, Argentina.
- Walker, R. 2004. Theorizing land-cover and land-use change: the case of tropical deforestation. *Int. Reg. Sci. Rev.* 27(3): 247–270.
- Walker, R. 2012. The scale of forest transition: Amazonia and the Atlantic forests of Brazil. *Appl. Geogr.* 32(1): 12–20.
- Walsh, C., and R. Mac Nally. 2013. Hierarchical Partitioning: Package “hier.part.” CRAN, Comprehensive R Archive Network (<http://cran.r-project.org/>).

- Wilbanks, T.J., and R.W. Kates. 1999. Global change in local places: how scale matters. *Clim. Change* 43: 601–628.
- Williams, R. 2006. Review of Regression Models for Categorical Dependent Variables Using Stata , Second Edition , by Long and Freese. *Stata J.* 6(2): 273–278.
- Yackulic, C.B., M. Fagan, M. Jain, A. Jina, Y. Lim, M. Marlier, R. Muscarella, P. Adame, R. Defries, and M. Uriarte. 2011. Biophysical and socioeconomic factors associated with Forest Transitions at multiple spatial and temporal scales. *Ecol. Soc.* 16(3): 15.
- Yuan, D., and C.D. Elvidge. 1996. Comparison of relative radiometric normalization techniques. *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.* 51(3): 117–126.
- Zak, M.R., and M. Cabido. 2002. Spatial patterns of the Chaco vegetation of central Argentina: Integration of remote sensing and phytosociology. *Appl. Veg. Sci.* 5(2): 213.
- Zak, M.R., M. Cabido, D. Cáceres, and S. Díaz. 2008. What drives accelerated land cover change in central Argentina? Synergistic consequences of climatic, socioeconomic, and technological factors. *Environ. Manage.* 42(2): 181–9.
- Zak, M.R., M. Cabido, and J.G. Hodgson. 2004. Do subtropical seasonal forests in the Gran Chaco, Argentina, have a future? *Biol. Conserv.* 120(4): 589–598.
- Zhou, G., and A. Liebhold. 1995. Forecasting the spatial dynamics of gypsy-moth outbreaks using cellular transition models. *Landsc. Ecol.* 3(10): 177–189.

8. Apéndices

8.1. Apéndice capítulo 2

Tabla 8.1. Imágenes de los satélites Landsat MSS y TM utilizadas en la construcción de los mapas de cobertura del suelo. Fuente: servidores estatales de libre acceso GLOVIS de Estados Unidos (*United State Geological Service - Global Visualization Viewer*: <http://glovis.usgs.gov/>); INPE de Brasil (*Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais*: <http://www.dgi.inpe.br/CDSR/>); y CONAE de Argentina (*Comisión Nacional de Actividades Espaciales*: <http://www.conae.gov.ar/index.php/espanol/catalogos/catalogo-de-imagenes>).

