

**El Uso/Cobertura del suelo en Uruguay y los
Pastizales del Río de la Plata: caracterización,
análisis de sus cambios a lo largo del tiempo e
impactos sobre el funcionamiento ecosistémico**

Santiago Baeza

Orientador: Dr. José M. Paruelo

Co-orientador: Dra. Alice Altesor

Tesis de Doctorado en Ciencias Biológicas

Área Biología (sub-área Ecología)

PEDECIBA

Montevideo, Uruguay

2016

TRIBUNAL:

Dr. Néstor Mazzeo, Presidente (Fac. de Ciencias, UdelaR)

Dr. Fernando Lattanzi, Vocal (INIA)

Dr. Martín Oesterheld, Vocal (Fac. Agronomía, UBA)

AGRADECIMIENTOS:

A José Paruelo y Alice Altesor, por su orientación en esta tesis y en la mayor parte de mi camino como investigador.

A los miembros del Tribunal, Nestor Mazzeo, Fernando Lattanzi y Martin Oesterheld, por tomarse el trabajo de revisar este manuscrito.

A Gastón Fernandez, Felipe Lezama, Federico Gallego, Gerardo Parodí, Mariano Oyarzabal, Priscila Pinto, Pablo Baldassini, Camilo Bagnato, Dolores Arocena, Gervasio Piñeiro y Sebastian Mazzili por su ayuda en la obtención de datos de campo, el preprocesamiento de imágenes de satélite, las clasificaciones con See 5 y la obtención de información sobre rendimientos agrícolas y coeficientes de partición de biomasa.

A Guillermo Macció por permitir la instalación y desarrollo del experimento para la cuantificación de la densidad de arbustos.

A todos los compañeros del Departamento de Sistemas Ambientales de Fac. de Agronomía-UdelaR, el grupo de Investigación de Ecología de Pastizales de Fac. de Ciencias-UdelaR y el Laboratorio de Análisis Regional y Teledetección de IFEVA-FAUBA, por su apoyo y compañía durante el desarrollo de esta Tesis.

A Fac. de Ciencias, Fac. de Agronomía y PEDECIBA por el soporte institucional.

A la Agencia Nacional de Investigación e Innovación y la Comisión Académica de Posgrado por el apoyo financiero.

A mis padres por su apoyo constante.

A Gaby, Clara y Pedro por su cariño, compañía, apoyo y tolerancia durante todos estos años.

RESUMEN:

El impacto humano sobre los ecosistemas ha alcanzado dimensiones tan grandes que es considerado uno de los factores principales del cambio global. En particular, los cambios en el uso del suelo son el principal agente de cambio debido a sus efectos sobre los ciclos biogeoquímicos, el clima y la biodiversidad. América Latina en general, y los Pastizales del Río de la Plata (PRP) en particular, son una de las regiones del mundo con mayores tasas de cambio en el uso/cobertura del suelo en los últimos tiempos. A pesar de la magnitud de este proceso de cambio, las descripciones de uso/cobertura del suelo en los PRP distan mucho de ser completas, más aun aquellas que evalúan su cambio a través del tiempo. Para evaluar el impacto de dichos cambios es imprescindible describirlos con precisión. El objetivo de esta tesis es describir el uso/cobertura del suelo en Uruguay y los PRP, analizar sus cambios a lo largo del tiempo y evaluar el impacto de estos cambios sobre el funcionamiento de los ecosistemas en términos de las ganancias de carbono y su apropiación por los humanos. En primer lugar se desarrollaron metodologías para clasificar el uso/cobertura del suelo sobre grandes extensiones de territorio a partir de su fenología, utilizando extensas bases de datos de campo y series temporales de imágenes de satélite, generando un mapa de uso/cobertura del suelo para todo el territorio uruguayo. En segundo lugar, mediante un experimento manipulativo y el uso de sensores hiperespectrales, se desarrollaron modelos para discriminar y cuantificar densidades variables de arbustos en una matriz de pastizales naturales, un insumo fundamental para lograr cartografiar una categoría particularmente compleja que permitirá explorar la arbustización en pastizales, un proceso de gran interés ecológico, debido a sus impactos y a lo incierto de sus causas. En tercer lugar, se utilizan las técnicas desarrolladas para cartografiar el uso/cobertura del suelo sobre grandes superficies, para analizar el uso/cobertura del suelo en los PRP y sus cambios a lo largo del tiempo, en un momento en que la región está sometida a un fuerte proceso de intensificación de la producción agrícola. Finalmente se evalúa el impacto de dichos cambios sobre la Productividad Primaria Neta (PPN), uno de los atributos del funcionamiento ecosistémico más importantes e integradores, a través del cálculo de la Apropiación Humana de la PPN (AHPPN), un indicador muy completo del impacto antrópico sobre los ecosistemas. Los cálculos fueron realizados a partir de los mapas generados y estimaciones de la PPN realizadas con estadísticas agropecuarias a nivel subnacional y modelación de datos de imágenes de satélite.

La aproximación desarrollada permitió describir el uso/cobertura del suelo en Uruguay y los PRP, generalmente con altos niveles de exactitud, con resolución temporal anual y analizar sus cambios a lo largo del tiempo. Los PRP están inmersos en un fuerte proceso de cambios en el uso del suelo asociados a la intensificación de la producción agropecuaria y a expensas de pérdida de áreas de pastizales. La mayor expansión agrícola en el período estudiado se concentra en ambas márgenes de Río Uruguay, en la Pampa Mesopotámica y en la porción oeste de Campos del Norte y del

Sur, y en la porción oeste de la Pampa Interior. Esta nueva ola de agriculturización y el continuo avance del proceso de intensificación agrícola en los polos tradicionales han llevado a la casi total transformación de gran parte del área de estudio.

Los modelos generados para cuantificar la densidad de arbustos permiten explicar porcentajes muy importantes de la varianza y poseen, en muchos casos, un poder predictivo razonablemente bueno. Sus resultados constituyen uno de los primeros antecedentes en la cuantificación de la cantidad de arbustos en la porción más húmeda del gradiente de precipitación en pastizales, donde ambos componentes del tapiz, el herbáceo y el arbustivo, son fotosintéticamente activos durante todo el año. La simulación de los modelos generados a partir de la información que recaban los sensores a bordo de satélites muestra el potencial para la generación de mapas que den cuenta de la densidad de arbustos.

Mediante la cuantificación y la cartografía de los cambios producidos por los humanos en la PPN y su flujo en los ecosistemas, el concepto de AHPPN provee una estimación cuantificable de la intensidad del uso del suelo, a una escala y con un nivel de detalle nunca antes realizado. Los resultados muestran que el impacto humano sobre el flujo de energía en los ecosistemas de los PRP alcanza niveles muy altos en comparación con otras regiones del mundo, apropiándonos de más del 40% de la PPN de la vegetación potencial. Este impacto ocurre además a tasas crecientes debido al intenso proceso de cambio en el uso del suelo y está mayoritariamente concentrado en los grandes polos agrícolas de la región, donde la AHPPN es prácticamente total.

ÍNDICE GENERAL

Índice de figuras	5
Índice de tablas	10
Abreviaturas.....	14
Capítulo 1: Introducción General	15
1.1 El problema de estudio.	16
1.2 Antecedentes.	17
1.2.1 <i>La descripción del uso y la cobertura del suelo</i>	17
1.2.2 <i>El funcionamiento de los ecosistemas y sus controles.</i>	19
1.2.3 <i>El impacto humano sobre los ecosistemas.</i>	21
1.3 Objetivos y organización de la tesis.	22
Capítulo 2: Caracterización del uso/cobertura del suelo en Uruguay a partir de series temporales de imágenes MODIS.....	24
2.1 Introducción	25
2.2 Materiales y métodos	27
2.3 Resultados y discusión	32
2.5 Conclusiones.....	38
Capítulo 3: Discriminación de la densidad de arbustos en pastizales sub-húmedos a partir de información espectral.....	39
3.1 Introducción	40
3.2 Materiales y métodos	43
3.2.1 <i>Zona de estudio</i>	43
3.2.2 <i>Diseño experimental</i>	43
3.2.3 <i>Medidas de radiómetro</i>	44
3.2.4 <i>Procesamiento de muestras de campo</i>	44
3.2.5 <i>Análisis de datos</i>	45
3.2.6 <i>Simulación de la capacidad de discriminación de otros sensores.</i>	48
3.2.7 <i>Capacidad de detección cualitativa</i>	50
3.3 Resultados	51
3.3.1 <i>Descripción de las parcelas experimentales</i>	51
3.3.2 <i>Modelos cuantitativos mediante regresión por mínimos cuadrados parciales</i>	54
3.3.3 <i>Simulación de la capacidad de discriminación de otros sensores.</i>	56
3.3.4 <i>Capacidad de detección cualitativa</i>	60

3.4	Discusión	61
3.4.1	<i>Mejores modelos para la detección de arbustos.....</i>	62
3.4.2	<i>Porciones del espectro electromagnético importantes para la discriminación de los arbustos.....</i>	66
3.4.3	<i>Evaluación de la capacidad de detección de arbustos mediante sensores a bordo de satélite.....</i>	69
3.4.4	<i>Potenciales aplicaciones de las técnicas desarrolladas.....</i>	70
3.5	Conclusiones:	71
Apéndice 3.1:	Resultados modelos PLSR	73
Apéndice 3.2:	Tablas de contingencia, capacidad de detección cualitativa	77
Apéndice 3.3:	Clasificación de densidad de arbustos mediante arboles de decisión.....	79
Capítulo 4:	Cambios en el uso y la cobertura del suelo en los Pastizales del Río de la Plata ..	81
4.1	Introducción	82
4.1.1	<i>Antecedentes de clasificaciones de uso/cobertura del suelo en el área de estudio... 83</i>	
4.1.2	<i>Antecedentes de evaluación del cambio en el uso del suelo en el área de estudio ... 85</i>	
4.1.3	<i>Objetivos..... 86</i>	
4.2	Materiales y Métodos	86
4.2.1	<i>Área de estudio..... 86</i>	
4.2.2	<i>Proceso de Clasificación</i>	87
4.2.2.1	<i>Obtención y procesamiento de Imágenes de IVN-MODIS..... 88</i>	
4.2.2.2	<i>Obtención y procesamiento de los datos de campo..... 90</i>	
4.2.2.3	<i>Generación de la Fenoteca espectral</i>	91
4.2.2.4	<i>Clasificaciones mediante arboles de decisión.</i>	93
4.2.2.5	<i>Implementación de los árboles de decisión..... 95</i>	
4.2.2.6	<i>Construcción de los mapas finales.</i>	95
4.2.2.7	<i>Construcción e implementación de filtros temporales..... 97</i>	
4.2.3	<i>Evaluación de las clasificaciones:..... 98</i>	
4.2.3.1	<i>Evaluación mediante matrices de contingencia..... 98</i>	
4.2.3.2	<i>Evaluación global de los mapas generados.</i>	99
4.2.4	<i>Análisis del cambio en el uso/cobertura del suelo.</i>	99
4.2.5	<i>Comparación con otras fuentes de datos..... 100</i>	
4.3	Resultados	102
4.3.1	<i>Clasificación del uso/cobertura del suelo..... 102</i>	
4.3.1.1	<i>Arboles de decisión..... 102</i>	
4.3.1.2	<i>Cartografía del uso/cobertura del suelo</i>	102

4.3.1.3 Aplicación del filtro temporal	112
4.3.2 Evaluación de las clasificaciones	118
4.3.2.1 Evaluación mediante matrices de contingencia.....	118
4.3.2.2 Evaluación global de los mapas generados	120
4.3.2 Análisis del cambio en el uso/cobertura del suelo	124
4.3.3 Comparación con otras fuentes de datos.....	132
4.4 Discusión	133
4.4.1 Principales resultados y comparación con trabajos similares.....	133
4.4.2 Los patrones de uso cobertura del suelo y sus cambios a lo largo del tiempo, la nueva ola de agriculturización	135
4.4.3 Alcances de la técnica utilizada: ventajas y limitaciones	139
4.5 Conclusiones/recomendaciones generales.....	147
Apéndice 4.1: Reglas de decisión del filtro temporal.....	150
Apéndice 4.2: Árboles de decisión	152
Apéndice 4.3: Matrices de contingencia, exactitud global y distribución de errores de comisión y omisión.....	160
Capítulo 5: La Apropiación Humana de la Productividad Primaria Neta en los Pastizales del Río de la Plata y su variación espacial y temporal	170
5.1 Introducción	171
5.2 Materiales y métodos	174
5.2.1 Área y período de estudio:	174
5.2.2 Definición y cálculo de la AHPPN:.....	174
5.2.2.1 Resolución espacial del análisis y datos utilizados.....	175
5.2.2.1 PPN de la vegetación actual (PPN_{ACT}):.....	176
5.2.2.1 PPN cosechada (PPN_{COS}):.....	184
5.2.2.1 PPN de la vegetación potencial (PPN_0):.....	185
5.3 Resultados	186
5.3.1 Productividad Primaria Neta de la Vegetación Potencial (PPN_0):.....	186
5.3.2 Productividad Primaria Neta de la Vegetación actual (PPN_{ACT}):.....	187
5.3.3 Apropiación Humana de la PPN:	189
5.3.3.1 Apropiación humana de la PPN debida a cambios en el uso del suelo:	190
5.3.3.2 Apropiación humana de la PPN por cosecha	191
5.3.3.3 Apropiación humana de la PPN total:	193
5.4 Discusión	194
5.4.1 La PPN potencial de los PRP	196

5.4.2 La PPN actual de los ecosistemas en los PRP y sus variaciones en el espacio y en el tiempo.	197
5.4.3 La partición de AHPPN entre NPP_{cos} y $AHNPP_{cus}$ y sus variaciones en el tiempo.	198
5.4.4 Relaciones entre la AHPPN a nivel regional y mundial.	200
5.4.5 Impactos ambientales de la AHPPN.	200
5.4.6 Alcances de la técnica utilizada: ventajas y limitaciones.	202
5.5 Conclusiones.	204
Capítulo 6: Discusión general.	206
6.1 La importancia de la descripción de los patrones de vegetación en Ecología.	207
6.2 Las clasificaciones de uso/cobertura del suelo y las técnicas para realizarlas.	209
6.3 La discriminación de coberturas complejas.	212
6.4 Consecuencias de los cambios en el uso del suelo sobre el funcionamiento de los ecosistemas.	213
6.5 Las técnicas desarrolladas en el contexto de nuevos avances tecnológicos.	215
BIBLIOGRAFÍA.	217

Índice de figuras

Figura 1.1: Controles sobre la estructura y funcionamiento de los ecosistemas. Adaptado de Chapin et al 2011.....	20
Figura 2.1: Diagrama de flujo que resume los principales insumos y pasos realizados para la obtención del mapa de uso/cobertura del suelo y su evaluación.	28
Figura 2.2: Recorridas de campo para el relevamiento los diferentes usos/coberturas del suelo realizadas durante la campaña agrícola 2011-2012	29
Figura 2.3: Ejemplo de los lotes digitalizados a partir de las recorridas de relevamiento de uso/cobertura del suelo con los píxeles MODIS completamente incluidos dentro de los lotes, superpuestos sobre una imagen Landsat 5 TM (RGB:432) de 24 de septiembre de 2011.....	29
Figura 2.4: Firmas fenológicas promedio para algunos de los usos/coberturas del suelo analizados. Se muestran los valores promedio de IVN para cada intervalo de 16 días del producto MOD13Q1 del sensor MODIS (periodo 9/5/2011- 21/3/2012) CV: Cultivos de Verano (incluye verdeos y cultivos de verano), DC: Doble Cultivo (2 ciclos agrícolas por campaña, cultivos de invierno y verano y verdeos de invierno y verano), F y M: Forestación y Monte; RFP: Recursos Forrajeros Perennes (Pastizales naturales, mejoramientos extensivos, pasturas implantadas).....	30
Figura 2.5: Firmas fenológicas correspondientes a la clase “Doble Cultivo”. Cada una de las firmas corresponde al promedio de IVN de todos los píxeles MODIS completamente incluidos dentro de cada lote, para cada intervalo de 16 días del producto MOD13Q1 del sensor MODIS (periodo 9/5/2011- 21/3/2012).	30
Figura 2.6: Árbol de decisión implementado en ENVI 4.7 a partir de las reglas de decisión generadas en See5. F y M: Forestación y Monte, CV: Cultivos de Verano, DC: Doble Cultivo; RFP: Recursos Forrajeros Perennes. B#: Bandas (intervalos de 16 días de IVN-MODIS; SD: Desvío estándar, Prom: Promedio de todas las bandas MODIS). Los números corresponden a valores de IVN. B2 corresponde a la fecha 10 de junio de 2011; B10 corresponde a la fecha 16 de octubre de 2011; B12 corresponde a la fecha 17 de noviembre.....	32
Figura 2.7: Mapa de uso/cobertura del suelo en Uruguay obtenido mediante la clasificación de series temporales de imágenes de IVN-MODIS y árboles de decisión.	33
Figura 2.8: Comparación entre los datos del censo agropecuario del año 2000 (MGAP, DIEA, 2000) y el resultado de la clasificación resumida a nivel de las unidades censales del censo agropecuario. Se muestra el porcentaje de cada categoría en cada unidad censal. RFP: Recursos Forrajeros Perennes, F y M: Forestación y Monte. A los efectos de la comparación, la clase RFP involucra las categorías del censo del 2000: campo natural, campo natural sembrado en cobertura, campo natural fertilizado y praderas implantadas. La categoría cultivos involucra a las categorías del censo: cultivos de huerta, cultivos cerealeros e industriales, cultivos forrajeros anuales, tierra arada, rastrojos; y en la clasificación presentada aquí, a las categorías Cultivo de Verano y Doble Cultivo. La clase F y M, incluye a las categorías del censo bosque natural y bosque artificial.....	35

Figura 3.1: Perfiles espectrales promedio para las parcelas experimentales sometidas a remociones sucesivas de la biomasa de arbustos, para 4 estaciones del año. M1: invierno, M2: primavera, M3: verano, M4: otoño. A: perfiles promedio de las parcelas antes de la remoción de arbustos, B: perfiles promedio de las parcelas al remover aproximadamente un tercio de la biomasa de arbustos, C: perfiles promedio de las parcelas al remover aproximadamente dos tercios de la biomasa de arbustos, D: perfiles promedio de las parcelas luego de remover todos los arbustos presentes.	53
Figura 3.2: Perfiles espectrales promedio para las parcelas experimentales con todos los arbustos para las cuatro estaciones analizadas. 1: invierno, 2: primavera, 3: verano, 4: otoño.	53
Figura 3.3: Peso seco (PS) de los arbustos medido vs el estimado por los mejores modelos de regresión por mínimos cuadrados parciales (PLSR) para cada componente del arbusto analizado (Hojas o Leño), para cada estación de crecimiento (M1:invierno, M2: primavera; M3: verano, M4: otoño) y considerando todos los datos juntos (T). r^2 : coeficiente de determinación. RMSEP: error cuadrático medio de predicción (Root Mean Square Error of Prediction).....	57
Figura 3.4: Índice de importancia de las bandas (BII) en la discriminación de los arbustos a partir de las hojas o el leño de los arbustos para las diferentes estaciones o para todos los datos juntos.	58
Figura 4.1: Ubicación geográfica de los Pastizales del Río de la Plata en el sur de Sudamérica y los límites de sus diferentes subregiones: A) Pampa Ondulada. B1) Pampa Interior Plana B2) Pampa Interior Oeste. C) Pampa Austral. D) Pampa Inundable. E) Pampa Mesopotámica. F) Campos del Sur. G) Campos del Norte. Adaptado de Soriano 1991. En azul se muestran las tres escenas MODIS utilizadas en las clasificaciones del uso/cobertura del suelo realizadas.....	87
Figura 4.2: Diagramad de flujo que resume los principales insumos y pasos realizados para la obtención de los mapas de uso/cobertura del suelo y su evaluación	89
Figura 4.3: Ubicación espacial de los datos de campo en el área de estudio	91
Figura 4.4: Evolución de la superficie de los diferentes usos/coberturas del suelo para todo el bioma Pastizales del Río de la Plata en el periodo comprendido entre los años agrícolas 2000/2001 (0001) y el 2013/2014 (1314). Los datos están expresados como porcentaje de la superficie del área de estudio en las clasificaciones originales (a) y luego de la aplicación del filtro temporal (b). RFP: Recursos Forrajeros Perennes; Cver: Cultivos de verano (incluye verdeos de verano); Cinv: Cultivos de invierno (incluye verdeos de invierno); DC: Doble cultivo (dos ciclos de cultivo por año agrícola, incluye cultivos de invierno y verano y verdeos de invierno y verano); FyM: Forestación y Monte; SC: sin clasificar.	104
Figura 4.5: Clasificaciones de uso/cobertura del suelo de los Pastizales del Río de la Plata, para 14 años agrícolas desde el 2000-2001(a) hasta el 2013-2014 (n). RFP: Recursos Forrajeros Perennes; Cver: Cultivos de verano (incluye verdeos de verano); Cinv: Cultivos de invierno (incluye verdeos de invierno); DC: Doble cultivo (dos ciclos de cultivo por año agrícola, incluye cultivos de invierno y verano y verdeos de invierno y verano); FyM: Forestación y Monte. Agua: Mascara agregada a posteriori del proceso de clasificación, obtenida del producto MODIS Land	

Cover Type (MCD12Q1), año 2012, incluye los cuerpos de agua y zonas permanentemente inundadas. Urbano: idem anterior, incluye zonas urbanas y grande construcciones. Past. del R. de la P.: Pastizales del Río de la Plata, divisiones según Soriano et al (1991). A) Pampa Ondulada. B1) Pampa Interior Plana B2) Pampa Interior Oeste. C) Pampa Austral. D) Pampa Inundable. E) Pampa Mesopotámica. F) Campos del Sur. G) Campos del Norte. Límites adm.: límites administrativos nacionales. Límites adm. 2°: límites administrativos de segundo orden (Provincias en Argentina, Departamentos en Uruguay y Estados en Brasil) 108

Figura 4.6: Evolución de la superficie de los diferentes usos/coberturas del suelo para las diferentes subregiones de los pastizales del Río de la Plata en el periodo comprendido entre los años agrícolas 2000/2001 (0001) y el 2013/2014 (1314). Los datos están expresados como porcentaje de la superficie de la subregión en las clasificaciones originales (a, c, e, g, i, k, m) y luego de la aplicación del filtro temporal (b, d, f, h, j, l, n). RFP: Recursos Forrajeros Perennes; Cver: Cultivos de verano (incluye verdeos de verano); Cinv: Cultivos de invierno (incluye verdeos de invierno); DC: Doble cultivo (dos ciclos de cultivo por año agrícola, incluye cultivos de invierno y verano y verdeos de invierno y verano); FyM: Forestación y Monte; SC: sin clasificar. 111

Figura 4.7: Clasificaciones de uso/cobertura del suelo de los Pastizales del Río de la Plata, para 12 años agrícolas desde el 2001-2002 (a) hasta el 2012-2013 (l), luego de la aplicación de un filtro temporal modal, ver reglas de operación del árbol en apéndice 4.1. RFP: Recursos Forrajeros Perennes; Cver: Cultivos de verano (incluye verdeos de verano); Cinv: Cultivos de invierno (incluye verdeos de invierno); DC: Doble cultivo (dos ciclos de cultivo por año agrícola, incluye cultivos de invierno y verano y verdeos de invierno y verano); FyM: Forestación y Monte; SC: sin clasificar. Agua: Mascara agregada a posteriori del proceso de clasificación, obtenida del producto MODIS Land Cover Type (MCD12Q1), año 2012, incluye los cuerpos de agua y zonas permanentemente inundadas. Urbano: idem anterior, incluye zonas urbanas y grande construcciones. Past. del R. de la P.: Pastizales del Río de la Plata, divisiones según Soriano et al (1991). A) Pampa Ondulada. B1) Pampa Interior Plana B2) Pampa Interior Oeste. C) Pampa Austral. D) Pampa Inundable. E) Pampa Mesopotámica. F) Campos del Sur. G) Campos del Norte. Límites adm.: límites administrativos nacionales. Límites adm. 2°: límites administrativos de segundo orden (Provincias en Argentina, Departamentos en Uruguay y Estados en Brasil) 117

Figura 4.8: Clasificaciones de uso/cobertura del suelo de los Pastizales del Río de la Plata para 3 años agrícolas seleccionados debido a la aparente ausencia de errores importantes. a) 2001/2002; b) 2006/2007 y c) 2012/2013. Por detalles de la leyenda ver Figura 4.5. 126

Figura 4.9: Mapa de cambios en el uso/cobertura del suelo en los Pastizales del Río de la Plata ocurridos entre los periodos 2001/2002 y 2012/2013. Intensificación A.: Intensificación agrícola (pasaje de recursos forrajeros perennes a categorías agrícolas). Abandono: Pasaje de categorías agrícolas a Recursos Forrajeros Perennes. Intensificación F.: intensificación forestal (pasaje de recursos forrajeros perennes a Forestación y Monte). Deforestación: Pasaje de Forestación y Monte a Recursos Forrajeros Perennes. Ag-FyM: Pasaje de categorías agrícolas a forestación y monte. FyM-Ag: Pasaje de Forestación y Monte a categorías agrícolas Past. del R. de la P.: Pastizales del Río de la Plata, divisiones según Soriano et al (1991). A) Pampa

Ondulada. B1) Pampa Interior Plana B2) Pampa Interior Oeste. C) Pampa Austral. D) Pampa Inundable. E) Pampa Mesopotámica. F) Campos del Sur. G) Campos del Norte. Límites adm.: límites administrativos nacionales. Límites adm. 2°: límites administrativos de segundo orden (Provincias en Argentina, Departamentos en Uruguay y Estados en Brasil) 127

Figura 4.10: Mapa de cambios en el uso/cobertura del suelo en los Pastizales del Río de la Plata ocurridos 2 periodos de tiempo: 1) entre 2001/2002 y 2006/2007. 2) entre 2006/2007 y 2012/2013. Intensificación A.: Intensificación agrícola (pasaje de recursos forrajeros perennes a categorías agrícolas). Abandono: Pasaje de categorías agrícolas a Recursos Forrajeros Perennes. Intensificación F.: intensificación forestal (pasaje de recursos forrajeros perennes a forestación y monte). Deforestación: Pasaje de forestación y monte a Recursos Forrajeros Perennes. Ag-FyM: Pasaje de categorías agrícolas a forestación y monte. FyM-Ag: Pasaje de Forestación y Monte a categorías agrícolas. Past. del R. de la P.: Pastizales del Río de la Plata, divisiones según Soriano et al (1991). A) Pampa Ondulada. B1) Pampa Interior Plana B2) Pampa Interior Oeste. C) Pampa Austral. D) Pampa Inundable. E) Pampa Mesopotámica. F) Campos del Sur. G) Campos del Norte. Límites adm.: límites administrativos nacionales. Límites adm. 2°: límites administrativos de segundo orden (Provincias en Argentina, Departamentos en Uruguay y Estados en Brasil) 130

Figura 5.1: componentes involucrados en el cálculo de la Apropiación Humana de la Productividad Primaria Neta (AHPPN). PPN_0 : PPN de la vegetación potencial; PPN_{ACT} : PPN de la vegetación actual; PPN_{REM} : PPN remanente en los ecosistemas luego de la cosecha; PPN_{COS} : PPN cosechada; PPN_{COS-U} : PPN cosechada utilizada (grano, fibra, etc); PPN_{COS-N} : PPN cosechada no utilizada (residuos de cosecha, biomasa subterránea); $AHPPN_{CUS}$: AHPPN debida a los cambios en el uso del suelo. Adaptado de Haberl et al, 2014. 172

Figura 5.2: Ubicación geográfica de los Pastizales del Río de la Plata en el sur de Sudamérica y los límites de sus diferentes subregiones: A) Pampa Ondulada. B1) Pampa Interior Plana B2) Pampa Interior Oeste. C) Pampa Austral. D) Pampa Inundable. E) Pampa Mesopotámica. F) Campos del Sur. G) Campos del Norte. Adaptado de Soriano 1991. En azul, limite administrativos de tercer orden de las unidades involucradas en los cálculos (Departamentos en Argentina, Municipios en Brasil y Unidades Censales en Uruguay). 177

Figura 5.3: PPN de la vegetación potencial (PPN_0) para el período 2001/2002 (a) y 2012/2013 (b) y PPN de la vegetación actual (PPN_{ACT}) para el período 2001/2002 (c) y 2012/2013 (d) en los Pastizales del Río de la Plata. 187

Figura 5.4: Contribución de cada categoría de cálculo a la PPN_{ACT} para toda la región de los PRP (a) y valores promedio para cada subregión (b). Cnor: Campos del Norte; Csur: Campos del Sur; Pmes: Pampa Mesopotámica; Paus: Pampa Austral; PIntO: Pampa Interior Oeste; PIntP: Pampa Interior Plana; Pinu: Pampa Inundable; Pond: Pampa Ondulada 188

Figura 5.5: Apropiación Humana de la PPN y sus diferentes componentes para toda la región de los PRP en los periodos 2001/2002 y 2012/2013. Veg Pot: vegetación potencial; Veg Act: vegetación actual, $AHPPN_{CUS}$: Apropiación humana de la PPN debida a cambios en el uso del suelo; PPN_{COS} : PPN apropiada en la cosecha; PPN_{REM} : PPN remanente en el ecosistema, PPN_0 : PPN de la vegetación potencial 190

Figura 5.6: Apropiación Humana de la PPN debida a los cambios en el uso del suelo ($AHPPN_{CUS}$) en los PRP para 2001/2002 (a) y 2012/2013 (b). 192

Figura 5.7: Apropiación Humana de la PPN debida a los cambios en el uso del suelo ($AHPPN_{CUS}$) promedio para las diferentes subregiones de los PRP en los periodos 2001/2002 y 2012/2013. CNor: Campos del Norte; CSur: Campos del Sur; PMes: Pampa Mesopotámica; PAus: Pampa Austral; PintO: Pampa Interior Oeste; PintP: Pampa Interior Plana; Plnu: Pampa Inundable; POnd: Pampa Ondulada 192

Figura 5.8: PPN apropiada por los humanos mediante la cosecha (PPN_{COS}) para los periodos 2001/2002 (a), 2012/2013 (b) y las diferencias entre ambos periodos ($2012/2013 - 2001/2002$) 193

Figura 5.9: Apropiación Humana de la PPN ($AHPPN$) en los PRP, expresada como porcentaje de la PPN de la vegetación potencial (PPN_0), para 2001/2002 (a) y 2012/2013 (b), y diferencias en la $AHPPN$ entre ambos periodos expresada en puntos porcentuales 194

Índice de tablas

Tabla 2.1: Superficie cubierta por las diferentes categorías cartografiadas en hectáreas y en porcentaje del territorio nacional	33
Tabla 2.2: Matriz de contingencia entre los resultados de la clasificación y la información relevada a campo. CV: Cultivos de verano; DC: Doble cultivo; RFP: Recursos forrajeros perennes; F y M: forestación y monte.	34
Tabla 2.3: Errores de comisión y omisión de la clasificación realizada expresados en pixeles y en porcentajes. CV: Cultivos de verano; DC: Doble cultivo; RFP: Recursos forrajeros perennes; F y M: forestación y monte.	34
Tabla 3.1: Porciones del espectro electromagnético relevadas con el sensor hiperespectral ASD para la simulación de la capacidad de detección de arbustos con los sensores Landsat 8 y MODIS, se muestra el ancho de banda de cada banda y sensor, y el número de bandas del sensor hiperespectral ASD promediadas para su simulación (# bandas). *: La simulación de Landsat 8 no incluye a la banda 9 (Cirrus: 1360 - 1380 nm), debido a que se encuentra en la porción con elevado ruido atmosférico del sensor ASD excluida del análisis. **: La simulación del sensor MODIS incluye todas las bandas reflectivas del sensor (bandas 1-19), salvo la banda 26 (1360–1390) que se encuentra en la porción con ruido atmosférico del sensor ASD. Se excluyen todas las bandas emisivas del sensor (20-25 y 27-36) comprendidas entre los 3660 y los 14385 nm por estar fuera del rango de longitudes de onda abarcado por del sensor ASD.	49
Tabla 3.2: Clases formadas a partir de la categorización de las parcelas según la biomasa de los componentes herbáceo y arbustivo del tapiz. Izquierda 9 clases, derecha 4 clases. Alto (High: H), medio (medium:M) y bajo (low:L). Arbustos (shrubs: S) herbáceas (grases: G)	51
Tabla 3.3: Biomasa total (gr) de arbustos y sus distintos componentes en las diferentes estaciones del año y considerando todas las parcelas muestreadas a lo largo del año. M1: invierno; M2: primavera, M3: verano; M4: otoño.....	52
Tabla 3.4: Resultados de los mejores modelos de regresión por mínimos cuadrados parciales (PLSR) para los diferentes componentes del arbusto analizados (solo las hojas, solo el leño o considerando la suma de ambos), para cada estación de crecimiento (M1: invierno, M2: primavera; M3: verano, M4: otoño) y considerando todos los datos juntos. Transformaciones (Tranf): No, sin transformar; Der 1, primera derivada; Der 2, segunda derivada; L10(1/ref), pseudo-absorbancia; Der 1 L10(1/ref); primera derivada de la pseudo-absorbancia. RMSEP, error cuadrático medio de predicción (Root Mean Square Error of Prediction); r^2 , coeficiente de determinación; SD/RMSEP, cociente entre el desvío estándar y el RMSEP; PCs, número de componentes principales (factores latentes).	55
Tabla 3.5: Modelos PLSR para determinar la biomasa de arbustos a partir de la energía reflejada, simulando las bandas de los sensores Landsat 8 (L8) y MODIS para cada estación de crecimiento (M1: invierno, M2: primavera; M3: verano, M4: otoño) y considerando todos los datos juntos.. MOD1000 refiere a los modelos generados con todas las bandas reflectivas del sensor MODIS (salvo la banda 26, ver texto). MOD500 hace referencia a los modelos generados con todas las bandas MODIS con resolución espacial menor o igual a 500 metros. En	

negrita se resalta el mejor modelo de cada muestreo y componente analizado.
 Transformaciones (Tranf): No, sin transformar; Der 1, primera derivada; Der 2, segunda derivada; L10(1/ref), pseudo-absorbancia; Der 1 L10(1/ref); primera derivada de la pseudo-absorbancia. RMSEP, error cuadrático medio de predicción; r^2 , coeficiente de determinación; SD/RMSEP, cociente entre el desvío estándar y el RMSEP; PCs, número de componentes principales (factores latentes). 59

Tabla 3.6: Resultados de la comparación de los valores medidos y estimados de la densidad de arbustos en términos cualitativos. Para tres densidades de arbustos (Alta media y baja). Se muestra el valor de Chi-cuadrado (χ^2) y su significancia, y las medidas de asociación Tau-b de Kendall, correlación de Spearman y prueba Kappa. 60

Tabla 3.7: matriz de contingencia resultante de la clasificación de las parcelas según la densidad de arbustos (1: baja, 2: media, 3: alta) a partir de la energía reflejada. 61

Tabla 3.8: Matriz de contingencia para la clasificación de las parcelas en función de la densidad de arbustos y del estrato herbáceo en 4 clases a partir de la energía reflejada por las parcelas en diferentes longitudes de onda. Clases: alta densidad de herbáceas y arbustos (HG-HS), alta densidad de herbáceas y baja densidad de arbustos (HG-LS), baja densidad de herbáceas y alta densidad de arbustos (LG-HS), baja densidad de herbáceas y arbustos (LG-LS) 61

Tabla 4.1: Número de lotes considerados en la Fenoteca para cada subregión año campaña agrícola en negrita se resaltan los totales por subregión y los totales generales 93

Tabla 4.2: Reglas de decisión para la asignación del uso/cobertura del suelo en los mapas de año agrícola a partir de lo ocurrido en los mapas de las campañas agrícolas de invierno y el de la campaña agrícola del verano inmediatamente posterior. Invierno hace referencia a la categoría a la que pertenecía cada pixel en los mapas de las campañas agrícolas de invierno; Verano hace referencia a la categoría a la que pertenecía cada pixel en los mapas de las campañas agrícolas de verano. Año agrícola hace referencia a la categoría que adquiere cada pixel en el mapa del año agrícola. Cinv: Cultivos de Invierno; Cver: Cultivos de Verano; DC: Doble cultivo; RFP: Recursos forrajeros perennes; FyM: Forestación y Monte. 97

Tabla 4.3: Resultados generales de los árboles de decisión generados mediante el software C5 para las diferentes subregiones de los Pastizales del Rio de la Plata. Se presenta el número de firmas fenológicas (firma promedio por lote) de los subconjuntos utilizados para generar el árbol (entrenamiento: N_{ent}) y para evaluarlo de forma independiente (evaluación: N_{eval}); y el porcentaje de casos correctamente clasificados en el subconjunto de evaluación (Exactitud global expresada como porcentaje: Ex.(%)) 103

Tabla 4.4: Matrices de contingencia entre los resultados de la clasificación y la información relevada a campo para las campañas de invierno, expresadas en píxeles (a) y en porcentaje (b). Los datos de campo corresponden al subconjunto de datos reservados para la evaluación y agrupan información de todas las subregiones de Pastizales del Rio de la Plata y todos los años agrícolas considerados. Cinv: Cultivos de invierno; RFP: Recursos Forrajeros Perennes; FyM: Forestación y Monte 118

Tabla 4.5: Matrices de contingencia entre los resultados de la clasificación y la información relevada a campo para las campañas de verano expresadas en píxeles (a) y en porcentaje (b). Los datos de campo corresponden al subconjunto de datos reservados para la evaluación y agrupan información de todas las subregiones de Pastizales del Río de la Plata y todos los años agrícolas considerados. Cver: Cultivos de verano; RFP: Recursos Forrajeros Perennes; FyM: Forestación y Monte 118

Tabla 4.6: Errores de comisión y omisión, expresados en porcentaje, para las matrices de contingencia de la evaluación global (Agrupando los datos de todas las subdivisiones y años). a) Campaña de invierno, b) campaña de verano 119

Tabla 4.7: Errores de comisión y omisión, expresados en porcentaje, para las matrices de contingencia de la evaluación por subregión de los Pastizales del Río de la Plata (agrupando los datos de todos los años). a) campaña de invierno, b) campaña de verano. Cinv: Cultivos de invierno; Cver: Cultivos de verano; RFP: Recursos Forrajeros Perennes; FyM: Forestación y Monte. Subreg.: subregión; CNor: Campos del Norte; CSur: Campos del Sur; PAus: Pampa Austral; Plnt: Pampa Interior (Plana y Oeste); Plnu: Pampa Inundable; POnd: Pampa Ondulada. 120

Tabla 4.8: Exactitud global de las clasificaciones (en porcentaje) para cada subregión de los Pastizales del Río de la Plata, escena MODIS, campaña agrícola (Inv: campaña de invierno; Ver: campaña de verano) y año para los que se contaba con datos de campo. Entre paréntesis se muestra el número de píxeles utilizados en el subconjunto de evaluación. CNor: Campos del Norte; CSur: Campos del Sur; PAus: Pampa Austral; Plnt: Pampa Interior (Plana y Oeste); Plnu: Pampa Inundable; POnd: Pampa Ondulada. 122

Tabla 4.9: Cambio relativo, expresado como porcentaje, en la superficie de las diferentes categorías cartografiadas, agrupando las clases agrícolas, entre dos periodos de tiempo para las diferentes subregiones de los Pastizales del Río de la Plata y para diferentes periodos de tiempo. 01/02-06/07 representa los cambios ocurridos entre el año agrícola 2001/2002 y el 2006/2007. 06/07-12/13 representa los cambios ocurridos entre el año agrícola 2006/2007 y el 2012/2013. 01/02-12/13 (en negrita) representa los cambios ocurridos entre ambos extremos analizados, el año agrícola 2001/2002 y el 2012/2013. Cult: cultivos, agrupa las categorías Cultivos de Invierno, Cultivos de Verano y Doble Cultivo. RFP: Recursos Forrajeros Perennes. FyM: Forestación y Monte. CNor: Campos del Norte; CSur: Campos del Sur; PAus: Pampa Austral; Plnt: Pampa Interior (Plana y Oeste); Plnu: Pampa Inundable; POnd: Pampa Ondulada. $(\Delta_{relativo} = 100 * (\gamma_{final} - \gamma_{inicial}) / \gamma_{inicial})$. donde γ es el área cubierta por cada categoría de uso/cobertura del suelo)..... 131

Tabla 4.10: Cambio relativo, expresado como porcentaje, en la superficie de las diferentes categorías cartografiadas entre dos periodos de tiempo para las diferentes subregiones de los Pastizales del Río de la Plata y para diferentes periodos de tiempo. 01/02-06/07 representa los cambios ocurridos entre el año agrícola 2001/2002 y el 2006/2007. 06/07-12/13 representa los cambios ocurridos entre el año agrícola 2006/2007 y el 2012/2013. 01/02-12/13 (en negrita) representa los cambios ocurridos entre ambos extremos analizados, el año agrícola 2001/2002 y el 2012/2013. RFP: Recursos Forrajeros Perennes; Cinv: Cultivos de Invierno; Cver: Cultivos de Verano; DC: Doble Cultivo; FyM: Forestación y Monte. CNor: Campos del Norte; CSur:

Campos del Sur; PAus: Pampa Austral; Plnt: Pampa Interior (Plana y Oeste); Plnu: Pampa Inundable; POnd: Pampa Ondulada. ($\Delta_{relativo} = 100 * (\gamma_{final} - \gamma_{inicial}) / \gamma_{inicial}$). donde γ es el área cubierta por cada categoría de uso/cobertura del suelo) 132

Tabla 4.11: Grado de acuerdo entre los resultados de las clasificaciones de uso/cobertura del suelo para los años agrícolas seleccionados (2002/2002, 2006/2007 y 2012/2013) y estadísticas oficiales de los diferentes países presentes en el área de estudio, expresados a través del coeficiente de correlación de Pearson (r) y el coeficiente de determinación (r^2). Fuente hace referencia al tipo de estadística oficial. Censo Ag.: censos agropecuarios; SIIA: Sistema Integrado de Información Agrícola. PAM: Producción Agrícola Municipal. Año fuente: fecha de la estadística oficial. Año Clas: año agrícola de la clasificación utilizada en la comparación. n: número de divisiones administrativas/censales utilizadas en la comparación. RFP: Recursos Forrajeros Perennes; FyM: Forestación y Monte..... 133

Tabla 5.1: Coeficientes de partición de biomasa utilizados en los cálculos para los diferentes cultivos y su fuente de información. CH: contenido de humedad; IC: índice de cosecha; relación entre biomasa subterránea y biomasa total. Fuentes: 1: Lobell et al (2002);2: Hicke et al (2004); 3: Guershman (2005) 180

Tabla 5.2: PPN promedio (KgMS/ha*año) para cada categoría de uso/cobertura del suelo y cada subregión de los PRP. Cnor: Campos del Norte; Csur: Campos del Sur; Pmes: Pampa Mesopotámica; Paus: Pampa Austral; PlntO: Pampa Interior Oeste; PlntP: Pampa Interior Plana; Pinu: Pampa Inundable; Pond: Pampa Ondulada; Prom: Promedios para toda la región de los PRP. RFP: recursos Forrajeros Perennes; CV: Cultivos de Verano; CI: Cultivos de Inverno; DC: Doble Cultivo; FyM: Forestación y Monte 189

Tabla 5.3: Flujos de energía (biomasa) relacionados a la Apropiación Humana de la PPN para toda la región de los PRP expresados en valores absolutos o como porcentaje de la PPN de la vegetación potencial (PPN_0) para los períodos 2001/2002 y 2012/2013. PPN_{ACT} : PPN de la vegetación actual para, Recursos Forrajeros Perennes (RFP), Cultivos (Cult) y Forestación y Monte (FyM) y para la suma de las tres categorías ($PPN_{ACT-Total}$); $AHPPN_{CUS}$: Apropiación humana de la PPN debida a cambios en el uso del suelo; PPN_{COS} : PPN cosechada (para RFP, Cult, FyM y la suma de ellas). $AHPPN_{Total}$: suma de lo apropiado por cosecha y por $AHPPN_{CUS}$, Retorno: retorno de energía a los ecosistemas como biomasa cosechada o destruida pero no utilizada. 190

Abreviaturas

PRP	Pastizales del Río de la Plata
IVN	Índice de Vegetación de diferencia Normalizada
RFA	Radiación Fotosintéticamente Activa
frFA	Fracción de Radiación Fotosintéticamente Activa interceptada por la vegetación
RFAA	Radiación Fotosintéticamente Activa Absorbida por la vegetación
EUR	Eficiencia en el Uso de la Radiación
ha	Hectáreas
MS	Materia Seca
MJ	Mega Joule
Cver	Cultivos de Verano
Cinv	Cultivos de Invierno
DC	Doble cultivo (dos ciclos agrícolas por año en la misma superficie)
RFP	Recursos Forrajeros Perennes
FyM	Forestación y Monte
PLSR	Regresión por mínimos cuadrados parciales (PLSR por sus siglas en ingles: Partial Least Square Regresion)
RMSEP	Error cuadrático medio de predicción (RMSEP por sus siglas en ingles: Root Mean Square Error of Prediction)
BII	Índice de importancia de las bandas (BII por sus siglas en ingles: Band Importan Index)
C	Carbono
PPN	Productividad Primaria Neta
PPNA	Productividad Primaria Neta Aérea
PPNS	Productividad Primaria Neta Subterránea
PPN ₀	Productividad Primaria Neta de la vegetación potencial
PPN _{ACT}	Productividad Primaria Neta de la vegetación actual
PPN _{COS}	Productividad Primaria Neta cosechada o destruida durante la cosecha
PPN _{REM}	Productividad Primaria Neta remanente luego de la cosecha
AHPPN	Apropiación Humana de la Productividad Primaria Neta
AHPPN _{CUS}	Apropiación Humana de la Productividad Primaria Neta debida a los cambios en el uso del suelo

Capítulo 1: Introducción General

1.1 El problema de estudio.

El impacto humano sobre los ecosistemas ha alcanzado dimensiones tan grandes que es considerado uno de los factores principales del cambio global (Vitousek et al., 1994; Foley et al., 2005). En particular, los cambios en el uso del suelo (las modificaciones que hacemos los humanos de la cobertura original), son el principal agente de cambio debido a sus efectos sobre los ciclos biogeoquímicos (Vitousek et al., 1997; Houghton et al., 2001), el clima (Pielke et al., 2002; Gibbard et al., 2005) y la biodiversidad (Sala et al., 2000; Pimm & Raven, 2000). América Latina es una de las porciones del mundo con mayores tasas de cambio en el uso/cobertura del suelo en los últimos tiempos. Dentro de América Latina, Argentina, Brasil y Uruguay están entre los países que presentan los cambios porcentuales más grandes del área sembrada con cultivos agrícolas (Faostat, 2013). Los Pastizales del Río de la Plata (PRP), una de las regiones de pastizales más grandes del mundo, se encuentran sometidas a un intenso proceso de cambio en el uso del suelo, fundamentalmente por el remplazo de pastizales por agricultura y forestación (Baeza et al., 2011; Jobbágy et al., 2006; Paruelo et al., 2001a; 2006). A pesar de la magnitud de este proceso de cambio, las descripciones de uso/cobertura del suelo en los PRP distan mucho de ser completas, particularmente aquellas que evalúan su cambio a través del tiempo. Para evaluar el impacto de dichos cambios es imprescindible describirlos con precisión. No existe una descripción completa de los cambios en el uso del suelo a los que se han visto sometidos los PRP y menos aun una evaluación de los impactos de dichos cambios. Caracterizar los cambios en el uso del suelo y comprender sus impactos sobre el funcionamiento de los ecosistemas permitirá mejorar la gestión de los recursos naturales y balancear la obtención de bienes y servicios ecosistémicos entre aquellos con valor de mercado y apropiación fundamentalmente privada, y aquellos sin valor de mercado y apropiación pública.

Algunos cambios en el uso del suelo son menos conspicuos que la sustitución total de un pastizal por un cultivo o una plantación forestal. Por ejemplo la invasión de leñosas en pastizales (arbustización) es un proceso que viene ocurriendo en prácticamente todo el mundo (Eldrige, 2011) que responde fundamentalmente a prácticas de manejo, como la presión de pastoreo, el tipo de ganado o el régimen de fuegos (Archer et al., 1995; Van Auken, 2000; Briggs et al., 2005). Los pastizales subhúmedos como los de Uruguay se caracterizan por la presencia de arbustos en mayor o menor densidad. En qué medida la presencia de arbustos en nuestros pastizales responde a cuestiones de manejo agropecuario (cargas de ganado, relaciones lanarvacuno, campos laboreados y luego abandonados, etc.) o a procesos naturales, es una pregunta aún no respondida. Sin embargo para contestar esta pregunta es necesario poder describir su ubicación en el espacio y cuantificar su densidad. Dos características de nuestros pastizales hacen que la discriminación de los arbustos sea particularmente difícil utilizando aproximaciones tradicionales: en pastizales subhúmedos, tanto los

arbustos, como la matriz de pastizal en la que están inmersos son fotosintéticamente activos durante todo el año; además, los arbustos se presentan en densidades variables en el territorio. La discriminación del estrato arbustivo y el herbáceo en base a la fenología, solo es posible cuando uno de los componentes (generalmente el herbáceo) esta senescente durante algún momento del año (Lu et al., 2003; Blanco et al., 2016). Por otro lado, a densidades relativamente bajas, la respuesta espectral de la cobertura de arbustos suele mezclarse con la de la matriz de pastizal que lo rodea, y únicamente se separa espectralmente cuando las diferencias fisiológicas son muy marcadas (parches densos relativamente grandes) (Wessman et al., 2004).

En esta tesis se describe el uso y cobertura del suelo en Uruguay y la región de los Pastizales del Río de la Plata, se analizan sus cambios a lo largo del tiempo y se evalúa el impacto de dichos cambios sobre el funcionamiento de los ecosistemas. Para ello se desarrollan técnicas para clasificar el uso/cobertura del suelo sobre grandes extensiones de territorio, a partir de series temporales de imágenes de satélite (Capítulo 2); se explora el uso de sensores hiperespectrales para lidiar con categorías difíciles de discriminar (Capítulo 3); se generan mapas anuales de uso/cobertura del suelo para toda la región de los PRP y se analizan los cambios a lo largo del tiempo (Capítulo 4) ; y se evalúa el impacto de los cambios en el uso del suelo sobre la dinámica de la productividad Primaria Neta, uno de los atributos clave en el funcionamiento de los ecosistemas (Capítulo 5).

Esta tesis procura establecer patrones de cambio en el uso/cobertura del suelo en los PRP como punto de partida fundamental para el análisis y la generación de hipótesis sobre los mecanismos causales y las posibles consecuencias de los cambios detectados. Sin una adecuada descripción del contexto, de su variabilidad espacial y temporal, es imposible entender los procesos que ocurren en los ecosistemas (Underwood et al., 2000). Esta descripción de patrones es además, particularmente importante en un bioma (los pastizales), una región del planeta (el sur de Sudamérica) y a una escala espacial y temporal, en que las descripciones debidamente documentadas son particularmente escasas. La región está a su vez, sometida a un intenso proceso de cambio en el uso/cobertura del suelo por avance de la frontera agrícola, con importantes consecuencias en el intercambio de materia, energía e información entre y dentro de los ecosistemas, pudiendo afectar (y afectando) el bienestar humano.

1. 2 Antecedentes.

1.2.1 La descripción del uso y la cobertura del suelo

El rango de variación climática, el tipo de sustrato geomorfológico, el tipo de suelo, los disturbios naturales y la acción antrópica han generado una gran diversidad en la vegetación terrestre. Los científicos han intentado simplificar esta diversidad

formando grupos en función de un conjunto menor de atributos comunes importantes. La vegetación ha sido agrupada a partir de características fisonómicas (Raunkiaer, 1937; Dansereau, 1951; ElleMBERG & Mueller-Dumbois, 1967), especies (Brown Blanquet, 1965) y clima (Köpen, 1931; Holdridge, 1971; Prentice, 1992). Este tipo de información ha sido presentada generalmente bajo la forma de mapas, atlas y bases de datos nacionales.

Los intentos por sistematizar las diferentes clasificaciones de la vegetación a escalas globales y regionales se han topado con una serie de problemas: disponibilidad de datos, inconsistencias entre las diferentes formas de clasificación, diferencias en las técnicas de medición y diferencias en la resolución espacial, entre otros (Running et al., 1994). Otro de los problemas con los que suele encontrarse es que muchos de los mapas representan la vegetación potencial, inferida a partir de características climáticas y las tolerancias fisiológicas de los diferentes tipos de plantas. En muchas regiones, principalmente aquellas en que la acción humana ha modificado la cobertura natural, la vegetación existente difiere mucho de la vegetación potencial (Running et al., 1994; Friedl et al., 2002; Ellis & Ramankutty, 2008; Ellis et al., 2010).

En los últimos años los sensores a bordo de satélites se han convertido en la herramienta ideal para caracterizar el uso/cobertura del suelo sobre grandes extensiones de territorio (Townshend et al., 1991), desde mapas locales con gran nivel de detalle (Clark et al., 2004) hasta mapas globales de menor resolución espacial (DeFries et al., 1998). La capacidad de discriminar entre diferentes coberturas del suelo a partir de sensores remotos viene dada por la respuesta diferencial de los diferentes materiales en diferentes porciones del espectro electromagnético (Curran, 1985). La cobertura sinóptica, espacialmente continua y a intervalos regulares de tiempo, que las imágenes de satélite obtienen de la superficie terrestre es la base de su amplio uso para la cartografía del uso y cobertura del suelo (Myneni et al., 1997); además, la posibilidad de medir la misma característica de la vegetación a diferentes escalas espaciales y temporales, evita el problema de extrapolar las mediciones locales a escalas espaciales mayores, tan común en ecología.

El uso de series temporales de imágenes de satélite permite obtener información sobre la fenología de la vegetación bajo estudio y consecuentemente sobre su funcionamiento (Sellers et al., 1997; Myneni et al., 2002). La información recogida por sensores a bordo de satélites ha sido utilizada para caracterizar diferentes aspectos del funcionamiento de la vegetación como la evapotranspiración (Di Bella et al., 2000), el balance de energía (Nemani & Running, 1997) o la productividad primaria (Prince, 1991). Adicionalmente, las series temporales de imágenes han sido utilizadas para generar mapas de uso/cobertura del suelo, fundamentalmente a escala global (DeFries et al., 1998; Hansen et al., 2000; Friedl et al., 2010) o continental (Clark et al., 2012; Blanco et al., 2013; Graesser et al., 2015), aprovechando las diferencias fenológicas en los diferentes tipos de vegetación. En el capítulo 2 de esta tesis se desarrollan técnicas de clasificación de uso/cobertura del suelo sobre grandes

superficies a partir de series temporales de imágenes de satélite, utilizando como sitio de estudio todo el territorio uruguayo.

Algunos usos/coberturas del suelo son particularmente complejos de describir debido al alto grado de mezcla con otros componentes del paisaje. Este es el caso de los arbustos en los pastizales naturales. La conversión de pastizales a arbustales genera paisajes heterogéneos que desafían la mayor parte de las técnicas de teledetección que buscan cuantificar los diferentes tipos de cobertura o los cambios en la cobertura del suelo (Wessman et al 2004). El uso de sensores remotos de mayor resolución espectral como los sensores hiperespectrales, donde la energía de onda corta reflejada por una superficie es medida en porciones estrechas y continuas del espectro electromagnético, permite obtener mayor información sobre las diferentes cubiertas y por tanto mejorar la capacidad de discriminación (Goetz et al., 1985; Kumar et al., 2001; Goetz, 2009). La información recogida por sensores hiperespectrales ha sido utilizada para analizar diferentes aspectos de la vegetación, como su estructura (Asner et al., 1998a; Asner et al., 2010) características bioquímicas (Ustin et al., 2009; Kokaly et al., 2009) o la composición de especies (Atkinson et al., 1997; Schmidt & Skidmore, 2001; Irisarri et al., 2009). En el capítulo 3 de esta tesis se explora la capacidad de los sensores hiperespectrales para discriminar los arbustos de la matriz de pastizal y se generan modelos para cuantificar la densidad de arbustos.

A pesar del avance tecnológico en los sensores a bordo de satélites y al desarrollo de las técnicas de clasificación, la ausencia de series temporales ininterrumpidas de mapas de uso/cobertura del suelo lo suficientemente largas para reflejar dinámicas socio-ecológicas constituye un problema importante. La evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MEA, 2005) identifica a la falta de series temporales de información sobre el cambio en el uso del suelo, como uno de los principales vacíos a la hora de asesorar a los tomadores de decisión sobre las consecuencias de los cambios en los ecosistemas sobre el bienestar humano (Carpenter et al., 2006). La comunidad científica y política, necesita de mapas recientes del uso/cobertura del suelo y sus cambios para realizar un seguimiento de cómo diferentes factores afectan los cambios en el uso del suelo y cuáles son sus efectos (Clark et al., 2012). En el capítulo 4 de esta tesis se aplican las técnicas desarrolladas en el capítulo 2 para generar mapas anuales de uso/cobertura del suelo en los últimos 15 años en los PRP y evaluar su cambio a lo largo del tiempo.

1.2.2 El funcionamiento de los ecosistemas y sus controles.

Para manejar los recursos terrestres y entender (y minimizar) los impactos que causamos, es particularmente importante una aproximación ecosistémica, ya que esta da cuenta de las interacciones entre los sistemas bióticos, de los cuales los humanos formamos parte y los sistemas físicos de los que dependemos. La estructura y funcionamiento de los ecosistemas está regulada por una serie de factores que operan

a diferentes escalas espaciales y temporales. Chapin et al. (2011), resumen los diferentes niveles de actuación y las interacciones entre los diferentes controles en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas, distinguiendo entre factores de estado y controles interactivos (Fig. 1.1). Los factores de estado (Jenny, 1941) fijan los límites para las características del ecosistema. El clima es el factor más importante en la determinación de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas, a través de sus variaciones globales explica la distribución de los grandes biomas. Dentro de cada bioma el material parental influencia el tipo de suelo que se desarrolla y explica mucha de la variación regional en los procesos ecosistémicos. La topografía tiene influencias tanto sobre el microclima, como sobre el tipo de suelo que se desarrolla a escalas locales. La biota potencial gobierna el tipo de organismos y la diversidad que actualmente ocupan un sitio determinado. El tiempo influencia el desarrollo de los suelos y la evolución de los organismos en escalas temporales largas, y al mismo tiempo, incorpora la influencia de los disturbios y cambios ambientales en el funcionamiento de los ecosistemas sobre un rango muy amplio de escalas temporales.

A diferencia de los controles de estado, los controles interactivos, operan a la escala de los ecosistemas y tanto controlan, como responden, a los procesos ecosistémicos. Según Chapin et al. (2011), algunos de los controles interactivos más importantes son los recursos, las características micro ambientales, el régimen de disturbios o la comunidad biótica. Por ejemplo, la temperatura, una característica micro ambiental, varía con el clima pero es sensible a procesos ecosistémicos como la evapotranspiración.

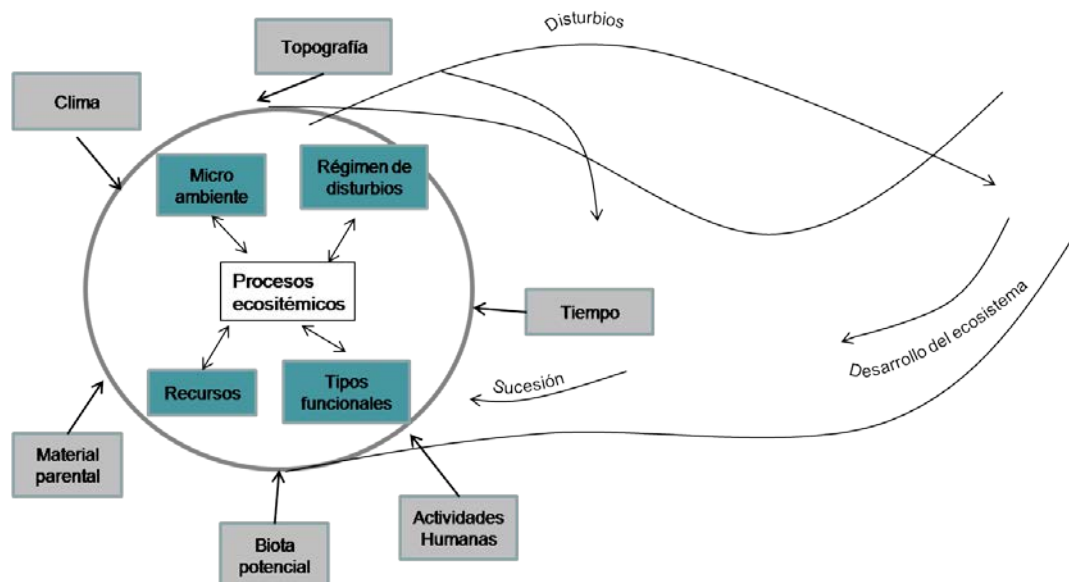


Figura 1.1: Controles sobre la estructura y funcionamiento de los ecosistemas. Adaptado de Chapin et al., 2011.

1.2.3 El impacto humano sobre los ecosistemas.

En los últimos años, el cúmulo de evidencias del impacto humano sobre los ecosistemas ha sido tan grande (Vitousek, 1994) que la acción humana es considerada un nuevo factor de estado (Jenny, 1980; Chapin et al., 2011), llegando a afectar incluso a otros factores de estado como el clima (a través de cambios en la composición atmosférica) o la biota potencial (mediante extinción o introducción de especies exóticas). El impacto más directo e importante ocurre mediante la transformación de la cobertura terrestre para la obtención de comida, fibras u otros bienes utilizados por la población. El aumento del área de vegetación natural remplazada para cultivos o forestación (expansión de la frontera agrícola) y el aumento en la intensidad de uso de porciones del territorio ya modificadas (intensificación) ha llevado a modificaciones de la mayor parte la superficie terrestre libre de hielos (Sanderson et al., 2002; Ellis and Ramankutty, 2008; Ellis et al., 2010). Tilman et al. (2001), calcularon que alrededor de 4 millones de hectáreas por año de vegetación natural se destinaron a la agricultura en los últimos 40 años. Los cultivos y pasturas cubren el 38% de la superficie libre de hielo a nivel mundial (Ramankutty et al., 2008; Monfreda et al., 2008), ocupando además las zonas más fértiles; la mayor parte del resto de la superficie libre de hielos corresponde a desiertos, montañas, tundra, centros urbanos o aéreas protegidas (Foley et al., 2011). Al mismo tiempo los rendimientos de los cultivos han aumentado un 25 % en promedio en los últimos años (Foley et al., 2011). Mientras que el área cultivada ha aumentado en el entorno del 12% en los ultimo 40 años, la producción agrícola más que duplico en el mismo período mediante fertilización, riego, variedades de alto rendimiento y mecanización (Foley et al., 2007).

Las consecuencias de estos cambios en el uso del suelo son profundas. La pérdida de hábitat por sustitución de las coberturas originales es el factor más importante en la crisis global de biodiversidad (Sala et al., 2000; Pimm & Raven, 2000). Por su parte, la disminución de la cobertura natural ha modificado los ciclos biogeoquímicos (Vitousek et al., 1997; Houghton et al., 2001) y el clima (Pielke et al., 2002; Gibbard et al., 2005). Este conjunto de cambios en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas posiciona al cambio del uso/cobertura del suelo como uno de los principales determinantes del Cambio Global (Foley et al., 2005) y a llevado a la merma en la provisión de bienes y servicios que los ecosistemas brindan a los humanos, afectando en última instancia su bienestar (Daily, 1997).

Uno de los atributos más importantes del funcionamiento de los ecosistemas es el flujo de energía. En particular, la Productividad Primaria Neta (PPN) -tasa de acumulación de biomasa por unidad de superficie- es uno es uno de los atributos ecosistémicos más importantes e integradores ya que determina la cantidad de energía disponible para los niveles tróficos subsiguientes (Lindeman, 1942; Odum, 1971). Además, muchos procesos ecosistémicos, como la circulación de otros materiales, están estrechamente relacionados a este flujo (Burke et al., 1998;

Jenkinson et al., 1999; Piñeiro et al., 2006b). A través de los cambios en el uso del suelo los humanos modificamos la PPN de los ecosistemas, tanto en su magnitud, como en su estacionalidad. La PPN disminuye marcadamente cuando se sustituyen sistemas altamente productivos como un bosque tropical por cultivos anuales (Houghton, 2001). En zonas áridas la inclusión de cultivos con subsidios de agua aumenta enormemente la productividad (Paruelo et al., 2001b). La forestación de pastizales aumenta rápidamente la PPN del sistema a los pocos años de su implantación (Nosseto et al., 2005; Vasallo et al., 2012). ¿Aumenta o disminuye la PPN cuando sustituimos pastizales naturales por cultivos o forestación en zonas templadas como los PRP? ¿Cuál es el balance neto en las ganancias de carbono en zonas templadas como la de los PRP en 15 años de cambios en el uso del suelo? En el capítulo 5 de esta tesis se exploran estas preguntas a través del concepto de Apropiación Humana de la Productividad Primaria (AHPPN) (Vitousek et al., 1986). La AHPPN cuantifica la porción de la PPN de los ecosistemas que es usada directa o indirectamente por los humanos, modificando por tanto la porción de energía disponible para otras especies y su flujo en las tramas tróficas (Field, 2001). Además, de su rol central sobre el flujo de energía existen evidencias sobre el rol de la AHPPN en la biodiversidad (Wright, 1990; Haberl, 1997; Haberl et al., 2004), la alteración de la composición atmosférica (De Fries, 1999; Schimel, 2000), el ciclo del agua (Gerten et al., 2005), o la provisión de servicios ecosistémicos (Daily, 1997; MEA, 2005), por lo que constituye un indicador muy completo del impacto humano sobre los ecosistemas.

1.3 Objetivos y organización de la tesis.

El objetivo de esta tesis es desarrollar metodologías para describir el uso/cobertura del suelo, caracterizar este aspecto para el Uruguay y los Pastizales del Río de la Plata, analizar sus cambios a lo largo del tiempo y evaluar el impacto de estos cambios sobre el funcionamiento de los ecosistemas en términos de las ganancias de carbono y su apropiación por los humanos. Esto implica el desarrollo de metodologías rápidas y de bajo costo para describir el uso cobertura del suelo sobre grandes superficies así como lidiar con coberturas del suelo difíciles de discriminar a la hora de generar cartografías. La tesis está organizada en dos partes. La primera parte incluye los capítulos 2, 3 y 4, y se centra en la descripción de patrones a diferentes escalas espaciales. En el capítulo 2 se desarrollan técnicas de clasificación de uso/cobertura del suelo a partir de información fenológica de la vegetación derivada de series temporales de imágenes IVN-MODIS, generando un mapa de uso/cobertura del suelo para todo Uruguay. En el capítulo 3 se analiza en detalle un tipo de cobertura particularmente conflictiva a la hora de generar cartografías y de gran interés ecológico, altamente frecuente en los pastizales naturales uruguayos, los arbustos. En este capítulo, desarrollado con una aproximación experimental y con técnicas

hiperespectrales, se analiza que características espectrales permiten discriminar a los arbustos de la matriz de pastizal en la que están inmersos, y se generan modelos que permitan su cuantificación. Los modelos generados se utilizan para evaluar el potencial de los sensores montados a bordo de satélites para generar cartografías que den cuenta de la densidad de arbustos. En el capítulo 4 se utilizan las técnicas desarrolladas en el capítulo 2 para describir el uso/cobertura del suelo de toda la región de los Pastizales del Río de la Plata y sus cambios a lo largo del tiempo, en el marco de un fuerte proceso de intensificación agrícola. La segunda parte de la tesis está conformada por el capítulo 5. En él se utilizan los patrones descritos a nivel regional para evaluar el efecto de los cambios en el uso del suelo sobre el flujo de energía en los ecosistemas, a partir del concepto de Apropiación Humana de la Productividad Primaria Neta, un indicador muy completo del impacto humano sobre los ecosistemas. Finalmente, en el capítulo 6 se realiza una discusión general de los resultados obtenidos, se resumen las conclusiones más importantes de la tesis y se presentan las perspectivas y aplicaciones derivadas de la tesis.

La estructura de la tesis queda conformada de la siguiente manera:

- Capítulo 1: introducción general (este capítulo)

Primera Parte: La descripción de patrones de uso/cobertura del suelo a diferentes escalas espaciales

- Capítulo 2: Caracterización de uso/cobertura del suelo en Uruguay mediante series temporales de imágenes MODIS
- Capítulo 3: Discriminación de la densidad de arbustos en pastizales sub-húmedos a partir de información espectral.
- Capítulo 4: Cambios en el uso/cobertura del suelo en los Pastizales del Río de la Plata

Segunda Parte: Consecuencias del cambio en el uso del suelo sobre la Productividad Primaria Neta.

- Capítulo 5: La Apropiación Humana de la Productividad Primaria Neta en los Pastizales del Río de la Plata y su variación espacial y temporal
- Capítulo 6: Discusión general y conclusiones

Capítulo 2: Caracterización del uso/cobertura del suelo en Uruguay a partir de series temporales de imágenes MODIS

Basado en: Baeza, S.; Baldassini, P.; Bagnato, C.; Pinto, P. & Paruelo, J. 2014. Caracterización del uso/cobertura del suelo en Uruguay a partir de series temporales de imágenes MODIS. *Agrociencia*, 18: 95 – 105

2.1 Introducción

La descripción del uso/cobertura del suelo es un insumo central para la generación de planes de uso y manejo de los recursos naturales, así como para planificar o promover medidas destinadas a la conservación. Posee también una importancia central en la identificación, descripción y manejo de los recursos forrajeros a nivel nacional. La generación de un sistema de estimación de la productividad de los recursos forrajeros en Uruguay requiere conocer, con un margen de error bajo y conocido, su ubicación en el espacio.

A pesar de la relevancia de cuantificar los cambios en el uso del suelo, las caracterizaciones del uso/cobertura del suelo no suelen ser exhaustivas y las técnicas no se encuentran debidamente protocolizadas. En Uruguay y la región existen pocos antecedentes de mapas de uso/cobertura del suelo sobre grandes extensiones de territorio, y prácticamente no existen metodologías desarrolladas específicamente para describir el uso/cobertura del suelo de manera rápida y con una estimación objetiva de los errores e incertidumbres. Un sistema que cuantifique la distribución de tipos de cobertura del suelo de manera eficaz es esencial para el análisis de los cambios en el mediano y largo plazo.

En los últimos años los sensores a bordo de satélites se han convertido en una herramienta ideal para caracterizar el uso/cobertura del suelo sobre grandes extensiones de territorio (Townshend et al., 1991), desde mapas locales con gran nivel de detalle (Clark et al., 2004) hasta mapas globales de menor resolución espacial (DeFries et al., 1998). La cobertura sinóptica, espacialmente continua y a intervalos regulares de tiempo que las imágenes de satélite obtienen de la superficie terrestre es la base de su amplio uso para la cartografía del uso y cobertura del suelo (Myneni et al., 1997).

La capacidad de discriminar entre diferentes coberturas del suelo a partir de imágenes tomadas por satélite viene dada por la respuesta diferencial de los diferentes materiales en diferentes porciones del espectro electromagnético (Curran, 1985). El uso de series temporales de imágenes permite inferir información sobre la fenología de la vegetación (Guyot, 1990), generalmente aprovechando el comportamiento espectral característico de la vegetación fotosintéticamente activa en las porciones del espectro electromagnético correspondientes al rojo e infrarrojo cercano. La vegetación fotosintéticamente activa absorbe prácticamente toda la radiación en la longitud de onda del rojo, a la vez que refleja una gran proporción de la longitud de onda del infrarrojo cercano debido a la estructura de los tejidos foliares. Este comportamiento característico ha llevado a la construcción de índices de vegetación directamente relacionados con el índice de área foliar, la actividad fotosintética o la productividad, a partir de la reflectancia en la longitud de onda del rojo (R) y el infrarrojo cercano (IR). El más común de ellos es el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (IVN o NDVI, por sus siglas en inglés) ($IVN = \frac{IR - R}{IR + R}$).

Numerosos trabajos han detectado relaciones directas entre el IVN y la fracción de radiación fotosintéticamente activa interceptada por la vegetación (fRFA) (Gallo et al., 1985; Sellers et al., 1992; Dye y Goward, 1993; Di Bella et al., 2004) o la productividad primaria neta aérea (PPNA) (Tucker et al., 1985; Box et al., 1989; Prince, 1991; Paruelo et al., 1997, 2000; Piñeiro et al., 2006a).

Las clasificaciones de la vegetación a partir del IVN son bastante comunes en la bibliografía, estas separan diferentes tipos de vegetación a partir de la marcha estacional del IVN (Tucker et al., 1985; DeFries et al., 1995; Hansen et al., 2000; Guerschman et al., 2003; Zhang et al., 2008), aprovechando las diferencias fenológicas en los diferentes tipos de vegetación. Por ejemplo, un bosque compuesto mayoritariamente por árboles de hoja perenne tendrá una actividad fotosintética (y valores de IVN) relativamente alta y estable durante todo el año, mientras que un cultivo anual tendrá una actividad fotosintética baja o nula durante la implantación del cultivo y luego de la cosecha, y un pico de crecimiento y máxima área foliar que dependerá del tipo de cultivo (invierno o verano, diferentes especies, condiciones de crecimiento, etc.). La mayor parte de estas clasificaciones utilizan series temporales muy largas de IVN, generalmente del sensor AVHRR (Advanced Very High Resolution Radiometer) a bordo de los satélites de la NASA de la serie NOAA (ver por ejemplo: DeFries et al., 1998; Hansen et al., 2000). Estos satélites no fueron diseñados originalmente para el estudio de la tierra, por lo que poseen varios problemas de calibración geométrica y radiométrica (Goward et al., 1991). En los últimos años, la puesta en órbita del sensor MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) a bordo de los satélites TERRA y AQUA, especialmente diseñados para el estudio de la superficie terrestre, ha mejorado la capacidad de obtener información sobre la vegetación. Las imágenes de este satélite poseen mejor resolución espacial, exactitud geográfica y correcciones radiométricas y atmosféricas (Huete et al., 2002), por lo que su uso ha ido en aumento a la hora de cartografiar el uso/cobertura del suelo y sus cambios (Wesseles et al., 2004; Wardlow et al., 2007; Clark et al., 2010, 2012). Guerschman (2005) clasifica los principales cultivos de la región pampeana a partir de series temporales de IVN e introduce el concepto de firma fenológica, entendido como la marcha anual del índice de vegetación en una estación de crecimiento de las diferentes clases de uso/cobertura del suelo. Volante et al (2015) aplican este enfoque para discriminar tipos de cultivos en el MERCOSUR.

A nivel regional, existen numerosos antecedentes de clasificación del uso y cobertura del suelo, estos pueden separarse en dos grandes grupos. Por un lado, existen descripciones parciales, de algunos miles de km², generalmente realizadas a partir de clasificaciones de imágenes de satélite de alta resolución espacial (Landsat, CBERS, etc.) (Guerschman et al., 2003; Baldi et al., 2006; Baldi & Paruelo, 2008; Baeza et al., 2010, 2011). Por otro lado, existen clasificaciones realizadas a nivel global o continental, generalmente a partir de imágenes de satélite con baja resolución espacial y alta resolución temporal (AVHRR, SPOT-VEGETATION, etc.). Estas clasificaciones a

gran escala son exhaustivas, en el sentido que cubren la totalidad del territorio, pero presentan inconsistencias con el conocimiento local sobre el uso y cobertura del suelo. Por ejemplo, DeFries et al. (1998), usando curvas temporales de IVN y datos de temperatura del sensor AVHRR, produjeron un mapa global con una resolución espacial de 8 x 8 km, en la cual la mayor parte de Uruguay fue clasificada como cultivos. Hansen et al. (2000), utilizando datos del mismo sensor pero con una resolución de 1 x1 km, llegan a resultados similares. Eva et al. (2004), produjeron un mapa de uso/cobertura del suelo, para toda América del Sur, con una resolución espacial de 1 x1 km, principalmente a partir de datos del sensor SPOT-VEGETATION. En este trabajo la mayor parte de Uruguay es clasificada como estepas o agricultura.

Recientemente, un proyecto interinstitucional relevó la cobertura del suelo de todo el territorio nacional (Cal et al., 2011). Este mapa está construido fundamentalmente por fotointerpretación de imágenes Landsat, correspondientes al periodo 2007-2008 de diferentes momentos del año en distintas porciones del territorio, por lo que sus resultados responden a más de una campaña agrícola y no cubren el continuo avance de la agricultura y forestación de los últimos años. La clasificación fue evaluada a campo exclusivamente para grandes categorías, agrupando, por ejemplo, a los diferentes cultivos, las pasturas permanentes y la forestación en una única categoría (áreas terrestres cultivadas o manejadas). Por otro lado, la aplicación rutinaria de la metodología desarrollada en ese proyecto, que permita la evaluación de los cambios en el uso del suelo, sería altamente costosa tanto en recursos humanos como económicos.

El objetivo de este capítulo fue desarrollar una metodología de clasificación del uso/cobertura del suelo a partir de series temporales de IVN-MODIS que permita llenar la brecha entre las dos grandes categorías de mapas arriba descritas, de forma de cubrir de forma continua grandes extensiones de territorio e incorporando el conocimiento local para lograr un producto de mayor exactitud. Los objetivos específicos fueron: a) presentar una metodología para la cartografía rápida, repetible, evaluable y de bajo costo, del uso/cobertura del suelo en grandes extensiones de territorio; b) generar un mapa de uso/cobertura del suelo para todo el territorio uruguayo; y c) identificar la ubicación y superficie cubierta por los recursos forrajeros en la actualidad y compararla con lo reportado por otras fuentes de datos.

2.2 Materiales y métodos

Las clasificaciones realizadas implican la utilización de información fenológica de las diferentes usos/coberturas del suelo obtenida a partir de imágenes del sensor MODIS, la obtención de datos de “verdad terrestre” a partir de recorridas de campo, la digitalización de lotes “puros” (pertenecientes a una única clase de uso/cobertura del suelo), en imágenes de alta resolución espacial (Landsat), el cruce de dicha

información y su clasificación a partir de árboles de decisión. La Figura 2.1 sintetiza los pasos realizados para la obtención del mapa.

Se utilizaron series temporales de IVN para evaluar el comportamiento estacional de la intercepción de radiación por las diferentes coberturas, un aspecto relacionado con la fenología de la vegetación. El comportamiento del IVN de un determinado píxel a lo largo de una estación de crecimiento es denominado "firma fenológica", ya que permite ver la dinámica de los cambios estacionales de la vegetación. Denominamos "Fenoteca Espectral" al conjunto de firmas fenológicas de diferentes coberturas derivadas de datos espectrales. Una "Fenoteca Espectral" es una base de datos donde cada registro corresponde a la firma fenológica de una determinada cobertura en una determinada situación (fecha de siembra, grado de fertilización, clima, pastoreo, etc.) (Bagnato et al., 2012).

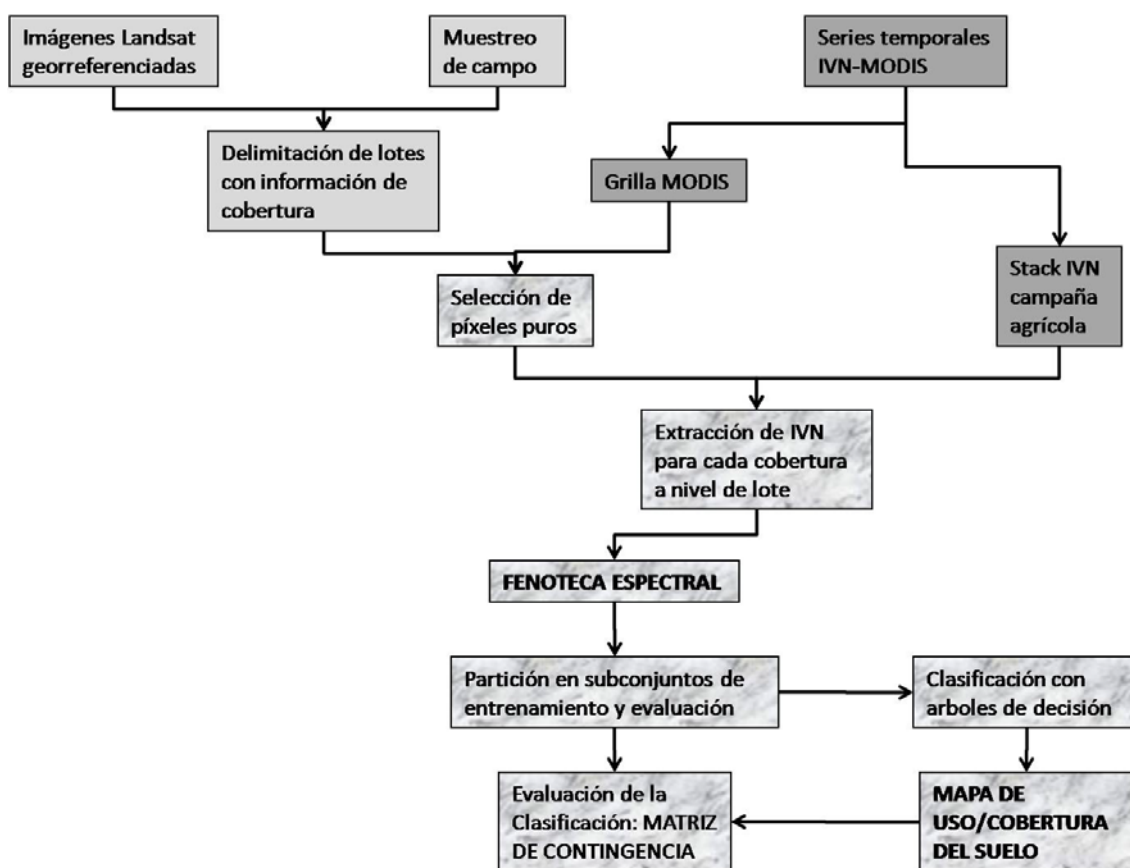


Figura 2.1: Diagrama de flujo que resume los principales insumos y pasos realizados para la obtención del mapa de uso/cobertura del suelo y su evaluación.

La Fenoteca Espectral utilizada para la clasificación fue construida a partir de la digitalización de 2753 lotes de diferentes usos/coberturas del suelo con información relevada a campo en nueve campañas de muestreo, realizadas durante la campaña agrícola 2011-2012 (Figura 2.2). Los puntos de GPS con información de cobertura registrados a campo fueron superpuestos sobre imágenes de alta resolución espacial

(Landsat 5 TM y/o Landsat 7 ETM) de forma de digitalizar con precisión los límites de cada lote. En todos los casos se seleccionó la imagen Landsat, libre de nubes, más cercana a la fecha de muestreo.

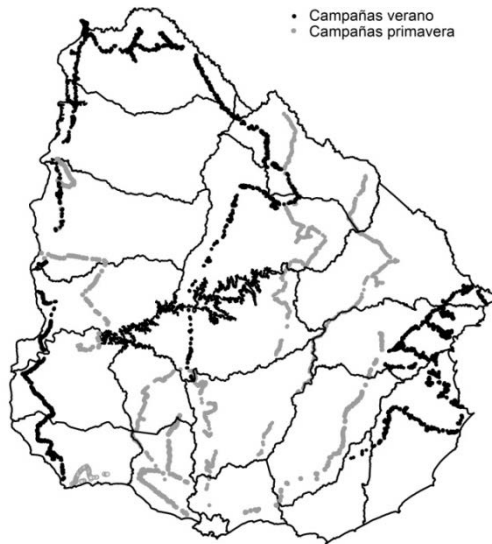


Figura 2.2: Recorridos de campo para el relevamiento los diferentes usos/coberturas del suelo realizadas durante la campaña agrícola 2011-2012

Los lotes con información de campo fueron superpuestos sobre imágenes de IVN-MODIS, de forma de extraer la información espectral para todos aquellos píxeles que quedaban completamente incluidos dentro de los lotes digitalizados (píxeles puros). Se utilizaron series temporales de imágenes de IVN-MODIS (producto MOD13Q1 “Vegetation Indices 16-Day L3 Global 250m” obtenido a través del Land Processes Distributed Active Archive Center: EOS Data Gateway) que fueron sometidos a un filtro de calidad, utilizando píxeles libres de nubes, sombras y con baja presencia de aerosoles en la atmósfera. La Figura 2.3 muestra un ejemplo de la extracción de píxeles puros en lotes agrícolas. La firma fenológica de cada uno de los lotes considerados corresponde al valor promedio de los valores de IVN de todos los píxeles completamente incluidos dentro del lote.

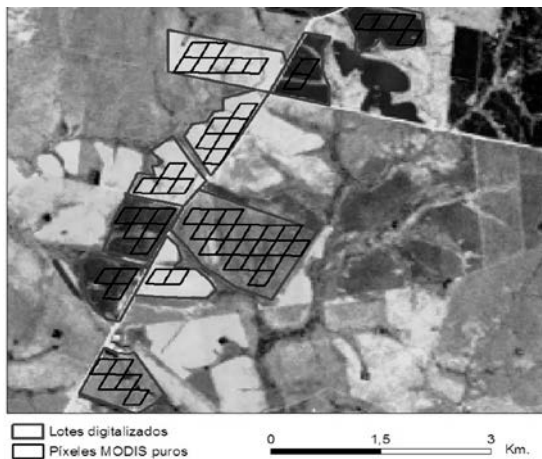


Figura 2.3: Ejemplo de los lotes digitalizados a partir de las recorridos de relevamiento de uso/cobertura del suelo con los píxeles MODIS completamente incluidos dentro de los lotes, superpuestos sobre una imagen Landsat 5 TM (RGB:432) de 24 de septiembre de 2011.

A partir de las firmas fenológicas de los diferentes lotes se construyó la Fenoteca Espectral para el territorio uruguayo. La Figura 2.4 muestra las firmas promedio para algunos de los usos/cobertura del suelo relevados. La Figura 2.5 muestra todas las firmas pertenecientes a la clase "Doble Cultivo" (un mismo lote utilizado dos veces en la misma campaña agrícola, generalmente con un cultivo de invierno y otro de verano), dando cuenta de la variación espacial y temporal en las firmas fenológicas de cada una de las clases analizadas.

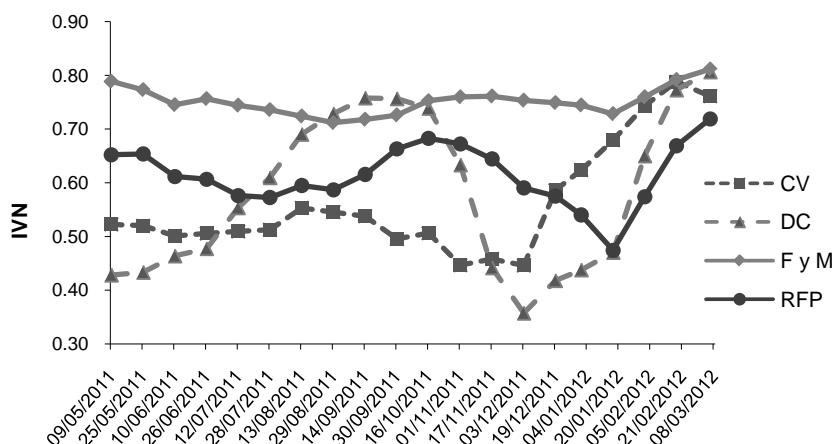


Figura 2.4: Firmas fenológicas promedio para algunos de los usos/coberturas del suelo analizados. Se muestran los valores promedio de IVN para cada intervalo de 16 días del producto MOD13Q1 del sensor MODIS (periodo 9/5/2011- 21/3/2012) CV: Cultivos de Verano (incluye verdeos y cultivos de verano), DC: Doble Cultivo (2 ciclos agrícolas por campaña, cultivos de invierno y verano y verdeos de invierno y verano), F y M: Forestación y Monte; RFP: Recursos Forrajeros Perennes (Pastizales naturales, mejoramientos extensivos, pasturas implantadas).

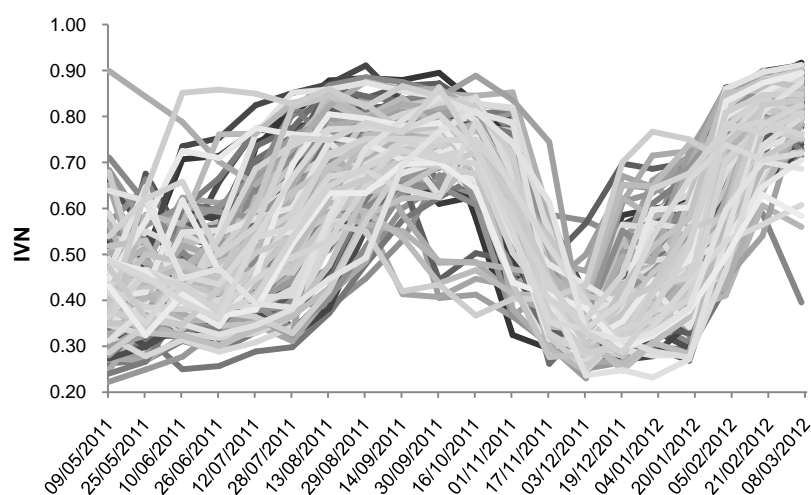


Figura 2.5: Firmas fenológicas correspondientes a la clase "Doble Cultivo". Cada una de las firmas corresponde al promedio de IVN de todos los píxeles MODIS completamente incluidos dentro de cada lote para cada intervalo de 16 días del producto MOD13Q1 del sensor MODIS (periodo 9/5/2011- 21/3/2012).

Las firmas fenológicas de la Fenoteca Espectral fueron utilizadas para la clasificación del uso/cobertura del suelo de todo el territorio Uruguayo mediante la utilización de árboles de decisión. Esto implicó un proceso de dos pasos, en primer lugar, la generación del árbol de decisión mediante el software See5 y, en segundo lugar, la construcción del árbol y su aplicación mediante el uso del software Envi 4.7, un programa abocado al procesamiento digital de imágenes satelitales.

Para la construcción del árbol de decisión se usaron como variables explicativas todas las bandas con el valor de IVN de cada píxel (cada banda corresponde a un intervalo de adquisición de datos del sensor MODIS de 16 días) durante el período comprendido entre el 9 de mayo del 2011 y el 21 de marzo del 2012, y un conjunto de variables accesorias calculadas a partir de la serie temporal de IVN-MODIS. Algunas de las variables accesorias calculadas fueron: el valor promedio de IVN de la serie temporal (IVN-prom), el valor máximo (IVN-máx) y mínimo de IVN (IVN-mín), las fechas de máximo (F-máx) y mínimo (F-mín) valor de IVN, el rango en los valores de IVN (Rango), el valor mínimo en primavera (Mín-Prim) y verano (Mín-Ver), el desvío estándar de toda la serie temporal (SD), y el desvío estándar en primavera (SD-Prim) y verano (SD-Ver). Estas variables accesorias resumen algunas características del comportamiento fenológico de las diferentes coberturas analizadas colaborando en su discriminación.

Se utilizó la información de IVN y variables accesorias de 1483 firmas espectrales para clasificar las diferentes categorías de cobertura/uso del suelo. El conjunto de datos fue dividido al azar en dos subconjuntos, uno de entrenamiento para generar el árbol de decisión y otro para evaluarlo de forma independiente. Se ensayaron diferentes particiones en los subconjuntos de evaluación-entrenamiento, diferentes combinaciones de variables explicativas y diferentes niveles de resolución conceptual (por ejemplo, diferenciando entre distintos cultivos de verano: soja, maíz, sorgo, etc.).

Los árboles generados mediante el software See 5 fueron implementados en el software Envi 4.7 de forma de generar mapas continuos de la cobertura/uso del suelo en Uruguay. Para generar la clasificación se utilizaron todas las imágenes de IVN correspondientes a Uruguay para el periodo comprendido entre 9 de mayo del 2011 y el 21 de marzo del 2012 y se calcularon las mismas variables accesorias descritas más arriba. La Figura 2.6 muestra las reglas de decisión generadas por See5 e implementadas en ENVI.

