

**Uso actual del suelo de los pastizales templados de Argentina.
Impacto del manejo sobre la provisión de servicios ecosistémicos
intermedios relacionados con la dinámica del carbono y el nitrógeno.**

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

Constanza Caride

Ing. Agrónoma - Universidad de Buenos Aires - 2002

Lugar de trabajo: LART-IFEVA



FAUBA

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



COMITÉ CONSEJERO

Director de tesis

José M. Paruelo

Ing. Agrónomo (Universidad de Buenos Aires, Argentina)
PhD. (Colorado State University, EEUU)

Co-director

Martín Oesterheld

Ing. Agrónomo (Universidad de Buenos Aires, Argentina)
PhD. (Syracuse University, EEUU)

Consejero de Estudios

Miguel A. Taboada

Ing. Agrónomo (Universidad de Buenos Aires, Argentina)
Dr. (Institut National de Toulouse, Francia)

JURADO DE TESIS

Director de tesis

José M. Paruelo

Ing. Agrónomo (Universidad de Buenos Aires, Argentina)
PhD. (Colorado State University, EEUU)

JURADO

Walter E. Baethgen

Ing. Agrónomo (Universidad de la República, Uruguay.)
PhD. (Virginia Polytechnic Institute and State University, EEUU)

JURADO

Néstor I. Gasparri

Ing. Forestal (Universidad Nacional de La Plata, Argentina)
Dr. (Universidad Nacional de Tucumán, Argentina)

JURADO

Ernesto F. Viglizzo

Ing. Agrónomo (Universidad de La Pampa, Argentina)
PhD. (Catholic University of Louvain, Bélgica)

Fecha de defensa de la tesis: 03 de noviembre de 2014

*A mis padres, quienes me enseñaron el camino
de la humildad y el esfuerzo.*

AGRADECIMIENTOS

Quisiera agradecer a mucha gente, sin cuya colaboración y apoyo no hubiera logrado llegar a esta instancia.

En primer lugar quisiera agradecer a José que me recibió con los brazos abiertos cuando, siendo yo técnica del LART, me decidí a emprender este proyecto. Me guió, me acompañó, me alentó, me tuvo mucha paciencia y hasta se enojó en los momentos en que fue necesario. Para él mi más profundo agradecimiento.

Otra persona muy importante para mí en estos años de doctorado fue Carlos. No solo me recibió en su sala NOAA sino que también me integró a su equipo de trabajo en el cual aprendí y me divertí mucho. No tengo palabras para agradecerle todo lo que me brindó.

Agradezco también a mi co-director Martín y mi consejero Miguel que estuvieron ahí, al pie del cañón, cuando necesite ayuda o firmar alguna nota a las corridas.

A mis compañeros del LART, de Clima y Agua, de Métodos Cuantitativos y de la CIG por todas las horas compartidas y por su apoyo a lo largo de este proceso.

A mis amigos de la facu y de la vida que colaboraron con la mejor de las voluntades cuando salía yo con algún pedido de auxilio para mi tesis.

A los jurados por sus comentarios y correcciones que generaron una versión mejorada de este trabajo.

A la Fundación YPF, al CONICET y a la FAUBA por el apoyo económico.

De manera muy especial quisiera agradecer a mi familia. A mis hermanas Verónica y Magdalena por estar siempre y en particular a mi madre Ana María, que me ayuda a crecer día a día apoyándome incondicionalmente en todas mis decisiones, aunque a veces no esté de acuerdo.

Finalmente a Julio, quien me acompañó y me dio fuerza desde lejos estos últimos años.

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

PUBLICACIONES DERIVADAS DE LA TESIS

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. Agric. Ecosyst. Environ, Vol. 154, Pages 23–33.

INDICE GENERAL

CAPÍTULO 1 – Introducción general	1
1.1 El problema	2
1.2 Marco conceptual y antecedentes	3
1.2.1 Los pastizales templados y su uso actual	4
1.2.2 Servicios ecosistémicos de los pastizales	5
1.2.3 Situación actual de los pastizales templados en Argentina	9
1.3 Objetivo y organización de la tesis	11
CAPÍTULO 2 – Caracterización de la secuencia de cultivos en el centro de los Pastizales del Rio de la Plata	13
2.1 Introducción	14
2.2 Materiales y Métodos	17
2.2.1 Área de estudio	17
2.2.2 Caracterización del uso del suelo	18
2.2.3 Distribución espacial del uso del suelo (Índices del paisaje)	20
2.2.4 Asociación del monocultivo de soja con factores ambientales y Socioeconómicos	21
2.2.5 Efecto del monocultivo de soja sobre índices de vegetación (fRFAA)	22
2.3. Resultados	22
2.3.1 Caracterización del uso del suelo	22
2.3.2 Distribución espacial del uso del suelo (Índices del paisaje)	28
2.3.3 Asociación del monocultivo de soja con factores ambientales y Socioeconómicos	29
2.3.4 Efecto del monocultivo de soja sobre índices de vegetación (fRFAA)	30
2.4 Discusión	31
2.5 Conclusiones	34
CAPÍTULO 3 – Distribución e importancia relativa de sistemas de labranza en el centro de los Pastizales del Rio de la Plata.	36
3.1 Introducción	37
3.2 Materiales y métodos	40
3.2.1 Área de estudio	40
3.2.2 Imágenes y datos de campo	40
3.2.3 Selección de número y combinación de bandas	41
3.2.4 Comparación entre fechas	42
3.2.5 Cuantificación y caracterización espacial de la superficie bajo diferentes sistemas de labranza	42
3.2.6 Generación del árbol de decisión.	42
3.2.7 Análisis de la evolución de la siembra directa. Período 1988-2008.	43
3.3 Resultados y discusión	43
3.3.1 Selección de número y combinación de bandas.	43
3.3.2 Comparación entre fechas	47

3.3.3 Cuantificación y caracterización de la superficie bajo diferentes sistemas de labranza	48
3.3.4 Generación del árbol de decisión.	50
3.3.5 Análisis de la evolución de la siembra directa. Período 1988-2008.	54
3.4 Conclusiones	56
CAPÍTULO 4 – Impacto de diferentes manejos sobre el balance de C en los Argiudoles de la Pampa Ondulada.	58
4.1 Introducción	59
4.2 Materiales y métodos	61
4.2.1 Área de estudio	61
4.2.2 Caracterización del manejo	61
4.2.3 Estimación de la radiación fotosintéticamente activa absorbida (RFAA)	62
4.2.4 Efecto del uso, las labores y la fertilización sobre el COS	62
4.2.5 Estimación regional del Δ COS	63
4.3 Resultados y discusión	64
4.3.1 Caracterización del manejo	64
4.3.2 Estimación de la radiación fotosintéticamente activa absorbida (RFAA)	65
4.3.3 Efecto del uso, las labores y la fertilización sobre el COS	68
4.3.4 Estimación regional del Δ COS	71
4.4 Conclusiones	72
CAPÍTULO 5 – Emisiones de N₂O de distintos tipos de cobertura en Hapludoles de la Pampa Interior.	74
5.1 Introducción	75
5.2 Materiales y métodos	79
5.2.1 Área de estudio	79
5.2.2 Diseño experimental	80
5.2.3 Factores climáticos	80
5.2.4 Manejo de los cultivos	81
5.2.5 Mediciones	81
5.2.6 Análisis estadístico	82
5.3 Resultados	82
5.3.1 Variabilidad estacional de las emisiones de N ₂ O	82
5.3.2 Emisiones de N ₂ O en el surco y el entresurco	83
5.3.3 Factores de control de las emisiones de N ₂ O	85
5.4 Discusión	88
5.4.1 Variabilidad estacional de las emisiones de N ₂ O	88
5.4.2 Emisiones de N ₂ O en el surco y el entresurco	90
5.4.3 Factores de control de las emisiones de N ₂ O	91
5.5 Conclusiones	92

CAPÍTULO 6 – Síntesis y conclusiones generales	94
6.1. Discusión e implicancias.	95
6.2. Conclusiones generales y líneas futuras de investigación.	97
APÉNDICES	100
Apéndice A - Matrices de confusión	100
Apéndice B - Datos MODIS	102
Apéndice C – Resultados clasificaciones por partido	102
Apéndice D – Datos TRMM. Evaluación	109
Apéndice E – Calibración MODIS, Landsat, ASD	115
Apéndice F – Firmas espectrales de diferentes sistemas de labranza	116
Apéndice G – Relación entre el NDVI_MODIS16d y la fracción de radiación fotosintéticamente activa (fPAR)	118
Apéndice H - Evaluación del modelo CENTURY	120
Apéndice I: Manejo de los cultivos	121
Apéndice J: Características de los suelos	122
BIBLIOGRAFIA	123