Sensor	Path	Row	Fecha	Fuente	Sensor	Path	Row	Fecha	Fuente
MSS	248	77	18/06/1975	GLOVIS	TM	229	76	26/08/1997	INPE
MSS	248	78	18/06/1975	GLOVIS	TM	229	77	26/08/1997	INPE
MSS	247	75	17/08/1977	INPE	TM	229	78	26/08/1997	INPE
MSS	247	76	17/08/1977	INPE	TM	229	79	26/08/1997	INPE
MSS	247	77	17/08/1977	INPE	TM	229	80	26/08/1997	INPE
MSS	247	78	17/08/1977	INPE	TM	228	78	02/07/1997	GLOVIS
MSS	247	79	17/08/1977	INPE	TM	228	79	02/07/1997	GLOVIS
MSS	247	80	17/08/1977	INPE	TM	228	80	02/07/1997	GLOVIS
MSS	247	81	17/08/1977	INPE	TM	228	81	06/10/1997	GLOVIS
MSS	246	76	27/10/1977	INPE	TM	231	77	03/07/2007	GLOVIS
MSS	246	77	28/10/1977	INPE	TM	231	78	03/07/2007	GLOVIS
MSS	246	78	29/10/1977	INPE	TM	231	79	02/09/2006	GLOVIS
MSS	246	79	30/10/1977	INPE	TM	230	75	26/08/2006	INPE
MSS	246	80	31/10/1977	INPE	TM	230	76	26/08/2006	INPE
MSS	245	77	17/05/1977	INPE	TM	230	77	26/08/2006	INPE
MSS	245	78	20/09/1977	INPE	TM	230	78	26/08/2006	INPE
MSS	245	79	20/09/1977	INPE	TM	230	79	26/08/2006	INPE
MSS	245	80	17/05/1977	INPE	TM	230	80	26/08/2006	INPE
MSS	245	81	17/05/1977	INPE	TM	230	81	26/08/2006	INPE
TM	231	77	25/07/1986	GLOVIS	TM	229	76	22/08/2007	INPE
TM	231	78	25/07/1986	GLOVIS	TM	229	77	22/08/2007	INPE
TM	231	79	25/07/1986	GLOVIS	TM	229	78	22/08/2007	INPE
TM	230	75	23/09/1987	INPE	TM	229	79	22/08/2007	INPE
TM	230	76	23/09/1987	INPE	TM	229	80	22/08/2007	INPE
TM	230	77	23/09/1987	INPE	TM	228	78	31/08/2007	INPE
TM	230	78	23/09/1987	INPE	TM	228	79	31/08/2007	INPE
TM	230	79	23/09/1987	INPE	TM	228	80	31/08/2007	INPE
TM	230	80	23/09/1987	INPE	TM	228	81	31/08/2007	INPE
TM	230	81	23/09/1987	INPE	TM	231	77	31/08/2011	CONAE
TM	229	76	15/08/1987	INPE	TM	231	78	31/08/2011	CONAE
TM	229	77	31/08/1987	INPE	TM	231	79	31/08/2011	CONAE
TM	229	78	31/08/1987	INPE	TM	230	75	24/08/2011	CONAE
TM	229	79	31/08/1987	INPE	TM	230	76	09/09/2011	CONAE
TM	229	80	16/09/1987	GLOVIS	TM	230	77	09/09/2011	CONAE
TM	228	78	06/09/1986	INPE	TM	230	78	09/09/2011	CONAE
TM	228	79	06/09/1986	INPE	TM	230	79	09/09/2011	CONAE
TM	228	80	21/06/1987	INPE	TM	230	80	25/09/2011	CONAE
TM	228	81	21/06/1987	INPE	TM	230	81	25/09/2011	CONAE
TM	231	77	21/08/1996	INPE	TM	229	76	02/09/2011	CONAE
TM	231	78	21/08/1996	INPE	TM	229	77	02/09/2011	CONAE
TM	231	79	21/08/1996	INPE	TM	229	78	20/10/2011	CONAE
TM	230	75	29/07/1996	INPE	TM	229	79	20/10/2011	CONAE
TM	230	76	29/07/1996	INPE	TM	229	80	20/10/2011	CONAE
TM	230	77	29/07/1996	INPE	TM	228	78	11/09/2011	CONAE
TM	230	78	29/07/1996	INPE	TM	228	79	11/09/2011	CONAE
TM	230	79	29/07/1996	INPE	TM	228	80	11/09/2011	CONAE
TM	230	80	29/07/1996	INPE	TM	228	81	11/09/2011	CONAE
TM	230	81	29/07/1996	INPE					

Tabla 8.2. Matrices de error o confusión que muestran el grado de acuerdo, entre el número de píxeles de los mapas clasificados a partir de imágenes satelitales de los años 1977, 1987, 1997 y 2007, y datos de referencia obtenidos por interpretación visual de transformaciones Tasseled Cap (Kauth and Thomas, 1976; Crist and Cicone, 1984) . La exactitud global de los mapas es del 82, 85, 87 y 89% para los años 1977, 1987, 1997 y 2007 respectivamente).