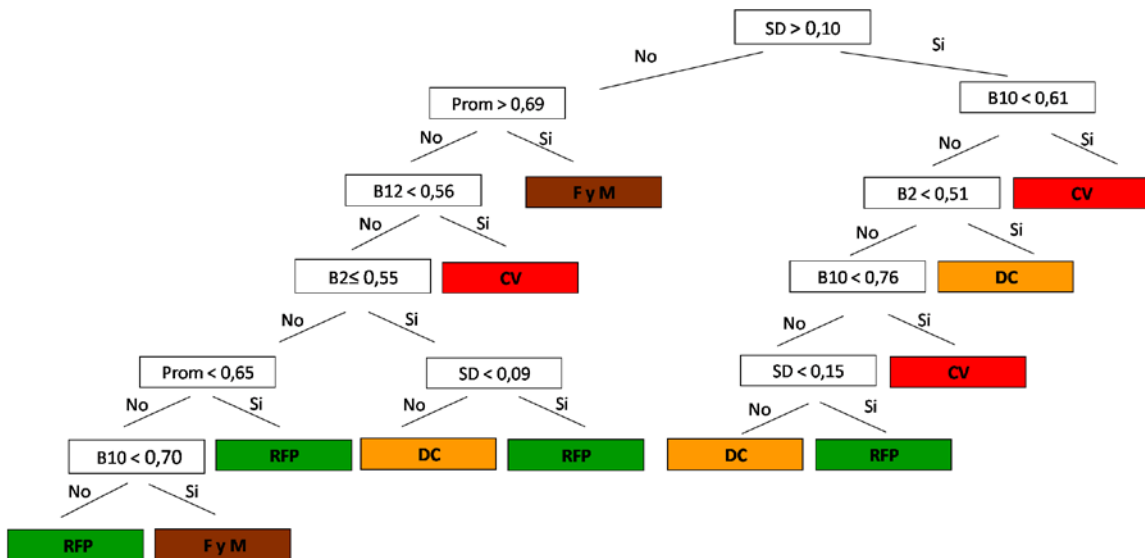


Figura 2.6: Árbol de decisión implementado en ENVI 4.7 a partir de las reglas de decisión generadas en See5. F y M: Forestación y Monte, CV: Cultivos de Verano, DC: Doble Cultivo; RFP: Recursos Forrajeros Perennes. B#: Bandas (intervalos de 16 días de IVN-MODIS; SD: Desvío estándar, Prom: Promedio de todas las bandas MODIS). Los números corresponden a valores de IVN. B2 corresponde a la fecha 10 de junio de 2011; B10 corresponde a la fecha 16 de octubre de 2011; B12 corresponde a la fecha 17 de noviembre.

2.3 Resultados y discusión

Se obtuvo una clasificación de la superficie total del territorio, con las siguientes clases: Cultivos de Verano (cultivos de verano de secano y bajo riego, verdeos de verano), Doble Cultivo (2 ciclos agrícolas por campaña: cultivos de invierno y verano, verdeos de invierno y verdeos de verano), Recursos Forrajeros Perennes (pastizales naturales, mejoramientos extensivos y pasturas implantadas) y Forestaciones y Monte Nativo. Además de estas cuatro categorías de uso del suelo, se incluyeron las categorías Agua y Uso Urbano, obtenidas del producto MODIS Land Cover Type (combined) MCD12Q1. La Figura 2.7 y la Tabla 2.1 muestran el mapa generado y la superficie cubierta por cada categoría.

El mapa realizado presentó muy buenos niveles de acierto, con una exactitud global del 89,6 %, un coeficiente Kappa de 0,857 y errores de comisión y omisión relativamente bajos y equitativamente repartidos. La Tabla 2.2 muestra la matriz de contingencia entre los resultados de la clasificación y la verdad terrestre (el subconjunto de evaluación de los datos relevados a campo). La Tabla 2.3 muestra los errores de comisión (indica la proporción extra de la clase que se incluye en la clasificación) y omisión (indica la proporción de la clase que no está siendo incluida en la clasificación) de las diferentes clases cartografiadas. Los mapas generados con mayor resolución conceptual (incorporando tipos de coberturas y discriminando entre

diferentes cultivos, verdes de cultivos, forestación de monte, pastizales naturales de pasturas implantadas) mostraron resultados con menores niveles de exactitud.

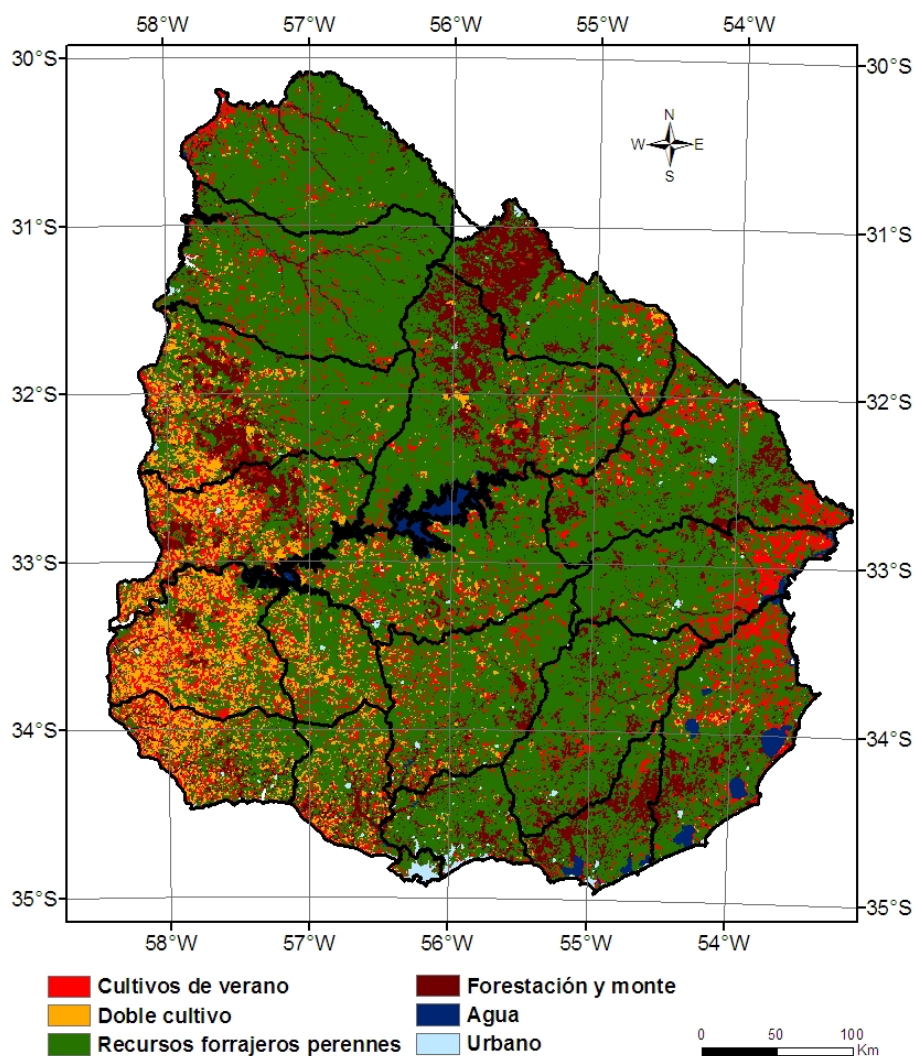


Figura 2.7: Mapa de uso/cobertura del suelo en Uruguay obtenido mediante la clasificación de series temporales de imágenes de IVN-MODIS y árboles de decisión.

Tabla 2.1: Superficie cubierta por las diferentes categorías cartografiadas en hectáreas y en porcentaje del territorio nacional

Clase	Área (ha)	Área (%)
Cultivos de verano	2.070.743	11,8
Doble cultivo	1.230.451	7,0
Recursos forrajeros perennes	11.590.672	65,9
Forestación y Monte	2.063.677	11,7
Agua	535.285	3,0
Urbano	97.479	0,6

Tabla 2.2: Matriz de contingencia entre los resultados de la clasificación y la información relevada a campo. CV: Cultivos de verano; DC: Doble cultivo; RFP: Recursos forrajeros perennes; F y M: forestación y monte.

Clases		Verdad Terrestre				Total
		CV	DC	RFP	FYM	
Clasificación	CV	85,8	11,9	7,3	0,6	31,1
	DC	5,8	87,2	1,0	0,8	16,1
	RFP	8,1	0,9	90,0	1,7	33,4
	FYM	0,2	0,0	1,8	96,9	19,4
	Total	100	100	100	100	100

Tabla 2.3: Errores de comisión y omisión de la clasificación realizada expresados en pixeles y en porcentajes. CV: Cultivos de verano; DC: Doble cultivo; RFP: Recursos forrajeros perennes; F y M: forestación y monte.

Clases	Comisión (%)	Omisión (%)	Comisión (pix)	Omisión (pix)
CV	14,4	14,2	192/1338	189/1335
DC	14,3	12,8	99/693	87/681
RF	8,9	10,0	128/1441	146/1459
FYM	3,5	3,1	29/837	26/834

La clasificación realizada es una de las primeras descripciones de uso/cobertura del suelo que cubre todo el territorio uruguayo y que presenta altos niveles de exactitud. Si bien el producto generado posee escasa resolución conceptual, da cuenta de forma espacialmente explícita del reciente fenómeno de agriculturización ocurrido en Uruguay en los últimos años, y el consecuente retroceso de la superficie con recursos forrajeros. En el último censo publicado por la Dirección de Estadísticas Agropecuarias - Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca (DIEA, 2000), la clase recursos forrajeros perennes (RFP) cubría en aquel momento, casi el 84% de la superficie censada (este porcentaje resulta de sumar las categorías del censo: campo natural, campo natural sembrado en cobertura, campo natural fertilizado y praderas implantadas). En cambio, en la clasificación presentada aquí, esa categoría cubre el 66% del territorio. Esto implica una disminución de casi 20 puntos porcentuales de los RFP, fundamentalmente por aumento de la superficie bajo cultivos anuales y forestación (Figura 2.8). De los RFP, una parte importante son pasturas implantadas (supongamos un 10%), lo que implica un porcentaje de pastizales naturales en torno al 55% del territorio, una cifra sensiblemente inferior al 71% reportado en el censo del año 2000.

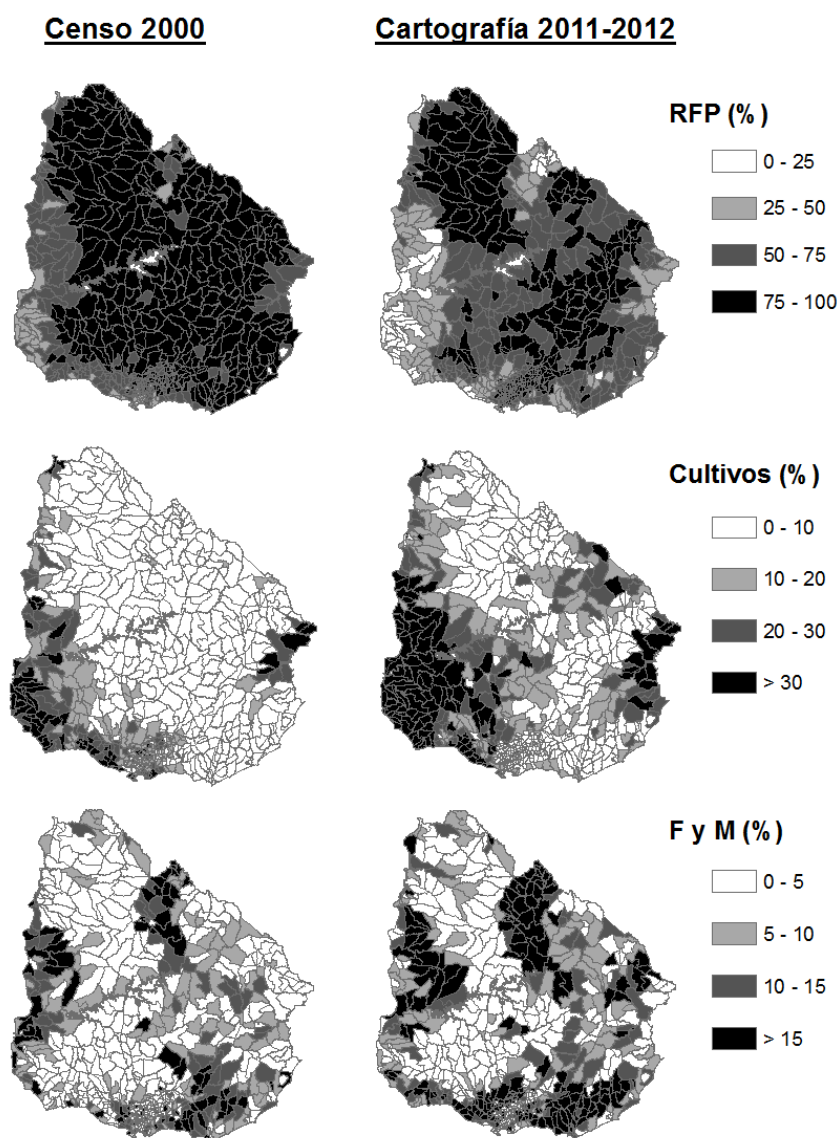


Figura 2.8: Comparación entre los datos del censo agropecuario del año 2000 (MGAP, DIEA, 2000) y el resultado de la clasificación resumida a nivel de las unidades censales del censo agropecuario. Se muestra el porcentaje de cada categoría en cada unidad censal. RFP: Recursos Forrajeros Perennes, F y M: Forestación y Monte. A los efectos de la comparación, la clase RFP involucra las categorías del censo del 2000: campo natural, campo natural sembrado en cobertura, campo natural fertilizado y praderas implantadas. La categoría cultivos involucra a las categorías del censo: cultivos de huerta, cultivos cerealeros e industriales, cultivos forrajeros anuales, tierra arada, rastrojos; y en la clasificación presentada aquí, a las categorías Cultivo de Verano y Doble Cultivo. La clase F y M, incluye a las categorías del censo bosque natural y bosque artificial.

El mapa generado describe con un alto grado de exactitud (90 %) la ubicación de los recursos forrajeros perennes, sin embargo no permite discriminar entre diferentes tipos de recursos. El alto grado de variación existente en la fenología de los pastizales naturales (debida, por ejemplo, a la existencia de diferentes comunidades o diferencias en el manejo del pastoreo), los "mejoramientos" o las pasturas implantadas (debida, por ejemplo, al uso de diferentes especies /combinaciones de especies o al tiempo transcurrido desde la implantación del recurso), generó un

importante solapamiento en las firmas fenológicas, que dificultó su separación. Debido al tipo de aproximación utilizada, algunos recursos forrajeros (verdeos de invierno y de verano) fueron incorporados dentro de rubros agrícolas. La variación en las fechas de siembra y /o las diferentes especies sembradas, tanto en los verdeos como en los diferentes cultivos, generó una gran variación en las firmas fenológicas, permitiendo únicamente la separación en grandes categorías (invierno – verano), sin permitirnos reconocer si ese cultivo estacional estaba destinado a su consumo por el ganado. El aumento del tamaño de las bases de datos de información de campo, con las consecuentes mejoras en la Fenoteca Espectral en el futuro, podría permitir la discriminación de estos recursos.

Aunque no existen en Uruguay productos similares que permitan una comparación formal, el análisis de otras fuentes de datos permite contrastar los resultados de esta clasificación. Para los cultivos de verano, la clasificación presentada en este trabajo reporta algo más de 2 millones de hectáreas, número que prácticamente duplica el área estimada con cultivos de verano en la encuesta agrícola primavera-verano 2011, de DIEA-MGAP. Estas diferencias son bastante menores si tenemos en cuenta que la encuesta agrícola de DIEA-MGAP no incluye en sus resultados al cultivo de arroz (cerca de 200.000 hectáreas en la última campaña) y que la categoría Cultivos de Verano en nuestra clasificación incluye también a los verdeos de verano. Según las declaraciones juradas de DICOSE, durante el 2011 hubo poco más de 500.000 hectáreas de cultivos forrajeros anuales.

En el caso de la categoría Doble Cultivo, la clasificación presentada reporta aproximadamente 1,2 millones de hectáreas. Si bien la categoría Doble Cultivo no existe en la encuesta agrícola de DIEA-MGAP, la superficie estimada con cultivos de invierno fue de algo más de 700 mil hectáreas. Según la información relevada a campo y analizada a partir de sus firmas fenológicas, prácticamente en todos los lotes con agricultura de invierno (cultivos o verdeos) se realizó una siembra de verano (cultivo o verdeo). Si a las 700 mil hectáreas estimadas por DIEA-MGAP le sumamos las 500 mil hectáreas de cultivos forrajeros anuales declarados en la DICOSE, los valores absolutos para esta categoría son similares.

Recientemente, las estimaciones del área sembrada con los diferentes cultivos por parte de la encuesta agrícola de la DIEA, han sido cuestionadas. Hoffman et al (2013) discuten las superficies reportadas por la encuesta, contrastando los resultados con otras fuentes de datos, fundamentalmente de la Oficina de Programación y Política Agropecuaria (OPYPA). Por ejemplo, Souto (2012a) estima una superficie sembrada con soja (a partir de los volúmenes exportados e importados, las existencias de granos y el rendimiento promedio por hectárea) de 1.151.000 ha, un número sensiblemente superior a las 876.000 ha reportadas por la encuesta agrícola. En el caso de los otros cultivos de verano importantes, maíz y sorgo, Methol (2012) calcula la superficie potencial sembrada a partir de la importación de semillas (considerando el maíz y sorgo tanto para grano seco, como para silos de grano húmedo). Estas

estimaciones arrojan un área potencial sembrada de 146.560 ha para maíz (frente a las 124.000 reportadas por DIEA) y de 282.000 ha para sorgo (frente a las 88 mil reportadas por DIEA). Según los trabajos de OPYP, estos tres cultivos de verano suman más de 1.500.000 hectáreas, un 50% más que lo reportado por DIEA, y un número bastante más parecido a los resultados de nuestro mapa (sobre todo teniendo en cuenta que otros verdes de verano, como la moha o el sudangrás, no están incluidos en esa superficie). En el caso de los cultivos de invierno, Souto (2012b) estima una superficie sembrada (a partir del rendimiento promedio y de las exportaciones e importaciones de grano y harina) de 782.824 ha, un 40% más que lo reportado por DIEA. Para la cebada, Hoffman et al (2013) reportan las divergencias entre la Mesa Nacional de Entidades de Cebada Cervecera y la encuesta agrícola de la DIEA, que para la campaña agrícola 2011, reportaban 116.000 y 105.000 ha. respectivamente. Sumando estos dos cultivos de invierno, las diferencias con la encuesta agrícola de la DIEA son cercanas al 30 %. En la clasificación presentada en esta tesis, la fase invierno de la categoría doble cultivo, incluye además verdes de invierno relativamente importantes en términos territoriales, como el raigrás, la avena o el trigo forrajero. Las diferencias entre las estadísticas de DIEA y las de otras fuentes de datos reportadas por Hoffman et al (2013) son adjudicadas principalmente a dificultades en la metodología utilizada por la DIEA, donde el diseño muestral de la encuesta agrícola podría no estar captando los cambios de una agricultura especialmente dinámica y en crecimiento. Cabe resaltar que, además de estas diferencias, las categorías definidas en nuestro mapa incluyen una serie de cultivos, fundamentalmente verdes, no incluidos en las cifras oficiales de la DIEA.

En la clasificación presentada, el área cubierta con forestación y monte nativo se encuentra cercana a los 2 millones de hectáreas. El último trabajo publicado por la Dirección Forestal (MGAP) reporta una superficie cubierta por bosques (naturales e implantados) de algo más de 1,7 millones de hectáreas según un relevamiento satelital realizado con imágenes del año 2004 (Echeverría, 2010). Una actualización de la cartografía forestal realizada por la Dirección Forestal con imágenes Landsat del 2011, muestra un descenso en esa superficie reportando algo más de 1,5 millones de hectáreas (Dirección Nacional Forestal, 2012). Nuestros resultados no sólo no marcan una disminución, sino un aumento en la superficie registrada con imágenes del año 2004.

Si comparamos el mapa resultante con la otra cartografía publicada a nivel nacional, el mapa generado por los ministerios de Ganadería Agricultura y Pesca (MGAP) y Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente (MVOTMA) (Cal et al., 2011) reporta, a partir de imágenes de los años 2007 y 2008, algo más de 4,5 millones de ha. de la categoría Áreas terrestres cultivadas y manejadas (categoría dominada por los cultivos, la forestación y las praderas implantadas). En nuestro trabajo, con imágenes de la campaña agrícola 2011-2012, la suma de las categorías Cultivos de Verano, Doble Cultivo y Forestación y Monte representa algo más de 5 millones de ha.

Esta suma no incluye a las pasturas implantadas que se encuentran en la categoría Recursos Forrajeros Perennes, mientras que la categoría Áreas terrestres cultivadas y manejadas no incluye al monte nativo, que sí queda incluido en nuestra categoría Forestación y Monte (imposibles de discriminar debido a la similitud de las firmas fenológicas).

Finalmente hay que tener en cuenta que, dada la reducida resolución conceptual de la clasificación presentada (solo cuatro categorías de uso/cobertura del suelo), varios usos/coberturas del suelo marginales en términos territoriales pueden estar engrosando algunas de las categorías (horticultura, fruticultura, etc). Otro aspecto a tener en cuenta es que dada la resolución espacial utilizada (250x250 m), un número importante de píxeles cubre porciones del territorio con más de un uso del suelo, con respuestas fenológicas inciertas y por tanto potenciales errores de clasificación.

2.5 Conclusiones

El método desarrollado es una alternativa rápida, repetible, evaluable y de bajo costo para describir el uso/cobertura del suelo sobre áreas extensas y para monitorear su cambio a lo largo del tiempo. Por otro lado, el protocolo de clasificación utilizado tiene el potencial de determinar el área sembrada con cultivos antes del final de cada zafra. En este trabajo utilizamos 20 fechas de imágenes MODIS, probablemente realizar las clasificaciones con 18 fechas no alteraría significativamente los resultados y permitiría contar con información del área sembrada a comienzos de febrero. Dicha información sería particularmente útil para generar pronósticos del volumen cosechado, planificar el almacenamiento o analizar la presión esperada sobre la infraestructura vial.

La clasificación realizada es una de las primeras descripciones de uso/cobertura del suelo que cubre todo el territorio uruguayo y que presenta altos niveles de exactitud. Si bien el producto generado posee escasa resolución conceptual, da cuenta de forma espacialmente explícita del reciente fenómeno de agriculturización ocurrido en Uruguay en los últimos años, y el consecuente retroceso de la superficie con recursos forrajeros. La información generada es de gran utilidad tanto para la toma de decisiones en el sector agropecuario como para su uso como insumo en modelos de funcionamiento ecosistémico a nivel nacional.

La ampliación continua de la Fenoteca Espectral en próximas campañas agrícolas, así como la inclusión en los árboles de decisión de otras variables ambientales (elevación, pendiente, tipo de suelo, etc.), podrían mejorar la resolución conceptual de los mapas generados, discriminando dentro de las categorías aquí cartografiadas. Alternativas para la mejora de la Fenoteca Espectral, así como los potenciales efectos del clima sobre las clasificaciones con esta aproximación son consideradas en los capítulos 4 y 6.

Capítulo 3: Discriminación de la densidad de arbustos en pastizales subhúmedos a partir de información espectral

3.1 Introducción

El aumento en la densidad, cobertura y biomasa de arbustos y árboles en pastizales ha sido un fenómeno ampliamente reportado durante la última década (Van Auken, 2000; Brigs et al., 2005; Gibbens et al., 2005; Maestre et al., 2009; Van Auken, 2009). Este proceso, ocurre prácticamente en todo el mundo (Eldridge et al., 2011), desde pastizales desérticos (ver por ej., Schlesinger et al., 1990) hasta sub-húmedos y húmedos (ver por ej.: Brigs et al., 2005, Gartzia et al., 2014). Las causas propuestas para explicar el aumento de la cobertura de arbustos incluyen cambios en el clima (Knapp et al., 2008; D'Odorico et al., 2010), la concentración de CO₂ o la deposición de nitrógeno (Archer, 2010), pero fundamentalmente, las prácticas de uso del suelo (presión de pastoreo, tipo de ganado, régimen de fuegos, etc) (Archer et al., 1995; Van Auken., 2000; Briggs et al., 2005).

La arbustización en pastizales trae aparejadas gran cantidad de consecuencias ecológicas y económicas. Una serie de síntesis sobre los efectos de la arbustización en pastizales reportan un descenso en la productividad primaria neta aérea (PPNA) en zonas áridas, y aumentos muy importantes en zonas semiáridos y sub-húmedas (Barger et al., 2011); aumentos en el carbono y nitrógeno del suelo (Eldridge et al., 2011; Baerger et al., 2011); y disminuciones en la diversidad (Ratajczak et al., 2012). En términos económicos, la presencia de arbustos en altas densidades suele verse como un problema por los productores agropecuarios. Esto se debe a que el estrato arbustivo compite por los recursos (luz, agua, nutrientes) con el estrato herbáceo y a las dificultades que genera el estrato arbustivo para el manejo del ganado (Pyke & Archer, 1991; Campbell & Stafford Smith, 2000).

Los pastizales sub-húmedos como los de Uruguay se caracterizan por la presencia de arbustos en mayor o menor densidad. En condiciones de pastoreo el estrato arbustivo está mayoritariamente representado por la llamada "chirca de campo" (*Acanthostyles bunnifolium*, antes *Eupatorium bunnifolium*) (Del Puerto, 1987; Bayce & Del Puerto, 1989). En qué medida la presencia de arbustos en nuestros pastizales responde a cuestiones de manejo agropecuario (cargas de ganado, relaciones lanar-vacuno, campos laboreados y luego abandonados, etc.) o a procesos naturales, es una pregunta aún no completamente respondida. Altesor et al. (2006), reportan aumentos en la cobertura de arbustos con la exclusión del pastoreo; sin embargo, se desconoce como la historia previa puede influir en la presencia de arbustos y su densidad. Saber dónde crecen o no los arbustos, si la cantidad de arbustos en los pastizales uruguayos está en aumento o retroceso, y/o a qué tasa cambia la cobertura de arbustos en estos pastizales, permitiría plantear hipótesis acerca de los factores que controlan su distribución.

Un primer paso para evaluar las posibles causas de la arbustización en nuestro país y cuáles son sus controles y consecuencias a escala regional, es determinar su

ubicación en el espacio. Cuando queremos generar cartografías sobre los recursos naturales de un determinado territorio, las diferentes densidades en la cobertura de arbustos representan un problema metodológico. La conversión de pastizales a arbustales genera paisajes heterogéneos que desafían la mayor parte de las técnicas de teledetección que buscan cuantificar los diferentes tipos de cobertura o los cambios en la cobertura del suelo. En los sistemas de pastizal con diferente grado de arbustización, los píxeles puros de un tipo estructural determinado son raros y lo más común es que un píxel mezcle las señales correspondientes al suelo, los restos vegetales secos, la madera y el follaje (Wessman et al., 2004). A densidades relativamente bajas, la respuesta espectral de la cobertura de arbustos suele mezclarse con la de la matriz de pastizal que lo rodea, y únicamente se separa espectralmente cuando las diferencias fisonómicas son muy marcadas (parches densos relativamente grandes) (Wessman et al., 2004). Si bien las cartografías que dan cuenta de la densidad de arbustos a partir de fotos aéreas, donde las copas de los árboles y arbustos individuales son fácilmente identificables, son comunes en la literatura (ver por ej.: Brown & Carter, 1998; Hudak & Wessman 1998; Briggs et al., 2005), las realizadas a partir de imágenes de satélite son muy poco frecuentes. Algunos trabajos separan coberturas del suelo discretas en grandes clases como pastizal, arbustal y bosque (ver por ej., Gartzia et al., 2014). Aquellos trabajos que cuantifican densidades variables de arbustos mediante imágenes de satélite están realizados en pastizales áridos y semiáridos, donde en algún momento del año el componente leñoso todavía está verde, mientras que el herbáceo está senescente. Por ejemplo Lu et al. (2003), aprovechan estas diferencias fenológicas de los sistemas áridos y semiáridos para separar la contribución del estrato leñoso y el herbáceo en series temporales de IVN y estimar la cobertura de los diferentes componentes. Con una aproximación similar, Blanco et al. (2016), estiman la productividad, exclusivamente del estrato herbáceo, en arbustales del chaco. En pastizales sub-húmedos como los de Uruguay, con una alta cobertura del suelo y densidades muy variables de la cobertura de arbustos, tanto el estrato herbáceo como el arbustivo son fotosintéticamente activos durante todo el año, por lo que las aproximaciones clásicas para determinar la cobertura de arbustos no parecen apropiadas. La teledetección hiperespectral puede ser una alternativa para lograr discriminar los arbustos de la matriz de pastizal en la que están inmersos.

La teledetección hiperespectral es un tipo particular de teledetección donde la energía de onda corta reflejada por una superficie, es medida en porciones estrechas y continuas del espectro electromagnético. El término se usa en oposición de los sensores multispectrales, como los montados a bordo de satélites de amplio uso como Landsat, ASTER o SPOT. Estos sensores recogen información de la energía reflejada por una cubierta en diferentes porciones relativamente anchas (50-350 nm.) y discontinuas del espectro electromagnético. En estos casos el valor que recoge el sensor representa el comportamiento espectral de una región grande del espectro electromagnético y puede esconder diferencias importantes en la respuesta espectral

relacionadas con la composición de la vegetación, su actividad bioquímica o fisiológica (Ollinger et al., 2011). La información recogida por sensores hiperespectrales ha sido utilizada para analizar varios aspectos de la vegetación, como la estructura (Asner et al., 1998a; Asner et al., 2010), características bioquímicas (Ustin et al., 2009; Kokaly et al., 2009) o el estado hídrico (Peñuelas et al., 1997, Serrano et al., 2000).

Existen varios trabajos que intentaron discriminar entre diferentes especies o comunidades vegetales a partir de información hiperespectral, con diferente grado de éxito según el sistema analizado y las técnicas utilizadas. En estudios de laboratorio varios trabajos intentaron discriminar entre diferentes especies y/o comunidades vegetales (Atkinson et al., 1997; Gausman & Allen, 1973; Cochrane, 2000; Schmidt & Skidmore, 2001; Irisarri et al., 2009) identificando si existen o no diferencias espectrales, y a que características bioquímicas o biofísicas respondían esas diferencias. En estudios de campo, a nivel de todo el dosel existen ejemplos que discriminaron entre diferentes tipos de bosques (Gong et al., 1997; Ustin & Xiao, 2001), sistemas herbáceos (Lewis, 1994; Feyaerts & Gool, 2001) o humedales (Schmidt & Skidmore, 2003; Rosso et al., 2005).

Existen también algunos ejemplos para discriminar la cobertura de arbustos a partir de información hiperespectral, pero fundamentalmente en zonas desérticas o semidesérticas. Asner et al. (1998a), estudiaron el comportamiento espectral de una gran variedad de especies de gramíneas y arbustos a partir de sensores hiperespectrales, detectando diferencias significativas entre estas dos formas de vida pero no diferencias entre especies y géneros. Roberts et al. (1998), lograron cartografiar los principales tipos funcionales de plantas en un ecosistema de chaparral. Según la revisión realizada, no existen antecedentes que caractericen el comportamiento espectral de los arbustos en pastizales sub-húmedos como los del Río de la Plata, ni de técnicas que permitan discriminar la cobertura de arbustos de la matriz de pastizal en la que está inmerso, a partir de información espectral.

El objetivo general de esta sección de la tesis es caracterizar el comportamiento espectral del arbusto *Acanthostyles bunnifolium*, el arbusto más común en los pastizales uruguayos, y generar técnicas que permitan su discriminación de la matriz de pastizal en la que está inmerso. Los objetivos específicos son:

- Caracterizar el comportamiento espectral de *Acanthostyles bunnifolium* a partir de sensores hiperespectrales
- Determinar qué características fisonómicas y bioquímicas de los arbustos nos permiten diferenciarlos espectralmente del estrato herbáceo.
- Determinar si alguna de estas características varía estacionalmente, o sea, si existen variaciones fenológicas que aporten información a su discriminación espectral.
- Determinar que porciones del espectro electromagnético son más importantes para la discriminación de arbustos.
- Generar modelos que den cuenta de las variaciones en la densidad/abundancia de

arbustos en pastizales.

- Evaluar el potencial de los modelos generados para su utilización con sensores a bordo de satélites y su aplicación para cartografiar densidades variables de arbustos.

Las hipótesis que guían este trabajo son:

- La mayor resolución espectral de los sensores hiperespectrales permitirá detectar características propias de los arbustos que permitan su discriminación del estrato herbáceo
- Dada la mayor diferencia en la composición de los tejidos, el componente leñoso de los arbustos será una de las características que más contribuirá a la separación de los arbustos del resto del tapiz.

3.2 Materiales y métodos

3.2.1 Zona de estudio

El estudio se llevó a cabo en el establecimiento "El Relincho", ubicado en el Departamento de San José, región centro-sur de Uruguay (34°20'S, 56°58'O). Este establecimiento se encuentra en la región de los Campos del Sur, en los Pastizales de Río de la Plata (Soriano, 1991). En esta región el pastoreo suele generar un tapiz vegetal de dos estratos, uno bajo y denso de menos de 5 cm. de altura y otro estrato alto, de menor densidad, conformado por gramíneas erectas de alto porte y pequeñas leñosas (Soriano, 1991). El promedio anual de lluvia para la zona de estudio es de 1099 mm, mientras que el promedio anual de temperatura es de 17.4 °C (Dirección Nacional de Meteorología). El establecimiento abarca aproximadamente 400 hectáreas destinadas a la ganadería extensiva. Si bien el predio tiene una historia de actividades agrícolas, hace aproximadamente 30 años que presenta pastoreo de ovinos y vacunos ininterrumpido sobre pastizales naturales. En este mismo establecimiento se han realizado varios trabajos de investigación en ecología de pastizales (ver por ej.: Altesor et al., 2005; Altesor et al., 2006; Piñeiro et al., 2009). El experimento se llevó a cabo en un área de 2000 m², ubicada en un área alta plana, sobre un suelo de tipo Vertisol rúptico (Altamirano et al., 1976). El potrero en el cual se realizó el experimento abarca aproximadamente 100 hectáreas y durante el transcurso del experimento presentó una carga ganadera promedio de 0.4 UG/ha.

3.2.2 Diseño experimental

Los muestreos se realizaron de forma estacional, abarcando todo un año

fenológico, durante el periodo julio 2011 – mayo 2012: invierno 2011 (12 de julio) primavera 2011 (15 de octubre), verano 2012 (11 de febrero), otoño 2012 (30 de mayo). En cada periodo de muestreo se seleccionaron al azar aproximadamente 10 parcelas con diferente grado de arbustización, eligiendo plantas de arbusto con una altura máxima de 50 ó 60 cm (de forma de que el arbusto quedara incluido en el área medida por el sensor). Cada una de las parcelas seleccionadas se utilizó para medir 4 densidades diferentes de arbustos mediante la remoción sucesiva de una porción de la biomasa de arbustos (todo el arbusto, 2/3 del arbusto 1/3 del arbusto y sin arbusto). Esto dio como resultado entre 30 y 40 parcelas con diferentes densidades de arbustos en cada estación del año analizada.

3.2.3 Medidas de radiómetro

La radiación reflejada por la vegetación fue mediada con un espectroradiómetro hiperespectral portátil ASD FieldSpec® Pro FR (ASD Inc., Boulder, CO, USA). Este sensor registra la radiación reflejada por las diferentes cubiertas entre los 350 y los 2500 nm. La resolución espectral del sensor varía en función de la porción del espectro electromagnético considerada, siendo de 1,4 nm entre los 350 y 1000 nm, y de 2nm entre los 1000 y los 2500 nm. El software pre instalado del equipo remuestra los datos proporcionando un valor de energía reflejada a intervalos de 1 nm.

El perfil hiperespectral (curva de energía reflejada en función de la longitud de onda) de cada parcela se obtuvo posicionando la fibra óptica del sensor en el nadir, con un campo de visión (FOV: field-of-view) de 25°, a 1,5 metros de altura. Esto da como resultado un área observada circular que a nivel del suelo tiene 33 cm de radio. Todas las medidas con el radiómetro fueron realizadas en condiciones de cielo claro (ausencia de nubes) y más-menos una hora del mediodía solar de cada estación. De esta manera se minimizan las posibles perturbaciones atmosféricas y los efectos de reflectancia bidireccional (Darvishzadeh et al., 2008). Cada perfil hiperespectral resultó del promedio de 10 medidas. Se utilizó una "superficie blanco" de sulfato de bario ($BaSO_4$) de reflectividad conocida para optimizar el instrumento previo a cada medición y para transformar los valores de radiancia en valores de reflectancia (% de la energía reflejada).

3.2.4 Procesamiento de muestras de campo

Luego de las mediciones radiométricas toda la biomasa de las parcelas fue cosechada y llevada al laboratorio. Durante la cosecha se dividieron los diferentes componentes del tapiz en bolsas diferentes, separando arbustos (*Acanthostyles bunifolium*) de herbáceas, y adicionalmente, separando otros tres componentes

conspicuos del tapiz: carqueja (*Baccharis trimera*), cardilla (*Eryngium horridum*) y otros arbustos (incluye cualquier otro arbusto que no sea *Acanthostyles Bunifolium*). En el laboratorio, toda la biomasa cosechada en el campo fue secada en estufa a 70 °C hasta obtener peso constante. Los componentes arbustos, carqueja y otros arbustos fueron separados en hojas y leño; mientras que los componentes herbáceo y cardilla se separaron en tejidos verdes y tejidos secos.

3.2.5 Análisis de datos

Preprocesamiento

Se realizaron una serie de pasos para minimizar el ruido de la señal. Los datos de varias porciones del espectro electromagnético de los diferentes perfiles hiperespectrales fueron eliminados debido al elevado nivel de ruido atmosférico, principalmente por absorción del vapor de agua. Las regiones eliminadas comprenden las porciones del espectro electromagnético entre 1350 - 1449; 1780 – 2029 y 2350 - 2500. Los valores de reflectancia a intervalos de 1 nm fueron promediados de a 10 logrando un ancho de banda de 10 nm. De esta manera se disminuye la cantidad de datos y el ruido de la señal. Por otro lado, permite simular el ancho de banda del sensor hiperespectral Hyperion a bordo del satélite EO-1 y evaluar su capacidad para la discriminación de los arbustos a partir de imágenes de satélite. Los datos espectrales pre procesados finales incluyen 140 muestras, en 4 estaciones de muestreo, con valores de reflectancia a intervalos de 10 nm entre los 350 y 2500 nm, que excluyendo las porciones eliminadas por ruido, comprenden 165 “bandas” o porciones del espectro electromagnético. De aquí en más, la nomenclatura de cada banda de 10 nm de ancho, responde al centro del ancho de banda considerado. Por ejemplo, la banda que promedia la reflectancia entre 350 y 359 nm, lleva el nombre de 354.

Las firmas espectrales construidas con los valores de reflectancia poseen una forma y características de absorción fácilmente reconocibles y bien establecida para diferentes superficies, pero suelen ser sensibles a dispersión de la radiación dependiente de la longitud de onda (Thulin et al., 2012). Una alternativa para mejorar la capacidad de discriminación es aplicar diferentes transformaciones a los valores de reflectancia para intentar mejorar la capacidad de discriminación de una señal en particular. Thulin et al. (2012), resumen las principales características y ventajas de las diferentes transformaciones usadas en este trabajo:

- Primera (Der1) y segunda derivada de la reflectancia (Der2). Estas tienen como ventaja un aumento de la señal en las regiones espectrales con cambio, una disminución en la dispersión diferencial y remueven parte de los efectos generados por la variación de la señal correspondiente al suelo y las diferencias en iluminación.
- Pseudo-absorbancia, calculado como el logaritmo de 1/reflectancia ($L_{10}(1/ref)$). Es una

transformación usada frecuentemente por tener una relación casi lineal con la concentración de los diferentes compuestos químicos que absorben la radiación.

- Primera derivada de la pseudo-absorbancia (Der $L_{10}(1/ref)$). Posee propiedades similares a las transformaciones anteriores.

- Centrado y escalado (Cent & Scale). A los valores de reflectancia se les restó la media y se dividieron por el desvío estándar de todos los casos en cada longitud de onda. Esta opción permite interpretar los resultados en términos de su variación con respecto a los valores medios.

Regresión por mínimos cuadrados parciales

Debido a la gran cantidad de datos relevados por los sensores hiperespectrales y a la alta redundancia y correlación entre las bandas es necesario reducir el volumen de datos. Entre las diferentes alternativas al análisis de datos hiperespectrales, los modelos de regresión por mínimos cuadrados parciales (PLSR por sus siglas en inglés: Partial Least Square Regresions) aparecen como una de las mejores. La técnica de PLSR es una extensión del análisis de regresión múltiple en la cual se analizan los efectos de combinaciones lineales de varias variables predictoras sobre una (o varias) variable dependiente. Es una técnica de compresión de datos relacionada con el Análisis de Componentes Principales y las Regresiones de Componentes Principales, que reduce el alto número de variables espectrales medidas en unas pocas variables latentes o factores no correlacionados, mientras maximiza la co-variación de la(s) variable(s) de interés (Geladi & Kowalski, 1986; Cho et al., 2007; Darvishzadeh et al., 2008; Carrascal et al., 2009). Las variables o factores latentes representan la información relevante en los perfiles hiperespectrales medidos y son usadas para predecir la(s) variable(s) dependiente (en este caso, la biomasa de arbustos) (Darvishzadeh et al., 2008). Los modelos PLSR son especialmente útiles cuando el número de variables predictoras es igual o superior al número de observaciones (sobreajuste) y/o cuando las variables predictoras están muy correlacionadas (Carrascal et al., 2009); ambas situaciones muy comunes en el análisis con datos hiperespectrales. Como en las regresiones múltiples, el propósito de PLSR es construir un modelo lineal:

$$Y = Xb + E$$

donde Y es un vector con la variable de interés (por ej., la biomasa de arbustos), X es una matriz con los valores de reflectancia por banda espectral (longitud de onda), b es la matriz que contiene los coeficientes de regresión y E la matriz de residuales.

Información adicional sobre el análisis PLSR puede verse en Geladi & Kowalski (1986).

Los análisis PLSR fueron realizados con los valores de reflectancia o sus transformaciones, como variables dependientes y con la biomasa de arbustos (contemplando por separado hojas y leño o usando la suma de ambas) como variable de respuesta. Se generaron modelos para cada estación y modelos para la totalidad de

los datos. Los modelos PLSR se realizaron con validación cruzada completa (todos menos uno), donde cada muestra es excluida una vez y usada para predicción. La calibración de los modelos PLSR y el cálculo de las estadísticas de predicción se realizaron con el promedio de todas las corridas. El resultado de cada análisis PLSR con validación cruzada completa es un modelo con el número óptimo de factores latentes basado en el balance entre la reducción del error de predicción y la maximización de la varianza explicada. La selección del mejor modelo PLSR para cada transformación y componente del tapiz analizado y el análisis de la importancia relativa de cada variable independiente se llevó a cabo mediante la metodología propuesta por Chen et al. (2009). El proceso iterativo de desarrollo del modelo es el siguiente:

Paso 1): Se generó un modelo inicial mediante PLSR que contempla todas las variables independientes (la reflectancia de cada banda o sus transformaciones). Este modelo inicial fue evaluado mediante el cálculo del r^2 y el error cuadrático medio de predicción (RMSEP por sus siglas en inglés: Root Mean Square Error of Prediction), calculados mediante validación cruzada completa de las muestras, donde r^2 muestra la bondad de ajuste entre los valores predichos y estimados de la variable independiente y RMSEP muestra la predictibilidad del modelo. El RMSEP se define como el error promedio de predicción, expresado en las mismas unidades de medida que la variable independiente y se calculó de la siguiente manera:

$$RMSEP = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (Y_i - \hat{Y}_i)^2}{n}}$$

donde n es el número de muestras de validación, Y_i es el valor medido de la variable dependiente para la muestra i (i.e.: cantidad de arbustos) e \hat{Y}_i es el valor predicho para la variable dependiente para la muestra i , cuando el modelo está construido sin la muestra i . El RMSEP fue utilizado también para seleccionar el número óptimo de factores latentes, dejando de incluir factores latentes cuando la reducción en el RMSEP fue menor al 2%. La selección de las variables X más importantes (i.e.: las longitudes de onda más importantes en la predicción de la biomasa de arbustos) se realizó a través del test de incertidumbre de Martens (Martens' uncertainty test), basado en el procedimiento Jackknife. Este método selecciona las variables independientes significativas mediante el análisis de la estabilidad de los coeficientes de regresión mediante una prueba t de Student.

Paso 2): Luego de la selección de las variables independientes significativas, se generó un nuevo modelo PLSR al que nuevamente se le aplicó el test de Martens para la selección de nuevas variables significativas. Este procedimiento se aplicó varias veces hasta que todas las variables independientes del modelo fueron estadísticamente significativas. Luego del proceso iterativo de selección de variables significativas, se seleccionó el modelo con mayor r^2 y menor RMSEP. Los modelos PLSR fueron realizados con el software Unscrambler 9.7 (CAMO Software AS, Oslo, Norway).

Los modelos para las diferentes transformaciones y los diferentes componentes

del arbusto (hojas, leño y suma de hojas y leño) fueron comparados entre sí mediante el coeficiente de determinación (r^2), el error cuadrático medio de predicción (RMSEP), la pendiente, y el cociente entre el desvío estándar (SD) de la biomasa de arbustos y el RMSEP (SD/RMSEP). El cociente SD/RMSEP es una modificación del cociente entre el desvío estándar de la muestra y el error de predicción corregido por el sesgo, desarrollado para espectroscopia de laboratorio (Sanchez et al., 2013) y representa cuán grande es el error de predicción teniendo en cuenta la variabilidad de los datos. Algunos trabajos reportan que un valor de $SD/RMSEP \geq 2$ podría proporcionar un excelente modelo de calibración, ya que la variabilidad de la diferencia entre los valores estimados y medidos es la mitad (o menos) que el SD de los datos medidos (Chang et al., 2001; Dunn et al., 2003; Cohen et al., 2005; Sanches et al., 2013).

La importancia relativa de las variables x seleccionadas fue interpretada a través del índice de importancia de las bandas (Band Importan Index: BII) propuesto por Chen et al. (2009). BII considera dos componentes, por un lado el factor de carga (loading weigth: W) de la variable X en cada factor latente seleccionado, y por otro, la varianza explicada por cada factor latente en la variable Y . BII está definido por:

$$BII_i = \sum_{j=i}^{FL} (S_j \times W_i^j)^2$$

donde FL es el número de factores latente seleccionados, S_j es la varianza explicada del FLj en la variable Y , y W_i^j es el factor de carga (loading weigth) de la variable X_i en el FLj . El análisis de la importancia relativa de las diferentes bandas se llevo a cabo con el mejor modelo seleccionado para cada componente del arbusto, para cada estación de crecimiento y considerando todos los datos juntos

3.2.6 Simulación de la capacidad de discriminación de otros sensores.

Como forma de evaluar la capacidad de discriminación de los arbustos a partir de sensores a bordo de satélites, los valores de reflectancia originales fueron promediados de forma de simular las longitudes de onda y los anchos de banda existentes en los sensores OLI (Operational Land Imager) a bordo del satélite Landsat 8 y MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) a bordo de los satélites Terra y Aqua. Se realizaron dos conjuntos de simulaciones para el sensor MODIS, la primera (MOD 500) se realizó con todas las bandas con resolución espacial hasta 500 metros (bandas 1 y 2 con resolución espacial de 250 m.; bandas 3-7 con resolución espacial de 500 m.) La segunda simulación (MOD 1000), se realizó contemplando todas las bandas del sensor (incluyendo a las bandas con resolución espacial de 1000 m.) que coincidían con la porción del espectro electromagnético relevada por el sensor de mano ASD. De esta manera se generaron dos conjuntos de modelos que tienen en cuenta la resolución espacial del sensor, previendo futuras aplicaciones. La Tabla 3.1 muestra las bandas y ancho de bandas simuladas en cada satélite. Para la simulación

de cada banda, todos los valores de reflectancia originales incluidos en cada banda fueron promediados. Los valores de reflectancia originales, promediados a intervalos de 10 nm que se explican más arriba simulan el número de bandas y los anchos de bandas del sensor hiperespectral Hyperion a bordo del satélite EO-1. Las reflectancias simuladas fueron sometidas a las mismas transformaciones y se generaron modelos de PLSR con la misma estructura y repitiendo los mismos pasos que los mencionados más arriba.

Tabla 3.1: Porciones del espectro electromagnético relevadas con el sensor hiperespectral ASD para la simulación de la capacidad de detección de arbustos con los sensores Landsat 8 y MODIS, se muestra el ancho de banda de cada banda y sensor, y el número de bandas del sensor hiperespectral ASD promediadas para su simulación (# bandas). *: La simulación de Landsat 8 no incluye a la banda 9 (Cirrus: 1360 - 1380 nm), debido a que se encuentra en la porción con elevado ruido atmosférico del sensor ASD excluida del análisis. **: La simulación del sensor MODIS incluye todas las bandas reflectivas del sensor (bandas 1-19), salvo la banda 26 (1360–1390) que se encuentra en la porción con ruido atmosférico del sensor ASD. Se excluyen todas las bandas emisivas del sensor (20-25 y 27-36) comprendidas entre los 3660 y los 14385 nm por estar fuera del rango de longitudes de onda abarcado por del sensor ASD.

Satélite	Banda	Res. Espacial (m)	Ancho (nm)	# bandas
Landsat 8*	1 (Coastal)	30	430 - 450	21
	2 (Blue)	30	450 - 510	61
	3 (Green)	30	530 - 590	61
	4 (Red)	30	640 - 670	31
	5 (NIR)	30	850 - 880	31
	6 (SWIR1)	30	1570 - 1650	81
	7 (SWIR2)	30	2110 - 2290	181
	8 (Pan)	15	500 - 680	181
MODIS**	1	250	620–670	51
	2	250	841–876	36
	3	500	459–479	21
	4	500	545–565	21
	5	500	1230–1250	21
	6	500	1628–1652	25
	7	500	2105–2155	51
	8	1000	405–420	16
	9	1000	438–448	11
	10	1000	483–493	11
	11	1000	526–536	11
	12	1000	546–556	11
	13	1000	662–672	11
	14	1000	673–683	11
	15	1000	743–753	11
	16	1000	862–877	16
	17	1000	890–920	31
	18	1000	931–941	11
	19	1000	915–965	51

3.2.7 Capacidad de detección cualitativa

Para evaluar la capacidad de discriminación de la cantidad de arbustos en términos cualitativos se utilizaron dos aproximaciones. Por un lado, los valores de biomasa de arbustos medidos a campo y los estimados por los modelos de PLSR originales, se transformaron en variables ordinales (densidad de arbustos alta, media y baja) y se compararon mediante matrices de contingencia y mediadas de asociación. Por otro lado se generaron clasificaciones de la densidad de arbustos en términos cualitativos a través de árboles de decisión intentado clasificar dos características de las parcelas experimentales: la densidad de arbustos (alta, media y baja) o la combinación entre el componente arbustivo y el herbáceo del tapiz.

La comparación de la densidad de arbustos medida y estimada en términos cualitativos se realizó utilizando los resultados de los modelos PLSR originales, seleccionando el modelo con mejores resultados (mayor r^2 , menor RMSEP, mayor SD/RMSEP) para cada estación de crecimiento y para todos los datos juntos. La discriminación cualitativa se evaluó exclusivamente considerando como indicador de la cantidad de arbustos a la biomasa de hojas. Se dividió la biomasa de hojas de *Acanthostyles bunifolium* en "alta" "media" y "baja" tanto para los datos medidos como para los estimados por PLSR (usando el mejor modelo para cada muestreo). La separación de los datos en tres categorías se realizó dividiendo los datos reales (medidos) a partir de los valores de los terciles (excluyendo del cálculo de los terciles a las parcelas que fueron sometidas a una remoción total de los arbustos): las parcelas con baja densidad son aquellas con biomasa de hojas por debajo del percentil 33; las de densidad media, entre el percentil 33 y el 66; y las de alta densidad, por encima del percentil 66. La variable densidad de hojas medida, y la estimada a través de los mejores modelos PLSR, fueron transformadas en variables ordinales y comparadas a través de tablas de contingencia, el estadístico Chi cuadrado y las medidas de asociación tau b de Kendal, coeficiente de correlación de Spearman y el coeficiente Kappa. La comparación en términos cualitativos se realizó con el software SPSS 20.

Para la detección cualitativa de la densidad de arbustos mediante árboles de decisión se clasificó a las parcelas de todos los muestreos juntos (N=140) según su densidad de arbustos dividiendo a las parcelas a partir de los terciles tal como se describe en el párrafo anterior. Los árboles de decisión se realizaron considerando a la biomasa (cualitativa) de arbustos como variable a clasificar y la reflectancia en las distintas longitudes de onda como variables predictoras continuas. Las clasificaciones cualitativas de la densidad de arbustos se realizaron únicamente considerando el componente hojas. Se utilizó la segunda derivada de la reflectancia ya que fue la transformación que mejor explicó los datos en los modelos de PLSR (se probaron árboles con los datos de reflectancia sin transformar, pero se obtuvieron peores resultados).

Los árboles de clasificación se generaron mediante el método de crecimiento

CHAID (Detección automática de interacciones mediante chi-cuadrado: CHI-square Automatic Interaction Detection) del software SPSS 20, ensayando diferentes criterios en la generación de los árboles. Los números de casos para los nodos parentales y terminales ensayados fueron 20 y 10, 10 y 5, y 6 y 3 respectivamente. El número de segmentos homogéneos en que se dividieron las variables predictoras fue 10, 25 y 50. En todos los casos los árboles se validaron por validación cruzada generando 25 diferentes submuestras de validación.

Adicionalmente se generaron clasificaciones que también tuvieran en cuenta el componente herbáceo de la parcela. Para ello se sumaron las biomazas de los componentes arbustivos (Chirca, Carqueja y otros arbustos) tanto hojas como leño, para definir el componente arbustivo, y la biomasa de los componentes herbáceos (herbáceo y cardilla) tanto tejidos verdes como secos, para definir el componente herbáceo. El tapiz de cada parcela queda descrito entonces en términos de dos componentes, el arbustivo y el herbáceo. Ambos componentes se transformaron a variables ordinales partir de los terciles como se explica más arriba, o a partir de la mediana, generando 3 o 2 categorías de cada componente respectivamente. La combinación de estas divisiones permite generar 9 o 4 clases, tal cual se detalla en la Tabla 3.2.

Tabla 3.2: Clases formadas a partir de la categorización de las parcelas según la biomasa de los componentes herbáceo y arbustivo del tapiz. Izquierda 9 clases, derecha 4 clases. Alto (High: H), medio (medium:M) y bajo (low:L). Arbustos (shrubs: S) herbáceas (grasses: G)

HS-HG	MS-HG	LS-HG	HS-HG	LS-HG
HS-MG	MS-MG	LS-MG	HS-LG	LS-LG
HS-LG	MS-LG	LS-LG		

Se generaron árboles de decisión con la clase como variable a clasificar y los valores de reflectancia en las distintas longitudes de onda como variables predictoras continuas, considerando todos los datos juntos (N=140). A efectos de la comparación, se utilizó la transformación usada en el mejor modelo PLSR para la combinación hojas mas leño analizando todos los datos juntos (segunda derivada de la reflectancia). Los arboles se generaron con el método de crecimiento CHAID ensayando clasificaciones con 9 y 4 clases y se probaron los mismos criterios en la definición de los arboles que en el apartado anterior.

3.3 Resultados

3.3.1 Descripción de las parcelas experimentales

Las parcelas analizadas tuvieron una biomasa (peso seco) de arbustos promedio de 66,3 g (55,6 g correspondientes a leño y 10,7 g correspondientes a hojas) con valores máximos de biomasa total de 321,4 g y valores mínimos de 0. Esto representa

una biomasa de arbustos promedio de 193,8 g/m², con un máximo de 939,6 g/m². La Tabla 3.3 muestra la descripción de los datos en términos de la biomasa de arbustos en los diferentes muestreos.

Tabla 3.3: Biomasa total (gr) de arbustos y sus distintos componentes en las diferentes estaciones del año y considerando todas las parcelas muestreadas a lo largo del año. M1: invierno; M2: primavera, M3: verano; M4: otoño.

Dataset	n	Comp	Min	Max	Mean	SD
M1	36	Hojas	0	18,5	4,3	4,6
		Leño	0	117,1	42,8	34,1
		Total	0	135,6	47,1	37,4
M2	32	Hojas	0	27,0	7,3	7,4
		Leño	0	289,4	69,3	69,2
		Total	0	315,6	76,6	75,4
M3	32	Hojas	0	83,1	20,5	20,8
		Leño	0	238,3	72,0	73,5
		Total	0	321,4	92,5	90,9
M4	40	Hojas	0	27,3	11,4	9,0
		Leño	0	144,1	43,0	39,6
		Total	0	171,3	54,4	47,0
Todos	140	Hojas	0	83,1	10,7	13,1
		Leño	0	289,4	55,6	56,6
		Total	0	321,4	66,3	66,4

La Figura 3.1 muestra los cambios en los perfiles espectrales promedio de las diferentes parcelas analizadas para las 4 condiciones, luego de las tres remociones sucesivas de biomasa de arbustos, para las cuatro estaciones del año analizadas. La Figura 3.2 muestra el cambio estacional de los perfiles espectrales promedio de las parcelas con la totalidad de arbustos (sin ninguna remoción). En el resto del capítulo se analizarán y discutirán las siguientes porciones del espectro electromagnético: visible (VIS, de 400 a 700 nm), borde rojo (BR, de 700-750nm), infrarrojo cercano (IRC, de 750 a 1300 nm), infrarrojo de onda corta 1 (IROC1, de 1300 a 1900 nm), e infrarrojo de onda corta 2 (IROC2, de 1900 a 2500 nm). La mayor parte de los perfiles de las parcelas muestran el comportamiento típico de la vegetación fotosintéticamente activa, con valores bajos de reflectancia en el visible (y máximos locales en la longitud de onda correspondiente al verde), un rápido cambio de la pendiente en los valores de reflectancia en el BR, valores altos en el infrarrojo cercano y una caída general de la reflectancia en el infrarrojo de onda corta. En términos generales, la mayor presencia de arbustos está asociada a valores menores de reflectancia en primavera y verano a lo largo de todo el espectro electromagnético analizado, y a valores mayores de reflectancia durante otoño e invierno, fundamentalmente en el IRC. La mayor separación de los perfiles espectrales para las diferentes densidades de arbustos ocurre en el verano y es máxima en el IROC1 y hacia el final del IRC (Fig. 3.1). La variación de los perfiles espectrales de las parcelas con todos los arbustos a lo largo del

año, viene dada por máximos locales mayores en el VIS, en la longitud de onda correspondiente al verde y valores mínimos en la longitud de onda correspondiente al rojo, durante el verano y el otoño. Estas características están acompañadas por valores mayores de reflectancia en el IRC en verano y otoño, mostrando una mayor actividad fotosintética de los arbustos durante estas estaciones (cabe resaltar que el muestreo primaveral, realizado el 15 de octubre, corresponde al inicio de la primavera). A lo largo del infrarrojo de onda corta hay una tendencia a menores valores de reflectancia en primavera y verano y valores mayores en invierno y otoño.

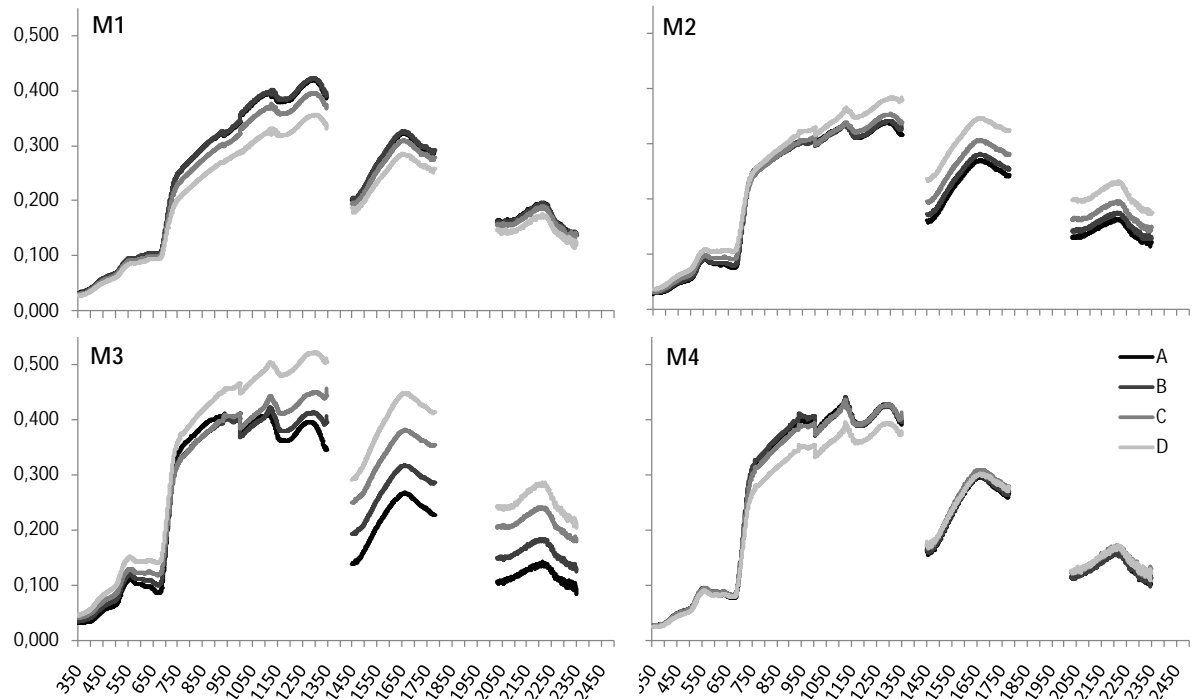


Figura 3.1: Perfiles espectrales promedio para las parcelas experimentales sometidas a remociones sucesivas de la biomasa de arbustos, para 4 estaciones del año. M1: invierno, M2: primavera, M3: verano, M4: otoño. A: perfiles promedio de las parcelas antes de la remoción de arbustos, B: perfiles promedio de las parcelas al remover aproximadamente un tercio de la biomasa de arbustos, C: perfiles promedio de las parcelas al remover aproximadamente dos tercios de la biomasa de arbustos, D: perfiles promedio de las parcelas luego de remover todos los arbustos presentes.



Figura 3.2: Perfiles espectrales promedio para las parcelas experimentales con todos los arbustos para las cuatro estaciones analizadas. 1: invierno, 2: primavera, 3: verano, 4: otoño.

3.3.2 Modelos cuantitativos mediante regresión por mínimos cuadrados parciales

Los modelos de regresión por mínimos cuadrados parciales (PLSR) generados para estimar la cantidad de arbustos (i.e.: biomasa) a partir de la energía reflejada por el tapiz en diferentes longitudes de onda, presentaron resultados variables en función del momento del año analizado y el componente del arbusto considerado (hojas, leño, hojas + leño). En prácticamente todos los casos, la selección de variables significativas mediante el test de Martens mejoró el desempeño de los modelos (mejoras en r^2 en promedio de 0,027, con un máximo de 0,19; mejoras en SD/RMSEP = 0,1, con un máximo de 1,21), generando a su vez modelos más simples (reducción promedio en el número de componentes principales: 0,4 y una reducción máxima de 6) La Tabla 3.4 muestra el mejor modelo generado para cada uno de los muestreos y para cada componente del arbusto considerado. El apéndice 3.1 muestra los resultados de los modelos PLSR utilizando todas las longitudes de onda y el mejor modelo considerando las variables significativas, para todas las transformaciones ensayadas. Si bien el valor del coeficiente de determinación de los modelos fue siempre bueno o muy bueno ($0,694 \leq r^2 \leq 0,926$), la capacidad predictiva fue generalmente baja (valores de SD/RMSEP generalmente inferiores a 2) (Tabla 3.4)

En términos generales, el análisis de los datos por estación de crecimiento llevo a mejores resultados que el análisis de todos los datos juntos. El verano (M3) fue el momento del año más adecuado para discriminar los arbustos del resto del tapiz, independientemente del componente del arbusto considerado; en todos los casos los modelos tuvieron altos valores de r^2 y buenos niveles de predictibilidad, con valores de SD/RMSEP superiores a 2. El peor momento del año para la discriminación de los arbustos fue el otoño, donde con ninguno de los componentes del arbusto considerado se alcanzo un valor de SD/RMSEP de 2.

Las hojas de los arbustos fueron el componente que permitió generar los mejores modelos predictivos en todos los casos. El modelo generado para el componente hojas + leño durante el verano, presentó valores ligeramente mayores de r^2 y SD/RMSEP que el modelo generado para hojas, pero presentó un número mucho mayor de componentes principales. Salvo para el muestreo otoñal y considerando todos los datos juntos, a partir del componente hojas siempre se generaron modelos con r^2 cercano a 0,9 y valores de SD/RMSEP superiores a 2.

En la mayor parte de los modelos generados para los diferentes muestreos y considerando diferentes componentes de los arbustos, las transformaciones aplicadas presentaron mejores resultados que los análisis realizados con los valores de reflectancia originales. En particular las transformaciones que implican la primera o segunda derivada de la reflectancia produjeron los mejores modelos en la mayoría de los casos (Tabla 3.4, Apéndice 3.1).

Tabla 3.4: Resultados de los mejores modelos de regresión por mínimos cuadrados parciales (PLSR) para los diferentes componentes del arbusto analizados (solo las hojas, solo el leño o considerando la suma de ambos), para cada estación de crecimiento (M1: invierno, M2: primavera; M3: verano, M4: otoño) y considerando todos los datos juntos. Transformaciones (Tranf): No, sin transformar; Der 1, primera derivada; Der 2, segunda derivada; L₁₀(1/ref), pseudo-absorbancia; Der 1 L₁₀(1/ref); primera derivada de la pseudo-absorbancia. RMSEP, error cuadrático medio de predicción (Root Mean Square Error of Prediction); r², coeficiente de determinación; SD/RMSEP, cociente entre el desvío estándar y el RMSEP; PCs, número de componentes principales (factores latentes).

Dataset	n	Comp	Tranf	RMSEP	r ²	SD/RMSEP	PCs
M1	36	Hojas	Der 1	1,883	0,909	2,44	3
		Leño	Der 1	22,972	0,822	1,48	2
		Total	No	22,217	0,862	1,68	6
M2	32	Hojas	Der 2	3,570	0,880	2,07	8
		Leño	Der 1 L ₁₀ (1/ref)	49,322	0,742	1,40	5
		Total	L ₁₀ (1/ref)	56,904	0,715	1,33	2
M3	32	Hojas	Der 1 L ₁₀ (1/ref)	8,117	0,922	2,57	3
		Leño	no	36,460	0,872	2,02	9
		Total	L ₁₀ (1/ref)	35,116	0,926	2,59	17
M4	40	Hojas	Der 1 L ₁₀ (1/ref)	5,428	0,860	1,66	4
		Leño	no	32,139	0,694	1,23	3
		Total	Der 1 L ₁₀ (1/ref)	35,935	0,748	1,31	3
Todos	140	Hojas	Der 2	6,959	0,831	1,89	8
		Leño	Der 1 L ₁₀ (1/ref)	43,125	0,703	1,29	4
		Total	Der 1 L ₁₀ (1/ref)	46,898	0,749	1,42	4

La Figura 3.3 muestra los valores de biomasa de arbustos predichos por el mejor modelo PLSR vs los valores de biomasa medidos a campo, para cada muestreo y para todos los datos juntos y considerando los diferentes componentes de los arbustos analizados. Los modelos que analizan la capacidad de predicción de la biomasa de arbustos considerando la suma de hojas y leño presentaron los peores resultados y no son incluidos en la figura.

Las bandas más importantes en la discriminación de los arbustos dependieron del componente del arbusto analizado y en menor medida, del momento del año considerado. La Figura 3.4 muestra los valores del índice de importancia relativa de las bandas (BII) para discriminar la biomasa de arbustos a partir de las hojas o el leño, para los diferentes momentos del año y considerando todos los datos juntos. Para la discriminación de los arbustos a partir del componente hojas, las bandas más importantes se ubicaron en el visible (VIS: 400-700 nm), el "borde rojo" (BR: 700-750 nm) y el infrarrojo de onda corta (IROC: 1300-2500 nm), fundamentalmente en su porción cercana (IROC1: 1300-1900 nm); el análisis de importancia de las bandas prácticamente no incluyó bandas en el infrarrojo cercano (IRC: 750-1300 nm) ni en la porción lejana del infrarrojo de onda corta (IROC2: 1900-2500 nm). En los dos primeros muestreos (invierno y primavera) las bandas en VIS y el BR fueron más importantes en la discriminación de los arbustos a partir de las hojas, mientras que en los dos últimos muestreos y considerando todos los datos juntos, fueron más importantes las bandas en la IROC1. Para el muestreo invernal las bandas más informativas fueron, en orden

de importancia, los 714 nm en BR; 504-524 en la porción verde del VIS; 1494 nm y 1314 nm en IROC1 y 854 nm en IRC. El muestro primaveral presentó resultados similares, con las bandas más informativas a los 724 nm (BR); 544-564 nm y 514 nm (verde, VIS) 1284-1294 (fin del IRC) y 2094 en IROC2. En el caso del muestreo estival, las bandas más importantes fueron 1344, 1454 en IROC1, 678-704 (rojo, VIS) y 384-414 en el comienzo de VIS (violeta-azul). El muestreo otoñal tuvo también como bandas más importantes a 1344 y 1454 nm y 1774 en IROC1, 2034 en IROC2 y 704-724 en BR. Cuando se analizaron todos los datos juntos las bandas más importantes fueron similares a las detectadas en los muestreos de verano y otoño, con 1454 nm como banda más importante, seguida por 1764 y 2034 en el infrarrojo de onda corta y por la porción del espectro electromagnético comprendida entre 684-694 nm (rojo).

En comparación con la discriminación a partir de las hojas, en la discriminación de arbustos a partir del leño cobró más importancia el infrarrojo cercano, detectándose bandas importantes en todos los muestreos estacionales. En el muestreo invernal, las bandas más informativas en orden de importancia fueron 1704 nm, en IROC1 y 904 nm en IRC. Para el muestreo primaveral, la banda más importante fue a los 2184 nm en IROC2, seguida por las bandas 854-894 y 914 nm en IRC. El muestreo estival tuvo como bandas más importantes a la región comprendida entre 744-754 (BR), 984-994 y 774-824 nm (IRC) y 1484-1494 en IROC1. En el caso del muestreo otoñal, las bandas más importantes fueron 834-894 (IRC) y 1694-1774 (IROC1). Cuando se analizaron todos los datos juntos, las bandas más importantes en la discriminación de arbustos a partir del leño fueron 1454 y 1774 (IROC1), 694 y 724 en el rojo y borde rojo respectivamente (Fig. 3.4).

3.3.3. Simulación de la capacidad de discriminación de otros sensores.

La capacidad de detección de la biomasa de arbustos a partir de la simulación de las bandas de los sensores más comunes dependió del momento del año analizado, el componente del arbusto considerado (hojas, leño, hojas + leño) y del sensor simulado. La Tabla 3.5 muestra el mejor modelo generado para cada muestreo, componente y satélite simulado. Al igual que con los datos originales, los arbustos fueron siempre mejor discriminados a partir de sus hojas. Nuevamente, los modelos generados a partir de los datos por estación se comportan mejor (mayor r^2 , mayor SD/RMSEP) que considerando todos los datos juntos (salvo para el caso muestro otoñal) y el mejor momento del año para discriminar a los arbustos fue el verano. Los modelos tuvieron en general, altos niveles de varianza explicada (r^2 promedio = 0,754; mínimo = 0,573; máximo = 0,921), pero errores de predicción altos (SD/RMSEP promedio = 1,48; mínimo = 1,09; máximo = 0,255). Salvo para el componente hojas en los muestreos estival e invernal, los modelos presentaron cocientes SD/RMSEP inferiores a 2.

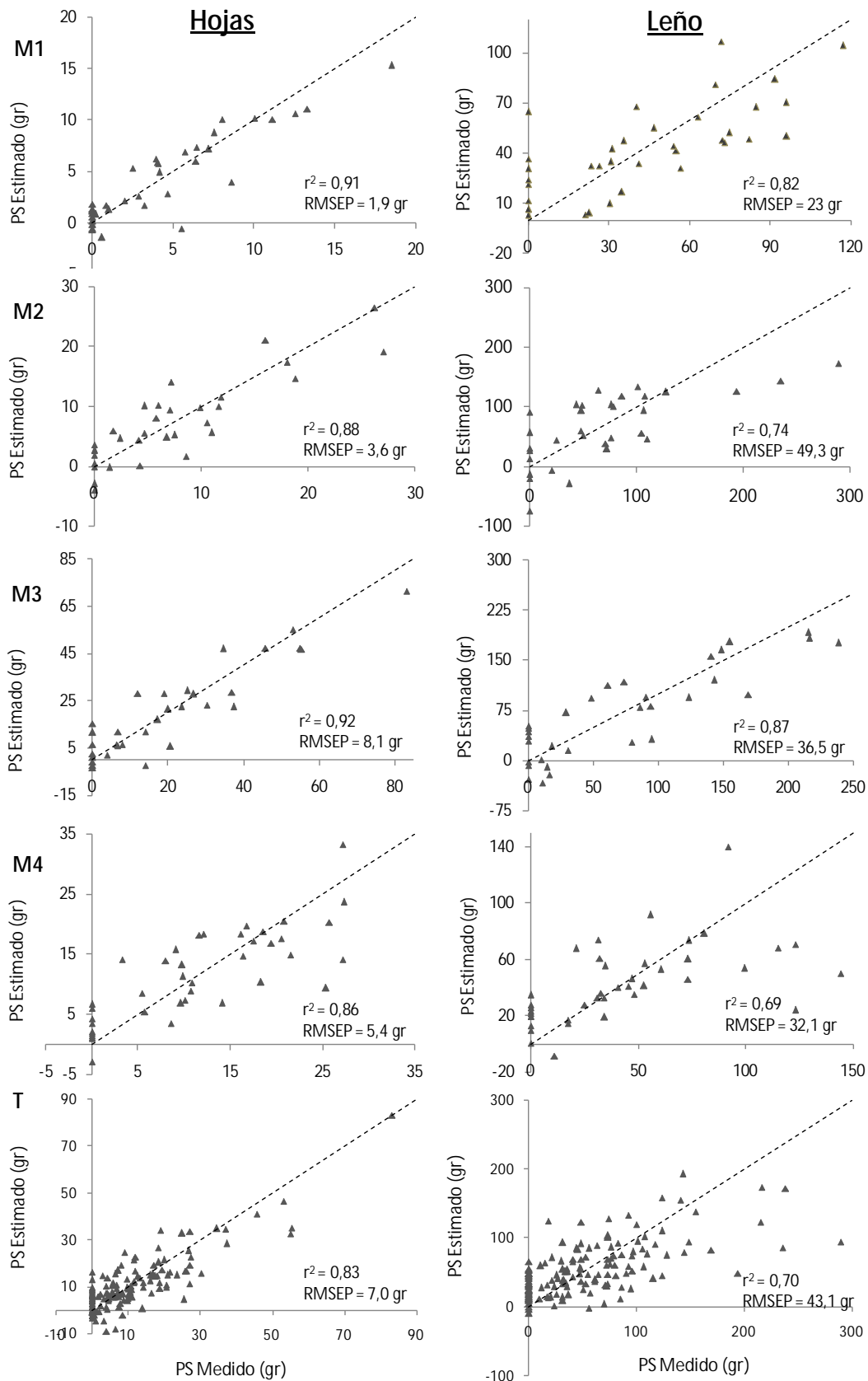


Figura 3.3: Peso seco (PS) de los arbustos medido vs el estimado por los mejores modelos de regresión por mínimos cuadrados parciales (PLSR) para cada componente del arbusto analizado (Hojas o Leño), para cada estación de crecimiento (M1: invierno, M2: primavera; M3: verano, M4: otoño) y considerando todos los datos juntos (T). r^2 : coeficiente de determinación. RMSEP: error cuadrático medio de predicción (Root Mean Square Error of Prediction)

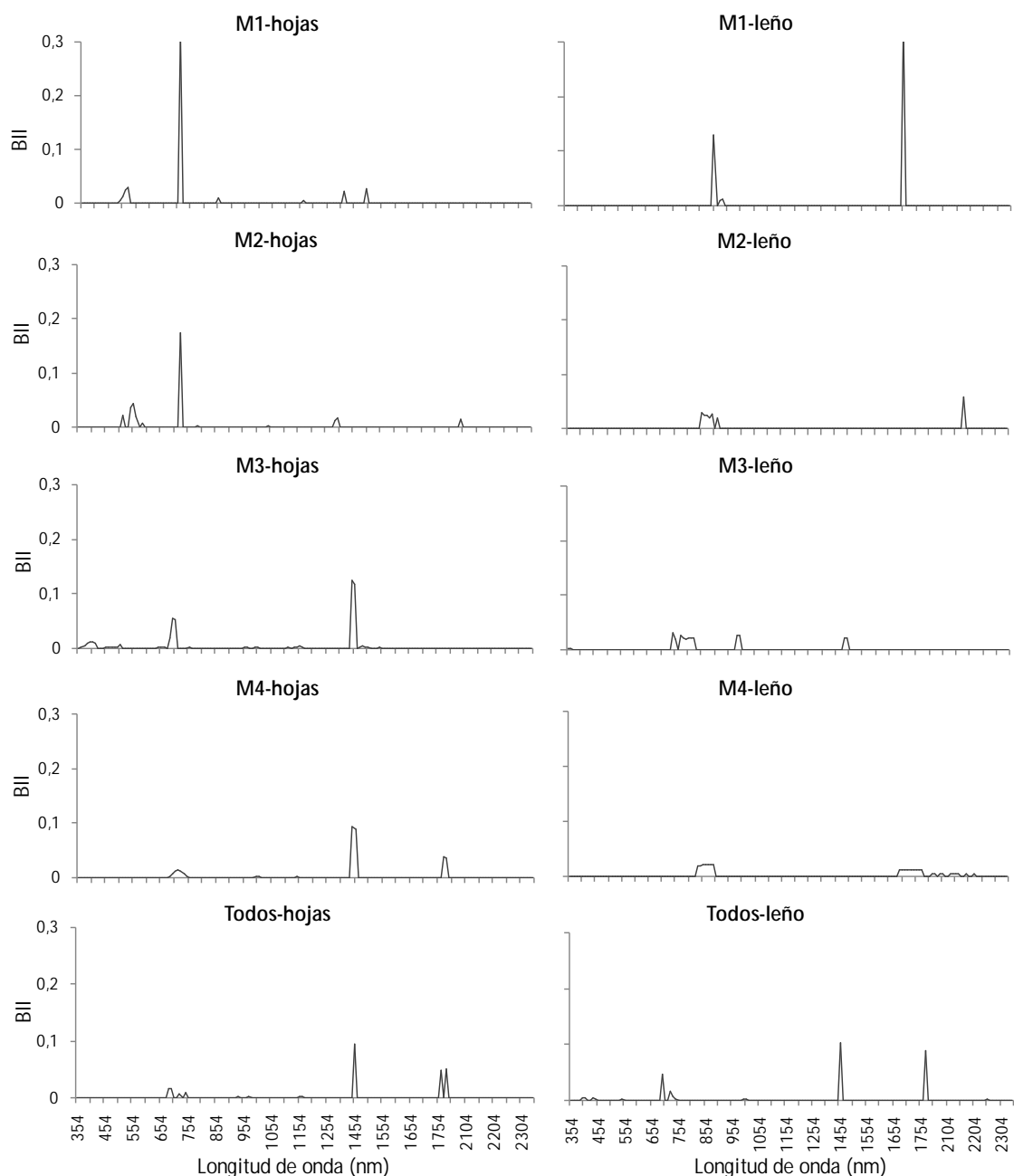


Figura 3.4: Índice de importancia de las bandas (BII) en la discriminación de los arbustos a partir de las hojas o el leño de los arbustos para las diferentes estaciones o para todos los datos juntos.

Casi siempre el mejor conjunto de bandas para discriminar a los arbustos, en los diferentes componentes, es la simulación que contiene todas las bandas reflectivas de MODIS (salvo la banda 26 que cubre la porción del espectro entre los 1360 y 1390 nm, que se encuentra en la porción “ruidosa” del ASD). Las simulaciones generadas para el sensor Landsat 8 (resolución espacial 30 m) y las generadas para el sensor MODIS para el conjunto de bandas con resolución espacial igual o menor a 500 m, produjeron modelos con capacidad de predicción razonable ($SD/RMSEP \approx 2$), exclusivamente con el componente hojas y en los muestreos invernal y estival (Tabla 3.5).

Tabla 3.5: Modelos PLSR para determinar la biomasa de arbustos a partir de la energía reflejada, simulando las bandas de los sensores Landsat 8 (L8) y MODIS para cada estación de crecimiento (M1: invierno, M2: primavera; M3: verano, M4: otoño) y considerando todos los datos juntos.. MOD1000 refiere a los modelos generados con todas las bandas reflectivas del sensor MODIS (salvo la banda 26, ver texto). MOD500 hace referencia a los modelos generados con todas las bandas MODIS con resolución espacial menor o igual a 500 metros. En negrita se resalta el mejor modelo de cada muestreo y componente analizado. Transformaciones (Tranf): No, sin transformar; Der 1, primera derivada; Der 2, segunda derivada; L₁₀(1/ref), pseudo-absorbancia; Der 1 L₁₀(1/ref); primera derivada de la pseudo-absorbancia. RMSEP, error cuadrático medio de predicción; r², coeficiente de determinación; SD/RMSEP, cociente entre el desvío estándar y el RMSEP; PCs, número de componentes principales (factores latentes).

Dataset	n	Comp	Sat	Tranf	RMSEP	r ²	SD/RMSE	PCs
M1	36	Hojas	L8	Cent & Scale	2,308	0,864	2,00	7
			MOD 1000	Cent & Scale	2,159	0,881	2,14	6
			MOD 500	Cent & Scale	2,436	0,850	1,89	5
	Leño	L8	Cent & Scale	27,882	0,738	1,22	7	
		MOD 1000	Der 1	21,792	0,840	1,56	3	
		MOD 500	L ₁₀ (1/ref)	27,767	0,740	1,23	2	
	H+L	L8	No	28,003	0,781	1,34	7	
		MOD 1000	Der 1	21,960	0,865	1,70	3	
		MOD 500	L ₁₀ (1/ref)	27,951	0,782	1,34	2	
M2	32	Hojas	L8	L ₁₀ (1/ref)	3,891	0,857	1,90	3
			MOD 1000	Der 1 L ₁₀ (1/ref)	3,788	0,865	1,95	2
			MOD 500	Der 1 L₁₀(1/ref)	3,727	0,869	1,98	2
	Leño	L8	Der 1 L ₁₀ (1/ref)	53,048	0,702	1,30	2	
		MOD 1000	L₁₀(1/ref)	42,487	0,809	1,63	2	
		MOD 500	Der 1 L ₁₀ (1/ref)	54,499	0,685	1,27	2	
	H+L	L8	Der 1 L ₁₀ (1/ref)	54,753	0,736	1,38	2	
		MOD 1000	L₁₀(1/ref)	43,280	0,835	1,74	15	
		MOD 500	Der 1 L ₁₀ (1/ref)	57,288	0,711	1,32	2	
M3	32	Hojas	L8	No	10,665	0,865	1,95	4
			MOD 1000	Der 1 L₁₀(1/ref)	8,171	0,921	2,55	3
			MOD 500	Der 1	10,719	0,863	1,95	4
	Leño	L8	Der 2	61,584	0,636	1,19	2	
		MOD 1000	Der 1	57,206	0,686	1,29	4	
		MOD 500	No	62,262	0,628	1,18	2	
	H+L	L8	Der 1	70,358	0,701	1,29	3	
		MOD 1000	Der 1 L₁₀(1/ref)	59,170	0,789	1,54	5	
		MOD 500	Der 1	71,438	0,692	1,27	3	
M4	40	Hojas	L8	L ₁₀ (1/ref)	6,177	0,818	1,46	7
			MOD 1000	Der 1 L₁₀(1/ref)	5,735	0,843	1,57	6
			MOD 500	Der 1 L ₁₀ (1/ref)	7,217	0,752	1,25	3
	Leño	L8	Der 1 L ₁₀ (1/ref)	33,300	0,672	1,19	5	
		MOD 1000	L₁₀(1/ref)	28,821	0,754	1,37	14	
		MOD 500	No	34,546	0,647	1,15	2	
	H+L	L8	Der 1 L ₁₀ (1/ref)	38,477	0,711	1,22	2	
		MOD 1000	L₁₀(1/ref)	33,158	0,785	1,42	14	
		MOD 500	L ₁₀ (1/ref)	39,957	0,688	1,18	5	
Todos	140	Hojas	L8	No	9,245	0,702	1,42	4
			MOD 1000	L₁₀(1/ref)	7,074	0,825	1,86	9
			MOD 500	No	8,970	0,719	1,46	4
	Leño	L8	No	51,725	0,573	1,09	3	
		MOD 1000	Der 1 L₁₀(1/ref)	47,424	0,641	1,19	7	
		MOD 500	No	51,644	0,574	1,10	3	
	H+L	L8	Der 1 L₁₀(1/ref)	48,691	0,730	1,36	3	
		MOD 1000	L ₁₀ (1/ref)	51,945	0,692	1,28	9	
		MOD 500	No	57,489	0,623	1,15	4	

3.3.4 Capacidad de detección cualitativa

La comparación de los valores medidos y estimados de la biomasa de arbustos en términos cualitativos, presentó resultados variables dependiendo del momento del año considerado. La Tabla 3.6 muestra los resultados de las pruebas Chi-cuadrado y las medidas de asociación realizadas para comparar los valores medidos y estimados de la densidad de arbustos; el Apéndice 3.2 muestra las tablas de contingencia para ambas variables. La asociación entre la biomasa de arbustos medida y estimada en términos cualitativos, fue muy buena en invierno y verano, y buena a moderada en primavera, otoño y considerando todos los datos juntos.

Tabla 3.6: Resultados de la comparación de los valores medidos y estimados de la densidad de arbustos en términos cualitativos. Para tres densidades de arbustos (Alta media y baja). Se muestra el valor de Chi-cuadrado (χ^2) y su significancia, y las medidas de asociación Tau-b de Kendall, correlación de Spearman y prueba Kappa.

Dataset	N	Chi ²	p	Tau-b	Spearman	Kappa
M1	36	49,9	0,000	0,860	0,893	0,775
M2	32	22,1	0,000	0,647	0,690	0,544
M3	32	38,4	0,000	0,842	0,872	0,753
M4	40	22,8	0,000	0,627	0,669	0,490
Todos	140	69,9	0,000	0,603	0,659	0,416

La clasificación de las parcelas en tres densidades de arbustos (alta media y baja) mediante árboles de decisión presentó muy buenos niveles de acierto a nivel global y niveles moderados de acierto para los niveles intermedios de arbustización (Tabla 3.7). Los resultados de la validación cruzada muestran una alta inestabilidad de la clasificación, con un riesgo promedio de clasificación de 0,386; o sea con la posibilidad de equivocarse en un 38,6 % de los casos. Estos resultados corresponden al mejor de los árboles de decisión generado, realizado con un mínimo 10 casos en los nodos parentales, mínimo 5 casos en los nodos terminales y división de las variables predictoras en 10 segmentos homogéneos. El Apéndice 3.3 muestra los resultados del modelo y el árbol generado. Las variables independientes (longitudes de onda) importantes para clasificar la densidad de arbustos fueron, en orden de inclusión en el proceso de creación del árbol de decisión: 424 (violeta, VIS), 1264 (IRC), 1594, (IROC1), 864 (IRC), 1684 (IROC1), 704 (rojo, VIS) 1504 (IROC1), 2094 (IROC2), 464 (azul, VIS), 774 (IRC).

Las clasificaciones que contemplaban al estrato herbáceo arrojaron resultados altamente inestables. La separación en 9 clases (3 densidades de arbustos y 3 densidades del estrato herbáceo) presentó resultados muy malos de la clasificación y altamente inestables según la validación cruzada (no se muestran). La separación en 4 clases (2 densidades de arbustos y 2 del estrato herbáceo) presentó mejores resultados; el árbol de decisión resultante presentó buenos niveles de acierto a nivel global y niveles moderados de acierto en algunas de las clases (Tabla 3.8). La validación

cruzada mostró, nuevamente, una inestabilidad muy alta en los resultados de la clasificación, con un riesgo promedio de clasificación de 0,557, o sea, con la posibilidad de equivocarse en un 55,7 5 de los casos (no se muestra).

Tabla 3.7: matriz de contingencia resultante de la clasificación de las parcelas según la densidad de arbustos (1: baja, 2: media, 3: alta) a partir de la energía reflejada.

Observado	Pronosticado			
	1	2	3	Porcentaje correcto
1	69	1	0	98,6%
2	7	24	4	68,6%
3	0	5	30	85,7%
Porcentaje global	54,3%	21,4%	24,3%	87,9%

Tabla 3.8: Matriz de contingencia para la clasificación de las parcelas en función de la densidad de arbustos y del estrato herbáceo en 4 clases a partir de la energía reflejada por las parcelas en diferentes longitudes de onda. Clases: alta densidad de herbáceas y arbustos (HG-HS), alta densidad de herbáceas y baja densidad de arbustos (HG-LS), baja densidad de herbáceas y alta densidad de arbustos (LG-HS), baja densidad de herbáceas y arbustos (LG-LS)

Observado	Pronosticado				Porcentaje correcto
	HG-HS	HG-LS	LG-HS	LG-LS	
HG-HS	20	4	3	1	71,4%
HG-LS	3	35	1	1	87,5%
LG-HS	1	1	18	5	72,0%
LG-LS	4	2	2	39	83,0%
Porcentaje global	20,0%	30,0%	17,1%	32,9%	80,0%

3.4 Discusión

Los resultados de este trabajo muestran que es posible determinar la densidad de arbustos en pastizales sub-húmedos a partir de la energía reflejada por porciones estrechas del espectro electromagnético. Los modelos generados a partir de la reflectancia de las parcelas experimentales (o sus transformaciones) permiten explicar porcentajes muy importantes de la varianza en la densidad de arbustos y poseen, en muchos casos, un poder predictivo razonablemente bueno. Esto constituye un resultado muy importante si tenemos en cuenta que, según la revisión realizada, no hay antecedentes en la cuantificación de la abundancia de arbustos (o su cartografía) en pastizales sub-húmedos como los de Uruguay. Esta ausencia de antecedentes, probablemente se deba a la complejidad de la cuantificación, ya que ambos componentes de la vegetación en estos pastizales, arbustivo y herbáceo, son

fotosintéticamente activos durante todo el año, impidiendo su discriminación a partir de aproximaciones clásicas y ante densidades variables de arbustos. La mayor parte de los antecedentes evalúan la cobertura/densidad de arbustos en pastizales desérticos y semidesérticos donde, en al menos un momento del año, el componente arbustivo del tapiz es fotosintéticamente activo mientras que el componente herbáceo no lo es (Wessman et al., 2004). Una revisión sobre la proliferación de leñosas en pastizales de Estados Unidos (Barger et al., 2011), reporta solo 3 trabajos realizados con imágenes de satélite, el resto (24 trabajos) cuantifican los arbustos mediante interpretación manual de fotos aéreas y/o muestreos a campo. Los 3 trabajos realizados con imágenes de satélite, son en sistemas de pastizal donde en estrato herbáceo esta senescente al momento de la clasificación (Asner et al., 2003; Laliberte et al., 2004; Sankey & Germino, 2008). Una metodología adecuada para la discriminación y cuantificación de arbustos en pastizales naturales sub-húmedos es un primer paso imprescindible para evaluar el aparente proceso de arbustización de los pastizales e investigar los controles de este proceso. Los modelos generados abren la puerta para la cuantificación de la densidad de arbustos sobre grandes superficies, a partir de imágenes de satélite, analizar su cambio a lo largo del tiempo y evaluar hipótesis sobre los controles de la arbustización.