INDICE DE TABLAS

Tabla 2.1: Porcentaje del área, promedio para las campañas 01/02 a 04/05, con diferentes antecesores para cada una de las coberturas.	24
Tabla 2.2: Valores de NDVI/EVI máximo y promedio de la estación de crecimiento 04-05 de todos los lotes de cada cultivo según tipo de antecesor. Las celdas grises muestra los valores que fueron significativamente diferentes según el test de Welch ($p < 0.01$).	30
Tabla 2.3: Número de lotes relevados para cada cultivo en cada tipo de suelo y con diferente antecesor.	31
Tabla 2.4: Número de corridas que dieron como resultado de la diferencia “rotación recomendada – monocultivo de soja” valores negativos y positivos. La media de la diferencia de esas corridas y el porcentaje de corridas que dieron diferencias significativas (y el sentido de las mismas) para el EVI máximo de cada uno de los cultivos.	31
Tabla 3.1: Precisión total (%) y Coeficiente kappa para las clasificaciones de sistema de labranza (labranza convencional-siembra directa) realizadas con diferentes números y combinaciones de banda para las dos fechas bajo análisis.	44
Tabla 3.2: Valor de significancia (%) de las comparaciones entre distintas clasificaciones (con diferente número y combinación de bandas) mediante los métodos “test de aleatorización” y “test de McNemar” para las dos fechas analizadas (guión (-) = diferencias no significativas).	45
Tabla 3.3: Valor de significancia (%) de las comparaciones entre clasificaciones realizadas con igual número y combinación de bandas en las dos fechas analizadas. (ns= diferencias no significativas)	47
Tabla 3.4: Tabla comparativa de los diferentes arboles generados mediante el software C5 y el árbol manual. Validación misma campaña $n=381$; Validación otras campañas $n=239$. Precisión total “otras campañas” realizada con la información de los 4 años juntos. Variación de la precisión: precisiones totales máxima y mínima anual.	53
Tabla 4.1: Promedio anual de la Radiación fotosintéticamente active absorbida (APAR) calculada para diferentes secuencias de cultivos en la Pampa ondulada, y el porcentaje que cada una representa del la PAR promedio anual incidente.	67
Tabla 4.2: Cambios de COS (%) simulados luego de 60 años bajo diferentes manejos (secuencia de cultivos, sistema de labranza y nivel de fertilización) en los Argiudoles de la Pampa ondulada (Norte de la provincia de Buenos Aires – ARGENTINA-).	68
Tabla 5.1: Ubicación y capacidad de uso del suelo de los 5 sitios muestreados.	80
Tabla 5.2: Variables analizadas en los diferentes tipos de regresión y sus valores de R^2 , R^2 ajustado y valor de p. Las celdas en gris indican que esa variable fue significativa ($p < 0.05$) y entre paréntesis figura su valor de correlación parcial.	88
Tabla A.1: Matrices de confusión de las clasificaciones de uso del suelo Landsat Path 226 Row 084 (Norte de la Provincia de Buenos Aires – ARGENTINA) Campañas 2000-2001 a 2004-2005	100
Tabla C.1: Superficie relevada mediante la clasificación de cultivos.	102
Tabla C.2: Porcentaje de cada cobertura para la campaña 2000-2001 con respecto al área rural relevada.	103

Tabla C.3: Porcentaje de cada cobertura para la campaña 2001-2002 con respecto al área rural relevada.	104
Tabla C.4: Porcentaje de cada cobertura para la campaña 2002-2003 con respecto al área rural relevada.	105
Tabla C.5: Porcentaje de cada cobertura para la campaña 2003-2004 con respecto al área rural relevada.	106
Tabla C.6: Porcentaje de cada cobertura para la campaña 2004-2005 con respecto al área rural relevada.	107
Tabla C.7: Porcentaje de cada uso del suelo para el período 2000-2005 (5 campañas) con respecto al área rural relevada.	108
Tabla D.1: Descripción de las bandas de los sensores Landsat y MODIS.	111
Tabla D.2: Relación y ajuste entre los índices de vegetación de cada sensor. IVN: Índice de vegetación normalizado. IVM: Índice de vegetación mejorado. En gris modelo utilizado en el punto 2.3.4.	112
Tabla D.3: Relación y ajuste de las diferentes longitudes de onda entre los distintos sensores. En gris (1) modelo utilizado en el Apéndice F (2) modelo utilizado en el Apéndice G.	113
Tabla E.1: Coordenadas, precipitación promedio anual y ajuste con los valores del sensor TRMM de las seis Estaciones meteorológicas analizadas para el período julio1998-junio2008, ordenadas según precipitación anual promedio ascendente.	115
Tabla F.1: Suelo, sistema de labranza (LC: labranza convencional; SD: Siembra Directa) y promedio equivalente a la banda del infrarrojo medio del sensor Landsat 5TM para cada uno de los lotes relevados.	118
Tabla I.1: Manejo realizado a los diferentes cultivos en cada uno de los sitios muestreados.	121
Tabla J.1: Unidades taxonómicas y características de las series de suelo que las componen.	122
Tabla J.2: Características edáficas de los diferentes sitios y tratamientos.	122

INDICE DE FIGURAS

Figura 1.1: Cambios en el ecosistema (impulsados por factores directos e indirectos) provocan cambios en los servicios que prestan los ecosistemas, los cuales influyen en el bienestar humano. Estas interacciones pueden suceder en más de una escala y también a través de ellas. (Alcamo et al. 2003)	3
Figura 1.2: Esquema simplificado de la dinámica del C en un sistema agropecuario (M.O.: materia orgánica; COS: carbono orgánico del suelo; COV: carbono orgánico vegetal; COA: carbono orgánico animal; PAR: radiación fotosintéticamente activa.)	7
Figura 1.3: Esquema simplificado de la dinámica del N en un sistema agropecuario (N.: nitrógeno; NS: nitrógeno del suelo; NV: nitrógeno vegetal; NA: nitrógeno animal)	8
Figura 1.4: Distritos de los pastizales del Río de la Plata en Argentina (Soriano 1991).	10
Figura 2.1: Área de estudio correspondiente a la escena Landsat 226-84, distritos fitogeográficos que la componen (Soriano 2001) y tipos de suelos presentes (INTA-SAGyP 1990) Proyección Gauss Kruger (Faja5), Datum Campo Inchauspe.	18
Figura 2.2: Criterios de clasificación de los píxeles de la imagen de secuencia de cultivos (5 años) en 4 clases principales de uso del suelo.	19
Figura 2.3: Criterios de clasificación de los píxeles de las clases Agricultura continua (a) y rotaciones agrícola-ganaderas (b) en sub-clases de uso del suelo.	20
Figura 2.4: Clasificación del uso del suelo de las campañas 2000-2001 a 2004-2005 y la precisión obtenida para cada una de ellas.	23
Figura 2.5: Participación de cada cobertura (%) en las clasificaciones del uso del suelo de las campañas 2000-2001 a 2004-2005.	23
Figura 2.6: A) Valores en % de la dinámica temporal del uso del suelo para el área analizada. B) Valores en % de la dinámica temporal del uso del suelo para el área bajo rotación. C) Valores en % de la dinámica temporal del uso del suelo para el área bajo agricultura continua.	25
Figura 2.7: A) Superficie agrícola de las campañas inicial (2000-2001) y final (2004-2005) analizadas para cada tipo de suelo. B) Cambio relativo (campaña 2004-2005/campaña 2000-2001) de la superficie agrícola para cada tipo de suelo.	25
Figura 2.8: A) Superficie agrícola de las campañas inicial (2000-2001) y final (2004-2005) analizadas para cada provincia fitogeográfica. B) Cambio relativo (campaña 2004-2005/campaña 2000-2001) de la superficie agrícola para cada provincia fitogeográfica.	26
Figura 2.9: Porcentaje de cada uso temporal del suelo para cada tipo de suelo. Letras distintas indican diferencias significativas en las proporciones de uso.	27
Figura 2.10: Porcentaje de cada uso temporal del suelo para cada provincia fitogeográfica. Letras distintas indican diferencias significativas en las proporciones de uso.	27
Figura 2.11: Clasificación del uso del suelo entre las campañas 2000-2001 a 2004-2005.	28
Figura 2.12: Índices del paisaje a nivel de paisaje y a nivel de clase para la escena 226-84. A) Clase dominante; B) Tamaño medio de parche (ha); C)% Área bajo Rotación a-g	29

Figura 2.13: Precios FOB internos de granos y oleaginosas reportados por la Bolsa de Rosario para el período de estudio (MINAGRI 2013).	32
Figura 2.14: Precipitación relativa al promedio de 10 años (campañas 98-99 a 07-08) estimada mediante el Sensor TRMM para las campañas 00-01 a 04-05 del área de estudio (recuadro). Resolución del sensor (grilla) 0.25x0.25°.	33
Figura 3.1: Evolución temporal de la siembra (A) y cosecha (B) de los cultivos de maíz y soja en la zona de estudio. Delegaciones de Junín, Pergamino y Bragado. Promedio de 3 campañas (04-05;05-06;06-07). (SAGPyA - Informes semanales)	40
Figura 3.2: Análisis de Componentes Principales. En el eje X se representa el primer componente principal o autovector (CP 1) y en el eje Y el cuarto componente principal o autovector (CP 4). En marrón se muestran los lotes bajo labranza convencional y en amarillo los lotes en siembra directa; en verde las diferentes bandas del sensor Landsat5TM (B1:azul, B2:verde, B3:rojo, B4:infrarrojo cercano, B5 y B7: infrarrojo medio).	43
Figura 3.3: (A) Histograma que muestra el % de los lotes con diferentes valores (rangos) de índice verde normalizado (IVN) derivados de una imagen Landsat 5TM (escena 226-84). Los datos de campo utilizados corresponden a los utilizados para generar y verificar la clasificación en ambas fechas (año 2004). (B) Porcentaje de lotes destinados a los diferentes cultivos (maíz y soja) que presentaron valores de IVN mayores a 0.4 en la imagen con fecha de 9 de septiembre.	48
Figura 3.4: Clasificación supervisada –maximum likelihood– para la campaña 04-05 de sistemas de labranzas con las bandas 3, 4, 5 y 7 de la imagen del 25 de septiembre de 2004 correspondiente a la escena Landsat 226-84. Se observan las zonas en siembra directa (amarillo) y labranza convencional (marrón).	49
Figura 3.5: Índices del paisaje a nivel de clase para los sistemas de labranza siembra directa y labranza convencional de la escena Landsat 226-84. Los datos derivan de una clasificación supervisada (máximo likelihood) de sistemas de labranza realizada con una imagen del 25 de septiembre de 2004. A) % área en Siembra Directa; B) Número de Parches; C) Tamaño medio de parche; D) Perímetro/Área	51
Figura 3.6: Relación entre el IVN y la reflectancia en la banda del infrarrojo medio (B5) del sensor TM de Landsat para la verdad de campo en la imagen del 25 septiembre de 2004 (70% utilizado para clasificar). El ajuste corresponde solo a las clases rastrojo y vegetación.	52
Figura 3.7: Árbol desarrollado para la discriminación de labores de manera manual para ser aplicado a una imagen Landsat5TM del mes de septiembre (escena 226-84).	54
Figura 3.8: Clasificaciones del sistema de labranza cada 5 años, período 1988-2008, realizadas con el árbol de decisión desarrollado en este trabajo. (Fechas: 29Sep1988; 27Sep1993; 09Sep1998; 09Oct2003; 06Oct2008)	55
Figura 3.9: Evolución de la superficie bajo diferentes coberturas en la escena Landsat 226-84 en primavera a lo largo de 20 años (1988-2008). Los datos son derivados de clasificaciones de sistema de labranza realizadas mediante la aplicación de un árbol de decisión manual generado en este trabajo para imágenes del sensor Thematic Mapper.	56
Figura 4.1: Esquema metodológico para la estimación a escala regional del Δ COS a partir de imágenes Landsat.	64