		Referencia 1977				Error de Omisión (%)	Error de Comisión (%)
		Agricultura	Suelo desnudo	Vegetación natural	Total		
Mapa 1977	Agricultura	209	28	33	270	23	8
	Suelo desnudo	12	380	97	489	22	27
	Vegetación Natural	6	115	720	841	14	15
	Total	227	523	850	1600		

		Referencia 1987				Error de Omisión (%)	Error de Comisión (%)
		Agricultura	Suelo desnudo	Vegetación natural	Total		
Mapa 1987	Agricultura	237	18	36	291	19	10
	Suelo desnudo	6	371	76	453	18	21
	Vegetación Natural	20	81	755	856	12	13
	Total	263	470	867	1600		

		Referencia 1997				Error de Omisión (%)	Error de Comisión (%)
		Agricultura	Suelo desnudo	Vegetación natural	Total		
Mapa 1997	Agricultura	254	28	20	302	16	10
	Suelo desnudo	5	377	73	455	17	18
	Vegetación Natural	23	54	766	843	9	11
	Total	282	459	859	1600		

		Referencia 2007				Error de Omisión (%)	Error de Comisión (%)
		Agricultura	Suelo desnudo	Vegetación natural	Total		
Mapa 2007	Agricultura	317	12	9	338	6	12
	Suelo desnudo	12	370	77	459	19	13
	Vegetación Natural	32	43	728	803	9	11
	Total	361	425	814	1600		

Tabla 8.3. Matriz de transición de Markov, expresada en porcentaje de ocupación de cada categoría en 1977. Período 1977-1987. Cada elemento de la matriz representa la proporción de la categoría i (categoría de las filas en el tiempo t) que es transferida a la categoría j en el tiempo $t+1$. Se resaltan en negrita las tasas de las transiciones más importantes.

		1987			Total 1977
Categoría		<i>Agropecuario</i>	<i>Suelo desnudo</i>	<i>Vegetación natural</i>	
1977	<i>Agropecuario</i>	0,969	0,009	0,023	1,00
	<i>Suelo desnudo</i>	0,029	0,496	0,475	1,00
	<i>Vegetación natural</i>	0,047	0,049	0,904	1,00

Tabla 8.4. Matriz de transición de Markov, expresada en porcentaje de ocupación de cada categoría en 1977. Período 1987-1997. Cada elemento de la matriz representa la proporción de la categoría i (categoría de las filas en el tiempo t) que es transferida a la categoría j en el tiempo $t+1$. Se resaltan en negrita las tasas de las transiciones más importantes.

		1997			Total 1987
Categoría		<i>Agropecuario</i>	<i>Suelo desnudo</i>	<i>Vegetación natural</i>	
1987	<i>Agropecuario</i>	0,992	0,001	0,006	1,00
	<i>Suelo desnudo</i>	0,019	0,765	0,216	1,00
	<i>Vegetación natural</i>	0,034	0,085	0,880	1,00

Tabla 8.5. Matriz de transición de Markov, expresada en porcentaje de ocupación de cada categoría en 1977. Período 1997-2007. Cada elemento de la matriz representa la proporción de la categoría i (categoría de las filas en el tiempo t) que es transferida a la categoría j en el tiempo $t+1$. Se resaltan en negrita las tasas de las transiciones más importantes.

		2007			Total 1997
Categoría		<i>Agropecuario</i>	<i>Suelo desnudo</i>	<i>Vegetación natural</i>	
1997	<i>Agropecuario</i>	0,971	0,010	0,019	1,00
	<i>Suelo desnudo</i>	0,086	0,517	0,398	1,00
	<i>Vegetación natural</i>	0,117	0,039	0,844	1,00

Tabla 8.6. Matriz de transición expresada en hectáreas. Período 1977-1987. Cada elemento de la matriz representa la superficie de la categoría i (categoría de las filas en el tiempo t) que es transferida a la categoría j en el tiempo $t+1$.

		1987			Total 1977
Categoría		<i>Agropecuario</i>	<i>Suelo desnudo</i>	<i>Vegetación natural</i>	
1977	<i>Agropecuario</i>	1463100	13100	34500	1510700
	<i>Suelo desnudo</i>	61800	1058000	1012200	2132000
	<i>Vegetación natural</i>	1122700	1173300	21683600	23979600
	Total 1987	2647600	2244400	22730300	27622300

Tabla 8.7. Matriz de transición expresada en hectáreas. Período 1987-1997. Cada elemento de la matriz representa la superficie de la categoría i (categoría de las filas en el tiempo t) que es transferida a la categoría j en el tiempo $t+1$.