Las parcelas experimentales utilizadas cubren un amplio rango de biomasa de arbustos, representando densidades entre 0 y 939,6 gr de arbusto por metro cuadrado. Estas densidades cubren razonablemente bien la variación en la cantidad de arbustos presentes en pastizales naturales de nuestro país, que va desde la ausencia total de arbustos, hasta chircales muy densos en los cuales el estrato arbustivo cubre la casi totalidad del suelo (independientemente de la presencia de un estrato herbáceo por debajo). Si bien se trabajó con una sola especie (*Acanthostyles bunnifolium*), esta es el arbusto dominante en la mayor parte de los pastizales naturales del país (Del Puerto, 1987; Bayce & Del Puerto, 1989). En un trabajo más reciente, Lezama et al. (2011), relevaron la composición florística de los pastizales naturales de Uruguay en las principales regiones ganaderas, donde *Acanthostyles bunnifolium* es el arbusto más frecuente (Lezama, com pers.). Es esperable que los modelos generados, fundamentalmente aquellos desarrollados a partir del componente leñoso, se comporten razonablemente bien con otros arbustos de similares características.

3.4.1 Mejores modelos para la detección de arbustos

Un único modelo, construido a partir de los datos relevados durante todo el año, no es suficiente para predecir con confianza la abundancia de arbustos a partir de la respuesta espectral del tapiz. Si bien los modelos construidos con todos los datos poseen altos valores de r^2 , son bastante inestables y su capacidad predictiva es baja ($SD/RMSEP < 2$). Los muestreos estacionales (salvo el muestreo otoñal), fundamentalmente aquellos que intentaron predecir la abundancia de arbustos a

partir del componente hojas, presentaron un mejor desempeño, con altos niveles de r^2 y buenos niveles de predictibilidad ($SD/RMSEP > 2$). Los muestreos estacionales podrían estar captando diferencias críticas en alguna/s característica/s de los arbustos con respecto al resto del tapiz, que se maximizan en algunos momentos del año. Estas mejoras en la capacidad de predicción de los modelos generados a partir de datos hiperespectrales cuando se analizan los datos estacionalmente, ya han sido reportados para otros sistemas (Mutanga et al., 2004; Thulin et al., 2006; Sanches et al., 2013). Alternativamente, el mal desempeño de los modelos en una única estación del año podría estar forzando los malos resultados del análisis con todos los datos juntos. Por ejemplo, los análisis realizados aquí para discriminar los arbustos a partir del componente hojas, presentan buenos resultados ($r^2 > 0,88$; $SD/RMSEP > 2,07$) para invierno, primavera y verano, pero bajo poder predictivo ($SD/RMSEP=1,66$) en otoño, lo que podría estar causando el menor poder predictivo del modelo generado con todos los datos ($SD/RMSEP=1,89$). Un comportamiento similar, en modelos PLSR generados con datos hiperespectrales, fue encontrado por Sanches et al. (2013), en determinaciones del contenido de N en pasturas de Nueva Zelanda.

El momento del año que permite mejores discriminaciones del componente arbustivo del tapiz fue el verano, independientemente del componente del arbusto analizado. Una posible explicación a este patrón es el estado hídrico de las parcelas experimentales, ya que el contenido de agua de la vegetación es una de las principales fuentes de variación de la reflectancia tanto a nivel de hojas como de todo el dosel (Kokaly et al., 2009; Ollinger, 2011). En este sentido, aquellas parcelas con mayor cantidad de arbustos tendrían más cantidad de agua, debido a una mayor capacidad de exploración del suelo por parte del arbusto. Las diferencias en la densidad de arbustos, y por tanto, de la cantidad de agua del dosel de toda la parcela, serían mejor detectadas en la estación con mayor demanda atmosférica de agua. Mejoras en las condiciones hídricas del tapiz herbáceo debidas a la presencia de arbustos, fundamentalmente en los meses y horas de mayor demanda atmosférica de agua, fueron reportadas por Fernandez (2007) para esta misma especie y en la misma localidad.

La importancia de los arbustos en el estado hídrico de las parcelas experimentales fue evaluada mediante el índice de contenido de agua del dosel (WI: wáter index) propuesto por Peñuelas et al. (1997). WI se calcula como el cociente entre la reflectancia a 900 y 970 nm (r_{900}/r_{970}), donde r_{970} capta el aumento de la energía absorbida centrado en los 970 nm, producido por el agua, y r_{900} es tomado como reflectancia de referencia. Peñuelas et al. (1997), demuestran que WI está correlacionado significativa y positivamente, con el contenido de agua del dosel para diferentes especies, tanto en situaciones de campo como de laboratorio. Aquí se analizó la relación existente entre la biomasa de arbustos de la parcela (a través del componente hojas) y el WI, encontrando correlaciones positivas significativas para todos los datos juntos ($r= 0,70$; $p < 0,001$) y para los diferentes muestreos estacionales

(Invierno: $r = 0,67$; $p < 0,001$. Primavera: $r = 0,87$; $p < 0,001$. Verano: $r = 0,76$; $p < 0,001$. Otoño: $r = 0,36$; $p < 0,05$); verificando que aquellas parcelas con mayor cantidad de arbustos tuvieron también, mayor cantidad de agua. Si bien uno podría esperar relaciones más fuertes entre la biomasa de arbustos y el WI durante el verano, la cantidad de agua del dosel depende del contenido de agua del suelo y en última instancia de las precipitaciones caídas en los días previos a cada muestreo. Como esa información no está disponible, las diferencias en la magnitud de los coeficientes de correlación deben ser tomadas con recaudo.

Si bien el contenido de agua del dosel está fuertemente regulado por la estructura de la vegetación y la cantidad de área foliar, el WI responde no solo a cambios en la estructura de la vegetación, sino también a cambios en el contenido de agua del dosel (Serrano et al., 2000). El análisis de la relación entre la biomasa de arbustos de la parcela con el WI ($r^2 = 0,49$, $p < 0,001$) y con el IVN (como indicador de la estructura de la vegetación) ($r^2 = 0,33$, $p < 0,001$) respaldan las conclusiones de Serrano et al. (2000), ya que el WI explica un porcentaje significativamente mayor de la varianza de los datos que el IVN y por tanto el WI estaría captando no solo cambios en la estructura si no también el contenido de agua del dosel.

Otra evidencia a favor de la importancia del contenido de agua en la mejor discriminación de la cantidad de arbustos durante el verano, viene dada por las bandas más importantes en los modelos PLSR. En los modelos generados con los datos del verano, cuando se analiza la cantidad de arbustos a partir del componente hojas, la segunda banda en importancia relativa fue 1454 nm, que coincide con el pico de absorción por agua en los 1450 nm. En los modelos generados para el componente leño de los arbustos, dos de las bandas más importantes son 984 y 1454, coincidentes con los picos de absorción de agua de 970 y 1450 nm (Curran, 1989; Kumar et al., 2001; Thenkabail et al., 2004 a y b; Ollinger, 2011)

Otra hipótesis alternativa, aunque no excluyente, para explicar el mejor desempeño de los modelos para la discriminación de arbustos durante el verano, viene dado por la fenología del arbusto. *Acanthostyles bunnifolium* es un arbusto perenne de ciclo estival (Cabrera, 1968), que posee la mayor actividad (crecimiento) durante la primavera y el verano (Del Puerto, 1990; Alemán & Gomez, 1989). La mayor actividad del arbusto durante el verano podría estar favoreciendo una mejor discriminación de los arbustos del resto del tapiz. Para evaluar esta posibilidad se analizaron los valores de IVN (estrecha y positivamente correlacionado con la radiación fotosintéticamente activa interceptada por la vegetación) de las parcelas sin remover arbustos y las parcelas luego de remover a los arbustos. Los valores de IVN fueron mayores para verano y otoño en las parcelas con toda la biomasa de arbustos, mientras que en las parcelas sin arbustos los valores mayores ocurrieron en otoño. Las diferencias en la actividad (i.e. IVN) de las parcelas entre el estrato arbustivo y el herbáceo fueron mucho más acentuadas (3 veces más grandes) durante el verano. Estas diferencias en el funcionamiento de los arbustos con respecto al resto del tapiz,

más marcadas durante el verano, podrían explicar el mejor desempeño de los modelos PLSR generados solo con los datos del verano.

Contrario a la hipótesis planteada, los arbustos fueron mejor discriminados por el componente hojas y no por su componente leñoso. Una posible explicación de este resultado es que la mayor parte de la estructura del arbusto esta generalmente cubierta por hojas, con el leño parcialmente oculto; por lo que las características espectrales del leño tendrían una importancia relativa menor en la señal captada por el sensor. Esta explicación coincide con los resultados de Asner (1998), donde estudia, a través de mediciones a campo con sensores hiperespectrales y modelos de transferencia radiativa, las fuentes biofísicas y bioquímicas de variación en la reflectancia a nivel de toda la canopia. Asner (1998) reporta que las características ópticas de los tallos leñosos tienen una importancia relativa menor que la de las hojas en la determinación de la reflectancia a nivel de toda la canopia.

La buena discriminación de los arbustos a partir del componente hojas, es coincidente con los antecedentes de técnicas hiperespectrales en la discriminación de diferentes tipos de vegetación, aun en sistemas con similitudes fisonómicas muy grandes. Por ejemplo Gong et al. (1997) y Ustin & Xiao (2001), discriminaron entre diferentes tipos de bosques; Roberts et al. (1998), lograron cartografiar los principales tipos funcionales de plantas en un ecosistema de chaparral; Lewis (1994) y Feysaerts & Gool (2001), lograron detectar diferencias en sistemas herbáceos; ó Schmidt & Skidmore (2003) y Rosso et al. (2005), lograron discriminar entre diferentes tipos de vegetación en humedales.

Por último, Los modelos realizados a partir de transformaciones de la reflectancia original presentaron generalmente mejores resultados, en particular aquellos que involucran a la primera o segunda derivada de la reflectancia. Esto probablemente se deba a las ventajas de esta técnica de tratamiento de los datos, resaltadas por Thulin et al. (2012), asociadas a un aumento de la señal en las regiones espectrales con cambio, una disminución en la dispersión diferencial y a una remoción parcial de los efectos generados por la variación de la señal correspondientes al suelo y las diferencias en iluminación. Mejoras en la capacidad predictiva de los modelos PLSR, luego de la transformación de los datos de reflectancia, son comunes en la bibliografía. Por ejemplo, Kawamura et al. (2008), encontraron mejoras en los modelos para predecir la biomasa de pasturas en Japón utilizando la primera derivada de la reflectancia; Sanches et al. (2013), obtuvieron los mejores resultados para estimar el contenido de macronutrientes en pasturas de Nueva Zelandia, a partir de la primera derivada de la reflectancia; Thulin et al. (2012), encontraron mejoras en el desempeño de los modelos para estimar la calidad del forraje en pasturas de Australia cuando transformaron los datos mediante derivadas o resaltando las bandas de absorción restándole a los perfiles espectrales los valores de reflectancia de máximos locales (continuum removal).

La capacidad de detección de arbustos a partir de información hiperespectral en términos cualitativos no mejoró con respecto a las aproximaciones cuantitativas, por lo que su uso no se ve justificado. A modo de ejemplo, los valores de correlación de Spearman, resultantes de la comparación de los datos luego de separarlos en clases discretas, son inferiores a los valores de r^2 obtenidos en los modelos PLSR (Tablas 4 y 6). Por otro lado, las clasificaciones a partir de arboles de decisión, considerando o no al estrato herbáceo, presentaron resultados muy inestables, por lo que su utilización para evaluar la cantidad de arbustos no es recomendada.

3.4.2 Porciones del espectro electromagnético importantes para la discriminación de los arbustos

Como era de esperar, las bandas más importantes para la discriminación de los arbustos variaron con el componente del arbusto analizado (hojas o leño). Algunos patrones generales que surgen del análisis del índice de importancia de bandas (BII) aparecen al comparar los modelos generados a partir del componente hojas, con los generados a partir del componente leñoso de los arbustos. Mientras que en los modelos generados a partir de hojas, las bandas en el infrarrojo cercano (IRC: 750-1300 nm) no son incluidas prácticamente nunca, en los modelos generados a partir del componente leñoso, esta región del espectro electromagnético es la principal involucrada en la discriminación de los arbustos. Este resultado concuerda con los de Asner (1998), que reporta que los efectos de la cantidad de leño sobre la reflectancia del dosel son mayores en el IRC, debido a que los fotones ingresan y salen del dosel de manera más eficaz en esa longitud de onda, permitiendo la máxima interacción de los tallos leñosos con la radiación. En el visible (VIS: 400-700 nm) y el infrarrojo de onda corta (IROC1: 1300 – 1900 e IROC: 1900-2500), los efectos de los tallos leñosos son amortiguados por fuertes zonas de absorción de la radiación en el follaje verde, correspondientes a los pigmentos fotosintéticos y el agua, respectivamente.

La mayor importancia relativa de los modelos generados a partir del componente hojas de las bandas correspondientes al VIS, borde rojo (BR: 700-750 nm) e IROC, pueden estar relacionados con los cambios en la estructura de la vegetación, en particular los cambios en el índice de área foliar. Asner (1998), detecta que el aumento del área foliar trae aparejados aumentos en la absorción en porciones del VIS, e indica como otras regiones sensibles a cambios en la estructura, al BR (695-700 nm), el final del IRC y comienzo del IROC1 (1275-1350) y el IROC1 (1500-1900). La mayoría de las bandas importantes para la discriminación de los arbustos a partir del componente hojas, caen dentro de estas regiones resaltadas por Asner (1998).

No hay una explicación clara para el patrón estacional en el cambio de la importancia relativa de las bandas más importantes para la discriminación de los arbustos a partir del componente hojas, donde VIS y BR, fueron las regiones más importantes en invierno y primavera, mientras que en verano y otoño fue más

importante IROC1. Variaciones estacionales en las bandas más importantes para la predicción de macronutrientes en pasturas han sido encontradas en otros trabajos (por ej. Sanchez et al., 2013; Kawamura et al., 2011) aunque tampoco con una explicación clara.

Varias de las bandas individuales detectadas a través del BII han sido reportadas como importantes en varios trabajos y su importancia relativa en los modelos para predecir la abundancia de arbustos puede provenir de que resaltan alguna característica del arbusto, y/o, resaltan diferencias con el resto del tapiz. En los modelos generados a partir del componente hojas, las bandas importantes en el entorno de los 500 nm en el muestreo invernal, pueden estar relacionadas a la concentración de carotenoides (Tucker, 1977; Blackburn, 1998; Thenkbail, 2004a) y a la senescencia y "amarronamiento" de las hojas. Si bien *Acanthostyles bunnifolium* no pierde completamente la hoja durante el invierno, si existe algo de senescencia y amarronado de las mismas en esta estación del año. Las bandas importantes en el entorno de los 550 nm detectadas durante la primavera, han sido relacionadas con la cantidad de clorofila total (Schepers et al., 1996; Blackburn, 1999; Thenkbail, 2004a) y podrían estar relacionadas con el inicio del período de crecimiento activo del arbusto (Del Puerto, 1990; Alemán & Gomez, 1989). La porción del espectro comprendida entre los 680-700 nm (rojo) y entre los 700-740 nm (BR) posee bandas importantes para la discriminación de arbustos a través del componente hojas en todos los muestreos estacionales y analizando todos los datos juntos. Esta zona del espectro ha sido destacada por ser muy relevante para proveer información sobre características de la vegetación en varios trabajos. Por ejemplo la región entre 680 y 700 nm ha sido resaltada como importante para evaluar cambios en la biomasa vegetal, el índice de área foliar, el contenido de clorofila a y b, o la estructura del dosel (Elvidge & Chen, 1995; Blackburn, 1998; Carter, 1998; Thenkabail et al., 2002; Thenkabail et al., 2004 a y b); los cambios en la cantidad de arbustos de las parcelas probablemente estén asociados a cambios en estas variables, lo que explicaría su inclusión e importancia en los modelos generados. El BR ha sido reportado como una de las regiones más sensibles al estrés y las dinámicas de la vegetación (Elvidge & Chen, 1995; Shaw et al., 1998; Clevers, 1999; Thenkabail et al., 2002; Thenkabail et al., 2004 a y b), la inclusión de bandas importantes en esta porción del espectro probablemente se deba a los cambios en las condiciones abióticas generados por la presencia de arbustos. La porción del espectro correspondiente al IROC es sensible a cambios en la humedad y a las propiedades bioquímicas de la vegetación, como el contenido de lignina, almidón y celulosa (Elvidge, 1990). Bandas similares a las encontradas aquí en esta porción del espectro, han sido reportadas en otros trabajos. Por ejemplo la porción del espectro en el entorno de los 1450 nm ha sido reportada como sensible a los cambios en la humedad (Thenkabail et al., 2004 a y b; Ollinger, 2011; Kokaly et al., 2009); además a los 1450 nm hay un pico de absorción de radiación debido a la presencia de almidón, azúcar y lignina (Curran, 1989; Kumar et al., 2001). La banda seleccionada y resaltada

por el BII en los modelos de verano, otoño y con todos los datos juntos (1454), probablemente esté relacionada con aumentos en los contenidos de agua de las parcelas más arbustizadas, y/o, a mayor concentración de lignina en las parcelas con más arbustos.

También en los modelos generados a partir de leño, varias de las bandas importantes seleccionadas por el análisis BII han sido reportadas en otros trabajos. Varias bandas importantes en el IRC que ocurren en todos los muestreos estacionales han sido reportadas como sensibles al contenido de clorofila, la biomasa y el índice de área foliar (Schepers et al., 1996; Thenkabail et al., 2002, Thenkabail et al., 2004 a y b). La cantidad de arbustos de las parcelas está asociada a cambios en todas estas variables y, probablemente su inclusión de estas bandas del IR cercano en los modelos de leño, se deba a que, como se explica más arriba, la interacción entre tallos leñosos y la radiación es mayor en esta porción del espectro. La alta correlación de la reflectancia en el IR cercano con propiedades de las plantas relacionadas con su fisiología es destacada por Ollinger (2011) como una interesante paradoja, ya que a menudo, la actividad fisiológica de la vegetación está más fuertemente relacionada con longitudes de onda no relacionadas con la fotosíntesis, que con longitudes de onda que sí lo están. Esta paradoja es explicada en parte por la efectividad con que los doseles con varias capas absorben la radiación en el visible, haciendo la reflectancia en esta porción del espectro más pequeña y menos variable, mientras que, en el IRC es mucho mayor y más variable.

Al igual que lo que ocurre con los modelos generados a partir del componente hojas, algunas de las bandas importantes están relacionadas con el contenido de humedad. Esto es lo que sucede con las bandas centradas a 984-994 ó 1454, coincidentes con zonas de absorción de la radiación debido al agua y sensibles a la humedad de las plantas (Curran, 1989; Peñuelas et al., 1995; 1997; Kumar et al., 2001; Thenkabail et al., 2004 a y b; Ollinger, 2011).

Un conjunto de bandas importantes, intervinientes en los modelos de leño, están relacionadas con la absorción de radiación por lignina o celulosa. Por ejemplo, la inclusión en el análisis BII de 1454 nm, relacionada con el contenido de lignina, ó 1484-1494 relacionadas con la absorción por celulosa (Curran, 1989; Kumar et al., 2001). Probablemente estas bandas estén relacionadas con el aumento de la concentración de lignina conforme aumenta la cantidad de arbustos, y/o, con el aumento en la cantidad de celulosa, conforme disminuye la cantidad de arbustos. Esto se debe no solo al mayor contenido de lignina del leño de los arbustos, sino probablemente también, a una menor relación celulosa/lignina en las hojas de arbustos. Si bien no se encontraron datos para arbustos, la relación celulosa/lignina, es el doble o triple en hojas de herbáceas que en hojas de árboles (tanto de hoja ancha como coníferas) según lo reportado por Kokaly et al. (2009), a partir de datos del Accelerated Canopy Chemistry Program Data Set (ACPP, 1994).

3.4.3 Evaluación de la capacidad de detección de arbustos mediante sensores a bordo de satélite

Los modelos generados a partir de la reflectancia simulada para diferentes sensores presentaron el mismo patrón que con la reflectancia original y sus transformaciones, aunque con peor desempeño. Este peor desempeño de los modelos, seguramente se deba a la menor cantidad de bandas disponibles y al mayor ancho de banda (y menor sensibilidad) de los sensores utilizados. Como era de esperar, al contar con un mayor número de bandas, las simulaciones realizadas con el sensor MODIS a 1000 metros de resolución espacial, generaron los mejores modelos. Debido a esta gran resolución espacial, el potencial de aplicación de los modelos generados con esta simulación es relativamente bajo. A resoluciones espaciales de 1000 m, la heterogeneidad del uso/cobertura del suelo es muy grande, por lo que intentar cuantificar la biomasa de arbustos es riesgoso salvo que se cuente con una fuente auxiliar de datos (i.e.: mapas de uso/cobertura del suelo). Un mayor grado de aplicación puede esperarse para los modelos generados con las bandas MODIS con resolución espacial igual o menor a 500 metros, aunque la capacidad de predicción solo se acercó al "umbral" de $SD/RMSP = 2$, exclusivamente en invierno y primavera.

Los modelos generados a partir de la simulación de Landsat 8, un satélite de alta resolución espacial (30 x 30 m), paso rutinario, acceso libre y uso frecuente, aparecen como más promisorios. Si bien, la capacidad de predicción de estos modelos fue inferior, fue aceptable para los muestreos invernal y estival ($SD/RMSEP \approx 2$). Evaluar la utilidad de estos modelos con potreros/lotes de pastizales naturales y diferentes grados de arbustización podría arrojar resultados interesantes y confirmar (o descartar) las posibilidades de aplicación de los modelos generados sobre grandes superficies.

La aplicación de los modelos generados en imágenes de sensores hiperespectrales como Hyperion con resolución espectral de 10 nm entre los 400 y 2500 nm y con una resolución espacial de 30 m, son ampliamente promisorias. Este sensor se aproxima a las capacidades de un sensor hiperespectral de mano como el usado en este trabajo y mantiene una resolución espacial adecuada como para evaluar el grado de arbustización en pastizales.

La utilidad de los modelos generados, para su aplicación en imágenes de satélite implica una adecuada remoción de los efectos de la atmosfera. Si estos efectos pueden ser removidos, entonces los patrones de reflectancia medidos a nivel de las parcelas experimentales, pueden ser interpretados mediante sensores a bordo de satélites. Otros aspectos importantes a tener en cuenta son la geometría solar y de captura de datos del sensor ya que la dispersión de fotones por la vegetación es un fenómeno altamente anisotrópico (Asner et al., 1998). La utilización de imágenes de satélite tomadas exclusivamente desde posiciones cercanas al nadir y en horas cercanas al mediodía solar, seguramente mejore el desempeño de los modelos.

La aplicación de resultados de experimentos a campo, realizados con sensores de mano a imágenes hiperespectrales captadas por sensores a bordo de satélites o aviones, ha sido realizada con éxito. Por ejemplo Mutanga et al. (2004), desarrollaron técnicas a partir de radiómetros de mano que aplicadas a imágenes del sensor Hymap, permitieron mapear con relativa precisión, la concentración de nitrógeno en sabanas (Mutanga & Skidmore, 2004).

3.4.4 Potenciales aplicaciones de las técnicas desarrolladas

La potencial generación de cartografías que den cuenta de densidades variables de arbustos en pastizales naturales sub-húmedos como los de Uruguay, permitirá mejorar los modelos sobre los intercambios de materia y energía en estos pastizales. Entre las consecuencias directas, ampliamente reportadas del proceso de arbustización en pastizales (o en términos generales, del aumento de leñosas), se encuentra el aumento de la biomasa y productividad (Jackson et al., 2002; Brigs et al., 2005; Knap et al., 2008; Eldrige, 2011), del carbono orgánico del suelo (Eldrige, 2011; Gonzales-Roglich et al., 2014) y del stock de carbono total del sistema (Eldrige, 2011; Barger et al., 2011; Gonzales-Roglich et al., 2014). Muchos de estos trabajos encuentran que los cambios en el stock de C y/o en la productividad de los pastizales, asociados a la invasión por arbustos, dependen estrechamente de la precipitación media anual (PMA) del sitio analizado (Jackson et al., 2002; Knap et al., 2008; Barger et al., 2011; Gonzales-Roglich et al., 2014) o las características del suelo (Barger et al., 2011; Gonzales-Roglich et al., 2014). Los pastizales con precipitaciones entre 1100 y 1300 mm/año se encuentran en el límite superior, o por encima, del rango de PMA analizado en los estudios sobre el efecto de la arbustización en el balance de C o la PPNA. Balances regionales del stock de carbono o la PPNA en pastizales de Uruguay y sus cambios debidos a la presencia de leñosas, complementaran los estudios realizados en otras partes del mundo, permitiendo una comprensión más acabada de las consecuencias de la arbustización en pastizales. Todos estos cálculos requieren de una adecuada cuantificación de la cobertura de arbustos, por lo que las técnicas desarrolladas en este trabajo abren la puerta a una mayor comprensión del proceso de arbustización y sus consecuencias.

Por otro lado, las técnicas desarrolladas permitirán entender mejor los patrones de variación espacial y temporal de la PPNA y su utilización en el manejo del ganado. Los cambios en la PPNA debidos a la presencia de arbustos están fuertemente mediados por los cambios en la fracción de radiación fotosintéticamente activa interceptada por la vegetación (fRFA). Asner et al. (1998b), reportan que el área foliar y la extensión de los diferentes tipos estructurales en sabanas (graminoides y arbustos), son los principales controles fRFA a nivel de paisaje, explicando entre el 60 y el 80 % de la variación total. La mayor parte de las estimaciones de PPNA realizadas mediante imágenes de satélite (entre ellas, las realizadas en Uruguay) se basan en el

modelo propuesto por Monteith (1972), donde fRFA es uno de sus principales componentes. Monteith propone que la PPNA puede calcularse como el producto entre la cantidad de radiación fotosintéticamente activa incidente (RFA), la fracción de esa radiación absorbida por la vegetación (fRAA) y la eficiencia de conversión de energía en biomasa. En las estimaciones satelitales de la PPNA, fRFA es estimada a partir de índices de vegetación como el IVN, generalmente a partir de sensores con media o baja resolución espacial como MODIS o AVHRR (resolución espacial 250 x250 y 1000 x 1000 metros, respectivamente). A esas resoluciones espaciales, las densidades diferentes de arbustos son muy difíciles de captar, por lo que incorporar en los modelos de estimación de PPNA, cartografías que den cuenta del grado de arbustización, permitiría mejorar las estimaciones realizadas. Adicionalmente, poder discriminar que porcentaje de la fRFA (y la PPNA) corresponde a arbustos y cuanto al tapiz herbáceo, permitiría discriminar cuanto del forraje generado, es potencialmente consumible por el ganado, mejorando la información disponible para el manejo (presupuestos forrajeros, cálculos de carga por potrero, manejo de los destetes, etc) en establecimientos ganaderos.

3.5 Conclusiones:

- Este trabajo muestra que es posible determinar la densidad de arbustos en pastizales sub-húmedos como los de Uruguay, a partir de la energía reflejada por porciones estrechas del espectro electromagnético. Los modelos generados permiten explicar porcentajes muy importantes de la varianza en la densidad de arbustos y poseen, en muchos casos, un poder predictivo razonablemente bueno. Sus resultados constituyen uno de los primeros antecedentes en la cuantificación de la cantidad de arbustos en la porción más húmeda del gradiente de precipitación en pastizales, donde ambos componentes del tapiz, el herbáceo y el arbustivo, son fotosintéticamente activos durante todo el año.

- Los análisis de los datos estacionales permitieron una mejor discriminación de la biomasa de arbustos que el análisis de todos los datos juntos. En particular, el mejor momento del año para discriminar densidades variables de arbustos fue el verano, probablemente debido a las mejoras en el estado hídrico de las parcelas experimentales provocado por la presencia del arbusto y/o, debido a la fenología del arbusto que presenta mayores niveles de actividad durante el verano y diferencias máximas con el tapiz herbáceo en términos de su actividad fotosintética.

- Los arbustos fueron mejor discriminados a partir de las características de sus hojas que del componente leñoso, seguramente debido a una mayor interacción de las hojas

con la energía incidente y al menor peso relativo de los tallos leñoso en los niveles de reflectancia a nivel de todo el dosel.

- Los modelos generados con valores transformados presentaron mejor desempeño que los modelos generados con la reflectancia original. En particular los mejores modelos involucraron a la primera o segunda derivada de la reflectancia, probablemente debido a un aumento en la señal en las regiones de cambio de la reflectancia, una disminución en la dispersión diferencial y a una remoción parcial de los efectos generados por la variación de la señal correspondientes al suelo y las diferencias en iluminación.

- Las bandas más importantes para la discriminación de arbustos variaron con el componente del arbusto analizado y dependiendo del momento del año considerado. Para los modelos generados a partir del leño, el infrarrojo cercano (750-1300 nm) fue la porción del espectro electromagnético más importante, seguramente debido a que los fotones ingresan y salen del dosel de manera más eficaz en esa longitud de onda. En los modelos generados a partir de las hojas de los arbustos, las bandas más importantes estuvieron ubicadas en el visible (400-700 nm), borde rojo (700-750 nm) y en la primera parte del infrarrojo de onda corta (1300-1900 nm), aparentemente asociadas a cambios en la estructura de la vegetación, en particular los cambios en el índice de área foliar. Algunas bandas individuales importantes detectadas están vinculadas con la fenología del arbusto, los cambios en el contenido de agua del dosel o la concentración de lignina.

- Los modelos generados son promisorios para su aplicación en la cuantificación de la densidad de arbustos en pastizales sobre aéreas extensas a partir de imágenes de satélite. Una vez removidos los efectos de la atmosfera sobre al reflectancia de la vegetación, es esperable lograr buenos resultados con imágenes hiperespectrales como las de Hyperion-EOS1, o multiespectrales como Landsat 8, principalmente durante el verano.

- Las técnicas desarrolladas abren la puerta para generar cartografías de la abundancia de arbustos, analizar su cambio a lo largo del tiempo y evaluar hipótesis sobre los controles de la arbustización. Estas cartografías permitirían mejorar los modelos sobre los intercambios de materia y energía en estos pastizales, logrando una descripción más acabada de los balances de carbono o las dinámicas de la productividad primaria

Apéndice 3.1: Resultados modelos PLSR

Resultados de los modelos PLSR para los diferentes momentos del año y para todos los datos juntos, considerando el componente analizado y la transformación utilizada. Para cada modelo se muestran los resultados utilizando como variables predictoras a todas las bandas (Martens: no) y utilizando solo aquellas variables elegidas en el mejor modelo luego de el análisis iterativo con el test de Marten (Martens: si) . M1: invierno; M2: primavera, M3: verano; M4: otoño. Transformaciones: No, sin transformar; Der 1, primera derivada; Der 2, segunda derivada; L₁₀(1/ref), pseudo-absorbancia; Der 1 L₁₀(1/ref); primera derivada de la pseudo-absorbancia; Cent & Scale, centrado y escalado. RMSEP, error cuadrático medio de predicción (Root Mean Square Error of Prediction); r², coeficiente de determinación; Sd/RMSEP, cociente entre el desvío estándar y el RMSEP; PCs, número de componentes principales (factores latentes)

Dataset	n	Comp	Transf	Martens	RMSEP	r ²	Sd/RMSEP	PCs				
M1	36	Hojas	No	no	2,87	0,789	1,61	4				
				si	2,739	0,808	1,68	3				
			Der 1	no	2,202	0,876	2,09	9				
				si	1,883	0,909	2,44	3				
			Der 2	no	2,588	0,829	1,78	8				
				si	2,111	0,886	2,18	2				
			L ₁₀ (1/ref)	no	2,969	0,775	1,55	4				
				si	3,097	0,755	1,49	3				
			Der 1 L ₁₀ (1/ref)	no	2,946	0,778	1,56	2				
				si	2,458	0,846	1,88	2				
			Cent & Scale	no	2,617	0,824	1,76	7				
				si	2,573	0,831	1,79	3				
			Leño	No	No	no	28,409	0,728	1,2	2		
						si	28,338	0,729	1,2	2		
					Der 1	no	26,635	0,761	1,28	2		
						si	22,972	0,822	1,48	2		
					Der 2	no	28,101	0,734	1,21	2		
						si	26,681	0,76	1,28	2		
		L ₁₀ (1/ref)			no	28,27	0,73	1,21	2			
					si	28,06	0,734	1,22	2			
		Der 1 L ₁₀ (1/ref)			no	27,77	0,74	1,23	2			
					si	26,518	0,763	1,29	2			
		Cent & Scale			no	26,29	0,767	1,3	8			
					si	25,581	0,779	1,33	4			
		Total			No	No	no	26,287	0,807	1,42	7	
							si	22,217	0,862	1,68	6	
						Der 1	no	27,886	0,783	1,34	2	
							si	27,512	0,789	1,36	2	
						Der 2	no	29,59	0,762	1,26	3	
							si	25,486	0,819	1,47	2	
			L ₁₀ (1/ref)	no		30,079	0,747	1,24	2			
				si		27,761	0,785	1,35	2			
			Der 1 L ₁₀ (1/ref)	no		28,843	0,768	1,3	2			
				si		27,383	0,791	1,37	2			
			Cent & Scale	no		26,583	0,803	1,41	8			
				si		25,594	0,817	1,46	6			
			M2	32		Hojas	No	no	4,27	0,828	1,73	2
								si	4,27	0,828	1,73	2
		Der 1			no		4,69	0,792	1,58	5		
					si		4,639	0,797	1,59	3		

		Der 2	no	4,929	0,771	1,5	4
			si	3,57	0,88	2,07	8
		L ₁₀ (1/ref)	no	3,893	0,857	1,9	3
			si	3,819	0,862	1,94	2
		Der 1 L ₁₀ (1/ref)	no	4,008	0,848	1,84	2
			si	3,858	0,86	1,92	2
		Cent & Scale	no	4,311	0,825	1,71	9
			si	4,311	0,825	1,71	9
	Leño	No	no	55,811	0,67	1,24	2
			si	53,855	0,693	1,28	2
		Der 1	no	58,332	0,639	1,19	2
			si	53,597	0,696	1,29	6
		Der 2	no	60,16	0,616	1,15	2
			si	56,987	0,656	1,21	4
		L ₁₀ (1/ref)	no	54,306	0,687	1,27	2
			si	54,061	0,69	1,28	2
		Der 1 L ₁₀ (1/ref)	no	55,206	0,677	1,25	3
			si	49,322	0,742	1,4	5
		Cent & Scale	no	60,287	0,615	1,15	5
			si	52,489	0,708	1,32	9
	Total	No	no	58,789	0,696	1,28	2
			si	58,744	0,697	1,28	2
		Der 1	no	62,226	0,66	1,21	2
			si	56,956	0,715	1,32	6
		Der 2	no	61,674	0,666	1,22	5
			si	61,674	0,666	1,22	5
		L ₁₀ (1/ref)	no	57,246	0,712	1,32	2
			si	56,904	0,715	1,33	2
		Der 1 L ₁₀ (1/ref)	no	58,061	0,704	1,3	3
			si	57,743	0,707	1,31	2
		Cent & Scale	no	64,415	0,635	1,17	6
			si	59,538	0,688	1,27	4
M3	32 Hojas	No	no	11,105	0,853	1,88	5
			si	10,374	0,872	2,01	3
		Der 1	no	10,539	0,868	1,98	3
			si	10,539	0,868	1,98	3
		Der 2	no	10,22	0,876	2,04	5
			si	9,605	0,89	2,17	4
		L ₁₀ (1/ref)	no	8,839	0,907	2,36	5
			si	8,595	0,912	2,43	4
		Der 1 L ₁₀ (1/ref)	no	8,221	0,92	2,54	4
			si	8,117	0,922	2,57	3
		Cent & Scale	no	11,621	0,839	1,79	5
			si	11,621	0,839	1,79	5
	Leño	No	no	45,775	0,799	1,61	10
			si	36,46	0,872	2,02	9
		Der 1	no	56,412	0,695	1,3	3
			si	56,412	0,695	1,3	3
		Der 2	no	56,046	0,699	1,31	3
			si	56,046	0,699	1,31	3
		L ₁₀ (1/ref)	no	60,449	0,65	1,22	5
			si	50,144	0,715	1,47	3
		Der 1 L ₁₀ (1/ref)	no	55,288	0,707	1,33	2
			si	53,767	0,723	1,37	2

		Cent & Scale	no	60,731	0,646	1,21	12
			si	60,731	0,646	1,21	12
	Total	No	no	54,249	0,822	1,68	10
			si	49,15	0,854	1,85	9
		Der 1	no	62,929	0,761	1,45	3
			si	61,269	0,773	1,48	5
		Der 2	no	62,926	0,761	1,45	3
			si	62,926	0,761	1,45	3
		L ₁₀ (1/ref)	no	66,113	0,736	1,38	5
			si	35,116	0,926	2,59	17
		Der 1 L ₁₀ (1/ref)	no	60,65	0,778	1,5	3
			si	60,204	0,781	1,51	2
		Cent & Scale	no	77,264	0,64	1,18	5
			si	77,264	0,64	1,18	5
M4	40 Hojas	No	no	6,833	0,778	1,32	5
			si	6,833	0,778	1,32	5
		Der 1	no	5,426	0,86	1,66	10
			si	5,426	0,86	1,66	10
		Der 2	no	7,402	0,739	1,22	8
			si	7,315	0,745	1,23	3
		L ₁₀ (1/ref)	no	6,69	0,787	1,35	7
			si	5,709	0,845	1,58	4
		Der 1 L ₁₀ (1/ref)	no	5,719	0,844	1,58	7
			si	5,428	0,86	1,66	4
		Cent & Scale	no	7,152	0,817	0,99	1
			si	7,622	0,723	1,18	3
	Leño	No	no	35,351	0,63	1,12	2
			si	32,139	0,694	1,23	3
		Der 1	no	34,914	0,639	1,13	3
			si	34,914	0,639	1,13	3
		Der 2	no	34,94	0,638	1,13	3
			si	32,834	0,681	1,21	5
		L ₁₀ (1/ref)	no	35,582	0,625	1,11	5
			si	35,582	0,625	1,11	5
		Der 1 L ₁₀ (1/ref)	no	38,809	0,554	1,02	1
			si	38,218	0,567	1,04	2
		Cent & Scale	no	37,403	0,586	1,06	2
			si	37,387	0,686	1,06	2
	Total	No	no	39,62	0,693	1,19	5
			si	36,895	0,734	1,27	3
		Der 1	no	40,737	0,676	1,15	3
			si	40,737	0,676	1,15	3
		Der 2	no	41,195	0,668	1,14	3
			si	38,245	0,714	1,23	5
		L ₁₀ (1/ref)	no	43,763	0,626	1,07	3
			si	42,727	0,643	1,1	2
		Der 1 L ₁₀ (1/ref)	no	42,753	0,643	1,1	5
			si	35,935	0,748	1,31	3
		Cent & Scale	no	44,366	0,615	1,06	2
			si	43,875	0,624	1,07	2
Todos	140 Hojas	No	no	7,8	0,788	1,68	7
			si	7,8	0,788	1,68	7
		Der 1	no	7,869	0,784	1,67	5
			si	7,296	0,814	1,8	5

	Der 2	no	7,94	0,78	1,65	6
		si	6,959	0,831	1,89	8
	L ₁₀ (1/ref)	no	7,84	0,785	1,68	6
		si	7,724	0,792	1,7	5
	Der 1 L ₁₀ (1/ref)	no	7,656	0,795	1,72	5
		si	7,116	0,823	1,85	5
	Cent & Scale	no	10,381	0,624	1,27	11
		si	9,301	0,698	1,41	7
Leño	No	no	45,178	0,674	1,23	7
		si	45,178	0,674	1,23	7
	Der 1	no	45,391	0,671	1,22	6
		si	44,877	0,679	1,24	4
	Der 2	no	45,528	0,669	1,22	6
		si	44,7	0,681	1,24	4
	L ₁₀ (1/ref)	no	44,405	0,685	1,25	7
		si	44,405	0,685	1,25	7
	Der 1 L ₁₀ (1/ref)	no	43,838	0,693	1,27	5
		si	43,125	0,703	1,29	4
	Cent & Scale	no	58,779	0,449	0,95	13
		si	54,057	0,534	1,03	10
Total	No	no	49,294	0,723	1,35	8
		si	48,154	0,736	1,38	5
	Der 1	no	50,308	0,711	1,32	5
		si	48,25	0,735	1,38	5
	Der 2	no	49,599	0,719	1,34	6
		si	48,532	0,731	1,37	5
	L ₁₀ (1/ref)	no	49,046	0,458	1,35	7
		si	47,683	0,487	1,39	4
	Der 1 L ₁₀ (1/ref)	no	47,563	0,742	1,4	5
		si	46,898	0,749	1,42	4
	Cent & Scale	no	68,085	0,471	0,97	11
		si	58,348	0,612	1,14	11

Apéndice 3.2: Tablas de contingencia, capacidad de detección cualitativa

Tablas de contingencia entre los valores medidos de la biomasa de arbustos (para el componente hojas) y los estimados por el mejor modelo PLSR, en términos cualitativos. Los valores medidos y estimados de la biomasa de arbustos fueron transformados en variables categóricas. La separación de los datos en tres categorías se realizó dividiendo los datos reales (medidos) a partir de los valores de los terciles (excluyendo del cálculo de los terciles a las parcelas con remoción total de la biomasa de arbustos): las parcelas con baja densidad (1) son aquellas con biomasa de hojas por debajo del percentil 33; las de densidad media (2), aquellas con valores de biomasa entre el percentil 33 y el 66; y las de alta densidad (3), aquellas con biomasa por encima del percentil 66.

Muestreo 1 (invierno):

		Medida			Total
		1	2	3	
Estimada	1	17	2	0	19
	2	1	6	1	8
	3	0	1	8	9
Total		18	9	9	36

Muestreo 2 (primavera):

		Medida			Total
		1,00	2,00	3,00	
Estimada	1,00	13	3	1	17
	2,00	3	4	1	8
	3,00	0	1	6	7
Total		16	8	8	32

Muestreo 3 (verano):

		Medida			Total
		1,00	2,00	3,00	
Estimada	1,00	14	1	0	15
	2,00	2	7	2	11
	3,00	0	0	6	6
Total		16	8	8	32

Muestreo 4 (otoño):

		Medida			Total
		1,00	2,00	3,00	
Estimada	1,00	15	2	1	18
	2,00	5	7	4	16
	3,00	0	1	5	6
Total		20	10	10	40

Todos los datos juntos

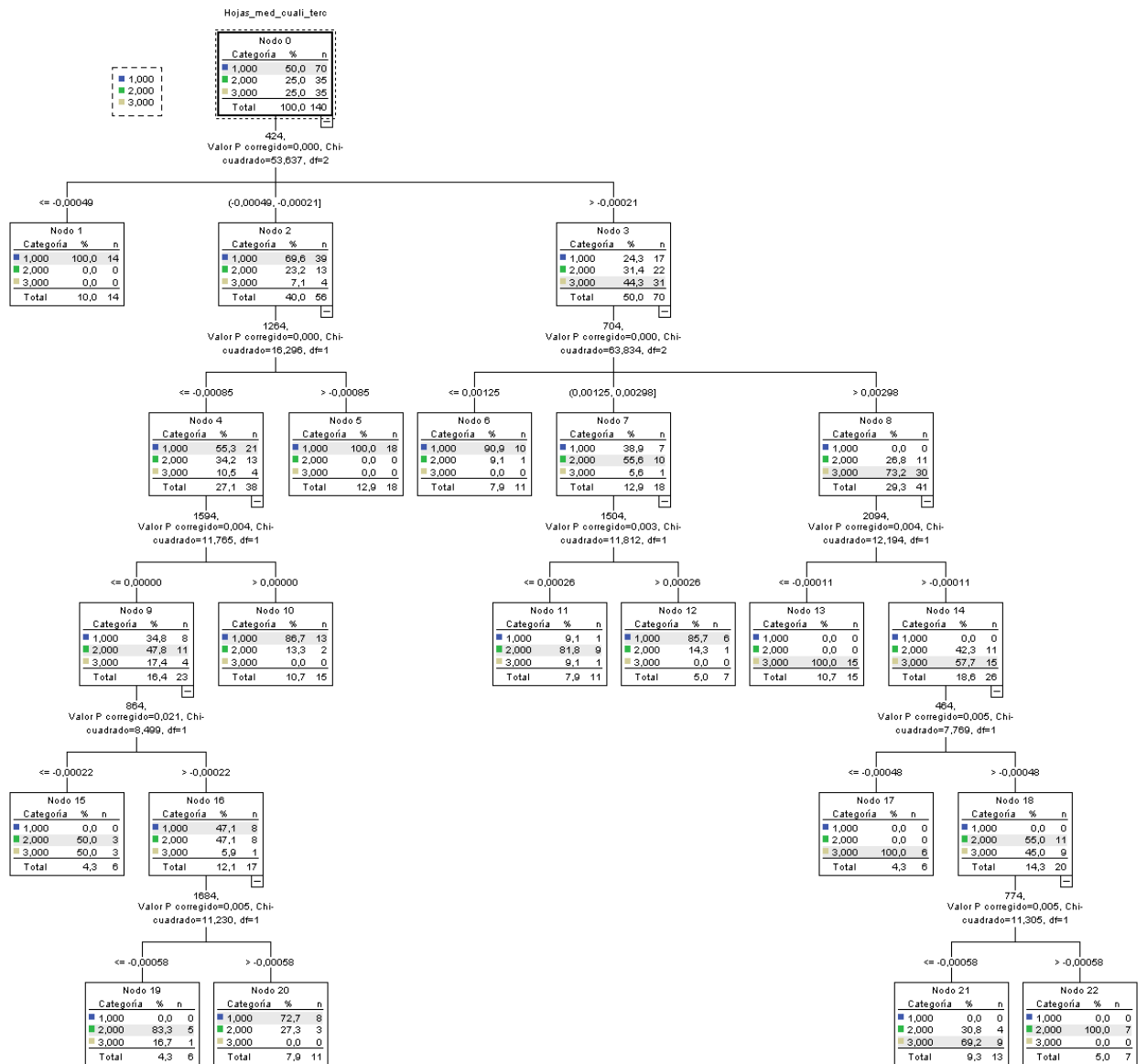
		Medida			Total
		1	2	3	
Estimada	1	50	13	1	64
	2	19	16	12	47
	3	1	6	22	29
Total		70	35	35	140

Apéndice 3.3: Clasificación de densidad de arbustos mediante arboles de decisión

Resultados de la clasificación de la densidad de arbustos en tres categorías (alta media y baja) a partir de la energía reflejada en diferentes longitudes de onda mediante arboles de decisión. Se consideró como variable dependiente a la densidad de arbustos medida exclusivamente a partir del componte hojas “(Hojas_med_cuali_terc”) y como variables independientes a la energía reflejada en las diferentes longitudes de onda. La separación en tres categorías es la siguiente: las parcelas con baja densidad son aquellas con biomasa de hojas por debajo del percentil 33; las de densidad media, entre el percentil 33 y el 66; y las de alta densidad, por encima del percentil 66. El método crecimiento del árbol utilizado fue CHAID (Detección automática de interacciones mediante chi-cuadrado: CHi-square Automatic Interaction Detection). La figura muestra el árbol generado con sus correspondientes reglas de clasificación.

Resumen del modelo

	Método de crecimiento	CHAID	
	Variable dependiente	Hojas_med_cuali_terc	
	Validación	Validación cruzada	
Especificaciones	Máxima profundidad de árbol		5
	Mínimo de casos en un nodo filial		10
	Mínimo de casos en un nodo parental		5
	Variables independientes incluidas	424,, 1264,, 1594,, 864,, 1684,, 704,, 1504,, 2094,, 464,, 774,	
Resultados	Número de nodos		23
	Número de nodos terminales		13
	Profundidad		5



Capítulo 4: Cambios en el uso y la cobertura del suelo en los Pastizales del Río de la Plata

4.1 Introducción

La humanidad transforma el paisaje para obtener comida, fibras, combustibles y otros bienes provistos por los ecosistemas. Sanderson et al. (2002), estiman que el 83 % de la superficie terrestre esta directa o indirectamente influenciada por la acción del hombre. Tilman et al. (2001), calcularon que alrededor de 4 millones de hectáreas por año de vegetación natural se destinaron a agricultura en los últimos 40 años. Los cultivos y las pasturas dedicadas a la producción ganadera cubren el 40 % de la superficie terrestre libre de hielos (Ramankutty & Foley 1999).

Los cambios en el uso y cobertura del suelo se asocian a un conjunto complejo de procesos naturales y humanos que operan a diferentes escalas espaciales y temporales (Houghton, 1994; Vitousek et al., 1997; Sanderson et al., 2002). Según Lambin et al. (2001), las respuestas individuales de las personas a las oportunidades económicas, mediadas por factores institucionales, impulsan los cambios en el uso/cobertura del suelo. En este sentido, las oportunidades y restricciones para la conversión de una determinada porción de territorio dependen de políticas y mercados locales y nacionales, con la globalización actuando como el principal determinante al amplificar o atenuar los factores locales y nacionales (Lambin et al., 2001).

Las consecuencias de estos cambios en el uso del suelo son profundas. La pérdida de hábitat por sustitución de las coberturas originales es el factor más importante en la crisis global de biodiversidad (Sala et al., 2000; Pimm & Raven, 2000). Por su parte la disminución de la cobertura natural ha modificado los ciclos biogeoquímicos (Vitousek et al., 1997; Houghton et al., 2001) y el clima (Pielke et al., 2002; Gibbard et al., 2005). Este conjunto de cambios en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas posiciona al cambio del uso/cobertura del suelo como uno de los principales determinantes del Cambio Global (Foley et al., 2005) y a llevado a la merma en la provisión de bienes y servicios que los ecosistemas brindan a los humanos, afectando en última instancia su bienestar (Daily, 1997).

El creciente número de sensores montados en plataformas satelitales y aerotransportadas y las mejoras introducidas en los mismos han cambiado la capacidad de observación de la superficie terrestre (Turner et al., 2007). A pesar del avance tecnológico, la ausencia de series temporales ininterrumpidas lo suficientemente largas para reflejar dinámicas socio-ecológicas constituye un problema importante. La evaluación de los Ecosistemas del Milenio (Millennium Ecosystem Assessment) identifica a la falta de series temporales de información sobre el cambio en el uso del suelo, como uno de los principales vacíos a la hora de asesorar a los tomadores de decisión sobre las consecuencias de los cambios en los ecosistemas sobre el bienestar humano (Carpenter et al., 2006). La comunidad científica y política, necesita de mapas recientes del uso/cobertura del suelo y sus cambios para realizar un seguimiento de cómo diferentes factores afectan los cambios en el uso del suelo y cuáles son sus efectos (Clark et al., 2012).

América Latina es una de las porciones del mundo como mayores tasas de cambio en el uso/cobertura del suelo en los últimos tiempos. Dentro de América Latina, Argentina, Brasil y Uruguay están entre los países que presentan los cambios porcentuales más grandes del área sembrada con cultivos agrícolas (Faostat, 2013). Los cambios documentados en el uso/cobertura del suelo relacionados con esta expansión agrícola incluyen fundamentalmente la sustitución de bosques por cultivos o pasturas implantadas. Graeesser et al. (2015), reportan trabajos en la selva amazónica de Brasil (Laurance, 2007; Morton et al., 2006; Walker et al., 2009; Rudorff et al., 2011), Bolivia (Marsik et al., 2011; Müller et al., 2012) o Colombia (Etter et al., 2006), el chaco en Paraguay (Huang et al., 2009; Caldas et al., 2015) y Argentina (Grau et al., 2005a; Grau et al., 2005b; Zak et al., 2008) u otros ejemplos de deforestación para agricultura en México (Chowdhury, 2006), Venezuela (Portillo-Quntero et al., 2012) o Guatemala (López-Carr, 2012). Prácticamente no existen trabajos que reporten cambios en el uso/cobertura del suelo en el cono sur de América del Sur (ver no obstante Volante et al., 2015) y menos aun, la sustitución de pastizales naturales por otros usos del suelo, en concordancia con el trabajo de Overbek et al. (2007), que define a los pastizales naturales como el "bioma olvidado".

Los Pastizales del Río de la Plata constituyen una de las áreas más extendidas de pastizales naturales en el mundo, abarcando una superficie de más de 70 millones de hectáreas, cubriendo la gran planicie del centro-este de Argentina, Uruguay y el sur del Brasil (Soriano, 1991). En las últimas décadas las zonas ocupadas por este ecosistema han sido reemplazadas fundamentalmente por cultivos, pasturas implantadas y forestaciones (Baeza et al., 2011; 2014; Jobbágy et al., 2006; Paruelo et al., 2001a; 2006). Si bien existen todavía relictos de pastizales naturales, estos se encuentran únicamente en zonas marginales de la región, en donde la agricultura o la ganadería intensiva no son actividades económicamente rentables (Krapovickas & Di Giacomo, 1998; Paruelo et al., 2007).

4.1.1 Antecedentes de clasificaciones de uso/cobertura del suelo en el área de estudio

Las descripciones del área de estudio existentes hasta el momento, si exceptuamos las continentales o globales, cubren porciones aisladas de los PRP. Baldi et al. (2006, 2008), describen las principales subdivisiones de los PRP a través clasificaciones del uso/cobertura del suelo de un conjunto de imágenes Landsat distribuidas por la región. Baeza et al. (2011), describen la distribución espacial de diferentes unidades de pastizales naturales en las regiones geomorfológicas de Uruguay predominantemente ganaderas. En Brasil, Hasenack & Cordeiro (2006) cartografían el uso/cobertura del suelo del bioma pampa (que coincide aproximadamente con la porción brasilera de los PRP).

A escalas continental y global la región de los PRP ha sido descrita en varios trabajos. A escala global y a partir de imágenes de IVN del sensor AVHRR, DeFries et al.

(1998) y Hansen et al. (2000), generan mapas de uso/cobertura del suelo para todo el mundo con resoluciones de 8x8 y 1x1 km, respectivamente. Ambos trabajos alcanzan una muy buena exactitud global, en el entorno de entre 80 y 90%, pero clasifican la mayor parte de los PRP como cultivos, aun en áreas donde claramente estos están ausentes (Pampa inundable o grandes zonas de suelos superficiales como la Cuesta Basáltica o las Sierras del Este en Uruguay, o las Sierras del Sudeste Riograndense en Brasil). Friedl et al. (2010), presentan las características para la generación de mapas de uso/cobertura del suelo a partir de datos del sensor MODIS (fundamentalmente la reflectancia de las bandas 1 a 7 y series temporales de índices de vegetación), por el MODIS LAND SCIENCE TEAM. Estos mapas tienen una resolución espacial de 500 m y una resolución temporal anual. El mapa del año 2005 presentó una exactitud global en el entorno del 75 % y errores importantes para clases muy relevantes en los PRP como los pastizales y la agricultura. Otro ejemplo de clasificaciones a nivel global es el producto GLOBCOVER (Arino et al. 2008), consistente en un mapa global con 300 m de resolución espacial, para los años 2005 y 2006, construido a partir de series temporales de imágenes de ENVISAT y MERIS. El producto GLOBCOVER tuvo una exactitud global de 77,9% con precisiones de usuario de 82,7 % para las clases cultivadas y manejadas y 69,5% para vegetación natural y seminatural (errores de comisión de 17,3 y 30,5% respectivamente).

A nivel continental Eva et al. (2004), generan un mapa de Sudamérica a partir de datos de varios satélites, con técnicas de clasificación que cambian para las diferentes clases cartografiadas. La evaluación de este producto es muy genérica y resulta de la comparación de tres categorías (Bosques, vegetación natural no boscosa y agricultura) con mapas auxiliares parciales, alcanzando correlaciones moderadas ($r^2 \approx 50$). Clark et al. (2012), a partir de series temporales del sensor MODIS, clasifican el uso/cobertura del suelo de todo Latinoamérica y el Caribe a intervalos anuales desde el año 2000 al 2010. Los mapas tienen una resolución espacial de 250 m y alcanzan una exactitud general de 80% con un esquema de 8 clases, y de 85% con un esquema de 5 clases (uniendo por ejemplo las clases agriculturas y herbáceas, debido a su alto grado de mezcla). Blanco et al. (2013), generan un mapa para América Latina y el Caribe para el año 2008, con una resolución de 500 m, a partir de series temporales MODIS. El mapa, que presentó una exactitud global de 84% y precisiones de usuario del 76 y 70% para pastizales subtropicales y agricultura respectivamente (errores de comisión de 24 y 30% respectivamente), clasifica el territorio Uruguayo como pastizales subtropicales casi sin presencia agrícola salvo en el noreste del territorio, y la casi totalidad de la Pampa y la porción brasilera de campos del norte, como agricultura. Graesser et al. (2015), usando la misma metodología que Clark et al (2012), analizan la evolución de las tierras de pastoreo (pastizales, sabanas) y los cultivos en América latina, entre 2001 y 2013. La exactitud de los mapas fue evaluada exclusivamente con el mapa del año 2013, presentando una exactitud global de 67% y errores de comisión de 38 y 37%, para tierras de pastoreo y cultivos respectivamente.

A una escala intermedia entre las clasificaciones locales y las continentales, Volante et al. (2015), generan clasificaciones del uso agrícola para Argentina, Bolivia, Chile, Paraguay y Uruguay, para los años 2000/01 y 2010/11, y evalúan los cambios ocurridos entre ambos periodos. Este trabajo no contempla en su totalidad a los PRP al dejar fuera del análisis a la porción brasilera del área de estudio. Volante et al. (2015), discriminan en tres categorías agrícolas (Cultivos de Invierno, Cultivos de Verano y doble cultivo) a partir de firmas fenológicas derivadas de series temporales MODIS. Las clasificaciones son evaluadas únicamente en el noroeste argentino, comparando los resultados con los obtenidos de la interpretación visual de imágenes Landsat, alcanzando exactitudes globales en el entorno del 80% y sin reportar errores de comisión ni omisión, ni evaluando la distribución del error

4.1.2 Antecedentes de evaluación del cambio en el uso del suelo en el área de estudio

La evolución temporal del uso/cobertura del suelo en el área de estudio, también ha sido poco estudiada. Baldi et al. (2008), analizan los cambios en la composición y configuración del paisaje de las escenas Landsat cartografiadas para dos periodos de tiempo (1985/1989 -2002/2004). Cordeiro & Hasenack (2009), analizan los cambios en el uso/cobertura del suelo en la porción brasilera del área de estudio, comparando los resultados de la clasificación de Hasenack & Cordeiro (2006), con una clasificación de imágenes de satélite de la década de los 70. A través de datos provenientes de censos y estadísticas agropecuarias, Viglizzo et al. (2011,) analizan los cambios ocurridos a lo largo de 50 años en la porción Argentina del área de estudio, analizando tres periodos de tiempo: 1960, 1986/1990 y 2000/2005. Volante et al. (2015), evalúan los cambios ocurridos entre dos clasificaciones, una del año 2000/2001 y otra del año 2010/2011. Algunos trabajos recientes a nivel continental describen el cambio en el uso/cobertura del suelo con base anual. Clark et al. (2012), realizan mapas anuales de uso/cobertura del suelo para todo Latinoamérica y el Caribe, evaluando los cambios ocurridos en el periodo 2001-2010 a nivel de municipios. La evaluación de los cambios es realizada en tres grandes categorías (Bosques, mezclas de Bosques y plantaciones de especies arbóreas y agricultura-herbáceas), sin discriminar lo ocurrido en dos categorías centrales en los PRP, la agricultura y los recursos forrajeros perennes. Graesser et al. (2015), describen los cambios ocurridos en América Latina, en términos de dos categorías muy importantes para los PRP, las tierras de pastoreo y la agricultura, pero dado el análisis a escala continental, los cambios ocurridos a la interna de los PRP son escasamente discutidos. En esta tesis, se brinda una descripción de los cambios ocurridos en los últimos 15 años, con base anual y para todo el bioma Pastizales del Rio de la Plata, con un análisis subregional de los patrones de uso/cobertura del suelo y sus cambios a lo largo del tiempo.

4.1.3 *Objetivos*

En este capítulo se utilizan las técnicas desarrolladas en el capítulo 2, para cartografiar el uso/cobertura del suelo y sus cambios a lo largo del tiempo en todo el bioma Pastizales del Rio de la Plata, durante los primeros 15 años del siglo XXI. Los mapas generados y el análisis de los cambios, son discutidos a nivel de subregiones más o menos homogéneas de lo PRP según las divisiones propuestas por Soriano (1991). Los objetivos específicos del presente capítulo son:

- Generar mapas anuales de uso/cobertura del suelo de los PRP para el periodo 2000-2014
- Analizar los patrones de cambio en el uso/cobertura del suelo ocurridos en dicho período
- Discutir los patrones espaciales y temporales de los cambios ocurridos
- Analizar la adecuación de la técnica utilizada y sus potenciales mejoras

4.2 **Materiales y Métodos**

4.2.1 *Área de estudio*

Los Pastizales del rio de la Plata (PRP), según los define Soriano (1991), cubren aproximadamente 70 millones de ha, abarcando el sur de Brasil, Uruguay y el centro-este de Argentina. De acuerdo a la base cartográfica, el área cubierta por esta región es algo mayor, algo más de 82.5 millones de hectáreas. La temperatura media anual varía de 13° C en el sur hasta los 20°C en el Norte, y la precipitación presenta un gradiente Suroeste-Noreste con valores de 400 mm/año en el suroeste hasta 1800 mm/año en el noreste (Baldi et al., 2008). En la porción Argentina de los PRP los suelos, desarrollados sobre sedimentos cuaternarios, cambian en un gradiente oeste-este de Entisoles mólicos con incipiente diferenciación, a Mollisoles bien desarrollados con alta acumulación de arcilla en horizontes subsuperficiales, y tienen en general, altos niveles de materia orgánica y saturación de bases, lo que los hace muy aptos para la agricultura. Las porciones más bajas y planas del paisaje se caracterizan por la presencia de suelos sódicos e/o hidromórficos con mayores restricciones para la agricultura (Paruelo et al., 2007). En la porción correspondiente a Uruguay y Brasil, una combinación más compleja de materiales generadores y topografía, genera una mayor variedad de suelos, con Mollisoles bien desarrollados que ocurren frecuentemente, pero también suelos poco profundos sobre afloramientos rocosos (Entisoles) y suelos con poca saturación de bases (Alfisolos, Inceptisolos y Oxisolos) (Paruelo et al., 2010). La vegetación dominante en la región son pastizales conformados por diferentes combinaciones de pastos C₃ y C₄ y un conjunto amplio de hierbas (Soriano 1991; Perelman et al., 2001; Overbeck et al., 2007; Lezama et al., 2011). Los PRP están y han estado sometidos a un intenso proceso de cambio en el uso del suelo desde el comienzo del siglo 20 (Hall et al., 1992), principalmente por la sustitución de pastizales

naturales por cultivos anuales o forrajeros, pero también por al avance de la forestación comercial (Paruelo et al., 2007; Jobbagy et al., 2006).

Los pastizales del Río de la Plata son divididos por Rolando Leon (en Soriano, 1991) en varias subregiones en función de su geomorfología, suelos, drenaje y su vínculo con la vegetación natural y el uso del suelo. Estas subregiones son la Pampa Ondulada, la Pampa Interior (a su vez con 2 subdivisiones, Plana y Oeste), la Pampa Austral, la Pampa Inundable, la Pampa Mesopotámica, los Campos del Sur y los Campos del Norte (Fig. 4.1). Detalles sobre su definición y vegetación pueden verse en Soriano (1991).

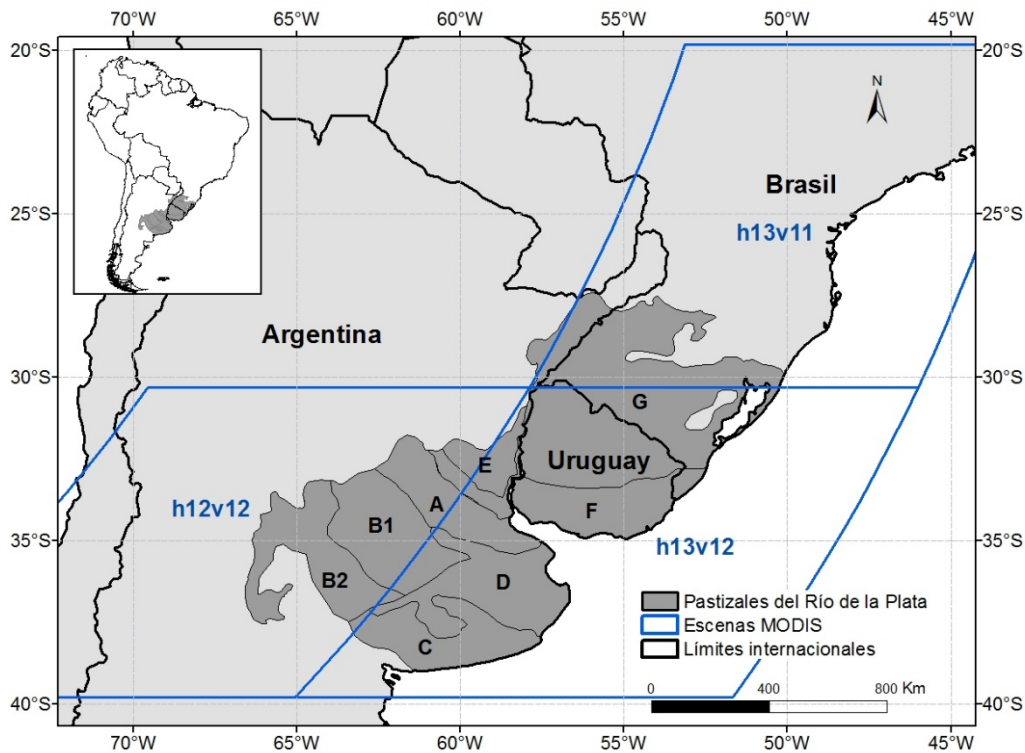


Figura 4.1: Ubicación geográfica de los Pastizales del Río de la Plata en el sur de Sudamérica y los límites de sus diferentes subregiones: A) Pampa Ondulada. B1) Pampa Interior Plana B2) Pampa Interior Oeste. C) Pampa Austral. D) Pampa Inundable. E) Pampa Mesopotámica. F) Campos del Sur. G) Campos del Norte. Adaptado de Soriano 1991. En azul se muestran las tres escenas MODIS utilizadas en las clasificaciones del uso/cobertura del suelo realizadas.

4.2.2 Proceso de Clasificación

Las clasificaciones realizadas implican la utilización de información fenológica de los diferentes usos/coberturas del suelo obtenida a partir de imágenes del sensor MODIS, la obtención de datos de "verdad terrestre" a partir de recorridos de campo, la digitalización de lotes "puros" (pertenecientes a una única clase de uso/cobertura del suelo) en imágenes de alta resolución espacial (Landsat), el cruce de dicha información y su clasificación a partir de árboles de decisión. Dada la extensión del área de estudio y sus diferencias internas (tipos de suelo, topografía, clima, etc), las clasificaciones fueron generadas de forma independiente para cada subregión de los pastizales del

Río de la plata. De esta manera se intenta separar comportamientos fenológicos diferentes en un mismo tipo de uso/cobertura del suelo, que dependen de su ubicación en el área de estudio y no del tipo de cobertura. Así por ejemplo, un cultivo de verano que es sembrado mas tarde en la estación de crecimiento en la Pampa Austral que en Campos del Norte, será clasificado de forma independiente en ambas regiones, disminuyendo la variabilidad interna de esta categoría. Por otro lado, dado la estructura de la base de datos, las clasificaciones de cada subregión fueron separadas en dos periodos, clasificando de forma independiente el uso/cobertura del suelo para las campañas agrícolas de invierno y verano. Adicionalmente, en aquellas subregiones de los PRP que son cubiertas por más de una escena MODIS (unidad espacial de almacenamiento de los productos del sensor MODIS) las clasificaciones fueron generadas para cada escena por separado y unidas a posteriori. Finalmente este proceso fue realizado para 14 años de datos MODIS, uniendo los mapas de ambas campañas (invierno, verano) para generar mapas del año agrícola (ver más adelante). La Figura 4.2 sintetiza los pasos realizados para la obtención de los diferentes mapas de uso/cobertura del suelo. A continuación se detallan los insumos utilizados así como los diferentes pasos intervinientes en el proceso de clasificación.

4.2.2.1 Obtención y procesamiento de Imágenes de IVN-MODIS

Para clasificar el área de estudio se utilizaron series temporales de imágenes de IVN del sensor MODIS, en particular el producto MOD13Q1 "Vegetation Indices 16-Day L3 Global 250m" (MOD13Q1) obtenido a través del Land Processes Distributed Active Archive Center: EOS Data Gateway. Este producto es provisto con una resolución temporal de 16 días y consiste en una imagen compuesta por el mejor valor diario, en ese intervalo de 16 días, para cada pixel de la imagen. Las imágenes poseen una resolución espacial de aproximadamente 250 m y son provistas en celdas de 10 x10 grados (escenas), codificadas de acuerdo a su posición horizontal y vertical en una grilla que cubre todo el planeta. Los pastizales del Rio de la Plaza quedan cubiertos prácticamente en su totalidad por las escenas MODIS h13v11 (i.e. horizontal 13, vertical 11), h12v12 y h12v13. La escena h12v12, cubre solo un 0,7 % del área de estudio y fue excluida del análisis. Se utilizaron series temporales de estas tres escenas desde la puesta en funcionamiento del sensor, en febrero del 2000 hasta el 2014, que fueron sometidos a un filtro de calidad y un proceso de interpolación. Cada imagen de IVN-MODIS posee como producto asociado una imagen de calidad de los datos píxel a píxel; de esta forma para cada píxel de la imagen de IVN uno conoce la información sobre la construcción de ese valor, la calidad del dato generado en función del tipo de método y datos utilizados, cantidad de aerosoles en la atmósfera, presencia de nubes, etc. (Roy et al, 2002). Las imágenes utilizadas fueron filtradas para obtener píxeles con valores de IVN libres de nubes, sombras y con baja presencia de aerosoles en la

atmósfera. Aquellos píxeles que no cumplieron estos requisitos fueron enmascarados y sustituidos por el valor promedio entre la fecha anterior y posterior (Interpolado).

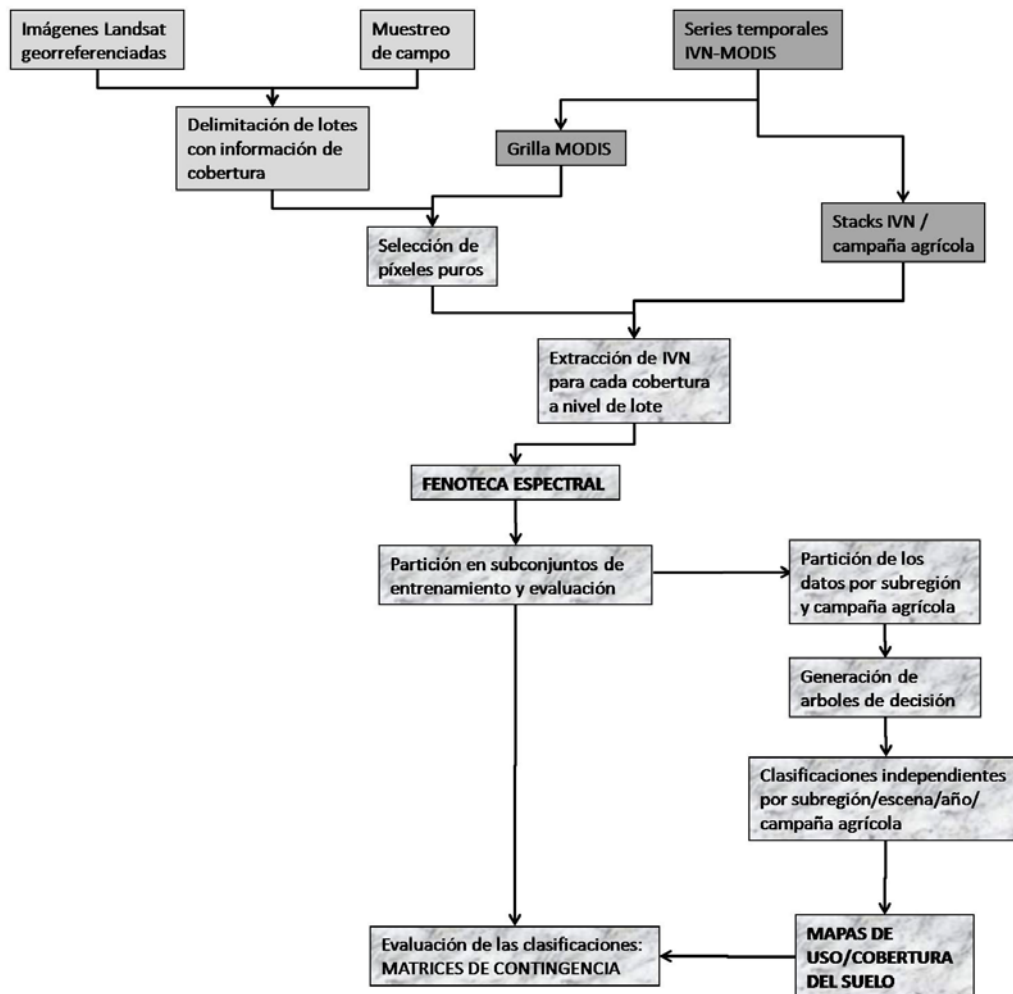


Figura 4.2: Diagrama de flujo que resume los principales insumos y pasos realizados para la obtención de los mapas de cobertura/uso del suelo y su evaluación

Las series temporales filtradas e interpoladas fueron reagrupadas por año y por campaña agrícola. Las series temporales correspondientes a las campañas agrícolas de invierno agrupan imágenes de IVN en el periodo comprendido entre el 9 de mayo de un año y el 3 de enero del año siguiente (15 imágenes, 1 cada 16 días). Las series temporales correspondientes a las campañas agrícolas de verano agrupan imágenes de IVN correspondientes al periodo comprendido entre el 1° de noviembre de un año y el 24 de mayo del año siguiente (13 imágenes, 1 cada 16 días). Cada una de estas imágenes a intervalos de 16 días recibe de aquí en mas el nombre de "Banda". Se generaron en total 14 series temporales para las campañas de invierno y 14 para las campañas de verano, para cada una de las escenas MODIS involucradas en el proceso de clasificación. Adicionalmente para cada una de estas nuevas series temporales se calcularon una serie de variables sintéticas que resumen la variación temporal de los

valores de IVN para cada pixel y en cada serie, que aportan información importante sobre la fenología de las diferentes coberturas del suelo. Las variables calculadas en cada serie temporal fueron: el valor promedio de IVN (IVN-Prom); el valor máximo (IVN-Max) y mínimo de IVN (IVN-Min); la diferencia entre el valor máximo y mínimo de IVN (IVN-Rango); el rango relativo de los valores de IVN (IVN-Rrel), calculado como $IVN-Rango / IVN-Prom$; el desvío estándar en los valores de IVN (IVN-SD); y la suma anual de los valores de IVN, calculada como la suma para cada pixel de todos los valores de IVN de la serie temporal (IVN-Sum).

4.2.2.2 Obtención y procesamiento de los datos de campo

La información de campo proviene de recorridos por el área de estudio donde se registró mediante GPS la ubicación y el tipo de uso/cobertura del suelo de un gran número de lotes/potreros. La base de datos completa contó con información de 20146 lotes distribuidos en la mayor parte del área de estudio y para diferentes años, exceptuando la Pampa mesopotámica y la porción brasilera de Campos del Sur y del Norte. La mayor parte de los datos de campo en la porción uruguaya del área de estudio fueron relevados para este trabajo, mientras que en la Pampa provienen de una serie de proyectos con diferentes intereses. La base de datos de campo final consiste en un archivo de puntos en formato vectorial que registra la posición en el espacio, la fecha de muestreo, la campaña agrícola (invierno o verano) y el tipo de uso/cobertura del suelo, la Figura 4.3 muestra la distribución espacial de la información de campo. El archivo de puntos con información de campo fue superpuesto a imágenes de alta resolución espacial, (Landsat 5 TM, o Landsat 7 ETM) delimitando los límites de los diferentes potreros. Las imágenes Landsat fueron obtenidas por cortesía del US Geological Survey (<http://www.usgs.gov>), y en todos los casos representa la imagen Landsat, libre de nubes, más cercana a la fecha del muestreo. Se generó un nuevo archivo vectorial, ahora de polígonos, que registra además de la información de campo, la forma y ubicación de los diferentes lotes.

Los lotes con la información de campo fueron superpuestos a las series temporales de IVN-MODIS de forma de extraer la información sobre la fenología de cada lote. Para esto se construyó una grilla vectorial con las imágenes de IVN-MODIS donde cada celda de la grilla coincide exactamente con la posición de un pixel MODIS. Se seleccionaron todos aquellos píxeles MODIS completamente incluidos dentro de los lotes para extraer la información de la fenología. A cada uno de estos diferentes píxeles puros se le asignó la misma información de campo almacenada en los diferentes lotes. De forma de evitar discrepancias geográficas entre diferentes sistemas de análisis espacial, la información de cada lote y cada pixel puro fue asociada al centroide de los píxeles puros, manteniendo además de la información de campo, un identificador único del lote. Una parte importante de los lotes no contuvo al menos un pixel MODIS completamente incluido dentro de sus límites, por lo que fueron

excluidos del análisis. La base de datos final utilizada para extraer la información de la fenología contó con 11927 lotes que contenían completamente al menos un píxel MODIS. Todas las operaciones SIG se realizaron con ArcGIS 10. El archivo final de puntos (centroides) con toda la información fue exportado a ENVI 4.7 para la extracción de la información fenológica.

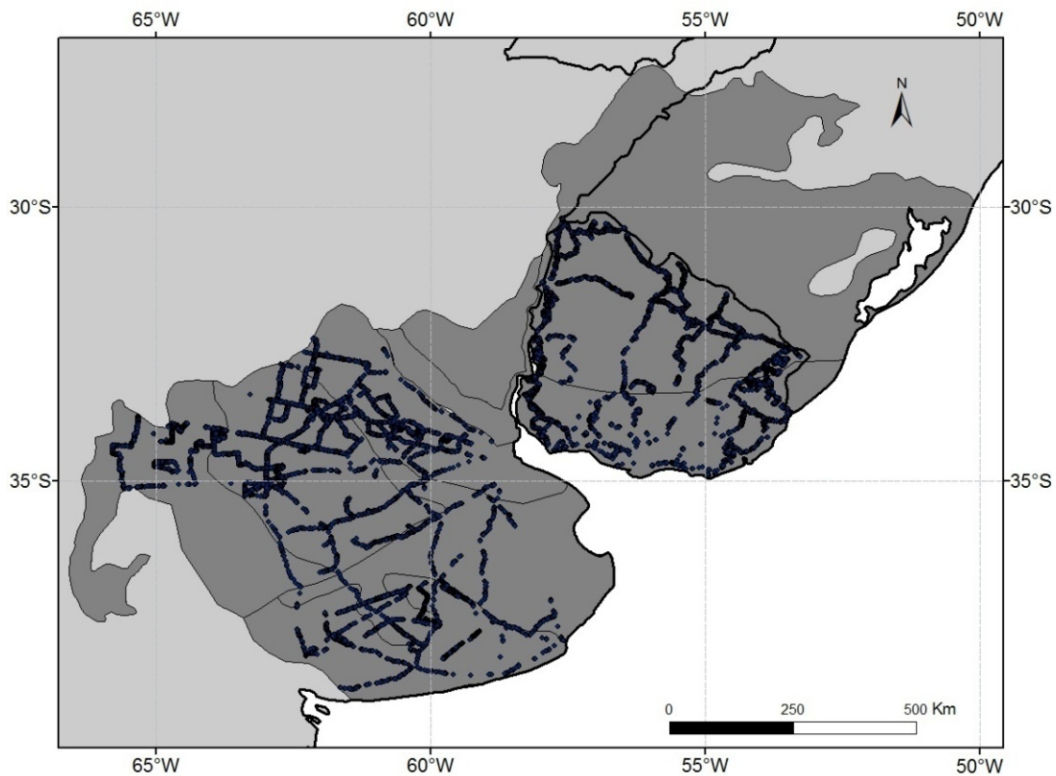


Figura 4.3: Ubicación espacial de los datos de campo en el área de estudio

4.2.2.3 Generación de la Fenoteca espectral

El comportamiento del IVN de un determinado píxel a lo largo de una estación de crecimiento es denominado "firma fenológica" ya que permite ver la dinámica de los cambios estacionales de la vegetación. Denominamos "Fenoteca Espectral" al conjunto de firmas fenológicas de diferentes coberturas derivadas de datos espectrales. Una "Fenoteca Espectral" es una base de datos donde cada registro corresponde a la firma fenológica de una determinada cobertura en una determinada situación (fecha de siembra, grado de fertilización, clima, pastoreo, etc.) (Bagnato et al., 2012).

Para la generación de la base de datos, cada uno de los píxeles puros con la información de campo y lote, fue superpuesto a la serie temporal correspondiente (año, campaña y escena) extrayendo los valores de IVN y las variables sintéticas detalladas más arriba. En total se extrajo la información sobre la fenología de 47843 píxeles puros, o sea completamente incluidos en uno de los 11927 lotes. La firma

fenológica de cada uno de los lotes considerados corresponde al valor promedio de los valores de IVN de todos los píxeles completamente incluidos dentro del lote. La base de datos final, o Fenoteca Espectral, recoge la firma fenológica promedio de cada uno de los lotes considerados y registra además un identificador único del lote, sus coordenadas promedio, el año, la campaña agrícola, la subregión de Pastizales del Río de la Plata a la que pertenece, la escena MODIS que le corresponde y el tipo de uso/cobertura del suelo.

Todas las firmas fenológicas fueron revisadas para detectar errores en la información de IVN no corregidos por el proceso de interpolación y filtrado y/o posibles errores en la cobertura registrada durante las recorridas de campo. Se eliminaron también algunas categorías de uso/cobertura del suelo muy poco representadas en la base de datos como el agua y los centros urbanos que luego fueron cartografiadas con otros métodos (ver más abajo). Luego de la revisión, la Fenoteca contó con 10731 firmas fenológicas distribuidas por el área de estudio y pertenecientes a diferentes años y campaña agrícolas. La Tabla 4.1 muestra la distribución de los lotes participantes de la Fenoteca en las diferentes subregiones, años y campañas agrícolas.

Las diferentes categorías de la Fenoteca fueron reasignadas, a efectos de la clasificaciones, en las siguientes categorías: Cultivos de Invierno (Cinv), que incluyen los cultivos de invierno propiamente dichos (generalmente trigo) pero también a los verdeos de invierno; Cultivos de Verano (Cver), que incluye a los cultivos de verano propiamente dichos (generalmente soja, maíz, sorgo o arroz), pero también a los verdeos de verano; Recursos forrajeros perennes (RFP), que incluye a los pastizales naturales con y sin arbustos, los bajos húmedos y las pasturas implantadas permanentes; Forestación y Monte (FyM), que incluye a los montes naturales ribereños o serranos y a las forestaciones comerciales (generalmente Pinos y Eucaliptus). Aquellos lotes que al momento de las recorridas de campo estaban arados o con el tapiz quemado con herbicidas fueron revisados para evaluar si en la campaña agrícola siguiente poseían una firma fenológica de cultivo, cuando esa firma fenológica tenía el patrón característico de un cultivo fueron asignados a la categoría correspondiente (Cinv o Cver), así como al año y campaña agrícola al que correspondía la firma. De la misma manera, cuando al momento de la recorrida de campo, la cobertura del suelo era el rastrojo de un cultivo se verificó la firma fenológica en la campaña agrícola anterior y el lote fue reasignado a cultivo correspondiente, modificando el año y la campaña agrícola.

Tabla 4.1: Número de lotes considerados en la Fenoteca para cada subregión año campaña agrícola en negrita se resaltan los totales por subregión y los totales generales

Subregión/Campaña	2002	2003	2004	2005	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	Total
Campos del Norte									462	1289	689	2440
invierno									462	653		1115
verano										636	689	1325
Campos del Sur									202	717	420	1339
invierno									202	237		439
verano										480	420	900
Pampa Austral		198	113	44			351	118				824
invierno		194	113				351					658
verano		4		44				118				166
Pampa Inundable		132	223	110	4	15	265	32				781
invierno		124	220		4		265					613
verano		8	3	110		15		32				168
Pampa Ondulada	14	228	326	735	79	129	151	135				1797
invierno	14	78	211		79	16	134					532
verano		150	115	735		113	17	135				1265
Pampa Interior		356	260	278	5	684	1297	670				3550
invierno		227	185		5	681	111					1209
verano		129	75	278		3	1186	670				2341
Total general	14	914	922	1167	88	828	2064	955	664	2006	1109	10731

4.2.2.4 Clasificaciones mediante arboles de decisión.

Las firmas fenológicas de la Fenoteca Espectral fueron utilizadas para la clasificación del uso/cobertura del suelo de toda el área de estudio mediante la utilización de árboles de decisión. Los árboles de decisión son una alternativa para clasificar datos satelitales que predicen la pertenencia a una clase particionando los datos en forma secuencial generando subconjuntos más homogéneos. Estos árboles están compuesto por un nodo raíz (formado por la totalidad de los datos), nodos intermedios y nodos terminales u hojas. Cada nodo del árbol tiene un único nodo parental y dos o más nodos descendentes. Un set de datos es clasificado subdividiéndolo secuencialmente de acuerdo a reglas de división definidas; cada observación es asignada a una clase dependiendo del nodo terminal en el que la observación cae (Friedl & Brodley, 1997). Debido a su flexibilidad, simplicidad y eficiencia computacional, los árboles de decisión presentan ventajas sobre los algoritmos de clasificación tradicionales, fundamentalmente para trabajar sobre grandes extensiones de territorio. En primer lugar, estos algoritmos son estrictamente no paramétricos y no requieren ningún supuesto sobre la distribución de los datos de entrada. Además, manejan relaciones no lineales entre atributos y clases por lo que

permiten incluir en los datos de entrada variables categóricas y numéricas. Finalmente su estructura jerárquica y explícita es muy intuitiva y fácilmente interpretable (Hansen et al., 1996; Friedl & Brodley, 1997).

Los árboles de decisión fueron generados y evaluados mediante el software See 5. See 5 se basa en el algoritmo desarrollado por Ross Quinlan (Quinlan, 1993) para la minería de datos ("data mining"), ampliamente usado para la caracterización de uso/cobertura del suelo a partir de imágenes de satélite (ver por ej.: Friedl et al., 1999; Friedl et al., 2010; Colditz et al., 2012; Blanco et al., 2013). La minería de datos o "data mining" tiene que ver con la extracción de patrones de un conjunto de datos y la utilización de estos patrones para la toma de decisiones, en este caso, la asignación de firmas fenológicas de coberturas desconocidas a una categoría previamente definida. El software See 5 genera un conjunto de reglas de decisión para la discriminación de diferentes coberturas/ usos del suelo y permite, además de la generación del árbol de decisión, su evaluación con datos independientes.

Se utilizó la información de IVN y las variables accesorias calculadas explicadas más arriba, de las 10731 firmas fenológicas para clasificar las diferentes categorías de uso/cobertura del suelo. El conjunto de datos fue dividido al azar en dos subconjuntos, uno de entrenamiento para generar el árbol de decisión (70 % de la base de datos) y otro para evaluarlo de forma independiente (30 % de la base de datos). Los árboles de decisión fueron generados para cada subregión y para cada campaña agrícola, agrupando los datos pertenecientes a diferentes años y escenas MODIS. En total se generaron 12 árboles de decisión, dos (uno para las campañas agrícolas de invierno y otro para las de verano) para cada una de las siguientes subregiones de Pastizales del Río de la Plata: Campos del Norte, Campos del Sur, Pampa Ondulada, Pampa Interior, Pampa inundable y Pampa Austral. Las dos divisiones de la Pampa Interior (Pampa interior Plana y Pampa Interior Oeste) fueron clasificadas como una sola debido al tamaño de las bases de datos y a sus similitudes internas. Debido a la ausencia de los datos de campo en el Pampa Mesopotámica, no fueron generados árboles de decisión para esta subregión. Las categorías discriminadas son las descritas más arriba. En los árboles de las subregiones Campos del Norte y Campos del Sur, los árboles generados para las campañas de invierno discriminan entre cultivos de invierno (Cinv), recursos forrajeros perennes (RFP) y Forestación y Monte (FYM), mientras que los generados para las campañas de verano discriminan entre cultivos de verano (Cver), RFP y FYM. Debido a la ausencia de extensiones importantes de Forestación y Monte, y la consecuente ausencia de datos de campo de esta categoría en las subregiones de la Pampa, los árboles generados para esta porción del área de estudio discriminan, en invierno, Cinv y RFP, y en verano, Cver y RFP.

4.2.2.5 Implementación de los árboles de decisión.

Los árboles generados mediante el software See 5 fueron implementados en el software Envi 4.7 de forma de generar mapas continuos del uso/cobertura del suelo de toda el área de estudio. Para generar la clasificación se utilizaron las series temporales interpoladas y filtradas de cada año, campaña agrícola y escena MODIS, así como las variables accesorias calculadas, detalladas más arriba. Las reglas de clasificación obtenidas en los árboles de decisión (resultantes del análisis en See 5) fueron implementadas en el modulo de árboles de decisión de ENVI 4.7, para asignar cada pixel a algunas de las categorías arriba definidas. Se generó un mapa independiente para cada subregión, año, campaña agrícola, y escena MODIS usando los arboles generados para cada subregión y campaña. A modo de ejemplo, para clasificar la subregión Pampa Ondulada, desde el año 2000 al 2014 se generaron mapas independientes para cada año y campaña agrícola, tanto para la escena MODIS h12v12 como para la h13v12 (14 mapas para las campañas de invierno y 14 mapas para las campañas de verano en ambas escenas, en total 56 mapas), utilizando las reglas de decisión de 2 árboles, los generadas para la Pampa Ondulada para invierno y verano. Esto implica asumir que el comportamiento fenológico de las distintas coberturas es lo suficientemente estable entre años y que se comporta de manera similar, independientemente de la escena MODIS de la que provengan los datos de IVN. Para las clasificaciones de la Pampa Mesopotámica se utilizaron las reglas de decisión generadas para Campos del Sur, debido a sus similitudes climáticas y de tipos de uso/cobertura del suelo. Para clasificar toda el área de estudio y todo el periodo de tiempo considerado, se generaron en total 364 mapas independientes que fueron unidos como se detalla a continuación.

4.2.2.6 Construcción de los mapas finales.

Todas las clasificaciones individuales de cada subregión, año, campaña agrícola, y escena MODIS fueron unidas para generar mapas por año agrícola (abarca el periodo de tiempo comprendido entre el 9 de mayo de un año y el 24 de mayo del año siguiente) y para toda el área de estudio. En primer lugar se unieron los mapas correspondientes a cada año y campaña agrícola pertenecientes a una misma subregión, pero a diferentes escenas MODIS. Esto ocurrió para todas las subregiones exceptuando a Campos del Sur que queda cubierto en su totalidad por la escena MODIS h13v12 (ver Fig.4.1).

Posteriormente, para cada subregión se unió el mapa de cada campaña agrícola de invierno con el de la campaña agrícola de verano inmediatamente posterior. La construcción de los mapas de año agrícola se realizó a través de reglas de

decisión simples en las que la categoría de uso/cobertura del suelo a la que es asignado un pixel en el mapa final depende de las categorías a las que pertenecía en las campañas agrícolas de invierno y verano. De esta manera, si un pixel pertenecía a la clase Cinv, en el mapa correspondiente a la campaña de invierno, y a Cver, en el mapa correspondiente a la campaña de verano, en el mapa del año agrícola es asignado a la categoría Doble Cultivo (DC). Si el pixel pertenecía a la categoría cultivos en una campaña y a RFP en la otra, en el mapa de año agrícola se le asignó la categoría de cultivo de la campaña correspondiente. Si un pixel pertenecía a la categoría FyM en ambas campañas, mantuvo esa categoría en el mapa de año agrícola. Existen también dos tipos de situaciones adicionales, muy poco probables de ocurrir en la realidad y seguramente asociadas a errores del proceso de clasificación. Una ocurre cuando, en el mapa de una campaña agrícola un pixel pertenece a la categoría RFP, y en la otra campaña agrícola pertenece a FyM, aquí se optó por asignar al pixel a la categoría RFP. La otra situación ocurre cuando, en el mapa de una campaña agrícola un pixel pertenece a la categoría cultivo, y en la otra campaña agrícola pertenece a FyM, aquí se optó por asignar el pixel a la categoría de cultivo de la campaña correspondiente. La decisión en estas dos situaciones se basa en considerar que el uso/cobertura del suelo mal cartografiado fue FyM y que probablemente la cobertura real en esa campaña agrícola, sea una pastura con alta productividad. De todas maneras, estas situaciones fueron monitoreadas durante el proceso de construcción de los mapas y ocurrieron con muy poca frecuencia (menos del 0,26% del total de pixeles clasificados). El conjunto de reglas de decisión para la conformación del año agrícola a partir de lo ocurrido en los mapas de invierno y verano se resume en la Tabla 4.2.