- Figura 4.2: Porcentaje del área de estudio bajo diferentes secuencias de cultivo. Las secuencias de cultivo fueron derivadas del análisis temporal de las clasificaciones del uso del suelo para el período 2000-2005. Los datos entre paréntesis representan los años con esa secuencia. S: soja1ra; T-S: trigo-soja2da; M: maíz; aa: alfalfa 65
- Figura 4.3: Promedio de la dinámica estacional MODIS-IVN para cada cobertura del suelo en el área de estudio (lotes de 5 campañas (00-01 a 04-05) y la radiación fotosintéticamente activa promedio del área de estudio a lo largo de una campaña. 66
- Figura 4.4: Promedio anual de la Radiación fotosintéticamente active absorbida (RFAA) de lotes de 5 campañas (00-01 a 04-05) para las diferentes coberturas del suelo analizadas. Las barras indican el Desvío Standard. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0.01$; test de Tukey). 67
- Figura 4.5: Relación entre la RFAA promedio anual (5 años) y el balance de COS simulado (60 años bajo labranza convencional y sin fertilización). Cada punto representa una secuencia de cultivos. Cuadrados: Agricultura continua; Triángulos Rotaciones agrícola-ganaderas y ganadería continua. 71
- Figura 4.6: A) Pérdidas simuladas de COS en 60 años como % de la situación de referencia, en los Argiudoles de la Pampa ondulada. El valor de cada celda resume el efecto observado del manejo realizado (secuencia de cultivos y sistema de labranza con fertilización promedio) Santa Fe y Buenos Aires son provincias, Pergamino, Salto y San Antonio de Areco son ciudades y las líneas sólidas corresponden a límites políticos. B) Cambios simulados del COS a nivel regional a lo largo de los 60 años como % del valor de referencia. 72
- Figura 5.1: Ubicación del establecimiento San Claudio, lugar donde fue realizado el ensayo. 79
- Figura 5.2: Evolución anual de la temperatura del aire (promedio de las estaciones meteorológicas en los aeropuertos de Bolivar, 9 de julio, Pehuajó) – línea continua– y las precipitaciones (medidas en el establecimiento) –barras– para el período de estudio (dic2010-nov2011). Los puntos negros sobre el eje X indican las fechas de medición. 80
- Figura 5.3: Bi-plot del FAD. Valores en los ejes canónicos para las dos primeras funciones discriminantes derivadas de las mediciones de las tres coberturas (tratamientos) y 10 fechas (variables). Pastizal (verde), Soja (naranja), Soja-Trigo (amarillo). 83
- Figura 5.4: Ciclo fenológico de los cultivos y emisiones de N_2O promedio de los tratamientos estudiados a lo largo de un año. Los asteriscos señalan diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0.05$). 84
- Figura 5.5: Emisiones de N_2O promedio de surco y entresurco para el tratamiento soja-trigo a lo largo del período de estudio. Los asteriscos señalan diferencias significativas entre ubicaciones ($p < 0.05$). 84
- Figura 5.6: Porcentaje del espacio de poros llenos de agua (WFPS) promedio de los tratamientos estudiados a lo largo de un año. Los asteriscos señalan diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0.05$); P=Pastizal; C= Cultivos. 85
- Figura 5.7: Porcentaje del espacio de poros llenos de agua (WFPS) promedio del surco y entresurco para el tratamiento soja-trigo a lo largo del período de estudio. Los asteriscos señalan diferencias significativas entre ubicaciones ($p < 0.05$). 86

Figura 5.8: Cantidad de nitratos en el suelo (ppm) promedio de los tratamientos estudiados a lo largo de un año. Los asteriscos señalan diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0.05$). La línea punteada marca el cambio en la metodología de determinación de esta variable (primera mitad del año: técnica de microdestilación con arrastre de vapor (Bremner y Keeney 1965); segunda mitad del año: método SNEED (Malbrán 2005); P=Pastizal; T= Trigo.	86
Figura 5.9: Cantidad de nitratos en el suelo (ppm) promedio del surco y entresurco para el tratamiento soja-trigo a lo largo del período de estudio. Los asteriscos señalan diferencias significativas entre ubicaciones ($p < 0.05$).	87
Figura 5.10: Evolución del índice verde normalizado (IVN), estimador lineal de la PPN, reportados por el sensor MODIS producto MOD13Q1 para los lotes con uso Soja-Trigo (3) durante el período de estudio (dic10-nov11). El valor se corresponde con el promedio de los pixeles incluidos 100% dentro de los lotes mencionados.	91
Figura C.1: Relación entre el área clasificada como agrícola y el área agrícola reportada por el Censo Nacional Agropecuario para la campaña 2001-2002. Cada punto representa un departamento (clasificado el 100% de su área)	109
Figura D.1: Ejemplo de lote y mediciones tomadas para cada sensor (MODIS 500m).	110
Figura E.1: Relación entre los valores reportados por el sensor TRMM y los medidos en seis Estaciones meteorológicas del INTA en los pastizales del Rio de la Plata. Período julio1998-junio2008.	116
Figura F.1: Ubicación, en la escena Landsat 226-84, de los lotes medidos en la primavera del año 2007 y los suelos sobre los que se encuentran.	117
Figura F.2: Firmas espectrales, en reflectancia, tomadas con un sensor hiperespectral FieldSpec ® 3 (Analytical Spectral Devices). A) Firma de cada uno de los lotes (L) relevados. B) Firma promedio por sistema de labranza (LC: labranza convencional; SD: Siembra Directa). Las líneas punteadas señalan la porción del espectro correspondiente a la banda del infrarrojo medio (banda 5) del sensor Landsat 5TM.	118
Figura G.1: Relación IVN_MODIS16d-fRFAA. Cultivos de maíz y soja. Norte de la provincia de Buenos Aires - ARGENTINA; Campaña 2008-2009.	120
Figura H.1: Variación del COS, medido y simulado por el modelo CENTURY, a lo largo de 13 años de monocultivo de soja en un Argiudol de la Pampa Ondulada (Pergamino).	121

LISTA DE ABREVIATURAS

ACP	Análisis de Componentes Principales
C	Carbono
CO ₂	Dióxido de carbono
CH ₄	Metano
FAD	Función de análisis discriminante
fRFAA	Fracción de radiación fotosintéticamente activa absorbida
GEI	Gas de efecto invernadero
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
IV	Índice de vegetación
IVM	Índice de vegetación mejorado
IVN	Índice de vegetación normalizado
LC	Labranza convencional
MO	Materia orgánica
N	Nitrógeno
N ₂	Nitrógeno atmosférico
N ₂ O	Oxido nítrico
NH ₃	Amoníaco
NH ₄ ⁺	Amonio.
NO ₃ ⁻	Nitrato
PPN	Productividad primaria neta
PPNA	Productividad primaria neta aérea
RFA	Radiación fotosintéticamente activa
RFAA	Radiación fotosintéticamente activa absorbida
SD	Siembra directa
SEF	Servicios ecosistémicos finales
SEI	Servicios ecosistémicos intermedios
WFPS	Espacio de poros llenos de agua

Título: Uso actual del suelo de los pastizales templados de Argentina. Evaluación de su impacto sobre servicios ecosistémicos.

RESUMEN

Las transformaciones realizadas por el ser humano alteran la composición y estructura del ecosistema para dirigir la energía fijada a la obtención de bienes con valor de mercado. Sin embargo, dichas alteraciones en el ambiente también reducen la provisión de servicios ecosistémicos. En esta tesis se analiza el impacto de las transformaciones agrícolas sobre la provisión de servicios ecosistémicos a nivel regional (Región Pampeana), en particular el carbono orgánico del suelo (COS) y las emisiones de N₂O. Para ello se evalúa, en la principal zona agrícola del país, la dinámica temporal de las rotaciones agrícola-ganaderas y la importancia relativa de distintos tipos de labranza. La aproximación metodológica incluyó el uso de técnicas de teledetección, ensayos a campo y modelos de simulación. Los resultados obtenidos señalan que en la Pampa Ondulada, la agricultura continua fue el uso dominante y se encontró que un 28% de la superficie bajo este uso es monocultivo de soja. En cuanto a los sistemas de labranza la siembra directa representa el 70% del área bajo cultivos de verano. Mediante un modelo de simulación se determinó que de las secuencias de cultivos relevadas en la región la soja/raíz/maíz bajo labranza convencional y sin fertilización fue la de mayor pérdida de COS para un período de 60 años (37%). Por el contrario, rotaciones de soja/trigo-soja^{2da} (6 años) pastura (4 años) bajo siembra directa y altos niveles de fertilización presentaron un aumento del 10% en el mismo período. La información espacial muestra menores pérdidas de COS hacia el este y mayores hacia el oeste de la zona de estudio. En la pampa interior se comparó la emisión de N₂O entre un cultivo de soja, solo y en doble cultivo, con el pastizal. Los resultados no mostraron diferencias significativas entre las diferentes coberturas.

Palabras clave: carbono, nitrógeno, materia orgánica del suelo, secuencia de cultivos, sensores remotos, índice verde, gases de efecto invernadero, productividad primaria neta, sistema de labranza, pastizales del Río de la Plata.