		1997			Total 1987
Categoría		<i>Agropecuario</i>	<i>Suelo desnudo</i>	<i>Vegetación natural</i>	
1987	<i>Agropecuario</i>	2626900	4000	16800	2647700
	<i>Suelo desnudo</i>	43700	1716900	483700	2244300
	<i>Vegetación natural</i>	778800	1938700	20012800	22730300
	Total 1997	3449400	3659600	20513300	27622300

Tabla 8.8. Matriz de transición expresada en hectáreas. Período 1997-2007. Cada elemento de la matriz representa la superficie de la categoría i (categoría de las filas en el tiempo t) que es transferida a la categoría j en el tiempo $t+1$.

		2007			Total 1997
Categoría		<i>Agropecuario</i>	<i>Suelo desnudo</i>	<i>Vegetación natural</i>	
1997	<i>Agropecuario</i>	3350800	32900	65600	3449300
	<i>Suelo desnudo</i>	313600	1890500	1455700	3659800
	<i>Vegetación natural</i>	2400300	807500	17305400	20513200
	Total 2007	6064700	2730900	18826700	27622300

8.2. Apéndice capítulo 4

Tabla 8.9. Modelos de regresión logística con la variable “distancia a desmontes previos”. Modelos de áreas potenciales de expansión total o regional (hasta 90 km de los desmontes al inicio del período que incluye toda el área de estudio no desmontada).

Período (ROC) Devianza nula AIC [Pseudo R ²]	Variable	Coefficiente Logit	Coefficiente Logit Estándar	Odd Ratio	Chi ² Walt	p-valor
1987-97 (0,95) 1070 440 [0,61]	Constante	27,24			27,35	<0,0001
	Pendiente	-2,02	-2,3	0,13	27,89	<0,0001
	Precipitación	0,33	0,5	1,39	9,72	0,0018
	Temperatura	-0,69	-0,8	0,50	10,02	0,0015
	Distancia a rutas	-0,63	-0,4	0,53	6,04	0,0140
	Distancia a desmontes	-3,09	-4,7	0,04	109,46	<0,0001
	Catamarca	-1,32		0,27	2,6	0,1066
	Jujuy	-1,48		0,23	1,66	0,1981
	Santiago del E.	-2,03		0,13	24,23	<0,0001
Tucumán	-3,53		0,03	13,78	0,0002	
1997-07 (0,90) 1067 616 [0,44]	Constante	15,52			14,95	0,0001
	Pendiente	-1,33	-1,8	0,26	16,83	<0,0001
	Precipitación	0,19	0,3	1,21	4,15	0,0416
	Suelos Molisol	0,11	0,4	1,11	16,14	0,0001
	Temperatura	-0,39	-0,4	0,68	4,98	0,0256
	Distancia a desmontes	-2,35	-3,2	0,10	103,18	<0,0001
	Catamarca	-0,57		0,57	0,94	0,3325
	Jujuy	-2,12		0,12	4,48	0,0342
	Santiago del Estero	-0,92		0,40	8,55	0,0034
Tucumán	-0,99		0,37	0,86	0,3536	
2007-11 (0,94) 1070 478 [0,57]	Constante	11,3			126,45	<0,0001
	Pendiente	-0,79	-1,3	0,45	12,16	0,0005
	Distancia a desmontes	-3,33	-5,1	0,04	140,65	<0,0001
	Catamarca	-1,22		0,29	4,43	0,0354
	Jujuy	0,79		2,21	1,04	0,3070
	Santiago del Estero	-0,92		0,40	10,88	0,0010
Tucumán	-0,46		0,63	0,16	0,6908	

Tabla 8.10. Modelos de regresión logística **sin** la variable “*distancia a desmontes previos*”.