Como resultado de la construcción del año agrícola, los Mapas de las subregiones Campos del Norte, Campos del Sur y Pampa Mesopotámica cuentan con 5 categorías: Cinv, Cver, DC, RFP y FyM. Los mapas de año agrícola de las subregiones del resto de la Pampa, que como se explica más arriba, no poseen la categoría FyM, quedaron conformados por las categorías Cinv, Cver, DC y RFP. Estos mapas fueron unidos, generando 14 mapas de año agrícola desde el 2000 al 2014 para toda el área de estudio.

A cada uno de los mapas de año agrícola se les superpusieron otras dos categorías no discriminadas en el proceso de clasificación: Agua y Urbano. Estas categorías fueron extraídas del producto MODIS LAND COVER (MCD12Q1), obtenido del pool online cortesía de NASA Land Processes Distributed Active Archive Center (LP DAAC), USGS/Earth Resources Observation and Science (EROS) Center, Sioux Falls, South Dakota (https://lpdaac.usgs.gov/data_access/data_pool). Este producto discrimina el uso cobertura del suelo a nivel mundial con una resolución espacial de 500 metros y está provisto en escenas MODIS de la misma extensión que las imágenes de IVN-MODIS. Se utilizaron las imágenes del MODIS LAND COVER del año 2012 para las escenas h12v12, h13v11 y h13v12. Las imágenes fueron unidas y se extrajeron las categorías "Agua" y "Humedales permanentes", para construir la clase Agua y la

categoría “Urbano” y “construido”, para construir la clase Urbano (según el esquema de clasificación IGBP, del producto MCD12Q1). Las categorías Agua y Urbano así definidas fueron remuestradas para obtener píxeles del mismo tamaño que las series temporales de IVN y superpuestas a cada uno de los mapas de año agrícola de toda el área de estudio.

Tabla 4.2: Reglas de decisión para la asignación del uso/cobertura del suelo en los mapas de año agrícola a partir de lo ocurrido en los mapas de las campañas agrícolas de invierno y el de la campaña agrícola del verano inmediatamente posterior. Invierno hace referencia a la categoría a la que pertenecía cada pixel en los mapas de las campañas agrícolas de invierno; Verano hace referencia a la categoría a la que pertenecía cada pixel en los mapas de las campañas agrícolas de verano. Año agrícola hace referencia a la categoría que adquiere cada pixel en el mapa del año agrícola. Cinv: Cultivos de Invierno; Cver: Cultivos de Verano; DC: Doble cultivo; RFP: Recursos forrajeros perennes; FyM: Forestación y Monte.

INVIERNO	VERANO	AÑO AGRICOLA
RFP	RFP	RFP
RFP	Cver	Cver
RFP	FyM	RFP *
Cinv	RFP	Cinv
Cinv	Cver	DC
Cinv	FyM	Cinv *
FyM	RFP	RFP *
FyM	Cver	Cver *
FyM	FyM	FyM

*Situaciones poco probables de ocurrir en la realidad, seguramente asociadas a errores en el proceso de clasificación y que ocurren con muy baja frecuencia, ver texto para más detalles.

4.2.2.7 Construcción e implementación de filtros temporales.

A los efectos de corregir posibles errores en el proceso de clasificación del uso/cobertura del suelo para toda la serie temporal de los mapas de año agrícola y estabilizar las tendencias de cambio en el uso/cobertura del suelo, se diseñaron filtros temporales que fueron aplicados a los mapas de año agrícola. El filtro temporal diseñado opera como un filtro modal móvil, manteniendo el valor más frecuente en una ventana temporal de 3 años, para cada pixel cartografiado del área de estudio. De esta manera, cada mapa de año agrícola luego de la aplicación del filtro tiene, para cada pixel, la categoría de uso/cobertura del suelo más frecuente en el periodo de tiempo abarcado por el año filtrado y los años inmediatamente anterior y posterior. Así por ejemplo, si un pixel pertenecía a la categoría FyM en el año a filtrar, pero los años anterior y posterior pertenecía a la categoría RFP, el resultado de la aplicación del filtro es RFP, corrigiendo posibles errores en la clasificación.

Las reglas de funcionamiento del filtro son las siguientes (ver el Apéndice 4.1 para la lista completa con todas las combinaciones posibles):

- Si una categoría se repite en dos o más años de los que intervienen en la ventana temporal, esa categoría es asignada al mapa del año filtrado
- Si los tres años que intervienen en la ventana temporal poseen para el mismo pixel tres categorías diferentes el resultado del filtro temporal es una categoría adicional: sin clasificar (SC), salvo la excepción explicada a continuación
- Cuando un pixel del año a filtrar está cubierto por una categoría agrícola, y en al menos otro de los años que intervienen en la ventana temporal, el pixel también pertenece a una categoría agrícola, entonces el pixel es considerado un pixel agrícola (y por tanto potencialmente muy dinámico en los cambios de uso/cobertura del suelo) y se mantiene la categoría del año a filtrar.

4.2.3 Evaluación de las clasificaciones:

4.2.3.1 Evaluación mediante matrices de contingencia.

Las clasificaciones realizadas fueron evaluadas a partir de información independiente de uso/cobertura del suelo reservada para tal fin, mediante la construcción de matrices de contingencia (Congalton, 1991). Las matrices de contingencia son matrices cuadradas que poseen en las columnas la información de referencia o verdad de campo, y en las filas, a la información generada en la clasificación y permiten no solo evaluar la exactitud de la clasificación sino también, dos tipos de errores; los errores por inclusión (comisión) y los errores por exclusión (omisión). Los errores de comisión representan aquellos píxeles que están clasificados como una clase de uso/cobertura del suelo a la que no pertenecen, mientras que los errores de omisión representan aquellos píxeles que perteneciendo a una determinada clase de uso/cobertura del suelo, fueron clasificados de otra manera. La exactitud global de las clasificaciones fue calculada como el número de píxeles correctamente clasificado (la suma de la diagonal de la matriz) dividido el número total de píxeles participantes del proceso de evaluación, multiplicado por 100. El error de comisión fue calculado como el número de píxeles incorrectamente clasificado en una categoría, dividido el número total de píxeles que fueron clasificados en esa categoría. El error de omisión fue calculado como el número de píxeles incorrectamente clasificado en una categoría, dividido el número total de píxeles de esa categoría en los datos de referencia.

Las matrices de contingencia fueron generadas para las clasificaciones por campaña agrícola sin la aplicación de los filtros temporales ni las mascararas de otras coberturas (Agua y Urbano). Dada la ausencia de datos de campo para todos los años clasificados y para todas las porciones del área de estudio, y a lo limitado del tamaño del subconjunto de datos de evaluación en algunas subregiones y años, las clasificaciones fueron evaluadas a varios niveles. En primer lugar se evaluó el comportamiento de las clasificaciones con todo el subconjunto de datos de evaluación,

esto es, considerando en conjunto los datos de evaluación de todos los años, subregiones y escenas MODIS, discriminados por campaña agrícola. En segundo lugar se evaluó el comportamiento de las clasificaciones para las diferentes subregiones de Pastizales del Río de la Plata, agrupando datos de diferentes años y escenas MODIS, discriminado por campaña agrícola. Finalmente, se evaluaron las clasificaciones tal cual fueron generadas, o sea, evaluando de forma separada cada una de las clasificaciones de diferentes subregiones, escenas MODIS, años y campaña agrícolas, para los que había información en el subconjunto de datos de campo reservado para la evaluación.

4.2.3.2 Evaluación global de los mapas generados.

Debido a la ausencia de datos para clasificar y evaluar varios años y porciones del área de estudio y/o, al limitado tamaño que tuvo en algunos casos el subconjunto de datos de evaluación, se realizó un análisis visual exhaustivo del resultado de las clasificaciones para los diferentes años agrícolas en cada una de las subregiones. El análisis se enfocó en detectar zonas agrícolas en las clasificaciones en áreas que, dado el conocimiento del área de estudio, se caracterizan por su ausencia; cambios abruptos en la superficie cubierta por alguna de las categorías de uso/cobertura del suelo cartografiadas; y/o en la observación de discontinuidades muy marcadas en el patrón espacial de uso/cobertura del suelo que no tienen una justificación aparente (ausencia de fronteras políticas, cambios marcados en el tipo de suelo, etc). Este análisis exhaustivo fue realizado para los mapas de año agrícola de todo el periodo considerado, tanto en los mapas originales, como en aquellos a los que se les aplicó el filtro temporal modal.

4.2.4 Análisis del cambio en el uso/cobertura del suelo.

A partir de la evaluación descrita en el apartado anterior, se seleccionaron los mejores mapas de toda la serie temporal a los efectos de analizar los cambios en el uso/cobertura del suelo. Los cambios en el uso/cobertura del suelo fueron analizados mediante dos aproximaciones complementarias. Por un lado se realizaron mapas de cambio, pixel a pixel, identificando el tipo de transiciones ocurrido entre dos mapas de diferentes años agrícolas, o sea, distinguiendo que categoría reemplaza a que categoría. Por otro lado, se analizó el cambio relativo entre dos periodos de tiempo, en la superficie de las distintas categorías cartografiadas. Ambos análisis fueron realizados considerando los extremos de la serie temporal de mapas de año agrícola, y analizando el cambio en dos periodos de tiempo, la primera y la segunda mitad de la serie temporal.

Los mapas de cambio se generaron a partir de reglas de decisión simples definiendo una serie de transiciones agrupadas en 7 categorías. La primera categoría fue la ausencia de cambios, que ocurrió cuando un mismo pixel perteneció a la misma

categoría en los mapas de ambos periodos comparados. La segunda categoría fue la Intensificación agrícola, definida cuando un pixel cambia de RFP a alguna de las categorías agrícolas (Cver, Cinv, DC) en el período analizado; esta categoría incluye la implantación de nuevas tierras agrícolas, pero también, la entrada en la fase agrícola en rotaciones agrícola-pastoriles. La tercera categoría fue el Restablecimiento de RFP, definida como el proceso opuesto al anterior y consistente en el pasaje de alguna categoría agrícola (Cver, Cinv, DC) a RFP (incluye el abandono de la agricultura y la entrada en la fase pasturas en rotaciones agrícola-pastoriles). La cuarta categoría fue la Intensificación forestal, definida cuando un pixel cambia de RFP a FyM (mayoritariamente nuevas plantaciones comerciales, pero también en menor medida, expansión de montes nativos ya existentes). La quinta fue la deforestación, definida como el proceso opuesto al de la categoría anterior, consistente en el pasaje FyM a RFP (incluye la deforestación de montes nativos y la cosecha de plantaciones forestales). Las dos últimas categorías mapeadas, ocurren con muy poca frecuencia y intentan captar las transiciones entre clases agrícolas y FyM. La sexta categoría evalúa el pasaje de clases agrícolas (Cver, Cinv, DC) a FyM, mientras que la séptima, evalúa el proceso opuesto, el pasaje de FyM a alguna de las categorías agrícolas.

El cambio relativo en la superficie de las diferentes coberturas entre dos períodos de tiempo fue calculado como: $\Delta_{\text{relativo}} = 100 * (Y_{\text{final}} - Y_{\text{inicial}}) / Y_{\text{inicial}}$ donde Y es el área cubierta por cada categoría de uso/cobertura del suelo (Baldi et al., 2008). El análisis del cambio relativo se hizo para cada subregión de Pastizales del Río de la Plata y con dos niveles de análisis, uno considerando todas las categorías cartografiadas y otro agrupando las categorías agrícolas. Este segundo nivel de análisis se realizó debido al alto dinamismo de las categorías agrícolas y a su mayor sensibilidad a la presencia de errores en la clasificación.

4.2.5 Comparación con otras fuentes de datos

Los resultados de las clasificaciones de los diferentes años agrícolas fueron comparados con estadísticas oficiales de los diferentes países del área de estudio. Las fuentes de información utilizadas fueron censos agropecuarios y/o estadísticas agropecuarias de Argentina, Uruguay y Brasil. La información de las estadísticas oficiales fue resumida a nivel de las unidades administrativas en que se reportaban en cada país. Tanto la información de las estadísticas oficiales, como las de las clasificaciones fue resumida en tres categorías: Cultivos, Forestación y Monte (FyM) y Recursos Forrajeros Perennes (RFP); y se expresaron como porcentaje de la unidad administrativa. A la hora de resumir los resultados de las clasificaciones de uso/cobertura del suelo, la categoría cultivos se consideró como la suma de todas las categorías agrícolas (Cinv, Cver y DC).

En Argentina la información proviene del Censo agropecuario del año 2002 (INDEC, 2002) y del Sistema Integrado de Información Agropecuaria (SIIA) (SIIA, 2015).

En ambas fuentes de datos, la información esta reportada a nivel de Departamentos/Partidos. En el caso del censo agropecuario se utilizó la información del cuadro 4-2, que provee información de uso del suelo por Departamentos/Partido. Para calcular la superficie con cultivos se sumaron las categorías cultivos anuales, cultivos perennes, cultivos sin discriminar y forrajeras anuales. Para calcular la categoría FyM se sumaron las categorías del censo agropecuario: Forestación y Monte. Para calcular la categoría RFP se sumaron las categorías del censo: forrajeras perennes, pastizales, apta no utilizada y no apta. El área de cada una de estas tres categorías resumen fue expresada como porcentaje del departamento/partido tomando en cuenta el área total reportada en el cuadro 4-2. En el caso del SIIA, se utilizaron las series temporales de estimación de área sembrada de todos los cultivos reportados por el sistema. Se sumo la superficie cubierta en cada campaña agrícola, por todos los cultivos reportados y se expresó como porcentaje de la superficie de cada Departamento, utilizando como superficie total la calculada a partir del archivo vectorial con los límites administrativos. Tanto para los datos del censo agropecuario como para los del SIIA, se tuvo en cuenta exclusivamente a los Departamentos que tuvieran la mayor parte de su superficie dentro del área clasificada. Se excluyó también, a los Departamentos mayoritariamente urbanos, o aquellos que en el año a comparar, estuvieran sobre algún error importante de la clasificación

La información de Brasil proviene de las investigaciones agropecuarias de Producción Agrícola Municipal, Instituto Brasileiro de Geografía y Estadística (IGBE), obtenida del Banco de Datos Agregados del Sistema IGBE de Recuperación Automática (SIDRA, 2015). Se recopiló la información sobre cultivos estacionales a nivel de Municipios, para aquellos Municipios coincidentes con el área de estudio y el periodo estudiado. Se calculó el porcentaje de la superficie con cultivos de cada municipio, considerando el área sembrada cada año con todos los cultivos relevados por la encuesta y usando como superficie total la calculada a partir del archivo vectorial con los límites administrativos de los municipios de Rio Grande del Sur. Fueron considerados exclusivamente los municipios completamente incluidos dentro del área de estudio. Adicionalmente, fueron consideradas en el análisis únicamente aquellos Municipios cuya superficie fuera mayor a las 10000 ha, eliminando de esta manera las regiones del territorio urbanas y suburbanas, y/o con un uso del suelo generalmente en superficies muy pequeñas, difíciles de captar con la técnica de clasificación utilizada.

En Uruguay, las estadísticas oficiales utilizadas son las reportadas por los censos generales agropecuarios de los años 2000 (DIEA, 2000) y 2011 (DIEA, 2011) realizados por la Dirección de Estadísticas Agropecuarias del Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. No se utilizaron las encuestas agrícolas anuales, ya que los datos son relevados para el total nacional, sin divisiones político-administrativas de orden inferior. La información fue analizada a nivel de las unidades censales. En los datos del censo la categoría cultivos se calculó sumando las superficies reportadas en las

categorías Cultivos de huerta, Cultivos cerealeros e industriales, Cultivos forrajeros anuales, Tierra arada y Rastrojos, y se expresó como porcentaje de la unidad censal utilizando el área total reportada en el censo para cada unidad censal. Los porcentajes de RFP por unidad censal fueron calculados de la misma manera, considerando las categorías del censo Campo natural, Campo natural sembrado en cobertura, Campo natural fertilizado y Praderas implantadas. Los porcentajes de FyM por unidad censal fueron calculados con las categorías del censo Bosques naturales y Bosques artificiales. Al igual que en los casos anteriores solamente se tomaron en cuenta las unidades censales mayores a 10000 ha.

4.3 Resultados

4.3.1 Clasificación del uso/cobertura del suelo

4.3.1.1 Árboles de decisión

Los árboles de decisión generados mediante el software See 5 para las diferentes subregiones de los Pastizales del Río de la Plata y campañas agrícolas (invierno-verano) presentaron buenos niveles de exactitud global en el subconjunto de datos de evaluación. La mayor exactitud la presentó el árbol de decisión generado para la Pampa Ondulada en la campaña de verano, con el 98,6 % de los lotes correctamente clasificados; la menor exactitud la presentó el árbol generado para la Pampa Austral en la campaña de verano, con el 86,8% de los lotes correctamente clasificados. La Tabla 4.3 muestra los valores de exactitud global del subconjunto de lotes reservados para la evaluación en los árboles de decisión generados para cada subregión y campaña, así como el tamaño de los subconjuntos de entrenamiento y evaluación del árbol en cada caso, luego del proceso de revisión y descarte de firmas fenológicas promedio por lote (la firma fenológica promedio representa el comportamiento promedio, fecha a fecha, de todos los píxeles completamente incluidos dentro de cada lote). El Apéndice 4.2 muestra los árboles de decisión generados, las variables utilizadas en su construcción y el detalle de la clasificación de los lotes en los subconjuntos de entrenamiento y evaluación.

4.3.1.2 Cartografía del uso/cobertura del suelo

La superficie cartografiada abarca algo más de 82,5 millones de hectáreas, cubriendo prácticamente la totalidad de los Pastizales del Río de la Plata, con excepción de una pequeña porción (el 0,7% del área de estudio) de la subregión Campos del Norte, perteneciente a la escena MODIS h12v11, excluida del análisis. El período de tiempo abarcado va desde el 9 de mayo del 2000 al 23 de mayo de 2014, separado en 14 años agrícolas (de Mayo a Mayo). Los 14 mapas están construidos como clasificaciones individuales de diferentes subregiones, escenas MODIS, años y

campañas agrícolas (invierno-verano), agrupadas para toda la región y por año agrícola. La resolución conceptual de los mapas incluye 5 categorías (Recursos Forrajeros Perennes: RFP; Cultivos de Invierno: Cinv; Cultivos de verano: Cver; Doble cultivo: DC; Forestación y Monte: FyM) producto del proceso de clasificación y dos categorías adicionales (Agua: cuerpos de agua y zonas permanentemente inundadas; Urbano: zonas urbanas o construcciones) superpuestas a los mapas finales, obtenidas del producto MODIS Land Cover Type. Con la aplicación de los filtros temporales las clasificaciones incorporan una categoría adicional: Sin clasificar (SC) que resulta de un comportamiento anómalo o difícil de explicar en términos temporales (ver Apéndice 4.1)

Tabla 4.3: Resultados generales de los árboles de decisión generados mediante el software See5 para las diferentes subregiones de los Pastizales del Río de la Plata. Se presenta el número de firmas fenológicas (firma promedio por lote) de los subconjuntos utilizados para generar el árbol (entrenamiento: N_{ent}) y para evaluarlo de forma independiente (evaluación: N_{eval}); y el porcentaje de casos correctamente clasificados en el subconjunto de evaluación (Exactitud global expresada como porcentaje: Ex.(%))

Distrito	Invierno			Verano		
	N_{ent}	N_{eval}	Ex.(%)	N_{ent}	N_{eval}	Ex.(%)
Campos del Norte	811	304	95,7	887	400	96,2
Campos del Sur	308	131	93,9	619	281	91,5
Pampa Austral	451	206	90,3	293	129	86,8
Pampa Interior	846	362	94,8	1666	675	95,1
Pampa Inundable	433	178	96,6	114	54	92,6
Pampa Ondulada	377	155	91,6	897	368	98,4

Considerando toda el área de estudio, la clase dominante fueron los RFP que ocuparon un máximo de 66,1 % de los Pastizales del Río de la Plata en los mapas del año agrícola 2001/2002, y un mínimo de 40,3% en los mapas del año agrícola 2008/2009. En casi todos los años agrícolas reportados, los RFP fueron seguidos en importancia por los Cver, (máximo 37,4%, mínimo 10,9 %), el DC (máximo 17,6%, mínimo 6,1%), los Cinv (máximo 7,3%, mínimo 2.3%) y FyM (máximo 5%, mínimo 1,3%) (Fig. 4.4a, Figs. 4.5a-4.5n).

La superficie cubierta por las diferentes clases, analizada por subregión de los Pastizales del Río de la Plata, mostró en términos generales un comportamiento similar. Los RFP fueron generalmente la clase con mayor superficie en casi todas las subregiones y años analizados. Esta dominancia es particularmente evidente en Campos de Norte, Campos del Sur y Pampa Inundable, donde casi todos los años superó el 60 % de la superficie (Figs. 4.6a, 4.6c y 4.6k). Excepciones a esta regla fueron los años agrícolas 2008/2009 en Campos del Norte (Fig. 4.5i; Fig. 4.6a), 2007/2008, 2008/2009 y 2013/2014 en Campos del Sur (Figs. 4.5h, 4.5i y 4.5n; Fig. 4.6c), y 2007/2008, 2008/2009, 2011/2012 y 2013/2014 en la Pampa Inundable (Figs. 4.5h,

4.5i, 4.5l y 4.5n; Fig. 4.6k); todos ellos, años en los cuales se detectaron errores importantes en las diferentes subregiones (ver más adelante). La dominancia de los RFP fue también muy importante, aunque algo menor, en la Pampa Austral, donde esta categoría rara vez cubrió menos del 50 % de la superficie de la subregión, salvo los años 2007/2008 y 2013/2014 (Figs. 4.5h y 4.5n; Fig. 4.6g). En las subregiones Pampa Mesopotámica y Pampa Interior (Plana y Oeste), los RFP fueron mayoritarios al inicio de la serie temporal de clasificaciones (Figs. 4.5a-4.5g; Figs. 4.6e y 4.6i), pero tendieron a equipararse con las clases agrícolas con el paso del tiempo, fundamentalmente con cultivos de verano y en algunos casos, con la clase doble cultivo. En el caso de la Pampa Ondulada, la superficie de RFP nunca supero a la de las clases agrícolas, siendo los Cver la clase dominante prácticamente todos los años (Figs. 4.5a-4.5n; Fig. 4.6m).

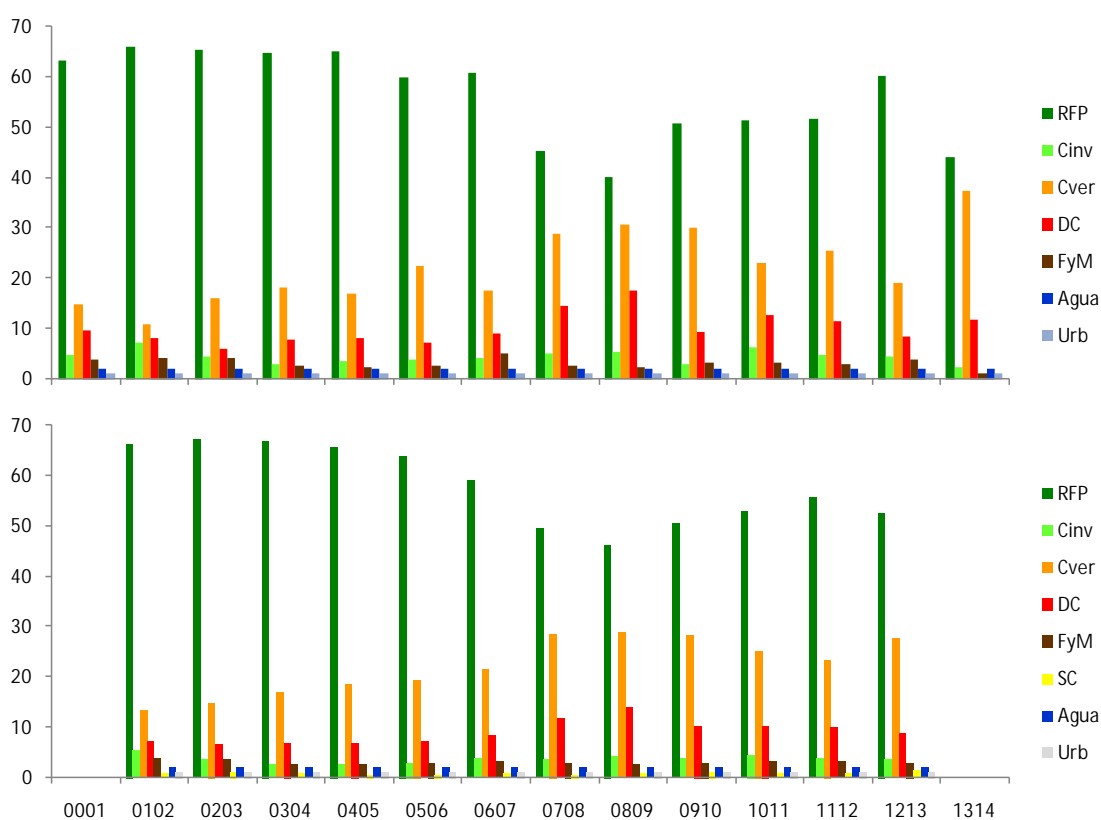
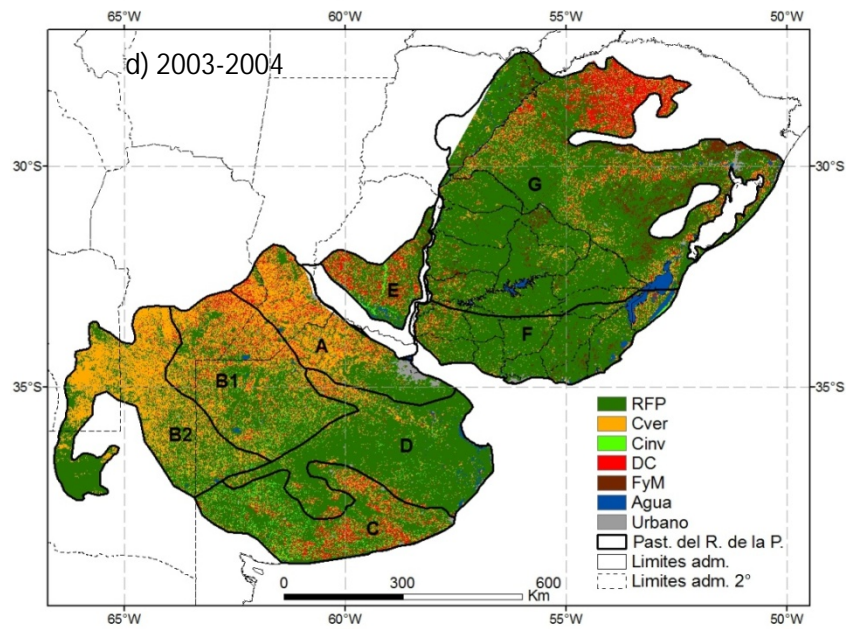
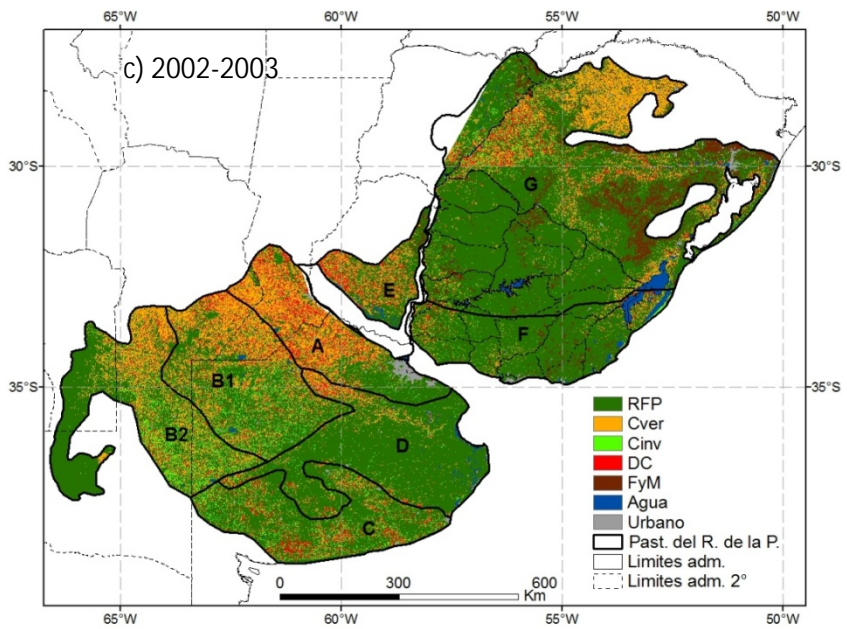
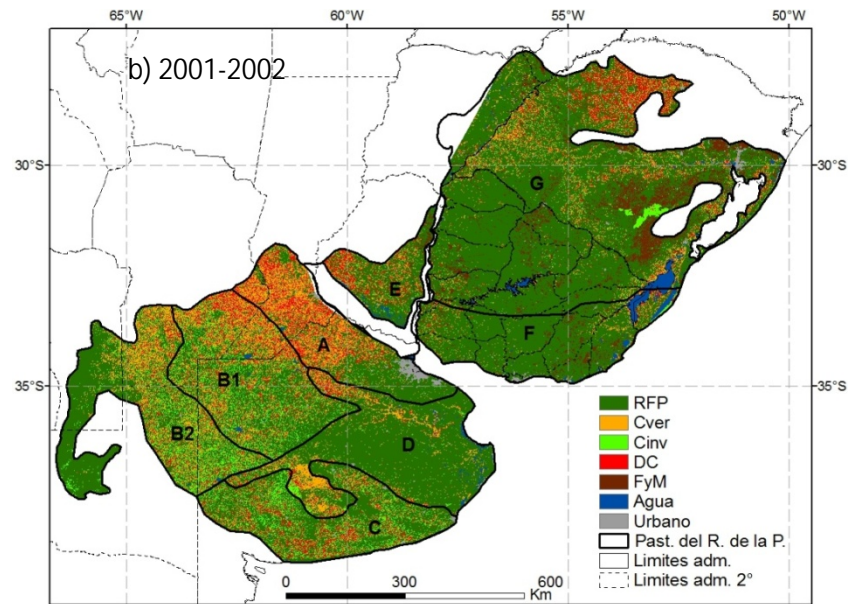
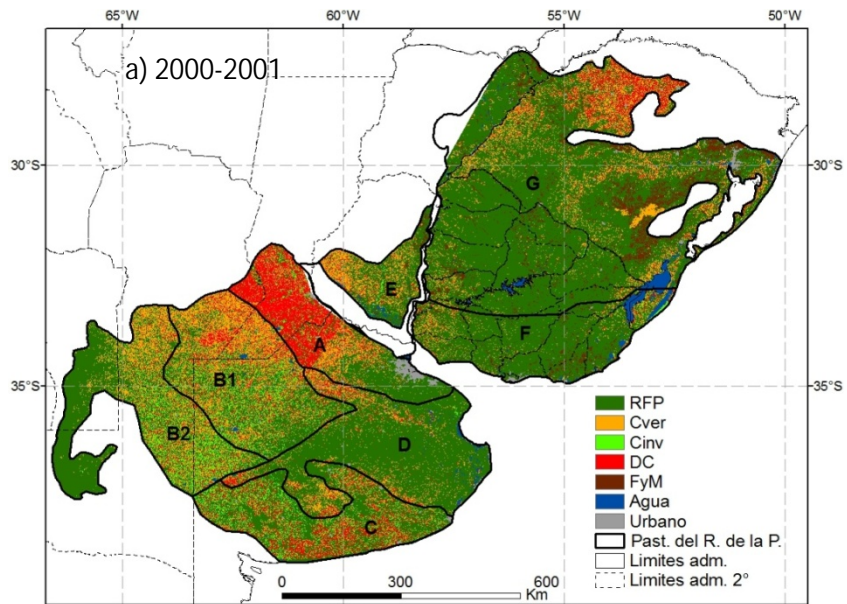
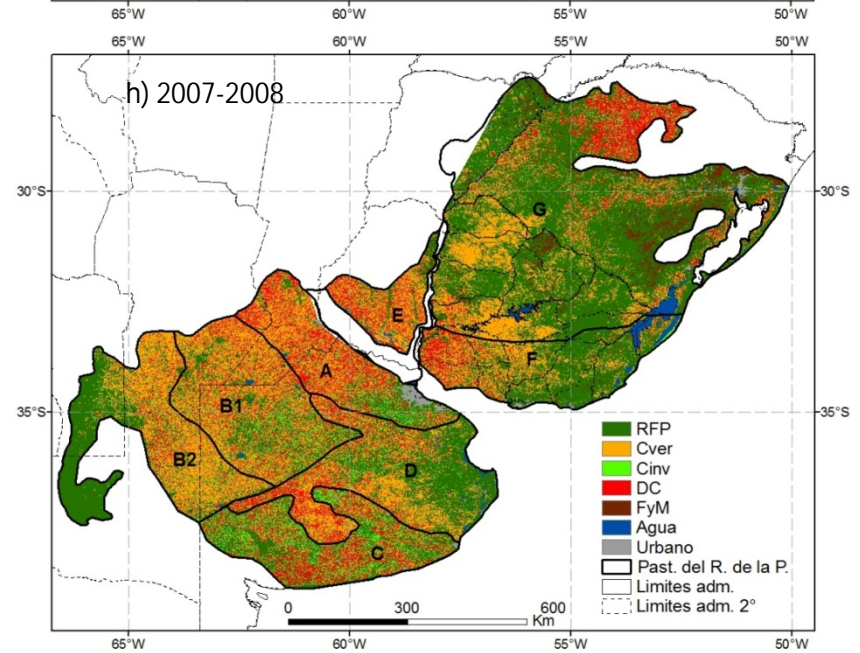
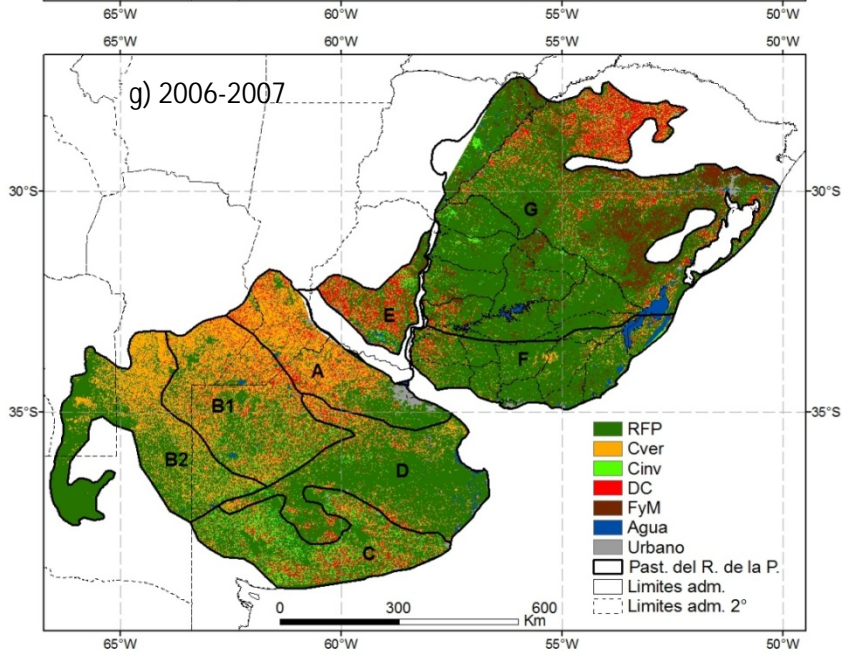
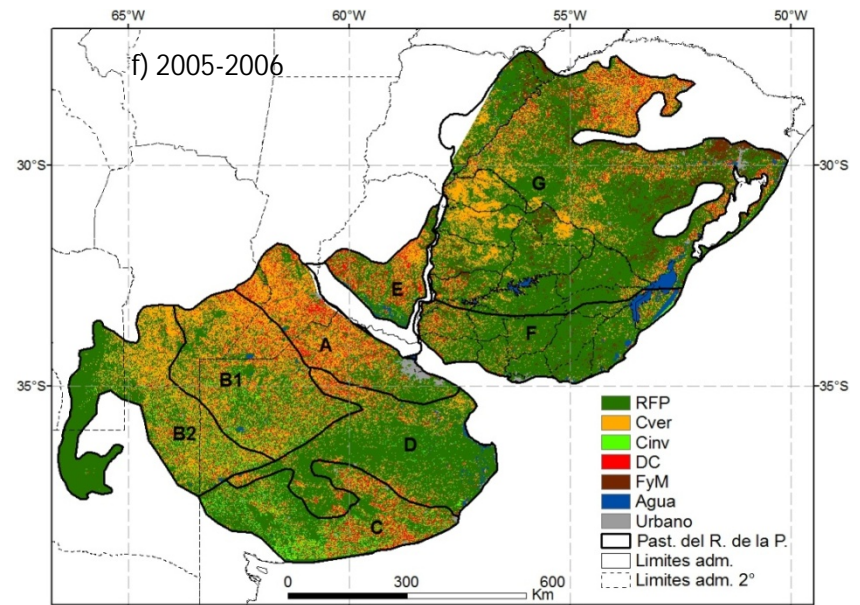
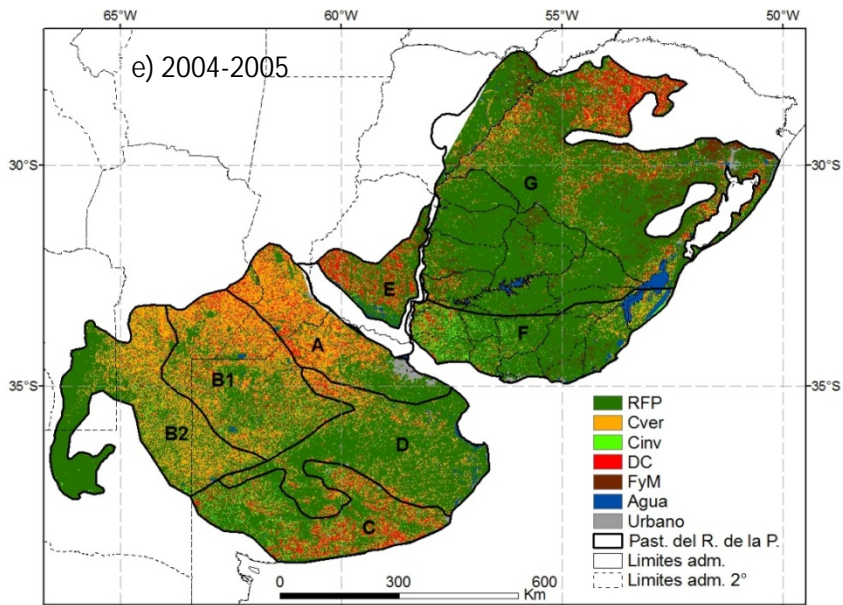
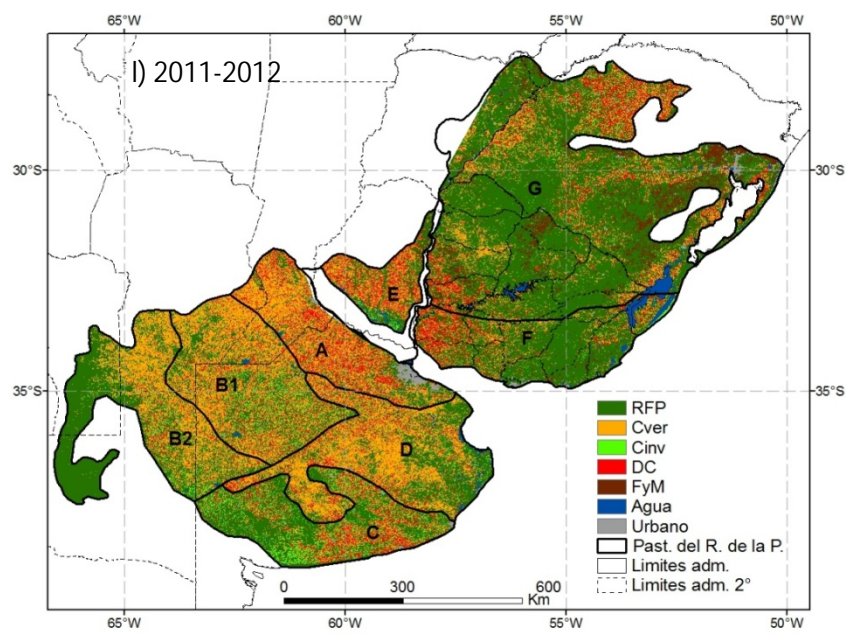
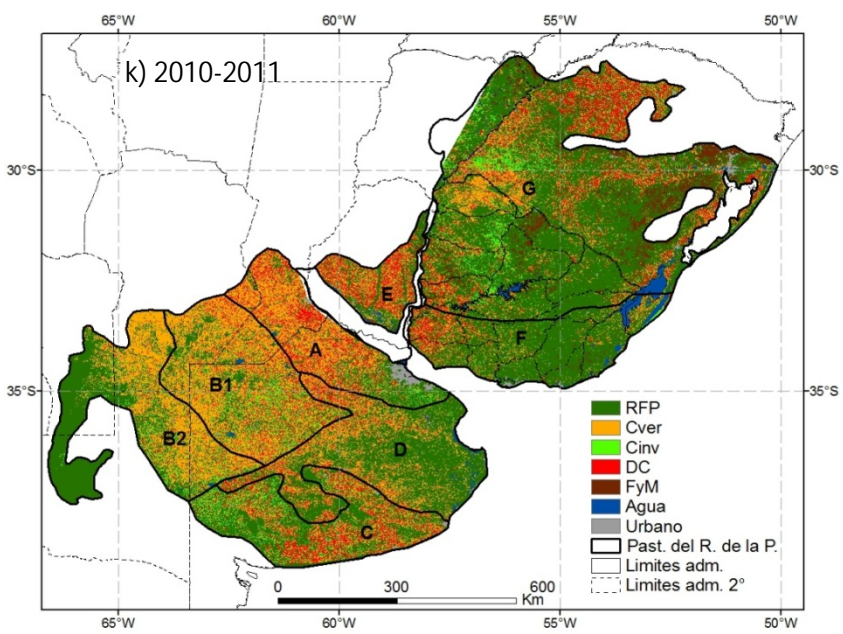
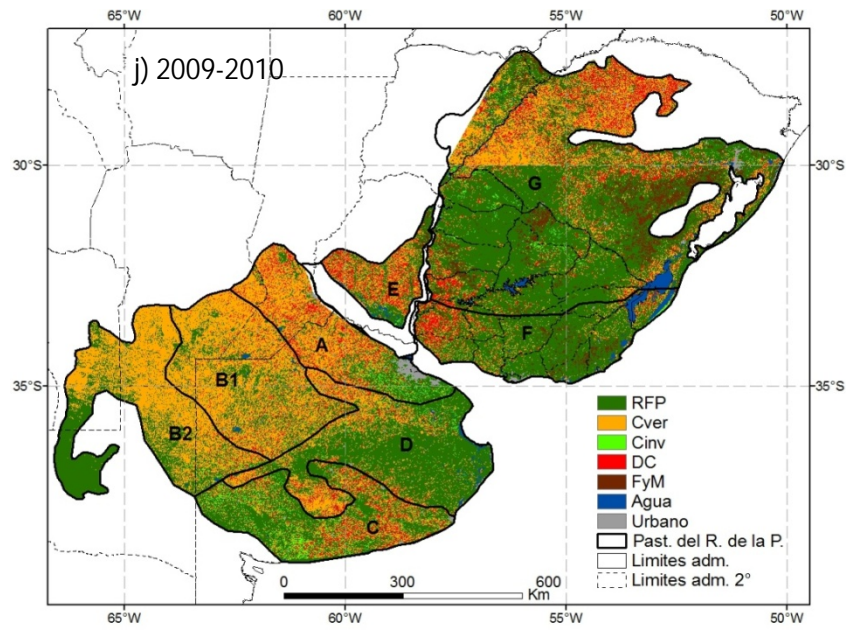
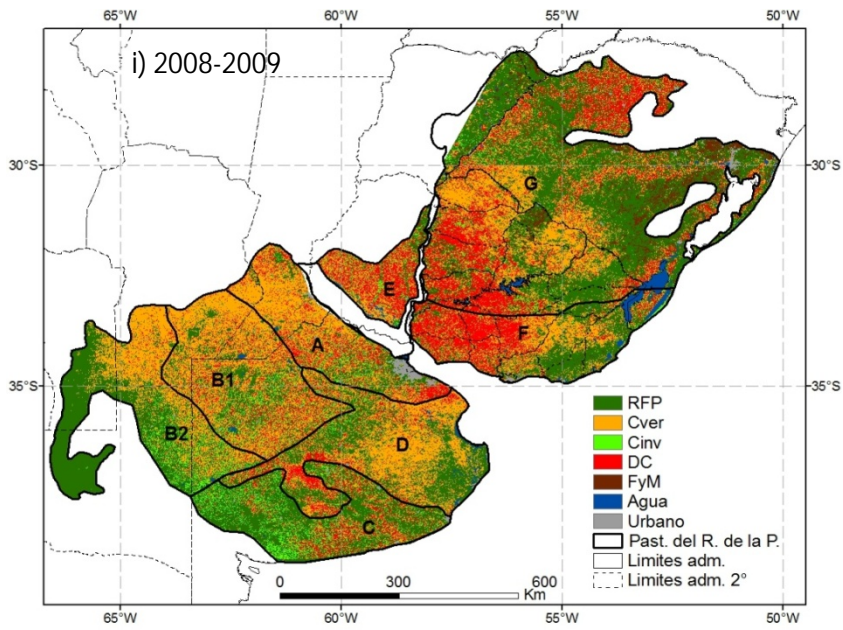


Figura 4.4: Evolución de la superficie de los diferentes usos/coberturas del suelo para todo el bioma Pastizales del Río de la Plata en el periodo comprendido entre los años agrícolas 2000/2001 (0001) y el 2013/2014 (1314). Los datos están expresados como porcentaje de la superficie del área de estudio en las clasificaciones originales (a) y luego de la aplicación del filtro temporal (b). RFP: Recursos Forrajeros Perennes; Cver: Cultivos de verano (incluye verdeos de verano); Cinv: Cultivos de invierno (incluye verdeos de invierno); DC: Doble cultivo (dos ciclos de cultivo por año agrícola, incluye cultivos de invierno y verano y verdeos de invierno y verano); FyM: Forestación y Monte; SC: sin clasificar.







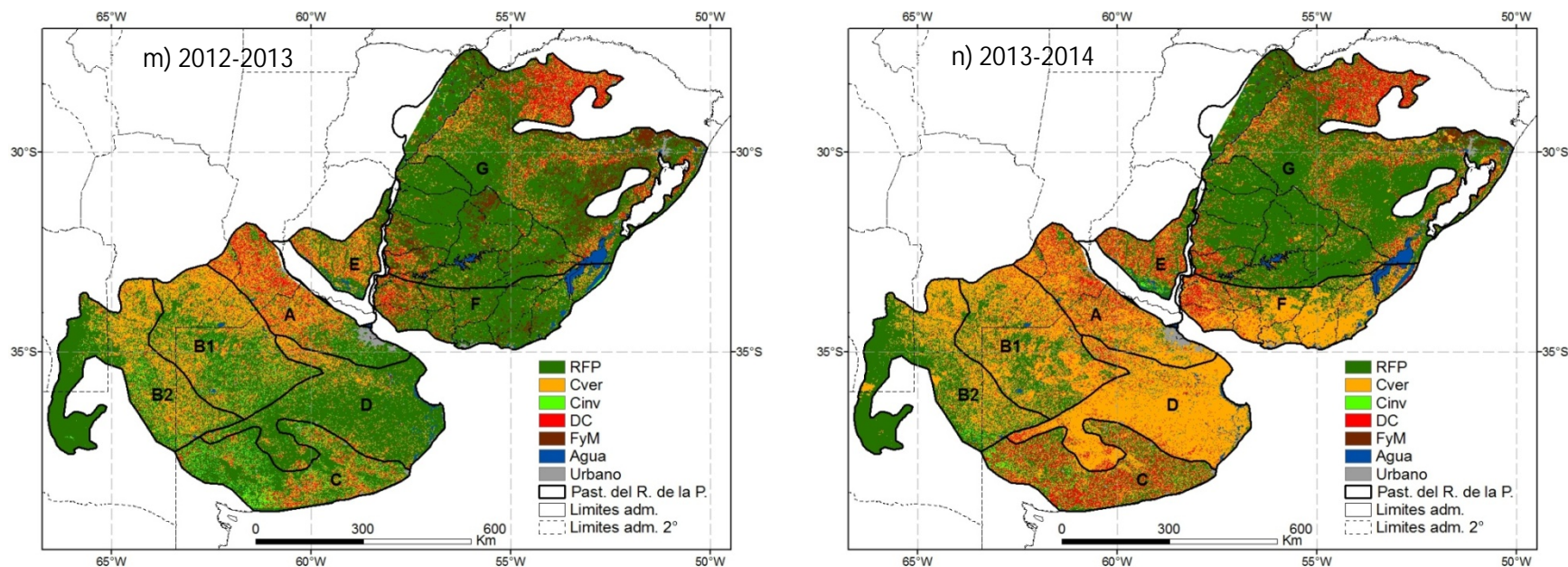
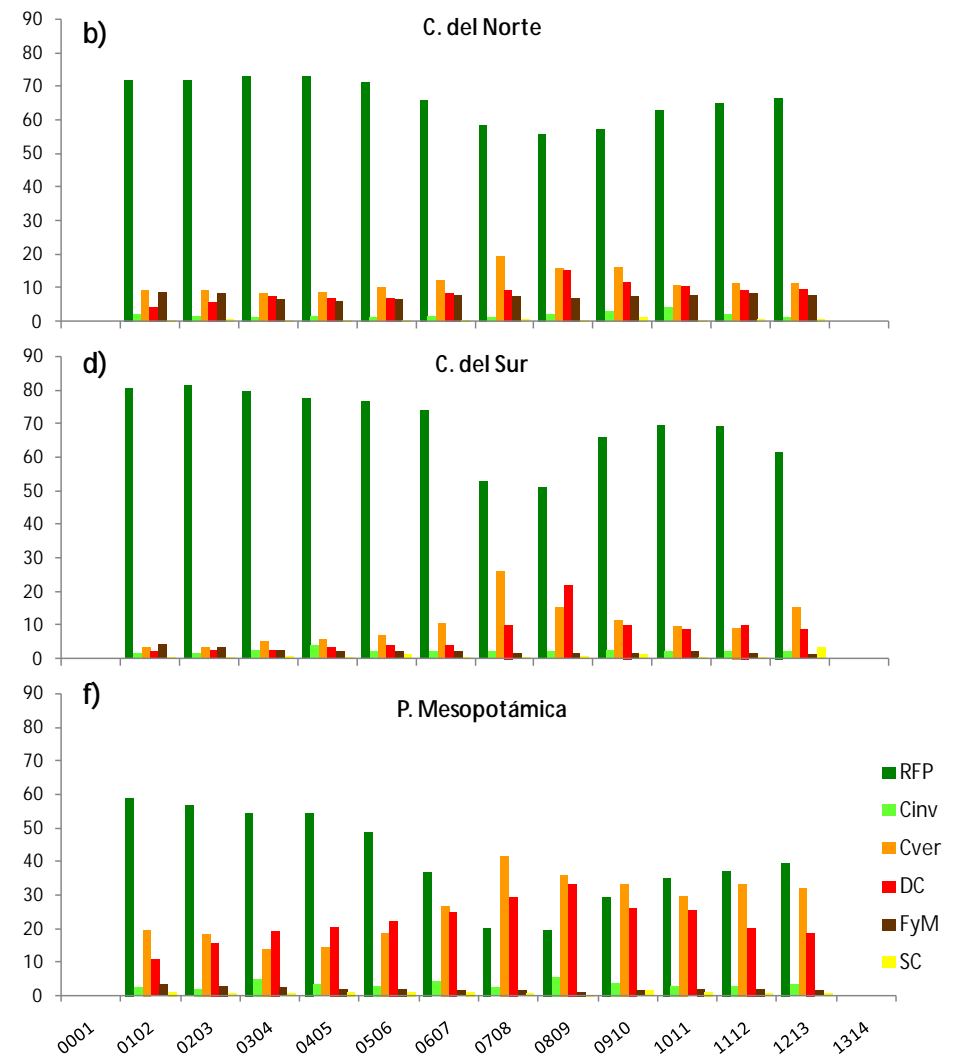
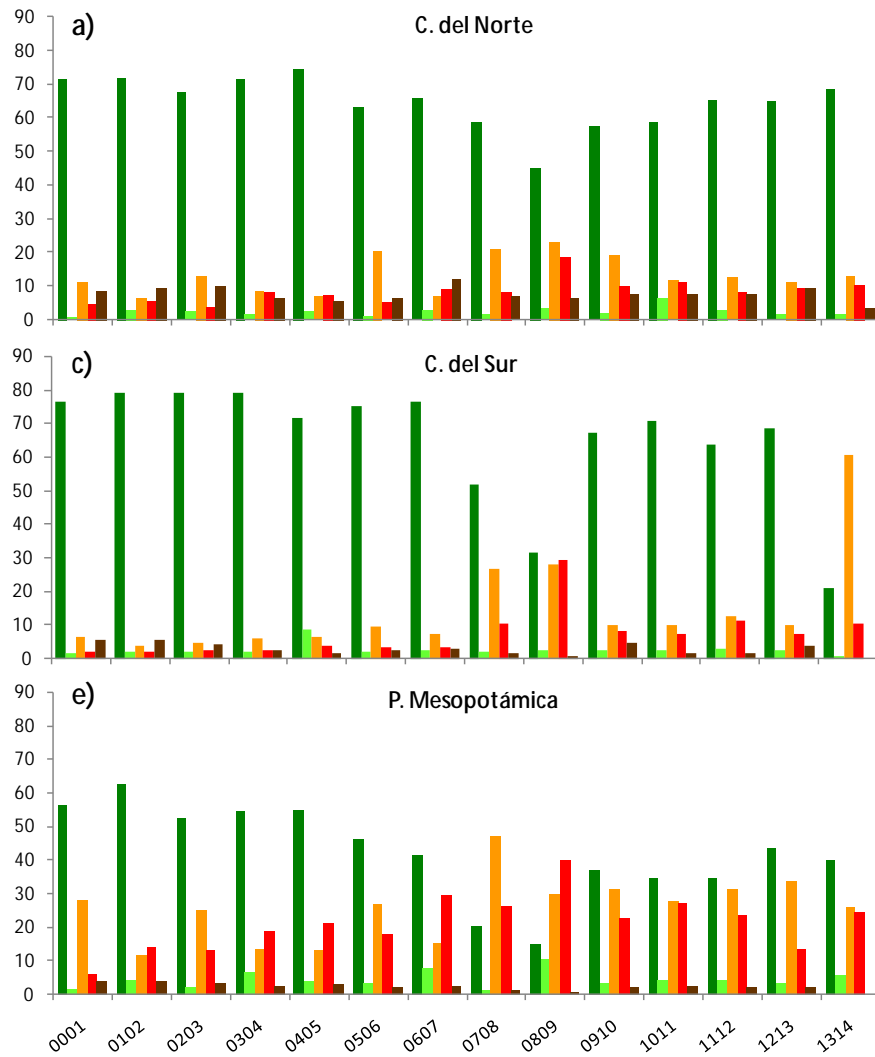
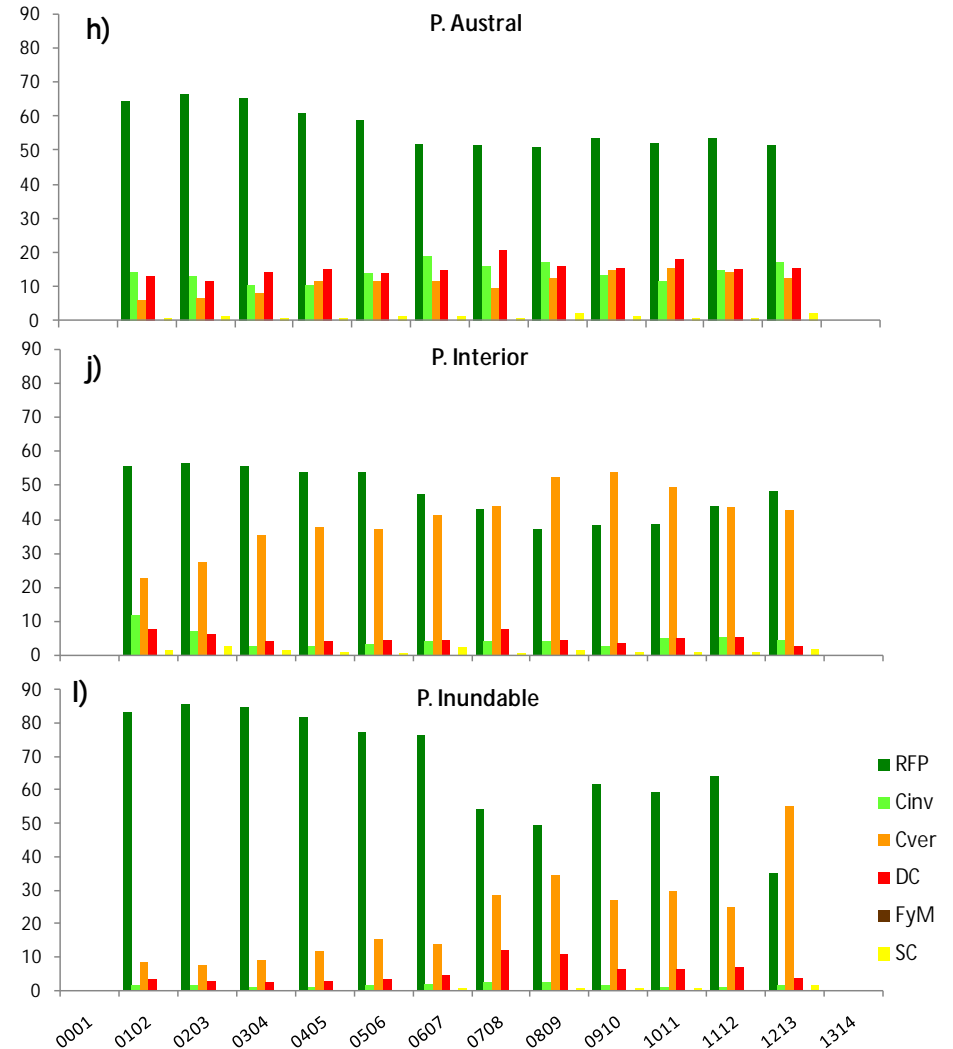
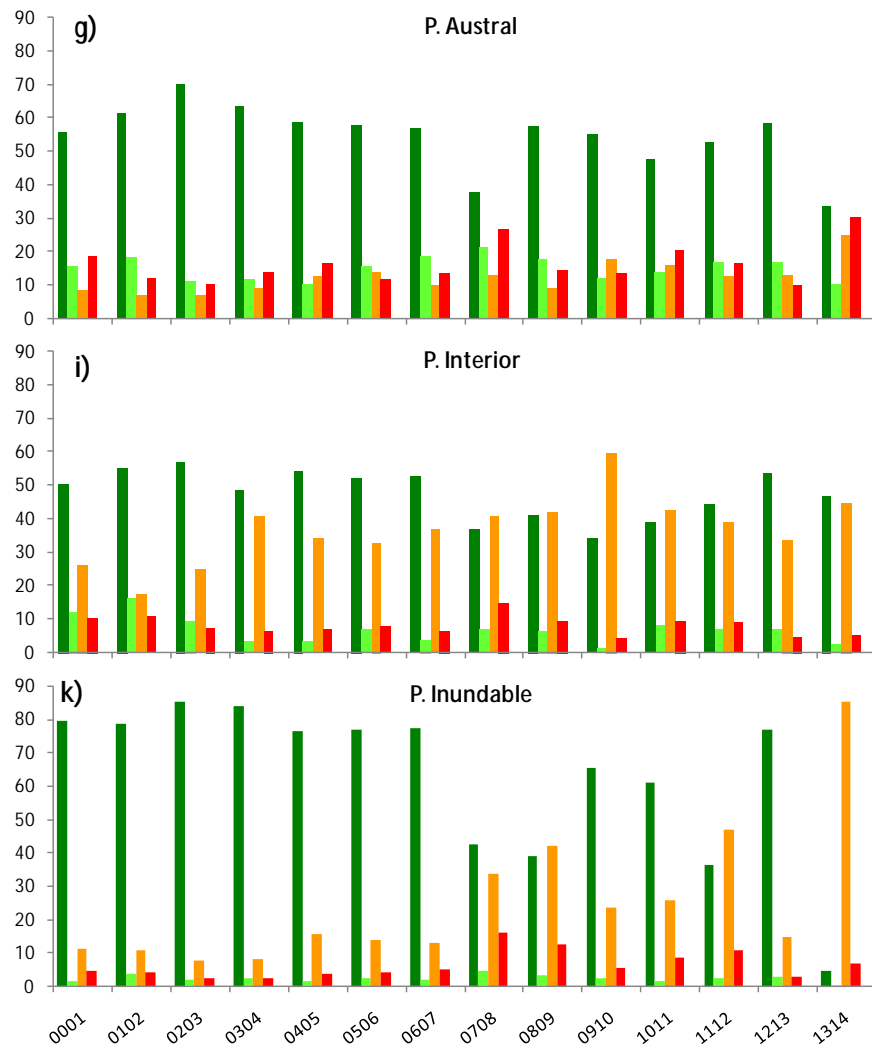


Figura 4.5: Clasificaciones de uso/cobertura del suelo de los Pastizales del Río de la Plata, para 14 años agrícolas desde el 2000-2001(a) hasta el 2013-2014 (n). RFP: Recursos Forrajeros Perennes; Cver: Cultivos de verano (incluye verdeos de verano); Cinv: Cultivos de invierno (incluye verdeos de invierno); DC: Doble cultivo (dos ciclos de cultivo por año agrícola, incluye cultivos de invierno y verano y verdeos de invierno y verano); FyM: Forestación y Monte. Agua: Máscara agregada a posteriori del proceso de clasificación, obtenida del producto MODIS Land Cover Type (MCD12Q1), año 2012, incluye los cuerpos de agua y zonas permanentemente inundadas. Urbano: idem anterior, incluye zonas urbanas y grande construcciones. Past. del R. de la P.: Pastizales del Río de la Plata, divisiones según Soriano et al (1991). A) Pampa Ondulada. B1) Pampa Interior Plana B2) Pampa Interior Oeste. C) Pampa Austral. D) Pampa Inundable. E) Pampa Mesopotámica. F) Campos del Sur. G) Campos del Norte. Límites adm.: límites administrativos nacionales. Límites adm. 2°: límites administrativos de segundo orden (Provincias en Argentina, Departamentos en Uruguay y Estados en Brasil).





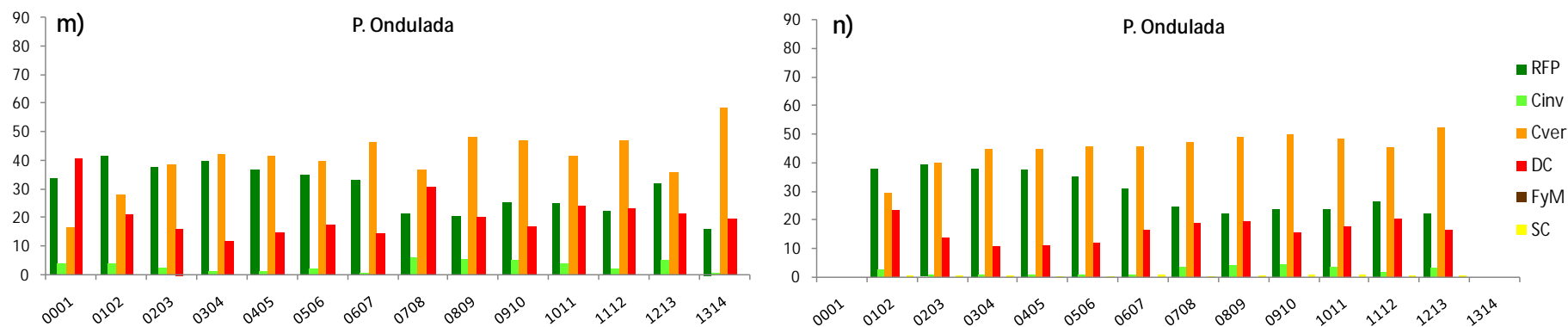


Figura 4.6: Evolución de la superficie de los diferentes usos/coberturas del suelo para las diferentes subregiones de los pastizales del Río de la Plata en el periodo comprendido entre los años agrícolas 2000/2001 (0001) y el 2013/2014 (1314). Los datos están expresados como porcentaje de la superficie de la subregión en las clasificaciones originales (a, c, e, g, i, k, m) y luego de la aplicación del filtro temporal (b, d, f, h, j, l, n). RFP: Recursos Forrajeros Perennes; Cver: Cultivos de verano (incluye verdes de verano); Cinv: Cultivos de invierno (incluye verdes de invierno); DC: Doble cultivo (dos ciclos de cultivo por año agrícola, incluye cultivos de invierno y verano y verdes de invierno y verano); FyM: Forestación y Monte; SC: sin clasificar.

4.3.1.3 Aplicación del filtro temporal

Con la aplicación de los filtros temporales las tendencias generales de uso/cobertura del suelo en toda el área de estudio son similares. Los RFP fueron la clase dominante en todos los años, con un máximo del 67,1 % del área de estudio en el año agrícola 2003/2004 y un mínimo de 46,2 % en el 2008/2009. En general, los RFP fueron seguidos en orden de importancia, por Cver (máximo 28,9%, mínimo 10,9%), DC (máximo 14%, mínimo 6,6%), Cinv (máximo 5,3%, mínimo 2,6%) y FyM (máximo 3,8%, mínimo 2,5%). La categoría SC fue muy poco frecuente, con un máximo de 1,4 % en el año agrícola 2012-2013 y un mínimo de 0,6 % en el 2005-2006 (Fig. 4.4b; Fig. 4.7a-4.7l).

El análisis por subregión de los mapas filtrados mostró, en términos generales, un comportamiento similar. Los cambios año a año, en la superficie de los diferentes usos/coberturas del suelo en las diferentes subregiones fueron menos abruptos, con tendencias temporales más claras en la mayoría de los casos. Nuevamente, los RFP fueron generalmente la clase con mayor superficie en casi todas las subregiones y años analizados. Esta dominancia es particularmente evidente en Campos de Norte, Campos del Sur y Pampa Inundable, donde casi todos los años superó el 60 % de la superficie (Figs. 4.6b, 4.6d y 4.6l). Excepciones a esta regla fueron los años agrícolas 2007/2008, 2008/2009 y 2009/2010 en Campos del Norte (Figs. 4.7g, 4.7h y 4.7i; Fig. 4.6b); 2007/2008, 2008/2009 en Campos del Sur (Figs. 4.7g y 4.7h; Fig. 4.6d); y 2007/2008, 2008/2009, 2011/2012 y 2012/2013 en la Pampa Inundable (Figs. 4.7g, 4.7h, 4.7k, 4.7l; Fig. 4.6l); todos ellos, años en los cuales se detectaron errores importantes en las diferentes subregiones y que se propagaron por su acumulación, luego de la aplicación del filtro (ver más adelante). La dominancia de los RFP fue también muy importante, aunque algo menor, en la Pampa Austral, donde esta categoría siempre cubrió más del 50 % de la superficie, con una clara tendencia a la disminución de su importancia relativa con el paso del tiempo (Fig. 4.6h). En las subregiones Pampa Mesopotámica y Pampa Interior (Plana y Oeste), nuevamente los RFP fueron mayoritarios al inicio de la serie de datos, pero tendieron a equipararse con las clases agrícolas con el paso del tiempo, fundamentalmente con cultivos de verano y en algunos casos, con la clase doble cultivo (Figs. 4.6f y 4.6j). En el caso de la Pampa Ondulada, la superficie de RFP solo superó a la de clases agrícolas exclusivamente el primer año de la serie de datos filtrados (año agrícola 2001/2002), siendo los Cver la clase dominante prácticamente todos los años (Fig. 4.6n).

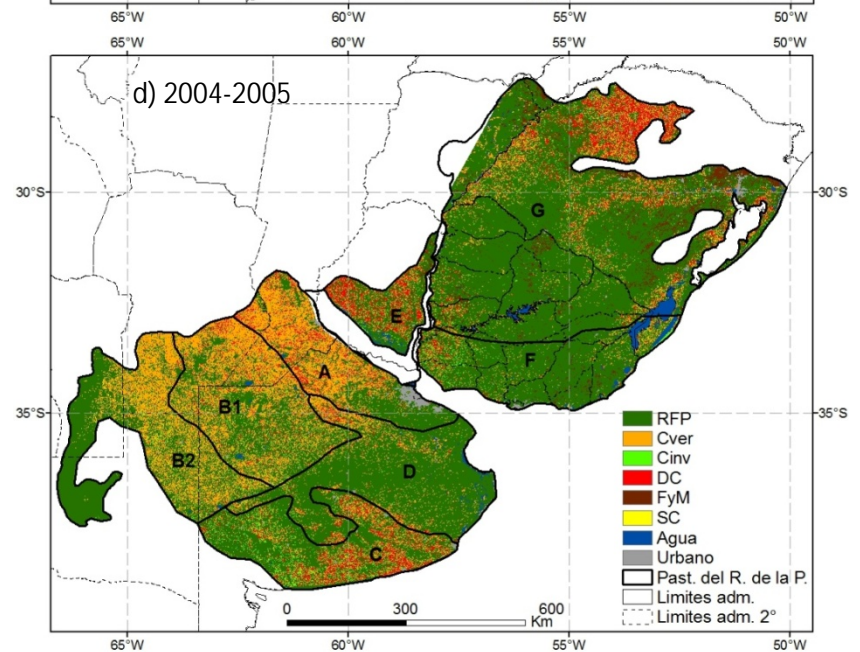
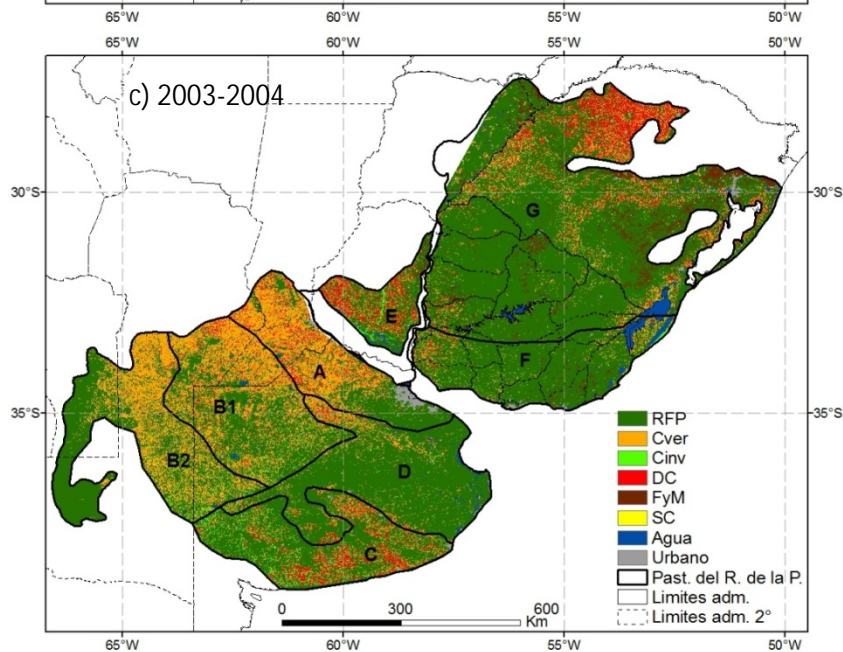
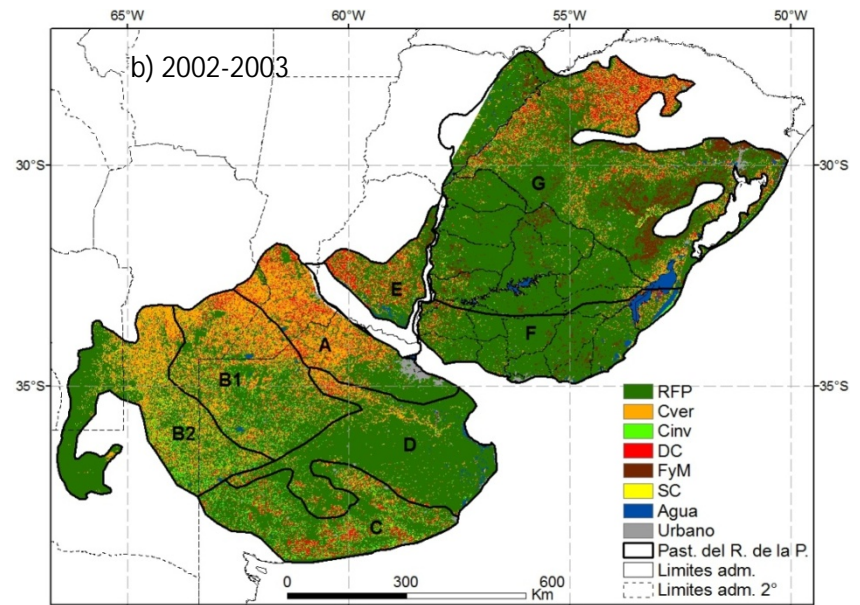
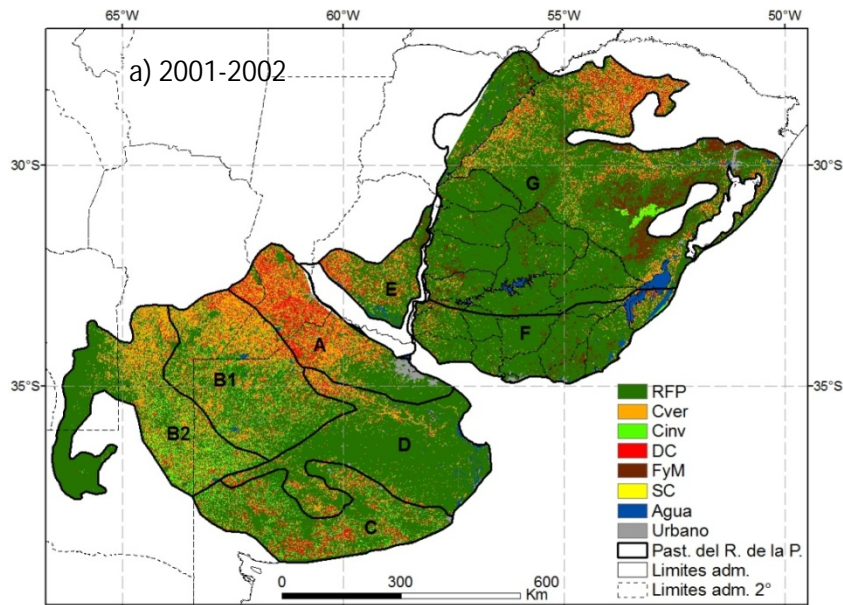
Al igual que sin la aplicación del filtro temporal, los cultivos de verano fueron la clase agrícola generalmente más representada en todos los distritos y años, siendo particularmente importantes en la Pampa Ondulada, la Pampa Interior y la Pampa Mesopotámica. En el caso de la Pampa Ondulada la superficie con Cver estuvo en el entorno del 45%, con valores de superficie cubierta algo mayores y tendencia de aumento más clara (Fig. 4.6n), que sin la aplicación del filtro temporal. En la Pampa

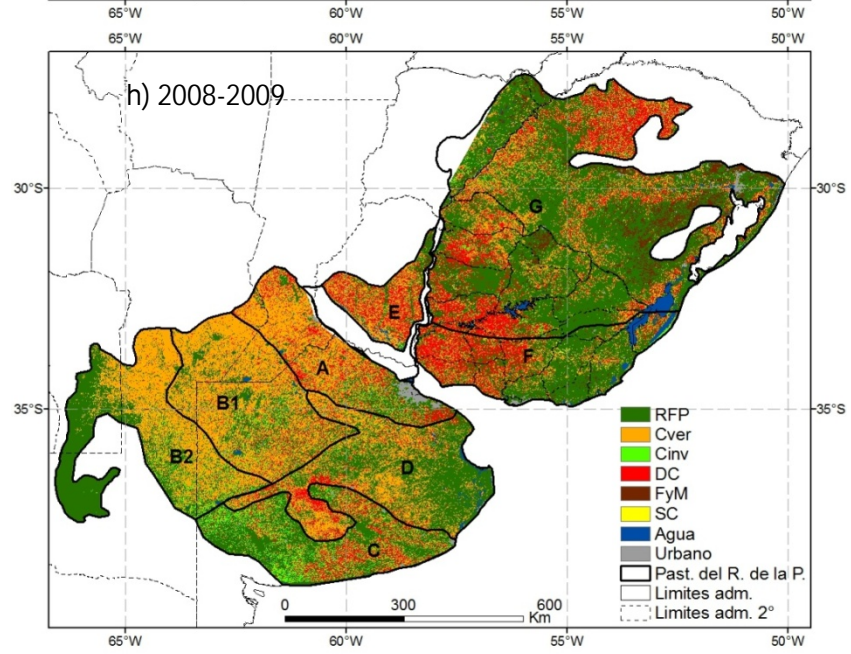
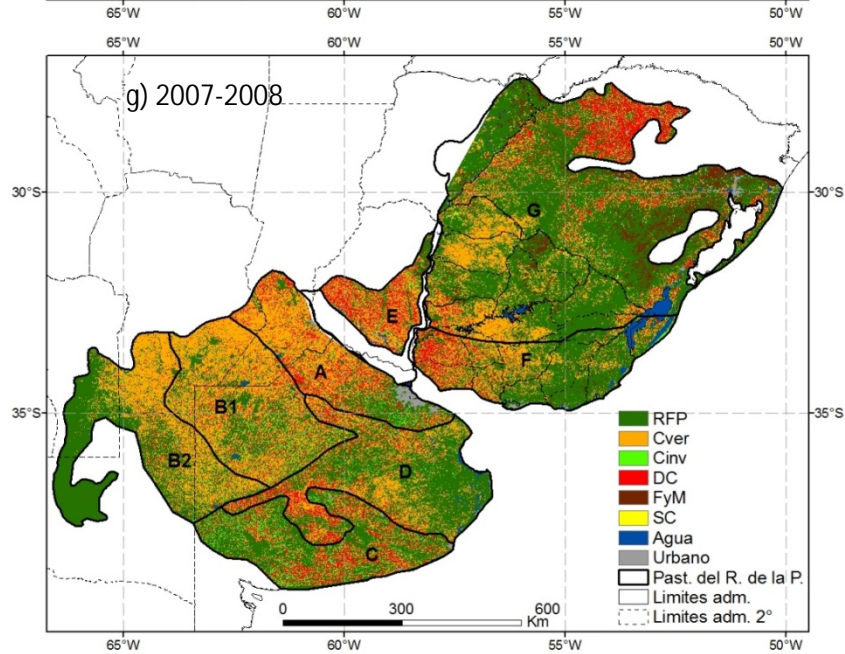
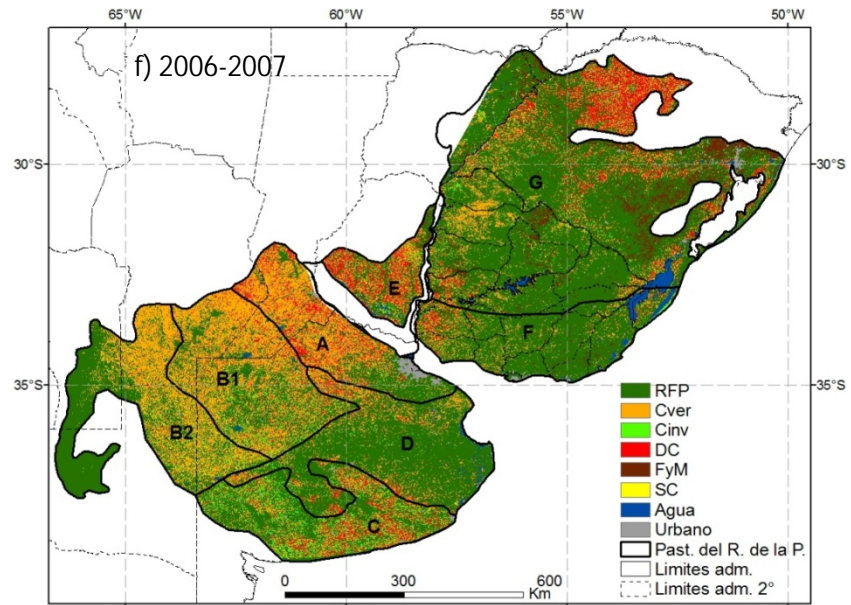
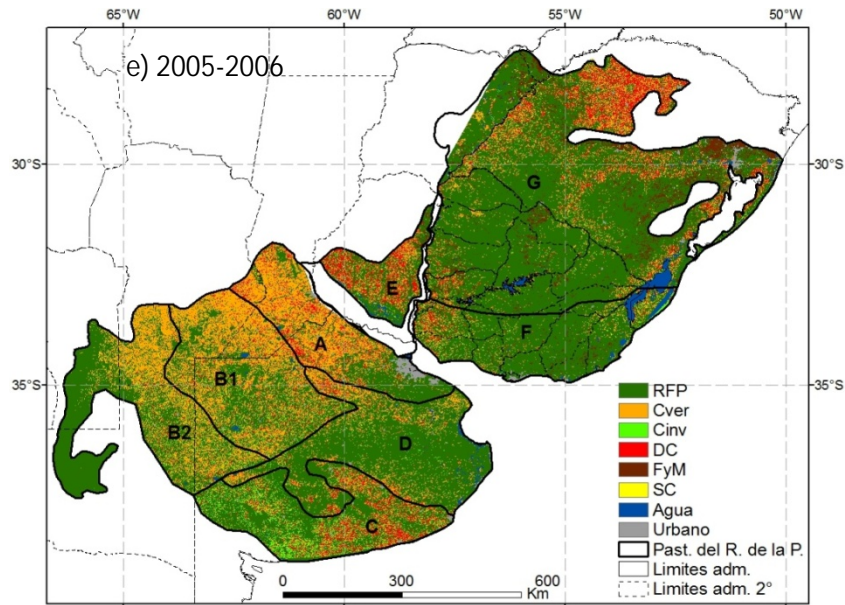
Interior y la Mesopotámica, el porcentaje con Cver fue algo menor al de la Pampa Ondulada, fundamentalmente los primeros años de la serie de datos (Figs. 4.6j y 4.6f). Ambas subregiones mostraron un claro aumento en la superficie con Cver a lo largo del tiempo, siendo el aumento más marcado en la Pampa Interior, que alcanzó porcentajes de Cver similares a los de la Pampa Ondulada hacia el final del periodo de tiempo considerado. Al igual que sin la aplicación del filtro temporal, el aumento de la superficie con Cver en la Pampa Inundable, fundamentalmente en la segunda mitad del periodo de tiempo considerado (Fig. 4.6l), parece responder a errores de clasificación propagados por el filtro temporal y no a una tendencia de cambio (ver más adelante). Con la aplicación del filtro temporal parece mantenerse la tendencia al aumento porcentual de la superficie cubierta por esta categoría en todas las subregiones.

La categoría DC mantuvo su importancia en la Pampa Ondulada, la Pampa Mesopotámica, la Pampa Austral (Figs. 4.6n, 4.6f y 4.6h) y la porción norte de Campos del Norte (Fig. 4.6b; Fig 4.7a-4.7l). En las subregiones, Campos del Norte, Campos del Sur y Pampa mesopotámica hay una clara tendencia al aumento en la clase DC con el paso del tiempo (Figs. 4.6b, 4.6d y 4.6f), la tendencia al aumento es mínima en la Pampa Austral (Fig. 4.6h) y, no parece haber tendencia de cambio en la Pampa Ondulada y la Pampa Interior (Figs. 4.6n y 4.6j).

Las clases de menor importancia relativa de los Pastizales del Río de la Plata, Cinv y FyM, mostraron un comportamiento similar al que tenían antes de la aplicación del filtro temporal. Los cultivos de invierno nuevamente fueron importantes solo en la Pampa Austral (Fig. 4.6h), siendo una categoría poco representada en el resto de las subregiones. En general, luego de la aplicación del filtro, la superficie con cultivos de invierno es menor en todas las subregiones y casi todos los años agrícolas. En lo que respecta a FyM, los Campos del Norte siguieron siendo la subregión con mayor expresión territorial de este uso/cobertura del suelo (Fig. 4.6b), duplicando los porcentajes encontrados en Campos del Sur y Pampa Mesopotámica (Figs. 4.6d y 4.6f). Con la aplicación del filtro temporal, parece haber una tendencia más clara a la disminución de la superficie cubierta con esta categoría con el paso del tiempo en las subregiones campos del Sur y Pampa Mesopotámica

La categoría sin clasificar (SC), que responde a transiciones anómalas en la aplicación del filtro temporal, fue marginal en términos de superficie en todos los distritos y años agrícolas, ocupando en promedio el 0,8% de la superficie. Tuvo su mayor expresión en Campos del Sur, durante el año agrícola 2012/2013, donde ocupó el 3,6% de la superficie (Fig. 4.6d), y su menor expresión en la pampa inundable, durante el año agrícola 2007/2008, donde ocupó el 0,1% de la superficie. Si promediamos la superficie para toda la serie temporal, la subregión con menor porcentaje de la categoría SC fue la Pampa Inundable con un 0,5%, mientras que la que tuvo mayor porcentaje fue la Pampa Interior con 1,3% de la superficie cubierta por esta categoría.





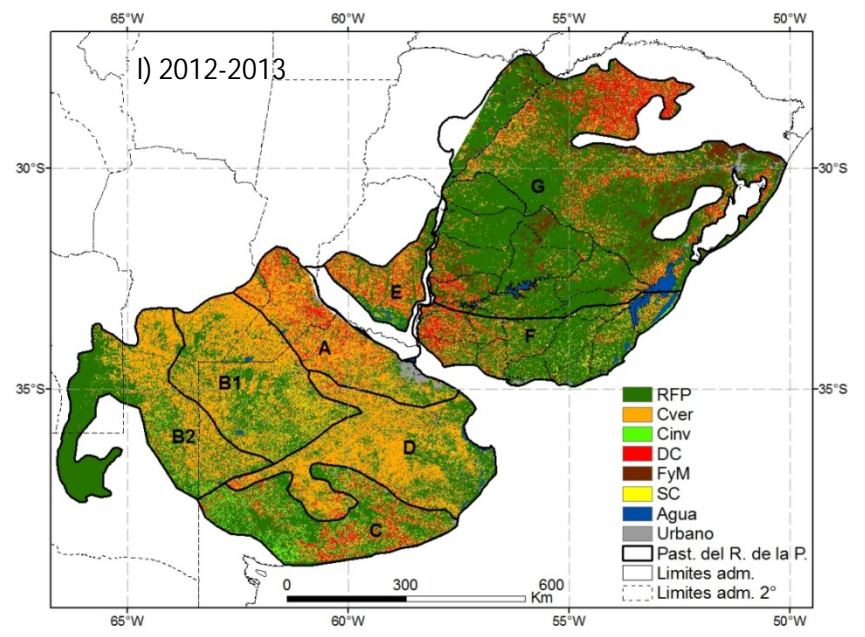
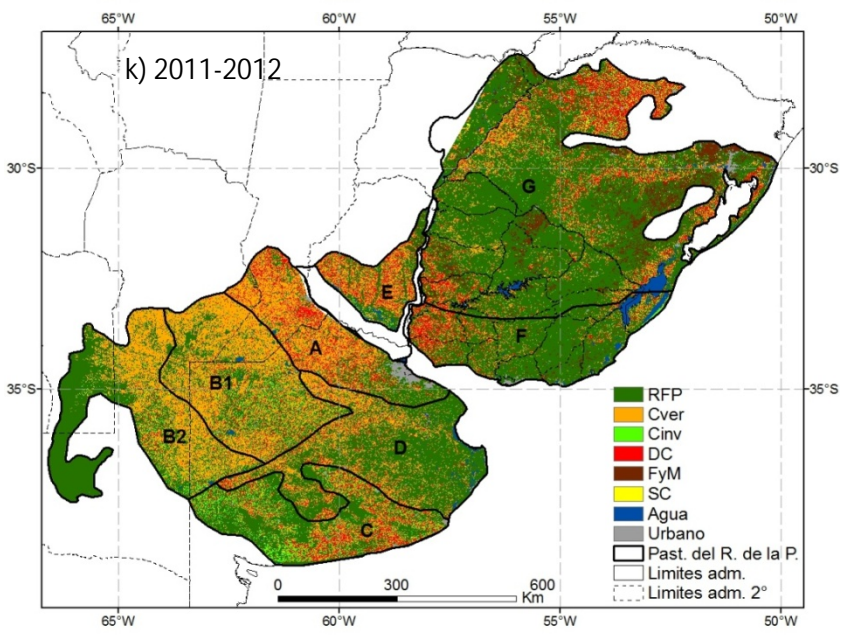
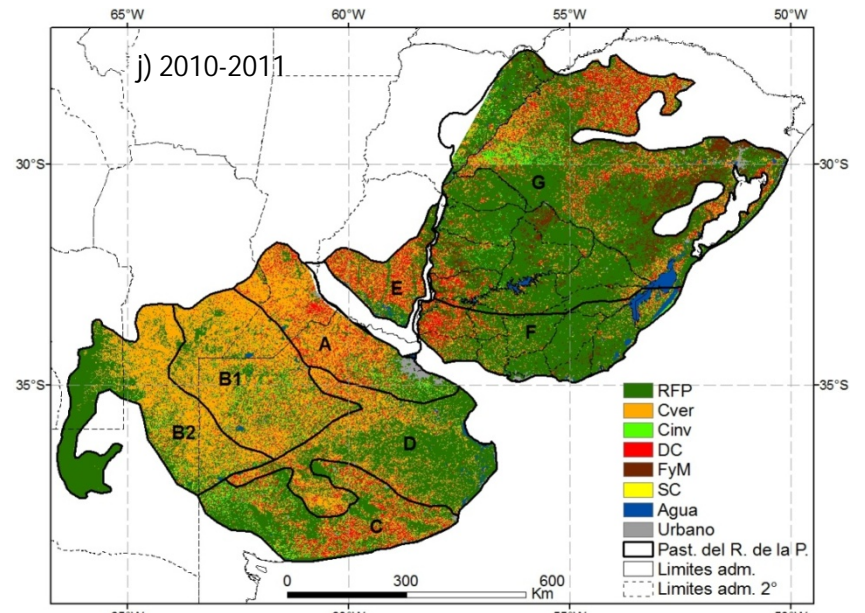
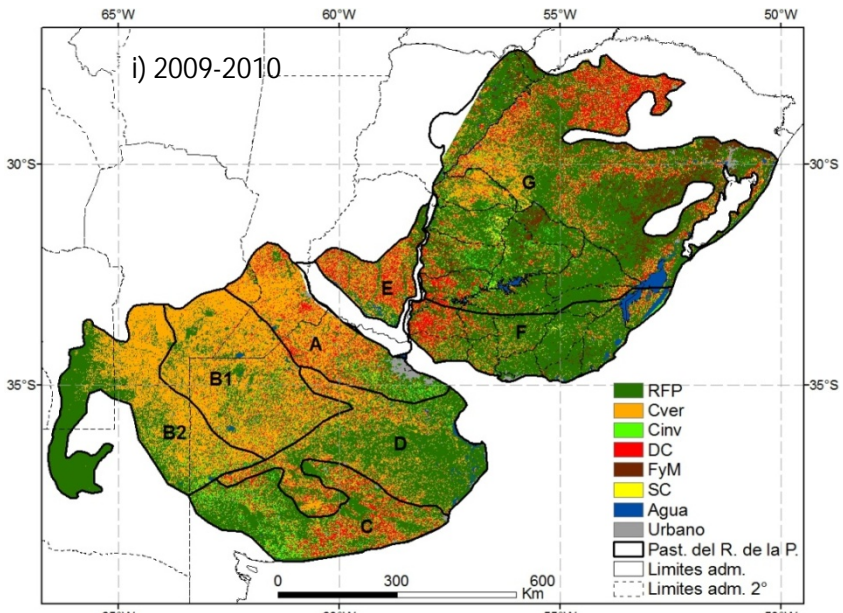


Figura 4. 7: Clasificaciones de uso/cobertura del suelo de los Pastizales del Río de la Plata, para 12 años agrícolas desde el 2001-2002 (a) hasta el 2012-2013 (l), luego de la aplicación de un filtro temporal modal, ver reglas de operación del árbol en apéndice 4.1. RFP: Recursos Forrajeros Perennes; Cver: Cultivos de verano (incluye verdeos de verano); Cinv: Cultivos de invierno (incluye verdeos de invierno); DC: Doble cultivo (dos ciclos de cultivo por año agrícola, incluye cultivos de invierno y verano y verdeos de invierno y verano); FyM: Forestación y Monte; SC: sin clasificar. Agua: Máscara agregada a posteriori del proceso de clasificación, obtenida del producto MODIS Land Cover Type (MCD12Q1), año 2012, incluye los cuerpos de agua y zonas permanentemente inundadas. Urbano: idem anterior, incluye zonas urbanas y grande construcciones. Past. del R. de la P.: Pastizales del Río de la Plata, divisiones según Soriano et al (1991). A) Pampa Ondulada. B1) Pampa Interior Plana B2) Pampa Interior Oeste. C) Pampa Austral. D) Pampa Inundable. E) Pampa Mesopotámica. F) Campos del Sur. G) Campos del Norte. Límites adm.: límites administrativos nacionales. Límites adm. 2°: límites administrativos de segundo orden (Provincias en Argentina, Departamentos en Uruguay y Estados en Brasil).