Title: Current land use in the temperate grasslands of Argentina. Evaluation of their impact on ecosystem services.

ABSTRACT

Human activities change the composition and structure of grasslands in order to get market products. These changes also reduce the provision of ecosystem services. This thesis analyzed the impact of agricultural transformations on the provision of ecosystem services at regional level (Pampas), in particular on soil organic carbon (SOC) and N₂O emissions. In order to achieve this goal I evaluated the temporal dynamics of crops/pastures and the tillage system in the main agricultural area of Argentina. The methodological approach included the use of remote sensing techniques, field trials and simulation models. The results indicated that in the Rolling Pampa, continuous annual crop production was the dominant use and that 28% of this area was under soybean monoculture. No-till systems represented 70% of the area under summer crops. Based on a simulation model (CENTURY), the most negative SOC balance for a period of 60 years occurred under a Soybean/Maize sequence with conventional tillage and no fertilization (37%). By contrast, Soybean/Wheat-Soybean (6 years) in rotation with pasture (4 years) under no tillage and with high levels of fertilization showed an increase of 10% in the SOC over the same period of time. Spatial information showed lower losses of SOC in the east than in the west of the area studied. In the Interior Pampa the N₂O emission of soybean crop alone and in double cropping were measured and compared with grasslands. The results showed no significant differences between different covers.

Keywords: carbon, nitrogen, soil organic matter, crop sequence, remote sensing, vegetation index, greenhouse gases, net primary production, tillage, Río de la Plata grasslands.

Capítulo 1 – Introducción general

1.1 El problema

El hombre siempre ha modificado los ecosistemas, pero la intensidad de los cambios generados durante los últimos años pone en peligro la continuidad de la provisión de diferentes servicios esenciales para el mantenimiento de la vida (Daily, 1997, Costanza et al. 1998). Entre los ecosistemas más modificados por el hombre se encuentran los pastizales templados, que ocupan cerca del 25% de la superficie terrestre (Sala y Paruelo 1997). Estos ecosistemas se caracterizan por poseer una alta proporción de materia orgánica (MO) en el suelo que les confiere gran fertilidad, haciéndolos sumamente aptos para la producción de cultivos (Díaz Zorita y Grove 1999, Díaz Zorita et al. 2002).

La remoción del suelo realizada por el hombre para la siembra de cultivos provoca una disminución en su contenido de carbono orgánico, perdiéndose en forma de dióxido de carbono (CO_2) a la atmósfera como resultado de una mayor tasa de descomposición (Sala y Paruelo 1997). Además del CO_2 , la tasa de intercambio suelo-atmósfera de otros gases de efecto invernadero como el metano (CH_4) y el óxido nitroso (N_2O) también se ven afectadas por el manejo agrícola. Comparando un pastizal con cultivos aledaños Mosier et al. (1991) observaron una menor fijación de CH_4 y una mayor emisión de N_2O por parte de los suelos bajo agricultura aumentando de este modo su concentración atmosférica. En los suelos agrícolas laboreados la pérdida de carbono también se da como consecuencia de una mayor susceptibilidad a la erosión hídrica y/o eólica debido a que esta remueve la capa superficial, la de mayor porcentaje de MO, transportándola a otras áreas (Iruña y Mon 2000, Alvarez 2006).

Por lo tanto, dos servicios ecosistémicos fundamentales que proveen los pastizales templados son: la regulación de los gases atmosféricos (Shuman et al. 2002) y la regeneración y conservación de la MO, componente fundamental del suelo para una alta productividad de los cultivos y necesarios para alimentar a una población mundial en crecimiento.

En Argentina los pastizales templados ocupan una superficie de aproximadamente 450.000 Km^2 (Soriano 2001) denominada Región Pampeana. Prácticamente el 100% esta región está destinada a la producción agropecuaria y del 30% que aún conserva vegetación espontánea solo un pequeño porcentaje se mantiene en una situación similar a la original. (Bilencia y Miñarro 2004). El proceso de transformación agrícola de la Región Pampeana comenzó a finales del siglo XIX, pero en la últimas décadas se ha producido una importante intensificación en el uso del suelo debido a factores socio-económicos (actores, precios de *commodities*) y tecnológicos (difusión de la siembra directa, cultivos genéticamente modificados). Algunos aspectos de dicha intensificación fueron el aumento de los rendimientos por mejora genética, la expansión del doble cultivo trigo-soja en la década del '70 por la incorporación de trigos con germoplasma mejicano de ciclo más corto y la difusión del cultivo de soja (Alvarado 2009), el pasaje de tierras en rotación agrícola-ganadera a agricultura continua a partir de la década del 80' por un crecimiento en el uso de los fertilizantes y la expansión del área agrícola sobre el área ganadera a principio de los 90's, principalmente en el oeste bonaerense (Baldi 2008) donde la siembra directa permitió cultivar suelos antes marginales para la agricultura por ser susceptibles a la erosión eólica (Alvarado 2009). A pesar de la importancia de esta transformación, el conocimiento cuantitativo de las características de este proceso y de sus consecuencias ambientales es escaso (Paruelo et al. 2005).

En esta tesis se analiza el impacto de las transformaciones agrícolas sobre la provisión de servicios ecosistémicos a nivel regional, particularmente los relacionados a la dinámica del carbono (C) y el nitrógeno (N) edáfico. Para ello se evalúa en la principal zona agrícola del país la importancia relativa (en términos de superficie ocupada) de distintos tipos de labranza y se estudia la dinámica temporal de las rotaciones agrícola-ganaderas que se llevan a cabo. La aproximación metodológica incluyó el uso de técnicas de teledetección, ensayos a campo y modelos de simulación.

1.2 Marco conceptual y antecedentes

Los pastizales son sistemas dominados por pastos, resultado de la interacción clima-suelo, que cumplen un rol importante en el funcionamiento de la biosfera (Scurlock y Hall 1998). Ocupan el 28 % de la superficie terrestre (Olson et al. 2001) y en la actualidad se utilizan principalmente como tierras de cultivo y/o pastoreo (Ellis y Ramankutty 2008). El aumento de la población, los cambios tecnológicos, las políticas públicas y el crecimiento económico han sido los mayores factores de cambio en el sector agrícola en las últimas décadas (Smith et al. 2007). Las transformaciones realizadas por el ser humano y el manejo agrícola-ganadero alteran la composición y estructura del ecosistema para dirigir la energía fijada a la obtención de bienes con valor de mercado. Sin embargo, dichas alteraciones en el ambiente también generan efectos secundarios indeseables, generalmente no considerados en el costo del producto, que reducen la provisión de servicios ecosistémicos importantes para la calidad de vida de toda la sociedad tanto presente como futura (Daily 1997, Costanza et al. 1998, Gomiero et al. 2011) (Figura 1.1).

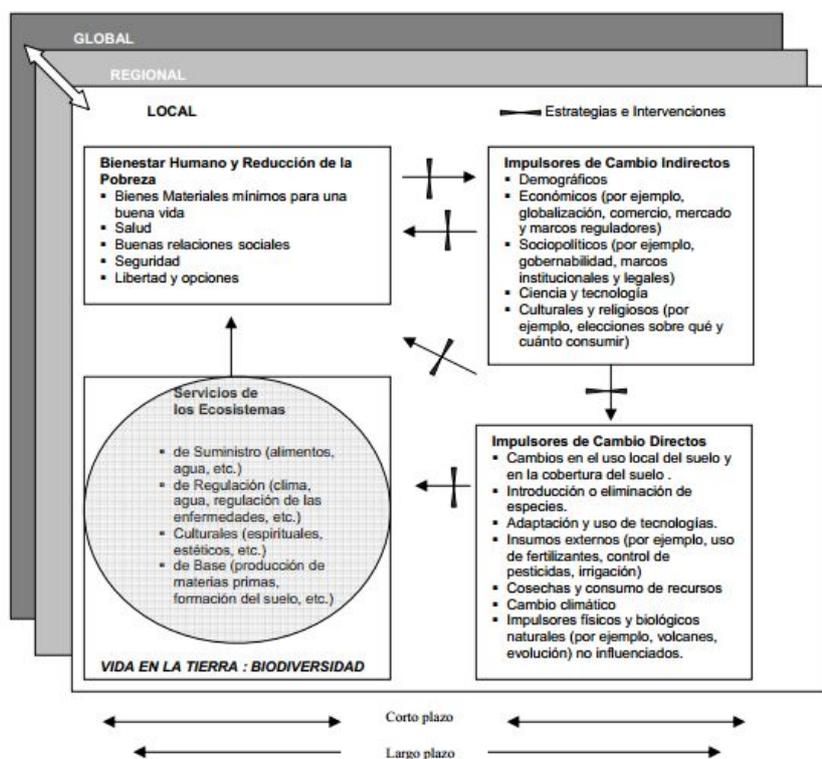


Figura 1.1: Cambios en el ecosistema (impulsados por factores directos e indirectos) provocan cambios en los servicios que prestan los ecosistemas, los cuales influyen en el bienestar humano. Estas interacciones pueden suceder en más de una escala y también a través de ellas. (Alcamo et al. 2003)

1.2.1 Los pastizales templados y su uso actual.

Los pastizales, particularmente los templados, son uno de los biomas más transformados por la acción del hombre a nivel global (Hannah et al. 1995, Hoekstra et al. 2005, Ellis y Ramankutty 2008). Los cambios originados por el hombre en este sistema son de magnitud variable, ocurren a diferentes escalas y actúan sobre diferentes aspectos del mismo (Dale y Polasky 2007) (Figura 1.1). Uno de los cambios más importante es la transformación de su composición florística. Tanto el pastoreo como los cultivos o forestaciones cambian el número y participación de las especies, así como también la distribución vertical de la biomasa en el sistema. En el pastoreo el hombre realiza estos cambios de manera indirecta a través de los herbívoros domésticos quienes, al ser selectivos, suelen reducir la participación de las especies más palatables y de fácil acceso (Milchunas y Lauenroth 1993, Pucheta et al. 1998, Altesor et al. 2006). Milchunas y Lauenroth (1993), sobre un análisis realizado en 236 sitios alrededor del mundo, determinaron que la productividad primaria neta aérea, la historia de la evolución del pastoreo del sitio y el nivel de consumo explicaban más del 50% de la variancia en la composición de especies de los pastizales. En pastizales pastoreados de la Pampa Inundable se observó un mayor número de especies y una mayor proporción de biomasa verde en los primeros centímetros próximos al suelo que en las situaciones sin pastoreo (Sala et al. 1986, Sala 1988, Chaneton et al. 2002). En el caso de los cultivos, agrícolas o ganaderos, y las forestaciones el hombre reemplaza directamente las especies nativas por las cultivadas y mantiene a las primeras en bajos niveles para evitar la competencia por recursos (Oreja y González-Andújar 2007, Garau et al. 2009). La estructura del sistema se ve así modificada tanto a nivel lote por el cambio en el tipo y distribución de la vegetación como a nivel regional donde la distribución de las diferentes tipos de coberturas en el paisaje, consecuencia de los cambios en el uso del suelo, generan la fragmentación del mismo (Baldi et al. 2006).