Período	Variable	Coefficiente Logit	Coefficiente Logit Estándar	Odd Ratio	Chi ²	p-valor
(ROC)						
Devianza nula						
AIC						
[Pseudo R2]						
1987-97	Constante	23,38			43,15	<0,0001
	Precipitación	0,45	0,7	1,57	30,78	<0,0001
	Suelos Molisol	0,12	0,5	1,13	24,16	<0,0001
	Temperatura	-0,74	-0,8	0,48	21,43	<0,0001
	Pendiente	-2,18	-2,5	0,11	55,25	<0,0001
	Distancia a localidades 8	-0,72	-0,3	0,49	4,04	0,0444
	Distancia a rutas	-1,55	-0,9	0,21	48,5	<0,0001
	Catamarca	-1,26		0,28	4,26	0,0389
	Jujuy	-0,42		0,66	0,35	0,5515
	Santiago del E.	-1,52		0,22	22,07	<0,0001
Tucumán	-0,02		0,98	0,001	0,9788	
1997-07	Constante	15,78			20,85	<0,0001
	Precipitación	0,38	0,5	1,46	22,09	<0,0001
	Suelos Molisol	0,17	0,7	1,18	53,96	<0,0001
	Temperatura	-0,63	-0,7	0,53	17,3	<0,0001
	Pendiente	-1,63	-2,2	0,2	32,38	<0,0001
	Distancia a rutas	-1,09	-0,6	0,34	31,34	<0,0001
	Catamarca	-1,04		0,35	4,13	0,0422
	Jujuy	-0,39		0,68	0,34	0,5622
	Santiago del E.	-1,19		0,31	18,05	<0,0001
	Tucumán	0,74		2,11	0,72	0,3953
2007-11	Constante	18,28			28,43	<0,0001
	Precipitación	0,30	0,4	1,34	13,08	0,0003
	Suelos Molisol	0,12	0,5	1,13	33,1	<0,0001
	Temperatura	-0,56	-0,6	0,57	15,55	0,0001
	Pendiente	-1,32	-2,1	0,27	29,95	<0,0001
	Distancia a localidades 4	-1,01	-0,5	0,36	6,36	0,0117
	Distancia a rutas	-0,79	-0,4	0,45	12,85	0,0003
	Catamarca	-1,40		0,25	6,97	0,0083
	Jujuy	0,42		1,53	0,45	0,5035
	Santiago del E.	-0,88		0,42	10,91	0,0010
Tucumán	0,23		1,26	0,08	0,7786	

Tabla 8.11. Comparación de modelos de regresión logística entre períodos de análisis. Modelos de áreas potenciales de expansión intermedia (hasta 30 km de los desmontes al inicio del período).

Período	Variable	Coefficiente Logit	Coefficiente Logit Estándar	Odd Ratio	Chi²	p-valor
(ROC) Devianza nula AIC [Pseudo R ²]						
1987-97	Constante	8,45			62,52	<0,0001
	Pendiente	-0,91	-1,1	0,4	13,38	0,0003
	Precipitación	0,25	0,4	1,28	8,07	0,0045
	(0,92) Distancia a desmontes	-3,01	-4,3	0,05	141,47	<0,0001
	1150 Catamarca	0,59		1,82	1,17	0,2802
	561 Jujuy	-1,13		0,32	1,78	0,1820
	[0,52] Santiago del E. Tucumán	-0,55 -1,69		0,58 0,18	5,05 5,68	0,0247 0,0172
1997-07	Constante	7,89			92,12	<0,0001
	Pendiente	-1,00	-1,6	0,37	19,75	<0,0001
	Suelos Molisol	0,13	0,5	1,14	27,13	<0,0001
	(0,89) Distancia a desmontes	-2,35	-3,0	0,10	121,23	<0,0001
	1125 Catamarca	0,05		1,05	0,01	0,9029
	677 Jujuy	-1,26		0,28	1,14	0,2851
	[0,41] Santiago del E. Tucumán	-0,82 -0,59		0,44 0,56	12,23 0,49	0,0005 0,4832
2007-11	Constante	10,01			107,9	<0,0001
	Pendiente	-0,65	-0,9	0,52	11,74	0,0006
	Suelos Molisol	0,09	0,4	1,10	11,49	0,0007
	(0,93) Distancia a desmontes	-3,15	-4,6	0,04	132,36	<0,0001
	1138 Catamarca	-0,77		0,46	1,63	0,2015
	536 Jujuy	-0,15		0,86	0,05	0,8154
	[0,54] Santiago del E. Tucumán	-1,11 -0,62		0,33 0,54	17,5 0,41	<0,0001 0,5221

Tabla 8.12. Comparación de modelos de regresión logística entre períodos de análisis. Modelos de áreas potenciales de expansión restringida (hasta 10 km de los desmontes al inicio del período).