4.3.2 Evaluación de las clasificaciones

4.3.2.1 Evaluación mediante matrices de contingencia

La evaluación global de las clasificaciones, realizada pixel a pixel con el subconjunto de datos de evaluación, considerando en conjunto todos los años y subregiones, mostró muy buenos niveles de acierto. La exactitud global en las campañas de invierno fue de 94,3%, mientras que en las campañas de verano fue de 95,5%. Las Tablas 4.4 y 4.5, muestran las matrices de contingencia entre el resultado de la clasificación y los datos de campo para las campañas de invierno y verano. Las clasificaciones evaluadas a nivel global, presentaron errores de comisión y omisión relativamente bajos. Los errores de omisión, aquellos que indican la proporción de una clase que no está siendo incluida en la clasificación, fueron en general algo mayores a los de comisión (aquellos que indican la proporción extra de la clase que se incluye en la clasificación). La Tabla 4.6 muestra la distribución de errores de omisión y comisión en las distintas clases.

Tabla 4.4: Matrices de contingencia entre los resultados de la clasificación y la información relevada a campo para las campañas de invierno, expresadas en píxeles (a) y en porcentaje (b). Los datos de campo corresponden al subconjunto de datos reservados para la evaluación y agrupan información de todas las subregiones de Pastizales del Río de la Plata y todos los años agrícolas considerados. Cinv: Cultivos de invierno; RFP: Recursos Forrajeros Perennes; FyM: Forestación y Monte

a)		Verdad terrestre (Pix)				b)		Verdad terrestre (%)			
		Cinv	RFP	FyM	Total			Cinv	RFP	FyM	Total
Clasificación	Cinv	1241	77	0	1318	Clasificación	Cinv	89.7	2.7	0	29.0
	RFP	142	2791	24	2957		RFP	10.3	96.8	8.7	65.1
	FyM	0	16	251	267		FyM	0	0.6	91.3	5.9
	Total	1383	2884	275	4542		Total	100	100	100	100

Tabla 4.5: Matrices de contingencia entre los resultados de la clasificación y la información relevada a campo para las campañas de verano expresadas en píxeles (a) y en porcentaje (b). Los datos de campo corresponden al subconjunto de datos reservados para la evaluación y agrupan información de todas las subregiones de Pastizales del Río de la Plata y todos los años agrícolas considerados. Cver: Cultivos de verano; RFP: Recursos Forrajeros Perennes; FyM: Forestación y Monte

a)		Verdad terrestre (Pix)				b)		Verdad terrestre (%)			
		Cver	RFP	FyM	Total			Cver	RFP	FyM	Total
Clasificación	Cver	5446	229	0	5675	Clasificación	Cver	97.7	8.9	0	62.1
	RFP	126	2330	54	2510		RFP	2.3	90.8	5.4	27.5
	FyM	0	6	943	949		FyM	0	0.2	94.6	10.4
	Total	5572	2565	997	9134		Total	100	100	100	100

Tabla 4.6: Errores de comisión y omisión, expresados en porcentaje, para las matrices de contingencia de la evaluación global (Agrupando los datos de todas las subdivisiones y años). a) Campaña de invierno, b) campaña de verano

a)	Comisión (%)	Omisión (%)	b)	Comisión (%)	Omisión (%)
Cinv	5.8	10.3	Cver	4.0	2.3
RFP	5.6	3.2	RFP	7.2	9.2
FyM	6.0	8.7	FyM	0.6	5.4

Considerando los datos de evaluación por subregión de los Pastizales del Río de la Plata (agrupando los diferentes años agrícolas), las matrices de contingencia presentaron buenos niveles de exactitud global. La exactitud global máxima fue 97,6% y ocurrió en Campos del Norte en las campañas de verano; la mínima fue 78,2% y ocurrió en la Pampa Austral en las campañas de verano. El Apéndice 4.3 muestra las matrices de contingencia para las diferentes subregiones y la Tabla 7, la distribución de errores de comisión y omisión para las diferentes subregiones y clases. La distribución de errores de comisión y omisión fue variable y dependió de la campaña (invierno, verano), la subregión y la clase considerada. En Campos del Norte, los errores de comisión y omisión fueron relativamente bajos, salvo para la clase Cultivos de invierno, donde los errores de omisión alcanzaron el 20%. En Campos del sur, los errores fueron en general bastante bajos salvo para la clase Forestación y Monte que alcanzó errores de comisión del 23,3% en las campañas de invierno. En la Pampa Austral, los errores de comisión y omisión fueron muy grandes en las campañas de verano, donde la clase Cultivos de verano presentó errores de comisión del 41,8% y la clase Recursos Forrajeros Perennes, errores de omisión del 23,7%; por el contrario, los errores fueron relativamente bajos en esta subregión en las campañas de invierno. Las subregiones Pampa Interior (Plana y Oeste), Pampa Inundable y Pampa Ondulada presentaron errores de comisión y omisión relativamente bajos, salvo para la clase RFP en la Pampa Ondulada que alcanzó errores de omisión del 22,7%. (Tabla 4.7).

Las evaluaciones de las clasificaciones tal cual fueron generadas, esto es, clasificando de forma independiente cada subregión, escena MODIS, año y campaña agrícola, presentaron, en general, buenos resultados. En algunos casos los valores de exactitud global fueron extremadamente bajos o extremadamente altos, fundamentalmente debido al tamaño de los subconjuntos de evaluación. Cabe recordar que el subconjunto de los datos de campo reservado para la evaluación de las clasificaciones fue generado dividiendo al azar el conjunto total de datos de campo, sin tomar en consideración la subregión, la escena, el año o la campaña agrícola. En consecuencia, algunas de las matrices de contingencia de cada subregión/escena/año/campaña estuvieron generadas por muy pocos píxeles. Ejemplos extremos son los casos de la clasificación de la Pampa Interior/escena h12v12, en el verano 2008; la Pampa Inundable/escena h13v12, en el verano 2008; o la Pampa Ondulada/escena h13v12, en el invierno 2002; donde el subconjunto de

datos evaluación estuvo compuesto por 1, 2 y 3 píxeles respectivamente. En estas circunstancias el tamaño del error de comisión u omisión de la clasificación, o su contracara, el grado de exactitud, está fuertemente influenciado por el acierto o error de la clasificación de uno o unos pocos píxeles, por lo que deben ser interpretados con recaudo. El Apéndice 4.3 muestra las matrices de contingencia para la evaluación de las clasificaciones analizando el subconjunto de datos de evaluación por subregión, escena MODIS, año y campaña agrícola, así como la distribución de errores de omisión y comisión entre las diferentes clases para cada una de las clasificaciones. La Tabla 4.8 resume la exactitud global de las diferentes clasificaciones para las que se contaba con datos de campo, mostrando además, el número de píxeles involucrado en cada subconjunto de evaluación.

Tabla 4.7: Errores de comisión y omisión, expresados en porcentaje, para las matrices de contingencia de la evaluación por subregión de los Pastizales del Río de la Plata (agrupando los datos de todos los años). a) campaña de invierno, b) campaña de verano. Cinv: Cultivos de invierno; Cver: Cultivos de verano; RFP: Recursos Forrajeros Perennes; FyM: Forestación y Monte. Subreg.: subregión; CNor: Campos del Norte; CSur: Campos del Sur; PAus: Pampa Austral; Pint: Pampa Interior (Plana y Oeste); Plnu: Pampa Inundable; POnd: Pampa Ondulada.

a)				b)			
Subreg.	Clase	Comisión	Omisión	Subreg.	Clase	Comisión	Omisión
CNor	Cinv	7.2	20.0	CNor	Cver	0.9	3.1
	RFP	5.8	2.2		RFP	5.2	1.0
	FyM	3.8	8.1		FyM	0.0	3.3
CSur	Cinv	2.6	7.5	CSur	Cver	1.9	1.0
	RFP	5.9	4.6		RFP	15.4	11.0
	FyM	23.3	14.8		FyM	2.8	12.3
PAus	Cinv	6.8	10.9	PAus	Cver	41.8	16.8
	RFP	8.1	4.9		RFP	8.0	23.7
PInt	Cinv	3.6	6.8	PInt	Cver	3.3	1.8
	RFP	8.2	4.4		RFP	6.9	12.0
Plnu	Cinv	9.9	10.7	Plnu	Cver	10.7	3.8
	RFP	1.7	1.6		RFP	6.8	18.0
POnd	Cinv	7.8	8.3	POnd	Cver	2.8	0.9
	RFP	7.7	7.3		RFP	8.5	22.7

4.3.2.2 Evaluación global de los mapas generados

A pesar del desempeño generalmente bueno de las clasificaciones observado a partir de las matrices de contingencia, el análisis detallado de los mapas generados, con y sin filtro temporal, revela una serie de errores en varias de las clasificaciones de las diferentes subregiones, escenas y años agrícolas. Estos errores se reconocen a partir del conocimiento del área de estudio, detectando por ejemplo, amplias zonas agrícolas en áreas caracterizadas por su ausencia; a partir de cambios abruptos, de aumento o disminución en la superficie cubierta por alguna categoría en las diferentes

subregiones; y/o, a partir de la observación de discontinuidades muy marcadas en el patrón espacial de uso/cobertura del suelo que no tienen una justificación aparente (ausencia de fronteras políticas, cambios marcados en el tipo de suelo, etc)

Las fuentes de error son probablemente varias, ocurren en diferentes porciones de los Pastizales del Río de la Plata y en diferentes momentos del periodo analizado, y serán discutidas más adelante. A continuación se detallan las posibles fuentes de error y se reportan los errores más importantes detectados en las diferentes subregiones. Entre las posibles fuentes de error pueden destacarse la clasificación del área de estudio en años climáticamente muy distintos a los utilizados para generar las firmas espectrales, la presencia de inconsistencias y errores de las series temporales de imágenes de satélite que no pudieron ser corregidas con los filtros aplicados, y la presencia de inconsistencias en las bases de datos de campo, etc.

En Campos del Norte las clasificaciones parecen relativamente buenas los primeros años de la serie de datos, disminuyendo notoriamente su calidad en la segunda mitad de la serie temporal. Estos errores se visualizan fundamentalmente como un exceso de superficie cubierta por clases agrícolas en porciones del territorio caracterizadas por su ausencia, como los suelos superficiales (Basalto) del norte de Uruguay y su prolongación en Rio Grande del Sur. Los mapas afectados corresponden a los años agrícolas 2005/2006, 2007/2008, 2008/2009, 2010/2011, y en menor medida, 2011/2012 (Figs. 4.5f, 4.5h, 4.5i, 4.5k y 4.5l), en la porción de Campos del Norte correspondiente a la escena MODIS h13v12; mientras que las clasificaciones de los años agrícolas 2002/2003 2009/2010 y en menor medida 2010/2011 están afectadas en la porción correspondiente a la escena MODIS h13v11 (Figs. 4.5c, 4.5j y 4.5k). En el caso de la clasificación correspondiente al año agrícola 2013/2014, los errores están asociados a la casi total ausencia de la clase Forestación y Monte, fundamentalmente en la porción de Campos del Norte correspondiente a la escena MODIS h13v12 (Fig. 4.5n). Esto errores se visualizan también en los cambios abruptos de la superficie con cada categoría, incluso al considerar las estadísticas de toda la subregión, observándose saltos abruptos en la superficie con clases agrícolas en los años 2005/2006, 2007/2008, 2008/2009 y 2009/2010, o la marcada disminución de FyM en al año 2013/2014 (Fig. 4.6a).

Las clasificaciones correspondientes a Campos del Sur tuvieron un desempeño mejor que el anterior y al igual que lo sucedido con Campos del Norte, los errores detectados se concentraron en la segunda mitad de la serie temporal. Los años agrícolas claramente afectados fueron 2007/2008, 2008/2009 y 2013-2014, y en menor medida 2011/2012, y se visualizan por un aumento abrupto de la superficie agrícola que además ocurre en porciones del territorio con conocidas restricciones para el desarrollo de la agricultura, como el este de la región centro sur (Cristalino) o las Sierras del Este de Uruguay (Figs. 4.5h, 4.5i, 4.5n y 4.5l; Fig. 4.6c).

Tabla 4.8: Exactitud global de las clasificaciones (en porcentaje) para cada subregión de los Pastizales del Río de la Plata, escena MODIS, campaña agrícola (Inv: campaña de invierno; Ver: campaña de verano) y año para los que se contaba con datos de campo. Entre paréntesis se muestra el número de píxeles utilizados en el subconjunto de evaluación. CNor: Campos del Norte; CSur: Campos del Sur; PAus: Pampa Austral; Pint: Pampa Interior (Plana y Oeste); Pinu: Pampa Inundable; POnd: Pampa Ondulada.

Año	Cnor h13v12		Csur h13v12		Paus h13v12		Pint h12v12		h13v12		Pinu h13v12		Pond h12v12		h13v12	
	Inv	Ver	Inv	Ver	Inv	Ver	Inv	Ver	Inv	Ver	Inv	Ver	Inv	Ver	Inv	Ver
0203						14.3 (7)		90.8 (130)		85.7 (14)			66.7 (6)	99.0 (104)	66.7 (3)	100 (8)
0304					90.8 (218)	89.6 (77)	93.2 (148)	91 (78)	97.1 (68)		99.4 (181)		89.3 (28)	98.7 (77)	100 (26)	
0405					92.4 (79)	72.7 (55)	97.3 (73)	100 (146)	98.2 (57)	89.1 (64)	96.5 (624)	90.1 (111)	86.0 (43)	99.4 (356)	100 (25)	97.5 (122)
0708							100 (4)	100 (1)				100 (2)			92.9 (70)	77.1 (96)
0809							92.1 (380)	95.7 (1599)					100 (15)	100 (7)		
0910					93.4 (381)	77.9 (385)	97.6 (85)	97.5 (891)				93.3 (15)	92.5 (159)	100 (69)	91.7 (24)	100 (27)
1112	92 (634)	96.2 (1704)	92.7 (165)	95.9 (849)												
1213	96.1 (847)	99.3 (1424)	94.5 (199)	95.5 (716)												

Las clasificaciones de las subregiones correspondientes a las Pampas tuvieron, en términos generales, un mejor comportamiento que las subregiones correspondientes a los Campos, con excepción de la Pampa Inundable donde la acumulación de mapas con errores fue importante. En el caso de la Pampa Mesopotámica, los errores claramente visibles se limitan a los años agrícolas 2007/2008 y 2008/2009 y en menor medida en el año 2005/2006 (Figs. 4.5h, 4.5i y 4.5f). En la Pampa Ondulada, los mapas con errores corresponden al año agrícola 2000/2001 con un patrón inusual de la superficie con doble cultivo, limitado además a la porción ocupada por la escena h12v12 (Fig. 4.5a); y a los años agrícolas 2007/2008, 2008/2009, 2011/2012 y 2013/2014, con un aumento abrupto en la superficie de las clases agrícolas y la extensión de este patrón hacia el sureste de la subregión, una zona tradicionalmente menos agrícola (Figs. 4.5h, 4.5i, 4.5l y 4.5n). Para la Pampa Interior, los años con errores aparentes son el 2007/2008 y el 2009/2010 y en menor medida el 2008/2009 y se visualizan como un aumento general de las clases agrícolas y/o su extensión hacia el oeste de la subregión, en las porciones correspondientes a las provincias de La Pampa y San Luis; aunque este aumento, o parte de él, puede responder a un proceso de expansión agrícola real (Figs. 4.5h, 4.5j y 4.5i). En la Pampa Austral los comportamientos anómalos de las clasificaciones parecen de menor envergadura y se manifiestan durante los años agrícolas 2007/2008 y 2013/2014, como un aumento relativamente importante, fundamentalmente de los cultivos de verano (Figs. 4.5h y 4.5n). Las clasificaciones de la Pampa Inundable presentaron una serie de errores importantes, fundamentalmente en la segunda mitad de la serie temporal, visualizado como un aumento importantísimo fundamentalmente de los cultivos de verano. Los años agrícolas especialmente afectados fueron 2007/2008, 2008/2009, 2009/2010, 2010/2011, 2011/2012 y 2013/2014 (Figs. 4.5h-4.5l y 4.5n).

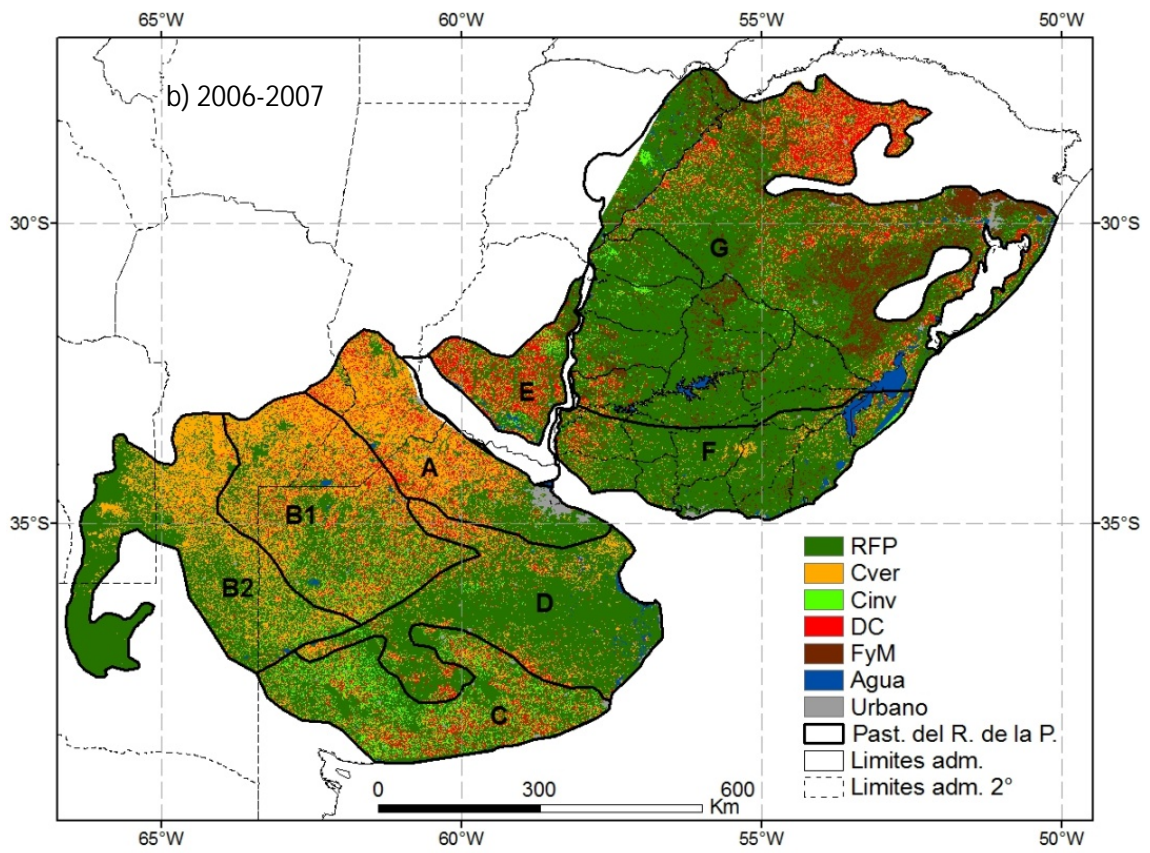
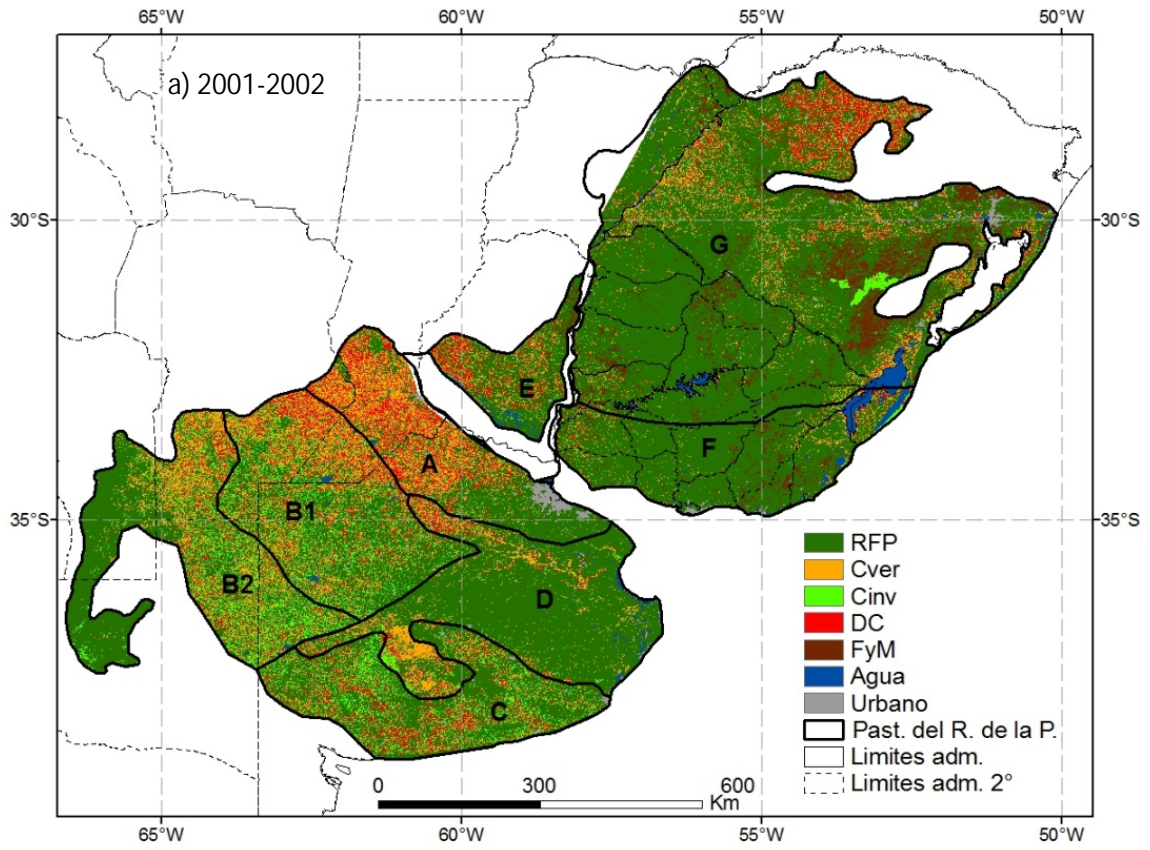
Con la aplicación del filtro temporal modal, varios de los errores detectados se subsanan, fundamentalmente cuando para una subregión el mismo tipo de error no ocurre dos o más años consecutivos, o en dos años de los tres participantes en el filtro. Cuando esto sucede, el error se propaga afectando en algunos casos las clasificaciones de alguna de las subregiones en años agrícolas sin errores aparentes.

En campos del Norte el filtro temporal corrige los errores detectados en la clasificación del año agrícola 2002/2003, en la porción de la subregión correspondiente a la escena MODIS h13v11 (Fig. 4.7b); y las de los años 2005/2006, 2011/2012 y en menor medida, 2010/2011, en la porción correspondiente a la escena h13v12 (Figs. 4.7e, 4.7k y 4.7j). En sentido contrario, la aplicación del filtro temporal propaga errores detectados en los años 2005/2006 y 2007/2008, a la clasificación filtrada del año agrícola 2006/2007 (Fig. 4.7f). La sucesión de clasificaciones con errores importantes de los años 2007/2008, 2008/2009, 2009/2010 y 2010/2011, impiden el buen funcionamiento del filtro temporal manteniéndose errores importantes en los años 2007/2008, 2008/2009, 2009/2010 y 2010/2011 (solo en la porción de la subregión correspondiente a la escena h13v11) (Figs. 4.7g-4.7j). En Campos del Sur, el filtro

temporal corrige los errores detectados en 2011/2012 (Fig. 4.7j) a la vez que propaga errores que antes no existían al año 2012/2013 y en menor medida en el año 2009/2010 (Figs. 4.7l y 4.7i). En la Pampa Mesopotámica, el filtro no corrige los errores de los años 2007/2008 y 2008/2009, pero si los errores de menor envergadura detectados en el año 2005/2006 (Figs. 4.7g, 4.7h y 4.7e). En la Pampa Ondulada, el filtro parece mejorar los mapas de los años 2007/2008 y 2011/2012 (Figs. 4.7g y 4.7k), pero se mantienen errores de gran envergadura en el mapa del año 2008/2009, a la vez que se propagan errores hacia el año 2012/2013 (Figs. 4.7h y 4.7l). En la Pampa Interior el filtro logra disminuir los errores detectados en los años agrícolas 2007/2008 y 2009/2010 (Figs. 4.7g y 4.7i), aunque los años agrícolas 2008/2009 y 2009/2010 aun mantiene un porcentaje de superficie con clases agrícolas superior a años anteriores y posteriores (Fig. 4.6j). El único año con errores importantes de la Pampa Austral captado por el filtro temporal (2007/2008) fue corregido luego de la aplicación del filtro (Fig. 4.7g). En el caso de la Pampa Inundable, el filtro temporal no corrige la seguidilla de mapas con errores importantes ocurridos a partir del año 2007/2008, e incluso propaga errores hacia el mapa del año 2012/2013, antes inexistentes (Figs. 4.7g-4.7l).

4.3.2 Análisis del cambio en el uso/cobertura del suelo

A partir de los errores reportados en el apartado anterior se seleccionaron una serie de mapas del área de estudio a lo largo de la serie temporal con los cuales evaluar los cambios en el uso/cobertura del suelo. Estos corresponden a los años agrícolas 2001/2002, 2006/2007, 2012/2013 (Fig. 4.8). El criterio para la selección de los mapas más confiables se basa en la ausencia de errores evidentes importantes en ninguna de las subregiones y /o escenas; la coincidencia con lo reportado por otros autores para diferentes porciones del área de estudio; y la alta correlación con estadísticas oficiales sobre el uso del suelo de los países involucrados (ver más adelante). El mapa 2001/2002 conserva algún error menor en la porción noreste de Campos del Norte y en el suroeste de la Pampa Inundable (Fig. 4.8a). El mapa 2006/2007 conserva alguna mancha agrícola atípica menor en la porción correspondiente a Uruguay de Campos del Norte y del Sur (en suelos superficiales del Basalto y en la porción este del Cristalino (región centro sur de Uruguay) (Fig. 4.8b). No parece haber errores importantes en el mapa correspondiente al año agrícola 2012/2013 (Fig. 4.8c). Con la aplicación del filtro temporal, los mapas de todo el área de estudio sin errores importantes se limitaron a la primera parte de la serie temporal, y, a partir del año agrícola 2006/2007 inclusive, en todos los años alguna de las subregiones presentó errores importantes, por lo que no fueron considerados para analizar los cambios en el uso/cobertura del suelo.



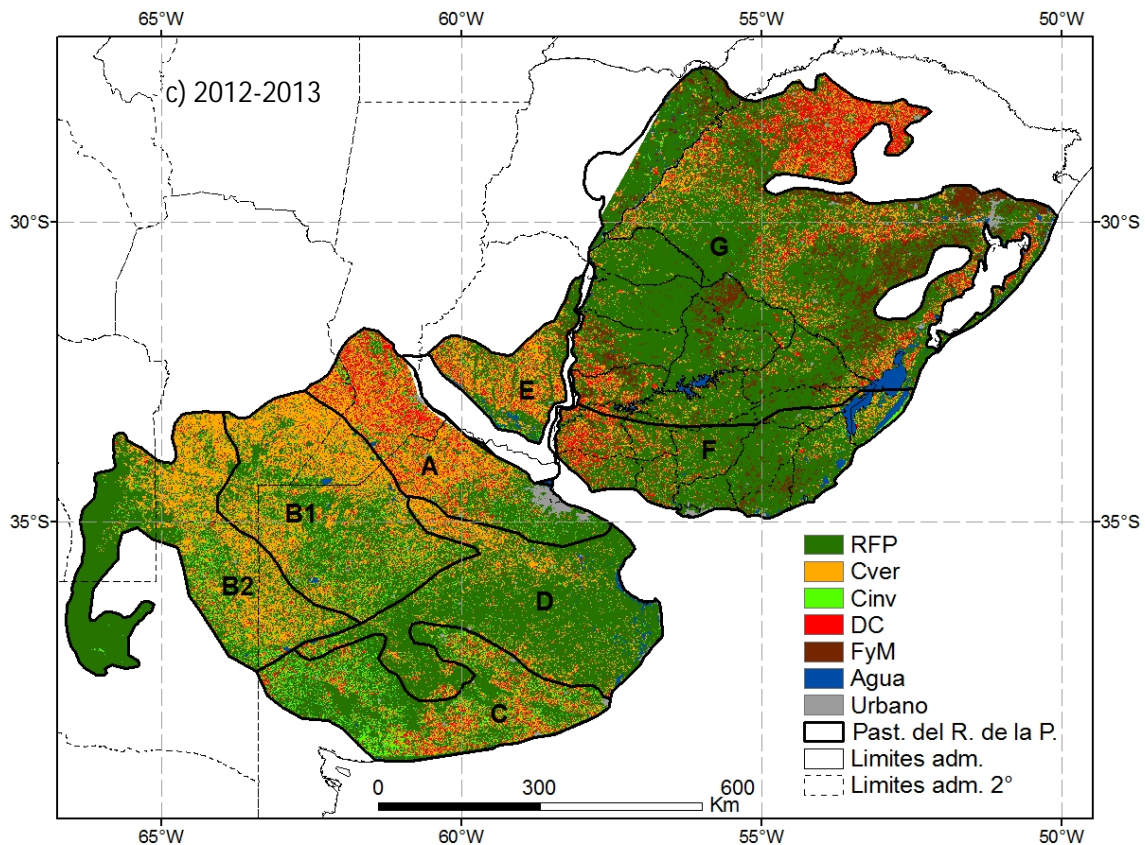


Figura 4.8: Clasificaciones de uso/cobertura del suelo de los Pastizales del Río de la Plata para 3 años agrícolas seleccionados debido a la aparente ausencia de errores importantes. a) 2001/2002; b) 2006/2007 y c) 2012/2013. Por detalles de la leyenda ver Figura 4.5.

Las tendencias en el cambio del uso/cobertura del suelo fueron analizadas a través de la generación de mapas de cambio y el análisis del tipo de cambio ocurrido, y a través del cambio relativo en la superficie total de las categorías cartografiadas. Ambos análisis fueron realizados considerando los extremos de la serie (cambio entre el año agrícola 2001/2002 y el 2012/2013), y analizando el cambio en dos periodos de tiempo, la primera mitad de la serie temporal (cambios 2001/2002 – 2006/2007) y la segunda (cambios 2006/2007 - 2012/2013).

Los mapas de cambio realizados a partir de los dos extremos considerados (esto es considerando los cambios ocurridos entre los años agrícola 2001-2002 y 2012-2013) muestran que la mayor parte del área de estudio mantuvo la cobertura/uso del suelo (73,9%). El tipo de cambio más frecuente fue la intensificación agrícola (cambio de RFP a cualquiera de las categorías de cultivos: Cinv, Cver y DC; esto incluye nuevas tierras agrícolas o la entrada en la fase agrícola de rotaciones agrícola-pastoriles), que ocurrió en un 14,2 % del área de estudio. En segundo lugar, el cambio mas frecuente fue el restablecimiento de RFP (pasaje de alguna de las categorías de cultivos a RFP, incluye la entrada en la fase pasturas de las rotaciones agrícola-pastoriles) que ocurrió en un 8 % del área de estudio. Una parte importante de la superficie caracterizada como restablecimiento de RFP, está asociada a errores del mapa 2001/2002, uno en la

Pampa inundable y otro en Campos del Norte. Otros dos tipos de cambio, que ocurrieron en proporciones mucho menores, fueron la intensificación forestal (pasaje de RFP a FyM, fundamentalmente representado por nuevas forestaciones comerciales) que ocupó el 1,7% del área de estudio, y el pasaje de FyM a RFP (que representa la deforestación de bosque naturales o el abandono de tierras forestales luego de la cosecha), que ocurrió en el 2 % del área de estudio. Los otros dos cambios analizados, el pasaje de clases agrícolas (Cinv, Cver y DC) a FyM, y el pasaje de FyM a clases agrícolas ocurrieron con muy poca frecuencia y su superficie en los mapas de cambio ocupó aproximadamente el 0,1% del área de estudio (Fig. 4.9).

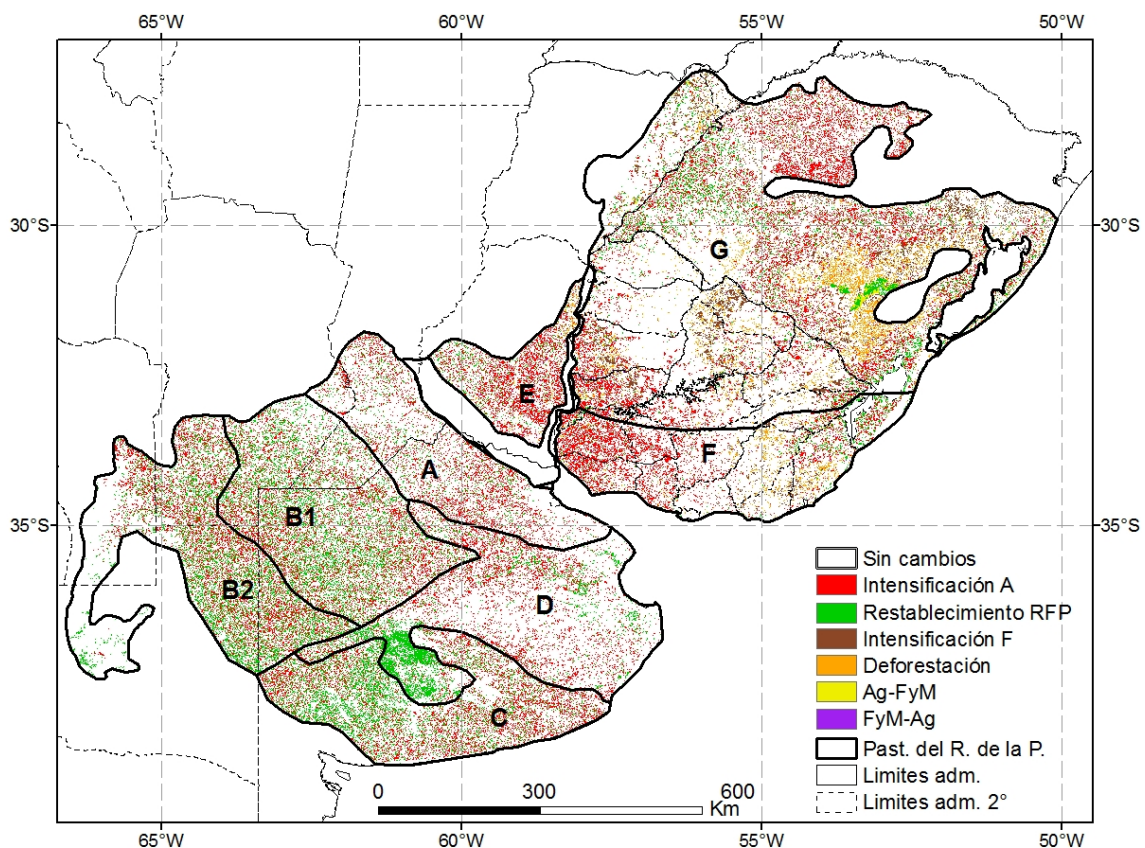


Figura 4.9: Mapa de cambios en el uso/cobertura del suelo en los Pastizales del Río de la Plata ocurridos entre los periodos 2001/2002 y 2012/2013. Intensificación A.: Intensificación agrícola (pasaje de recursos forrajeros perennes a categorías agrícolas). Restablecimiento RFP: Pasaje de categorías agrícolas a Recursos Forrajeros Perennes. Intensificación F.: intensificación forestal (pasaje de recursos forrajeros perennes a Forestación y Monte). Deforestación: Pasaje de Forestación y Monte a Recursos Forrajeros Perennes. Ag-FyM: Pasaje de categorías agrícolas a forestación y monte. FyM-Ag: Pasaje de Forestación y Monte a categorías agrícolas Past. del R. de la P.: Pastizales del Río de la Plata, divisiones según Soriano et al (1991). A) Pampa Ondulada. B1) Pampa Interior Plana B2) Pampa Interior Oeste. C) Pampa Austral. D) Pampa Inundable. E) Pampa Mesopotámica. F) Campos del Sur. G) Campos del Norte. Límites adm.: límites administrativos nacionales. Límites adm. 2°: límites administrativos de segundo orden (Provincias en Argentina, Departamentos en Uruguay y Estados en Brasil)

Analizando los datos por subregión, la intensificación agrícola fue el cambio más importante en todas las subregiones, siendo máximo en la Pampa Mesopotámica (25,6 %) y mínimo en la Pampa Inundable y Campos del Norte (11,8 y 11,6 % respectivamente). Por otro lado, el restablecimiento de RFP fue importante en la Pampa Interior y en la Pampa Austral y en menor medida en la Pampa Inundable, aunque su mayor expresión responde al error reportado más arriba. El resultado neto de estos dos tipos de cambio, de RFP a Clases agrícolas, menos el cambio en sentido opuesto (de Clases agrícolas a RFP), para el periodo 2001/2002 – 2012/2013, fue máximo en la Pampa Mesopotámica, donde representa el 20,1 % de la superficie de la subregión. Fue importante también en Campos del Sur (12%), Pampa Ondulada (9,6%), y Campos del Norte (7,5%) y fue mínimo en las subregiones Pampa Austral, Inundable e Interior (2,9% 2% y 1,4%, respectivamente).

El proceso de intensificación agrícola no fue homogéneo en la mayor parte de las subregiones. En Campos del Norte estuvo concentrado principalmente al suroeste de la subregión, contra el litoral del río Uruguay, en la cuenca de la laguna Merin y en el norte de la subregión. En Campos del Sur, el proceso estuvo concentrado en el litoral del río Uruguay y la porción oeste de la región centro sur (cristalino) y en menor medida en la cuenca de la laguna Merin. En la Pampa Mesopotámica, la intensificación se concentró en la mitad este de la subregión, nuevamente contra el litoral del Río Uruguay. En el resto de la Pampa, el proceso de intensificación agrícola fue más disperso, aunque hay mayor concentración de este tipo de cambio a lo largo de la unión entre la Pampa Interior Plana y la Pampa Interior Oeste; una extensión de la agricultura intensiva hacia el suroeste de la Pampa Ondulada y una concentración menor en el norte de la Pampa Inundable, en zonas próximas a la Pampa Ondulada. El proceso de abandono de tierras agrícolas en las diferentes subregiones fue menos regionalizado (si exceptuamos las zonas de cambio producto de errores de clasificación) con excepción de algunas concentraciones importantes en el noroeste de la Pampa Austral y en el noroeste de Campos del Norte, fundamentalmente del lado brasilero de la frontera Argentina-Brasil (Fig. 4.9).

Analizando los cambios que involucran a la categoría FyM, de las tres subregiones en la que estaba cartografiada, la que presentó mayor expansión de esta categoría fue Campos del Norte (Cambio de RFP a FyM: 4%). Esta expansión aparece concentrada en polos de forestación comercial en el Noreste y el litoral Oeste de Uruguay, y en menor medida, en la porción noreste de Campos del Norte, en Río Grande del Sur. El cambio de RFP a FyM en la pampa Mesopotámica fue mínimo (0,7%) y se concentra en el extremo Norte de esta subregión. En Campos del Sur, la intensificación forestal ocupó el 1,7 % de la superficie y estuvo concentrada sobre las sierras del este de Uruguay. El cambio en sentido opuesto, o sea, el pasaje de FyM a RFP, fue también máximo en Campos del Norte y estuvo principalmente concentrado en el sureste de Río grande del sur (Microrregión Sierras del Sudeste) junto a la "isla" de bosque caducifolio que no forma parte de la subregión, aparentemente asociado a

deforestación de monte nativo, y en menor medida, en los polos forestales del Noreste y litoral de Uruguay, asociados con cosecha de plantaciones forestales (Fig. 4.9).

El análisis de los mapas de cambio en dos periodos de tiempo (2001/2002 – 2006/2007 y 2006-2007 - 2012/2013) refleja que estos cambios tampoco fueron homogéneos en el tiempo. Así por ejemplo, en el periodo 2001/2002 – 2006/2007, la intensificación agrícola estuvo concentrada en la Pampa Mesopotámica, y el litoral del río Uruguay (Campos del sur y Campos del Norte), en la porción norte de Campos del Norte, en la Pampa Interior Plana y en la Pampa Austral. Por el contrario, en el periodo 2006/2007-2012-2013, los grandes polos de intensificación agrícola se desplazan, ocurriendo principalmente en el oeste, suroeste y centro sur de Uruguay, perdiendo relevancia la Pampa Mesopotámica; y en la Pampa Interior, desplazándose hacia la Pampa Interior Oeste y perdiendo relevancia la Pampa Interior Plana. Por otro lado, las grandes pérdidas de superficie de FyM en las sierras del Sudeste de Río Grande del Sur, está concentrado en el Periodo 2006/2007 - 2012/2013 (Fig. 4.10).

El análisis del cambio relativo en la superficie de las distintas categorías cartografiadas entre dos periodos de tiempo arroja resultados similares y complementarios. Observando lo ocurrido entre 2001/2002 y 2012/2013, la superficie cultivada (conformada por las categorías Cinv, Cver y DC) presentó el mayor cambio relativo en todas las subregiones analizadas, salvo en el caso de la Pampa Ondulada donde el mayor cambio estuvo en el retroceso de los RFP. La superficie con cultivos tuvo un cambio relativo máximo en Campos del Sur, donde aumento un 147,4%, y un cambio relativo mínimo en la Pampa Interior donde aumento un 3,2 %. Las otras subregiones con cambios relativos muy importantes en la superficie con cultivos fueron la Pampa Mesopotámica y Campos del Norte, registrando aumentos de 67,9 y 49% respectivamente. En todos los casos los cambios relativos en la superficie con cultivos fueron más importantes en el periodo 2001/2002 – 2006/2007 que en el 2006/2007 – 2012-2013, registrándose incluso algunas disminuciones de la superficie en esta segunda mitad de la serie. Este aumento de la superficie con cultivos ocurrió a expensas de la disminución de la superficie con RFP que tuvo el mayor cambio relativo en la Pampa Mesopotámica donde la superficie de esta categoría disminuyó un 29,8% y un cambio relativo mínimo en las Pampas interior e Inundable, donde los RFP disminuyeron un 2,6% (Tabla 4.9). En la mayor parte de los casos, el aumento en la superficie cultivada estuvo explicado mayoritariamente por el aumento en la superficie con cultivos de verano, salvo en Campos del Sur donde el mayor cambio relativo estuvo en la categoría DC y en la Pampa Ondulada donde el mayor cambio relativo fue en la categoría Cinv (Tabla 4.10), aunque este debe tomarse con recaudo dada la baja importancia relativa de esta cobertura en esta subregión.

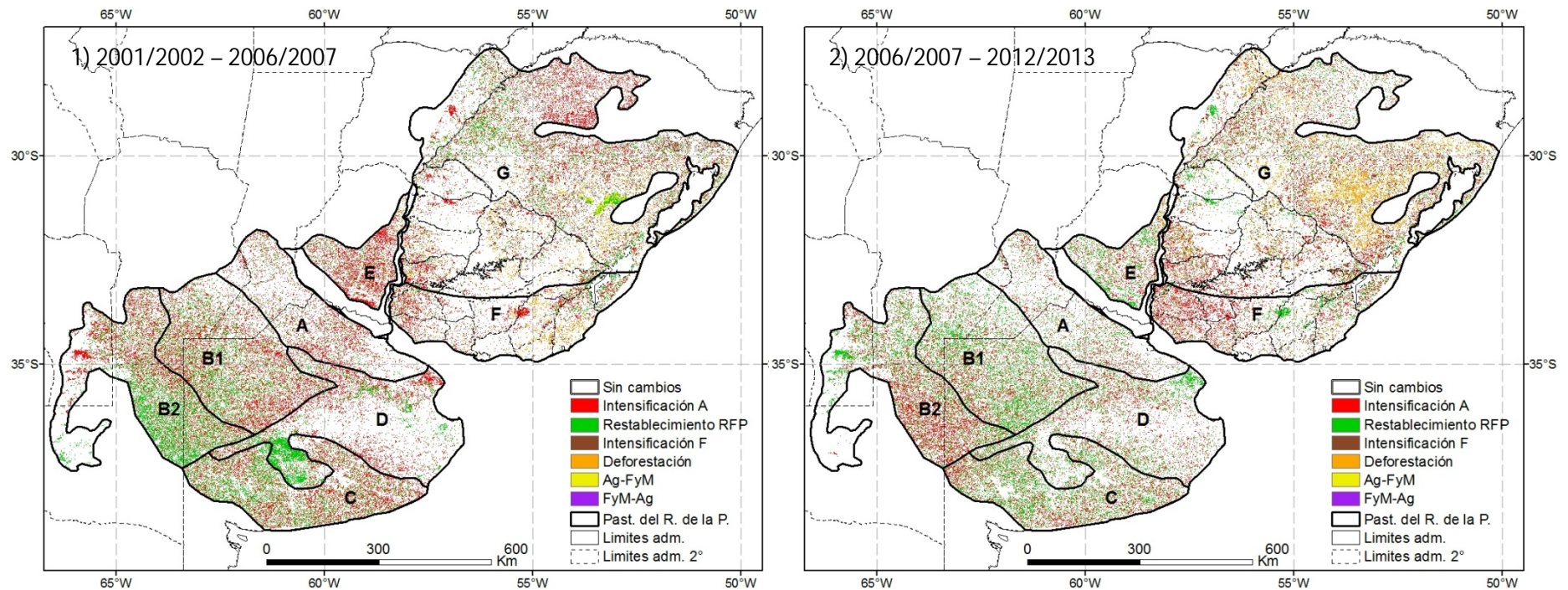


Figura 4.10: Mapa de cambios en el uso/cobertura del suelo en los Pastizales del Río de la Plata ocurridos 2 periodos de tiempo: 1) entre 2001/2002 y 2006/2007. 2) entre 2006/2007 y 2012/2013. Intensificación A.: Intensificación agrícola (pasaje de recursos forrajeros perennes a categorías agrícolas). Restablecimiento RFP: Pasaje de categorías agrícolas a Recursos Forrajeros Perennes. Intensificación F.: intensificación forestal (pasaje de recursos forrajeros perennes a forestación y monte). Deforestación: Pasaje de forestación y monte a Recursos Forrajeros Perennes. Ag-FyM: Pasaje de categorías agrícolas a forestación y monte. FyM-Ag: Pasaje de Forestación y Monte a categorías agrícolas. Past. del R. de la P.: Pastizales del Río de la Plata, divisiones según Soriano et al (1991). A) Pampa Ondulada. B1) Pampa Interior Plana B2) Pampa Interior Oeste. C) Pampa Austral. D) Pampa Inundable. E) Pampa Mesopotámica. F) Campos del Sur. G) Campos del Norte. Límites adm.: límites administrativos nacionales. Límites adm. 2°: límites administrativos de segundo orden (Provincias en Argentina, Departamentos en Uruguay y Estados en Brasil)

Tabla 4.9: Cambio relativo, expresado como porcentaje, en la superficie de las diferentes categorías cartografiadas, agrupando las clases agrícolas, entre dos periodos de tiempo para las diferentes subregiones de los Pastizales del Río de la Plata y para diferentes periodos de tiempo. 01/02-06/07 representa los cambios ocurridos entre el año agrícola 2001/2002 y el 2006/2007. 06/07-12/13 representa los cambios ocurridos entre el año agrícola 2006/2007 y el 2012/2013. 01/02-12/13 (en negrita) representa los cambios ocurridos entre ambos extremos analizados, el año agrícola 2001/2002 y el 2012/2013. Cult: cultivos, agrupa las categorías Cultivos de Invierno, Cultivos de Verano y Doble Cultivo. RFP: Recursos Forrajeros Perennes. FyM: Forestación y Monte. CNor: Campos del Norte; CSur: Campos del Sur; PAus: Pampa Austral; Plnt: Pampa Interior (Plana y Oeste); Plnu: Pampa Inundable; POnd: Pampa Ondulada. ($\Delta_{relativo} = 100 * (\gamma_{final} - \gamma_{inicial}) / \gamma_{inicial}$). donde γ es el área cubierta por cada categoría de uso/cobertura del suelo)

Subregión	Cambio	Cult	RFP	FyM
CNor	01/02-06/07	24.9	-8.9	28.3
	06/07-12/13	19.2	-1.2	-22.8
	01/02-12/13	49.0	-10.0	-0.9
CSur	01/02-06/07	63.7	-3.4	-45.2
	06/07-12/13	51.1	-10.0	24.1
	01/02-12/13	147.4	-13.1	-32.0
PMes	01/02-06/07	73.8	-33.6	-33.4
	06/07-12/13	-3.4	5.6	-23.2
	01/02-12/13	67.9	-29.8	-48.9
PAus	01/02-06/07	12.2	-7.4	
	06/07-12/13	-3.9	2.9	
	01/02-12/13	7.8	-4.7	
Plnt	01/02-06/07	5.9	-4.7	
	06/07-12/13	-2.5	2.2	
	01/02-12/13	3.2	-2.6	
Plnu	01/02-06/07	8.5	-2.0	
	06/07-12/13	2.2	-0.6	
	01/02-12/13	10.9	-2.6	
POnd	01/02-06/07	15.9	-20.3	
	06/07-12/13	1.9	-3.6	
	01/02-12/13	18.1	-23.1	

Tabla 4.10: Cambio relativo, expresado como porcentaje, en la superficie de las diferentes categorías cartografiadas entre dos periodos de tiempo para las diferentes subregiones de los Pastizales del Río de la Plata y para diferentes periodos de tiempo. 01/02-06/07 representa los cambios ocurridos entre el año agrícola 2001/2002 y el 2006/2007. 06/07-12/13 representa los cambios ocurridos entre el año agrícola 2006/2007 y el 2012/2013. 01/02-12/13 (en negrita) representa los cambios ocurridos entre ambos extremos analizados, el año agrícola 2001/2002 y el 2012/2013. RFP: Recursos Forrajeros Perennes; Cinv: Cultivos de Invierno; Cver: Cultivos de Verano; DC: Doble Cultivo; FyM: Forestación y Monte. CNor: Campos del Norte; CSur: Campos del Sur; PAus: Pampa Austral; Plnt: Pampa Interior (Plana y Oeste); Plnu: Pampa Inundable; POnd: Pampa Ondulada. ($\Delta_{relativo} = 100 * (\gamma_{final} - \gamma_{inicial}) / \gamma_{inicial}$). donde γ es el área cubierta por cada categoría de uso/cobertura del suelo)

Subregión	Cambio	RFP	Cinv	Cver	DC	FyM
Cnor	01/02-06/07	-8.9	-8.5	7.6	63.3	28.3
	06/07-12/13	-1.2	-49.7	65.4	6.7	-22.8
	01/02-12/13	-10.0	-54.0	78.0	74.1	-0.9
Csur	01/02-06/07	-3.4	25.6	90.5	51.8	-45.2
	06/07-12/13	-10.0	8.4	34.2	118.0	24.1
	01/02-12/13	-13.1	36.2	155.6	230.9	-32.0
Pmes	01/02-06/07	-33.6	74.6	29.4	111.0	-33.4
	06/07-12/13	5.6	-57.2	122.5	-54.2	-23.2
	01/02-12/13	-29.8	-25.2	188.0	-3.3	-48.9
Paus	01/02-06/07	-7.4	2.3	47.9	7.6	
	06/07-12/13	2.9	-8.8	32.7	-24.1	
	01/02-12/13	-4.7	-6.7	96.3	-18.3	
Pint	01/02-06/07	-4.7	-77.4	112.3	-40.5	
	06/07-12/13	2.2	94.7	-7.4	-29.5	
	01/02-12/13	-2.6	-56.1	96.5	-58.0	
Pinu	01/02-06/07	-2.0	-48.5	21.1	23.4	
	06/07-12/13	-0.6	52.5	12.0	-39.9	
	01/02-12/13	-2.6	-21.5	35.6	-25.9	
Pond	01/02-06/07	-20.3	-81.4	65.4	-32.4	
	06/07-12/13	-3.6	636.2	-22.8	51.0	
	01/02-12/13	-23.1	36.7	27.6	2.1	

4.3.3 Comparación con otras fuentes de datos

La comparación de los mapas seleccionados con estadísticas oficiales mostró un alto nivel de acuerdo entre ambas fuentes de datos, fundamentalmente en la categoría cultivos. Las correlaciones del porcentaje con cultivos en cada unidad administrativa calculado a partir de estadísticas oficiales y a partir de los mapas generados tuvieron un valor del coeficiente de correlación de 0,87 en promedio, con un máximo de 0,91 y un mínimo de 0,76. Las correlaciones con las categorías RFP y FyM (que se limitan a los datos disponibles en los censos agropecuarios de Argentina y Uruguay) fueron algo menores, con coeficientes de correlación máximo de 0,86 y mínimo de 0,61 para RFP, y máximo de 0,82 y mínimo de 0,62 para FyM (Tabla 4.11). Tanto en Uruguay como en Brasil, las comparaciones realizadas con las clasificaciones

del final de la serie de datos presentaron mayor correlación que las realizadas con las clasificaciones del inicio, mientras que en Argentina las correlaciones fueron iguales, independientemente del año considerado. Las correlaciones generadas para Uruguay comparando los resultados del censo agropecuario del 2000 con la clasificación del año agrícola 2001/2002 fueron las más bajas de todas las comparaciones generadas; sin embargo cuando los datos del censo se comparan con la clasificación 2000/2001 (año en que para la porción uruguaya del área de estudio no se detectaron los errores reportados), el grado de acuerdo fue mucho mayor alcanzando valores del coeficiente de correlación de 0,85; 0,75 y 0,58 para cultivos, RFP y FyM respectivamente.

Tabla 4.11: Grado de acuerdo entre los resultados de las clasificaciones de uso/cobertura del suelo para los años agrícolas seleccionados (2002/2002, 2006/2007 y 2012/2013) y estadísticas oficiales de los diferentes países presentes en el área de estudio, expresados a través del coeficiente de correlación de Pearson (r) y el coeficiente de determinación (r^2). Fuente hace referencia al tipo de estadística oficial. Censo Ag.: censos agropecuarios; SIIA: Sistema Integrado de Información Agrícola. PAM: Producción Agrícola Municipal. Año fuente: fecha de la estadística oficial. Año Clas: año agrícola de la clasificación utilizada en la comparación. n: número de divisiones administrativas/censales utilizadas en la comparación. RFP: Recursos Forrajeros Perennes; FyM: Forestación y Monte.

País	Fuente	Año fuente	Año Clas	n	Cultivos		RFP		FyM	
					r	r ²	r	r ²	r	r ²
Uruguay	Censo Ag.	2000	2001/2002	431	0.76	0.58	0.61	0.37	0.62	0.38
		2011	2012/2013	430	0.92	0.85	0.86	0.75	0.78	0.62
Argentina	SIIA	2001/2002	2001/2002	115	0.88	0.77				
		2006/2007	2006/2007	126	0.88	0.77				
		2012-2013	2012-2013	122	0.88	0.77				
	Censo Ag.	2002	2001/2002	127	0.90	0.81	0.86	0.73		
Brasil	PAM	2002	2001/2002	12					0.82	0.67
		2002	2001/2002	146	0.82	0.67				
		2007	2006/2007	153	0.91	0.83				
		2013	2012-2013	146	0.90	0.81				

4.4 Discusión

4.4.1 Principales resultados y comparación con trabajos similares

En este trabajo se presenta la primera descripción espacialmente continua del uso/cobertura del suelo en los Pastizales del Río de la Plata (PRP), una de las aéreas de pastizal más grande del mundo. Las caracterizaciones del área de estudio abarcan además un periodo de tiempo de 14 años con resolución temporal anual. Por otro lado, los resultados de este trabajo brindan una aproximación metodológica, relativamente rápida y de bajo costo para la descripción continua del uso/cobertura del suelo sobre grandes extensiones de territorio y con alta periodicidad.

La escala espacial del análisis realizado en esta tesis se sitúa a medio camino entre las descripciones de uso/cobertura del suelo a escala global y continental, y los mapas locales generados para unos pocos miles de km², permitiendo evaluar los resultados no solo a partir de los datos de campo sino también, por el conocimiento del área de estudio. Los mapas generados cubren más de 800.000 km² brindando una descripción simple pero completa del uso/cobertura del suelo de los Pastizales del Río de la Plata, una región muy dinámica y en pleno proceso de expansión del área agrícola. La exactitud global lograda al reunir todos los datos de evaluación ($\approx 95\%$) es muy superior a la reportada en los trabajos a escala continental o global arriba descriptos (ver sección 4.1.1); aun más, la mayor parte de las evaluaciones realizadas para las diferentes combinaciones de subregión, escena MODIS, año y campaña agrícola, presentan niveles de exactitud global comparables o superiores a los trabajos antes mencionados. Los errores de comisión y omisión de las clasificadores en las evaluaciones por subregión y campaña agrícola, fueron en general muy bajos y se distribuyeron de forma equitativa (en promedio 7,8 y 8,7% respectivamente). Los altos niveles de exactitud global y el bajo porcentaje de errores de comisión y omisión, distribuidos equitativamente, permite inferir una buena calidad de los mapas generados, con escasa sub y sobreestimación de la cobertura de las diferentes clases, en aquellos mapas con baja incidencia de "errores no controlables" (ver más adelante)

Una interpretación rápida de los resultados de la exactitud de las clasificaciones, a partir de la comparación con los datos de evaluación independientes, tendería a sobrevalorar los resultados de este trabajo y los alcances de la técnica. Sin embargo el análisis detallado de los mapas resultantes y el conocimiento del área de estudio permiten identificar fallas en el proceso de clasificación no deducibles del análisis de las matrices de contingencia. La mayor parte de estas fallas proviene de errores no controlables, fundamentalmente debidos a la clasificación del área de estudio en años climáticamente muy distintos a los utilizados para entrenar/evaluar las clasificaciones y/o, a la acumulación de errores no corregidos por el proceso de depuración de errores en las series temporales de IVN-MODIS. Esto pone en evidencia la importancia del conocimiento local sobre el área de estudio a la hora de generar clasificaciones de uso/cobertura del suelo. Las aproximaciones continentales o globales pueden tener problemas como los reportados en este trabajo, que no son detectados por los autores debido al desconocimiento de los patrones de uso/cobertura del suelo en la zona cartografiada, o a una visión más general de los resultados dada la mayor extensión y complejidad del área estudiada (varios países y biomas, diferencias climáticas, etc.).

Otro aspecto a destacar es que todos los trabajos globales y continentales arriba descriptos poseen datos de entrenamiento provenientes de la interpretación visual de imágenes con mayor resolución espacial, o de mapas parciales realizados con otras fuentes de datos. Por ejemplo, DeFries et al. (1998) y Hansen et al. (2000), generan zonas de entrenamiento y evaluación a partir de la interpretación visual de

imágenes Landsat; Frield et al. (2002, 2010), utilizan una combinación de imágenes Landsat e imágenes con mayor resolución espacial; Clark et al. (2012) y Graesser et al. (2015), utilizan exclusivamente imágenes de alta resolución espacial, como Ikonos y Quick Bird, disponibles en Google Earth; Eva et al. (2004) y Blanco et al. (2013) utilizan mapas previamente generados, muchos de ellos sin etapas de validación, para entrenar los algoritmos de clasificación. Estas fuentes de datos dependen de la subjetividad de quien/quienes interpretan las imágenes, y/o, a la posibilidad de arrastrar errores de clasificación, interpretación y generalización de los mapas auxiliares utilizados. Los mapas generados en esta tesis se obtuvieron exclusivamente a partir de una extensa base de datos de uso/cobertura del suelo relevada a campo, lo que elimina la subjetividad en la interpretación de imágenes y las diferencias provenientes de la interpretación por diferentes técnicos. El número de datos de campo utilizado es adecuado para el tamaño del área de estudio, aunque la base está desbalanceada en términos temporales y espaciales (diferentes intensidades de muestreo en diferentes subregiones de los PRP). Pruebas llevadas a cabo por Clark et al. (2010), indican que la exactitud con la que es clasificada una categoría de uso/cobertura del suelo se estabiliza con un número de muestras de entrenamiento (firmas espectrales en este caso) entre 60 y 100. El número de firmas espectrales utilizadas en este trabajo para entrenar los algoritmos de clasificación, en las diferentes subregiones y campañas agrícolas, fue en promedio 271, con un máximo de 1342 para los cultivos de verano en la Pampa Interior y un mínimo de 20 para la clase Forestación y Monte, en las campañas de invierno en Campos del Sur. A pesar del buen desempeño de las clasificaciones con esta base de datos (evaluadas a partir de las matrices de contingencia), más adelante se sugieren mejoras en la generación de la Fenoteca Espectral que permitirían un comportamiento más estable en la generación de series temporales de mapas de uso/cobertura del suelo.

Adicionalmente, casi todos los trabajos arriba descriptos (salvo Volante et al., 2015) agrupan los cultivos en una única clase agrícola mientras que esta tesis discrimina entre cultivos de invierno, verano y ciclos doble cultivo. Este aspecto da una serie de ventajas de la aproximación utilizada, permitiendo por ejemplo, modelar flujos de energía y ciclos de nutrientes dentro y entre ecosistemas con mayor precisión, al brindar una descripción más detallada de la fenología de las clases agrícolas y por tanto, del funcionamiento de los ecosistemas.

4.4.2 Los patrones de uso cobertura del suelo y sus cambios a lo largo del tiempo, la nueva ola de agriculturización

Los mapas generados describen en forma completa los patrones de uso del suelo de los Pastizales del Rio de la Plata. Estos patrones, aunque conocidos, no habían sido cartografiados con anterioridad en la escala espacial de este estudio. Los grandes polos agrícolas de la región, donde los pastizales naturales han sido desplazados casi

por completo, aparecen claramente identificados. Estos se encuentran fundamentalmente en la Pampa, en la porción norte de Campos del Norte, en la región del Planalto das Missões de Rio Grande del Sur, y más recientemente y en plena expansión, en ambos márgenes del río Uruguay.

En la porción Argentina del área de estudio, los polos agrícolas tradicionales de la Pampa Ondulada, la Pampa Austral y la Pampa Interior (con excepción del Oeste de la Pampa Interior Oeste) aparecen claramente identificados. Estos polos agrícolas, asociados a suelos de buena fertilidad y pocas restricciones edáficas (Hall et al., 1992), tienen en el caso de las Pampas Ondulada y Austral, una historia de uso relativamente larga que se remonta a fines del siglo XIX (Hall, 1992; Viglizo et al., 2001). En la Pampa Interior el proceso de agriculturización es más reciente y estaría concentrado en las últimas décadas del siglo XX. Baldi et al. (2008), reportan altas tasas de cambio, de pastizales a cultivos, en algunas porciones de la Pampa Interior en las últimas décadas del siglo XX. Viglizo et al. (2011), a partir de estadísticas agrícolas, registran importantes aumentos en la superficie cultivada de la Pampa Interior, en el periodo comprendido entre 1986/1990 y 2000/2005, pero no en el periodo comprendido entre 1960 y 1986/1990. Estos cambios en la Pampa Interior, tanto Plana como Oeste, junto a los importantes avances de los cultivos anuales en la Pampa Mesopotámica, representan una nueva ola de agriculturización registrada en la Pampa Argentina en los últimos años (Guershman, 2005; Baldi, 2007; Baldi et al., 2008; Viglizo et al., 2011). Los resultados de esta tesis remarcan esta nueva ola de agriculturización, mostrando claramente un aumento de la superficie agrícola en la Pampa Interior y la Pampa Mesopotámica que continúa hasta hoy. Los trabajos de Baldi (2006) y Baldi et al. (2008), reportan aumentos muy importantes en la superficie con cultivos anuales en la Pampa Interior y la Pampa Mesopotámica, a pesar de los cuales la superficie cubierta por pastizales seguía siendo mayoritaria en los primeros años de la década del 2000. Los resultados de esta tesis coinciden con los de Baldi, mostrando una mayor superficie de pastizales en Pampa Interior y Mesopotámica en los primeros años del periodo estudiado, pero muestran que el proceso de transformación continuó avanzando y la superficie con cultivos anuales comenzó a superar a la superficie con pastizales a partir de la mitad del periodo estudiado. Las regiones tradicionalmente agrícolas no son ajenas al avance de la agricultura, como lo reportan las tasas de cambio de intensificación agrícola encontradas en esta tesis para la Pampa Ondulada y la Pampa Austral, con aumentos del 10 y 3% respectivamente en el periodo estudiado.

En la porción uruguaya del área de estudio, los polos agrícolas asociados a suelos fértiles del litoral del río Uruguay y la cuenca de la laguna Merin, también aparecen claramente identificados y en continua expansión. El desarrollo de la agricultura en Uruguay tiene una historia más reciente que en Argentina. Si bien el desarrollo de la agricultura de secano en Uruguay comienza también hacia finales del siglo XIX y comienzos del XX, esta se realizaba con tracción animal y se limitaba principalmente a sitios cercanos a Montevideo (Scarlatto, 1986). A mediados del siglo

XX la agricultura se expande en un contexto de altos precios internacionales, acceso a créditos y mecanización, alcanzando un máximo de 1.600.000 ha en 1956; trasladándose la actividad hacia el litoral Oeste, en tierras sin historia agrícola y buena fertilidad (Arbeletche & Gutierrez, 2010). A partir de 1960 la agricultura entra en una fase de retroceso debido a la discontinuidad de las políticas públicas y a cambios en los mercados, reduciendo significativamente su área hasta alcanzar un mínimo durante 2000/2001 (Arbeletche et al., 2010; Arbelteleche et al., 2012). A Partir del año 2000 la agricultura Uruguaya entra en una nueva fase de expansión fundamentalmente de la mano del cultivo de soja, la superficie con cultivos crece continuamente por intensificación en el área agrícola tradicional y la expansión hacia otras zonas del país. (Paruelo et al., 2006; Baldi et al., 2008; Arbelteleche et al. 2010; 2012; Hoffman et al., 2013; Baeza et al., 2014). Las causas de esta nueva expansión son principalmente la inclusión de nuevas tecnologías en las formas de cultivo (transgénicos, siembra directa), nuevas formas de organización empresarial , un mercado internacional propicio para la producción de commodities y la adopción de políticas de retención de importaciones a la producción agrícola en Argentina (Arbelteleche et al., 2010; 2012). Esta expansión es claramente visible de forma espacialmente explícita en los mapas generados en esta tesis, mostrando el aumento del área agrícola en el litoral oeste de Uruguay y su expansión hacia el centro-sur y algunas porciones del este y noroeste del país. Otro proceso de cambio en el uso del suelo en Uruguay, visible a partir de los mapas generados, es el aumento de la forestación comercial. Si bien los valores de superficie forestada a lo largo de la serie temporal no reflejan esta tendencia, estos valores están enmascarados por el cálculo de estadísticas a nivel de subregiones de los pastizales del Río de la Plata. La observación detallada de los mapas refleja sin embargo la expansión de tres polos forestales, uno en el noroeste de Uruguay, en los departamentos de Tacuarembó y Rivera; otro en el litoral del río Uruguay, en los departamentos de Rio Negro y Paysandú; y otro sobre la región de Sierras del Este, fundamentalmente en Maldonado, Lavalleja y partes de Rocha y Treinta y Tres. Esta expansión de la actividad forestal ya ha sido reportada en otros trabajos (Sarli, 2004; Paruelo et al., 2006; Baldi et al., 2008; Baeza et al, 2014) y está asociada a incentivos políticos y económicos y la instalación del complejo industrial celulósico en Uruguay.

En la porción brasilera del área de estudio prácticamente no existen trabajos que analicen el cambio en el uso del suelo (Overbek et al., 2007). En términos generales los grandes polos agrícolas reportados en los trabajos del IBGE (1996, 2012) y por el Centro de Ecología de la UFRGS (Hasenack & Cordeiro, 2006), coinciden con los resultados de este trabajo. Estos polos agrícolas se encuentran principalmente en la porción norte del área de estudio en la región geomorfológica del Planalto das Missões; en la depresión central gauya (Depresiones de los ríos Ibiuí y Jacuí) y las planicies aluviales–coluviales de los grandes ríos; y en las planicies de las lagunas De los Patos y Merin. Los mapas generados muestran un avance continuo de la agricultura en estas regiones. Hasenack & Cordeiro (2006), estudian el uso/cobertura del suelo

para el Bioma Pampa (que coincide en forma aproximada con la porción brasilera de los pastizales del Río de la Plata), a partir de una cartografía generada en base a imágenes Landsat, tomando como año base al 2002. Ese trabajo reporta que el 41 % del Bioma Pampa está cubierto por vegetación natural (23 % corresponde a campos, 5,4 % a bosques y 12,9% a un paisaje de transición con formaciones vegetales herbáceo-arbustivas) y el 48 % por uso antrópico rural (cultivos de secano y regadío, pasturas implantadas, forestación). En un análisis posterior, Cordeiro & Hasenack (2009) reportan la pérdida de más de 1000 Km² por año de pastizales naturales, comparando mapas de uso del suelo correspondientes a 1976 y 2002. Nabinger et al. (2000), a partir de datos censales, reportan una reducción en la superficie con pastizales naturales de Rio grande del Sur en el entorno de un 25% entre 1970 y 1996. La pérdida de las zonas originalmente cubierta por pastizales no se dio de forma homogénea; los campos del Planalto das Misoas fueron eliminados casi por completo, mientras que los campos de las sierras del sudeste conservan cerca del 70 % de pastizales naturales y seminaturales (Cordeiro & Hasenack, 2009).

La serie temporal de mapas de uso/cobertura de los suelos generados en este trabajo identifica claramente los polos agrícolas tradicionales arriba descriptos, mostrando un proceso de expansión agrícola que ocurre fundamentalmente a expensas de la sustitución de pastizales. Muestra también, como la nueva ola de agriculturización planteada por Baldi (2006), ocurre no solo en Argentina sino que es un proceso común a los tres países involucrados en los Pastizales del Río de la Plata. El proceso de expansión agrícola implicó tanto un aumento del área sembrada en los polos agrícolas tradicionales, como la expansión hacia nuevas aéreas. La mayor expansión agrícola, y por tanto las mayores pérdidas de pastizales, se concentran en ambas márgenes de Rio Uruguay, en la Pampa Mesopotámica y en la porción oeste de Campos del Norte y del Sur. Otra zona de expansión agrícola importante en el periodo estudiado fue la porción oeste de la Pampa Interior.

La pérdida de pastizales naturales en las diferentes subregiones de los PRP es seguramente más importante que la reportada en esta tesis, ya que gran parte de la superficie con RFP son áreas ocupadas por pasturas implantadas integradas a ciclos de rotación agrícola. Seguramente, la mayor parte de la superficie ocupada por RFP en los polos agrícolas tradicionales este en realidad ocupada únicamente por pasturas implantadas. En este sentido, Baldi et al. (2008) encontraron altas probabilidades de transición de pastizales a cultivos en zonas con cambios relativos pequeños en el área agrícola (Pampa Ondulada, Pampa Interior Plana y Pampa Austral), lo que implica altas tasas de rotación entre agricultura y pastizales (pasturas implantadas).

En la mayor parte de los PRP, las mayores tasas de avance en el área agrícola ocurren en la primera mitad del periodo estudiado, y, si bien el área agrícola continua avanzando en la mayor parte de las subregiones de los PRP, esto ocurre a tasas mucho más bajas. Las áreas agrícolas que continúan en fuerte expansión en la segunda mitad del periodo analizado ocurren en la porción Uruguaya del área de estudio, con un

avance del área agrícola del litoral hacia el centro de Uruguay (fundamentalmente en el centro sur); y en la Pampa Interior donde se detectó el desplazamiento hacia el oeste de las actividades agrícolas. Estos aumentos en la superficie cultivada también han sido reportados recientemente por Graesser et al. (2015), identificando a la zona correspondiente a los PRP como una de las porciones de América Latina con mayor aumento en la superficie de cultivos, fundamentalmente a expensas de pastizales. El trabajo de Graesser et al. (2015) también reporta mayores tasas de cambio en el periodo 2001-2007 que en el periodo 2007-2013, atribuyendo estas diferencias a un estancamiento de la economía a nivel mundial y su impacto en economías agro-exportadoras. Volante et al. (2015), también reportan una distribución espacial de las áreas agrícolas similar a la encontrada en esta tesis, así como también un aumento muy importante de la superficie cultivada entre los años 2000/01 y 2010/11.

Otros dos procesos que quedan de manifiesto en el análisis de la serie temporal de mapas de uso/cobertura del suelo son el aumento de la importancia relativa de los cultivos de verano y la intensificación de la producción agrícola. El aumento en la importancia relativa de los Cver viene dado no solo por un aumento muy importante de la superficie sembrada con esta categoría, sino también, por una retracción de los Cinv en prácticamente en todas las subregiones de los PRP. La intensificación viene dada por el aumento muy importante de la superficie cubierta por dos ciclos de cultivos al año, lo que duplica el área sembrada por unidad de superficie. Patrones similares de descenso de la superficie ocupada con cultivos de invierno y aumento de la superficie ocupada por cultivos de verano y doble cultivo son reportados por Guershman (2005) y Volante et al. (2015).

4.4.3 Alcances de la técnica utilizada: ventajas y limitaciones

La técnica utilizada en esta tesis revela una serie de ventajas frente a otro tipo de aproximaciones para la descripción del uso/cobertura del suelo, pero también una serie de limitaciones intrínsecas al proceso utilizado. En los siguientes párrafos se destacan las principales ventajas y se discuten las principales limitaciones del proceso de clasificación, planteando algunas posibles soluciones.

En primer lugar, la aproximación utilizada permite una descripción exhaustiva de una de las regiones de pastizales más grandes del mundo, con una periodicidad anual, o incluso por campaña agrícola. La resolución espacial y temporal de las imágenes, así como el tamaño de las escenas MODIS, confieren a este tipo de datos espectrales una serie de ventajas para la cartografía de uso/cobertura del suelo sobre grandes superficies y la evaluación de sus cambios a lo largo del tiempo. Las aproximaciones clásicas para la cartografía de uso/cobertura del suelo se apoyan en el uso de imágenes de alta resolución espacial, fundamentalmente Landsat. Si bien estas imágenes permiten descripciones con alto nivel de detalle de la cobertura del suelo, el tamaño reducido de las escenas (180 x 180 km), un periodo de revisita largo (16 días) y

la alta probabilidad asociada de presencia de nubes o alta cantidad de aerosoles en la atmosfera, hacen extremadamente difícil cubrir grandes superficies con este tipo de datos, limitando su uso a mapas parciales. La posibilidad de describir porciones relativamente grandes de territorio a intervalos regulares de tiempo, para evaluar los cambios, es aún menor. Los satélites con menor resolución espacial pero mayor resolución temporal, como MODIS, con periodos de revisita diarios y escenas relativamente grandes, permiten la obtención de múltiples observaciones de áreas extensas a pesar de la presencia de nubes.

Las clasificaciones exhaustivas de toda un región (cuenca, bioma, país) permiten una visión global del sistema estudiado, permitiendo evaluar por ejemplo, como los cambios en una porción del área estudiada afectan lo que sucede en otra (Clark et al., 2012). Por ejemplo, la intensificación agrícola y forestal en la porción uruguaya de los PRP desplazo la ganadería hacia áreas marginales con suelos más pobres, pero al mismo tiempo el rodeo nacional no decreció o incluso aumentó su tamaño (MGAP-DIEA, series históricas). Para mantener una oferta de forraje se debió recurrir necesariamente a la intensificación, aumentando la siembra de pasturas anuales y plurianuales, los mejoramientos de campo, la suplementación y el engorde a corral (Tomassino, 2010; MGAP-FAO, 2013), reduciendo aun más la superficie con pastizales naturales y/o aumentando la presión sobre los mismos. En el mismo sentido, el aumento de la agricultura en la región pampeana circundante al rio Parana (Santa Fe, Entre Ríos), provocó el desplazamiento de la actividad ganadera hacia el del Delta del Parana, con la consecuente alteración de la integridad de los humedales (Quintana & Bó, 2010).

La segmentación de los datos de entrada en términos espaciales (clasificaciones por subregión de los PRP) y temporales (clasificaciones por campaña agrícola) presentaron una serie de ventajas y, a veces, problemas asociados. La segmentación por subregión de los PRP, reduce la variación intra-clase de cada una de las categorías cartografiadas al reducir el rango de variación en las condiciones ambientales (precipitación, temperatura, características de los suelos) y a condiciones de manejo y prácticas culturales más homogéneas. Como contracara, las clasificaciones por subregión implican que el mal desempeño de la clasificación en un año agrícola y región particular, limiten el uso del mapa de ese año para toda la región, a la hora de analizar el cambio en el uso/cobertura del suelo. Esta estrategia de cartografiar porciones más pequeñas de una área de estudio y unirlas a posteriori ya ha sido utilizada con éxito en otros trabajos. Por ejemplo Clark et al. (2012) realizan clasificaciones de América Latina y el Caribe en 26 subdivisiones provenientes de agrupar biomas y regiones geográficas; Graesser et al. (2015), con una aproximación similar clasifican América Latina y el Caribe en 24 subdivisiones. Pruebas desarrolladas en esta tesis (no se muestra), realizando clasificaciones más generales para cada una de las escenas MODIS involucradas y sin tener en cuenta las subdivisiones, presentaron peores resultados.

Las clasificaciones por campaña agrícola poseen también ventajas asociadas y algunos problemas potenciales. Las limitaciones impuestas por la base de datos de campo obligaron a la generación de mapas parciales por campaña agrícola (invierno ó verano) y su posterior fusión en mapas anuales. Esto implicó el uso de algunos supuestos simples en las reglas de construcción del año agrícola (por ej: definir el uso doble cultivo a partir de encontrar en un mismo sitio un cultivo de invierno y otro de verano), que pueden aumentar el error en el mapa anual. El mapa final de un año agrícola acumulará los errores del mapa de invierno y el mapa de verano con los que fue creado. Estudios adicionales son necesarios para evaluar la propagación temporal del error de las clasificaciones. Por otro lado, esta aproximación evita interpretaciones subjetivas de las firmas espectrales, asignando una categoría de uso/cobertura del suelo en base a la visualización de la firma espectral, y cada categoría está definida en base a datos de campo exclusivamente.

Los mapas generados de esta manera, no solo cuantifican los cambios en el uso/cobertura del suelo a nivel regional, sino también su estacionalidad. Al discriminar entre los ciclos de cultivo (invierno, verano, doble cultivo), los resultados de este trabajo aportan al conocimiento de la variación temporal interanual de las ganancias de carbono y sus potenciales efectos, a un nivel de detalle, extensión espacial y resolución temporal no documentado. Por ej, la sustitución de RFP por cultivos agrícolas implementados en una única campaña (invierno o verano) disminuye la interceptación de radiación (ie: la entrada de carbono en los ecosistemas) (Lauenroth et al., 2000; Guershman et al., 2003) y modifica drásticamente su estacionalidad (Paruelo et al., 2001b; Guershman et al., 2003; 2005). Estos cambios en la cobertura modifican también el albedo (Ollingerr et al., 2008) y ejercen un fuerte control en la partición de la radiación neta entre los flujos de calor latente y calor sensible (Yang et al., 2001), o la partición del agua disponible entre evapotranspiración y escurrimiento, pudiendo afectar el clima a escalas regionales o globales (Sellers et al., 1997) y en escalas temporales que van desde días a milenios (Pielke et al., 1998). Los mapas generados son un insumo fundamental para entender el balance de carbono en los PRP y como los cambios en el uso del suelo afectan dicho balance. Además, dada la influencia que los cambios en el uso del suelo sobre grandes superficies ejercen sobre el clima, permitirán mejorar los modelos climáticos a diversas escalas (micro y meso escalas y modelos de circulación global), en particular, mejorando el modelado de la superficie terrestre y sus interacciones con la atmosfera (Pitman et al., 2003).

Por otro lado, las clasificaciones por campaña también tienen el potencial de brindar un pronóstico razonablemente bueno del área a cosechar, en una campaña agrícola y región particular, antes de su finalización. Esta información es sumamente importante a la hora de planificar la logística (almacenamiento, presión en la infraestructura vial, etc.) o los aspectos económicos (oferta, precios, cuotas de mercado, recaudación impositiva, etc.) del área agrícola analizada.

La técnica utilizada pone en evidencia una serie de problemas que aparecen a la hora de intentar cartografiar regiones extensas como los PRP y durante un período de tiempo tan largo, a partir del comportamiento fenológico de las cubiertas vegetales (i.e. marcha estacional del IVN), utilizando una Fenoteca Espectral incompleta en términos espaciales y temporales. En términos espaciales, implica asumir que las clases cartografiadas en porciones del territorio sin datos de campo, se comportan igual que en aquellos sitios donde sí los había. Dada la segmentación del área de estudio en subregiones homogéneas para la clasificación estos riesgos se minimizan, ya que dichas subdivisiones poseen características edáficas, climáticas y de manejo relativamente similares. En aquellas porciones para las que no se contaba con datos de campo, se optó por utilizar las firmas fenológicas de sitios similares. En el caso de la Pampa Mesopotámica se utilizaron las firmas fenológicas de la subregión Campos del Sur y en la porción brasilera de Campos del Norte se utilizaron las firmas de la misma subregión generadas en la porción uruguaya del área de estudio. A pesar de no contar con datos de campo en estas extensas porciones del territorio analizado, los patrones encontrados reflejan los patrones de uso/cobertura del suelo de esos sitios y su cambio a lo largo del tiempo reportados por otros autores. Además, las estadísticas oficiales de estos sitios coinciden razonablemente bien con los resultados de las clasificaciones. Por ejemplo, el área agrícola reportada en las estadísticas por municipio en Brasil, posee correlaciones de entre 0,82 y 0,91 con la calculada a partir de los mapas generados. En Argentina, la correlación en la superficie ocupada por cultivos entre los resultados de las clasificaciones y las estadísticas agropecuarias del SIIA, fueron, para los partidos involucrados en la Pampa Mesopotámica, de 0,95 para el año 2001/2002 (n=9), 0,92 para el año 2006/2007 (n=9) y 0,75 para el año 2012/2013 (n=5).

En términos temporales, la ausencia de datos de campo de uso/cobertura del suelo en muchos de los años clasificados, implica asumir que el comportamiento temporal (i.e. la firma espectral) de las diferentes categorías será similar al comportamiento detectado en años para los que sí hay datos de campo. Dado que las reglas de decisión para la asignación de un pixel a una categoría de uso/cobertura del suelo provienen de la estructura de los datos de entrenamiento, este supuesto puede generar errores "no controlables" ni solucionables por los algoritmos de clasificación, que son causados principalmente por dos factores. El primer tipo de error proviene de generar clasificaciones de uso/cobertura del suelo en años climáticamente muy distintos al/los usado/s para generar las firmas espectrales y entrenar los árboles de decisión. En este sentido, el comportamiento estacional de algunas coberturas puede verse sensiblemente modificado ante cambios muy marcados, por ejemplo, de la precipitación. Esto es probablemente lo que sucede con los mapas de los años agrícolas 2007/2008 y 2008/2009, debido a la intensa sequía ocurrida en gran parte de la región desde fines de 2007 y durante gran parte del año 2008 y principios del 2009 (Caffera, 2008; Scarpati & Capriolo, 2013). En condiciones de sequía, una porción de territorio cubierta por recursos forrajeros perennes que, en condiciones "normales",

posee una variación intranual moderada en los valores de IVN, puede, durante una estación seca, poseer valores muy bajos de IVN que se recuperan rápidamente cuando se superan las restricciones hídricas, confiriéndole a esa porción de territorio firmas espectrales típicas de un cultivo, caracterizadas por una gran variación intranual. Por ejemplo, en la región correspondiente a la Cuesta Basáltica (Centro norte de Uruguay), un zona caracterizada por la presencia de pastizales naturales debido a restricciones edáficas para la agricultura, los valores de desvío estándar en las series temporales de IVN utilizadas para clasificar las campañas de verano (1° de diciembre – 24 de mayo), se encuentran en el entorno de 0,04-0,09 unidades de IVN en años climáticamente “normales”. Durante el verano 2007/2008, los valores de desvío estándar para la misma zona generalmente superaban las 0,1 unidades de IVN. Dado que uno de los principales atributos utilizados por los árboles de decisión en la subregión Campos del Norte y las campañas de verano, fue el desvío estándar de la serie temporal (ver Apéndice 4.2), gran parte de la región basáltica quedó clasificada como cultivos de verano. Situaciones similares ocurrieron en Campos del Norte y Campo del sur en las clasificaciones de las campañas de invierno 2008 y verano 2008/2009. También, aunque en menor magnitud, ocurren situaciones similares en los mapas del año agrícola 2005/2006, 2010/2011 y 2011/2012 en Campos del Norte, coincidentes con eventos de sequía importantes en la región (MGAP-FAO, 2013). En la provincia de Buenos Aires, Scarpati & Capriolo (2013) reportan eventos de sequía de menor magnitud a la 2008-2009, en los años 2004, 2005, 2006 y 2007, alguno de los cuales coincide con años conflictivos en los mapas generados. La alta sensibilidad de este tipo de aproximaciones a las variaciones en el clima, ya ha sido reportada en otros trabajos (Frield et al., 2010; Huttich et al., 2011; Clark et al., 2012). Por ejemplo, Huttich et al. (2011), en sabanas semi-áridas de Namibia, encontraron que las variaciones interanuales de la precipitación afectan los resultados de las clasificaciones, especialmente en las clases más dinámicas como pastizales o cubiertas herbáceas, fundamentalmente cuando la precipitación supera los 500 mm/año. Probablemente en sistemas como el analizado en esta tesis, suceda lo opuesto y los problemas aparezcan cuando la precipitación desciende por debajo de cierto umbral, aunque más estudios son necesarios para confirmar esta aseveración.

El segundo factor que provoca errores “no controlables” importantes aparece ante problemas de las series temporales de IVN, no corregidos durante el proceso de filtrado e interpolación. El ejemplo más claro debido a su extensión es el ocurrido con los mapas de Campos del Sur y varias de las subregiones de la Pampa, fundamentalmente Pampa Inundable, en los mapas del año agrícola 2013/2014. El error ocurre fundamentalmente en las clasificaciones de la campaña de verano debido a la presencia de un número muy importante de píxeles con valores perdidos durante febrero de 2014 (tercera y/o cuarta banda de la serie temporal de IVN del año 2014). Estos valores perdidos probablemente responden a una acumulación de días con lluvia y nublados, ocurrida en la región durante el verano de 2014, que no permitieron

obtener valores de calidad de IVN por más de un periodo de 16 días consecutivo, y que por tanto no fueron corregidos por el proceso de filtrado. Una revisión de los datos climatológicos de la estación INIA Treinta y Tres (sureste de Uruguay), muestra que los valores de heliofania (número de horas de sol) de enero y febrero de 2014 son los menores del período 2000-2015. Lo mismo sucede con la heliofania de febrero en la estación INIA La Estanzuela (suroeste de Uruguay). Esta ausencia de al menos un par de valores en la serie temporal de IVN, altera drásticamente los atributos calculados para generar las clasificaciones, fundamentalmente el desvío estándar y a suma anual, dado que los píxeles con valores perdidos reciben el valor 0 en el proceso de interpolación y filtrado. Esto confiere a las regiones afectadas una alta variabilidad intraanual y son asignados por el algoritmo de clasificación a la categoría cultivos. Varios trabajos con aproximaciones similares (ver por ej.: Clark et al., 2010; Huttich et al. 2011; Volante et al., 2015) utilizan series temporales de índices de vegetación depuradas mediante un sistema accesorio como TIMESAT (Jönsson & Eklundh, 2004); quizás el uso de este tipo de técnicas minimice parte de estos problemas, aunque Clark et al. (2010) reportan algunos cuestionamientos para el uso de estas aproximaciones con coberturas sin una clara estacionalidad y por las posibles pérdidas de datos debidas a alta presencia de nubes.

Es importante resaltar que paradójicamente, los “errores no controlables” detectados son en realidad controlables, ya que fueron detectados con relativa facilidad y se reconoció el origen de los mismos. El problema se asocia con querer reconstruir el uso/cobertura del suelo en situaciones para las que no había suficiente cobertura de datos de campo. Por tanto el potencial de la técnica para clasificaciones futuras, con un programa de captura de datos a campo diseñado para ese fin, es muy alto.

Otra limitación/problema asociada a la técnica utilizada viene dada por la baja resolución, tanto la resolución espacial de los píxeles MODIS, como la resolución conceptual del esquema de clasificación. Muchos de los píxeles de 250x250 m. abarcan seguramente porciones del territorio que pertenecen a más de un tipo de uso/cobertura del suelo. La respuesta espectral de estos píxeles incluirá aspectos de todas las coberturas del suelo incluidas y tendrán por tanto, comportamientos fenológicos inciertos, asociados a posibles errores de clasificación. Colditz et al. (2012) y Blanco et al. (2013), lidian con este problema generando una capa de información adicional a la clasificación, consistente en la probabilidad de pertenecía del pixel a la categoría en que fue asignado; aquellos píxeles con menor probabilidad de pertenencia corresponden a porciones del territorio más heterogéneas. Una aproximación como la desarrollada en estos trabajos podría mejorar la interpretación y/o corregir posibles errores de los mapas generados en esta tesis. Otra posibilidad para lidiar con las firmas fenológicas de píxeles que mezclan más de un uso/cobertura es generar segmentaciones del área de estudio mediante imágenes de alta resolución espacial (por ej. Landsat). Mediante la segmentación, el área de estudio es dividida en

polígonos/parches homogéneos en términos espectrales que responden a un único tipo de cobertura/manejo; cada uno de estos segmentos sería definido como un uso/cobertura del suelo en función de en que categoría queden clasificados la mayoría de los píxeles MODIS completamente incluidos dentro de cada segmento. Si bien la combinación de una aproximación como la realizada en esta tesis con segmentaciones del área de estudio podría minimizar el problema asociado a la mezcla, la segmentación de toda el área de estudio sería extremadamente laboriosa ya que implicaría, por ejemplo, el uso de 66 escenas Landsat, definición de parámetros específicos para cada una de ellas y una evaluación *ad-hoc* de los segmentos.