Estos cambios en la composición y estructura del ecosistema modifican su funcionamiento, es decir la magnitud y distribución espacio-temporal de los reservorios y flujos de los distintos elementos. McNaughton et al. (1989) identificó a la variación intra-anual en las ganancias de C como uno de los principales descriptores del funcionamiento del ecosistema. La productividad primaria neta (PPN), por ejemplo, es el flujo ($\text{Kg materia seca ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) de entrada de C al sistema como consecuencia del proceso fotosintético realizado por los organismos autótrofos. En sistemas ganaderos de la pampa inundable se observó una disminución en la productividad primaria neta aérea (PPNA) y un cambio en su distribución temporal como consecuencia de un aumento en el número de especies exóticas, mayormente invernales, no presentes en clausuras no pastoreadas (Rusch y Oesterheld 1997). Piñeiro et al. (2006), analizando simulaciones del modelo CENTURY en los pastizales del Río de la Plata, observaron que la ganadería altera el ciclado de N a través de un retorno más rápido al suelo vía heces y orina de los animales pero compensado por las pérdidas por volatilización y lixiviación. Como resultado hubo un descenso en el N del suelo del 19% afectando esto la acumulación de C edáfico en un 22% y la PPNA en un 24%. En la Región Pampeana el reemplazo del pastizal por cultivos modificó el momento de máxima PPNA siendo atrasado en los cultivos de verano y adelantado en los de invierno (Guerschman y Paruelo 2005). En forestaciones de Uruguay, Entre Ríos y Corrientes, la implantación de árboles en reemplazo del pastizal aumentó la PPNA y la evapotranspiración, además de acidificar el suelo y disminuir la temperatura superficial (Nosetto et al. 2005, Jobbágy et al. 2006). También la aplicación de fertilizantes, el laboreo del suelo o las quemadas son perturbaciones que modifican directamente los ciclos biogeoquímicos del sistema.

1.2.2 Servicios ecosistémicos de los pastizales

Tanto el tipo de uso y manejo realizado por el hombre como el ecosistema sobre el que este se desarrolla determinan la calidad y cantidad de bienes y servicios que se proveen o se dejan de proveer (Viglizzo y Frank 2005, Paruelo et al. 2006, Carreño et al. 2012). El término “servicio ecosistémico” ha tenido diferentes acepciones a lo largo del tiempo no del todo claras. Fisher et al. (2009) se propusieron definir los diferentes conceptos y establecieron que los servicios ecosistémicos no incluyen a los beneficios que la humanidad obtiene de los ecosistemas, sino que son solo los aspectos/componentes de los ecosistemas utilizados activa o pasivamente para producir dichos beneficios. Por ejemplo, el beneficio de “recreación”, comúnmente mal llamado servicio, es el resultado de múltiples servicios provistos por diferentes componentes de los ecosistemas. También aclaran que el beneficio es el punto al cual el bienestar humano está directamente afectado y que generalmente requiere de otros factores como capital, mano de obra, etc. para hacerlo efectivo. Dado que “si no hay beneficio por parte de la humanidad” los aspectos/componentes ecosistémicos “no deben ser considerados servicios” Fisher et al. (2009) denominan a los servicios como “beneficio dependientes”. Dada esta característica ellos proponen una diferenciación entre los servicios utilizados en forma directa o indirecta para el beneficio en cuestión, denominándolos servicios ecosistémicos finales (SEF) o intermedios (SEI) respectivamente. Por lo tanto, un aspecto/componente de un ecosistema será final o intermedio en función de cuál sea el beneficio considerado. Si consideramos el consumo agua doméstica como beneficio (para el cual se requiere herramientas de extracción e instalaciones de distribución), la provisión de agua pura sería el servicio ecosistémico final y el ciclado de nutrientes, del cual deriva esa provisión de agua, sería el servicio ecosistémico intermedio. Si uno cambia el enfoque y se interesa en el beneficio de la producción de peces, la provisión de agua pura ya no sería un servicio ecosistémico final sino que pasaría a ser un servicio ecosistémico intermedio. La interacción de varios servicios intermedios de un ecosistema en particular produce servicios ecosistémicos finales y estos a su vez pueden proveer varios beneficios para la humanidad (Haines y Potschin 2013).

Entre los servicios ecosistémicos que brindan los pastizales y que se ven afectados por el uso del suelo se incluyen la conservación de la biodiversidad, el control de la erosión, la provisión de nutrientes y el mantenimiento de la composición atmosférica (Sala y Paruelo 1997). Estos tres últimos están muy vinculados al contenido de COS, el mayor reservorio de C como componente de la MO en estos sistemas (Burke et al. 1989). El COS es considerado entonces, siguiendo la clasificación propuesta por Fisher et al. (2009) descrita anteriormente, como un servicio ecosistémico intermedio. El COS/MO está estrecha y directamente relacionado con la estabilidad de los agregados y la resistencia a la erosión (Tisdall y Oades 1982, Lal 2007). Una mayor cantidad de MO mejora la capacidad del suelo para almacenar agua, incrementa la disponibilidad de nutrientes para las plantas (principalmente N) y mejora la eficiencia en el uso de fertilizantes debido a su alta capacidad de intercambio catiónico que evita el lavado precoz de los nutrientes a napas más profundas (Kramer et al. 2006). Las pérdidas de COS a la atmósfera fundamentalmente como CO₂, gas de efecto invernadero (GEI), afectarían entonces la integridad edáfica, la provisión de nutrientes y la composición atmosférica. El mantenimiento o incorporación del C atmosférico al suelo, llamado comúnmente secuestro de carbono, impactarían de manera favorable sobre los niveles de provisión de estos servicios. El uso del suelo y el tipo de manejo que se implemente modificará por lo tanto su capacidad de secuestrar carbono y

consecuentemente la de proveer o no algunos de los servicios ecosistémicos mencionados (Viglizzo et al. 2011, Caride et al. 2012, Hönigová et al. 2012).

Dióxido de carbono

El mayor contribuyente al efecto invernadero es el CO₂ cuya concentración pasó de 280 ppm en 1850 a 396 ppm en 2013 (IPCC 2001, NOAA Annual Data Atmospheric CO₂ 2013). Este marcado aumento del CO₂ durante los últimos 163 años se asocia en primer lugar a la quema de combustibles fósiles y en segundo lugar al cambio en el uso del suelo (Muylaert de Araujo et al. 2007). Los suelos de pastizal han sido considerados de gran relevancia a nivel global para el secuestro de carbono (Scurlock y Hall 1998, Shuman et al. 2002). Para que cumplan dicha función el balance de carbono (entradas – salidas) del suelo debe ser positivo (Figura 1.2). La PPN (entrada de carbono) en pastizales está asociada principalmente a la precipitación mientras que la respiración (salida de carbono) se asocia en mayor grado a la temperatura (Webb et al. 1978, Cole et al. 1993). Debido a ello la acumulación de COS a nivel regional se correlaciona positivamente con la relación precipitación/temperatura (Alvarez y Lavado 1998). La textura es otro factor doblemente importante en el contenido de COS, ya que tiene efecto sobre las entradas y las salidas. En zonas subhúmedas o húmedas a medida que la textura es más fina hay una mayor capacidad de retención de agua y por lo tanto una mayor PPN y entradas de C al suelo (Alvarez y Lavado, 1998). A su vez, el menor tamaño de las partículas protege la MO disminuyendo su tasa de degradación (Hassink 1997).

A nivel local, es decir dentro de cada región, las decisiones de manejo como la carga animal, la secuencia de cultivos, la fertilización u otras labores culturales cobran mayor importancia en la regulación de la dinámica del carbono (Viglizzo et al. 2004). Los distintos manejos determinan i) el momento y volumen de tejido vegetal incorporado al suelo y ii) la relación C/N del mismo. El primero depende del ciclo del cultivo/vegetación natural (anual/perenne; de invierno/de verano), la eficiencia en la absorción y conversión de la radiación (propia de este y dependiente del ambiente/disponibilidad de recursos) y del índice de cosecha. La relación C/N depende de la especie y las condiciones de crecimiento siendo generalmente mayor en las gramíneas que en las leguminosas (Cadisch et al. 1994). La realización de labores culturales que remueven el suelo aumenta su aireación e incorpora los residuos vegetales en superficie. Esto modifica diferentes factores que controlan la respiración como la temperatura del suelo, el contenido de agua, el pH y el contacto entre el suelo y los residuos (Liu et al. 2006). Además, la eliminación de cobertura vegetal como resultado de las labranzas deja la superficie del suelo más susceptible a los efectos erosivos de la lluvia y/o el viento (Clérici y García Préchac 2001, Mendez y Buschiazzi 2010).