Período	Variable	Coefficiente Logit	Coefficiente Logit Estándar	Odd Ratio	Chi²	p-valor
(ROC) Devianza nula AIC [Pseudo R ²]						
1987-97	Constante	8,09			115,13	<0,0001
	Pendiente	-0,70	-0,9	0,5	9,94	0,0016
	Distancia a desmontes	-2,53	-3,4	0,08	128,98	<0,0001
	Catamarca	-0,32		0,73	0,55	0,4599
	Jujuy	-1,17		0,31	2,94	0,0865
	Santiago del E.	-0,46		0,63	4,28	0,0385
	Tucumán	-1,22		0,30	4,66	0,0309
1997-07	Constante	5,55			71,86	<0,0001
	Suelos Molisol	0,10	0,4	1,11	19,09	<0,0001
	Pendiente	-0,98	-1,1	0,38	20,67	<0,0001
	Distancia a desmontes	-1,75	-2,2	0,17	98,38	<0,0001
	Catamarca	-0,07		0,93	0,04	0,8453
	Jujuy	-1,53		0,22	3,88	0,0488
	Santiago del E.	-0,54		0,58	6,76	0,0093
Tucumán	-0,53		0,59	0,63	0,4278	
2007-11	Constante	8,00			92,03	<0,0001
	Suelos Molisol	0,06	0,2	1,06	5,25	0,0220
	Pendiente	-0,67	-0,8	0,51	11	0,0009
	Distancia a desmontes	-2,67	-3,6	0,07	117,83	<0,0001
	Catamarca	-0,61		0,54	1,29	0,2563
	Jujuy	0,53		1,70	0,8	0,3697
	Santiago del E.	-0,77		0,47	10,77	0,0010
Tucumán	-0,16		0,85	0,04	0,8452	

Tabla 8.13. Comparación de modelos de regresión logística del período 1987-97 con variable “*distancia a desmontes*” y “*densidad de desmontes*” a diferentes escalas de observación 1, 5 y 10 km de radio.

(ROC) Devianza nula AIC [Pseudo R ²]	Variable	Coefficiente Logit	Coefficiente Logit Estándar	Odd Ratio	Chi ² Walt	p-valor
(0,95) 1070 440 [0,61]	Constante	27,24			27,35	<0,0001
	Pendiente	-2,02	-2,3	0,13	27,89	<0,0001
	Precipitación	0,33	0,5	1,39	9,72	0,0018
	Temperatura	-0,69	-0,8	0,5	10,02	0,0015
	Distancia a rutas	-0,63	-0,4	0,53	6,04	0,014
	Distancia a desmontes	-3,09	-4,7	0,04	109,46	<0,0001
	Catamarca	-1,32		0,27	2,6	0,1066
	Jujuy	-1,48		0,23	1,66	0,1981
	Santiago del E. Tucumán	-2,03 -3,53		0,13 0,03	24,23 13,78	<0,0001 0,0002
(0,93) 1070 502 [0,55]	Constante	18,09			14,39	0,0001
	Pendiente	-2,02	-2,3	0,13	26,51	<0,0001
	Precipitación	0,41	0,6	1,5	16,78	<0,0001
	Temperatura	-0,69	-0,8	0,5	11,24	0,0008
	Distancia a rutas	-1,34	-0,8	0,26	32,38	<0,0001
	Dens. desmontes (1 km)	0,17	4,2	1,19	65,13	<0,0001
	Catamarca	-1,56		0,21	4	0,0455
	Jujuy	-1,33		0,26	1,29	0,2557
	Santiago del E. Tucumán	-1,81 -2,28		0,16 0,1	20,77 5,2	<0,0001 0,0225
(0,93) 1070 537 [0,52]	Constante	17,02			14,05	0,0002
	Pendiente	-1,92	-2,2	0,15	27,88	<0,0001
	Precipitación	0,39	0,6	1,48	17,84	<0,0001
	Temperatura	-0,66	-0,7	0,51	11,38	0,0007
	Distancia a rutas	-1,25	-0,7	0,29	29,24	<0,0001
	Dens. desmontes (5 km)	0,14	3,2	1,15	88,17	<0,0001
	Catamarca	-1,27		0,28	2,91	0,0881
	Jujuy	-1,35		0,26	1,47	0,2257
	Santiago del E. Tucumán	-1,56 -2,04		0,21 0,13	16,33 4,55	0,0001 0,033
(0,91) 1070 605 [0,45]	Constante	18,29			19,23	<0,0001
	Pendiente	-1,98	-2,3	0,14	34,48	<0,0001
	Precipitación	0,33	0,5	1,39	14,78	0,0001
	Temperatura	-0,69	-0,8	0,5	14,67	0,0001
	Distancia a rutas	-1,31	-0,8	0,27	35,37	<0,0001
	Dens. desmontes (10 km)	0,11	2,3	1,11	86,69	<0,0001
	Catamarca	-1,32		0,27	3,72	0,0539
	Jujuy	-1,54		0,21	2,12	0,1452
	Santiago del E. Tucumán	-1,38 -1,54		0,25 0,21	15,42 2,99	0,0001 0,0836