La baja resolución conceptual del esquema de clasificación (5 categorías cartografiadas, más dos categorías de fuentes externas) puede afectar la superficie final cartografiada de cada categoría en cada uno de los mapas generados. Dado que todos los píxeles del área de estudio son asignados a una de las 5 categorías definidas, otros usos/coberturas del suelo necesariamente aumentarían el área de alguna de las categorías mapeadas. Debido a que el resto de los usos/coberturas del suelo presentes en los PRP (Cultivos de huerta, frutales, etc) son marginales en términos territoriales, este problema debería ser de escasa envergadura.

Un problema adicional y más importante de la baja resolución conceptual, discutido en el capítulo anterior, viene dado por la incapacidad de separar algunas categorías de interés. Por ejemplo, a pesar de describir con exactitud la ubicación de los recursos forrajeros perennes, la aproximación utilizada no discrimina entre pasturas implantadas y pastizales naturales debido al alto solapamiento de sus firmas espectrales (producto de diferente composición de especies o prácticas de manejo). Lo mismo sucede entre bosques naturales o forestaciones comerciales. Por otro lado, la similitud fenológica entre cultivos y verdes permitió únicamente la separación en grandes categorías (invierno – verano), sin permitirnos reconocer si ese cultivo estacional estaba destinado a su consumo por el ganado, y por tanto, incorporando recursos forrajeros en rubros agrícolas. Esta imposibilidad de separación en algunas de las categorías no permite cuantificar los remanentes de vegetación natural presentes en los PRP, limitando posibles acciones de planificación en conservación y manejo de la biodiversidad y los recursos naturales. Por otro lado, dadas las diferencias en estructura y funcionamiento existentes entre comunidades naturales y cultivadas, la incapacidad de separar algunas clases, limita la capacidad de modelar algunos flujos de materia o energía o estimar la provisión de diferentes servicios ecosistémicos.

La importante presencia de errores “no controlables” en varios de los años y/o subregiones de los PRP analizados, la posibilidad de píxeles con alto grado de mezcla y el error intrínseco del proceso de clasificación, generan una inestabilidad importante en la serie temporal de mapas de uso/cobertura del suelo. Esta alta inestabilidad es reportada en varios trabajos que intentan cartografiar el uso/cobertura del suelo con alta frecuencia temporal (un mapa por año) (ver por ej.: Friedl et al., 2010; Clark et al., 2010). La aplicación de los filtros temporales diseñados en esta tesis estabiliza los

patrones de uso/cobertura del suelo regionales y suaviza las tendencias de cambio a lo largo del tiempo. Muchas veces esto corrige los errores de las clasificaciones, pero cuando la acumulación de errores es excesiva, no solo no corrige sino que acentúa las fallas del proceso, por lo que su uso no es recomendado, al menos con una base de datos como la usada en esta tesis. Clark et al. (2010), aplican filtros temporales similares a los aplicados en esta tesis sin lograr mejoras importantes. Friedl et al. (2010), aplican técnicas de estabilización mediante filtros temporales móviles y probabilidades a posteriori pero no discuten los resultados del proceso. A pesar de estos problemas, el filtrado temporal es un proceso a tener en cuenta en clasificaciones de series temporales largas, fundamentalmente si se tiene un adecuado control de los datos de entrada y se construye una Fenoteca Espectral lo más amplia y balanceada posible en términos espaciales y temporales (ver más adelante).

La inestabilidad de los mapas limita la posibilidad de analizar el cambio en el uso/cobertura del suelo a escala anual, habilitando solamente el análisis de grandes tendencias (en este caso, refrendadas por la relativamente alta concordancia con estadísticas oficiales). Algunos trabajos lidian con la inestabilidad de los mapas en el cálculo de las tendencias de cambio mediante la aplicación de modelos a las series temporales de mapas de uso/cobertura del suelo. Por ejemplo Clark et al. (2012), aplican modelos lineales de regresión (usando el área de cada clase como variable dependiente y el tiempo como variable independiente) en cada municipio de América Latina y el Caribe, para analizar las tendencias de cambio en el uso del suelo. De esta forma minimizan el impacto de la variación interanual en la superficie de cada clase debida a variaciones en el clima u otros factores. Con una lógica similar, Graesser et al. (2015) aplican modelos de regresión por mínimos cuadrados parciales para estimar las tendencias de cambio en la serie temporal de mapas de uso/cobertura del suelo.

Otra posibilidad de mejora de los mapas en general y la estabilización de las tendencias de cambio en particular, viene dada por la inclusión en los algoritmos de clasificación de otros datos auxiliares. Dado que los árboles de decisión no requieren supuestos sobre los datos de entrada, la inclusión de variables climáticas (precipitación, temperatura), edáficas (textura del suelo, profundidad del horizonte A) o topográficas (pendiente, elevación) en los algoritmos de clasificación podrían mejorar sus resultados. Clark et al. (2010) lograron mejoras promedio en la exactitud global de las clasificaciones en el entorno del 1,5%, usando como variables auxiliares la pendiente y la elevación. Blanco et al. (2013) y Colditz et al. (2012), utilizan datos auxiliares topográficos (elevación, pendiente, aspecto) y climáticos (temperatura, precipitación, etc), reportando mejoras en la exactitud de la clasificación de entre 10 y 15%; además, reportan clasificaciones más estables localmente y resaltan la capacidad de mapear pequeñas aéreas sin datos satelitales (por presencia de nubes por ejemplo) consistentes con áreas adyacentes para la que si había datos disponibles.

A pesar de los errores reportados y la inestabilidad de las tendencias de cambio, la técnica utilizada y los mapas de los periodos seleccionados brindan una

buena descripción de los patrones de uso/cobertura del suelo en los PRP y sus cambios a lo largo del tiempo. Estos mapas tienen un alto grado de concordancia con trabajos reportados por otros autores y con estadísticas oficiales de los diferentes países involucrados. Los cambios ocurridos en la región tienen implicancias muy importantes en muchos procesos ecosistémicos, por ejemplo: cambios en los stocks y flujos de C, N, P y agua; cambios en el flujo de energía; impactos ambientales (erosión de suelos, emisión de gases con efecto invernadero, contaminación de aguas, etc). Contar con mapas de uso/cobertura del suelo espacialmente explícitos permitiría modelar estos procesos a escalas mucho más finas que las realizadas hasta ahora. Por ej, Viglizo et al. (2011) calcularon los impactos del avance de la agricultura en Argentina sobre estas variables a través de fuentes externas, usando como insumo el porcentaje de cultivos para diferentes unidades administrativas. Una aproximación similar, desarrollada a partir de los resultados de este trabajo permitiría un modelado más fino de estas variables al contar con mayor grado de detalle espacial, pero también mayor detalle temporal (uno o dos ciclos agrícolas por año).

4.5 Conclusiones/recomendaciones generales

La aproximación metodológica desarrollada permitió describir, de forma relativamente rápida y con bajo costo, el uso/cobertura del suelo de todo el bioma Pastizales del Río de la Plata. Esto permitió la generación de un mapa por año para los primeros 14 años del siglo XXI y analizar los procesos de cambio en el uso/cobertura del suelo ocurridos en la región. Los PRP están inmersos en un fuerte proceso de cambio en el uso del suelo, fundamentalmente por avance de la frontera agrícola y a expensas de pérdida de áreas de pastizales (naturales o implantados). A pesar de este avance de la agricultura, los recursos forrajeros perennes continúan siendo la cobertura dominante en los PRP. En el año agrícola 2012/2103 (el último año analizado sin errores importantes) la superficie de RFP correspondía al 60,2% del área de estudio, fundamentalmente por la fuerte dominancia de esta categoría en las subregiones Campos del Norte, Campos del Sur, Pampa Inundable y Pampa Austral.

La mayor expansión agrícola en el período estudiado, y por tanto las mayores pérdidas de pastizales, se concentran en ambos márgenes de Río Uruguay, en la Pampa Mesopotámica y en la porción oeste de Campos del Norte y del Sur. Otra zona de expansión agrícola importante en el período estudiado fue la porción oeste de la Pampa Interior. La pérdida de pastizales naturales en las diferentes subregiones de los PRP es seguramente más importante que la reportada en esta tesis, ya que gran parte de la superficie con RFP son áreas ocupadas por pasturas implantadas integradas a ciclos de rotación agrícola, fundamentalmente en los polos agrícolas tradicionales.

La técnica utilizada pone en evidencia una serie de problemas que aparecen a la hora de intentar cartografiar regiones extensas como los PRP y durante un período de tiempo largo, a partir del comportamiento fenológico de las cubiertas vegetales (i.e.

marcha estacional del IVN). Estos problemas aparecen como errores “no controlables” ni solucionables con los datos de entrada disponibles para los algoritmos de clasificación y son causados principalmente por dos factores: 1) la generación de clasificaciones de uso/cobertura del suelo en años climáticamente muy distintos al/los usado/s para generar las firmas espectrales y entrenar los árboles de decisión; 2) el uso de series temporales de IVN con porciones problemáticas, no corregidos durante el proceso de filtrado e interpolación. Sin embargo, estos errores son “no controlables” a posteriori pero si a priori, y un adecuado programa de captura de datos permitiría minimizar estos problemas en clasificaciones futuras.

Las mejoras en los mapas generados y la aplicación de la técnica desarrollada, pasan en primer lugar por las mejoras en la Fenoteca Espectral utilizada. Esta debería ser más completa en términos espaciales y fundamentalmente temporales, de forma de cubrir condiciones climáticas distintas ocurridas en los últimos años. La información para la reconstrucción de la Fenoteca en el pasado reciente pueden provenir de varias fuentes: ensayos experimentales debidamente documentados de instituciones de investigación y enseñanza; bases de datos de uso del suelo de organizaciones de productores, como los grupos CREA en Argentina y Uruguay; o interpretación visual de imágenes de alta resolución en Google Earth.

En aras de la construcción a futuro de una Fenoteca Espectral sólida deberían desarrollarse programas de relevamiento continuo de uso/cobertura del suelo. Estos deberían desarrollarse en segmentos constantes del territorio, con relevamiento bianual de cada campaña agrícola. El relevamiento bianual de los mismos lotes permitiría la clasificación de la campaña agrícola completa, disminuyendo la incertidumbre al evitar la construcción de los mapas de año agrícola mediante la unión de dos mapas independientes. Los protocolos de relevamiento de la cobertura uso/del suelo debería coordinarse con instituciones vinculadas al sector agropecuario (Ministerios, Facultadas, Institutos de investigación) de todos los países de la región.

Otro aspecto a considerar para mejorar los resultados obtenidos es la inclusión de variables accesorias como insumo de los árboles de decisión. Entre las variables a incluir pueden considerarse aspectos topográficos como la elevación o la pendiente, disponibles a partir de modelos digitales de elevación como Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) de la NASA (disponible a nivel mundial); características edáficas, derivables de mapas digitales de suelos de los países de la región; y características climáticas (Precipitación, temperatura, etc), obtenibles de bases de datos mundiales o de productos satelitales como Tropical Rainfall Measuring Mission (TRMM) de la NASA, con estimaciones de la precipitación a diferentes escalas temporales y espaciales. La partición de la Fenoteca Espectral de forma de generar reglas de decisión diferentes para clasificar por separado años climáticamente diferentes, también aparece como una alternativa para minimizar alguno de los problemas descritos más arriba.

Los mapas generados abren la puerta para la modelación más detallada y espacialmente explícita de muchos aspectos importantes del funcionamiento de los

ecosistemas, para la cuantificación en la provisión de servicios ecosistémicos y para una gestión más eficiente de los recursos naturales. En el siguiente capítulo se evalúa el impacto de los cambios en el uso/cobertura del suelo sobre la dinámica de la Productividad Primaria Neta (PPN) a través del concepto de Apropiación Humana de la PPN, un indicador muy completo del impacto humano sobre los ecosistemas.

Apéndice 4.1: Reglas de decisión del filtro temporal

Reglas de decisión del filtro temporal aplicado a los mapas de año agrícola. El filtro funciona como una ventana móvil de tres años, y asigna al año agrícola filtrado (Año 2*), la categoría de uso/cobertura del suelo más frecuente en los tres años intervinientes en la ventana temporal (Año 1, Año 2, Año 3). Las reglas de decisión y su lógica se explicitan en el texto. Cinv: Cultivos de Invierno; Cver: Cultivos de Verano; DC: Doble cultivo; RFP: Recursos forrajeros perennes; FyM: Forestación y Monte; SC: Sin clasificar.

Año 1	Año 2	Año 3	Año 2*	Año 1	Año 2	Año 3	Año 2*
RFP	RFP	RFP	RFP	Cver	RFP	RFP	RFP
RFP	RFP	Cver	RFP	Cver	RFP	Cver	Cver
RFP	RFP	Cinv	RFP	Cver	RFP	Cinv	SC
RFP	RFP	DC	RFP	Cver	RFP	DC	Cver
RFP	RFP	FyM	RFP	Cver	RFP	FyM	SC
RFP	Cver	RFP	RFP	Cver	Cver	RFP	Cver
RFP	Cver	Cver	Cver	Cver	Cver	Cver	Cver
RFP	Cver	Cinv	Cver	Cver	Cver	Cinv	Cver
RFP	Cver	DC	Cver	Cver	Cver	DC	Cver
RFP	Cver	FyM	SC	Cver	Cver	FyM	Cver
RFP	Cinv	RFP	RFP	Cver	Cinv	RFP	Cinv
RFP	Cinv	Cver	Cinv	Cver	Cinv	Cver	Cver
RFP	Cinv	Cinv	Cinv	Cver	Cinv	Cinv	Cinv
RFP	Cinv	DC	Cinv	Cver	Cinv	DC	Cinv
RFP	Cinv	FyM	SC	Cver	Cinv	FyM	Cinv
RFP	DC	RFP	RFP	Cver	DC	RFP	DC
RFP	DC	Cver	DC	Cver	DC	Cver	Cver
RFP	DC	Cinv	DC	Cver	DC	Cinv	DC
RFP	DC	DC	DC	Cver	DC	DC	DC
RFP	DC	FyM	SC	Cver	DC	FyM	DC
RFP	FyM	RFP	RFP	Cver	FyM	RFP	SC
RFP	FyM	Cver	SC	Cver	FyM	Cver	Cver
RFP	FyM	Cinv	SC	Cver	FyM	Cinv	SC
RFP	FyM	DC	SC	Cver	FyM	DC	SC
RFP	FyM	FyM	FyM	Cver	FyM	FyM	SC
Cinv	RFP	RFP	RFP	DC	RFP	RFP	RFP
Cinv	RFP	Cver	SC	DC	RFP	Cver	SC
Cinv	RFP	Cinv	Cinv	DC	RFP	Cinv	SC
Cinv	RFP	DC	SC	DC	RFP	DC	DC
Cinv	RFP	FyM	SC	DC	RFP	FyM	SC
Cinv	Cver	RFP	Cver	DC	Cver	RFP	Cver
Cinv	Cver	Cver	Cver	DC	Cver	Cver	Cver
Cinv	Cver	Cinv	Cinv	DC	Cver	Cinv	Cver
Cinv	Cver	DC	Cver	DC	Cver	DC	Cver
Cinv	Cver	FyM	Cver	DC	Cver	FyM	Cver
Cinv	Cinv	RFP	Cinv	DC	Cinv	RFP	Cinv
Cinv	Cinv	Cver	Cinv	DC	Cinv	Cver	Cinv

Cinv	Cinv	Cinv	Cinv	DC	Cinv	Cinv	Cinv
Cinv	Cinv	DC	Cinv	DC	Cinv	DC	DC
Cinv	Cinv	FyM	Cinv	DC	Cinv	FyM	Cinv
Cinv	DC	RFP	DC	DC	DC	RFP	DC
Cinv	DC	Cver	DC	DC	DC	Cver	DC
Cinv	DC	Cinv	Cinv	DC	DC	Cinv	DC
Cinv	DC	DC	DC	DC	DC	DC	DC
Cinv	DC	FyM	DC	DC	DC	FyM	DC
Cinv	FyM	RFP	SC	DC	FyM	RFP	SC
Cinv	FyM	Cver	SC	DC	FyM	Cver	Cver
Cinv	FyM	Cinv	Cinv	DC	FyM	Cinv	Cinv
Cinv	FyM	DC	SC	DC	FyM	DC	DC
Cinv	FyM	FyM	FyM	DC	FyM	FyM	FyM
FyM	RFP	RFP	RFP	FyM	DC	RFP	SC
FyM	RFP	Cver	SC	FyM	DC	Cver	DC
FyM	RFP	Cinv	SC	FyM	DC	Cinv	DC
FyM	RFP	DC	SC	FyM	DC	DC	DC
FyM	RFP	FyM	FyM	FyM	DC	FyM	FyM
FyM	Cver	RFP	SC	FyM	FyM	RFP	FyM
FyM	Cver	Cver	Cver	FyM	FyM	Cver	FyM
FyM	Cver	Cinv	Cver	FyM	FyM	Cinv	FyM
FyM	Cver	DC	Cver	FyM	FyM	DC	FyM
FyM	Cver	FyM	FyM	FyM	FyM	FyM	FyM
FyM	Cinv	RFP	SC				
FyM	Cinv	Cver	Cinv				
FyM	Cinv	Cinv	Cinv				
FyM	Cinv	DC	Cinv				
FyM	Cinv	FyM	FyM				

Apéndice 4.2: Árboles de decisión

Árboles de decisión para cada subregión de los Pastizales del Río de la Plata generados mediante el software See5. Los árboles están realizados por subregión y campaña agrícola y agrupan datos de varios años y escenas MODIS. Para cada subregión y campaña agrícola se muestra: el número de casos utilizados en la generación del árbol (cada caso representa la firma espectral promedio de un lote/potrero, calculada a partir de todos los píxeles completamente incluidos en el mismo y las variables accesorias calculadas, ver texto para más detalles); el número de variables de entrada; el número de variables desestimadas; las variables utilizadas en orden de importancia; el árbol de decisión y las matrices de confusión realizadas con los datos de entrenamiento y evaluación. La importancia de las variables seleccionadas por C5 es calculada por el programa como el aumento porcentual en el error que se obtendría si dicho atributo no es tenido en cuenta.

Abreviaturas: B0-B14: Bandas 0 a 14 de las series temporales de IVN MODIS en cada campaña agrícola, cada banda está compuesta por el mejor valor de IVN en un intervalo de 16 días (ver texto para más detalles); Prom: valor promedio de la serie temporal de IVN; SD: desvío estándar de la serie temporal de IVN; Max: valor máximo de la serie temporal de IVN; Min: valor mínimo de la serie temporal de IVN

Campos del Norte, Invierno

- N° de casos: 811; 22 variables; variables desestimadas: 17
- Importancia estimada de las variables restantes:
 - SD: 112%
 - Min: 23%
 - B0: 15%
 - B1: 4%
 - B5: 4%

Árbol de decisión:

Min > 0,6157: FyM (74/2)

Min ≤ 0,6157:

...SD > 0,11479:

...B0 > 0,59325: RFP (13/1)

: B0 ≤ 0,59325:

: ...B5 > 0,41965: Cinv (81/1)

: B5 ≤ 0,41965:

: ...B5 ≤ 0,3278: RFP (5)

: B5 > 0,3278: Cinv (10/3)

SD ≤ 0,11479:

...Min ≤ 0,41615:

...B5 ≤ 0,4403: RFP (28)

: B5 > 0,4403:

: ...B1 ≤ 0,58645: Cinv (7/1)

: B1 > 0,58645: RFP (5)

Min > 0,41615:

:...B0 <= 0,75245: RFP (567/12)
 B0 > 0,75245:
 :...Min <= 0,5234: RFP (7)
 Min > 0,5234:
 :...B0 > 0,7885: FyM (2)
 B0 <= 0,7885:
 :...B1 <=0, 73797: RFP (7/1)
 B1 > 0,73797: FyM (5/1)

Matrices de confusión entre el resultado de la clasificación y la verdad terrestre (VT) realizadas con los datos de entrenamiento (a) y los de evaluación (b), para la subregión Campos del Norte y la campaña agrícola de invierno. Cada tabla muestra el número de casos (N), el tamaño o número de nodos terminales (Tam.) y el número y porcentaje de casos mal clasificados (Error). RFP: Recursos forrajeros perennes; Cinv: Cultivos de invierno; FyM: Forestación y Monte.

a) Datos de Entrenamiento					b) Datos de Evaluación				
N	Tam.	Error			N	Tam.	Error		
811	13	22 (2,7%)			304	13	13 (4,3%)		
		Clasificación					Clasificación		
		RFP	Cinv	FyM			RFP	Cinv	FyM
Σ	RFP	618	5	3	Σ	RFP	216	4	1
	Cinv	2	93			Cinv	3	38	
	FyM	2		78		FyM	5		37

Campos del Norte, verano

- N° de casos: 887; 20 variables; variables desestimadas: 16
- Importancia estimada de las variables restantes:
 - Prom: 257%
 - SD: 78%
 - B12: 17%
 - B1: <1%

Árbol de decisión:

SD <= 0.11214:
 :...Prom <= 0.73558:
 : :...12 > 0.56365: RFP (431/7)
 : : 12 <= 0.56365:
 : : :...SD <= 0.07432: RFP (3)
 : : SD > 0.07432: Cver (13/1)
 : Prom > 0.73558:
 : :...12 > 0.7362: FyM (124)
 : : 12 <= 0.7362:
 : : :...1 <= 0.77372: RFP (3)
 : : 1 > 0.77372: FyM (2)
 SD > 0.11214:
 :...12 <= 0.58353: Cver (269/1)
 : 12 > 0.58353:
 : :...1 <= 0.46514: Cver (16)

1 > 0.46514:
 :...1 > 0.5678: RFP (9/1)
 1 <= 0.5678:
 :...Prom > 0.5762: Cver (8)
 Prom <= 0.5762:
 :...12 > 0.67863: RFP (3)
 12 <= 0.67863:
 :...1 <= 0.51805: Cver (3)
 1 > 0.51805:: RFP (3)

Matrices de confusión entre el resultado de la clasificación y la verdad terrestre (VT) realizadas con los datos de entrenamiento (a) y los de evaluación (b), para la subregión Campos del Norte y la campaña agrícola de verano. Cada tabla muestra el número de casos (N), el tamaño o número de nodos terminales (Tam.) y el número y porcentaje de casos mal clasificados (Error). RFP: Recursos forrajeros perennes; Cver: Cultivos de verano; FyM: Forestación y Monte.

a) Datos de Entrenamiento					b) Datos de Evaluación				
N	Tam.	Error			N	Tam.	Error		
887	13	10 (1,1%)			400	13	15 (3,8%)		
		Clasificación					Clasificación		
		RFP	Cver	FyM			RFP	Cver	FyM
Σ	RFP	444	2		Σ	RFP	181	3	
	Cver	5	307			Cver	7	140	
	FyM	3		126		FyM	5		64

Campos del Sur, Invierno

- N° de casos: 308; 22 variables; variables desestimadas: 18
- Importancia estimada de las variables restantes:
 - SD: 148%
 - B13: 22%
 - B2: 13%
 - Min: <1%

Árbol de decisión:

13 <= 0.45255:
 :...2 <= 0.5542: Cinv (79/2)
 : 2 > 0.5542:
 : :...SD <= 0.1427: RFP (5/1)
 : SD > 0.1427: Cinv (7/1)
 13 > 0.45255:
 :...Min > 0.6186: FyM (20/6)
 Min <= 0.6186:
 :...SD <= 0.10904: RFP (165/6)
 SD > 0.10904:
 :...2 > 0.58852: RFP (14/1)
 2 <= 0.58852:
 :...13 <= 0.5566: Cinv (7)

13 > 0.5566:
 :...SD <= 0.11936: Cinv (3)
 SD > 0.11936: RFP (8)

Matrices de confusión entre el resultado de la clasificación y la verdad terrestre (VT) realizadas con los datos de entrenamiento (a) y los de evaluación (b), para la subregión Campos del Sur y la campaña agrícola de invierno. Cada tabla muestra el número de casos (N), el tamaño o número de nodos terminales (Tam.) y el número y porcentaje de casos mal clasificados (Error). RFP: Recursos forrajeros perennes; Cinv: Cultivos de invierno; FyM: Forestación y Monte.

a) Datos de Entrenamiento					b) Datos de Evaluación				
N	Tam.	Error			N	Tam.	Error		
308	9	17 (5,5%)			131	9	8 (6,1%)		
		Clasificación					Clasificación		
		RFP	Cinv	FyM			RFP	Cinv	FyM
VT	RFP	184	3	6	VT	RFP	69	2	3
	Cinv	2	93			Cinv	2	49	
	FyM	6		14		FyM	1		5

Campos del Sur, verano

- N° de casos: 619; 20 variables; variables desestimadas: 16
- Importancia estimada de las variables restantes:
 - SD: 244%
 - Sum-anual: 106%
 - B12: 33%
 - B7: 11%

Árbol de decisión:

SD > 0.13181: Cver (387/8)
 SD <= 0.13181:
 :...Sum-anual > 9.53965:
 :...SD <= 0.05794: FyM (50/2)
 : SD > 0.05794: RFP (8/2)
 Sum-anual <= 9.53965:
 :...12 > 0.5888: RFP (157/10)
 12 <= 0.5888:
 :...SD <= 0.08828: RFP (3)
 SD > 0.08828: Cver (14)

Matrices de confusión entre el resultado de la clasificación y la verdad terrestre (VT) realizadas con los datos de entrenamiento (a) y los de evaluación (b), para la subregión Campos del Sur y la campaña agrícola de verano. Cada tabla muestra el número de casos (N), el tamaño o número de nodos terminales (Tam.) y el número y porcentaje de casos mal clasificados (Error). RFP: Recursos forrajeros perennes; Cver: Cultivos de verano; FyM: Forestación y Monte.

a) Datos de Entrenamiento					b) Datos de Evaluación				
N	Tam.	Error			N	Tam.	Error		
619	6	22 (3,6%)			281	6	24 (8,5%)		
		Clasificación					Clasificación		
		RFP	Cver	FyM			RFP	Cver	FyM
VT	RFP	156	8	2	VT	RFP	60	9	4
	Cver	1	393			Cver	3	179	
	FyM	11		48		FyM	8		18

Pampa Austral, Invierno

- N° de casos: 451; 22 variables; variables desestimadas: 18
- Importancia estimada de las variables restantes:
 - SD: 567%
 - B7: 47%
 - B9: 27%
 - Max: <1%

Árbol de decisión:

```

SD > 0.15167:
...SD > 0.1706: Cinv (154)
: SD <= 0.1706:
: ...SD <= 0.16787: Cinv (16/1)
:   SD > 0.16787: RFP (2)
SD <= 0.15167:
...SD <= 0.0977: RFP (190/2)
SD > 0.0977:
...9 <= 0.51391:
...7 > 0.2820: RFP (33)
: 7 <= 0.2820:
:   ...Max <= 0.6305: Cinv (3)
:   Max > 0.6305: RFP (2)
9 > 0.51391:
...7 > 0.55425: RFP (18/1)
7 <= 0.55425:
...Max <= 0.64537: Cinv (10)
Max > 0.64537:
...9 <= 0.59823: RFP (10/1)
9 > 0.59823:
...Max <= 0.6746: RFP (3/1)
Max > 0.6746: Cinv (10)

```

Matrices de confusión entre el resultado de la clasificación y la verdad terrestre (VT) realizadas con los datos de entrenamiento (a) y los de evaluación (b), para la subregión Pampa Austral y la campaña agrícola de invierno. Cada tabla muestra el número de casos (N), el tamaño o número de nodos terminales (Tam.) y el número y porcentaje de casos mal clasificados (Error). RFP: Recursos forrajeros perennes; Cinv: Cultivos de invierno; FyM: Forestación y Monte.

a) Datos de Entrenamiento				b) Datos de Evaluación						
		N	Tam.	Error			N	Tam.	Error	
		451	12	6 (1,3%)			206	12	20 (9,7%)	
		Clasificación					Clasificación			
				RFP	Cinv				RFP	Cinv
VT	RFP			253	1	Σ	RFP		96	7
	Cinv			5	192		Cinv		13	90

Pampa Austral, Verano

- N° de casos: 293; 20 variables; variables desestimadas: 15
- Importancia estimada de las variables restantes:
 - Max: 106%
 - B12: 82%
 - SD: 59%
 - B0: 6%
 - B11: <1%

Árbol de decisión:

SD > 0.16573: Cver (88/2)
 SD <= 0.16573:
 :...12 > 0.46105: RFP (138/4)
 12 <= 0.46105:
 :...SD <= 0.11376: RFP (22)
 SD > 0.11376:
 :...0 > 0.73332: Cver (6)
 0 <= 0.73332:
 :...Max > 0.81715: Cver (5)
 Max <= 0.81715:
 :...0 > 0.36157: RFP (19/3)
 0 <= 0.36157:
 :...0 <= 0.31402: RFP (5/1)
 0 > 0.31402: Cver (10/1)

Matrices de confusión entre el resultado de la clasificación y la verdad terrestre (VT) realizadas con los datos de entrenamiento (a) y los de evaluación (b), para la subregión Pampa Austral y la campaña agrícola de verano. Cada tabla muestra el número de casos (N), el tamaño o número de nodos terminales (Tam.) y el número y porcentaje de casos mal clasificados (Error). RFP: Recursos forrajeros perennes; Cver: Cultivos de verano; FyM: Forestación y Monte.

a) Datos de Entrenamiento				b) Datos de Evaluación			
N	Tam.	Error		N	Tam.	Error	
293	8	11 (3,8%)		129	8	17 (13,2%)	
		Clasificación				Clasificación	
		RFP	Cver			RFP	Cver
VT	RFP	176	3	VT	RFP	71	6
	Cver	8	106		Cver	11	41

Pampa Interior, Invierno

- N° de casos: 846; 22 variables; variables desestimadas: 15

- Importancia estimada de las variables restantes:

- B10: 119%
- B13: 90%
- B9: 67%
- B3: 62%
- B0: 29%
- B6: 5%
- B5: <1%

Árbol de decisión:

13 <= 0.39357:

...10 <= 0.49493: RFP (47/1)

: 10 > 0.49493: Cinv (179/5)

13 > 0.39357:

...9 > 0.7244:

...13 <= 0.61815: Cinv (37)

: 13 > 0.61815:

: ...3 <= 0.4975: Cinv (3)

: 3 > 0.4975: RFP (13)

9 <= 0.7244:

...0 <= 0.28495:

...10 <= 0.61895: RFP (22/3)

: 10 > 0.61895: Cinv (10)

0 > 0.28495:

...10 <= 0.57487: RFP (360/1)

10 > 0.57487:

...13 > 0.5838: RFP (142)

13 <= 0.5838:

...0 <= 0.45164:

...3 <= 0.2818: RFP (3)

: 3 > 0.2818: Cinv (11/3)

0 > 0.45164:

:...10 <= 0.68527: RFP (12)
 10 > 0.68527:
 :...9 <= 0.70721: Cinv (5/1)
 9 > 0.70721: RFP (2)

Matrices de confusión entre el resultado de la clasificación y la verdad terrestre (VT) realizadas con los datos de entrenamiento (a) y los de evaluación (b), para la subregión Pampa Interior y la campaña agrícola de invierno. Cada tabla muestra el número de casos (N), el tamaño o número de nodos terminales (Tam.) y el número y porcentaje de casos mal clasificados (Error). RFP: Recursos forrajeros perennes; Cinv: Cultivos de invierno; FyM: Forestación y Monte.

a) Datos de Entrenamiento			
N	Tam.	Error	
846	14	14 (1,7%)	
		Clasificación	
		RFP	Cinv
VT	RFP	596	9
	Cinv	5	236

b) Datos de Evaluación			
N	Tam.	Error	
362	14	19 (5,2%)	
		Clasificación	
		RFP	Cinv
VT	RFP	236	12
	Cinv	7	107

Apéndice 4.3: Matrices de contingencia, exactitud global y distribución de errores de comisión y omisión

Matrices de contingencia, exactitud global y distribución de errores de comisión y omisión, entre los resultados de la clasificaciones y la información relevada a campo reservada en el subconjunto de evaluación, analizada a diferentes niveles: 1) por campaña agrícola, para todo el área de estudio; 2) por campaña agrícola, para cada una de las subregiones de los Pastizales del Río de la Plata; 3) por campaña agrícola, para cada combinación de subregión, escena MODIS y año, disponible en los datos de campo.

1) Matrices de contingencia, exactitud global y distribución de errores de comisión y omisión, por campaña agrícola, para todos los Pastizales del Río de la Plata. Los datos de campo agrupan la información de todas las subregiones de Pastizales del Río de la Plata, escenas MODIS y años agrícolas considerados

Campañas agrícolas de invierno. Datos expresados en pixeles (a) y en porcentaje (b):

Exactitud global: 94,3%

a) Verdad terrestre (Pix)						b) Verdad terrestre (%)					
		Cinv	RFP	FyM	Total			Cinv	RFP	FyM	Total
Clasificación	Cinv	1241	77	0	1318	Clasificación	Cinv	89.7	2.7	0	29.0
	RFP	142	2791	24	2957		RFP	10.3	96.8	8.7	65.1
	FyM	0	16	251	267		FyM	0	0.6	91.3	5.9
	Total	1383	2884	275	4542		Total	100	100	100	100

Campañas agrícolas de verano. Datos expresados en pixeles (a) y en porcentaje (b):

Exactitud global: 95,5%

a) Verdad terrestre (Pix)						b) Verdad terrestre (%)					
		Cver	RFP	FyM	Total			Cver	RFP	FyM	Total
Clasificación	Cver	5446	229	0	5675	Clasificación	Cver	97.7	8.9	0	62.1
	RFP	126	2330	54	2510		RFP	2.3	90.8	5.4	27.5
	FyM	0	6	943	949		FyM	0	0.2	94.6	10.4
	Total	5572	2565	997	9134		Total	100	100	100	100

Errores de comisión y omisión (en porcentaje) para las campañas agrícolas de invierno (a) y verano (b)

a) Comisión (%) Omisión (%)			b) Comisión (%) Omisión (%)		
Cinv	5.8	10.3	Cver	4.0	2.3
RFP	5.6	3.2	RFP	7.2	9.2
FyM	6.0	8.7	FyM	0.6	5.4

2) Matrices de contingencia, exactitud global y distribución de errores de comisión y omisión, por campaña agrícola, para cada subregión de los Pastizales del Río de la Plata. Los datos de campo agrupan la información de todas las escenas MODIS y años agrícolas considerados

Campos del Norte

Campañas agrícolas de invierno. Datos expresados en píxeles (a) y en porcentaje (b):

Exactitud global: 94,3%

a) Verdad terrestre (Pix)					b) Verdad terrestre (%)						
		Cinv	RFP	FyM	Total			Cinv	RFP	FyM	Total
Clasificación	Cinv	168	13	0	181	Clasificación	Cinv	80	1.3	0	12.2
	RFP	42	1001	20	1063		RFP	20	97.8	8.1	71.8
	FyM	0	9	228	237		FyM	0	0.9	91.9	16
	Total	210	1023	248	1481		Total	100	100	100	100

Campañas agrícolas de verano. Datos expresados en píxeles (a) y en porcentaje (b):

Exactitud global: 97,6%

a) Verdad terrestre (Pix)					b) Verdad terrestre (%)						
		Cver	RFP	FyM	Total			Cver	RFP	FyM	Total
Clasificación	Cver	1175	11	0	1186	Clasificación	Cver	96.9	1	0	37.9
	RFP	38	1143	25	1206		RFP	3.1	99	3.3	38.6
	FyM	0	0	736	736		FyM	0	0	96.7	23.5
	Total	1213	1154	761	3128		Total	100	100	100	100

Errores de comisión y omisión (en porcentaje) para las campañas agrícolas de invierno (a) y verano (b)

a) Comisión (%)		Omisión (%)		b) Comisión (%)		Omisión (%)	
Cinv	7.2		20	Cver	0.9		3.1
RFP	5.8		2.2	RFP	5.2		1
FyM	3.8		8.1	FyM	0		3.3

Campos del Sur

Campañas agrícolas de invierno. Datos expresados en pixeles (a) y en porcentaje (b):

Exactitud global: 93,7%

		Verdad terrestre (Pix)			
		Cinv	RFP	FyM	Total
Clasificación	Cinv	111	3	0	114
	RFP	9	207	4	220
	FyM	0	7	23	30
	Total	120	217	27	364

		Verdad terrestre (%)			
		Cinv	RFP	FyM	Total
Clasificación	Cinv	92.5	1.4	0	31.3
	RFP	7.5	95.4	14.8	60.4
	FyM	0	3.2	85.2	8.2
	Total	100	100	100	100

Campañas agrícolas de verano. Datos expresados en pixeles (a) y en porcentaje (b):

Exactitud global: 95,7%

		Verdad terrestre (Pix)			
		Cver	RFP	FyM	Total
Clasificación	Cver	1072	21	0	1093
	RFP	11	219	29	259
	FyM	0	6	207	213
	Total	1083	246	236	1565

		Verdad terrestre (%)			
		Cver	RFP	FyM	Total
Clasificación	Cver	99	8.5	0	69.8
	RFP	1	89	12.3	16.5
	FyM	0	2.4	87.7	13.6
	Total	100	100	100	100

Errores de comisión y omisión (en porcentaje) para las campañas agrícolas de invierno (a) y verano (b)

a)	Comisión (%)	Omisión (%)
Cinv	2.6	7.5
RFP	5.9	4.6
FyM	23.3	14.8

b)	Comisión (%)	Omisión (%)
Cver	1.9	1
RFP	15.4	11
FyM	2.8	12.3

Pampa Austral

Campañas agrícolas de invierno. Datos expresados en pixeles (a) y en porcentaje (b):

Exactitud global: 92,5%

		Verdad terrestre (Pix)		
		Cinv	RFP	Total
Clasific.	Cinv	262	19	281
	RFP	32	365	397
	Total	294	384	678

		Verdad terrestre (%)		
		Cinv	RFP	Total
Clasific.	Cinv	89.1	4.9	41.4
	RFP	10.9	95.1	58.6
	Total	100	100	100

Campañas agrícolas de verano. Datos expresados en pixeles (a) y en porcentaje (b):

Exactitud global: 78,2%

		Verdad terrestre (Pix)		
		Cver	RFP	Total
Clasific.	Cver	124	89	213
	RFP	25	286	311
	Total	149	375	524

		Verdad terrestre (%)		
		Cver	RFP	Total
Clasific.	Cver	83.2	23.7	40.6
	RFP	16.8	76.3	59.4
	Total	100	100	100

Errores de comisión y omisión (en porcentaje) para las campañas agrícolas de invierno (a) y verano (b)

a)	Comisión (%)	Omisión (%)
Cinv	6.8	10.9
RFP	8.1	4.9

b)	Comisión (%)	Omisión (%)
Cver	41.8	16.8
RFP	8	23.7

Pampa Interior (Plana y Oeste)

Campañas agrícolas de invierno. Datos expresados en pixeles (a) y en porcentaje (b):

Exactitud global: 94,2%

		Verdad terrestre (Pix)		
		Cinv	RFP	Total
Clasific.	Cinv	423	16	439
	RFP	31	345	376
	Total	454	361	815

		Verdad terrestre (%)		
		Cinv	RFP	Total
Clasific.	Cinv	93.2	4.4	53.9
	RFP	6.8	95.6	46.1
	Total	100	100	100

Campañas agrícolas de verano. Datos expresados en pixeles (a) y en porcentaje (b):

Exactitud global: 95,9%

		Verdad terrestre (Pix)		
		Cver	RFP	Total
Clasific.	Cver	2238	77	2315
	RFP	42	566	608
	Total	2280	643	2923

		Verdad terrestre (%)		
		Cver	RFP	Total
Clasific.	Cver	98.2	12	79.2
	RFP	1.8	88	20.8
	Total	100	100	100

Errores de comisión y omisión (en porcentaje) para las campañas agrícolas de invierno (a) y verano (b)

a)	Comisión (%)	Omisión (%)
Cinv	3.6	6.8
RFP	8.2	4.4

b)	Comisión (%)	Omisión (%)
Cver	3.3	1.8
RFP	6.9	12

Pampa Inundable

Campañas agrícolas de invierno. Datos expresados en pixeles (a) y en porcentaje (b):

Exactitud global: 97,1%

		Verdad terrestre (Pix)		
		Cinv	RFP	Total
Clasific.	Cinv	100	11	111
	RFP	12	682	694
	Total	112	693	805

		Verdad terrestre (%)		
		Cinv	RFP	Total
Clasific.	Cinv	89.3	1.6	13.8
	RFP	10.7	98.4	86.2
	Total	100	100	100

Campañas agrícolas de verano. Datos expresados en pixeles (a) y en porcentaje (b):

Exactitud global: 90,6%

		Verdad terrestre (Pix)		
		Cver	RFP	Total
Clasific.	Cver	75	9	84
	RFP	3	41	44
	Total	78	50	128

		Verdad terrestre (%)		
		Cver	RFP	Total
Clasific.	Cver	96.2	18	65.6
	RFP	3.8	82	34.4
	Total	100	100	100

Errores de comisión y omisión (en porcentaje) para las campañas agrícolas de invierno (a) y verano (b)

a)	Comisión (%)	Omisión (%)
Cinv	9.9	10.7
RFP	1.7	1.6

b)	Comisión (%)	Omisión (%)
Cver	10.7	3.8
RFP	6.8	18

Pampa Ondulada

Campañas agrícolas de invierno. Datos expresados en pixeles (a) y en porcentaje (b):

Exactitud global: 92,2%

		Verdad terrestre (Pix)		
		Cinv	RFP	Total
Clasific.	Cinv	177	15	192
	RFP	16	191	207
	Total	193	206	399

		Verdad terrestre (%)		
		Cinv	RFP	Total
Clasific.	Cinv	91.7	7.3	48.1
	RFP	8.3	92.7	51.9
	Total	100	100	100

Campañas agrícolas de verano. Datos expresados en pixeles (a) y en porcentaje (b):

Exactitud global: 96,7%

		Verdad terrestre (Pix)		
		Cver	RFP	Total
Clasific.	Cver	762	22	784
	RFP	7	75	82
	Total	769	97	866

		Verdad terrestre (%)		
		Cver	RFP	Total
Clasific.	Cver	99.1	22.7	90.5
	RFP	0.9	77.3	9.5
	Total	100	100	100

Errores de comisión y omisión (en porcentaje) para las campañas agrícolas de invierno (a) y verano (b)

a)	Comisión (%)	Omisión (%)
Cinv	7.8	8.3
RFP	7.7	7.3

b)	Comisión (%)	Omisión (%)
Cver	2.8	0.9
RFP	8.5	22.7

3) Matrices de contingencia, exactitud global y distribución de errores de comisión y omisión, por campaña agrícola, para cada combinación de subregión de los Pastizales del Río de la Plata, año y escena MODIS, disponible en los datos de campo.

Campos del Norte/ 2011-2012/ h13v12

Campaña agrícola de invierno. Datos expresados en pixeles (a) y en porcentaje (b):

Exactitud global: 92%

		Verdad terrestre (Pix)			
		Cinv	RFP	FyM	Total
Clasificación	Cinv	126	1	0	127
	RFP	39	289	11	339
	FyM	0	0	168	168
	Total	165	290	179	634

		Verdad terrestre (%)			
		Cinv	RFP	FyM	Total
Clasificación	Cinv	76.4	0.3	0	20
	RFP	23.6	99.7	6.1	53.5
	FyM	0	0	93.9	26.5
	Total	100	100	100	100

Campaña agrícola de verano. Datos expresados en pixeles (a) y en porcentaje (b):

Exactitud global: 96,2%

		Verdad terrestre (Pix)			
		Cver	RFP	FyM	Total
Clasificación	Cver	672	8	0	680
	RFP	34	665	22	721
	FyM	0	0	303	303
	Total	706	673	325	1704

		Verdad terrestre (%)			
		Cver	RFP	FyM	Total
Clasificación	Cver	95.2	1.2	0	39.9
	RFP	4.8	98.8	6.8	42.3
	FyM	0	0	93.2	17.8
	Total	100	100	100	100

Errores de comisión y omisión (en porcentaje) para las campañas agrícolas de invierno (a) y verano (b)

a)	Comisión (%)	Omisión (%)	b)	Comisión (%)	Omisión (%)
Cinv	0.8	23.6	Cver	1.2	4.8
RFP	14.7	0.3	RFP	7.8	1.2
FyM	0	6.1	FyM	0	6.8

Campos del Norte/ 2012-2013/ h13v12

Campaña agrícola de invierno. Datos expresados en pixeles (a) y en porcentaje (b):

Exactitud global: 96,1%

a) Verdad terrestre (Pix)						b) Verdad terrestre (%)					
		Cinv	RFP	FyM	Total			Cinv	RFP	FyM	Total
Clasificación	Cinv	42	12	0	54	Clasificación	Cinv	93.3	1.6	0.0	6.4
	RFP	3	712	9	724		RFP	6.7	97.1	13.0	85.5
	FyM	0	9	60	69		FyM	0.0	1.2	87.0	8.1
	Total	45	733	69	847		Total	100	100	100	100

Campaña agrícola de verano. Datos expresados en pixeles (a) y en porcentaje (b):

Exactitud global: 99,3%

a) Verdad terrestre (Pix)						b) Verdad terrestre (%)					
		Cver	RFP	FyM	Total			Cver	RFP	FyM	Total
Clasificación	Cver	503	3	0	506	Clasificación	Cver	99.2	0.6	0.0	35.5
	RFP	4	478	3	485		RFP	0.8	99.4	0.7	34.1
	FyM	0	0	433	433		FyM	0.0	0.0	99.3	30.4
	Total	507	481	436	1424		Total	100	100	100	100

Errores de comisión y omisión (en porcentaje) para las campañas agrícolas de invierno (a) y verano (b)

a)	Comisión (%)	Omisión (%)	b)	Comisión (%)	Omisión (%)
Cinv	22.2	6.7	Cver	0.6	0.8
RFP	1.7	2.9	RFP	1.4	0.6
FyM	13.0	13.0	FyM	0.0	0.7

Campos del Sur/ 2011-2012/ h13v12

Campaña agrícola de invierno. Datos expresados en pixeles (a) y en porcentaje (b):

Exactitud global: 92,7%

		Verdad terrestre (Pix)			
		Cinv	RFP	FyM	Total
Clasificación	Cinv	49	3	0	52
	RFP	3	86	2	91
	FyM	0	4	18	22
	Total	52	93	20	165

		Verdad terrestre (%)			
		Cinv	RFP	FyM	Total
Clasificación	Cinv	94.2	3.2	0	31.5
	RFP	5.8	92.5	10	55.2
	FyM	0	4.3	90	13.3
	Total	100	100	100	100

Campaña agrícola de verano. Datos expresados en pixeles (a) y en porcentaje (b):

Exactitud global: 95,9%

		Verdad terrestre (Pix)			
		Cver	RFP	FyM	Total
Clasificación	Cver	616	18	0	634
	RFP	6	150	11	167
	FyM	0	0	48	48
	Total	622	168	59	849

		Verdad terrestre (%)			
		Cver	RFP	FyM	Total
Clasificación	Cver	99	10.7	0	74.7
	RFP	1	89.3	18.6	19.7
	FyM	0	0	81.4	5.7
	Total	100	100	100	100

Errores de comisión y omisión (en porcentaje) para las campañas agrícolas de invierno (a) y verano (b)

a)	Comisión (%)	Omisión (%)
Cinv	5.8	5.8
RFP	5.5	7.5
FyM	18.2	10

b)	Comisión (%)	Omisión (%)
Cver	2.8	1
RFP	10.2	10.7
FyM	0	18.6

Campos del Sur/ 2012-2013/ h13v12

Campaña agrícola de invierno. Datos expresados en pixeles (a) y en porcentaje (b):

Exactitud global: 94,5%

		Verdad terrestre (Pix)			
		Cinv	RFP	FyM	Total
Clasificación	Cinv	62	0	0	62
	RFP	6	121	2	129
	FyM	0	3	5	8
	Total	68	124	7	199

		Verdad terrestre (%)			
		Cinv	RFP	FyM	Total
Clasificación	Cinv	91.2	0	0	31.2
	RFP	8.8	97.6	28.6	64.8
	FyM	0	2.4	71.4	4
	Total	100	100	100	100

Campaña agrícola de verano. Datos expresados en pixeles (a) y en porcentaje (b):

Exactitud global: 95,5%

a) Verdad terrestre (Pix)					b) Verdad terrestre (%)						
		Cver	RFP	FyM	Total			Cver	RFP	FyM	Total
Clasificación	Cver	456	3	0	459	Clasificación	Cver	98.9	3.8	0	64.1
	RFP	5	69	18	92		RFP	1.1	88.5	10.2	12.8
	FyM	0	6	159	165		FyM	0	7.7	89.8	23
	Total	461	78	177	716		Total	100	100	100	100

Errores de comisión y omisión (en porcentaje) para las campañas agrícolas de invierno (a) y verano (b)

a) Comisión (%) Omisión (%)			b) Comisión (%) Omisión (%)		
Cinv	0	8.8	Cver	0.6	1.1
RFP	6.2	2.4	RFP	25	11.5
FyM	37.5	28.6	FyM	3.6	10.2

Pampa Austral/ 2002-2003/ h13v12

Campaña agrícola de verano. Datos expresados en pixeles (a) y en porcentaje (b):

Exactitud global: 14,3%

a) Verdad terrestre (Pix)				b) Verdad terrestre (%)					
		Cver	RFP	Total			Cver	RFP	Total
Clasific.	Cver	1	0	1	Clasific.	Cver	14.3		14.3
	RFP	6	0	6		RFP	85.7		85.7
	Total	7	0	7		Total	100		100

Errores de comisión y omisión (en porcentaje) para la campaña agrícola de verano

	Comisión (%)	Omisión (%)
Cver	0	85.7
RFP	100	

Pampa Austral/ 2003-2004/ h13v12

Campaña agrícola de invierno. Datos expresados en pixeles (a) y en porcentaje (b):

Exactitud global: 90,8%

		Verdad terrestre (Pix)		
		Cinv	RFP	Total
Clasific.	Cinv	122	1	123
	RFP	19	76	95
	Total	141	77	218

		Verdad terrestre (%)		
		Cinv	RFP	Total
Clasific.	Cinv	86.5	1.3	56.4
	RFP	13.5	98.7	43.6
	Total	100	100	100

Campaña agrícola de verano. Datos expresados en pixeles (a) y en porcentaje (b):

Exactitud global: 89,6%

		Verdad terrestre (Pix)		
		Cver	RFP	Total
Clasific.	Cver	0	8	8
	RFP	0	69	69
	Total	0	77	77

		Verdad terrestre (%)		
		Cver	RFP	Total
Clasific.	Cver		10.4	10.4
	RFP		89.6	89.6
	Total		100	100

Errores de comisión y omisión (en porcentaje) para las campañas agrícolas de invierno (a) y verano (b)

a)	Comisión (%)	Omisión (%)
Cinv	0.8	13.5
RFP	20	1.3

b)	Comisión (%)	Omisión (%)
Cver	100	
RFP	0	10.4

Capítulo 5: La Apropiación Humana de la Productividad Primaria Neta en los Pastizales del Río de la Plata y su variación espacial y temporal

5.1 Introducción

La Productividad Primaria Neta (PPN) (tasa de acumulación de biomasa por unidad de superficie) es uno de los atributos ecosistémicos más importantes e integradores ya que determina la cantidad de energía disponible para los niveles tróficos subsiguientes (Lindeman, 1942; Odum, 1971). Los humanos usamos los productos de la fotosíntesis en forma directa, como comida, fibra o combustible, o indirectamente, para la alimentación de animales domésticos. El aumento de la población mundial y el consumo han llevado a un proceso de intensificación del uso del suelo con aumentos tanto del área cultivada como de la productividad de los cultivos por unidad de superficie. Los cultivos y pasturas cubren el 38% de la superficie libre de hielo a nivel mundial (Ramankutty et al., 2008; Monfreda et al., 2008), ocupando además las zonas más fértiles; la mayor parte del resto de la superficie libre de hielos corresponde a desiertos, montañas, tundra, centros urbanos o aéreas protegidas (Foley et al., 2011). Al mismo tiempo los rendimientos de los cultivos han aumentado un 25 % en promedio en los últimos años (Foley et al., 2011). Mientras que el área cultivada ha aumentado en el entorno del 12% en los últimos 40 años, la producción agrícola más que duplicó en el mismo período mediante fertilización, riego, variedades de alto rendimiento y mecanización (Foley et al., 2007).

El concepto de Apropiación Humana de la Productividad Primaria Neta (AHPPN) incorpora los dos aspectos del proceso de intensificación agrícola, los aumentos en el área cultivada y los aumentos en el rendimiento de los cultivos. La AHPPN cuantifica la porción de la PPN de los ecosistemas que es usada directa o indirectamente por los humanos (Vitousek et al., 1986), modificando por tanto, la porción de energía disponible para otras especies y su flujo en las tramas tróficas (Field, 2001). Además, varios trabajos han mostrado la influencia de la AHPPN sobre la biodiversidad (Wright, 1990; Haberl; 1997; Haberl et al., 2004), la alteración de la composición atmosférica (De Fries, 1999; Schimel, 2000), el ciclo del agua (Gerten et al., 2005), o la provisión de servicios ecosistémicos (Daily, 1997; MEA, 2005). El rol central sobre el flujo de energía y su vinculación con otros procesos ecosistémicos hacen de la AHPPN un indicador muy completo del impacto humano sobre los ecosistemas.

El concepto de AHPPN fue introducido por Vitousek et al. (1986), en un trabajo de referencia que ha captado la atención de los ecólogos que trabajan con el flujo de energía. En dicho trabajo Vitousek et al. estiman la proporción de la PPN que es usada, manejada o cooptada por acciones humanas, mediante tres estimaciones: baja, media y alta. La estimación baja, solo considera como apropiada la biomasa consumida por humanos o animales domésticos; la estimación media incorpora como apropiada a toda la PPN de los ecosistemas manejados por el hombre (cultivos, plantaciones forestales); la estimación alta incluye además la pérdida de la capacidad productiva resultante del remplazo de ecosistemas (por ejemplo bosques por cultivos), y la

resultante de procesos de degradación (sobrepastoreo, desertificación). Los valores estimados por Vitousek et al. (1986) para la AHPPN correspondían al 5,5, 27 y 38% de la productividad potencial de los ecosistemas terrestres en ese momento, un resultado sorprendente que se ha convertido en uno de los más citados de la ecología moderna (Foley et al., 2007).

A pesar de que la investigación sobre la AHPPN tiene una historia relativamente corta, son muchos los trabajos que la han cuantificado a escala global (Wright, 1990; Rojstaczer et al., 2001; Imhoff et al., 2004; Haberl et al., 2007; Krausmann et al., 2013), continental (Gingrich et al., 2015); nacional (Kastner, 2009; Kohlheb & Krausmann, 2009; Schwarzlmüller, 2009; Fetzel et al., 2014; Niedertscheider & Erb, 2014; Niedertscheider et al., 2014; Chen et al., 2015) o local (O'Neill et al., 2006; Andersen et al., 2015) a partir de un conjunto de definiciones más o menos relacionadas con las propuestas originalmente por Vitousek et al. (1986). No existen antecedentes sobre el cálculo de la AHPPN a nivel regional que analicen lo ocurrido en todo un bioma.

Una de las definiciones más abarcativas y utilizadas de AHPPN es la planteada por Haberl et al. (1997). En dicha definición AHPPN resulta de la diferencia entre la PPN que tendría la vegetación original, en ausencia de disturbios antrópicos (PPN_0) y la PPN remanente en los ecosistemas luego de la cosecha en las condiciones actuales (PPN_{REM}). PPN_{REM} se calcula como la diferencia entre la PPN de la vegetación actual (PPN_{ACT}) y la PPN cosechada (PPN_{COS}). Los cambios en la AHPPN resultantes de cambios en el uso del suelo ($HANPP_{CUS}$) resultan de restar la PPN_{ACT} a la PPN_0 (Fig 5.1)

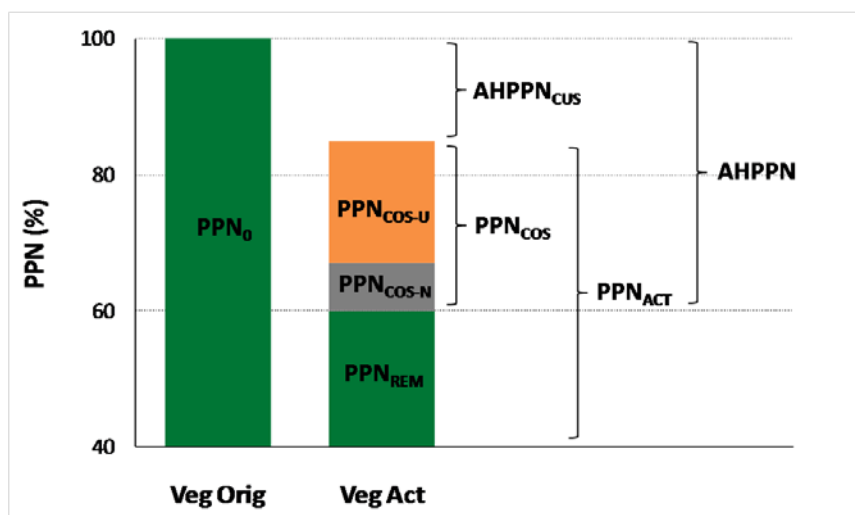


Figura 5.1: componentes involucrados en el cálculo de la apropiación Humana de la Productividad Primaria Neta (AHPPN). PPN_0 : PPN de la vegetación potencial; PPN_{ACT} : PPN de la vegetación actual; PPN_{REM} : PPN remanente en los ecosistemas luego de la cosecha; PPN_{COS} : PPN cosechada; PPN_{COS-U} : PPN cosechada utilizada (grano, fibra, etc); PPN_{COS-N} : PPN cosechada no utilizada (residuos de cosecha, biomasa subterránea); $AHPPN_{CUS}$: AHPPN debida a los cambios en el uso del suelo. Adaptado de Haberl et al, 2014.

Luego de los primeros cálculos de HAPPN total a nivel global (Vitousek et al., 1986; Wriqht et al., 1990), cuando los cálculos se comenzaron a realizar a nivel nacional, subnacional o de forma espacialmente explícita, surgió una gran dicotomía sobre como estimarla: la AHPPN calculada por unidad de superficie (AHPPN basada en el área) o en función del consumo humano (AHPPN basada en el consumo). Las primeras aproximaciones y las más utilizadas son las que calculan la AHPPN para una determinada porción de territorio, con el objetivo de utilizarla como un indicador de la intensidad de uso del suelo y evaluar los impactos humanos sobre los ecosistemas o sobre la biodiversidad (Haberl et al., 2014). El segundo tipo de aproximaciones se basa en la propuesta de Imhoff (2004) que estima la AHPPN a partir de la biomasa consumida por la población de un determinado país o región, tanto en el producto final como en su cadena de producción. Este tipo de aproximaciones son útiles para evaluar los controles socioeconómicos de la AHPPN como el comercio o los cambios en los hábitos de consumo; así como para evaluar las teleconexiones existentes entre diferentes regiones del mundo en la producción de biomasa y su consumo (Erb et al., 2009; Haberl et al., 2009)

Los PRP son parte de este proceso global de intensificación de la producción agrícola descripto más arriba. Estos constituyen una de las aéreas fértiles del mundo, mayoritariamente aptas para la agricultura y están sometidos en los últimos años a una de las tasas de cambio en el uso del suelo más altas del mundo (Graessser et al., 2015; Volante et al., 2015; Cap 4 de esta tesis). Los impactos de estos cambios en el uso del suelo son varios y ya han sido listados en capítulos anteriores. El presente capítulo se centra en evaluar los impactos del cambio en el uso/cobertura del suelo sobre el flujo de energía usando como indicador a la AHPPN. El antecedente directo a nivel regional son las estimaciones de AHPPN realizadas por Guershman (2005) exclusivamente en la porción Argentina de los PRP, a partir de 20 años de estadísticas agropecuarias. En esta tesis se calcula la AHPPN para toda la región de los PRP y sus cambios a lo largo del tiempo, en un período de intensos cambios en el uso del suelo. Las estimaciones están realizadas a partir de mapas propios, con una resolución espacial de 250 x 250 m, y estimaciones de la PPN a partir de estadísticas agropecuarias a nivel subnacional y modelación de datos de imágenes de satélite.

Algunas de las preguntas que busca responder este capítulo son: ¿Cómo variaron las ganancias de carbono en respuesta a los cambios en el uso del suelo? ¿Hay diferencias regionales en las ganancias de carbono en los ecosistemas a lo largo del tiempo? ¿Cuánto de lo que producen los ecosistemas de los PRP es apropiado por los humanos? ¿Cómo varía la apropiación humana de la PPN en el tiempo y en el espacio?

El objetivo general del presente capítulo es calcular la AHPPN en los Pastizales del Rio de la Plata y sus variaciones espaciales y temporales, tanto en su magnitud, como en el aporte relativo de sus componentes. Los objetivos específicos son:

- Calcular la PPN potencial de los PRP y sus variaciones espaciales y temporales.

- Calcular la PPN actual de los ecosistemas de los PRP, desglosar el aporte de cada uso/cobertura del suelo a la PPN total y analizar la variación espacial y temporal.
- Calcular la AHPPN en los PRP, analizando cuanto de lo apropiado corresponde a cosecha y cuanto al remplazo de pastizales.
- Analizar las variaciones espaciales y temporales de la AHPPN y sus diferentes componentes.

5.2 Materiales y métodos

5.2.1 Área y período de estudio:

El área de estudio corresponde a la Pastizales del Río de la Plata según los límites y subdivisiones planteadas en Soriano (1991), una de las regiones de pastizales más extensas del mundo que está siendo sometida a un intenso proceso de cambios en el uso del suelo. El uso/cobertura del suelo de la región fue cartografiado a intervalos anuales desde 2000/2001 hasta 2013/2014. Los mismos describen el uso/cobertura del suelo en la región discriminando en 7 categorías: Recursos Forrajeros Perennes (RFP), Cultivos de Invierno (Cinv), Cultivos de verano (Cver) Doble cultivo (DC), Forestación y Monte (FyM), Agua y Urbano. Las últimas dos categorías no resultan del proceso de clasificación y fueron superpuestas a todos los mapas finales, por tanto no varían a lo largo del tiempo. Para el análisis presentado a continuación se usaron los mapas de uso/cobertura del suelo de 2 períodos diferentes, el año agrícola 2001/2002 y el 2012/2013. Por más detalles sobre características del área de estudio y el proceso de obtención de los mapas ver el capítulo 4.

5.2.2 Definición y cálculo de la AHPPN:

La Apropiación Humana de la Productividad Primaria Neta (AHPPN) se define en este trabajo como la suma de la productividad primaria neta (PPN) apropiada por cosecha y las diferencias en la PPN debidas a cambios en el uso del suelo, según lo propuesto por Wrigth (1990), Haberl (1997), Haberl et al. 2007, Krausman et al. (2013) y Haberl et al. (2014). AHPPN se calcula como la diferencia existente entre la Productividad Primaria Neta que habría en ausencia de uso humano del suelo (PPN de la vegetación potencial: PPN_0) y la Productividad Primaria Neta de la vegetación actual, remanente luego de la cosecha (PPN remanente en los ecosistemas: PPN_{REM}). PPN_{REM} se calcula como la PPN de la vegetación actual (PPN_{ACT}) menos la PPN cosechada (PPN_{COS}), apropiada directamente por los humanos como productos agrícolas (Grano, madera, carne, etc) o destruida durante la cosecha (ver después). La formulación viene dada por la siguiente ecuación:

$$AHPPN = PPN_0 - PPN_{REM} = PPN_0 - (PPN_{ACT} - PPN_{COS})$$

La diferencia entre PPN_0 y PPN_{ACT} representa la AHPPN debida a los cambios en el uso del suelo ($AHPPN_{CUS}$), por lo que la AHPPN puede formularse también como:

$$AHPPN = AHPPN_{CUS} + PPN_{COS}$$

Esta aproximación requiere entonces del cálculo de 3 componentes: PPN_0 , PPN_{ACT} y PPN_{COS} . Los cálculos se basan en dos conjuntos de datos, por un lado la superficie cubierta por cada uso/cobertura del suelo (en cada periodo considerado) y por otro en estimaciones de Productividad Primaria que capten diferencias regionales. A su vez, las estimaciones de PPN fueron realizadas a partir de estadísticas agropecuarias de las agencias oficiales de cada país involucrado en el área de estudio y de estimaciones de la PPN basadas en series temporales de imágenes de satélite.

5.2.2.1 Resolución espacial del análisis y datos utilizados

La escala de análisis utilizada tiene como extensión toda la región de los Pastizales del Rio de la Plata (PRP) cartografiada en el capítulo 4 y como grano, celdas de una grilla regular que cubre toda el área de estudio con una resolución aproximada de 10 x 10 Km. La grilla fue construida a partir de la estructura geométrica y la proyección original de las imágenes MODIS utilizadas para generar los mapas de uso/cobertura del suelo (ver cap. 4). Cada pixel MODIS tiene una resolución de 250 x 250 m (aproximadamente 231 m en nuestra latitud) y cada celda de la grilla contiene exactamente 1600 pixeles MODIS (40 x 40 pixeles), lo que representa un área efectiva en nuestra latitud de 8586 ha (aproximadamente 9,3 x 9,3 Km). El área de estudio está dividida en 8983 celdas.

Para cada celda de la grilla se calculó la proporción de cada una de las diferentes coberturas cartografiadas en cada período. Los cálculos de los diferentes parámetros involucrados en la formulación de AHPPN fueron realizados para cada celda de la grilla, como el promedio ponderado de las productividades de cada cobertura. Dependiendo del tipo de cálculo (ver más adelante) cada parámetro estimado fue cargado a las celdas de la grilla mediante operaciones con Sistemas de Información Geográfico, asignando el dato a la celda más cercana, en el caso de datos puntuales, o al polígono que mayor proporción de la celda cubría en el caso de datos calculados por unidad administrativa.

Para cada una de las categorías de uso/cobertura del suelo (RFP, Cver, Cinv, DC, FyM) de los mapas utilizados se calculó la PPN aérea (PPPNA) la PPN subterránea (PPNS), la PPN total (PPN) y la PPN cosechada PPN_{COS} . El resto de las productividades utilizadas en el cálculo de la AHPPN (PPN_{ACT} , PPN_{COS} total, PPN_{REM}) fueron calculadas mediante el promedio de la productividad de cada clase (en KgMS/ha*año), ponderada por la superficie de cada una en cada celda de la grilla. En el caso de las categorías Agua y Urbano incluidas en los mapas, dado que estas fueron agregadas a posteriori como máscaras (ver cap. 4) y son idénticas en ambos períodos analizados, fueron excluidas de los cálculos.

5.2.2.1 PPN de la vegetación actual (PPN_{ACT}):

La PPN_{ACT} para cada celda de la grilla fue calculada como el promedio de la PPN_{ACT} de cada una de las clases cartografiadas, ponderado por la proporción de la celda ocupada por cada una. En este sentido PPN_{ACT} se descompone en tres cálculos independientes: 1) la PPN_{ACT} agrícola ($PPN_{ACT-Agri}$), descompuesta a su vez en la PPN_{ACT} de cultivos de invierno, cultivos de verano y doble cultivo; 2) la PPN_{ACT} de recursos forrajeros perennes ($PPN_{ACT-RFP}$); y 3) la PPN_{ACT} de Forestación y Monte ($PPN_{ACT-FYM}$).

$$PPN_{ACT} = \sum_i PPN_{ACTi} * P_{Ci}$$

donde PPN_{ACTi} es la PPN_{ACT} de cada una de las coberturas cartografiadas y P_{Ci} es la proporción de cada una dentro de cada celda de la grilla. Debido a que las categorías Urbano y agua no fueron consideradas en los cálculos, las proporciones de cada clase en cada celda de la grilla fueron corregidas tomando como el 100% de la cobertura de cada celda la suma de todas las categorías no generadas mediante máscaras (todas salvo urbano y agua).

PPN_{ACT} agrícola ($PPN_{ACT-Agri}$):

Las PPN_{ACT} de las categorías agrícolas (Cver, Cinv, DC) fueron calculadas a partir de los rendimientos agrícolas reportados por las agencias oficiales de cada país para la unidad administrativa de menor tamaño para la que hubiera información disponible (Fig.5.2) y para el periodo de tiempo más cercano a los mapas de uso/cobertura del suelo utilizados. En Brasil se utilizaron datos de 194 municipios pertenecientes al estado de Rio Grande do Sul; en Argentina se utilizaron datos de 163 departamentos pertenecientes a 8 provincias distintas; en Uruguay se usaron datos para 505 unidades censales pertenecientes a 19 departamentos.

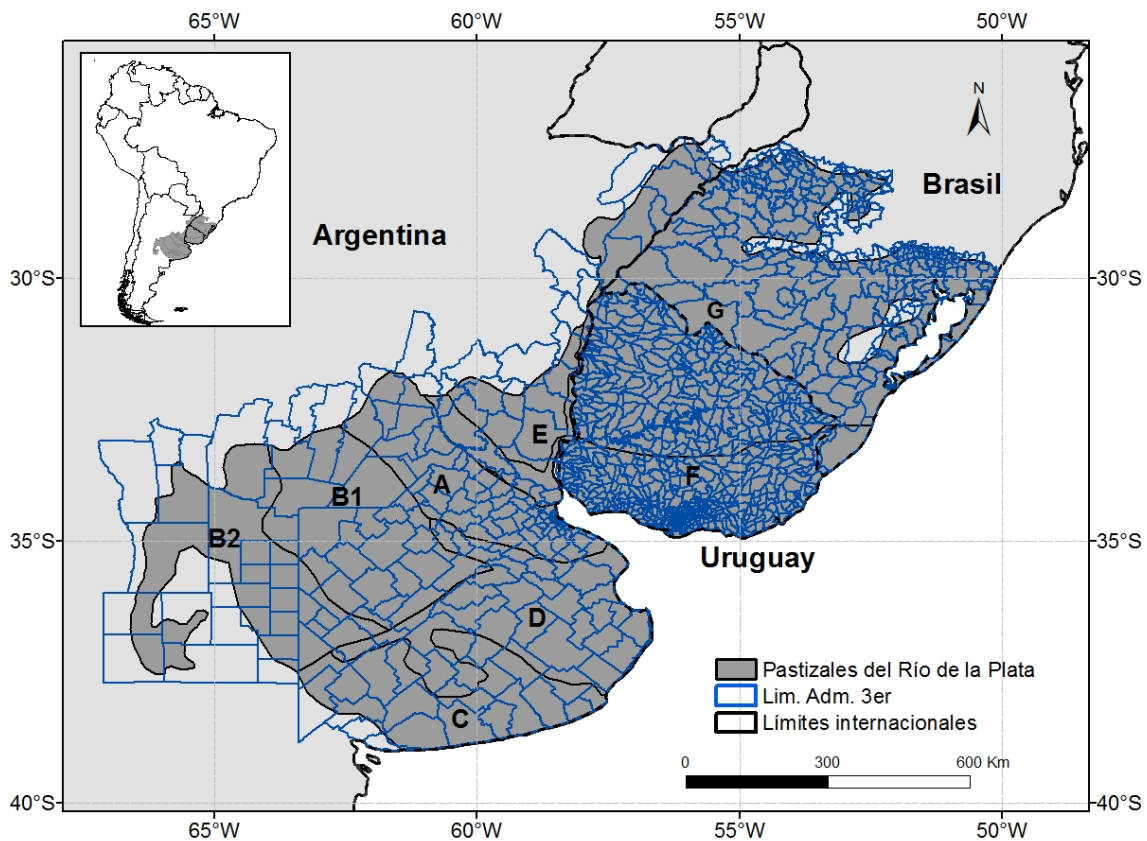


Figura 5.2: Ubicación geográfica de los Pastizales del Río de la Plata en el sur de Sudamérica y los límites de sus diferentes subregiones: A) Pampa Ondulada. B1) Pampa Interior Plana B2) Pampa Interior Oeste. C) Pampa Austral. D) Pampa Inundable. E) Pampa Mesopotámica. F) Campos del Sur. G) Campos del Norte. Adaptado de Soriano 1991. En azul, limite administrativos de tercer orden de las unidades involucradas en los cálculos (Departamentos en Argentina, Municipios en Brasil y Unidades Censales en Uruguay).

En Brasil se usaron datos por Municipio reportados por el Instituto Brasileiro de Geografía y Estadística (IBGE) en el Banco de datos Agregados del Sistema IBGE de Recuperação Automática (SIDRA) (<http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/tabela/listabl.asp?c=1612&z=t&o=11>). Los datos corresponden a la Encuesta Agrícola Municipal y reportan las superficies sembradas y los rendimientos de los diferentes cultivos (en Kg del producto agrícola, generalmente grano) por hectárea; para cada unidad administrativa (municipio) y para cada año. Se utilizaron datos de superficie y rendimiento para 10 cultivos (Algodón, Arroz, Avena, Centeno, Cebada cervecera, Girasol, Maíz, Soja, Sorgo, Trigo) que representaban más del 94% del área total cultivada, tanto en 2002 como en 2013. Los datos de superficie corresponden a los años 2001 y 2013 mientras que los rendimientos utilizados corresponden al promedio 2000-2002 y 2012-2014 para el análisis del año agrícola 2001/2002 y 2012/2013 respectivamente. De esta forma se buscó amortiguar variaciones en el rendimiento de los diferentes cultivos debidas a condiciones climáticas u agronómicas de un año particular (por ej: sequias, exceso de precipitaciones o presencia de plagas).

En Argentina se usaron datos por departamento reportados por el sistema integrado de información agropecuaria (SIIA), del Ministerio de Agroindustria (http://www.siaa.gov.ar/_apps/siaa/estimaciones/estima2.php), que reporta datos sobre área sembrada y el rendimiento por hectárea de los diferentes cultivos para cada año y departamento. Se utilizaron datos de superficie y rendimiento para 12 cultivos (Algodón, Arroz, Avena, Cebada cervecera, Cebada forrajera, Centeno, Girasol, Maíz, Maní, Soja, Sorgo, Trigo y Trigo candeal) que representaban más del 98% del área sembrada en ambos períodos. Las superficies sembradas corresponden a las campañas agrícolas 2001/2002 y 2012/2013, mientras que los rendimientos corresponden al promedio de las campañas agrícolas 2000/2001 a 2002/2003 y 2011/2002 a 2013/2014.

En Uruguay se usaron datos por sección censal del censo Nacional Agropecuario y la Encuesta Agrícola Nacional, reportados por la Dirección de Estadísticas Agropecuarias del Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca (<http://www.mgap.gub.uy/portal/page.aspx?2,diea,diea-principal,O,es,0>). Se consideraron en total 8 cultivos (Arroz, Avena, Cebada, Girasol, Maíz, Soja, Sorgo y Trigo) tanto de cultivos cerealeros e industriales como de cultivos forrajeros anuales, que representan más del 87% del área cultivada en ambos períodos. El censo del 2000 se utilizó para lo estimado que ocurrió en el período 2001/2002 y el censo 2011 para el período 2012/2013. Al igual que en los casos anteriores los rendimientos consideraron los rendimientos reportados por la encuesta agrícola en el período 2000/2001 a 2002/2003 y 2011/2012 a 2013/2014.

Debido a que la encuesta agrícola reporta los rendimientos promedio de cada año para el total nacional, los rendimientos promedio para ambos períodos fueron regionalizados a partir de una serie de trabajos que reportan rendimientos regionales de los principales cultivos. Para trigo, cebada, soja, maíz y sorgo se utilizaron los trabajos de Mazzili (2014a, 2014b, 2105) y Platero (2015) que reportan variaciones regionales de los rendimientos para un conjunto de Establecimientos de la federación uruguaya de los grupos CREA (Consortio Regional de Experimentación Agrícola) (FUCREA), que cubren un área en el entorno de las 100.000 ha. Para el caso del arroz se utilizaron valores de rendimiento regionales reportada por DIEA (DIEA, 2012). La regionalización divide a Uruguay en 5 regiones en el caso de los cultivos de secano (Litoral Norte, Litoral Sur, Centro, Noreste y Este) y en 3 regiones en el caso del arroz (Este, Norte y Litoral Oeste y Centro). Se calculó el rendimiento relativo regional de cada cultivo a partir de la diferencia, en porcentaje, del rendimiento en el total del país y en cada una de las regiones consideradas. A partir del rendimiento relativo de cada cultivo en cada región, se prorrateo el rendimiento total nacional promedio de cada período (2000/2001 a 2002/2003 y 2011/2012 a 2013/2014). Debido a la ausencia de datos para el cálculo, se utilizaron para la cebada los rendimientos relativos calculados para el trigo, y para girasol, los mismos que los del maíz. Los datos de rendimiento

obtenidos para cada región y periodo fueron asignados a todas las secciones censales incluidas dentro de ellas.

Todos los valores de rendimiento fueron corregidos por el contenido de humedad de los granos (CH) de forma de considerar exclusivamente valores de materia seca. En cultivos anuales la biomasa máxima puede ser utilizada como un estimador de la PPN (Sala y Austin, 2000). La PPN de cada cultivo fue calculada a partir de su rendimiento promedio (de los tres años considerados en cada período) corregido por humedad, mediante la aplicación de dos coeficientes fijos por cultivo: el índice de cosecha y la proporción de biomasa subterránea en la biomasa total del cultivo (Lobell et al., 2002; Hicke et al., 2004; Guershman, 2005). El índice de cosecha (IC) es una medida ampliamente usada de partición de materia seca en cultivos y se calcula como el cociente entre la biomasa de grano cosechada y la biomasa aérea total (Donald 1962; Snyder & Carlson 1984; Veron et al., 2002). IC es relativamente estable dentro de cada tipo de cultivo en ausencia de condiciones de estrés severo y, bajo estrés relativamente limitado, afecta tanto a la producción de grano como a la de biomasa por lo que IC continua siendo conservativo (Prince et al., 2001). Para estimar la PPN total a partir de mediciones de la PPNA es necesario conocer la partición de los productos de la fotosíntesis entre la parte aérea y subterránea de la planta. En cultivos anuales la relación entre biomasa aérea, biomasa subterránea y biomasa total, puede ser un estimador adecuado de esta partición y utilizarse para estimar la PPN (Prince et al., 2001). La PPN de cada cultivo viene dada entonces por la siguiente ecuación:

$$PPN_{Ci} = ((Rend_{Ci}(1-CH_{Ci}))/IC_{Ci}) / (1-R/T_{Ci})$$

donde $Rend_{Ci}$ es el rendimiento de cada cultivo; CH_{Ci} , el contenido de humedad de su grano; IC_{Ci} , su índice de cosecha y R/T_{Ci} el cociente entre la biomasa subterránea y la biomasa total del cultivo. La tabla 5.1 muestra los valores utilizados de los diferentes parámetros, para los diferentes cultivos así como la fuente de los mismos.

Para el cálculo de la PPN promedio de C_{ver} y C_{inv} de cada unidad administrativa, los diferentes cultivos fueron agrupados de acuerdo a su ciclo de crecimiento, invierno y verano, y sus superficies sembradas se utilizaron para calcular la proporción de cada uno de ellos respecto al total de cultivo de invierno y cultivos de verano en cada unidad. Esa proporción fue utilizada para calcular la PPNA, PPNS y PPN de C_{ver} y C_{inv} para cada unidad administrativa, como el promedio ponderado de los diferentes cultivos involucrados en cada categoría. De esta forma las superficies sembradas reportadas por las agencias agrícolas de los diferentes países fueron utilizadas exclusivamente para calcular las diferentes productividades de C_{ver} y C_{inv} en cada unidad administrativa, mientras que las superficies utilizadas en los cálculos provienen de los mapas de uso/cobertura del suelo. En el caso de las diferentes productividades de la categoría doble cultivo, estas fueron calculadas a partir de las productividades de C_{inv} y C_{ver} de cada unidad administrativa. Se utilizó la suma de las productividades de C_{inv} y C_{ver} , aplicando un factor de corrección de 0,71 (71% de lo producido por el cultivo de verano). Este factor de corrección surge de las diferencias

en el rendimiento de soja (principal cultivo de segunda en la región) en experimentos comparados de rendimiento, con solo un cultivo de soja al año (soja de primera) y un cultivo de soja realizado a posteriori de un cultivo de trigo en el mismo año agrícola (soja de segunda), realizados por Caviglia et al. (2011). Los valores son comparables a la reducción promedio del rendimiento de Soja, Maíz y Sorgo, sembrados como cultivo de segunda, calculado a partir de los rendimiento reportados por Mazzili (2015) para un conjunto de chacras comerciales en Uruguay.

La $PPN_{ACT-Agri}$ viene dada entonces por la siguiente ecuación:

$$PPN_{ACT-Agri} = \sum_i PPN_{Ci} * P_{Ci}$$

donde C_i corresponde a Cver, Cinv y DC.

Tabla 5.1: Coeficientes de partición de biomasa utilizados en los cálculos para los diferentes cultivos y su fuente de información. CH: contenido de humedad; IC: índice de cosecha; relación entre biomasa subterránea y biomasa total. Fuentes: 1: Lobell et al (2002); 2: Hicke et al (2004); 3: Guershman (2005)

CULTIVO	CH	CH fuente	IC	IC fuente	R/T	R/T fuente
Algodón	0.08	1	0.4	1	0.2	1
Arroz	0.09	1	0.4	1	0.2	2
Avena	0.11	1	0.4	1	0.29	2
Cebada cervecera	0.12	1	0.4	1	0.33	2
Cebada forrajera	0.12	1	0.4	1	0.33	2
Centeno	0.14	3	0.424	3	0.14	3
Girasol	0.14	3	0.31	3	0.104	3
Maíz	0.145	3	0.421	3	0.127	3
Maní	0.1	1	0.4	1	0.2	1
Soja	0.13	3	0.372	3	0.182	3
Sorgo	0.12	1	0.4	1	0.2	2
Trigo	0.14	3	0.424	3	0.14	3
Trigo candeal	0.14	3	0.424	3	0.14	3

PPN_{ACT} de los Recursos Forrajeros Perennes ($PPN_{ACT-RFP}$):

La PPN de los recursos forrajeros perennes (RFP) fue estimada a partir de series temporales de IVN de imágenes MODIS (producto MOD13Q1 "Vegetation Indices 16-Day L3 Global 250m" obtenido a través del Land Processes Distributed Active Archive Center: EOS Data Gateway) y la aproximación derivada el modelo de Monteith (Monteith, 1972). La aproximación utilizada calcula la PPN aérea (PPNA) de la vegetación. La PPN total (la suma de la PPN aérea y subterránea) se calculó a partir de relaciones alométricas de la vegetación y su partición en biomasa aérea y subterránea publicadas en otros trabajos (ver después).

El modelo de Monteith plantea que la PPNA es directamente proporcional a la cantidad de radiación fotosintéticamente activa absorbida por el dosel (RFAA), y que la

constante de proporcionalidad viene dada por la eficiencia de conversión de energía radiante en biomasa según la siguiente ecuación:

$$PPNA = EUR * RFAA = EUR * RFA * fRFA$$

donde EUR (Eficiencia en el Uso de la Radiación) es la eficiencia de conversión de energía en biomasa aérea; RFA es la radiación fotosintéticamente activa incidente y fRFA es la fracción de esa radiación interceptada por la vegetación. RFA es medida por estaciones meteorológicas y fRFA puede estimarse a partir de satélites debida a la relación positiva existente con índices espectrales derivados de la reflectancia en la porción roja e infrarroja del espectro como el IVN (Rouse et al., 1974; Sellers et al., 1992, Di Bella et al., 2004). EUR varía entre zonas, principalmente por el tipo de vegetación (composición específica, estructura y metabolismo fotosintético) y, dentro de una misma zona, varía en función de las condiciones ambientales, principalmente la temperatura y el agua disponible (Nouvellon et al., 2000; Bradford et al., 2005).

Se generaron series temporales de IVN-MODIS por año agrícola y para cada escena MODIS involucrada en el área de estudio, con las mismas técnicas de filtrado e interpolación que las aplicadas en el cap. 4, de forma de obtener valores de IVN libres de nubes, sombras y baja presencia de aerosoles en atmosfera (ver cap. 4). Cada año agrícola se definió con el inicio el 26 de junio y con el final el 25 de junio del año siguiente, conformando series temporales de IVN de 23 imágenes por año, una cada 16 días. Para los cálculos correspondientes al periodo 2001/2002 se utilizaron las series temporales de IVN-MODIS correspondientes a los años agrícolas 2000/2001, 2001/2002 y 2002/2003, mientras que para el periodo 2012/2013 se utilizaron las correspondientes a 2011/2012, 2012/2013 y 2013/2014.

Los valores de IVN fueron transformados a fracción de Radiación Fotosintéticamente Activa interceptado por la vegetación (fRFA) mediante una interpolación lineal (Ruimy et al., 1994) parametrizada regionalmente (Baeza et al., 2010). La parametrización utiliza el valor máximo de IVN (IVN = 0,83), fijado en el percentil 98 de la serie temporal, estableciéndose como el 95 % de fRFA (asumiendo saturación a valores de área foliar mayores). El mínimo de IVN corresponde al 5to percentil de las áreas de suelo desnudo (IVN= 0,215), estableciéndose como fRFA = 0. La ecuación es:

$$fRFA = \text{MIN}((-0,3321+1,5445*IVN);0,95)$$

Para calcular valores de Radiación Fotosintéticamente Activa Absorbida (RFAA), se utilizaron valores de Radiación Fotosintéticamente Activa (RFA) incidente para las diferentes subregiones de los PRP tomados de Paruelo et al. (2010). Los mismos corresponden a valores promedio mensuales para 5 años de datos (2000-2004) de estaciones meteorológicas distribuidas por toda la región. De igual forma, se utilizaron valores de EUR para cada subregión de los PRP tomados de Paruelo et al. (2010). La EUR utilizada varia mensualmente en función de la temperatura media y las anomalías de la precipitación según el modelo empírico propuesto por Piñeiro et al. (2006a), con

un rango de variación que va desde los 0,228 gMS/MJ en Campos del Norte en diciembre hasta los 0,548 en la Pampa Inundable en el mes de Julio.

La PPN subterránea (PPNS) de los RFP fue estimada a partir de coeficientes de partición de biomasa aérea y subterránea de forma similar a lo realizado en los cultivos agrícolas: PPNS se estimó a partir de la relación existente entre la biomasa subterránea y la biomasa total (R/T) promedio para los PRP, publicada por Paruelo et al. (2010) en base a cálculos realizados por Piñeiro et al. (2006b) mediante el modelo Century en 11 sitios distribuidos por los PRP. El valor de R/T utilizado fue 0,533. La PPN de los RFP viene dada entonces por la siguiente ecuación:

$$PPN_{ACT-RFP} = PPNA / (1 - R/T)$$

Todos los cálculos fueron realizados para una muestra al azar de 1000 pixeles clasificados como RFP en cada subregión de los PRP y en cada período analizado. Los cálculos de PPN final fueron asignados a las celdas de la grilla de 10x10 km. Para la asignación se promediaron los valores, cuando dos o más de los 1000 puntos sorteados quedaban dentro de una misma celda de la grilla. Para aquellas celdas que no tenían ningún punto sorteado dentro, se asignó el valor de la celda más cercana.

PPN_{ACT} de Forestación y Monte (PPN_{ACT-FyM}):

Para calcular la PPN actual de la categoría Forestación y Monte (PPN_{ACT-FyM}) se procedió de la misma forma que con los RFP, estimándola a partir de series temporales de imágenes de IVN y la aproximación derivada del modelo de Monteith. Al igual que en el caso anterior se sortearon 1000 pixeles por subregión de los PRP y periodo considerado para realizar los cálculos de PPN. Para cada punto sorteado se calcularon los valores de Radiación Fotosintéticamente Absorbida por la Vegetación (RFAA), con las mismas imágenes, correcciones, periodos y valores de RFA que los descritos en el apartado anterior. Los valores de EUR para forestación y monte fueron tomados de la bibliografía. Para forestación se utilizó el mismo valor de EUR (0,79 gMS/MJ) que Vasallo et al. (2012), en estimaciones de la PPNA de forestación comercial en la región. Para bosques se utilizó el valor propuesto por Jarviz & Levernz (1983) y recopilado por Ruimy et al. (1994) para un bosque templado cálido – siempre verde (0,30 gMS/MJ).

Debido a que los mapas utilizados no discriminaban entre la forestación comercial y los montes nativos, la proporción de cada uno de las clases fue tomada de estadísticas oficiales al igual que lo realizado con los cultivos agrícolas. Así, para cada unidad administrativa se determinó la proporción de monte y forestación para usar en los cálculos posteriores. Para Uruguay se utilizaron las superficies con bosques naturales y artificiales para cada unidad censal, de los censos nacionales agropecuarios 2000 y 2011, para estimar las superficies en el periodo 2001/2002 y 2012/2013 respectivamente.

En el caso de Brasil, el único reporte con la superficie con Bosques naturales corresponde al censo de 2006. Para el periodo 2012/2013 se utilizó la superficie

forestal reportada para 2014 por la encuesta del IBGE – “Produção da Extração Vegetal e da Silvicultura 2014” (la más cercana al periodo de estudio), y se calcularon las proporciones de forestación y monte para cada municipio asumiendo que el área con bosques nativos permaneció constante (se utilizó la misma superficie que la reportada para 2006). Para el periodo 2001/2002 no había datos de superficie forestada relativamente cercanos por lo que se estimó la superficie mediante los volúmenes extraídos de madera reportados anualmente por la encuesta el IBGE – “Produção da Extração Vegetal e da Silvicultura”. Se generó un modelo lineal simple con la relación existente entre los volúmenes de madera extraídos y la superficie forestada en el año 2006 ($r=0,55$; $r^2=0,3$. $p<0,0001$). Esto implica asumir que la cosecha es una proporción constante del área forestada, lo que probablemente no se cumpla, pero permite estimar lo ocurrido en un sector dinámico en los últimos años, como el cambio en la superficie forestada. El modelo generado para 2006 fue aplicado a los datos de extracción de madera del 2002 para estimar la superficie forestada en dicho año, para posteriormente estimar la proporción de forestación y monte en cada unidad administrativa asumiendo que la superficie con bosque nativo no cambió.

En el caso de Argentina, para el período 2001/2002 se utilizaron los datos del censo agropecuario del 2002 (INDEC, Censo Nacional Agropecuario 2002), que reporta la superficie con bosques implantados y espontáneos por departamento. Para el período 2012/2013 no existen datos con la superficie cubierta con bosques y forestación, por lo que se utilizó una aproximación similar a la utilizada para Brasil. A partir de datos sobre volúmenes extraídos de madera por provincia (DPF, MAGyP, 2014) se calculó la relación existente en 2002 entre la superficie forestada y los volúmenes de madera extraídos y se aplicó a los volúmenes extraídos en cada provincia. Una vez calculada el área forestada por provincia se asumió que la contribución de cada departamento a esa área era la misma que existía durante 2002. Con esta lógica y asumiendo que la superficie con bosques nativos no cambio con respecto a 2002, se calculó la proporción de forestación y monte por departamento.

Las proporciones de forestación y monte calculadas para cada unidad administrativa fueron asignadas a todos los puntos sorteados para los cálculos que caían dentro de la unidad. La PPNA de FyM para cada punto, fue calculada entonces con la siguiente ecuación:

$$PPNA_{FyM} = RFAA * EUR_M * Prop_M + RFAA * EUR_F * Prop_F$$

donde RFAA, es la radiación fotosintéticamente activa absorbida en cada pixel sorteado; EUR_M y EUR_F , son las eficiencias de conversión de energía en biomasa para monte nativo y forestación respectivamente; y $Prop_M$ y $Prop_F$, las proporciones de forestación y monte de la unidad administrativa en que caía cada punto.