La PPN representa la energía que entra al sistema y que queda disponible para los organismos heterótrofos (Odum 1983). De manera directa (consumo) o indirecta (pérdida) Haberl et al. (2007) estimó para el año 2000 que los humanos nos apropiamos, a nivel global, de aproximadamente un 23.8% de la PPN generada por la totalidad de los ecosistemas terrestres. La PPN apropiada de las tierras bajo cultivo representa casi el 50% de ese valor. En los pastizales templados de Argentina la porción de la PPN apropiada estimada es de 26.4% (Guerschman 2005). Reducir la PPN o derivar parte de ella a productos exportables disminuye el contenido de COS y por ende la provisión de servicios ecosistémicos de soporte, provisión y regulación (Millenium Assessment 2005).

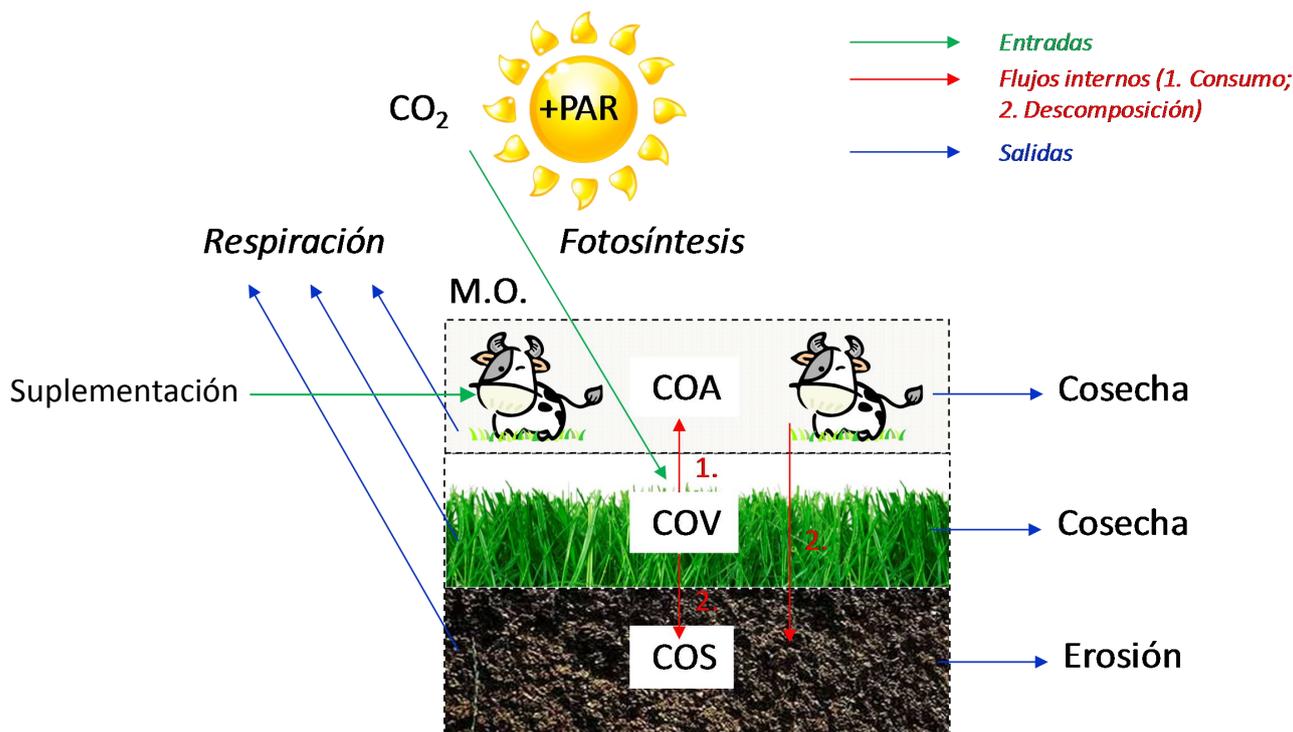


Figura 1.2: Esquema simplificado de la dinámica del C en un sistema agropecuario (M.O.: materia orgánica; COS: carbono orgánico del suelo; COV: carbono orgánico vegetal; COA: carbono orgánico animal; PAR: radiación fotosintéticamente activa.)

Oxido nitroso

El óxido nitroso (N₂O) es otro de los gases de efecto invernadero derivados de la agricultura actual de suma importancia. Su concentración pasó de 275.7 ppb en 1852 a 319 ppb en 2005 (Machida et al. 1995, Smith et al. 2007). Este importante aumento del N₂O durante los últimos 150 años se atribuye principalmente a la utilización de grandes cantidades de fertilizantes nitrogenados sintéticos y en segundo lugar a la quema de combustibles fósiles (Mosier et al. 1998, Galloway et al. 2004, US-EPA 2010). A pesar de que el nitrógeno es un elemento fundamental para la vida, es escaso en la mayoría de los ecosistemas terrestres por lo que en muchos casos limita el crecimiento vegetal y la PPN, tomando por este motivo un rol central para la producción de alimentos (Galloway et al. 2004, Robertson y Vitousek 2009). En los sistemas naturales, el nitrógeno del suelo se mantiene más o menos estable ya que el N liberado por mineralización es tomado rápidamente por las plantas y repuesto por el retorno como N orgánico en las raíces, tallos y hojas. En los sistemas agrícolas en cambio, el N que se exporta de manera intencional con la cosecha o es perdido por otras vías (volatilización, desnitrificación o lixiviación) debe ser repuesto si se desea conservar la productividad de las tierras (Robertson y Vitousek 2009) (Figura 1.3).

El mayor reservorio de N en la biosfera es el nitrógeno atmosférico (N₂). Este compone el 78% del aire seco, es inerte y no aprovechable directamente por la mayoría de los seres vivos debido a la fuerza de la triple unión entre sus átomos que lo hace muy estable (Galloway et al. 2004). Solo algunos procesos tienen la capacidad de romper esa triple unión. En la naturaleza, el más importante es el realizado en el suelo por los microbios fijadores de N quienes poseen enzimas especializadas capaces de convertir el N₂ en amoníaco (NH₃). Industrialmente, esta unión es rota mediante el proceso de Haber-Bosch, en el cual se quema CH₄ para producir hidrógeno que reacciona con el N₂

a muy alta presión y temperatura formando NH_3 . Hoy en día la fijación industrial supera a la fijación natural principalmente para la producción de fertilizantes nitrogenados (Robertson y Vitousek 2009). El descubrimiento de este proceso a principios del siglo XX y su comercialización masiva luego de la segunda guerra mundial ha provisto una fracción importante de las necesidades de N de la agricultura mundial permitiendo elevar los rindes y satisfacer la demanda creciente de alimentos. Este hecho ha resultado en una importante alteración del ciclo de N en el aire, la tierra y el agua a escala tanto local como regional y global (Galloway et al. 2004). Las consecuencias negativas de este cambio en la cantidad de N activo son importantes y múltiples, yendo desde la eutrofización de sistemas terrestres y acuáticos a la pérdida de ozono estratosférico (Gruber y Galloway 2008).

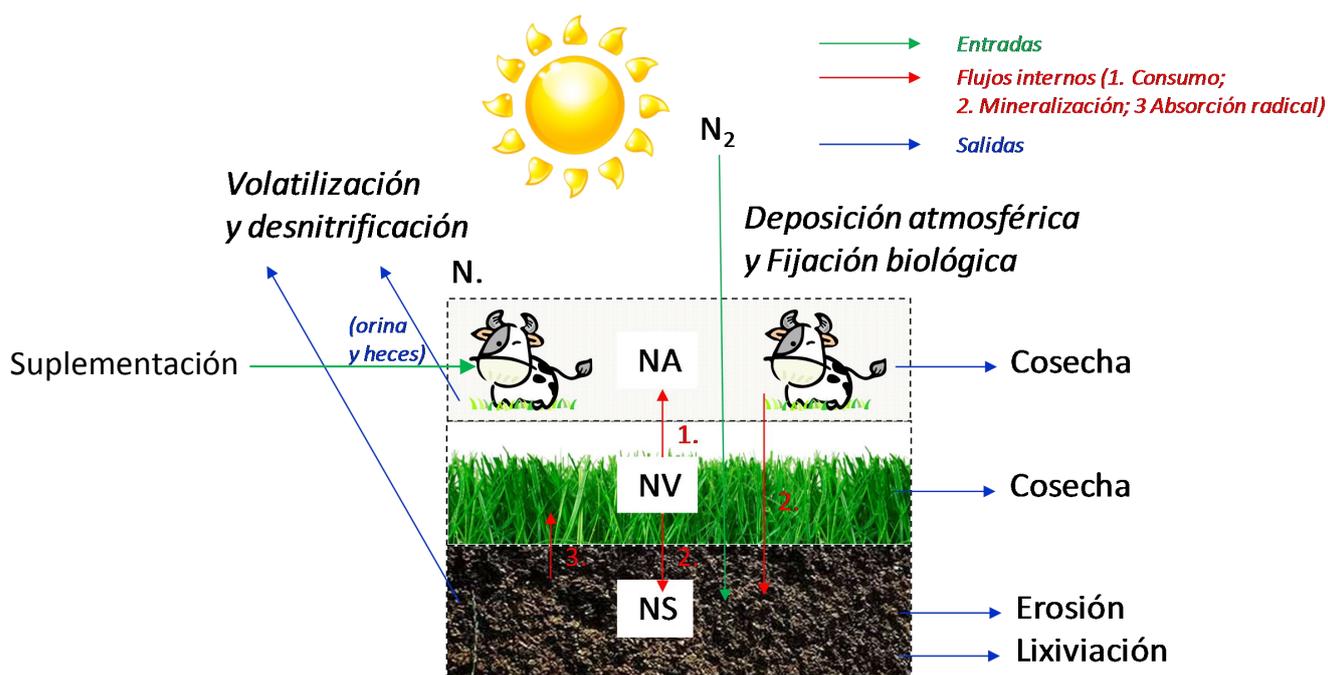


Figura 1.3: Esquema simplificado de la dinámica del N en un sistema agropecuario (N.: nitrógeno; NS: nitrógeno del suelo; NV: nitrógeno vegetal; NA: nitrógeno animal)