Tabla 8.14. Comparación de modelos de regresión logística del **período 1997-07** con variable “distancia a desmontes previos” y “densidad de desmontes”, a diferentes escalas: 1, 5 y 10 km de radio.

(ROC) Devianza nula AIC [Pseudo R ²]	Variable	Coefficiente Logit	Coefficiente Logit Estándar	Odd Ratio	Chi ² Walt	p-valor
(0,90) 1067 616 [0,44]	Constante	15,52			14,95	0,0001
	Pendiente	-1,33	-1,8	0,26	16,83	<0,0001
	Precipitación	0,19	0,3	1,21	4,15	0,0416
	Suelos Molisol	0,11	0,4	1,11	16,14	0,0001
	Temperatura	-0,39	-0,4	0,68	4,98	0,0256
	Distancia a desmontes	-2,35	-3,2	0,1	103,18	<0,0001
	Catamarca	-0,57		0,57	0,94	0,3325
	Jujuy	-2,12		0,12	4,48	0,0342
	Santiago del Estero	-0,92		0,4	8,55	0,0034
Tucumán	-0,99		0,37	0,86	0,3536	
(0,88) 1067 658 [0,40]	Constante	10,28		29213	7,2	0,0073
	Pendiente	-1,29	-1,7	0,27	17,29	<0,0001
	Precipitación	0,20	0,3	1,22	4,83	0,028
	Suelos Molisol	0,15	0,6	1,16	35,55	<0,0001
	Temperatura	-0,57	-0,6	0,56	11,81	0,0006
	Dens. desmonte (1 km)	0,14	3,2	1,15	51,15	<0,0001
	Catamarca	-0,59		0,55	1,1	0,2951
	Jujuy	-1,03		0,36	1,44	0,23
	Santiago del Estero	-0,83		0,43	7,38	0,0066
Tucumán	-0,72		0,49	0,45	0,5036	
(0,88) 1067 675 [0,38]	Constante	8,91			5,41	0,0201
	Pendiente	-1,23	-1,6	0,29	16,61	<0,0001
	Precipitación	0,19	0,3	1,21	4,74	0,0294
	Suelos Molisol	0,14	0,6	1,15	32,66	<0,0001
	Temperatura	-0,51	-0,6	0,6	9,43	0,0021
	Dens. desmonte (5 km)	0,11	2,5	1,11	73,02	<0,0001
	Catamarca	-0,5		0,61	0,78	0,3765
	Jujuy	-0,3		0,74	0,16	0,6895
	Santiago del Estero	-0,76		0,47	6,22	0,0126
Tucumán	-0,21		0,81	0,05	0,829	
(0,87) 1067 709 [0,35]	Constante	7,57			4,18	0,0409
	Pendiente	-1,12	-1,5	0,33	15,22	0,0001
	Precipitación	0,18	0,3	1,2	4,38	0,0363
	Suelos Molisol	0,13	0,5	1,14	29,9	<0,0001
	Temperatura	-0,45	-0,5	0,64	7,81	0,0052
	Dens. desmonte (10 km)	0,09	1,9	1,09	80,2	<0,0001
	Catamarca	-0,49		0,61	0,79	0,375
	Jujuy	0,01		1,01		0,9869
	Santiago del Estero	-0,55		0,57	3,53	0,0604
Tucumán	0,41		1,51	0,16	0,6881	

Tabla 8.15. Comparación de modelos de regresión logística del **período 2007-11** con variable “distancia a desmontes” y “densidad de desmontes”, a diferentes radios de observación (1, 5 y 10 km).