En forma similar a lo realizado en el apartado anterior, la PPNS fue estimada a partir de coeficientes de partición de biomasa de trabajos publicados. Se utilizó el cociente entre biomasa subterránea y aérea (R/S por sus siglas en ingles: Root/Shoot) propuesto por Jackson et al. (1996) para bosques templados de todo el mundo. El R/S

utilizado fue 0,23, un valor similar al encontrado por Piñeiro en Forestaciones comerciales en Uruguay (Piñeiro com. pers.; datos sin publicar). La $PPN_{ACT-FyM}$ fue calculada entonces de la siguiente manera:

$$PPN_{ACT-FyM} = PPNA_{FyM} + (PPNA_{FyM} * R/S)$$

donde $PPNA_{FyM}$, es la PPNA de FyM, calculada como el promedio ponderado de las PPNA de la Forestación y los Montes nativos; y R/S es el cociente entre biomasa subterránea y aérea.

5.2.2.1 PPN cosechada (PPN_{COS}):

La PPN cosechada por los humanos (PPN_{COS}) fue calculada según la definición propuesta por Haberl et al. (2007), que incluye, tanto la biomasa apropiada como productos agrícolas (grano, madera, carne, etc), como la biomasa destruida al momento de la cosecha. De esta manera, todos los desechos aéreos de las plantas y la biomasa subterránea de las categorías agrícolas y de FyM son incluidas en este cálculo. La única excepción a esta forma de cálculo es en RFP, donde a pesar de la biomasa "cosechada" por los herbívoros, la planta permanece viva y por tanto su biomasa subterránea no es computada dentro de la cosechada. Con este supuesto, la PPN_{COS} de Cinv, Cver, DC y FyM son iguales a las PPN de esas categorías.

En el caso de la PPN_{COS} en los RFP por ganadería ($PPN_{COS-RFP}$), esta se calculó como una proporción fija de la $PPN_{ACT-RFP}$ mediante el índice de cosecha de biomasa por herbívoros domésticos (IC_{RFP}) desarrollado por Oesterheld et al. (1992) y Golluscio et al. (1998), calculado según la siguiente ecuación:

$$IC_{RFP} = -5.71 + 0.7154 * \sqrt{ANPP}$$

La $PPN_{COS-RFP}$ no incluye en su cálculo el forraje consumido por los animales pero no asimilado y eliminado como heces. Para estimar la proporción excretada se utilizó el supuesto planteado por Guershman (2005), que asume una digestibilidad del forraje del 65%. De esta manera la $PPN_{COS-RFP}$ viene dada por la siguiente ecuación:

$$PPN_{COS-RFP} = (PPNA_{RFP} * IC_{RFP} / 100) - PPNA_{RFP} * IC_{RFP} / 100 * 35/100$$

donde $PPNA_{RFP}$ es la Productividad Primaria Neta Aérea de los RFP, IC_{RFP} el índice de cosecha de los recursos forrajeros por parte de los herbívoros, y el término 35/100, da cuenta del forraje no asimilado.

Toda la PPN cosechada pero no apropiada como producto agrícola de las categorías agrícolas y FyM, también fue cuantificada debido a que constituye un flujo de retorno de carbono muy importante. Esta biomasa cosechada pero no apropiada, no queda disponible para los herbívoros pero mayoritariamente vuelve a los ecosistemas y queda disponible para las cadenas tróficas detritívoras. El flujo de retorno fue calculado como la diferencia entre la PPN_{COS} total menos la PPN_{COS} utilizada por los humanos como productos agrícolas directos (PPN_{COS-U})

PPN_{COS-U} está definida también por sus tres componentes: agrícola, ganadera y forestal. En el caso de lo utilizado agrícola PPN_{COS-U} representa la PPN directamente apropiado como grano y se calcula como se explicó más arriba a partir del rendimiento en grano corregido por el contenido de humedad. En el caso de los RFP, la PPN_{COS-U} es la PPNA consumida y asimilada por el ganado.

En el caso de FyM, PPN_{COS-U}, o sea la cosecha de madera (para pulpa de celulosa, madera sólida proveniente de raleos, madera sólida proveniente de tala rasa, etc), fue estimada siguiendo la aproximación utilizada por Harberl et al. (2007), como una proporción constante de la PPNA de forestaciones y montes nativos. Debido a que lo cosechado en un año particular fue producido en un período mucho más largo (en el entorno de los 10 años en eucaliptus para pulpa de celulosa y hasta 17 años en Eucaliptus o 21 en Pinus, para madera sólida en tala rasa), la aproximación utilizada implica asumir que la cosecha de superficies forestadas ocurre a un ritmo relativamente constante y proporcional a la superficie sembrada.

PPN_{COS-U} para Forestación se estimó a partir de las tasas de recuperación de madera, que reflejan la proporción de la biomasa total aérea producida, extraída como madera para la industria, o lo que es lo mismo la proporción de madera en tronco, sobre el total de biomasa aérea (ramas, hojas, corteza, etc). Se utilizó un valor de tasa de retorno de 0,75, igual al sugerido por el IPCC (Penman et al., 2003) y el usado por Harberl et al. (2007) para América del Sur y el Caribe. Es además un valor muy similar al calculado a partir de datos de Basso (2015) en estudios de residuos de biomasa forestal en forestaciones comerciales de Uruguay.

Para bosques nativos se asumió una cosecha del 10% de lo producido para intentar cuantificar lo apropiado como leña. La PPN_{COS-U} de FyM viene dada por la siguiente ecuación:

$$PPN_{COS-U} FyM = PPNA_F * Prop_F * 0,75 + PPNA_M * Prop_M * 0,1$$

donde PPNA_F y PPNA_M es la Productividad Primaria Neta Aérea de Forestación y Monte respectivamente; Prop_F y Prop_M las proporciones de Forestación y Monte Nativo por unidad administrativa respectivamente. Todos los parámetros están calculados como se explica en el apartado de PPN_{ACT}.

Al igual que en el caso de la PPN_{act}, la PPN_{cos} utilizada y no utilizada fue calculada para cada periodo a partir del promedio de 3 años de forma de evitar años con productividades inusualmente altas o bajas.

5.2.2.1 PPN de la vegetación potencial (PPN₀):

La PPN de la vegetación potencial (PPN₀), aquella que habría en ausencia de uso antrópico de los ecosistemas, suele ser estimada a partir de modelos de vegetación de complejidad variable, que van desde relaciones empíricas entre la PPN y el clima, hasta modelos dinámicos que simulan una multitud de procesos ecofisiológicos (Haberl et al., 2014). En esta tesis PPN₀, fue asumida igual a la PPN de los recursos

forrajeros perennes, siguiendo la línea argumental planteada por Guershman (2005). Guershman, en un análisis de la AHPPN en los pastizales pampeanos, asume que la PPN de los pastizales nativos (en ausencia de herbívoros domésticos) es igual a la PPN de pasturas cultivadas y pastizales naturales pastoreados, y argumenta dicha suposición en: 1) la ausencia de información disponible sobre la PPN de pastizales naturales y pasturas implantadas a una resolución espacial acorde; 2) la ausencia de un efecto consistente del pastoreo sobre la PPN (Oesterheld, 1999); y 3) la alta variabilidad encontrada en la PPN tanto de pastizales naturales como de pasturas implantadas (Oesterheld & Leon, 1987; Satragno, 2004). En esta aproximación, al igual que en las aproximaciones clásicas, los aspectos de la PPN₀ vinculados al clima están incorporados, dado que los valores de EUR utilizados para estimar PPN₀ mediante el modelo de Monteith, incorporan en su cálculo datos climáticos distribuidos regionalmente.

5.3 Resultados

5.3.1 Productividad Primaria Neta de la Vegetación Potencial (PPN₀):

La PPN₀ (la PPN que existiría en ausencia de perturbaciones humanas, asumiendo que toda el área de estudio estuviera cubierta por pastizales nativos) total en los Pastizales del Río de la Plata (PRP) fue mayor en el periodo 2001/2002 donde alcanzó los 9.70×10^{11} kgMS/año que en 2012/2013 donde alcanzó los 8.68×10^{11} kgMS/año (aproximadamente 100 millones de toneladas de MS/año menos), con valores promedio para las celdas de la grilla de 12930 y 11563 KgMS/ha*año para 2001/2002 y 2012/2013 respectivamente. Este patrón temporal, con valores menores durante 2012/2013, se mantuvo en todas las subregiones de los PRP. En términos generales la PPN₀ aumentó de Suroeste a Noreste con un patrón similar en ambos periodos considerados, aunque con valores mayores durante 2001/2002. La PPN₀ promedio fue máxima en Campos del Sur (14180 y 13108 KgMS/ha*año, para 2001/2002 y 2012/2013 respectivamente) y mínima en la Pampa Interior Oeste, en ambos periodos (10198 y 8148 KgMS/ha*año, para 2001/2002 y 2012/2013 respectivamente). Los valores máximos ocurrieron en la Pampa Austral (20582 y 17881 KgMS/ha*año, para 2001/2002 y 2012/2013 respectivamente) y los mínimos en la Pampa Interior Oeste (3161 y 2930 KgMS/ha*año, para 2001/2002 y 2012/2013 respectivamente) (Fig. 5.3a y 5.3b).

5.3.2 Productividad Primaria Neta de la Vegetación actual (PPN_{ACT}):

La PPN de la vegetación actual permaneció relativamente constante en ambos períodos considerados, alcanzando 8.79×10^{11} y 8.63×10^{11} kgMS/año para toda la región de los PRP, con valores promedio de 11716 y 11511 KgMS/ha*año, en 2001/2002 y 2012/2013 respectivamente. A diferencia de lo ocurrido con PPN_0 , no hay un gradiente claro Suroeste-Noreste y los patrones regionales están más asociados a los diferentes usos/coberturas del suelo y sus respectivas productividades primarias. Nuevamente los valores promedio máximo ocurrieron en Campos del Sur (13858 y 13004 KgMS/ha*año, para 2001/2002 y 2012/2013 respectivamente) y los mínimos en Pampa Interior Oeste (8508 y 7637 KgMS/ha*año, para 2001/2002 y 2012/2013 respectivamente). Los máximos absolutos ocurrieron en Campos del Norte en ambos períodos, alcanzando los 20916 y 24002 KgMS/ha*año, para 2001/2002 y 2012/2013 respectivamente; mientras que los valores mínimos se registraron en Campos del Norte durante 2001/2002 (2125 KgMS/ha*año) y en la Pampa interior Oeste durante 2012/2013 (2930 KgMS/ha*año) (Fig. 5.3c y 5.3d)

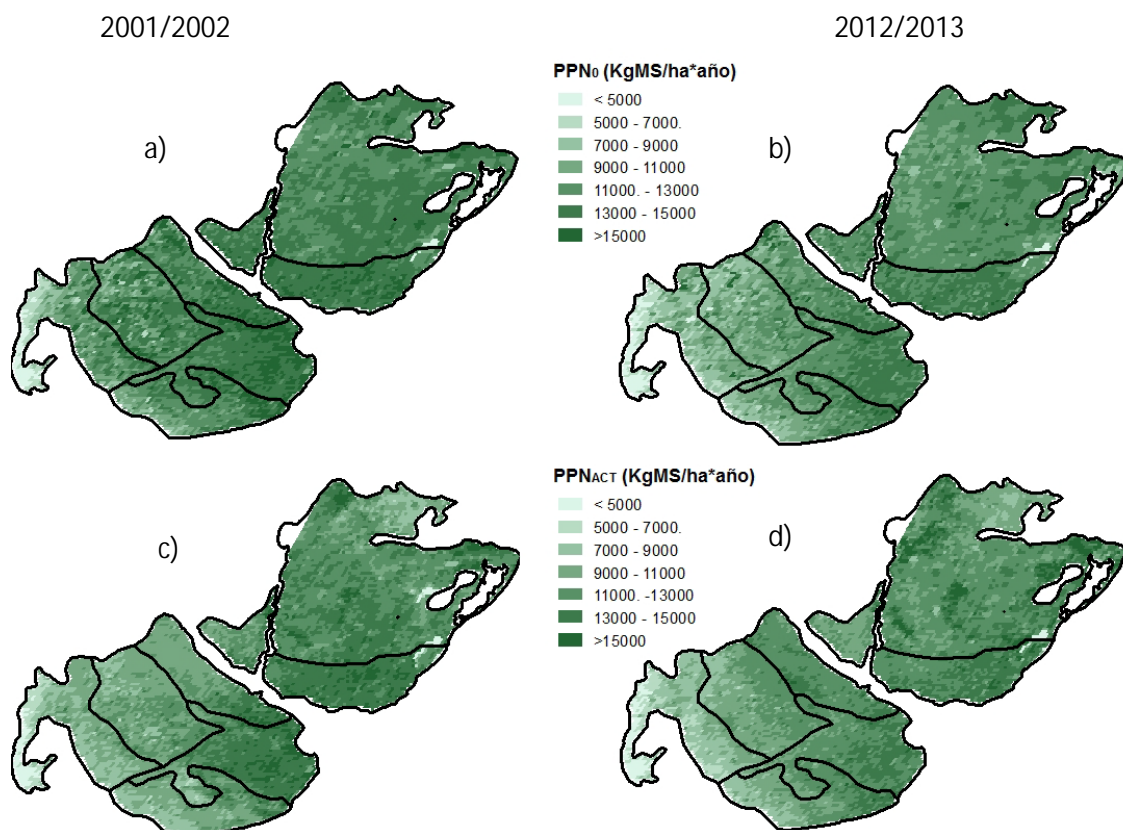


Figura 5.3: PPN de la vegetación potencial (PPN_0) para el período 2001/2002 (a) y 2012/2013 (b) y PPN de la vegetación actual (PPN_{ACT}) para el período 2001/2002 (c) y 2012/2013 (d) en los Pastizales del Río de la Plata.

Los distintos usos/coberturas del suelo aportaron proporciones diferentes a la PPN_{ACT} , la Figura 5.4 muestra el aporte relativo de las diferentes coberturas a la PPN_{ACT} , para toda la región y para cada subregión de los PRP, en ambos periodos. Considerando la región en su conjunto, la PPN_{ACT} aportada por los recursos forrajeros perennes (RFP) fue siempre mayor a la aportada por los cultivos (Cult) o la categoría Forestación y Monte (FyM), representando el 76% en 2001/2002 y el 63% en 2012/2013. La diferencia en la PPN_{ACT} entre ambos periodos esta explicada principalmente por el aumento del aporte de los cultivos, que creció de 19,2% en 2001/2002 a 31,4% en 2012/2013, mientras que la PPN_{ACT} aportada por FyM se mantuvo relativamente constante (4,8% y 5,5%, respectivamente)(Fig. 5.4a). Este patrón de mayor aporte de los RFP a la PPN_{ACT} se mantuvo en todas las subregiones de los PRP y en ambos periodos de tiempo con excepción de la Pampa Ondulada y la Pampa Interior Plana durante 2012/2013, cuando el aporte a la PPN_{ACT} por parte de los cultivos fue mayor a lo aportado por los RFP. En todas las subregiones el aporte de los cultivos a la PPN_{ACT} aumentó entre ambos periodos considerados; el incremento en términos absolutos fue máximo en la Pampa Mesopotámica, donde paso de representar el 20,9% de la PPN_{ACT} en 2001/2002, al 48,2% en 2012/2013. El aumento mínimo en términos absolutos ocurrió en la Pampa Inundable, donde lo aportado por los cultivos pasó de 11,4 a 18,2% de la PPN_{ACT} (Fig. 5.4b). En términos relativos, el mayor aumento ocurrió en Campos del Sur, donde el aporte de los cultivos creció un 186% (7,2% y 20,5% de la PPN_{ACT} , en 2001/2002 y 2012/2013 respectivamente). El menor aumento relativo ocurrió en la Pampa interior, tanto Plana como Oeste, donde el aporte de los cultivos a la PPN_{ACT} creció 26,7 y 30,3% respectivamente. Este aumento de la PPN agrícola responde no solo a un aumento en el área sembrada (Ver figs. 4.8 y 4.9, cap. 4), sino también a un aumento del rendimiento y por tanto de la PPN de los cultivos. (Tabla 5.2)

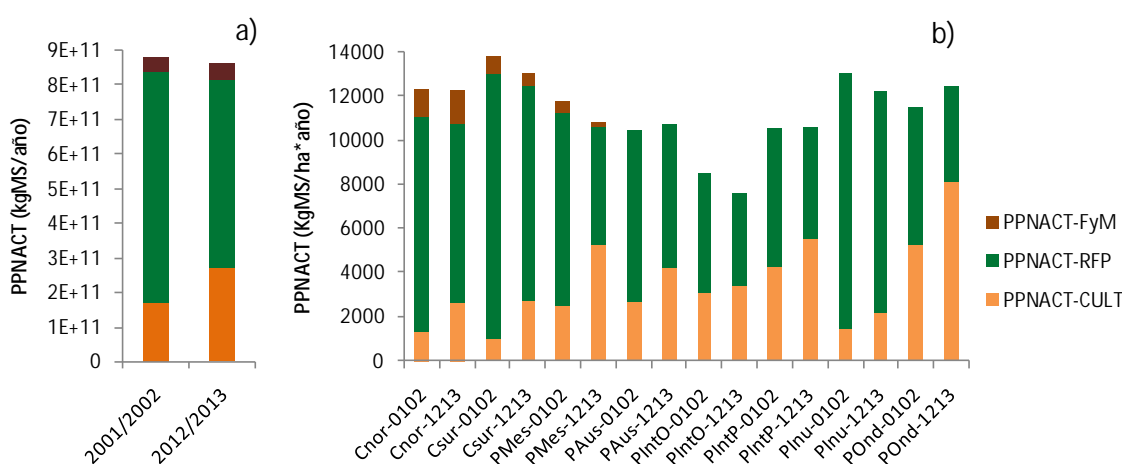


Figura 5.4: Contribución de cada categoría de cálculo a la PPN_{ACT} para toda la región de los PRP (a) y valores promedio para cada subregión (b). Cnor: Campos del Norte; Csur: Campos del Sur; Pmes: Pampa Mesopotámica; Paus: Pampa Austral; PlntO: Pampa Interior Oeste; PlntP: Pampa Interior Plana; Pinu: Pampa Inundable; Pond: Pampa Ondulada

Tabla 5.2: PPN promedio (KgMS/ha* año) para cada categoría de uso/cobertura del suelo y cada subregión de los PRP. Cnor: Campos del Norte; Csur: Campos del Sur; Pmes: Pampa Mesopotámica; Paus: Pampa Austral; PlntO: Pampa Interior Oeste; PlntP: Pampa Interior Plana; Pinu: Pampa Inundable; Pond: Pampa Ondulada; Prom: Promedios para toda la región de los PRP. RFP: recursos Forrajeros Perennes; CV: Cultivos de Verano; CI: Cultivos de Invierno; DC: Doble Cultivo; FyM: Forestación y Monte.

	RFP		CV		CI		DC		FyM	
	01/02	12/13	01/02	12/13	01/02	12/13	01/02	12/13	01/02	12/13
Cnor	12973	12097	10946	11353	3671	5753	9175	13814	13374	14588
Csur	14172	13096	10567	10909	4388	7305	9454	15051	14446	13965
Pmes	13631	12286	8623	8466	3387	6821	7875	12832	9986	10046
Paus	12522	11149	5706	6162	6284	10701	8790	15076		
PlntO	10198	8148	8479	7412	4471	5182	8760	10444		
PlntP	12607	10321	9553	10500	5624	8074	10327	15529		
Pinu	14179	12688	8251	8588	5243	10168	9361	16266		
Pond	13609	11988	9468	11060	5159	8489	9971	16341		
Prom	12897	11398	8875	9056	4724	7715	9106	14145	12602	12866

5.3.3 Apropiación Humana de la PPN:

La Apropiación Humana de la Productividad Primaria Neta (AHPPN) en los pastizales del Río de la Plata disminuyó más de 2,5 millones de toneladas de materia seca por año ($2,75 \times 10^9$ kgMS) en el periodo comprendido entre ambas fechas analizadas en el presente estudio. Esta diferencia resulta de la apropiación de $4,05 \times 10^{11}$ kgMS durante el año agrícola 2001/2002 y $4,02 \times 10^{11}$ kgMS durante el año agrícola 2012/2013. La disminución de la AHPPN estuvo fundamentalmente impulsada por un descenso de la PPN_0 del orden del 10% y el mantenimiento relativamente estable de la PPN_{ACT} (ver arriba). Esto implicó que la AHPPN explicada por los cambios en el uso del suelo ($AHPPN_{CUS}$) fuera muy baja durante el 2012/2013 (solo el 0,5% de la PPN_0) (Fig 5.5, Tabla 5.3). La disminución de la AHPPN por disminución de la PPN_0 estuvo contrarrestada por el aumento de la PPN cosechada, que aumentó de $3,13 \times 10^{11}$ kgMS/año en 2001/2002, a $3,98 \times 10^{11}$ kgMS/año en 2012/2013 (de 32,3 a 45,8% de la PPN_0).

A pesar de la disminución de la AHPPN en términos absolutos, en términos relativos fue mayor en 2012/2013 donde alcanzó el 46,5% de la PPN_0 , frente al 42% apropiado durante 2001/2002. En 2001/2002 la proporción de la AHPPN explicada por los cambios en el uso del suelo representó el 22,6% de la AHPPN total mientras que lo explicado por cosecha representó el 77,4%. Esto significa que los cambios en el uso del suelo implicaron una disminución de la PPN de los pastizales del Río de la Plata en torno al 9.4%. En 2012/2013 la AHPPN estuvo explicada casi exclusivamente a lo apropiado por cosecha (99,5% de la AHPPN total), ya que la AHPPN debida a los cambios en el uso del suelo fue mínima como consecuencia de la disminución de PPN_0 (Fig. 5.5, Tabla 5.3).

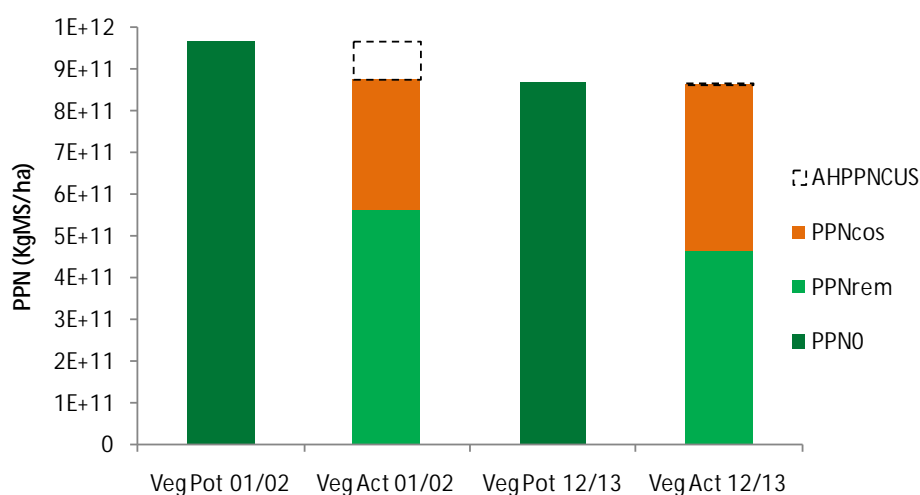


Figura 5.5: Apropiación Humana de la PPN y sus diferentes componentes para toda la región de los PRP en los periodos 2001/2002 y 2012/2013. Veg Pot: vegetación potencial; Veg Act: vegetación actual, AHPPNCUS: Apropiación humana de la PPN debida a cambios en el uso del suelo; PPNcos: PPN apropiada en la cosecha; PPN_{REM}: PPN remanente en el ecosistema, PPN₀: PPN de la vegetación potencial

Tabla 5.3: Flujos de energía (biomasa) relacionados a la Apropiación Humana de la PPN para toda la región de los PRP expresados en valores absolutos y como porcentaje de la PPN de la vegetación potencial (PPN₀) para los periodos 2001/2002 y 2012/2013. PPN_{ACT}: PPN de la vegetación actual para, Recursos Forrajeros Perennes (RFP), Cultivos (Cult) y Forestación y Monte (FyM) y para la suma de las tres categorías (PPN_{ACT-Total}); AHPPN_{CUS}: Apropiación humana de la PPN debida a cambios en el uso del suelo; PPN_{COS}: PPN cosechada (para RFP, Cult, FyM y la suma de ellas). AHPPN Total: suma de lo apropiado por cosecha y por AHPPN_{CUS}, Retorno: retorno de energía a los ecosistemas como biomasa cosechada o destruida pero no utilizada.

	2001/2002		2012/2013	
	kgMs/año	%	kgMs/año	%
PPN ₀	9.70 x10 ¹¹	100	8.68 x10 ¹¹	100
PPN _{ACT-RFP}	6.68 x10 ¹¹	68.8	5.44 x10 ¹¹	62.7
PPN _{ACT-Cult}	1.69 x10 ¹¹	17.4	2.71 x10 ¹¹	31.3
PPN _{ACT-FyM}	0.42 x10 ¹¹	4.3	0.47 x10 ¹¹	5.5
PPN _{ACT-Total}	8.79 x10 ¹¹	90.6	8.63 x10 ¹¹	99.5
AHPPN _{CUS}	0.92 x10 ¹¹	9.4	0.05 x10 ¹¹	0.5
PPN _{COS-RFP}	1.03 x10 ¹¹	10.6	0.79 x10 ¹¹	9.1
PPN _{COS-Cult}	1.69 x10 ¹¹	17.4	2.71 x10 ¹¹	31.3
PPN _{COS-FyM}	0.42 x10 ¹¹	4.3	0.47 x10 ¹¹	5.5
AHPPN _{COS Total}	3.13 x10 ¹¹	32.3	3.98 x10 ¹¹	45.8
PPN _{REM}	5.65 x10 ¹¹	58.2	4.65 x10 ¹¹	53.6
AHPPN Total	4.05 x10 ¹¹	41.8	4.02 x10 ¹¹	46.4
Retorno	0.91 x10 ¹¹	9.4	2.11 x10 ¹¹	24.4

5.3.3.1 Apropiación humana de la PPN debida a cambios en el uso del suelo:

La AHPPN debido a los cambios en el uso del suelo (AHPPN_{CUS}), promedio fue mucho mayor durante 2001/2002 cuando alcanzó los 1214 KgMS/ha* año, que en

2012/2013 cuando alcanzó 54 KgMS/ha* año. Este patrón varía entre las diferentes subregiones de los PRP y entre períodos y responde a la interacción entre la PPN_0 y la PPN_{ACT} , así por ejemplo, los valores negativos de $AHPPN_{CUS}$ están asociados a valores bajos de PPN_0 y/o valores altos de PPN_{ACT} impulsados por cambios en el uso del suelo hacia coberturas muy productivas (Forestación, Doble cultivo, cultivos de maíz o arroz con altos rendimientos) (Fig 5.6). Durante 2001/2002 la $AHPPN_{CUS}$ promedio por distrito, fue siempre positiva, con valores máximos en la Pampa Ondulada (2094 KgMS/ha* año) y mínimos en Campos del Sur (322 KgMS/ha* año). En general, durante 2001/2002, los valores de $AHPPN_{CUS}$ son mucho mayores en las Pampas (algo menos en la Pampa Inundable) que en los Campos. Durante 2012/2013 los valores promedio de $AHPPN_{CUS}$ son en general de menor magnitud (con excepción de la Pampa Mesopotámica) y son negativos en Campos del Norte, Pampa Interior Plana y Pampa Ondulada. La $AHPPN_{CUS}$ promedio máxima durante 2012/2013 ocurrió en la Pampa Mesopotámica (1421 KgMS/ha* año) y la mínima en la Pampa Ondulada (-479 KgMS/ha* año) (Figs. 5.6 y 5.7). Los valores positivos y altos de $AHPPN_{CUS}$ en el norte de campos del norte (Planalto das Missoes), una zona con una gran cobertura agrícola y en particular de doble cultivo (donde era esperable encontrar valores negativos de $AHPPN_{CUS}$), responden a rendimiento anormalmente bajos de los CV (y por tanto también de los DC) reportados para esos municipios en las estadísticas oficiales.

5.3.3.2 Apropriación humana de la PPN por cosecha

La $AHPPN$ debida a la cosecha (PPN_{COS}) varía regionalmente con aumentos asociados a los grandes polos agrícolas y sus variaciones a través del tiempo. Los valores promedio máximo ocurrieron en la Pampa Ondulada en ambos períodos (6236 y 8770 KgMS/ha* año, para 2001/2002 y 2012/2013 respectivamente) mientras que los mínimos ocurrieron en la Pampa Inundable (3348 y 3729 KgMS/ha* año, para 2001/2002 y 2012/2013 respectivamente). Los máximos absolutos ocurrieron en Campos del Norte donde la PPN_{COS} alcanzó los 18974 KgMS/ha* año durante 2001/2002 y los 23729 KgMS/ha* año durante 2012/2013, asociados a la PPN_{COS} de FyM. Los mínimos absolutos en la PPN_{COS} ocurrieron en la Pampa Interior Oeste con valores de 209 y 185 KgMS/ha* año, para 2001/2002 y 2012/2013, asociados a la PPN_{COS} (por el ganado) de RFP de baja productividad (Fig. 5.8).

Las diferencias en la PPN_{COS} entre ambos períodos se muestran en la figura 5.8c. El crecimiento en al PPN_{COS} estuvo ubicado mayoritariamente en los grandes polos agrícolas de la región, y se relaciona tanto con el aumento del área sembrada y forestada, como con el aumento de la productividad en los polos agrícolas consolidados, asociado a mayores rendimientos de las diferentes categorías y al aumento de la superficie con DC. Los mayores incrementos ocurrieron a ambos lados del litoral del río Uruguay (Pampa Mesopotámica, Oeste de Campos del Sur y Suroeste de Campos del Norte), en la mitad Noroeste de la Pampa Ondulada, el este de la

Pampa Austral, el norte de Campos del Norte, algunos sectores de la Pampa Interior (Plana y Oeste) y en el noroeste de campos del norte (el lado brasilero de la frontera Argentina-Brasil). La PPN_{COS} fue siempre mayor, en promedio, durante el período 2012/2103, con diferencias promedio máximas en la Pampa Ondulada, registrándose un aumento de la PPN_{COS} de 2534 KgMS/ha, y diferencias promedio mínimas en la Pampa Interior Oeste, con un aumento de 172 KgMS/ha. Las disminuciones en la PPN_{COS} ocurrieron en zonas mayoritariamente dominadas por RFP en ambos períodos y están asociados a la mayor PPN de los pastizales en el periodo 2001/2002.

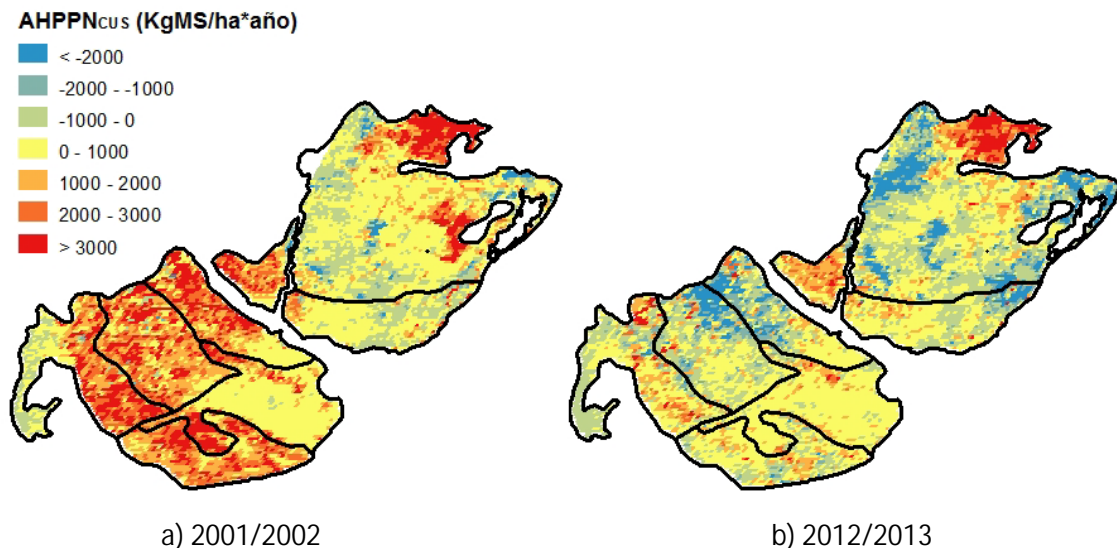


Figura 5.6: Apropiación Humana de la PPN debida a los cambios en el uso del suelo ($AHPPN_{CUS}$) en los PRP para 2001/2002 (a) y 2012/2013 (b).

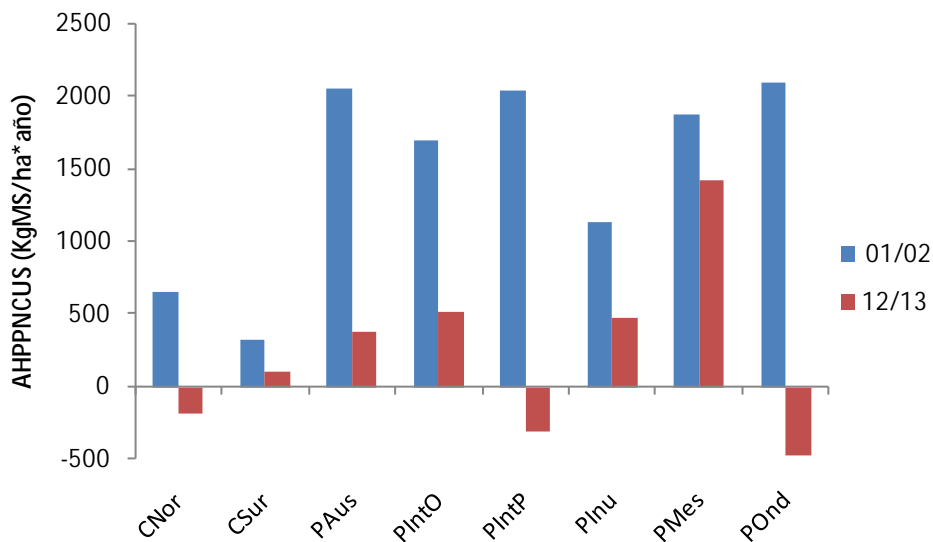


Figura 5.7: Apropiación Humana de la PPN debida a los cambios en el uso del suelo ($AHPPN_{CUS}$) promedio para las diferentes subregiones de los PRP en los periodos 2001/2002 y 2012/2013. CNor: Campos del Norte; CSur: Campos del Sur; PMes: Pampa Mesopotámica; PAus: Pampa Austral; PlntO: Pampa Interior Oeste; PlntP: Pampa Interior Plana; Plnu: Pampa Inundable; POnd: Pampa Ondulada

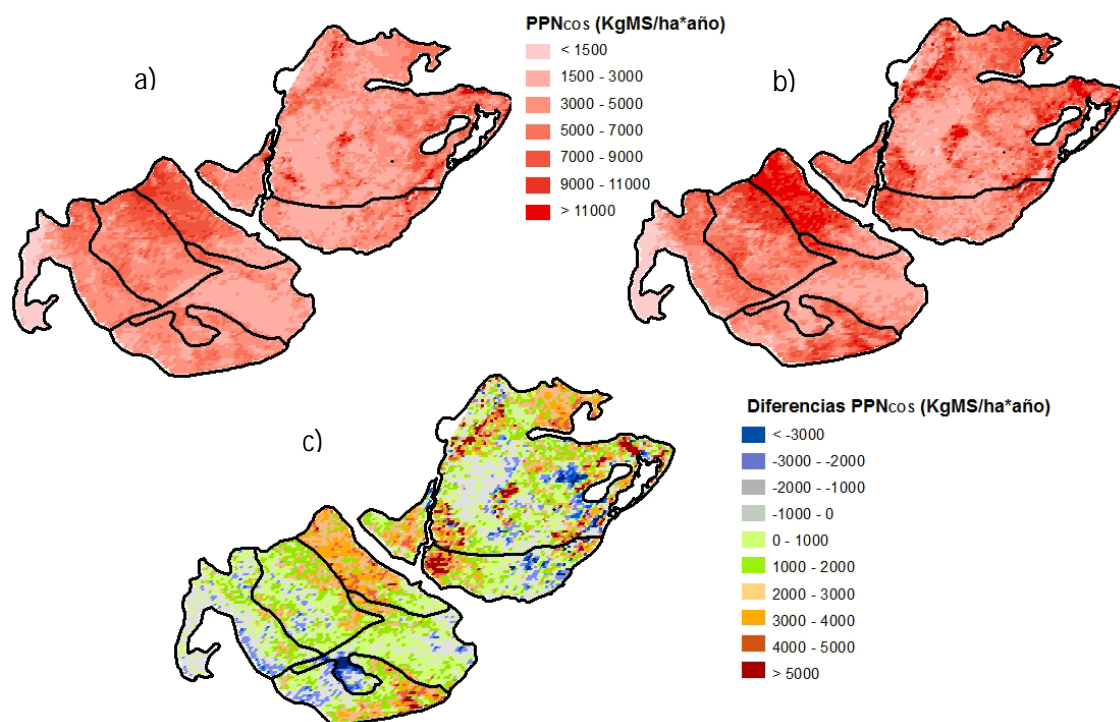


Figura 5.8: PPN apropiada por los humanos mediante la cosecha (PPN_{cos}) para los periodos 2001/2002 (a), 2012/2013 (b) y las diferencias entre ambos periodos (2012/2013 – 2001/2002).

Este aumento en la importancia relativa de la PPN_{cos} implica un aumento en la PPN apropiada por los humanos pero no utilizada (desechos agrícolas, biomasa subterránea, etc), que mayoritariamente retorna a los ecosistemas, pero queda disponible exclusivamente para las cadenas tróficas detritívoras. Este flujo de retorno alcanzó los $0,91 \times 10^{11}$ kgMS/año durante 2001/2002 y los $2,11 \times 10^{11}$ kgMS/año durante 2012/2013.

5.3.3.3 Apropiación humana de la PPN total:

La AHPPN total, resultante de la suma de lo apropiado por los cambios en el uso del suelo (AHNPP_{cus}) y lo apropiado por cosecha (PPN_{cos}) fue siempre positiva, en ambos periodos considerados y para toda la región, con valores que van desde 209 a 16963 kgMS/ha*año, durante 2001/2002, y entre 185 y 15528 kgMS/ha*año en 2012/2013. En términos relativos los valores de AHPPN oscilaron entre 6,6% y 100% de la PPN de la vegetación potencial en 2001/2002 y entre 6,3% y 100%, en 2012/2013. Esto implica que la actividad humana generó pérdidas netas de carbono en absolutamente toda la región, aun a pesar de los altos rendimientos de algunos cultivos agrícolas y forestales. Los valores promedio máximo para las diferentes subregiones de los PRP ocurrieron en la Pampa Ondulada, alcanzando los 8338 y 8291 kgMS/ha*año para 2001/2002 y 2012/2013 respectivamente. Los valores promedio mínimos ocurrieron en Campos del Sur en 2001/2002 (4070 kgMS/ha*año) y en la Pampa Inundable en 2012/2013 (4199 kgMS/ha*año).

La figura 5.9 muestra la variación espacial de la AHPPN en ambos periodos expresada como porcentaje de la PPN₀. Estas variaciones estuvieron mayoritariamente asociadas a las de la PPN_{cos} (el componente más importante de la AHPPN total) por lo que sus patrones espaciales son similares, fundamentalmente durante 2012/2013 cuando la importancia relativa de la AHPPN debida a los cambios en el uso del suelo fue mínima. Del mismo modo, las diferencias en la AHPPN entre ambos periodos reflejan principalmente lo ocurrido con las diferencias en la PPN cosechada por lo que los patrones espaciales son similares a los descriptos más arriba. Los valores extremadamente bajos resultantes de la diferencia de AHPPN en ambos periodos registrados al suroeste de la Pampa Inundable y al Oeste de Campos del Norte, son el resultado de errores cartográficos en el mapa generado para el periodo 2001/2002 (ver Fig. 4.8, cap.4)

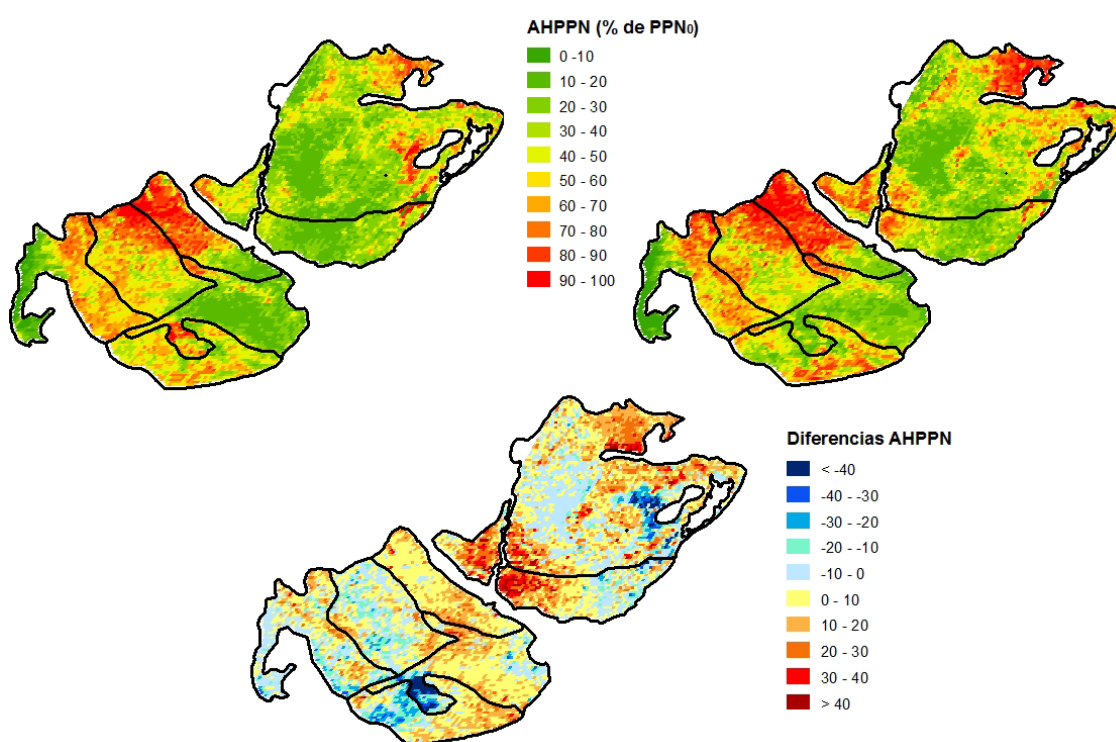


Figura 5.9: Apropiación Humana de la PPN (AHPPN) en los PRP, expresada como porcentaje de la PPN de la vegetación potencial (PPN₀), para 2001/2002 (a) y 2012/2013 (b), y diferencias en la AHPPN entre ambos periodos expresada en puntos porcentuales.

5.4 Discusión

Esta tesis documenta el impacto humano sobre los ecosistemas en los Pastizales del Rio de la Plata, en términos de su efecto sobre el flujo de energía, a una escala y con un nivel de detalle nunca antes realizado. Documenta además como los cambios en el uso del suelo en los últimos años han modificado el flujo de energía y su

partición, tanto en términos de la importancia relativa de los diferentes componentes de la apropiación humana de la PPN, como también en la magnitud de la PPN remanente en el ecosistema para diferentes cadenas tróficas.

Los resultados presentados dan cuenta de la gran proporción de la PPN que es necesaria para satisfacer las necesidades de una sola especie y por tanto, del grado de influencia que tenemos los humanos sobre los recursos de la Tierra. Más del 40% de lo que producen los ecosistemas de los Pastizales del Río de la Plata (PRP) es apropiado cada año por los humanos. Esta materia orgánica es utilizada directa o indirectamente, fluye hacia diferentes herbívoros o descomponedores que a los que iría originalmente, o es perdida debido a cambios en el uso del suelo (Vitousek et al., 1986). El intenso proceso de agriculturización registrado en la región en los últimos años llevó a un aumento de la AHPPN, que paso de un 41,8% a un 46,4% de la PPN de la vegetación potencial (PPN_0), en promedio para toda la región. El porcentaje de apropiación se hace máximo, superando el 70-80% de la PPN_0 en los grandes polos agrícolas y forestales de la región, fundamentalmente en los últimos años, siguiendo un gradiente de intensificación agrícola. La mayor parte de este aumento estuvo impulsada por el aumento en la PPN cosechada (PPN_{COS}) más que por los cambios en el uso del suelo ($AHPPN_{CUS}$). Este aumento de la PPN_{COS} responde no solo a un aumento en el área cultivada, sino también a aumentos en los rendimientos de los diferentes cultivos y a la incorporación en gran parte de la región del doble cultivo como práctica agrícola. Estos aumento del área cultivada en la región ya ha sido reportado en otros trabajos (Guerschman, 2005; Baldi et al., 2006; Baldi et al., 2008; Viglizo et al., 2011; Cordeiro y Hasenack., 2012; Volante et al., 2015; Graesser et al., 2015). De la misma manera, los aumentos en el rendimiento de los cultivos coinciden con lo reportado en otros trabajos (Guerschman, 2005; Rudel et al., 2009; Krausmann et al., 2013) y están asociados al uso de híbridos y cultivares mejorados, fertilización y riego. La incorporación del doble cultivo como práctica agrícola ha aumentado la PPN_{COS} al aprovechar mayor cantidad de la radiación incidente en el año agrícola. El aumento del área cubierta con este sistema reportado en esta tesis, también ha sido documentado en otros trabajos en la región (Guerschman 2005; Volante et al., 2015).

Los valores de AHPPN encontrados son mayores a los reportados para varios trabajos realizados a escala global. Por ejemplo Vitousek (1986) en su estimación intermedia de la AHPPN, reporta valores de 30,7% de la NPP_0 , Rojstaczer et al. (2001) valores de 32%; Haberl et al. (2007), reportan valores globales de 23%. Hay que tener en cuenta que esos resultados promedian lo ocurrido en todo el planeta, desde sitios con muy baja AHPPN por poco productivos (desiertos, altas latitudes) o poco habitados o protegidos (selvas tropicales), hasta regiones sometidas a alta presión humana sobre los ecosistemas como la mayor parte de Europa, la India, el Sudeste Asiático o algunas porciones de Estados Unidos. Los mayores valores encontrados en esta tesis para los PRP son comprensibles si tenemos en cuenta que nos encontramos en una región con valores altos de producción, altamente sometida a presión humana para la producción

agrícola y exportadora de materias primas hacia otras partes de mundo (ver más adelante). Los mapas presentados en Haberl et al. (2007), muestran valores de AHPPN en la zona de los PRP con valores de entre 30 y 60% de la PPN_0 y con patrones espaciales coincidentes a los encontrados en esta tesis. El único antecedente regional de la AHPPN realizado por Guerschman (2005), reporta valores promedio para la Pampa en el entorno del 25%, con variaciones de entre 20 y 45 % aproximadamente y patrones espaciales similares a los encontrados en esta tesis. Los menores valores de AHPPN reportados por Guerschman responden a la forma de cálculo, que no incluye dentro de la PPN cosechada la parte no utilizada (residuos y componente subterráneo de la PPN). Otros trabajos donde los valores de AHPPN dependen de la forma de cálculo son aquellos que calculan lo apropiado por humanos en base al consumo de la población de una determinada porción de territorio, como los realizados por Imhoff (Imhoff et al., 2004; Imhoff & Bounoua, 2006). Los mapas presentados por Imhoff et al. (2004) muestran a la región de los PRP con valores de AHPPN menores al 10% de la PPN_0 ; aunque este resultado está vinculado a la presión de consumo realizada por la población y no a la presión real realizada sobre el ecosistema, ya que gran parte de lo apropiado es consumido en otras regiones del mundo (ver más adelante).

El aumento en los últimos 15 años de la AHPPN encontrado en esta tesis es coincidente con los resultados de Krausman et al. (2013), en el único estudio que analiza la trayectoria temporal de la AHPPN en todo el mundo en el último siglo. Krausman et al. (2013) reportan que la AHPPN promedio mundial pasó del 13% al 25% de la PPN_0 durante el siglo XX, con aumentos regionales máximos en Asia, América Latina y África. Estos resultados promedian lo ocurrido en toda América Latina, enmascarando los altos niveles de AHPPN de los PRP con zonas de AHPPN muy baja, como ocurre en gran parte de la selva amazónica o en las estepas patagónicas del sur de Argentina y Chile (Haberl et al., 2007).

5.4.1 La PPN potencial de los PRP

Los valores de PPN_0 (y $PPN_{ACT-RFP}$) calculados son comparables a valores de PPN (o PPNA) reportados en otros trabajos realizados a partir de imágenes de satélite (Piñeiro et al., 2006a; Paruelo et al., 2010; Baeza et al., 2010) o cortes de biomasa a campo en sitios con diferentes condiciones ambientales de los PRP (Dergibus et al., 1985; Bemhaja & Olmos, 1996; Rusch & Oeserheld, 1997; Perez & Frangi, 2000; Altesor et al., 2005). Además, los valores promedio registrados en los PRP están en el mismo orden que los reportados por Haberl et al. (2007) para la PPN_0 promedio a nivel mundial para el año 2000, que alcanzan los $502 \text{ gC/m}^2 \cdot \text{año}$ ($11156 \text{ kgMS/ha} \cdot \text{año}$, aplicando las correcciones necesarias); además los mapas del dicho trabajo presentan valores para la región de los PRP de entre 600 y $800 \text{ gC/m}^2 \cdot \text{año}$, un rango similar a los reportados en esta tesis.

La variación espacial de la PPN_0 está vinculada a gradientes ambientales. En primer lugar aumenta en un gradiente Suroeste- Noreste, asociado a un gradiente de precipitación que va desde condiciones semiáridas en el centro de Argentina, hasta húmedas en el sur de Brasil (Soriano, 1991; Paruelo et al., 2007). Esta asociación positiva entre la PPN de pastizales y la precipitación ha sido ampliamente documentada para pastizales en la región (Guerschman et al., 2003; Paruelo et al., 2010) y en el mundo (Lauenroth, 1979; McNaughton et al., 1993) Dentro de este patrón general, existen porciones de la región donde la PPN_0 , disminuye debido a restricciones impuestas por el tipo de sustrato (Sala et al., 1988; Epstein et al., 1997), como las amplias zonas con suelos superficiales ubicadas en diferentes porciones de Campos del Norte (Duran, 1991; Paruelo et al., 2007)

Dado que la PPN en pastizales está fuertemente controlada por la precipitación, la disminución de PPN_0 durante el periodo 2012/2013 probablemente se deba a diferencias en la disponibilidad de agua entre ambos periodos. Un análisis de la precipitación acumulada en los periodos utilizados para realizar las estimaciones de PPN_0 (26/06/2000-25/06/2003 y 26/06/2011-25/06/2014, para los periodos 2001/2002 y 2012/2013 respectivamente), a partir de datos de las 5 estaciones meteorológicas de INIA distribuidas por todo Uruguay (INIA, banco de datos agroclimático), muestra que la precipitación acumulada en el periodo utilizado para calcular las estimaciones 2012/2013 fue, en promedio, 24 % menor a las utilizadas para el período 2001/2002. Dado que los cálculos de PPN_0 fueron realizado sobre una muestra al azar de pixeles clasificados como RFP, no puede descartarse la presencia de diferentes proporciones de pastizales naturales o pasturas implantadas en ambos periodos, aunque el tamaño de la muestra (1000 pixeles por subregión) y los cálculos a partir del promedio de 3 años en cada período deberían amortiguar posibles diferencias en este aspecto. Otra potencial causa para la disminución de PPN_0 es que esté ocurriendo un deterioro de los RFP a lo largo del tiempo causado por mal manejo del recurso, por ejemplo por sobrepastoreo. En un trabajo reciente, Texeira et al. (2015), detectaron tendencias decrecientes significativas de la fracción de Radiación Fotosintéticamente Activa interceptada por la vegetación (fRFA) en zonas dominadas por pastizales naturales en la región de Campos del Norte de Uruguay, mediante un análisis con series temporales de 30 años de datos de fRFA. Dicho trabajo estima una reducción de la PPNA de esos pastizales de entre 10 y 25%. Análisis específicos son necesarios para determinar las causas en la reducción de la PPN_0 detectada y el peso relativo que tienen en la reducción los factores antes mencionados.

5.4.2 La PPN actual de los ecosistemas en los PRP y sus variaciones en el espacio y en el tiempo.

Las entradas netas de carbono en los PRP permanecieron relativamente constantes, con valores de PPN_{ACT} en torno a los $8.6 - 8,8 \times 10^{11}$ kgMS/año, a pesar del

intenso proceso de cambio en el uso del suelo. La ausencia de variaciones entre periodos se mantuvo como una constante en las diferentes subregiones de los PRP, con diferencias máximas promedio en el entorno del 10%. Esto se debe principalmente al efecto combinado del aumento del aporte de los cultivos (tanto en área, como en rendimiento, ver arriba) y la disminución del aporte de los RFP a la PPN_{ACT} . De la misma forma que con los cultivos el aporte de los RFP a la PPN_{ACT} disminuyó tanto por una menor superficie, como por una PPN menor, tal cual se discute en el apartado anterior.

A pesar del avance de la frontera agrícola, los mayores aportes de carbono a los PRP siguen proviniendo de los pastizales, salvo en la regiones mayoritariamente transformadas como la Pampa Ondulada o la Pampa Interior Plana, al final del periodo analizado. Sin embargo, el aporte de los cultivos a la PPN en la región aumento de manera excepcional, prácticamente duplicando, en promedio, lo aportado durante 2001/2002. El aumento en el aporte de los cultivos a la PPN_{ACT} sigue un gradiente de intensificación agrícola. Los mayores aumentos relativos ocurrieron en aquellas subregiones de los PRP donde ocurrieron los mayores avances de la frontera agrícola en los últimos 15 años (de mayor a menor: Campos del Sur, Pampa Mesopotámica y Campos del Norte). En el resto de las regiones de los PRP, si bien el aporte de los cultivos a la PPN_{ACT} aumentó, lo hizo de forma mucho menos pronunciada. Estas regiones, o bien ya eran tradicionalmente agrícolas, como la Pampa Ondulada, la Pampa Interior o la Pampa Austral (Hall, 1992; Viglizo et al., 2001), o presentan restricciones importantes para el desarrollo de los cultivos, como la Pampa Inundable (Paruelo et al., 2007).

5.4.3 La partición de AHPPN entre PPN_{COS} y $AHPPN_{CUS}$ y sus variaciones en el tiempo.

La AHNPP debida a los cambios en el uso del suelo ($AHPPN_{CUS}$) cambia de forma importante a lo largo del tiempo, disminuyendo notoriamente en el período 2012/2013, alcanzando incluso valores negativos promedio en algunas subregiones de los PRP. Este patrón es coincidente con lo reportado con Krausman et al. (2013), que muestran que la porción de la AHPPN explicada por los cambios en el uso del suelo disminuyó a lo largo del tiempo en todo el mundo, mientras que la porción explicada por cosecha aumentó. En los PRP este patrón responde no solo a la disminución de la PPN_0 detectada, sino también a aumento de los rendimientos de los cultivos y el aumento del DC como práctica de manejo. En este sentido la $AHPPN_{CUS}$ tuvo valores máximos en las subregiones de los PRP tradicional y mayoritariamente agrícolas en las pampas argentinas durante 2001/2002, un periodo en el que el rendimiento de los cultivos era algo menor y sobre todo, la práctica del doble cultivo no estaba tan extendida (Guerschman, 2005). En estos casos, la agricultura sustituyó un ecosistema más productivo, por lo que $AHPPN_{CUS}$ es positiva. Con un solo cultivo al año, los ecosistemas no aprovechan toda la radiación fotosintéticamente activa incidente debido a los periodos de barbecho y cosecha y no llegan a absorber, prácticamente

nunca, la misma cantidad de radiación que los pastizales naturales. Situaciones similares han sido reportadas para diferentes biomas o regiones del mundo. Por ejemplo la deforestación de selvas tropicales para agricultura (Houghton, 2001), bosques chaqueños (Volante et al., 2012) o pastizales, tanto en la región (Guerschman et al., 2003) como en otras partes del mundo (Guerschman y Paruelo, 2005). Cuando los cultivos son muy productivos la PPN supera a la de la vegetación original (Burke et al., 2000; Brye et al., 2002; Guershman, 2005) y AHPPN_{CUS} se hace negativa. Una situación similar sucede en el remplazo de pastizales por forestación, que superan, rápidamente luego de implantadas, la PPN de pastizales (Paruelo et al., 2004; Nosseto et al., 2005; Vasallo et al., 2012). Esto es lo que sucede en gran parte de la región, fundamentalmente en el período 2012/2013, volviendo negativos incluso a los valores promedio de AHPPN_{CUS} en Pampa Ondulada, Campos del Norte y Pampa Interior Plana y con valores menores en todas las subregiones. Este patrón es aun más marcado en los grandes polos agrícolas de la región o en los nuevos polos forestales. Resultados similares en al AHPPN_{CUS} han sido reportados por Haberl et al. (2007) para varias regiones del mundo.

Valores positivos en AHPPN_{CUS} señalan que los humanos no han alcanzado a utilizar completamente el potencial productivo de la región (Haberl et al., 2007). Una de las razones adjudicadas a altos valores de AHPPN_{CUS} por Haberl et al. (2014) es la brecha de rendimiento existente en algunas regiones agrícolas del mundo (Lobel et al., 2009; Mueller et al., 2012; Smith et al., 2014). La brecha de rendimiento resulta de la diferencia entre el rendimiento actual de una chacra en una determinada región y el que potencialmente podría alcanzar en condiciones de producción similares en la región o en el mundo, a partir de mejoras tecnológicas o de manejo. El no alcanzar el potencial productivo de una determinada región deja una ventana abierta para aumentar la producción agrícola sin generar pérdidas de carbono en los ecosistemas; sin embargo esto debe ser tomado con recaudo, debido a que los impactos sobre el flujo de energía y el ciclo del carbono, no son los únicos impactos ambientales de la agricultura (ver después). En este sentido, los cultivos de servicios, constituyen una aproximación novedosa, y de potencial utilidad para maximizar el potencial productivo de las regiones agrícolas. Los cultivos de servicios son definidos por Piñeiro et al. (2014) como aquellos cultivos que están destinados, no a la cosecha, si no a mejorar la provisión de otros servicios ecosistémicos como la protección contra la erosión (Mendez & Buschiazzi, 2010), la incorporación de materia orgánica (Olson et al., 2010), la retención de nutrientes (Restovich et al., 2012), la incorporación de N vía fijación atmosférica (Nielsen & Vigil, 2005), o la descompactación del suelo (Restovich et al., 2011), entre otros. El concepto detrás de los cultivos de servicio es la utilización de la energía no interceptada por los cultivos de cosecha para canalizarla hacia otros servicios ecosistémicos distintos al de provisión de alimentos o fibras (Piñeiro et al., 2014; Schipanski, et al., 2014). Mediante este concepto sería posible utilizar toda la

PPN potencial de las regiones agrícolas mejorando los niveles de provisión de otros servicios ecosistémicos diferentes a los bienes cosechables.

5.4.4 Relaciones entre la AHPPN a nivel regional y mundial.

El aumento de la AHPPN registrado en los PRP sigue el patrón opuesto al detectado en varias regiones del mundo (ver por ej.: Musel et al., 2009; Schwarzmüller, 2009; Niedertscheider et al., 2014). Esta diferencia en las tendencias temporales pone de manifiesto las teleconexiones existentes en la biosfera concebida como sistema. Por ejemplo, para 9 países de Europa, Gingrich et al. (2015) reportan disminuciones importantes de la AHPPN en las últimas décadas. Esto implica una disminución de la presión antrópica en Europa en términos de la energía trófica disponible para otras especies, pero no necesariamente una menor presión sobre el ambiente global debida al consumo. A partir del análisis del comercio puede visualizarse que esta tendencia responde en parte a la disminución de la producción y a la importación de biomasa hacia Europa desde otras regiones del Mundo (Gingrich et al., 2015; Kastner et al., 2014). Dado que los PRP y los países que lo integran son fuertemente exportadores de alimentos, una parte importante del aumento de la presión sobre nuestros ecosistemas ocurre para satisfacer las necesidades de consumo de otras partes del mundo. Análisis detallado del comercio internacional son necesarios para establecer la magnitud de la AHPPN que es utilizada localmente y la exportada hacia otras regiones del mundo. En términos generales Sudamérica es un exportador neto de la PPN, fundamentalmente hacia Europa (Kastner et al., 2014); Los mapas generados por Erb et al. (2009) muestran la región de los PRP como exportadora neta, con diferencias entre la AHPPN apropiada en su territorio y la consumida de entre 1000 y 5000 kgMS/ha* año, dependiendo de la porción de los PRP considerada.

5.4.5 Impactos ambientales de la AHPPN.

Los altos valores de AHPPN encontrados en esta tesis están asociados a una serie de impactos ambientales enfrentados con la sustentabilidad de los ecosistemas. Dado que la AHPPN cuantifica como los humanos modificamos los flujos de biomasa en los ecosistemas y que la biomasa es la fuente de energía para todos los organismos heterótrofos, la AHPPN cuantifica directamente el impacto humano sobre la energía trófica y su partición hacia diferentes cadenas de consumo. Por ejemplo, las cadenas tróficas asociadas a la herbivoría ven reducida en forma notable la energía disponible en los ecosistemas debido a la extracción y/o destrucción de gran parte de la biomasa por parte de los humanos. La energía extraída o destruida por la cosecha en los PRP, representó el 32,3 y el 45,8% de la PPN₀ en 2001/2002 y 2012/2013 respectivamente. Por otro lado, la energía disponible para los descomponedores se ve notablemente

umentada, generalmente en eventos puntuales y de gran magnitud, por la biomasa cosechada pero no utilizada (biomasa subterránea, residuos de las cosechas). Este flujo hacia descomponedores se multiplicó por 2,5 en los PRP en el período analizado.

Como la materia seca de la biomasa está conformada por carbono (45-50%) y otros nutrientes, la AHPPN está también vinculada directamente al impacto humano sobre los ciclos biogeoquímicos del C y otros nutrientes (Haberl et al., 2014). Por ejemplo, Caride et al. (2012) reportan, para la Pampa, pérdidas de del carbono orgánico del suelo por agricultura, del orden del 15%. Los altos valores de AHPPN encontrados y el hecho de que la AHPPN fuera siempre positiva implica que la actividad humana generó pérdidas netas de carbono en absolutamente toda la región. Si junto a la disminución de los flujos de entrada de C a los ecosistemas tenemos en cuenta las pérdidas de C debidas al laboreo (Burke et al., 1989), el proceso de avance de la agricultura en los PRP constituye una fuente de C a la atmosfera de gran magnitud.

En la medida que la AHPPN implica frecuentemente cambios drásticos en la cobertura vegetal (pastizales perennes por cultivos anuales o forestaciones) es esperable también que la AHPPN esté directamente relacionada a fuertes cambios en el ciclo del agua mediante la modificación de la evapotranspiración o la capacidad de retención de agua. Nosetto et al. (2012) evalúan el efecto de diferentes cambios en el uso del suelo sobre el ciclo del agua en una zona de transición entre la Pampa y el Espinal, encontrando por ejemplo, un aumento en la evapotranspiración al sustituir pastizales por forestaciones del orden del 41% y una disminución de la evapotranspiración cuando los pastizales son remplazados por cultivos anuales, que en promedio rondó el 14%.

En la medida de que la sustitución de la vegetación original por cultivos o forestación produce la fragmentación (o la pérdida total) de hábitats disponibles para otras especies, la AHPPN está relacionada con pérdidas de biodiversidad. Los posibles efectos de la AHPPN sobre la biodiversidad están implícitos desde el origen del concepto, Vitousek et al. (1986) planteaban que la desigual proporción de la PPN apropiada por los humanos contribuía a la extinción de especies. Wright (1990), incluye la hipótesis de especies-energía (Wright, 1983) en el concepto de AHPPN. La hipótesis especies-energía plantea que la energía disponible es un factor importante en la determinación de patrones de biodiversidad a gran escala, y que puede modelarse una curva de respuesta entre la cantidad de energía disponible y la riqueza de especies. Wright (1990) utiliza cálculos de AHPPN para estimar el número de especies extintas o en peligro de extinción y encuentra resultados coincidentes con los valores reportados de especies extintas o en peligro de extinción. Haberl (1997) y Haberl et al. (2004), encuentran resultados coincidentes con la hipótesis especies-energía, reportando relaciones negativas entre AHPPN y diversidad o relaciones positivas entre AHPPN y extinciones, para distintos taxa. Si bien la relación entre energía disponible y diversidad es controversial, un meta-análisis reciente realizado

por Cusens et al. (2012), reporta que las relaciones positivas entre productividad y riqueza son las más comunes en animales de diferentes taxa, y a diferentes escalas (en grano y extensión). El diseño del análisis realizado en esta tesis, conformado por una grilla regular con una resolución aproximada de 10x10 km permitiría compatibilizar con relativa facilidad la AHPPN de los PRP con patrones de diversidad de diversos taxa y evaluar el alcance de la hipótesis especies-energía en esta región del planeta.

El impacto humano sobre los ecosistemas en la región de los PRP es seguramente más importante que el cuantificado en esta tesis. Este trabajo no cuantifica la AHPPN debido al remplazo de vegetación natural por uso urbano o infraestructuras, que si bien tienen una expresión marginal en términos territoriales, la magnitud de la AHPPN en estas zonas suele ser muy grande (Haberl et al., 2007; Chen et al., 2015). A diferencia de otros trabajos (Haberl et al., 2007; Krausman et al. 2013), los cálculos realizados en esta tesis no incluyen factores que den cuenta de procesos de degradación de suelos, que podían estar aumentando la AHPPN en períodos más largos por reducción de la PPN de la vegetación remanente. Adicionalmente, además de la vinculación de la AHPPN con los impactos humanos sobre los ciclos biogeoquímicos o la biodiversidad antes mencionados, hay que tener en cuenta otros impactos de la actividad agrícola sobre los ecosistemas como la adición de pesticidas, el deterioro de cuerpos de agua o la lixiviación de nutrientes. En este sentido, la AHPPN es un indicador más del impacto antrópico sobre los ecosistemas pero no debería ser el único.

5.4.6 Alcances de la técnica utilizada: ventajas y limitaciones.

A diferencia de otros trabajos, las estimaciones de AHPPN realizadas en esta tesis parten de mapas de uso/cobertura del suelo de resolución espacial media (250x250m), para un área muy extensa (casi la totalidad de los PRP, unos 82.5 millones de hectáreas), y para dos periodos de tiempo que contemplan un proceso de agritulturización muy acentuado. Los cálculos se basan a su vez en estadísticas agropecuarias a nivel subnacional (departamentos, municipios, unidades censales). Esto le confiere a los cálculos un gran nivel de detalle en sus dos fuentes de datos principales. En la revisión bibliográfica realizada no existen trabajos que contemplan estas dos características. O bien los cálculos se basan exclusivamente en estadísticas agropecuarias a nivel subnacional (Guerschman, 2005), o utilizan mapas de uso/cobertura del suelo con resolución espacial media, pero estadísticas agropecuarias a nivel nacional o regional (Haberl et al., 2007; Krausman et al., 2013), o utilizan series muy largas de estadísticas oficiales, en algunos casos mayores a 100 años, pero sin mapas de uso/cobertura del suelo que permitan analizar el proceso de forma espacialmente explícita (Musel et al., 2009; Kastner et al., 2009; Gingrich et al., 2015). Otro grupo de trabajos, fundamentalmente los germinales, apoyan sus cálculos

exclusivamente en otros trabajos publicados (Vitousek et al., 1986; Wrigth, 1990, Rojstaczer et al., 2001).

Debido a que los cálculos de AHPPN realizados poseen una serie de supuestos, las fuentes de incertidumbre son varias. En primer lugar la PPN_0 se asumió igual a la de los RFP en base principalmente a la ausencia de efectos concluyentes del pastoreo sobre la PPN, y a la gran variación de la PPN de pastizales naturales y pasturas implantadas debidas a diferentes condiciones ambientales o prácticas de manejo. Dado que la PPN de pasturas implantadas, al menos cuando están en buen estado, suele ser mayor que la de los pastizales naturales, lograr discriminar cartográficamente pastizales naturales de pasturas implantadas probablemente mejoró las estimaciones de AHNPP realizadas. De todas maneras los valores de NPP_0 estimados aquí, se encuentran dentro del rango de valores reportados por trabajos donde PPN_0 es calculada con otros modelos (ver arriba).

Las estadísticas oficiales son otra fuente de incertidumbre, ya que en todos los países involucrados, éstas provienen de "informantes calificados" o de una muestra de los productores de una determinada región. Los informantes calificados incluyen un componente subjetivo, y por tanto, las proporciones de los diferentes cultivos utilizadas para cuantificar las productividades de las categorías agrícolas podrían no ser correctas. En el caso de Uruguay, la encuesta agrícola presentaba los resultados únicamente como total nacional, por lo que su regionalización se basó en una fuente adicional de datos reportada por grupos de productores. Este supuesto seguramente mejoró sensiblemente las estimaciones realizadas en esta tesis ya que permitió no usar los mismos valores de rendimiento en, por ejemplo, cultivos de soja sobre suelos fértiles del litoral que sobre suelos marginalmente agrícolas de la región Centro Sur. Las estimaciones de proporciones de forestación y monte carecían en Argentina y Brasil de la cobertura temporal necesaria, por lo que hubo que tomar una serie de supuestos potencialmente sujetos a error: asumir que los volúmenes cosechados son una proporción constante del área forestada; asumir que la superficie con bosques nativos permaneció constante; y asumir (en el caso de Argentina) que la contribución de cada departamento a la superficie forestada en el total de las provincias se mantuvo constante. Nuevamente, la alternativa a estos supuestos - mantener proporciones fijas de forestación y monte según lo reportado en los censos agropecuarios – probablemente introduzca más error que los supuestos tomados, al no dar cuenta de los cambios en un sector en crecimiento como la forestación comercial.

A nivel nacional, las estadísticas agropecuarias oficiales de alta frecuencia temporal son deficitarias en cuanto a la información disponible y su regionalización. En este sentido es interesante la comparación entre el sector ganadero y los sectores agrícola y forestal. Mientras que en el sector ganadero, a través del sistema de trazabilidad bovina, se conoce al detalle el origen, movimiento y ganancias de peso de todos los individuos faenados; en los sectores agrícola y forestal no existen estadísticas

básicas a nivel anual con una adecuada regionalización. La encuesta agrícola nacional reporta datos de superficie y rendimiento de los principales cultivos exclusivamente como total nacional. Una descripción más fina, al menos a nivel departamental, de las superficies sembradas y los rendimientos de los principales cultivos, permitiría mejorar las estimaciones realizadas en esta tesis y fundamentalmente, una gestión más adecuada de los recursos naturales en Uruguay. Estas variables son en la actualidad, fácilmente relevadas, dado que es información recopilada de forma automática por los monitores de rendimiento de la mayor parte de las cosechadoras. En el sector forestal, no existen datos públicos de rendimiento o tasas de crecimiento; las estadísticas oficiales exclusivamente reportan los volúmenes cosechados para el total país, y la superficie sembrada (exclusivamente bajo proyecto) por departamento. Sin embargo, la tasa de crecimiento de las diferentes especies en los diferentes predios forestados, es información generalmente relevada por las empresas forestales. De la misma forma que la legislación vigente en el sector ganadero obliga a reportar los movimientos del ganado mediante el sistema de trazabilidad, sería deseable que la normativa requiera la información básica en los sectores agrícola y forestal.

Otro conjunto de factores asociados fundamentalmente a la productividad agrícola contribuyen a aumentar la incertidumbre. El uso de coeficientes de partición de biomasa fijos para cada especie o grupo de especies, como el índice de cosecha o la relación biomasa subterránea/biomasa aérea, es probablemente una simplificación, pero no existe información documentada en la región que permite una aproximación más detallada. Tampoco fueron cuantificadas la PPN consumida por herbívoros en etapas previas a la cosecha, ni la contribución de la PPN de las especies no cultivadas.

5.5 Conclusiones

- Mediante la cuantificación y la cartografía de los cambios producidos por los humanos en la productividad y su flujo en los ecosistemas, el concepto de AHPPN provee una estimación cuantificable de la intensidad del uso del suelo.
- El impacto humano sobre los ecosistemas en los PRP sobre el flujo de energía alcanza niveles muy altos en comparación con otras regiones del mundo, superando el 40% de la PPN de la vegetación potencial. Este impacto ocurre además a tasas crecientes debido al intenso proceso de cambio en el uso del suelo.
- El impacto está mayoritariamente concentrado en los grandes polos agrícolas donde la apropiación humana de la PPN es prácticamente total.
- Gran parte de la AHPPN en los PRP ocurre para satisfacer las necesidades de consumo de otras partes del mundo.

- Los altos valores de AHPPN están asociados a un conjunto de impactos ambientales que afectan la sustentabilidad de los ecosistemas y su capacidad de proveer servicios.

Capítulo 6: Discusión general

A lo largo de esta tesis se describen los patrones de uso/cobertura del suelo en Uruguay y los Pastizales del Río de la Plata con diferente nivel de detalle, desde clasificaciones simples pero exhaustivas en términos regionales, hasta la discriminación de coberturas complejas como las densidades variables de arbustos en una matriz de pastizales naturales. En este capítulo se resumen y discuten los principales resultados en el marco de la importancia que tiene la descripción de patrones en ecología y su aplicación para entender un número muy importante de procesos vinculados al funcionamiento de los ecosistemas. Esta tesis representa un avance en el conocimiento del uso/cobertura del suelo en Uruguay y la región y cuáles fueron los cambios recientes. Se describe, por primera vez, el uso/cobertura del suelo de los Pastizales del Río de la Plata, una de la zona de pastizales más extensas del mundo. Se analizan sus cambios en los últimos años en el marco de un proceso de intensificación de la producción agropecuaria y se evalúan los impactos de dichos cambios sobre el flujo de energía en los ecosistemas.

6.1 La importancia de la descripción de los patrones de vegetación en Ecología.

Si bien la descripción de patrones ha sido cuestionada por la corriente principal de pensamiento en la ecología clásica, esta provee las bases para cualquier análisis hipotético deductivo con evaluación de hipótesis formales, al brindar por un lado la descripción de los procesos sobre los que desarrollar hipótesis, y por otro, el contexto en el que los mecanismos tienen lugar. En los últimos años ha habido una tendencia en el desarrollo de la ecología hacia el uso de experimentos manipulativos para probar hipótesis nulas formalmente construidas, derivadas de modelos conceptuales o matemáticos, sobre la forma en que operan los procesos ecológicos. Esto ha dado lugar a un sesgo potencial contra el desarrollo de la generalidad ecológica, que socava seriamente el establecimiento del contexto en el que los procesos ecológicos y su importancia relativa se puede medir, y que potencialmente impide el desarrollo de una mejor comprensión a través de grandes escalas espaciales (Underwood et al., 2000).

Esta tendencia a la subestimación de los estudios observacionales ha sido cambiante a lo largo de la historia de la ecología como disciplina. La ecología nace como una ciencia observacional de la mano de los primeros naturalistas, y evoluciona, durante los siglos XIX y XX, hacia una ciencia mayoritariamente experimental y teórica, desdeñando los estudios observacionales. Sin embargo hacia finales del siglo 20 esta tendencia empieza a cambiar, fundamentalmente impulsada por la necesidad de comprender problemas ambientales que ocurren a escalas espaciales y temporales muy grandes, y por el desarrollo de nuevas tecnologías que permiten capturar y manejar grandes conjuntos de datos (Sagarin & Pauchard, 2010). Una revisión realizada por Sagarin & Pauchard (2012) de los artículos publicados entre 1990 y 2010 en tres de las revistas de ecología de más alto impacto, encontró que la cantidad de

artículos que explícitamente utilizan estudios observacionales creció de 28 a 39% en *The American Naturalist*, de 38 a 55% en *Ecology*, y de 45 a 54% en *Ecology Letters*. Gran parte de esta tendencia es explicada por la necesidad de contestar preguntas relacionadas con la evaluación del impacto humano sobre los ecosistemas (Sagarin & Pauchard, 2010; 2012; Hillerislambers et al., 2013). Los experimentos a pequeña escala generalmente no pueden captar la naturaleza compleja de las perturbaciones a gran escala y las respuestas netas de todo un ecosistema (Carpenter, 1989; Schindler, 1998). La escala y las dinámicas a las que ocurren muchos procesos ecológicos son generalmente más grandes que las que es posible controlar en experimentos tradicionales. En particular, la mayor parte de los impactos humanos a gran escala (cambios en el clima, pérdidas de diversidad, cambios en ciclos biogeoquímicos) son muy difíciles de estudiar mediante la manipulación de variables y la repetición de experimentos.

Una solución para responder preguntas sobre procesos que ocurren a escalas espaciales y temporales amplias es aprovechar los “experimentos naturales” a gran escala sin replicación (LUNEs, por sus siglas en inglés: Large scale Unreplicate Experiments), concebidos originalmente para estudios de procesos naturales (huracanes, tsunamis, eventos NIÑO), pero también utilizados para evaluar actividades antrópicas a gran escala (Barley & Meeuwing, 2016). Estos experimentos a gran escala pueden proveer de conocimientos únicos sobre procesos que ocurren a nivel de ecosistemas que complementen los resultados de estudios clásicos de campo y laboratorio (Hillerislambers et al., 2013). Por ejemplo, los cambios en el uso del suelo generan una variedad de cambios en los ecosistemas que pueden ser utilizados como “tratamientos” en experimentos naturales y han permitido, por ejemplo, evaluar el impacto de la calidad y cantidad de hábitat sobre poblaciones, comunidades y ecosistemas (Hanski, 1998; Fukami & Wardle 2005; Laurance, 2008).

En este sentido, las clasificaciones de uso/cobertura del suelo realizadas en esta tesis a nivel nacional (Cap. 2) o regional (Cap. 4) brindan una descripción exhaustiva de los patrones de uso/cobertura del suelo, que permite una comprensión global de los procesos de transformación a los que se están viendo sometidos Uruguay y los PRP, y brindan el contexto sobre el que explorar un gran conjunto de hipótesis relacionadas con la distribución de organismos, efectos de la fragmentación de hábitats sobre la biodiversidad, invasiones biológicas o el funcionamiento de los ecosistemas. En esta tesis se explora una de las consecuencias del cambio en el uso del suelo, el cambio en el funcionamiento de los ecosistemas en términos de sus ganancias de carbono. Sin embargo las descripciones generadas permitirán la puesta a prueba de hipótesis y la mejora en la comprensión de multitud de procesos ecosistémicos, algunas de ellas ya en curso (ver más adelante). A escalas espaciales más finas, los modelos generados para cuantificar la biomasa y densidad de arbustos en pastizales (Cap. 3), permitirán explorar los controles de la distribución de arbustos y sus efectos sobre el funcionamiento de los ecosistemas de pastizal.

6.2 Las clasificaciones de uso/cobertura del suelo y las técnicas para realizarlas

La aproximación desarrollada permitió describir el uso/cobertura del suelo en Uruguay y los PRP, con resolución temporal anual y analizar sus cambios a lo largo del tiempo. Los PRP están inmersos en un fuerte proceso de cambios en el uso del suelo asociados a la intensificación de la producción agropecuaria y a expensas de pérdida de áreas de pastizales. Este proceso de cambio compromete aun más la conservación de los pastizales a nivel mundial y del Río de la Plata en particular. Hoekstra et al. (2005), plantean que en la actualidad el impacto humano sobre los ecosistemas no solo nos está llevando a una crisis en términos de extinciones biológicas, sino también nos enfrenta a una crisis mucho más amplia a nivel de biomas. Según ese trabajo, los pastizales templados son el bioma con mayor riesgo debido a dos factores, tienen uno de los porcentajes más altos de hábitats transformados, y poseen el menor porcentaje de superficie protegida de todos los biomas de la tierra. Adicionalmente, la zona ocupada por los PRP está clasificada por Hoekstra et al. (2005), como ecoregiones en "peligro" o "peligro crítico", debido a que poseen un cociente entre superficie transformada y superficie protegida de los más altos del mundo. Si tenemos en cuenta que los cálculos realizados por Hoekstra et al. (2005) utilizan información de base del año 2000, los cambios en el uso del suelo de los PRP reportados en esta tesis ponen a la región en una situación aun más vulnerable.

La mayor expansión agrícola en el período estudiado, y por tanto las mayores pérdidas de pastizales, se concentran en ambos márgenes de Río Uruguay, en la Pampa Mesopotámica y en la porción oeste de Campos del Norte y del Sur, y en la porción oeste de la Pampa Interior. Esta nueva ola de agriculturización y el continuo avance del proceso de intensificación agrícola en los polos tradicionales (Pampa Ondulada, Pampa Austral, este de la Pampa Interior, Planalto das Missões) ha llevado a la casi total transformación de gran parte del área de estudio. Adicionalmente, los RFP remanentes en esas zonas, probablemente correspondan mayoritariamente a pasturas implantadas integradas a ciclos de rotación agrícola (Baldi & Paruelo, 2008), por lo que la pérdida de pastizales naturales es aún mayor.

Las técnicas de clasificación del uso/cobertura del suelo sobre grandes superficies desarrolladas en esta tesis presentan una serie de ventajas y algunas limitaciones. Entre las ventajas pueden citarse la rapidez, la sencilla interpretación de las reglas de decisión y su relativo bajo costo en términos de tiempo y económicos. Los resultados de las clasificaciones presentadas son comparables o superiores a los trabajos realizados a escalas regionales, continentales y globales realizados con aproximaciones similares. Sin embargo, el conocimiento del área de estudio permitió detectar patrones anómalos o incongruentes que no se desprendían del análisis de las matrices de contingencia. En este sentido la aproximación regional permitió detectar

estos patrones que, pudiendo haber ocurrido en trabajos a escalas mayores, pueden no haber sido detectados.

Gran parte de los errores reportados están asociados al tipo de datos de entrada utilizado para generar los mapas. Si bien la técnica utilizada se comporta bien en términos generales, con buenos niveles de exactitud a nivel regional y subregional, falla cuando se clasifican años climáticamente distintos a los utilizados para generar las fenotecas espectrales o cuando las series temporales de datos de IVN acumulan volúmenes importantes de datos perdidos. Sin embargo la técnica funciona muy bien cuando la fenoteca representa exclusivamente el año a clasificar, como es el caso del mapa de Uruguay presentado en el capítulo 2, o cuando la porción de territorio clasificada estuvo bajo un régimen climático similar al de los años utilizados para generar las fenotecas.

Las mejoras en los errores reportados en el capítulo 4 para varios años y subregiones de los PRP pasan por la construcción de una fenoteca mas completa en términos espaciales y fundamentalmente temporales, e implicaría reconstruir fenotecas de los años conflictivos en base a fuentes alternativas de datos. Estas pueden ser ensayos experimentales de instituciones académicas o de investigación, bases de datos de consorcios regionales de productores, o en el caso de Uruguay, los planes de uso del suelo exigidos por la RENARE en emprendimientos agropecuarios. Más importante aún es resaltar la utilidad de la técnica en su proyección a futuro. Mantener una fenoteca activa representaría costos muy bajos para aquellas estructuras de los estados involucrados, encargadas de monitorear los recursos naturales y evitaría los problemas de clasificar porciones del territorio con datos generados en otros años. En el caso de Uruguay, la alternativa organizacional más plausible para el desarrollo y mantenimiento de una Fenoteca Espectral permanente, es la Dirección Nacional de Recursos Naturales Renovables (RENARE) en asociación con el Sistema Nacional de Información Agropecuaria (SNIA), ambos bajo la órbita del MGAP. En este sentido, un proyecto en curso, "Desarrollo y capacitación en la realización de una fenoteca de cultivos extensivos del Uruguay" realizado en convenio entre MGAP, INIA, UBA y UdelaR; tiene como objetivo la construcción de una fenoteca y la capacitación de técnicos de MGAP para su desarrollo y mantenimiento. Esta Fenoteca, centralizada por RENARE, podría nutrirse, además de la información aportada por las instituciones involucradas en el proyecto, de datos de uso del suelo del año en curso reportados (y verificados) en los planes de uso y manejo de suelos, obligatorios en Uruguay para emprendimientos agrícolas de más de 100 ha.

Los mapas generados abren la puerta para la modelación mas detalla y espacialmente explícita de muchos aspectos importantes del funcionamiento de los ecosistemas, para la cuantificación en la provisión de servicios ecosistémicos y para una gestión más eficiente de los recursos naturales. En el cap. 5 de esta tesis los mapas son utilizados para modelar el impacto de la acción humana sobre la PPN, aspecto que será discutido más adelante, pero también han sido usados en otros trabajos

finalizados o en curso. El mapa de uso/cobertura del suelo de Uruguay (Cap. 2), anterior en el tiempo a los mapas de los PRP, ha sido utilizado por Texeira et al. (2015) para evaluar los controles sobre la interceptación de radiación que ejercen el clima y el uso/cobertura del suelo en Uruguay. Gutierrez (2016) utiliza el mismo mapa para analizar la productividad primaria, productividad secundaria y la eficiencia trófica en sistemas ganaderos. Un análisis posterior de Texeira et al, actualmente en curso, explora los procesos de degradación en pastizales a partir del mapa generado en el Cap. 2 (Texeira et al., 2016).

Además de las aplicaciones ya realizadas o en curso, los mapas generados permitirán un número importante de estudios que requieren una buena descripción del contexto espacial. Por ejemplo, dado que la pérdida y modificación de la calidad del hábitat (fragmentación, degradación) son las principales causas de las pérdidas de biodiversidad (Sala et al., 2000; Fahrig, 2003; Fischer & Lindenmayer, 2007); los mapas generados permitirían llevar adelante estudios sobre el grado de fragmentación del paisaje y la pérdida de hábitats, y su relación con los patrones de diversidad de diferentes taxa o las pérdidas de biodiversidad en los PRP. Otros ejemplos lo constituyen los procesos de invasiones biológicas asociados a la agricultura o la forestación comercial. Por ejemplo en pastizales de Uruguay, Bresciano et al. (2014) encontraron que la invasión de pastizales por especies exóticas está asociada positivamente con el porcentaje de suelo bajo uso agrícola. En Pastizales de Rio Grande do Sul, Guido et al. (2016) encontraron resultados similares, con mayores grados de invasión en paisajes menos conservados. Los mapas presentados permitirían analizar los procesos de invasión de especies exóticas en pastizales para toda la región de los PRP.

Las agencias estatales encargadas de la gestión y conservación de recursos naturales (Ministerios de Agricultura y Ministerios de Medio Ambiente de los diferentes países involucrados) son otro actor potencialmente beneficiado de los mapas generados y las técnicas asociadas. Por ejemplo las técnicas realizadas permitirían determinar el área sembrada con cultivos antes del final de cada zafra, información que sería particularmente útil para generar pronósticos del volumen cosechado, planificar el almacenamiento o analizar la presión esperada sobre la infraestructura vial. En el mismo sentido, la RENARE (Dirección General de Recursos Naturales Renovables, MGAP, Uruguay), encargada de controlar los planes de Uso y Manejo de suelos, obligatorios en Uruguay desde 2013, se vería beneficiada de las técnicas desarrolladas en esta tesis; por ejemplo, mediante la implementación de sistemas semiautomáticos que detecten discrepancias entre el plan de manejo aprobado y el tipo de uso del suelo realizado por el productor.

6.3 La discriminación de coberturas complejas

Varias son las categorías difíciles de discriminar cuando se realizan mapas de uso/cobertura del suelo; por supuesto, la cantidad de categorías a discriminar depende del grado de complejidad del modelo de la realidad que uno intenta representar. En los mapas generados para grandes extensiones de territorio de los capítulos 2 y 4, los pastizales quedan dentro de una gran categoría: los Recursos Forrajeros Perennes. Los RFP agrupan varias categorías (pastizales naturales, intersiembras con leguminosas, pasturas implantadas) cuya discriminación sería particularmente interesante. La primera de ellas es la separación de pastizales naturales y pasturas implantadas. Esto permitiría separar aquellas intervenciones antrópicas más intensas, en el sentido de que implican una remoción total de la cobertura vegetal natural, de aquellas menos intensas, como el pastoreo por herbívoros domésticos en pastizales naturales o semi-naturales. La discriminación de pastizales naturales del resto de los usos/coberturas del suelo, e incluso entre diferentes comunidades de pastizales naturales, ha sido realizada con éxito en pastizales de la región (Baeza et al., 2010; 2011). Esa discriminación implicó el uso de imágenes con mayor resolución espacial y espectral; desafortunadamente, la realización de ese tipo de aproximaciones a nivel regional sería extremadamente compleja y costosa tanto en términos económicos como del tiempo necesario para su realización. Por ejemplo, los trabajos referidos utilizan para la clasificación 1 o 2 escenas Landsat y dos momentos del año para generar mapas parciales; para cubrir completamente la región de los PRP se necesitan 66 escenas Landsat. Un razonamiento análogo al realizado para los RFP, puede aplicarse para la separación de otras dos categorías que quedaron unidas en los mapas generados en esta tesis, los bosques nativos y la forestación.

Una categoría particularmente conflictiva de discriminar la constituyen los arbustales, fundamentalmente cuando presentan densidades variables de leñosas. En el Cap. 3 de esta tesis se generan modelos que permiten la cuantificación de la biomasa de arbustos en pastizales naturales, un resultado sin precedentes en pastizales sub-húmedos como los de Uruguay, donde tanto los arbustos como la matriz de pastizal en la que están inmersos son fotosintéticamente activos durante todo el año. La simulación de los modelos generados a partir de la información que recaban los sensores a bordo de satélites muestra el potencial para la generación de mapas que den cuenta de la densidad de arbustos.

Poder cartografiar el grado de arbustización de los pastizales naturales tiene implicancias ecológicas y económicas. Dentro de las implicancias ecológicas permitirá plantear hipótesis acerca de los controles de la arbustización en pastizales subhúmedos y contestar preguntas como ¿Cuál es el efecto de las prácticas de manejo (relación lanar-vacuno, uso agrícola y posterior abandono, etc) sobre la densidad de arbustos? Tiene además implicancias para el conocimiento de la estructura y

funcionamiento de los ecosistemas de pastizal a nivel mundial, ya que contempla una porción del gradiente de precipitación (la más húmeda) poco explorada en los procesos de arbustización de pastizales. Dado que el efecto de los arbustos sobre la productividad o los contenidos de C orgánico del suelo están relacionados con la precipitación (Knap et al., 2008; Barger et al., 2011; Gonzales-Roglich et al., 2014), el análisis de los cambios en el balance de carbono o la PPNA debido a la presencia de leñosas, complementaran los estudios realizados en otras partes del mundo, permitiendo una comprensión más acabada de las consecuencias de la arbustización en pastizales.

Las implicancias económicas están asociadas a las mejoras en el conocimiento de la PPNA potencialmente utilizable por el ganado. Las estimaciones de PPNA realizadas en el marco del programa de Seguimiento Forrajero desarrollado en LART-IFEVA-FAUBA (<http://larfile.agro.uba.ar/lab-sw/sw/gui/Inicial.page>), podrían mejorar sensiblemente al incluir cuantificaciones de la densidad de arbustos. En este sentido, desacoplar lo producido por el componente arbustivo y el componente herbáceo mediante modelos como los desarrollados en esta tesis aplicados a escala regional, permitiría calcular mejor la producción de forraje para la ganadería con las consecuentes mejoras en el manejo de la carga a nivel de potreros u otras decisiones de manejo (destete, entore, etc).

6.4 Consecuencias de los cambios en el uso del suelo sobre el funcionamiento de los ecosistemas.

Los patrones espaciales descritos permiten evaluar el impacto de los cambios en el uso del suelo sobre el funcionamiento de los ecosistemas. Esta tesis (Cap. 5) analiza las consecuencias de estos cambios sobre uno de los descriptores más importantes el funcionamiento de los ecosistemas, la Productividad Primaria Neta (Lindeman, 1942; Odum, 1971; McNaughton et al., 1989). El análisis sobre la Apropiación Humana de la PPN está realizado a una resolución sin precedentes a escalas regionales, con descripciones de uso/cobertura del suelo a 250 x 250 m de resolución espacial y estadísticas agropecuarias a nivel subnacional. Los resultados muestran que los humanos nos apropiamos más del 40% de lo que producen los PRP, un porcentaje muy superior al encontrado en otras regiones del mundo o en trabajos a escala mundial realizados con la misma aproximación (Vitousek, 1986; Rojstaczer et al., 2001; Haberl et al., 2007). Además, el porcentaje apropiado está en aumento debido al fuerte proceso de intensificación agrícola al que están sometidos los PRP, en consonancia con los resultados de Krausman et al. (2013) para la AHPPN a nivel mundial y para esta región del planeta. Una parte muy importante de esta apropiación ocurre para satisfacer las necesidades de consumo de otras partes del planeta. Según Erb et al. (2009), la diferencia entre lo apropiado y consumido en la región de los PRP oscila entre 1000 y 5000 KgMS/ha* año.