Los pastizales son una de las fuentes más importante de N_2O en sistemas templados y el impacto de su manejo en las emisiones de N_2O ha sido extensamente reportado (Kammann et al. 1998, Wang et al. 2005, Flechard et al. 2007, Soussana et al. 2007, Sagggar et al. 2012). Hay 4 procesos dentro del ciclo del nitrógeno que se llevan a cabo en el suelo. La fijación, que convierte el N_2 en NH_3 , la mineralización que convierte al N orgánico en NH_3 , la nitrificación que convierte el NH_3 en nitrato (NO_3^-) y la desnitrificación que convierte al NO_3^- nuevamente en N_2 . El N_2O es un subproducto de los procesos de nitrificación y desnitrificación que ocurren ambos de manera natural (Firestone y Davidson 1989, Bracmort 2010, Sagggar et al. 2012). Las emisiones de N_2O aumentan cuando la cantidad de nitrógeno disponible para las plantas excede sus requerimientos, quedando como potencial insumo para estos procesos (Oenema et al. 2005, Smith y Conen 2004). La reposición del N exportado en los sistemas agropecuarios se realiza principalmente mediante la aplicación de fertilizantes nitrogenados o la incorporación de leguminosas en la rotación (Robertson y Vitousek 2009). Sin embargo, la eficiencia del uso de los fertilizantes es baja, estimándose que solo entre un 30-50% del N aplicado es absorbido por los cultivos (Fan et al. 2004,

Dobermann 2005, Chen et al. 2008a). El N fijado por las leguminosas que no es exportado vuelve al suelo mediante la mineralización de los rastrojos pero en cultivos anuales, en que gran parte del año permanece el suelo libre de vegetación que lo absorba, este se pierde mayormente por otras vías, siendo una de ellas la que incluye los procesos de nitrificación y desnitrificación productores de N₂O. La mayor emisión de N₂O de los cultivos estaría contribuyendo al efecto invernadero de la atmósfera y en consecuencia reduciendo los servicios ecosistémicos brindados por el pastizal original que reemplazaron.

1.2.3 Situación actual de los pastizales templados en Argentina

Los pastizales templados en Argentina pertenecen a los denominados pastizales templados del Río de la Plata (Centro-este de Argentina, Uruguay y sur de Brasil), una de las regiones de producción de alimentos más importantes a nivel mundial (Solbrig y Morello 1997). La porción Argentina recibe el nombre de “Pampas” o “Región Pampeana” y presenta un clima templado-húmedo con precipitaciones medias anuales que decrecen de noreste a sudoeste (desde los 1000 a los 600 mm) y temperaturas medias anuales que decrecen de norte a sur (desde los 17 a los 14°C) (Hall et al. 1992). La vegetación natural es mesotérmica con preponderancia de pastos C₃ en el invierno y C₄ durante el verano (Ghersa et al. 1998). Los suelos se desarrollaron sobre una capa de loess proveniente de la cordillera y depositada en el área durante la edad cuaternaria (Moscatelli 1998). Las partículas fueron arrastradas por vientos de orientación sudoeste-noreste lo que generó un gradiente de textura descendente en esa dirección. Si bien los suelos dominantes son los Molisoles, caracterizados en su estado prístino por un alto contenido de MO y estructura granular (Soriano 1991), la diferencia de textura, ubicación topográfica y clima les dio a los suelos características particulares. Según sus propiedades geológicas, geomorfológicas y de drenaje, de suelos y vegetación las pampas se dividen en seis distritos: Pampa mesopotámica, Pampa ondulada, Pampa interior (oeste y plana), Pampa inundable y Pampa austral (Soriano 1991) (Figura 1.4).

El uso del suelo varía en los diferentes distritos en función principalmente de las limitantes edáficas y climáticas. En la Pampa ondulada sus suelos profundos y su buena red de drenaje junto con temperaturas y precipitaciones que permiten buenos rendimientos tanto en cultivos de invierno como de verano, incluso realizados en el mismo año (doble cultivo), no presenta limitantes para la producción agrícola siendo este su uso predominante. En la denominada Pampa inundable, las limitantes por baja pendiente y salinidad de los suelos hacen que se practique agricultura solo en las lomas, que ocupan una pequeña porción del distrito, por lo que la mayor parte de este está destinada a la ganadería. En la Pampa austral, ubicada a mayores latitudes, las temperaturas son más propicias para la realización de cultivos de invierno los cuales predominan, aunque también se realizan cultivos de verano y hasta doble cultivo. Sólo en algunos suelos se obtienen bajos rendimientos debidos principalmente a la presencia de tosca a escasa profundidad y son generalmente destinados a la producción pecuaria. En las Pampas interiores las menores precipitaciones y mayores vientos, junto con la presencia de suelos con un mayor contenido de arena que afectan su capacidad de retención hídrica y aumentan su susceptibilidad a la erosión eólica, limitaban en cierta medida la producción de cultivos, por lo que antes de la década del '90 el uso predominante era el ganadero (Díaz Zorita et al. 2002). Sin embargo, con el aumento de las precipitaciones en las últimas décadas del siglo XX (Barros 2008) y con la difusión de la siembra directa en la década de los '90, que elimina parcialmente las limitantes mencionadas por una mayor cobertura de la superficie del suelo, la agricultura se expandió pasando a ser el principal uso.

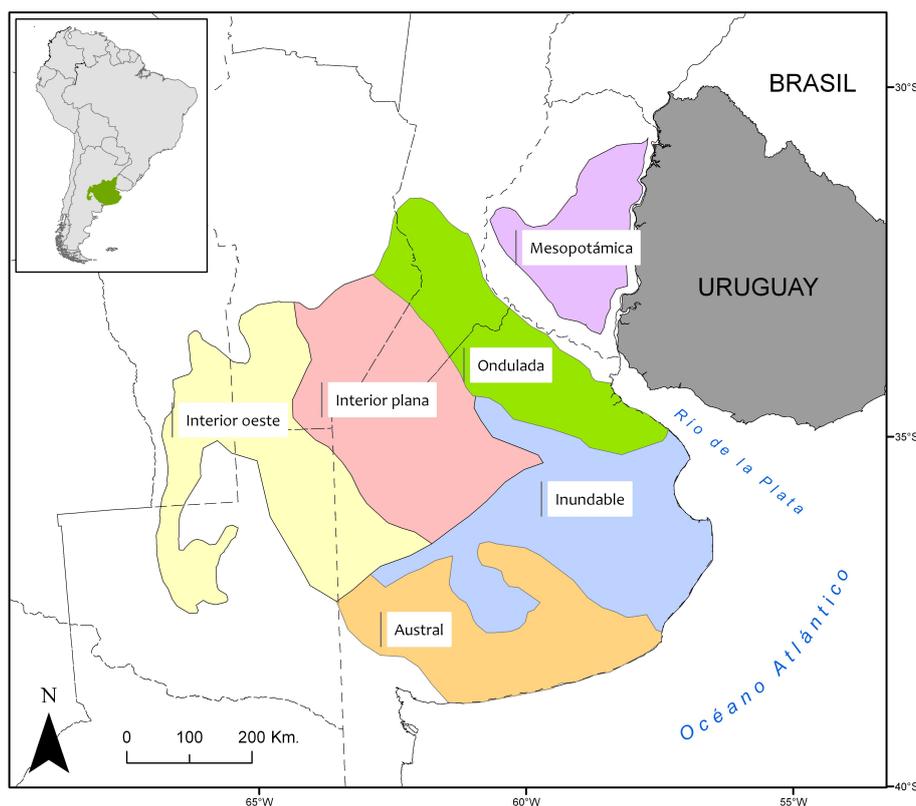


Figura 1.4: Distritos de los pastizales del Río de la Plata en Argentina (Soriano 1991).

El uso del suelo en los pastizales templados de Argentina ha ido cambiando a lo largo de la historia, determinado por factores culturales, sociales, políticos, económicos y tecnológicos. Antes del año 1500 el uso realizado por las comunidades indígenas generó muy poca modificación del ambiente original. Con la llegada de los españoles y la introducción de herbívoros domésticos el ecosistema pasó a tener, en su mayor parte, un uso netamente ganadero (Giberti 1954). Debido a la falta de mano de obra para las labores, cercos que protegieran los cultivos de los animales y medios de transporte, los cultivos agrícolas solo se realizaban en pequeña escala en las cercanías a los pueblos (Sbarra 1964). A finales del siglo XIX, la promoción de la inmigración, la difusión del alambrado y el crecimiento de la red ferroviaria determinaron cambios en los patrones de uso del suelo aumentando de manera marcada la realización de cultivos (Hall et al. 1992). El uso intenso de estos suelos provocó una reducción en el contenido de materia orgánica del horizonte superficial (Alvarez 2001, Berhongaray et al. 2013) al tiempo que incrementó tanto la erosión hídrica como la eólica sufrida por estos (Viglizzo 1994). A mediados del siglo XX una toma de conciencia de la disminución en los rendimientos por agotamiento del recurso sumado a acciones concretas por parte del estado y a factores socio-económicos llevaron a adoptar un sistema de explotación mixto agrícola-ganadero que regeneraba las propiedades físicas de los suelos agrícolas en la etapa con pasturas resultando ser una solución conservacionista y sustentable (Solbrig y Morello 1997). En la década del '70 se llevó a cabo un proceso de agriculturización por la adopción de nuevas tecnologías y la expansión del cultivo de soja (Casas 1998, Satorre 2005). Hasta principios de la década del '90 la Argentina fue aumentando la producción de productos agropecuarios principalmente debido a la expansión de la superficie cultivada/pastoreada. A partir de esa fecha los aumentos en la producción se debieron

mayormente a una intensificación de la misma mediante un mayor uso de insumos como fertilizantes, pesticidas, riego, etc. (Viglizzo et al. 2001). El aumento de la superficie sembrada con cultivos anuales en los pastizales templados de Argentina durante los últimos años ocurrió fundamentalmente por el reemplazo de cultivos perennes, mayormente pasturas (Paruelo et al. 2005). Debido a ello una importante superficie de la región está actualmente dedicada exclusivamente a la producción agrícola (agricultura continua). La intensificación de los sistemas ganaderos se refleja en los datos generados por Paruelo et al. (2005) quienes observaron que la cantidad de animales por unidad de superficie dedicada a pastoreo en la región (carga) aumentó aproximadamente un 11% entre 1988 y 2002. Conocer de forma detallada el uso actual del suelo y el impacto de las acciones del hombre sobre los servicios ecosistémicos es importante para poder evaluar alternativas de uso y plantear estrategias de ordenamiento territorial sobre bases objetivas para el diseño de sistemas productivos sustentables.