(ROC) Devianza nula AIC [Pseudo R ²]	Variable	Coefficiente Logit	Coefficiente Logit Estándar	Odd Ratio	Chi ² Walt	p-valor
(0,94) 1070 478 [0,57]	Constante	11,3			126,45	<0,0001
	Pendiente	-0,79	-1,3	0,45	12,16	0,0005
	Distancia a desmontes	-3,33	-5,1	0,04	140,65	<0,0001
	Catamarca	-1,22		0,29	4,43	0,0354
	Jujuy	0,79		2,21	1,04	0,307
	Santiago del Estero	-0,92		0,4	10,88	0,001
	Tucumán	-0,46		0,63	0,16	0,6908
(0,89) 1070 571 [0,48]	Constante	-1,18		0,31	38,05	<0,0001
	Pendiente	-0,57	-0,9	0,57	7,27	0,007
	Dens. desmontes (1 km)	0,13	2,8	1,14	123,18	<0,0001
	Catamarca	-0,31		0,74	0,34	0,5589
	Jujuy	1,47		4,37	4,12	0,0424
	Santiago del Estero	-0,11		0,89	0,23	0,6299
	Tucumán	0,43		1,54	0,12	0,7257
(0,89) 1070 632 [0,42]	Constante	-1,24		0,29	42,73	<0,0001
	Pendiente	-0,54	-0,9	0,58	8,7	0,0032
	Dens. desmontes (5 km)	0,10	2,2	1,11	162,29	<0,0001
	Catamarca	-0,43		0,65	0,72	0,396
	Jujuy	1,47		4,34	4,25	0,0392
	Santiago del Estero	-0,11		0,89	0,25	0,6159
	Tucumán	0,67		1,96	0,36	0,5507
(0,88) 1070 707 [0,35]	Constante	-1,28		0,28	46,34	<0,0001
	Pendiente	-0,55	-0,9	0,58	9,8	0,0017
	Dens. desmontes (10 km)	0,09	2,1	1,09	163,36	<0,0001
	Catamarca	-0,85		0,43	2,87	0,09
	Jujuy	1,29		3,63	3,58	0,0584
	Santiago del Estero	0,06		1,06	0,07	0,7879
	Tucumán	0,47		1,6	0,24	0,6245

Tabla 8.16. Comparación de modelos de regresión logística con y sin la variable “Ordenamiento Territorial”. No existen diferencias significativas entre los dos modelos a un nivel de confianza del 95% (P = 0,0775; 3 G.L.)

Período (ROC) Devianza nula AIC [Pseudo R ²]	Variable	Coefficiente Logit	Coefficiente Logit Estándar	Odd Ratio	Chi ² Walt	p-valor
2007-11 (0,94) 1070 478 [0,57]	Constante	11,3			126,45	<0,0001
	Pendiente	-0,79	-1,3	0,45	12,16	0,0005
	Distancia a desmontes	-3,33	-5,1	0,04	140,65	<0,0001
	Catamarca	-1,22		0,29	4,43	0,0354
	Jujuy	0,79		2,21	1,04	0,3070
	Santiago del Estero	-0,92		0,4	10,88	0,0010
	Tucumán	-0,46		0,63	0,16	0,6908
2007-11 (0,94) 1070 477 [0,57]	Constante	11,27			120,37	<0,0001
	Pendiente	-0,76	-1,2	0,47	10,8	0,0010
	Distancia a desmontes	-3,23	-4,9	0,04	120,92	<0,0001
	Catamarca	-1,42		0,24	5,6	0,0180
	Jujuy	0,61		1,84	0,63	0,4289
	Santiago del Estero	-0,77		0,46	5,65	0,0175
	Tucumán	-0,62		0,54	0,28	0,5958
	OT zona amarilla	-0,39		0,68	1,41	0,2355
OT zona roja	-1,104		0,35	4,52	0,0335	