El porcentaje de apropiación de la PPN fue máximo en los grandes polos agrícolas y forestales del los PRP donde superó el 70-80% siguiendo un gradiente de intensificación agrícola y estuvo fundamentalmente impulsado por aumentos en la PPN cosechada debidos tanto al aumento del área cultivada, como al rendimiento de los cultivos. La PPN apropiada como consecuencia estrictamente del cambio en el uso del suelo muestra que los humanos no hemos alcanzado el potencial productivo de la región en varias de las porciones del área de estudio. Esta situación deja una ventana abierta para aumentar la producción sin disminuir las ganancias de carbono en los ecosistemas. Sin embargo, dado el conjunto de impactos ambientales provocados por la agricultura, es recomendable aumentar la producción a través de prácticas de manejo que apunten a la maximización de otros servicios provistos por los ecosistemas. Los cultivos de servicio (Piñeiro et al., 2014; Schipanski et al., 2014) aparecen como una alternativa interesante para utilizar toda la PPN potencial de áreas ya transformadas mejorando los niveles de provisión de otros servicios ecosistémicos diferentes a los bienes cosechables.

Parte del proceso de la utilización operativa del concepto de SE para evaluar los impactos del cambio en el uso del suelo y su planificación, pasa por identificar las relaciones existentes entre los procesos ecosistémicos y los servicios a los que están asociados (Paruelo, 2010; Altesor, 2011). Estas relaciones se conocen como “funciones de producción” y describen cuantitativamente las relaciones causales entre atributos estructurales y/o de funcionamiento del ecosistema (servicios intermedios) y los servicios finales que proveen (Daily et al., 2000; 2009). El otro aspecto importante a definir es la magnitud y el sentido del cambio en los niveles de provisión de un SE, generados a partir de un cambio en uso del suelo. Estas relaciones se conocen como “funciones de afectación” y relacionan la magnitud o intensidad de las perturbaciones (en este caso, un cambio en el uso del suelo) con el nivel de provisión de un servicio ecosistémico (Paruelo et al., 2010; Altesor, 2011). Los cálculos de AHPPN realizados en esta tesis contribuyen a la cuantificación de algunas de estas funciones en los PRP de forma espacialmente explícita. Por un lado cuantifica funciones de producción, al calcular cuánto del carbono fijado por los ecosistemas es transformado en bienes de consumo (granos, carne, madera). Por otro lado, cuantifica funciones de afectación al estimar el cambio en la magnitud de la PPN debida a los cambios en el uso del suelo.

Recientemente, Paruelo et al. (2016), proponen un índice para estimar y mapear los niveles de provisión de servicios ecosistémicos de soporte y regulación (ESPI: Ecosystem Service Provisión Index) sobre grandes extensiones de territorio, utilizando como áreas de estudio los PRP y los bosques del Chaco semiárido. Dicho índice explicó niveles importantes en la varianza de varios servicios ecosistémicos intermedios y finales calculados localmente, como la biodiversidad de aves (Mastrangelo & Gavin, 2014), la recarga de napas freáticas (Amdan et al., 2013), el secuestro de C orgánico en el suelo (Caride et al., 2012) y la evapotranspiración (Gallego, 2014). Los mapas generados en esta tesis y las estimaciones de PPN total y

cosechada realizadas en el marco del cálculo de la AHPPN, permitirían analizar la utilización del ESPI en forma continua para toda la región de los PRP. Por ejemplo se podría calcular directamente la relación entre el ESPI y los niveles de provisión de C cosechado para todos los PRP y diferentes periodos de tiempo. Otra posibilidad sería evaluar la influencia de la configuración del paisaje y sus cambios sobre los niveles de provisión de servicios ecosistémicos evaluados a través del ESPI.

La estructura de las bases de datos generadas en el marco del análisis para estudiar la AHPPN permitiría combinar con relativa facilidad los resultados de esta tesis con otros trabajos y bases de datos. Dado que toda la información (uso/cobertura del suelo, PPN total y sus diferentes particiones en aérea subterránea, cosechada, etc) fue resumida en una grilla regular con celdas de aproximadamente 10x10 km, que siguen la estructura geométrica de los productos del sensor MODIS, los datos serían automáticamente comparables a otros trabajos o datos generados por este sensor. Por ejemplo, las comparaciones sugeridas con el ESPI en el párrafo anterior, o las relaciones entre el uso/cobertura del suelo con otros descriptores importantes del funcionamiento de los ecosistemas como el albedo (Liang et al., 2001; Schaaf et al., 2002; Gao et al., 2005) o la evapotranspiración (Mu et al., 2007; 2011). Adicionalmente, la estructura de los datos aquí generados permitiría compatibilizar con relativa facilidad los resultados de esta tesis con otras bases de datos. Por ejemplo, analizar los patrones de uso del suelo y sus cambios, o la AHPPN, con los patrones de diversidad de diferentes taxa, las especies extintas o en peligro de extinción, o las invasiones biológicas.

6.5 Las técnicas desarrolladas en el contexto de nuevos avances tecnológicos.

Gran parte de las metodologías y aproximaciones desarrolladas en esta tesis podrán mejorarse rápidamente en el futuro inmediato de la mano de los avances tecnológicos, tanto en los sensores como en las técnicas y plataformas de análisis de datos. La puesta en órbita de los satélites Sentinel 2 por parte de la Agencia Espacial Europea permitirá en el futuro inmediato aplicar las técnicas desarrolladas en esta tesis con una resolución espacial muy superior. La misión Sentinel 2 consiste en 2 satélites gemelos con un sensor multiespectral que capta la energía reflejada en 13 longitudes de onda: 4 bandas en el visible e infrarrojo cercano, 6 bandas en el borde rojo e infrarrojo de onda corta, y 3 bandas para corrección atmosférica, con resoluciones espaciales de 10, 20 y 60 m respectivamente. El satélite Sentinel 2A fue lanzado en junio de 2015 y el lanzamiento de Sentinel 2B está previsto para finales de este año. Cada satélite tiene un período de revisita de 10 días en el ecuador; la combinación de ambos satélites proporcionará un periodo de revisita a de 2-3 días a latitudes medias como las de Uruguay.

(<https://earth.esa.int/web/sentinel/missions/sentinel-2>). La combinación de resolución espacial (10 m) y temporal (2-3 días) permitirá la construcción de series

temporales de IVN con mayor resolución, mejorando probablemente la capacidad de discriminación de diferentes usos/coberturas del suelo con aproximaciones como las desarrolladas en esta tesis. Potencialmente permitiría discriminar aquellos usos agrícolas que se desarrollan sobre superficies más pequeñas, como los cultivos de huerta o los frutales; mejorar la discriminación de las pasturas implantadas, que frecuentemente son sembradas en potreros menores al tamaño de un pixel MODIS, e incluso discriminar entre diferentes comunidades de pastizales naturales.

Las imágenes de los satélites Sentinel 2 aparecen también como una alternativa interesante para la cartografía de densidades variables de arbustos. La simulación de los modelos generados para la discriminación de arbustos mostró resultados alentadores para la cartografía de arbustos con Landsat 8. Las imágenes de Sentinel 2 no solo tienen mejor resolución espectral y espacial que Landsat 8, sino que también incluyen 3 bandas espectrales en el Borde Rojo, una región del espectro electromagnético particularmente útil para la discriminación de los arbustos (Cap.3).

Asociado a estas mejoras tecnológicas en resolución espacial y espectral de los sensores existe un aumento exponencial de los volúmenes de datos provistos por los sensores a bordo de satélites, cuyo archivo y procesamiento no está exento de problemas. Nuevas plataformas de almacenamiento y procesamiento de datos como la recientemente desarrollada Google Earth Engine (<https://earthengine.google.com/>), brindan nuevas posibilidades para el procesamiento de datos geoespaciales. Google Earth Engine almacena y permite el procesamiento con motores de cálculo propios, volúmenes de datos en el orden de PetaBytes (10^6 Gb), poniendo a disposición, por ejemplo, todo el archivo histórico de Landsat, varios productos MODIS y Sentinel, datos climáticos, modelos digitales de elevaciones o datos poblacionales, entre otros. Si bien Google Earth Engine es de desarrollo reciente, ya existen ejemplos exitosos de su uso. Por ejemplo, Hansen et al. (2013), utilizan imágenes Landsat y Google Earth Engine para cartografiar las áreas boscosas de todo el mundo y sus cambios en el tiempo, con 30 m de resolución espacial. Dicho trabajo analiza 654178 escenas Landsat aprovechando tanto el archivo público de imágenes Landast, como la capacidad de procesamiento en paralelo de Google Earth Engine. Todos estos adelantos tecnológicos seguramente mejoren nuestra capacidad de describir patrones espaciales del uso/cobertura del suelo y evaluar su relación con el funcionamiento de los ecosistemas.

BIBLIOGRAFÍA

- ACCP. 1994. Accelerated canopy chemistry program final report to NASA-EOS-IWG. Washington, DC USA: National Aeronautics and Space Administration [<http://daac.ornl.gov/ACCP/accp.html>]
- Aleman, A. y Gómez, A. 1989. Control de Malezas de Campo Sucio y Carbohidratos de reserva de tres especies arbustivas. Tesis de grado. Facultad de Agronomía, Uruguay. 32 pp.
- Altamirano, A.; Da Silva, H.; Durán, A.; Echeverría, A.; Panario, D. y Puentes, R. 1976. Clasificación de Suelos. Dirección de Suelos y Fertilizantes. Ministerio de Agricultura y Pesca. Tomo I. Montevideo.
- Altesor, A. 2011. Servicios ecosistémicos de los pastizales naturales. Páginas 221 - 234, en: Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales. Altesor, A., Ayala, W. y Paruelo J. (eds). INIA Serie FPTA 26 INIA.
- Altesor, A.; Oesterheld, M.; Leoni, E.; Lezama, F. and Rodríguez, C. 2005. Effect of grazing on community structure and productivity of a Uruguayan grassland. *Plant Ecology*, 179:83-91.
- Altesor, A.; Piñeiro, G.; Lezama, F.; Jackson, R.B.; Sarasola, M. and Paruelo, J.M. 2006. Ecosystem changes associated with grazing in subhumid South American grasslands. *Journal of Vegetation Science*, 17:323-332.
- Amdan, M.L.; Aragón, R.; Jobbágy, E.G.; Volante, J.N. & Paruelo, J.M. 2013. Onset of deep drainage and salt mobilization following forest clearing and cultivation in the Chaco plains (Argentina). *Water Resources Research*, 49, 6601-6612.
- Andersen, C. B., Donovan, R. K., & Quinn, J. E. 2015. Human Appropriation of Net Primary Production (HANPP) in an Agriculturally-Dominated Watershed, Southeastern USA. *Land*, 4(2), 513-540.
- Arbeletche, P. y Gutiérrez, G. 2010. Crecimiento de la agricultura en Uruguay: exclusión social o integración económica en redes. *Pampa*, 6: 113 - 138.
- Arbeletche, P.; Coppola, M. y Paladino, C. 2012. Análisis del agro-negocio como forma de gestión empresarial en América del Sur: el caso uruguayo. *Agrociencia*, 16: 110-119.
- Archer, S.R. 2010. Rangeland conservation and shrub encroachment: new perspectives on an old problem. In: Wild Rangelands: Conserving Wildlife While Maintaining Livestock in Semi-arid Ecosystems (eds Toit, J.T.d., Kock, R. & Deutsch, J.C.). John Wiley and Sons Ltd, Chichester, UK, pp. 53–97.
- Archer, S.R.; Schimel, D.S. & Holland, E.H. 1995. Mechanisms of shrubland expansion: Land use, climate or CO₂? *Climatic Change* 29: 91–99.

- Arino, O.; Bicheron, P.; Achard, F.; Latham, J.; Witt, R. and Weber, J. 2008. The most detailed portrait of earth. *ESA Bulletin*, 136: 24–31.
- Asner, G.P. 1998. Biophysical and biochemical sources of variability in canopy reflectance. *Remote Sensing of Environment*, 64: 234-253.
- Asner, G.P.; Archer, S.; Hughes, R.F.; Ansley, R.J. and Wessman, C. A. 2003. Net changes in regional woody vegetation cover and carbon storage in Texas drylands, 1937–1999. *Global Change Biology*, 9: 316–335
- Asner, G.P.; Wessman, C.A. & Schimel, D.S. 1998a. Heterogeneity of savanna canopy structure and function from imaging spectrometry and inverse modeling. *Ecological Applications*, 8:1022–1036.
- Asner, G.P.; Wessman, C.A. & Archer, S. 1998b. Scale dependence of absorption of photosynthetically active radiation in terrestrial ecosystems. *Ecological Applications*, 8: 1003-1021.
- Asner, G.P.; Levick, S.R. & Smit, I.P. 2010. Remote Sensing of Fractional Cover and Biochemistry in Savannas. In M.J. Hill & N.P. Hanan (Eds.), *Ecosystem Function in Savannas: Measurement and Modeling at Landscape to Global Scales*: CRC Pres
- Atkinson, M.D.; Jervis, A.P. & Sangha, R.S. 1997. Discrimination between betula pendula, betula pubescens, and their hybrids using nearinfrared reflectance spectroscopy. *Canadian Journal of Forest Resources*, 27, 1896–1900.
- Baeza, S.; Baldassini, P.; Bagnato, C.; Pinto, P y Paruelo, J. 2014. Caracterización del uso/cobertura del suelo en Uruguay a partir de series temporales de imágenes MODIS. *Agrociencia*, 18: 95-105.
- Baeza, S.; Gallego, F., Lezama, F. Altesor, A. y Paruelo, J. M. 2011. Cartografía de los pastizales naturales en las regiones geomorfológicas de Uruguay predominantemente ganaderas. En: Altesor A, Ayala W, Paruelo JM. [Eds.] *Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales*. Serie FPTA N° 26, INIA. Pp. 33 – 54.
- Baeza, S.; Lezama, F.; Piñeiro, G.; Altesor, A. and Paruelo, J.M. 2010. Spatial variability of aboveground net primary production in Uruguayan Grasslands: A remote sensing approach. *Applied Vegetation Science*, 13: 72 – 85
- Bagnato, C.; Conde C.; Noe Y.; Caride C.; Baeza S; Paoli, H.; Vallejos M.; Gallego, F.; Vale, L.; Amdan L.; Elena, H.; Texeira M.; Mosciaro, J.; Ciuffoli L.; Morales, C.; Baldasini P.; Aguiar S.; Arocena M.D.; Volante J.N. & Paruelo J.M. 2012. Utilización de firmas espectrales de alta resolución temporal para la elaboración de mapas de uso agrícola y estimaciones de superficie cultivada a escala de lote en Argentina y Uruguay. Congreso Argentino de Teledetección, Cordoba/Argentina.
- Baldi, G. 2007. Cambios en la estructura del paisaje en la región de los Pastizales del Río de la Plata (período 1985–2005). Tesis. Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina.

- Baldi, G., Guerschman, J.P. & Paruelo, J.M. 2006. Characterizing fragmentation in temperate South America grasslands. *Agriculture Ecosystem & Environment* 116: 197–208.
- Baldi, G. and Paruelo, J. M. 2008. Land-use and land cover dynamics in South American temperate grasslands. *Ecology and Society*, 13(2), 6.
- Barger, N.N.; Archer, S.R.; Campbell, J.L.; Huang, C.Y.; Morton, J.A. and Knapp, A.K. 2011. Woody plant proliferation in North American drylands: a synthesis of impacts on ecosystem carbon balance. *Journal of Geophysical Research- Biogeoscience*, 116, G00K07, doi:10.1029/2010JG001506
- Barley, S.C. & Meeuwig, J.J. 2016. The Power and the Pitfalls of Large-scale, Unreplicated Natural Experiments. *Ecosystems*, DOI: 10.1007/s10021-016-0028-5
- Basso, J. 2015. Cuantificación de biomasa residual de cosecha en pinos y eucaliptos. Proyecto INIA-PROBIO. Jornada Técnica - Biomasa Forestal, INIA, Tacuarembó, Uruguay.
- Bayce D. y Del Puerto, O. 1989. Observaciones sobre control de chircales de *Eupatorium buniifolium* mediante pastoreo y quema. Nota Técnica N°6. Facultad de Agronomía. Montevideo, Uruguay.
- Bemhaja, M. y Olmos, F. 1996. Producción de pasturas en suelos arenosos. Montevideo, Uruguay, Serie Técnica INIA 80. 78 p.
- Blackburn, G.A. 1998. Spectral indices for estimating photosynthetic pigment concentrations: A test using senescent tree leaves. *International Journal of Remote Sensing*, 19: 657-675.
- Blackburn, G.A. 1999. Towards the remote sensing of matorral vegetation physiology: Relationships between spectral reflectance, pigment, and biophysical characteristics of semiarid bushland canopies. *Remote Sensing of Environment*, 70: 278-292.
- Blanco, L.J.; Paruelo, J.M., Oesterheld, M. & Biurrun, F.N. 2016. Spatial and temporal patterns of herbaceous primary production in semi-arid shrublands: a remote sensing approach. *Journal of Vegetation Science*, 27: 716–727.
- Blanco, P. D.; Colditz, R. R.; Saldaña, G. L.; Hardtke, L. A.; Llamas, R. M.; Mari, N. A.; Fischer, A.; Caride, C.; Aceñolaza, P. G.; del Valle, H. F.; Lillo-Saavedra, M.; Coronato, F.; Opazo, S. A.; Morelli, F.; Anaya, J. A.; Sione, W. F.; Zamboni, P. and Arroyo, V. B. 2013. A land cover map of Latin America and the Caribbean in the framework of the SERENA project. *Remote sensing of environment*, 132: 13-31.
- Box, E.O.; Holbes, B.N. & Kalb, V. 1989. Accuracy of the AVHRR Vegetation Index as a predictor of biomass, primary productivity and net CO₂ flux. *Vegetatio* 80:71-89.
- Bradford, J. B., Hicke, J. A., & Lauenroth, W. K. 2005. The relative importance of light-use efficiency modifications from environmental conditions and cultivation for

estimation of large-scale net primary productivity. *Remote Sensing of Environment*, 96, 246-255.

- Bresciano, D.; Rodríguez, C.; Lezama, F. & Altesor, A. 2014. Patrones de invasión de los pastizales de Uruguay a escala regional. *Ecología austral*, 24, 83-93.

- Briggs, J.M.; Knapp, A.K.; Blair, J.M.; Heisler, J.L.; Hoch, G.A.; Lett, M.S. & McCarron, K. 2005. An ecosystem in transition: woody plant expansion into mesic grassland. *BioScience*, 55: 243-254.

- Brown Blanquet, J. 1965. Plant Sociology: The Study of Plant Communities. Hofner Publ. London.

- Brown, J.R. and Carter, J. 1998. Spatial and temporal patterns of exotic shrub invasion in an Australian tropical grassland. *Landscape Ecology*, 13: 93–102.

- Brye, K. R., S. T. Gower, J. M. Norman, y L. G. Bundy. 2002. Carbon budgets for a prairie and agroecosystems: effects of land use and interannual variability. *Ecological Applications* 12:962-979.

- Burke, I. C.; Lauenroth, W.K.; Vinton, M.A.; Hook, P.B.; Kelly, R.H. ; Epstein, H.E.; Aguiar, M.R.; Robles, M.D.; Aguilera, M.O.; Murphy K.L. and Gill. R. A. 1998. Plant-soil interactions in temperate grasslands. *Biogeochemistry*, 42:121-143

- Burke, I. C., Yonker, C. M., Parton, W. J., Cole, C. V., Schimel, D. S., & Flach, K. 1989. Texture, climate, and cultivation effects on soil organic matter content in US grassland soils. *Soil science society of America journal*, 53(3), 800-805.

- Cabrera, A.L. 1968. Compositae. En: Flora de la provincial de Buenos Aires. Cabrera, A.L (Ed), Colección científica INTA, Tomo 4, parte 4.

- Caffera, M. 2008. Análisis de las condiciones hídricas hacia finales de 2008. Anuario OPYPA 2008.

- Cal, A.; Álvarez, A.; Petraglia, C.; Dell' Aqua, M.; López, N y Fernandez, V. M 2011. Mapa de Cobertura del Suelo de Uruguay. Land Cover Classification System. Mosca, Montevideo, Uruguay.

- Caldas, M. M.; Goodin, D.; Sherwood, S.; Campos Krauer, J. M. and Wisely, S. M. 2015. Land-cover change in the Paraguayan Chaco: 2000–2011. *Journal of Land Use Science*, 10: 1-18.

- Campbell, B.D. & Stafford Smith, D.M. 2000. A synthesis of recent global change research on pasture and range production: reduced uncertainties and their management implications. *Agriculture, Ecosystems and the Environment* 82:39-55.

- Caride, C., Piñeiro, G., & Paruelo, J. M. 2012. How does agricultural management modify ecosystem services in the Argentine Pampas? The effects on soil C dynamics. *Agriculture, ecosystems & environment*, 154, 23-33.

- Carrascal, L.M.; Galván, I. and Gordo, O. 2009. Partial least squares regression as an alternative to current regression methods used in ecology. *Oikos*, 118: 681-690.
- Carpenter S.R. 1989. Replication and treatment strength in whole-lake experiments. *Ecology* 70:453–63.
- Carpenter, S.R.; DeFries, R.; Dietz, T.; Mooney, H.A.; Polasky, S.; Reid, W.V. and Scholes, R.J. 2006. Millennium ecosystem assessment: research needs. *Science*, 314: 257-258.
- Carter, G.A. 1998. Reflectance bands and indices for remote estimation of photosynthesis and stomatal conductance in pine canopies. *Remote Sensing of Environment*, 63: 61-72.
- Caviglia, O. P., Sadras, V. O. & Andrade, F. H. 2011. Yield and quality of wheat and soybean in sole-and double-cropping. *Agronomy journal*, 103(4), 1081-1089.
- Chang, C.W.; Laird, D.A.; Mausbach, M.J. & Hurburgh, C.R. 2001. Near-infrared reflectance spectroscopy–principal components regression analyses of soil properties. *Soil Science Society of America Journal*, 65: 480-490.
- Chapin, F.S.; Matson, P.A. & Mooney, H.A. 2011. Principles of terrestrial ecosystem ecology. Second Edition. Springer, New York.
- Chen, A., Li, R., Wang, H., & He, B. 2015. Quantitative assessment of human appropriation of aboveground net primary production in China. *Ecological Modelling*, 312, 54-60.
- Chen, J.; Gu, S.; Shen, M.; Tang, Y. & Matsushita, B. 2009. Estimating aboveground biomass of grassland having a high canopy cover: an exploratory analysis of in situ hyperspectral data. *International Journal of Remote Sensing*, 30: 6497-6517.
- Cho, M.A.; Skidmore, A.; Corsi, F.; van Wieren, S.E. and Sobhan, I. 2007. Estimation of green grass/herb biomass from airborne hyperspectral imagery using spectral indices and partial least squares regression. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 9: 375–391.
- Chowdhury, R. R. 2006. Landscape change in the Calakmul Biosphere Reserve, Mexico: Modeling the driving forces of smallholder deforestation in land parcels. *Applied Geography*, 26: 129-152.
- Clark, M.L., Aide, M., Grau R., Riner, G. 2010. A scalable approach to mapping annual land cover at 250 m using MODIS time series data: A case study in the Dry Chaco ecoregion of South America. *Remote Sensing of Environment*, 114: 2816–2832
- Clark, M.L.; Aide, T.M. and Riner, G. 2012. Land change for all municipalities in Latin America and the Caribbean assessed from 250-m MODIS imagery (2001–2010). *Remote Sensing of Environment*, 126: 84–103.

- Clark, D.B.; Read, J.M.; Clark, M.L.; Cruz, A.M.; Dotti, M.F. & Clark, D.A. 2004. Application of 1-m and 4-m resolution satellite data to ecological studies of tropical rain forests. *Ecological Applications*, 14:61-74.
- Clevers, J.G.P.W. 1999. The use of imaging spectrometry for agricultural applications. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 54: 299-304.
- Cochrane, M.A. 2000. Using vegetation reflectance variability for species level classification of hyperspectral data. *International Journal of Remote Sensing*, 21: 2075-2087.
- Cohen, J.M.; Prenger, P.J. and DeBusk, F.W. 2005. Visible-Near Infrared Reflectance Spectroscopy for Rapid, Nondestructive Assessment of Wetland Soil Quality. *Journal of Environmental Quality* 34: 1422–34.
- Colditz, R. R.; Saldaña, G. L.; Maeda, P.; Espinoza, J. A.; Tovar, C. M.; Hernández, A. V.; Carlos Zermeño, C.; López, I.C and Ressler, R. 2012. Generation and analysis of the 2005 land cover map for Mexico using 250m MODIS data. *Remote Sensing of Environment*, 123: 541-552.
- Curran, P.J. 1985. Principles of remote sensing. Longman Scientific & Technical, London.
- Congalton, R. 1991. A Review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, 37:35-46.
- Cordeiro, J. L., & Hasenack, H. 2009. Cobertura vegetal atual do Rio Grande do Sul. Em: Pata Pillar, V.; Müller, S.C.; de Souza Castiños, Z.M. & Avila, A.V. [Eds.]. Campos Sulinos–conservação e uso sustentável da biodiversidade. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Brasil, 285-299.
- Curran, P.J. 1989. Remote sensing of foliar chemistry. *Remote Sensing of Environment*, 30: 271-278.
- Cusens, J., Wright, S. D., McBride, P. D., & Gillman, L. N. 2012. What is the form of the productivity–animal-species-richness relationship? A critical review and meta-analysis. *Ecology*, 93, 2241-2252.
- Dansereau, P. 1951. Description and recording of vegetation upon a structural basis. *Ecology*, 32: 172–229.
- Daily, G.C. 1997. Introduction: What are ecosystem services? Pages 1-10 in G. Daily, (Ed.). *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington, D.C.
- Daily, G.C., S. Polasky, J. Goldstein, P.M. Kareiva, H.A. Mooney, et al. 2009. Ecosystem services in decision making: time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7:21-28.

- Daily, G., T. Söderqvist, S. Aniyar, K. Arrow, P. Dasgupta, et al. 2000. The value of nature and the nature of value. *Science* 289:395-396.
- Darvishzadeh, R.; Skidmore, A.; Schlerf, M.; Atzberger, C.; Corsi, F. and Cho, M. 2008. LAI and chlorophyll estimation for a heterogeneous grassland using hyperspectral measurements. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 63: 409-426.
- DeFries, R.S.; Hansen, M.C.; Townshend, J.R.G. & Sohlberg, R.S. 1998. Global land cover classifications at 8 km spatial resolution: the use of training data derived from Landsat imagery in decision tree classifiers. *International Journal of Remote Sensing*, 19, 3141–3168.
- DeFries, R. S., Field, C. B., Fung, I., Collatz, G. J., & Bounoua, L. 1999. Combining satellite data and biogeochemical models to estimate global effects of human-induced land cover change on carbon emissions and primary productivity. *Global Biogeochemical Cycles*, 13, 803-815.
- Del Puerto, O. 1987. La extensión de las comunidades arbóreas primitivas en el Uruguay. Notas Técnicas N°1, 12 pp. Facultad de Agronomía, Uruguay.
- Del Puerto, O. 1990. Las Malezas de los Campos IV. La Chirca *Eupatorium buniifolium*. Revista Lananoticias, SUL. Pág: 18-20.
- Deregibus, V.A.; Oesterheld, M.; Boco, R. j. Aranguren, J. and Landi, M. 1985. Producción forrajera y de carne en pastizales naturales de la Provincia de Entre Ríos pastoreados en forma alternativa y planificada. Buenos Aires, Argentina: Asociación Argentina de Consorcios Regionales de Experimentación Agrícola. p. 63–70.
- Di Bella, C.M.; Paruelo, J.M.; Becerra, J.E.; Bacour, C. & Baret, F. 2004. Effect of senescent leaves on NDVI-based estimates of fAPAR: experimental and modelling evidences. *International Journal of Remote Sensing* 25: 5415-5427.
- DIEA. 2000. SICA : Sistema de Información Censo Agropecuario 2000. [En línea]. Montevideo: MGAP. Consultado 12 setiembre 2014. Disponible en: <http://www.mgap.gub.uy/portal/page.aspx?2,diea,diea-sica,O,es,0,>
- DIEA. 2011. Censo nacional Agropecuario 2011, Dirección de Estadísticas Agropecuarias, Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. Disponible en: <http://www.mgap.gub.uy/portal/page.aspx?2,diea,diea-censo-2011,O,es,0,>
- DIEA 2012. Recopilación de las Estadísticas Básicas del Sector Arrocerero. Período 1998-2012. Dirección de Estadísticas Agropecuarias, MGAP, Uruguay.
- Dirección Nacional Forestal. 2012. Superficie total de bisques (Cartografía 2012). [En línea]. Montevideo : MGAP. Consultado 12 setiembre 2014. Disponible en: <http://www.mgap.gub.uy/portal/page.aspx?2,dgf,dgf-recurso-forestal,O,es,0,MNU;E:134;2:MNU>

- Donald, C. M., & Hamblin, J. 1976. The biological yield and harvest index of cereals as agronomic and plant breeding criteria. *Advances in Agronomy*, 28, 361-405.
- DPF, MAGyP, 2014. Sector Forestal 2013. Dirección de Producción Forestal, Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca, Argentina.
- Dunn, B.W.; Batten, G.D.; Beecher, H.G. & Ciavarella, S. 2002. The potential of near-infrared reflectance spectroscopy for soil analysis—a case study from the Riverine Plain of south-eastern Australia. *Animal Production Science*, 42: 607-614.
- Duran, A. 1991. Los suelos del Uruguay. Hemisferio Sur, Montevideo.
- Dye, D.G. & Goward, S.N. 1993. Photosynthetically active radiation absorbed by global land vegetation in August 1984. *International Journal of Remote Sensing* 14:3361-3364.
- D' Odorico, P.; Fuentes, J.D.; Pockman, W.T.; Collins, S.L.; He, Y.; Medeiros, J.S.; DeWekker, S. and Litvak, M.E. 2010. Positive feedback between microclimate and shrub encroachment in the northern Chihuahuan desert. *Ecosphere*, 1, Article 17, doi: 10.1890/ES10-00073.1.
- Echeverría, R. 2010. Monitoreo de los Recursos Forestales. Inventario Nacional Forestal. Resumen de Resultados. Dirección general Forestal, Ministerio de ganadería, Agricultura y Pesca. Disponible en [http://www.mgap.gub.uy/portal/hgxpp001.aspx?7,20,435,O,S,0,MNU;E;2;15;125;1;MNU;,,](http://www.mgap.gub.uy/portal/hgxpp001.aspx?7,20,435,O,S,0,MNU;E;2;15;125;1;MNU;,)
- Eldridge, D.J.; Bowker, M.A.; Maestre, F.T.; Roger, E.; Reynolds, J.F. and Whitford, W.G. 2011. Impacts of shrub encroachment on ecosystem structure and functioning: towards a global synthesis. *Ecology Letters*, 14: 709–722.
- Ellemberg, H. & Mueller-Dombois, D. 1967. Tentative physiognomic-ecological classification of plant formations of the Herat. Ber. Geobot. Inst. ETH Stifg Rübel, Zurich. 37: 21-75.
- Ellis, E.C.; Goldewijk, K.; Siebert, S.; Lightman, D. & Ramankutty, N. 2010. Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. *Global ecology and biogeography*, 19, 589-606.
- Ellis, E.C. & Ramankutty, N. 2008. Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6, 439-447.
- Elvidge, C.D. 1990. Visible and near infrared reflectance characteristics of dry plant materials. *International Journal of Remote Sensing*, 11: 1775-1795.
- Elvidge, C.D., & Chen, Z. 1995. Comparison of broadband and narrowband red and near-infrared vegetation indices. *Remote Sensing of Environment*, 54: 38-48.
- Epstein, H. E., Lauenroth, W. K., & Burke, I. C. 1997. Effects of temperature and soil texture on ANPP in the US Great Plains. *Ecology*, 78, 2628-2631.

- Erb, K. H., Krausmann, F., Lucht, W., & Haberl, H. 2009. Embodied HANPP: Mapping the spatial disconnect between global biomass production and consumption. *Ecological Economics*, 69, 328-334.
- Etter, A.; McAlpine, C.; Wilson, K.; Phinn, S. and Possingham, H. 2006. Regional patterns of agricultural land use and deforestation in Colombia. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 114: 369-386.
- Eva, H.D.; Belward, A.S.; De Miranda, E.E; Di Bella, C.M; Gond, V.; Huber, O.; Jones, S.; Sgrenzaroli, M. & Fritz, S. 2004. A land cover map of South America. *Global Change Biology* 10: 731–744.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 487-515.
- FAOSTAT 2013: Food and Agriculture Organization of the United Nations Statistical Databases 2013, Technical Report (New York: United Nations)
- Fernández, G. 2007. Efecto de los arbustos sobre el estrato gramíneo y comportamiento hídrico de los Tipos Funcionales de Plantas en pastizales naturales. Informe de Pasantía. Facultad de Ciencias. Montevideo, Uruguay.
- Fetzel, T., Gradwohl, M., & Erb, K.H. 2014. Conversion, intensification, and abandonment: A human appropriation of net primary production approach to analyze historic land-use dynamics in New Zealand 1860–2005. *Ecological Economics*, 97, 201-208.
- Feysaerts, F. & Gool, L.V. 2001. Multi-spectral vision system for weed detection. *Pattern Recognition Letters*, 22: 667– 674.
- Field, C. B. 2001. Global change: Enhanced: Sharing the garden. *Science* 294, 2490–2491
- Fischer, J. & Lindenmayer, D.B. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*, 16(3), 265-280.
- Foley, J.A., DeFries, R.; Asner, G.P.; Barford, C.; Bonan, G.; Carpenter, S.R.; Chapin, F.S.; Coe, M.T.; Daily, G.C.; Gibbs, H.K.; Helkowski, J.H.; Holloway, T.; Howard, E.A.; Kucharik, C.J.; Monfreda, C.; Patz, J.A.; Prentice, I.C.; Ramankutty, N.; Snyder, P.K. 2005. Global consequences of land use. *Science* 309, 570–574.
- Foley, J. A., Monfreda, C., Ramankutty, N., & Zaks, D. 2007. Our share of the planetary pie. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104, 12585-12586.
- Foley, J.A.; Ramankutty, N.; Brauman, K.A.; Cassidy, E. S.; Gerber, J.S.; Johnston, M.; Mueller, N.D.; O'Connell, C.; Ray, D.K.; West, P.C.; Balzer, C.; Bennett, E.M; Carpenter, S.R., Hill, J.; Monfreda, C.; Polasky, S.; Rockström, J., Sheehan, J. Siebert, S.; Tilman, D. & Zacks, D.P. 2011. Solutions for a cultivated planet. *Nature*, 478, 337-342.

- Field, C. B. 2001. Global change: Enhanced: Sharing the garden. *Science* 294, 2490–2491
- Friedl, M.A. & Brodley, C.E., 1997, Decision tree classification of land cover from remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, 61: 399–409.
- Friedl, M.; Brodley, C. E. and Strahler, A. H. 1999. Maximizing land cover classification accuracies produced by decision trees at continental to global scales. *Geoscience and Remote Sensing, IEEE Transactions on*, 37: 969-977.
- Friedl, M.A.; McIver, D.K.; Hodges, J.C.F.; Zhang, X.Y.; Muchoney, D.; Strahler, A.H.; Woodcock, C.E.; Gopal, S.; Schneider, A.; Cooper, A.; Baccini, A.; Gao, F. & Schaaf, C. 2002. Global land cover mapping from MODIS: algorithms and early results. *Remote Sensing of Environment*, 83: 287–302.
- Friedl, M. A.; Sulla-Menashe, D.; Tan, B.; Schneider, A.; Ramankutty, N.; Sibley, A. and Huang, X. 2010. MODIS Collection 5 global land cover: Algorithm refinements and characterization of new datasets. *Remote Sensing of Environment*, 114: 168-182.
- Fukami, T., & Wardle, D.A. 2005. Long-term ecological dynamics: reciprocal insights from natural and anthropogenic gradients. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 272, 2105-2115
- Gallego, F., 2014. Servicios ecosistémicos del pastizal: el seguimiento de un área protegida como sistemas de referencia. Tesis de Maestría. Maestría en Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias Universidad de la República. <http://ambiente.fcien.edu.uy/tesis/Tesis MACA Federico%20Gallego Correcciones.pdf>.
- Gallo, K.P., Daughtry, C.S.T. & Bauer, M.E. 1985. Spectral estimation of absorbed photosynthetically active radiation in corn canopies. *Remote Sensing of Environment* 22: 209-203.
- Gartzia, M.; Alados, C.L. and Perez-Cabello, F. 2014. Assessment of the effects of biophysical and anthropogenic factors on woody plant encroachment in dense and sparse mountain grasslands based on remote sensing data. *Progress in Physical Geography*, 38: 201-217.
- Gao, F.; Schaaf, C.B.; Strahler, A.H.; Roesch, A.; Lucht, W. & Dickinson, R. 2005. MODIS bidirectional reflectance distribution function and albedo Climate Modeling Grid products and the variability of albedo for major global vegetation types. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 110, D01104, doi:[10.1029/2004JD005190](https://doi.org/10.1029/2004JD005190).
- Gausman, H.W. & Allen, W.A. 1973. Optical parameters of leaves of 30 plant species. *Plant Physiology* 52: 57–62.
- Geladi, P., Kowalski, B.R., 1986. Partial least-squares regression: a tutorial. *Analytica Chimica Acta* 185, 1–17.

- Gerten, D., Hoff, H., Bondeau, A., Lucht, W., Smith, P., & Zaehle, S. 2005. Contemporary "green" water flows: simulations with a dynamic global vegetation and water balance model. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 30, 334-338
- Gibbard, S.; Caldeira, K.; Bala, G.; Phillips, T.J. and Wickett, M. 2005. Climate effects of global land cover change. *Geophysical Research Letters*, 32. doi: 10.1029/2005GL024550
- Gibbens, R.P.; McNeely, R.P.; Havstad, K.M.; Beck, R.F. & Nolen, B. 2005. Vegetation changes in the Jornada Basin from 1858 to 1998. *Journal of Arid Environment*, 61: 651-668.
- Gingrich, S.; Niedertscheider, M.; Kastner, T.; Haberl, H.; Cosor, G.; Krausmann, F.; Kuemmerle, T.; Müller, D.; Reith-Musela, A.; Jepsen, M.R.; Vadineanu, A. & Erb, K.H. 2015. Exploring long-term trends in land use change and aboveground human appropriation of net primary production in nine European countries. *Land Use Policy*, 47, 426-438.
- Goetz, A.F. 2009. Three decades of hyperspectral remote sensing of the Earth: A personal view. *Remote Sensing of Environment*, 113, S5-S16.
- Goetz, A.H.F.; Vane, G.; Solomon, J., & Rock, B. 1985. Imaging spectrometry for earth remote sensing. *Science*, 228(4704), 1147-1152.
- Golluscio, R. A., Deregibus, V. A., & Paruelo, J. M. 1998. Sustainability and range management in the Patagonian steppes. *Ecología Austral*, 8, 265-284.
- Gong, P.; Pu, R. & Yu, B. 1997. Conifer species recognition: an exploratory analysis of in situ hyperspectral data. *Remote Sensing of Environment*, 62: 189– 200.
- González-Roglich, M.; Swenson, J.J.; Jobbágy, E.G. & Jackson, R.B. 2014. Shifting carbon pools along a plant cover gradient in woody encroached savannas of central Argentina. *Forest Ecology and Management*, 331: 71-78.
- Goward, S.N.; Markham, B.; Dye, D.G.; Dulaney, W. & Yang, J. 1991. Normalized difference vegetation index measurements from the Advanced Very High Resolution Radiometer. *Remote Sensing of Environment*: 35, 257– 277.
- Graesser, J.; Aide, T. M.; Grau, H. R. & Ramankutty, N. 2015. Cropland/pastureland dynamics and the slowdown of deforestation in Latin America. *Environmental Research Letters*, 10(3), 034017.
- Grau, H. R.; Aide, T. M. and Gasparri, N. I. 2005a. Globalization and soybean expansion into semiarid ecosystems of Argentina. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 34:265-266.
- Grau, H. R.; Gasparri, N. I., and Aide, T. M. 2005b. Agriculture expansion and deforestation in seasonally dry forests of north-west Argentina. *Environmental Conservation*, 32: 140-148.

- 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 de Doctorado. Escuela para Graduados Alberto Soriano. Facultad de Agronomía. Universidad de Buenos Aires. 130 pp.
- Guerschman, J.P., Paruelo, J.M., Di Bella, C., Giallorenzi, M.C. & Pacin, F. 2003. Land cover classification in the Argentine Pampas using multi-temporal Landsat TM data. *International Journal of Remote Sensing*. 24: 3381-3402.
- Guerschman, J. P. and Paruelo, J. M. 2005. Agricultural impacts on ecosystem functioning in temperate areas of North and South America. *Global and Planetary Change*, 47:170-180.
- Guido, A.; Vélez-Martin, E.; Overbeck, G.E. & Pillar, V.D. 2016. Landscape structure and climate affect plant invasion in subtropical grasslands. *Applied Vegetation Science*. Doi: 10.1111/avsc.12263
- Gutierrez, F. 2016. Variabilidad espacial, temporal y controles del flujo de energía en sistemas ganaderos de Uruguay. Tesis de Maestría. Maestría en Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias Universidad de la República.
- Guyot, G. 1990. Optical properties of vegetation canopies. Applications of remote sensing in agriculture. Butterworths, London.
- Haberl, H. 1997. Human appropriation of net primary production as an environmental indicator: implications for sustainable development. *AMBIO* 26:143-146.
- Haberl, H.; Erb, K.H.; Krausmann, F. 2014. Human Appropriation of Net Primary Production: Patterns, Trends, and Planetary Boundaries. *Annual Review of Environment and Resources*, 9:363–91.
- Haberl, H., Erb, K. H., Krausmann, F., Berecz, S., Ludwiczek, N., Martínez-Alier, J., Musel, A. & Schaffartzik, A. 2009. Using embodied HANPP to analyze teleconnections in the global land system: Conceptual considerations. *Geografisk Tidsskrift-Danish Journal of Geography*, 109, 119-130.
- Haberl, H.; Erb, K.H.; Krausmann, F.; Gaube, V.; Bondeau, A.; Plutzer, C.; Gingrich, S.; Lucht, W.; Fischer-Kowalski, M. 2007. Quantifying and mapping the human appropriation of net primary production in earth's terrestrial ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104, 12942–12947.
- Haberl, H.; Schulz, N.B.; Plutzer, C.; Erb, K.H.; Krausmann, F.; Loibl, W.; Moser, D.; Sauberer, N.; Weisz, H.; Zechmeister, H.G. & Zulka, P. 2004. Human appropriation of net primary production and species diversity in agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 102, 213-218.
- Hall, A. J., C. M. Rebella, C. M. Ghera, and J.-P. Culot. 1992. Field crop systems of the Pampas. Pages 413-450 in C. J. Pearson, editor. Field crop ecosystems. Elsevier, Amsterdam.

- Hansen, M.C.; Defries, R.S.; Townshend, J.R.G. & Sohlberg, R. 2000. Global land cover classification at 1 km spatial resolution using a classification tree approach. *International Journal of Remote Sensing*, 21: 1331-1364.
- Hansen, M.; Dubayah, R., & DeFries, R. 1996, Classification trees: an alternative to traditional land cover classifiers. *International Journal of Remote Sensing*, 17: 1075–1081.
- Hansen, M.C.; Potapov, P.V.; Moore, R.; Hancher, M.; Turubanova, S.A.; Tyukavina, A.; Thau, D.; Stehman, S.V.; Goetz, S.J.; Loveland, T.R.; Kommareddy, A.; Egorov, A.; Chini, L.; Justice, C.O. & Townshend, J.R.G. 2013. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science*, 342, 850-853.
- Hanski, I. 1998. Metapopulation dynamics. *Nature* 396: 41 – 49.
- Hasenack, H. y Cordeiro, J.L.P.(org.). 2006. Mapeamento da cobertura vegetal do Bioma Pampa. Porto Alegre, UFRGS Centro de Ecologia. 30 p. (Relatório técnico Ministério do Meio Ambiente: Secretaria de Biodiversidade e Florestas no âmbito do mapeamento da cobertura vegetal dos biomas brasileiros).
- Hicke, J. A., Lobell, D. B., & Asner, G. P. 2004. Cropland area and net primary production computed from 30 years of USDA agricultural harvest data. *Earth Interactions*, 8(10), 1-20.
- HilleRisLambers, J. Ettinger, A.K.; Ford, K.R.; Haak, D.C.; Horwith, M.; Miner, B.E.; Rogers, H.S.; Sheldon, K.S.; Tewksbury, J.J.; Waters, S.M. & Yang, S. 2013. Accidental experiments: ecological and evolutionary insights and opportunities derived from global change. *Oikos*, 122, 1649-1661.
- Hoekstra, J.M.; Boucher, T.M.; Ricketts, T.H. & Roberts, C. 2005. Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology letters*, 8, 23-29.
- Hoffman, E.; Castro, A. & Arbeletche, P. 2013. Área agrícola y superficie cultivada anualmente en Uruguay: implicancias de las diferencias en los números oficiales. *Cangüé*, 35: 12-18.
- Holdridge, L.; Grenke, W.; Hatheway, W.; Liang, T.; & Tosi Jr., J. 1971. Forest Environments In Tropical Life Zones: A Pilot Study. Pergamon Press, New York.
- Houghton, R. 1994. The Worldwide Extent of Land-Use Change. *BioScience*, 44:305-313.
- Houghton, R. 2001. Counting terrestrial sources and sinks of carbon. *Climatic Change*, 48: 525-534.
- Huang, C., Kim, S., Song, K., Townshend, J. R., Davis, P., Altstatt, A.; Rodas, O.; Yanosky, A.; Clay, R.; Tucker, C.J. and Musinsky, J. 2009. Assessment of Paraguay's forest cover change using Landsat observations. *Global and Planetary Change*, 67: 1-12.

- Hudak, A.T. & Wessman, C.A. 1998. Textural analysis of historical aerial photography to characterize woody plant encroachment in South African savanna. *Remote Sensing of Environment*, 66: 317- 330.
- Huete, A., K. Didan, T. Miura, E.P. Rodriguez, X. Gao, & L.G. Ferreira. 2002. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing of Environment* 83:195-213.
- Hüttich, C.; Herold, M.; Wegmann, M.; Cord, A.; Strohbach, B.; Schullius, C. and Dech, S. 2011. Assessing effects of temporal compositing and varying observation periods for large-area land-cover mapping in semi-arid ecosystems: Implications for global monitoring. *Remote Sensing of Environment*, 115: 2445-2459.
- Imhoff, M. L., & Bounoua, L. 2006. Exploring global patterns of net primary production carbon supply and demand using satellite observations and statistical data. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 111(D22).
- Imhoff, M.L.; Bounoua, L.; Ricketts, T.; Loucks, C.; Harriss, R. & Lawrence, W.T. 2004. Global patterns in human consumption of net primary production. *Nature*, 429, 870-873.
- INDEC 2002. INDEC. 2002. Censo Nacional Agropecuario 2002. Instituto Nacional de Estadística y Censos, Buenos Aires. Disponible en Internet: <http://www.indec.mecon.gov.ar/agropecuario/cna2.asp>
- Irisarri, J.G.N; Oesterheld, M; Verón, S.R. & Paruelo J.M. 2009. Grass species differentiation through canopy hyperspectral reflectance. *International Journal of Remote Sensin.*, 30:5959-5975.
- Jackson, R.B., Canadell, J., Ehleringer, J.R., Mooney, H.A., Sala, O.E., & Schulze, E.D. 1996. A global analysis of root distributions for terrestrial biomes. *Oecologia*, 108, 389-411.
- Jackson, R.B.; Banner, J.L.; Jobbagy, E.G.; Pockman, W.T. and Wall, D.H. 2002. Ecosystem carbon loss with woody plant invasion of grasslands. *Nature*, 418: 623–626.
- Jarvis, P. G., & Leverenz, J. W. 1983. Productivity of temperate, deciduous and evergreen forests. *In*Physiological plant ecology IV pp. 233-280. Springer Berlin Heidelberg.
- Jenkinson, D.S.; Meredith, J.; Kinyamario, J.I.; Warren, G.P.; Wong, M.T.F.; Harkness, D.D., Bol, R. and Coleman, K. 1999. Estimating net primary production from measurements made on soil organic matter. *Ecology*, 80, 2762-2773.
- Jenny, H. 1941. *Factors of Soil Formation*. McGraw-Hill, New York.
- Jenny, H. 1980. *The Soil Resources: Origin and Behavior*. Springer-Verlag, New York.

- Jobbágy, E.; Vasallo, M.; Farley, K.; Piñeiro, G.; Garbulsky, M.; Noretto, M.; Jackson R. y Paruelo, J. 2006. Forestación en Pastizales: hacia una visión integral de sus oportunidades y costos ecológicos. *Agrociencia*, 10: 109-124.
- Jönsson, P. and Eklundh, L. 2004. TIMESAT—a program for analyzing time-series of satellite sensor data. *Computers & Geosciences*, 30: 833–845.
- Kastner, T. 2009. Trajectories in human domination of ecosystems: Human appropriation of net primary production in the Philippines during the 20th century. *Ecological Economics*, 69, 260-269.
- Kastner, T., Erb, K. H., & Haberl, H. 2014. Rapid growth in agricultural trade: effects on global area efficiency and the role of management. *Environmental Research Letters*, 9(3), 034015.
- Kawamura, K.; Mackay, A.D.; Tuohy, M.P.; Betteridge, K.; Sanches, I.D. and Inoue, Y. 2011. Potential for Spectral Indices to Remotely Sense Phosphorus and Potassium Content of Legume- Based Pasture as a Means of Assessing Soil Phosphorus and Potassium Fertility Status. *International Journal of Remote Sensing*, 32: 103–24.
- Kawamura, K.; Watanabe, N.; Sakanoue, S. and Inoue, Y. 2008. Estimating forage biomass and quality in a mixed sown pasture based on partial least squares regression with waveband selection. *Grassland Science*, 54: 131-145
- Knapp, A.K.; Briggs, J.M.; Collins, S.L.; Archer, S.R.; Bret-Harte, M.S.; Ewers, B.E.; Peters, D.P.; Young, D. R.; Shaver, G.R.; Pendall, E. and Cleary, M.B. 2008. Shrub encroachment in North American grasslands: shifts in growth form dominance rapidly alters control of ecosystem carbon inputs. *Global Change Biology*, 14: 615-623.
- Kohlheb, N., & Krausmann, F. 2009) Land use change, biomass production and HANPP: the case of Hungary 1961–2005. *Ecological Economics*, 69, 292-300.
- Kokaly, R.F.; Asner, .GP.; Ollinger, S.V.; Martin, M.E. and Wessman, C.A. 2009. Characterizing canopy biochemistry from imaging spectroscopy and its application to ecosystem studies. *Remote Sensing of Environment*, 113: S78–S91.
- Köpen W. 1931. Grundriss der Klimakunde. Walter de Gruyter. Berlín, Alemania.
- Krapovickas S. and Di Giacomo A.S. 1998. The conservation of Pampas and grasslands in Argentina. *Parks* 8: 47-53.
- Krausmann, F.; Erb, K.H.; Gingrich, S.; Haberl, H.; Bondeau, A.; Gaube, V.; Lauk, C.; Plutzer, C.; Searchinger, T.D., 2013. Global human appropriation of net primary production doubled in the 20th century. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110, 10324–10329.
- Kumar, L., Schmidt, K.; Dury, S. and Skidmore, A. 2001. Imaging Spectrometry and Vegetation Science. In *Imaging Spectrometry: Basic Principles and Prospective*

Applications (D. Van der Meer, F.D. and Jong, S.M., eds), vol. 4, 111–55. Dordrecht: Springer

- Laliberte, A.S.; Rango, A.; Havstad, K.M.; Paris, J.F.; Beck, R.F.; McNeely, R. and Gonzalez, A.L. 2004. Object-oriented image analysis for mapping shrub encroachment from 1937 to 2003 in southern New Mexico. *Remote Sensing of Environment*, 93: 198–210.

- Lambin, E. F.; Turner, B. L.; Geist, H. J.; Agbola, S. B.; Angelsen, A.; Bruce, J. W.; Coomes, O. T.; Dirzo, R.; Fischer, G.; Folke, C.; George, P. S.; Homewood, K.; Imbernon, J.; Leemans, R.; Li, X.; Moran, E. F.; Mortimore, M.; Ramakrishnan, P. S.; Richards, J. F.; Skånes, H.; Steffen, W.; Stone, G. D.; Svedin, U.; Veldkamp, T. A.; Vogel, C. and Xu, J. 2001. The causes of land-use and landcover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change* 11:261-269.

- Lauenroth, W. K. 1979. Grassland primary production: North American grasslands in perspective. In: N. R. French [ED.]. Perspectives in grassland ecology. Ecological studies, volume 32. New York, NY, USA: Springer-Verlag. p. 3–24.

- Lauenroth, W.; Burke, I and Paruelo, J. 2000. Patterns of production of winter wheat and native grasslands in the Central Grassland region of the United States. *Ecosystems*, 3:344–351.

- Laurance, W.F. 2007. Switch to corn promotes Amazon deforestation. *Science*, 318: 1721–1721

- Laurance, W.F. 2008. Theory meets reality in fragmented forests. *Animal Conservation*, 11, 364-365.

- Lezama, F.; Altesor, A.; Pereira, M. y Paruelo, J.M. 2011. Descripción de la heterogeneidad florística de las principales regiones geomorfológicas de Uruguay. En: Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales. Altesor, A., W. Ayala y J.M. Paruelo editores. Pp.: 15-32, Serie INIA FPTA 26.

- Lewis, M.M. 1994. Species composition related to spectral classification in an Australian Spinifex hummock grassland. *International Journal of Remote Sensing*, 15: 3223–3239.

- Liang, S. 2001. Narrowband to broadband conversions of land surface albedo I: Algorithms. *Remote Sensing of Environment*, 76, 213-238.

- Lindeman, R. L. 1942. The trophic-dynamic aspect of ecology. *Ecology*, 23, 399-417.

-Lobell, D.B.; Hicke, J.A.; Asner, G.P.; Field, C.B.; Tucker, C.J. y Los,S.O.2002. Satellite estimates of productivity and light use efficiency in UnitedStates agriculture, 1982-98. *Global Change Biology*,8:722-735.

- Lobell, D. B., Cassman, K. G., & Field, C. B. 2009. Crop yield gaps: their importance, magnitudes, and causes. *Annual review of environment and resources*, 34, 179-204

- López-Carr, D. 2012. Agro-ecological drivers of rural out-migration to the Maya Biosphere Reserve, Guatemala. *Environmental Research Letters*, 7: 045603.
- Lu, H.; Raupach, M.R.; McVicar, T.R. & Barrett, D.J. 2003. Decomposition of vegetation cover into woody and herbaceous components using AVHRR NDVI time series. *Remote Sensing of Environment*, 86: 1-18.
- Maestre, F.T.; Bowker, M.A.; Puche, M.D.; Hinojosa, M.B.; Martínez, I.; García-Palacios, P.; Castillo, A.P.; Soliveres, S.; Luzuriaga, A.L.; Sánchez, A.M.; JCarreira, J.A.; Gallardo, A. and Escudero, A. 2009. Shrub encroachment can reverse desertification in semiarid Mediterranean grasslands. *Ecology Letters*, 12: 930-941.
- Marsik, M., Stevens, F. R. and Southworth, J. 2011. Amazon deforestation: Rates and patterns of land cover change and fragmentation in Pando, northern Bolivia, 1986 to 2005. *Progress in Physical Geography*, 35: 353–74.
- Mastrangelo, M.E. & Gavin, M.C. 2014. Impacts of agricultural intensification on avian richness at multiple scales in Dry Chaco forests. *Biological conservation*, 179, 63-71.
- Mazzilli, S. 2014a. Resultados Safra cultivos 2013-2014. Jornada de Cultivos de Invierno FUCREA - INIA. Mercedes, Uruguay.
- Mazzilli, S. 2014b. Análisis de Registros de chacras. Jornada de Cultivos de Verano FUCREA - INIA. Mercedes, Uruguay.
- Mazzilli, S. 2015. Alternativas de manejo para superar el rendimiento equilibrio. Zafra 2014-2015. FUCREA. Jornada de Cultivos de Verano. Mercedes, Uruguay.
- McNaughton, S.J., Oesterheld, M., Frank, D.A. & Williams, J.K. 1989. Ecosystem-level patterns of primary productivity and herbivory in terrestrial habitats. *Nature* 341: 142–144.
- McNaughton, S. J., O. E. Sala, y M. Oesterheld. 1993. Comparative ecology of African and South American arid to subhumid ecosystems. Pages 548-567 *En Biological Relationships between Africa and South America*. Yale University Press, New Haven.
- Mendez, M. J., & Buschiazzo, D. E. 2010. Wind erosion risk in agricultural soils under different tillage systems in the semiarid Pampas of Argentina. *Soil and Tillage Research*, 106, 311-316.
- Methol, M. 2012. Maíz y Sorgo. Situación y perspectivas. Anuario OPYPA-MGAP 2012. Uruguay.
- MGAP-DIEA, Series Históricas. Dirección de Estadísticas Agropecuarias - Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. Disponible en <http://www.mgap.gub.uy/portal/page.aspx?2.diea.diea-series-historicas,O,es,0>,
- MGAP-FAO, 2013. Sensibilidad y capacidad adaptativa de la ganadería frente al cambio climático. Volumen III de: Clima de cambios: nuevos desafíos de adaptación en Uruguay. Autores: Bartaburu, D.; Morales, H.; Dieguez, F.; Lizarralde, C.; Quiñones, A.;

- Pereira, M.; Molina, C.; Montes, E.; Modernel, P.; Taks, J.; De Torres, F.; Cobas, P.; Mondelli, M.; Terra, R.; Cruz, G.; Astigarraga, L. y Picasso, V. Resultado del Proyecto FAO TCP URU 3302, Montevideo.
- Millenium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and Human Well Being, Synthesis* (Island, Washington, DC).
 - Monfreda, C., Ramankutty, N., & Foley, J. A. 2008. Farming the planet: 2. Geographic distribution of crop areas, yields, physiological types, and net primary production in the year 2000. *Global biogeochemical cycles*, 22 GB1022.
 - Monteith, J.L. 1972. Solar radiation and productivity in tropical ecosystems. *Journal of Applied Ecology*, 9:747-766.
 - Morton, D. C., DeFries, R. S., Shimabukuro, Y. E., Anderson, L. O., Arai, E., del Bon Espirito-Santo, F.; Freitas R and Morisette, J. 2006. Cropland expansion changes deforestation dynamics in the southern Brazilian Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 103: 14637-14641.
 - Mu, Q.; Heinsch, F.A.; Zhao, M. & Running, S.W. 2007. Development of a global evapotranspiration algorithm based on MODIS and global meteorology data. *Remote sensing of Environment*, 111, 519-536.
 - Mu, Q.; Zhao, M. & Running, S.W. 2011. Improvements to a MODIS global terrestrial evapotranspiration algorithm. *Remote Sensing of Environment*, 115, 1781-1800.
 - Müller, R.; Müller, D.; Schierhorn, F.; Gerold, G., and Pacheco, P. 2012. Proximate causes of deforestation in the Bolivian lowlands: an analysis of spatial dynamics. *Regional Environmental Change*, 12: 445-459.
 - Musel, A. 2009. Human appropriation of net primary production in the United Kingdom, 1800–2000: changes in society's impact on ecological energy flows during the agrarian–industrial transition. *Ecological Economics*, 69, 270-281.
 - Mutanga, O. & Skidmore, A.K. 2004. Integrating imaging spectroscopy and neural networks to map grass quality in the Kruger National Park, South Africa. *Remote Sensing of Environment*, 90: 104-115.
 - Mutanga, O.; Skidmore, A.K. and Prins, H.T. 2004. Predicting In Situ Pasture Quality in the Kruger National Park, South Africa, Using Continuum-Removed Absorption Features. *Remote Sensing of Environment*, 89: 393–408.
 - Myneni, R.B.; Keeling, C.D.; Tucker, C.J.; Asrar, G. & Nemani, R.R. 1997. Increased plant growth in the northern high latitudes from 1981-1991. *Nature* 386: 698-702.
 - Myneni, R.B.; Hoffman, S.; Knyazikhin, Y.; Privette, J. L.; Glassy, J.; Tian, Y.; Wang, Y.; Song, X.; Zhang, Y.; Smith, G.R.; Lotsch, A.; Friedl, M.; Morisette, J. T.; Votava, P.; Nemani, R. R.; and Running, S. W. 2002. Global products of vegetation leaf area and fraction absorbed PAR from year one of MODIS data. *Remote sensing of environment*, 83, 214-231

- Nabinger, C., Moraes, A., Maraschin, G.E., 2000. Campos in Southern Brazil. In: Lemaire, G., Hodgson, J., Moraes, A., Nabinger, C., Carvalho, P.C.F. (Eds.), *Grassland Ecophysiology and Grazing Ecology*. CAB International, pp. 355–376.
- Nemani, R., & Running, S. 1997. Land cover characterization using multitemporal red, near-IR, and thermal-IR data from NOAA/AVHRR. *Ecological applications*, 7, 79-90.
- Niedertscheider, M., & Erb, K. 2014. Land system change in Italy from 1884 to 2007: Analysing the North–South divergence on the basis of an integrated indicator framework. *Land use policy*, 39, 366-375.
- Niedertscheider, M., Kuemmerle, T., Müller, D., & Erb, K. H. 2014. Exploring the effects of drastic institutional and socio-economic changes on land system dynamics in Germany between 1883 and 2007. *Global Environmental Change*, 28, 98-108.
- Nielsen, D. C., & Vigil, M. F. 2005. Legume green fallow effect on soil water content at wheat planting and wheat yield. *Agronomy Journal*, 97, 684-689.
- Noretto, M. D., Jobbagy, E. G., & Paruelo, J. M. 2005. Land-use change and water losses: the case of grassland afforestation across a soil textural gradient in central Argentina. *Global Change Biology*, 11, 1101-1117.
- Noretto, M. D., Jobbágy, E. G., Brizuela, A. B., & Jackson, R. B. 2012. The hydrologic consequences of land cover change in central Argentina. *Agriculture, ecosystems & environment*, 154, 2-11-
- Odum EP. 1971. *Fundamentals of Ecology*. Philadelphia: Saunders
- Nouvellon, Y., Seen, D. L., Rambal, S., Bégué, A., Moran, M. S., Kerr, Y., & Qi, J. 2000. Time course of radiation use efficiency in a shortgrass ecosystem: consequences for remotely sensed estimation of primary production. *Remote Sensing of Environment*, 71, 43-55.
- Odum EP. 1971. *Fundamentals of Ecology*. Philadelphia: Saunders
- Oesterheld, M., y R. Leon. 1987. El envejecimiento de las pasturas implantadas. Su efecto sobre la productividad primaria. *Turrialba* 37:29-36.
- Oesterheld, M., J. Loreti, M. Semmartin, y J. M. Paruelo. 1999. Grazing, fire, and climate effects on primary productivity of grasslands and savannas. *En* L. R. Walker, editor. *Ecosystems of Disturbed Ground*. Elsevier Science, Oxford.
- Oesterheld, M., Sala, O. E., & McNaughton, S. J. 1992. Effect of animal husbandry on herbivore-carrying capacity at a regional scale. *Nature*, 356:234-236.
- Olson, K. R., Ebelhar, S. A., & Lang, J. M. 2010. Cover crop effects on crop yields and soil organic carbon content. *Soil Science*, 175, 89-98.
- Ollinger, S. V.; Richardson, A. D.; Martin, M. E.; Hollinger, D. Y.; Froking, S. E.; Reich, P. B.; Plourde, L. C.; Katul, G. G.; Munger, J. W.; Oren, R.; Smith, M. L.; Paw U, K. T.; Bolstad, P.V.; Cook, P. V.; Day, M. C.; Martin, T. H.; Monson, R. K. and Schmid, H. P.

2008. Canopy nitrogen, carbon assimilation, and albedo in temperate and boreal forests: Functional relations and potential climate feedbacks. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105: 19336-19341.
- Ollinger, S.V. 2011. Sources of variability in canopy reflectance and the convergent properties of plants. *New Phytologist*, 189: 375-394.
 - O'Neill, D. W., Tyedmers, P. H., & Beazley, K. F. 2007. Human appropriation of net primary production (HANPP) in Nova Scotia, Canada. *Regional Environmental Change*, 7(1), 1-14.
 - Overbeck, G. E.; Müller, S. C.; Fidelis, A.; Pfadenhauer, J.; Pillar, V. D.; Blanco, C. C.; Boldrini, I. I.; Both, R. and Forneck, E. D. 2007. Brazil's neglected biome: the South Brazilian Campos. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 9: 101-116.
 - Paruelo, J.M. 2010. Valoración de servicios ecosistémicos y planificación del uso del territorio ¿es necesario hablar de dinero? En: Laterra, P. , Jobbágy, E. , Paruelo, J. (Eds.), Valoración de los servicios Ecosistémicos. Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial. Ediciones INTA, Buenos Aires, Argentina, pp. 121–139.
 - Paruelo, J. M., Burke, I.C., & Lauenroth, W.K. 2001b. Land-use impact on ecosystem functioning in eastern Colorado, USA. *Global change biology*, 7(6), 631-639.
 - Paruelo, J.M.; Epstein, H.E.; Lauenroth, W.K. & Burke, I.C. 1997. ANPP estimates from NDVI for the central grasslands region of the U.S. *Ecology*, 78: 953-958.
 - Paruelo, J. M., Garbulsky, M. F., Guerschman, J. P., & Jobbágy, E. G. 2004. Two decades of Normalized Difference Vegetation Index changes in South America: identifying the imprint of global change. *International Journal of Remote Sensing*, 25, 2793-2806.
 - Paruelo, J.M.; Guerschman, J.P.; Piñeiro, G.; Jobbágy, E.G.; Verón, S.R.; Baldi, G. & Baeza, S. 2006. Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: marcos conceptuales para su análisis. *Agrociencia*. 10: 47-61.
 - Paruelo, J.M.; Jobbágy, E.G.; Oesterheld, M.; Golluscio, R.A. & Aguiar, M.R. 2007. The grasslands and steppes of Patagonia and the Rio de la Plata plains. En: T. Veblen, K. Young and A. Orme (eds.) *The Physical Geography of South America*, pp. 232-248. Oxford University Press, Oxford, UK.
 - Paruelo, J.M.; Jobbágy, E. & Sala, O.E. 2001a. Current distribution of ecosystem functional types in temperate South America. *Ecosystem*. 4: 683-698.
 - Paruelo J.M.; Oesterheld, M.; Di Bella, C.M.; Arzadum, M.; Lafontaine, J.; Cahuepé, M. & Rebella, C.M. 2000. Estimation of primary production of sub-humid rangelands from remote sensing data. *Applied Vegetation Science*, 3: 189-195.

- Paruelo, J. M.; Piñeiro, G.; Baldi, G.; Baeza, S., Lezama, F.; Altesor, A. and Oesterheld, M. 2010. Carbon stocks and fluxes in rangelands of the Rio de la Plata Basin. *Rangeland Ecology & Management*, 63: 94-108.
- Paruelo, J.M.; Texeira, M.; Staiano, L.; Mastrángelo, M.; Amdan, L. & Gallego, F. 2016. An integrative index of Ecosystem Services provision based on remotely sensed data. *Ecological Indicators*, 71, 145-154.
- Penman J, Gytarsky M, Hiraishi T, Krug T, Kruger D, Pipatti R, Buendia L, Miwa K, Ngara T, Tanabe K, Wagner F. 2003 *Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry* (Institute for Global Environmental Strategies-Intergovernmental Panel on Climate Change, Kanagawa, Japan.
- Peñuelas, J.; Filella, I.; Lloret, P.; Munoz, F. & Vilajeliu, M. 1995. Reflectance assessment of mite effects on apple trees. *International Journal of Remote Sensing*, 16: 2727-2733.
- Peñuelas, J.; Piñol, J. Ogaya, R. and Filella, I. 1997. Estimation of plant water concentration by the reflectance water index WI (R900 / R970). *International Journal of Remote Sensing*, 18: 2869-2875.
- Perelman, S. B.; León R. J. C. and Oesterheld M. 2001. Cross-scale vegetation patterns of Flooding Pampa grasslands. *Journal of Ecology*, 89: 562-577.
- Pérez, C. A., & Frangi, J. L. 2000. Grassland biomass dynamics along an altitudinal gradient in the Pampa. *Journal of Range Management*, 518-528.
- Pielke, R. A.; Avissar, R.; Raupach, M.; Dolman, A. J.; Zeng, X. and Denning, A. S. 1998. Interactions between the atmosphere and terrestrial ecosystems: influence on weather and climate. *Global Change Biology*, 4: 461-475.
- Pielke, R.A.; Marland, G.; Betts, R.A.; Chase, T.N.; Eastman, J.L.; Niles, J.O.; Niyogi, D.S. and Running, S.W. 2002. The influence of land-use change and landscape dynamics on the climate system: relevance to climate-change policy beyond the radiative effect of greenhouse gases. *Philosophical Transactions of the Royal Society A*, 360, 1705-1719.
- Pimm, S. L. and Raven, P. 2000. Biodiversity: Extinction by numbers. *Nature*, 403, 843-845.
- Piñeiro, G., Oesterheld, M. & Paruelo, J.M. 2006a. Seasonal variation in aboveground production and radiation- use efficiency of temperate rangelands estimated through remote sensing. *Ecosystems* 9: 357-373.
- Piñeiro, G., Paruelo, J. & Oesterheld, M. 2006b. Potential long-term impacts of livestock introduction on carbon and nitrogen cycling in grasslands of Southern South America. *Global Change Biology*, 12, 1267-1284.
- Piñeiro, G.; Paruelo, J.M.; Jobbágy, E.G.; Jackson, R.B. and Oesterheld, M. 2009. Grazing effects on belowground C and N stocks along a network of cattle exclosures in

temperate and subtropical grasslands of South America. *Global Biogeochemical Cycles*, 23, GB2003, doi:10.1029/2007GB003168

- Piñeiro, G.; Pinto, P.; Arana, S.; Sawchik, J.; Díaz, J.I.; Gutiérrez F. y Zarza, R. 2014. Cultivos de servicio: integrando la ecología con la producción agrícola. XXVI Reunión Argentina de Ecología, Comodoro Rivadavia, Argentina.

- Pitman, A. J. 2003. The evolution of, and revolution in, land surface schemes designed for climate models. *International Journal of Climatology*, 23: 479-510.

- Platero, M. Resultados de Cultivos de Invierno 2014-2015. CREA Jornada de Cultivos de Invierno, Mercedes, Uruguay.

- Portillo-Quintero, C. A.; Sanchez, A. M.; Valbuena, C. A.; Gonzalez, Y. Y. and Larreal, J. T. 2012. Forest cover and deforestation patterns in the Northern Andes (Lake Maracaibo Basin): a synoptic assessment using MODIS and Landsat imagery. *Applied Geography*, 35: 152-163.

- Prentice, I.C.; Cramer, W.; Harrison, S.P.; Leemans, R.; Monserud, R.A. & Solomon, A.M., 1992. A global biome model based on plant physiology and dominance, soil properties and climate. *Journal of Biogeography*, 19: 117–134.

- Prince, S.D. 1991. Satellite remote sensing of primary production: comparison of results for Sahelian grasslands 1981-1988. *International Journal of Remote Sensing* 12: 1301- 1311.

- Prince, S. D., Haskett, J., Steininger, M., Strand, H., & Wright, R. 2001. Net primary production of US Midwest croplands from agricultural harvest yield data. *Ecological Applications*, 11(4), 1194-1205.

- Pyke, D. y Archer, S. 1991. Plant-plant interactions affecting plant establishment and persistence on revegetated rangeland. *Journal of Range Management* 44: 550-557.

- Quinlan, J. R. 1993. C4.5: Programs for machine learning. Morgan Kaufmann Publishers.

- Quintana, R.D. & Bó, R.F. (2010). Caracterización general de la región del Delta del Paraná. En: Blanco, D.E. y F.M. Méndez (eds). 2010. Endicamientos y terraplenes en el Delta del Paraná: Situación, efectos ambientales y marco jurídico. Fundación Humedales / Wetlands International. Buenos Aires, Argentina.

- Ramankutty, N., Evan, A.T., Monfreda, C. & Foley, J.A. 2008. Farming the planet: 1. Geographic distribution of global agricultural lands in the year 2000. *Global Biogeochemical Cycles*, 22, GB1003. , doi:10.1029/2007GB002952

- Ramankutty, N. & Foley, J.A. 1999. Estimating historical changes in global land cover: croplands from 1700 to 1992. *Global Biogeochemical Cycles*, 13: 997-1027.

- Ratajczak, Z.; Nippert, J.B. and Collins, S.L. 2012. Woody encroachment decreases diversity across North American grasslands and savannas. *Ecology*, 93: 697–703.

- Raunkiaer, C. 1937. Plant life forms. Clarendon Press, Oxford.
- Restovich, S. B., Andriulo, A. E., & Améndola, C. 2011. Introducción de cultivos de cobertura en la rotación soja-maíz. Efecto sobre algunas propiedades del suelo. *Ciencia del suelo. Revista de la Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo.*, 29: 61-73.
- Restovich, S. B., Andriulo, A. E., & Portela, S. I. 2012. Introduction of cover crops in a maize–soybean rotation of the Humid Pampas: Effect on nitrogen and water dynamics. *Field crops research*, 128, 62-70.
- Roberts, D.A.; Gardner, M.; Church, R.; Ustin, S.; Scheer, G. & Green, R.O. 1998. Mapping Chaparral in the Santa Monica Mountains Using Multiple Endmember Spectral Mixture Models. *Remote Sensing of Environment*, 65:267–279.
- Rojstaczer, S., Sterling, S. M., & Moore, N. J. 2001. Human appropriation of photosynthesis products. *Science*, 294, 2549-2552.
- Rosengurtt, B. 1944. Estudios sobre praderas naturales del Uruguay. 4ª Contribución. AGROS, 134:1-45
- Rosso, P.H.; Ustin S.L. & Hastings, A. 2005. Mapping marshland vegetation of San Francisco Bay, California, using hyperspectral data. *International Journal of Remote Sensing* 26:5169–91.
- Rouse Jr, J., Haas, R. H., Schell, J. A., & Deering, D. W. 1974. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. NASA special publication, 351, 309.
- Roy, D.P.; Borak, J.S.; Devadiga, S.; Wolfe, R.E.; Zheng, M. and Descloitres, J. 2002. The MODIS Land product quality assessment approach. *Remote Sensing of Environment*, 83: 62-76.
- Rudel, T.K.; Schneider, L.; Uriarte, M.; Turner, B.L.; DeFries, R.; Lawrence, D.; Geoghegan, J.; Hecht, S.; Ickowitz, A.; Lambin, E.F.; Birkenholtz, T.; Baptista, S. and Grau, R. 2009. Agricultural intensification and changes in cultivated areas, 1970–2005. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106, 20675-20680.
- Rudorff, B. F. T.; Adami, M.; Aguiar, D. A.; Moreira, M. A.; Mello, M. P.; Fabiani, L.; Amaral, D.F. and Pires, B.M. 2011. The soy moratorium in the Amazon biome monitored by remote sensing images. *Remote Sensing*, 3: 185-202.
- Ruimy, A., Saugier, B., & Dedieu, G. 1994. Methodology for the estimation of terrestrial net primary production from remotely sensed data. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 99, 5263-5283.
- Running, S.W.; Loveland, T.R. & Pierce, L.L. 1994. A Vegetation Classification Logic Based on Remote Sensing for Use in Global Biogeochemical Models. *Ambio* 23: 77-81.
- Rusch, G. M., & Oesterheld, M. 1997. Relationship between productivity, and species and functional group diversity in grazed and non-grazed Pampas grassland. *Oikos*, 519-526.

- Sagarin, R. & Pauchard, A. 2010. Observational approaches in ecology open new ground in a changing world. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 8, 379-386.
- Sagarin, R. & Pauchard, A. 2012. *Observation and ecology: broadening the scope of science to understand a complex world*. Island Press.
- Sala, O. E. y Austin, A.T. 2000. Methods of estimating aboveground net primary production. Pages 31-43 *In* O. E. Sala, R. B. Jackson, H. A. Mooney, y R. W. Howarth, editores. *Methods in Ecosystem Science*. Springer Verlag, New York.
- Sala, O.E.; Chapin III, F.S.; Armesto, J.J.; Berlow, E.; Bloomfield, J.; Dirzo, R.; Huber-Sanwald, E.; Huenneke, L.F.; Jackson, R.B.; Kinzig, A.; Leemans, R.; Lodge, D.M.; Mooney, H.A.; Oesterheld, M.; Poff, N.L.; Sykes, M.T.; Walker, B.H.; Walker, M. & Wall, D.H. 2000. Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science*, 5459:1770-1774.
- Sala, O. E., Parton, W. J., Joyce, L. A., & Lauenroth, W. K. 1988. Primary production of the central grassland region of the United States. *Ecology*, 69, 40-45.
- Sanches, I.D.; Tuohy, M.P.; Hedley, M.J. & Mackay, A.D. 2013. Seasonal prediction of in situ pasture macronutrients in New Zealand pastoral systems using hyperspectral data. *International Journal of Remote Sensing*, 34: 276-302.
- Sanderson, E.W.; Jaiteh, M.; Levy, M.A.; Redford, K.H.; Wannebo, A.V. & Woolmer, G. 2002. The human footprint and the last of the wild. *BioScience* 52: 891–904.
- Sankey, T.T. and Germino, M.J. 2008. Assessment of juniper encroachment with the use of satellite imagery and geospatial data. *Rangeland Ecology and Management*, 61: 412–418.
- Sarli, V. 2004. Impacto del cambio en el uso del suelo sobre el funcionamiento ecosistémico. Departamentos de Paysandú y Río Negro, Uruguay. Tesis Maestría En Ciencias Ambientales. Facultad de Ciencias, Universidad de La República. Montevideo, Uruguay.
- Satragno, V. 2004. Variación de la productividad primaria de pasturas en relación con la edad y el suelo. Trabajo de Intensificación. Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires.
- Scarlatto G. 1986. La producción de granos. Una actividad en crisis?. Revista Uruguay Hoy, Ciedur. 35 pp.
- Scarpati, O. E. y Capriolo, A. D. 2013. Sequías e inundaciones en la provincia de Buenos Aires (Argentina) y su distribución espacio-temporal. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía*, 82: 38-51.
- Schaaf, C.B.; Gao, F.; Strahler, A.H.; Lucht, W.; Li, X.; Tsang, T.; Strugnell, N.C.; Zhang, X.; Jin, Y.; Muller, J.; Lewis, P.; Barnsley, M.; Hobson, P.; Disney, M.; Roberts, G.; Dunderdale, M.; Doll, C.; d'Entremont, R.P.; Hu, B.; Liang, S.; Privette, J. L. and Roy, D.

2002. First operational BRDF, albedo nadir reflectance products from MODIS. *Remote sensing of Environment*, 83(1), 135-148.
- Schepers, J.S.; Blackmer, T.M.; Wilhelm, W.W. & Resende, M. 1996. Transmittance and reflectance measurements of corn leaves from plants with different nitrogen and water supply. *Journal of Plant Physiology*, 148: 523– 529.
 - Schimel, D.; Melillo, J.; Tian, H.; McGuire, A.D.; Kicklighter, D.; Kittel, T.; Rosenbloom, N.; Running, S.; Thornton, P.; Ojima, D.; Parton, W.; Kelly, R.; Sykes, M.; Neilson, R. & Rizzo, B. 2000. Contribution of increasing CO₂ and climate to carbon storage by ecosystems in the United States. *Science*, 287, 2004-2006.
 - Schindler, D.W. 1998. Replication versus realism: the need for ecosystem-scale experiments. *Ecosystems* 1:323–34.
 - Schipanski, M.E.; Barbercheck, M.; Douglas, M.R.; Finney, D.M.; Haider, K.; Kaye, J.P.; Kemanian, R.A.; Mortensen, D.A.; Ryan, M.R.; Tooker, J. & White, C. 2014. A framework for evaluating ecosystem services provided by cover crops in agroecosystems. *Agricultural Systems*, 125, 12-22.
 - Schlesinger, W.H.; Reynolds, J.F.; Cunningham, G.L.; Huenneke, L.F.; Jarrell, W.H.; Virginia, R.A. and Whitford, W.G. 1990. Biological feedbacks in global desertification. *Science*, 247: 1043-1048.
 - Schmidt, K.S. & Skidmore, A.K. 2001. Exploring spectral discrimination of grass species in African rangelands. *International Journal of Remote Sensing*, 22: 3421-3434.
 - Schmidt, K.S. & Skidmore, A.K., 2003, Spectral discrimination of vegetation types in a coastal wetland. *Remote Sensing of Environment*, 85, 92 – 108.
 - Schwarzlmüller, E. 2009. Human appropriation of aboveground net primary production in Spain, 1955–2003: an empirical analysis of the industrialization of land use. *Ecological Economics*, 69, 282-291.
 - Sellers, P.J.; Berry, J.A.; Collatz, G.J.; Field, C.B. & Hall, F.G. 1992. Canopy reflectance, photosynthesis and transpiration III. A reanalysis using improved leaf models and a new canopy integration Scheme. *Remote Sensing of Environment* 42: 187-216.
 - Sellers, P. J.; Dickinson, R. E.; Randall, D. A.; Betts, A. K.; Hall, F. G.; Berry, J. A; Collatz, G. J.; Denning, A. S.; Mooney, H. A.; Nobre, C. A.; Sato, N.; Field, C. B. and Henderson-Sellers, A. 1997. Modeling the exchanges of energy, water, and carbon between continents and the atmosphere. *Science*, 275: 502-509.
 - Serrano, L.; Ustin, S.L.; Roberts, D.A.; Gamon, J.A. and Peñuelas, J. 2000. Deriving water content of chaparral vegetation from AVIRIS data. *Remote Sensing of Environment*, 74: 570-581.
 - Shaw, D.T.; Malthus, T.J. & Kupiec, J.A. 1998. High-spectral resolution data for monitoring Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) regeneration. *International Journal of Remote Sensing*, 19: 2601-2608.

- SIDRA, 2015. Sistema IBGE de Recuperação Automática. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Produção Agrícola Municipal. Disponible em Internet: <http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/agric/default.asp?z=t&o=11&i=P>
- SIIA, 2015. Sistema Integrado de Información Agropecuaria, Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca, Argentina. Estadísticas agrícolas, disponible en internet: http://www.sii.gov.ar/_apps/siia/estimaciones/estima2.php
- Smith, W. K., Cleveland, C. C., Reed, S. C., & Running, S. W. 2014. Agricultural conversion without external water and nutrient inputs reduces terrestrial vegetation productivity. *Geophysical Research Letters*, 412, 449-455.
- Snyder, F. W., & Carlson, G. E. 1984. Selecting for partitioning of photosynthetic products in crops. *Advances in Agronomy*, 37, 47-72.
- Soriano, A. 1991. Rio de la Plata Grasslands pp. 367-407. En R. T. Coupland editor Natural grasslands. Introduction and Western Hemisphere. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands.
- Souto, G. 2012a. Oleaginosos y derivados. Situación y perspectivas Anuario OPYPA-MGAP 2012. Uruguay.
- Souto, G. 2012b. Trigo y derivados. Situación y perspectivas. Anuario OPYPA-MGAP 2012. Uruguay.
- Texeira, M., Oyarzabal, M., Pineiro, G., Baeza, S., & Paruelo, J. M. 2015. Land cover and precipitation controls over long-term trends in carbon gains in the grassland biome of South America. *Ecosphere*, 6, 1-21.
- Texeira, M.; Verón, S.; Irisarri, G.; Oyarzabal, M.; Staiano, L.; Baeza, S. y Paruelo, J.M. 2016. Una caracterización de los procesos de degradación en los pastizales naturales del Uruguay mediante múltiples métricas. VI Reunión Binacional de Ecología, Cataratas, Misiones, Argentina
- Thenkabail, P.S.; Enclona, E.A.; Ashton, M.S. & Van Der Meer, B. 2004a. Accuracy assessments of hyperspectral waveband performance for vegetation analysis applications. *Remote sensing of environment*, 91: 354-376.
- Thenkabail, P.S.; Enclona, E.A.; Ashton, M.S.; Legg, C. & De Dieu, M.J. 2004b. Hyperion, IKONOS, ALI, and ETM+ sensors in the study of African rainforests. *Remote Sensing of Environment*, 90: 23-43.
- Thenkabail, P.S.; Smith, R.B. & De-Pauw, E. 2002. Evaluation of narrowband and broadband vegetation indices for determining optimal hyperspectral wavebands for agricultural crop characterization. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 68: 607-621.
- Thulin, S.; Hill, J.M.; Held, A.; Jones, S. and Woodgate, P. 2012. Hyperspectral determination of feed quality constituents in temperate pastures: Effect of processing

- methods on predictive relationships from partial least squares regression. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 19: 322–334.
- Thulin, S.M.; Held, A.A. and Hill, M.E. 2006. Analysis of temperate pasture quality using spectrometer data captured at different resolutions. In 13th Australasian Remote Sensing and Photogrammetry Conference. CDROM – paper code 424, Canberra, Australia.
 - Tilman, D.; Fargione, J.; Wolff, B.; D’Antonio, C.; Dobson, A.; Howarth, R.; Schindler, D.; Schlesinger, W.H.; Simberloff, D. & Swackhamer, D. 2001. Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science* 292:281-284.
 - Tommasino, H. 2010. 15 años de cambios en el agro uruguayo: impacto en la ganadería vacuna. Anuario OPYPA 2010.
 - Townshend, J.R.G.; Justice, C.; Li, W.; Gurney, C. & McManus, J. 1991. Global land cover classification by remote sensing: present capabilities and future possibilities. *Remote Sensing of Environment*, 35, 243– 255.
 - Tucker, C.J. 1977. Spectral estimation of grass canopy variables. *Remote Sensing of Environment*, 6: 11-26.
 - Tucker, C.J.; Townshend, J.R. & Goff, T.E. 1985. African land-cover classification using satellite data. *Science*, 227: 369-375.
 - Turner BL II, Lambin EF, Reenberg A. 2007. The emergence of land change science for global environmental change and sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 104:20666–71.
 - Underwood, A.J.; Chapman, M.G. & Connell, S.D. 2000. Observations in ecology: you can’t make progress on processes without understanding the patterns. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 250, 97-115.
 - Ustin, S.L.; Gitelson, A.A.; Jacquemoud, S.; Schaepman, M.; Asner, G.P.; Gamon, J.A. and Zarco-Tejada, P. 2009. Retrieval of foliar information about plant pigment systems from high resolution spectroscopy. *Remote Sensing of Environment* 113: S67–S77.
 - Ustin, S.L., & Xiao, Q.F. 2001. Mapping successional boreal forests in interior central Alaska. *International Journal of Remote Sensing*, 22: 1779– 1797.
 - Van Auken, O.W. 2000. Shrub invasions of North American semiarid grasslands. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 31: 197–215.
 - Van Auken, O.W. 2009. Causes and consequences of woody plant encroachment into western North American grasslands. *Journal of Environmental Management*, 90: 2931-2942.
 - Vassallo, M. M., Dieguez, H. D., Garbulsky, M. F., Jobbágy, E. G., & Paruelo, J. M. 2012. Grassland afforestation impact on primary productivity: a remote sensing approach. *Applied Vegetation Science*, 16, 390-403.

- Veron, S.R., Paruelo, J.M., Sala, O.E. & Lauenroth, W.K. 2002. Environmental controls of primary production in agricultural systems of the Argentine Pampas. *Ecosystems*, 5, 0625-0635.
- Viglizzo, E. F., F. Lértora, A. J. Pordomingo, J. N. Bernardos, Z. E. Roberto, and H. Del Valle. 2001. Ecological lessons and applications from one century of low external-input farming in the pampas of Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 83: 65-81.
- Viglizzo, E. F.; Frank, F. C.; Carreño, L. V.; Jobbagy, E. G.; Pereyra, H.; Clatt, J.; Pincen, D. and Ricard, M. F. 2011. Ecological and environmental footprint of 50 years of agricultural expansion in Argentina. *Global Change Biology*, 17: 959-973.
- Vitousek, P. M., Ehrlich, P. R., Ehrlich, A. H., & Matson, P. A. 1986. Human appropriation of the products of photosynthesis. *BioScience*, 36, 368-373.
- Vitousek, P. M. 1994. Beyond global warming: ecology and global change. *Ecology*, 75(7), 1861-1876.
- Vitousek, P.M.; Mooney, H.A.; Lubchenco, J. & Melillo, J.M., 1997. Human domination of earth's ecosystems. *Science* 277: 494– 499.
- Volante, J. N., Alcaraz-Segura, D., Mosciaro, M. J., Viglizzo, E. F., & Paruelo, J. M. 2012. Ecosystem functional changes associated with land clearing in NW Argentina. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 154, 12-22.
- Volante, J.; Mosciaro, J.; Morales Poclava, M.; Vale, L.; Castrillo, S.; Sawchik, J.; Tiscornia, G.; Fuente, M.; Maldonado, I.; Vega, A.; Trujillo, R.; Cortéz, L. y Paruelo, J. 2015. Expansión agrícola en Argentina, Bolivia, Paraguay, Uruguay y Chile entre 2000-2010. Caracterización espacial mediante series temporales de índices de vegetación. *RIA. Revista de investigación Agropecuaria*, 41: 179-191.
- Walker, R.; Browder, J.; Arima, E.; Simmons, C.; Pereira, R.; Caldas, M.; Shiota, R. and Zen, S. 2009. Ranching and the new global range: Amazônia in the 21st century. *Geoforum*, 40: 732-745.
- Wardlow Brian D., Egbert Stephen L., Kastens Jude H. 2007. Analysis of time-series MODIS 250 m vegetation index data for Crop Classification in the U.S. Central Great Plains. *Remote Sensing of Environment* 108: 290-310.
- Wessels, K. J., DeFries, R. S., Dempewolf, J., Anderson, L. O., Hansen, A. J., Powell, S. L. 2004. Mapping regional land cover with MODIS data for biological conservation: Examples from the Great Yellowstone Ecosystem, USA and Para State, Brazil. *Remote Sensing of Environment*, 92: 67–83.
- Wessman, C.A.; Archer, S.; Johnson, L.C. & Asner, G.P. 2004. Woodland expansion in U.S. grasslands: assessing land-cover change and biogeochemical impacts. Pages 185-208 in: Gutman, G.; Janetos, A.C.; Justice, C.O.; Moran, E.F.; Mustard, J.F.; Rindfuss, R.R.; Skole, D.; Turner II, B.L.; & Cochrane, M.A. editors. Land change science:

observing, monitoring and understanding trajectories of change on the Earth's surface. Springer, New York, New York, USA.

- Wright D.H. 1983. Species-energy theory: an extension of species-area theory. *Oikos* 41:496–506

- Wright, D.H. 1990. Human impacts on energy flow through natural ecosystems and implications for species endangerment. *AMBIO* 19, 189–194.

- Yang, R.; Friedl, M. A. and Ni, W. 2001. Parameterization of shortwave radiation fluxes for nonuniform vegetation canopies in land surface models. *Journal of Geophysical Research*, 106: 14275–14286.

- Zak, M. R.; Cabido, M.; Cáceres, D. and Díaz, S. 2008. What drives accelerated land cover change in central Argentina? Synergistic consequences of climatic, socioeconomic, and technological factors. *Environmental Management*, 42: 181-189.

- Zhang, X.; Sun, R.; Zhang, B. & Tong, Q. 2008. Land cover classification of the North China Plain using MODIS EVI time series. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 63: 476–484.