1.3 Objetivo y organización de la tesis

El objetivo general de esta tesis es analizar el impacto de distintos usos de la tierra sobre servicios ecosistémicos intermedios asociados a la dinámica del carbono y del nitrógeno. Específicamente se analizarán aspectos vinculados a los reservorios de CO₂ y a las emisiones de N₂O a la atmósfera. En tal sentido la tesis evalúa la siguiente hipótesis: El reemplazo de pastizales por cultivos modifica el nivel de provisión de servicios ecosistémicos intermedios los cuales reducirían a su vez la provisión del servicio ecosistémico final “regulación de la producción de gases con efecto invernadero”. Para llevar adelante este objetivo central se caracterizaron las secuencias de uso del suelo (rotaciones) y se describió espacialmente la superficie sometida a distintos tipos de labranzas.

La tesis está dividida en dos partes.

Sin considerar el capítulo introductorio (1), la primera parte incluye a los capítulos 2 y 3 en los que se caracteriza, mediante sensores remotos, el uso actual del suelo en cuanto a secuencia de cultivos y tipo de labranza respectivamente. Se hace también, en el capítulo 2, un análisis del monocultivo (temporal) de soja en el área de estudio y se desarrolla, en el capítulo 3, un algoritmo sencillo para la discriminación de labores (siembra directa vs. labranza convencional) a partir de imágenes del sensor Landsat 5TM.

La segunda parte incluye a los capítulos 4 y 5 en los que se analiza el impacto del uso de la tierra sobre el funcionamiento ecosistémico y para lo que se utilizan algunos de los resultados obtenidos en la primera parte de la tesis. El capítulo 4 estudia el impacto de la secuencia de cultivos, tipo de labranza y nivel de fertilización sobre el balance de C del suelo utilizando el modelo de simulación CENTURY además de cuantificar la entrada actual de C al sistema mediante sensores remotos (sensor MODIS). El capítulo 5 evalúa el impacto del uso del suelo sobre las emisiones de N₂O a través de un ensayo con mediciones a campo. Finalmente, en el capítulo 6, se realiza una discusión general y se resumen las conclusiones más importantes de la tesis.

Por lo tanto, la estructura queda conformada de la siguiente manera:

- Capítulo 1: Introducción general (este capítulo)

Parte 1: Caracterización del uso de la tierra mediante sensores remotos

- Capítulo 2: Caracterización de la secuencia de cultivos en el centro de los Pastizales del Rio de la Plata.
- Capítulo 3: Distribución e importancia relativa de sistemas de labranza en el centro de los Pastizales del Rio de la Plata.

Parte 2: Análisis de los impactos del uso de la tierra sobre los ecosistemas

- Capítulo 4: Impacto de diferentes manejos sobre el balance de C en los Argiudoles de la Pampa Ondulada.
- Capítulo 5: Emisiones de N₂O de distintos tipos de cobertura en Hapludoles de la Pampa Interior.
- Capítulo 6: Discusión general y conclusiones.

Capítulo 2 – *Caracterización de la secuencia de cultivos en el centro de los Pastizales del Río de la Plata.*

2.1 Introducción

Las rotaciones son una herramienta de manejo clave para la conservación de los recursos naturales, ya que mediante el uso secuencial del suelo con tipos de cobertura alternativos es posible operar sobre procesos eco-sistémicos tales como las ganancias y pérdidas de nutrientes o sus tasas de ciclado (Smith et al. 2008, Kremen y Miles 2012). Como se mencionó anteriormente, los avances tecnológicos de los últimos años como la aplicación de fertilizantes sintéticos y la siembra directa permitieron la agricultura continua en los suelos más aptos y la expansión de cultivos anuales a áreas en donde hasta el momento no era factible cultivar. Debido al aumento en la intensidad del uso del suelo también ha aumentado la necesidad de hacer rotaciones que disminuyan las externalidades de la agricultura sobre el medio ambiente y optimicen tanto la generación de alimentos como los servicios eco-sistémicos que las tierras bajo cultivo proveen. Sin embargo en los últimos años, una de las zonas productoras de granos más importantes a nivel mundial como la Pampa ondulada de los Pastizales del Río de la Plata (Soriano 1991), presenta un avance del monocultivo (temporal) de soja (Pengue 2004, Guerschman 2005, Paruelo et al. 2006, Trigo 2006). Estos cambios, asociados a factores tanto tecnológicos como económicos y sociales, ponen en riesgo la sustentabilidad del sistema y por ende los productos y servicios que estos brindan a la sociedad.

La expansión del monocultivo de soja en la zona se asocia a la conjunción de varios factores. Dentro de los tecnológicos, la difusión de la soja transgénica RR (Round up Ready) en la segunda mitad de la década del '90 fue uno de los más importantes. Esta tecnología simplificó en gran medida el manejo del cultivo debido a la utilización de un único herbicida para combatir diferentes malezas y cuya aplicación es independiente del momento del ciclo en que este se encuentra (Pengue 2000). En cuanto a los aspectos económicos, la posibilidad de utilizar semilla propia (por ser una especie autógama) evitando el pago de regalías (Pengue 2000, Banchemo 2003), y la menor aplicación de fertilizantes (por ser leguminosa se aplican solo fosforados a la siembra en caso de ser necesario) reduce significativamente sus costos con respecto a otras opciones presentes para el productor en esa época del año como por ejemplo maíz, o girasol. Así la soja, con un paquete tecnológico sencillo, genera el mejor balance económico al menos en el corto plazo (Lorenzatti 2004). A nivel internacional, la Argentina es el país con mayor rendimiento promedio de soja de primera y el de menor costo de producción (Alvarado 2009).

Estos dos factores, el fácil manejo y el alto retorno económico, se vieron potenciados por la aparición de otros actores en la economía regional como el *contratista* y el *pool de siembra*, quienes mediante un contrato accidental de pocos años de duración (1-2) arriendan una gran superficie de las tierras destinadas a cultivo (Censo Nacional Agropecuario 2002). El primero surgió como un productor con exceso de capacidad en maquinaria que brindaba servicios a otros productores menos mecanizados. Posteriormente tomó mayor participación en la producción, arrendando y haciéndose cargo de todo el proceso (siembra, protección del cultivo, cosecha y comercialización) asumiendo así los riesgos y al mismo tiempo las ganancias. Los *pools de siembra* están representados por grupos de inversores que buscan una mayor renta para su capital mediante la inversión en la producción agrícola desarrollada en la zona. Ambos actores surgieron en la década del '90 en que el sector agropecuario tuvo gran crecimiento (Reca y Parellada 2001). De esta manera, el mayor margen neto del cultivo junto con el modelo predominante de producción basado en el alquiler de tierras que busca maximizar el retorno por peso invertido (Ordoñez 1995), sin considerar aspectos

tecnológicos para la conservación del recurso (Lorenzatti 2004), hizo que una gran superficie de tierras agrícolas sean sembradas con soja año tras año, es decir que estén manejadas bajo monocultivo.

Los efectos negativos del monocultivo sobre el ecosistema y la productividad de las tierras son ampliamente conocidos (Smith et al. 2008). Kelly et al. 2003, en un estudio de 20 años, observaron que rotar la soja con cereales incrementaba su rendimiento en un 16% comparado con los rendimientos del monocultivo, además de aumentar el COS. Diferentes cultivos juegan distinto papel en función de sus características fisiológicas y formas de vida. La inclusión de cultivos que producen altas cantidades de materia seca en la rotación aporta la mayor parte del C necesario para la formación de MO por los microorganismos del suelo (Zan et al. 2001). En los planteos mixtos, el balance positivo de carbono se logra por la inclusión de las pasturas quienes aportan gran cantidad de materia seca al suelo por su mayor desarrollo radical (baja relación biomasa aérea/biomasa subterránea en relación a los cultivos). En planteos de agricultura continua toman importancia en esta función los cereales ya que producen mayores volúmenes de rastrojo y con una alta relación C:N (Díaz-Zorita y Grove 1999, Kelley et al. 2003).

En los Pastizales del Río de la Plata, los aumentos en la superficie sembrada en los últimos años con cultivos anuales no sólo representó una eliminación de pastizales sino, fundamentalmente, el reemplazo de cultivos perennes, mayormente pasturas sembradas dentro de rotaciones en las áreas más productivas (Paruelo et al. 2005). Esto generó que actualmente una importante superficie de la Región esté dedicada exclusivamente a la producción agrícola (agricultura continua). Con respecto a la incorporación de nitrógeno al suelo, esta se realiza principalmente por dos vías: mediante la aplicación de fertilizantes nitrogenados o mediante la incorporación de leguminosas fijadoras de N a la rotación. Dicha incorporación será efectiva si la misma supera la extracción. En los cultivares de soja actualmente utilizados en la zona núcleo, con elevados potenciales de rendimiento, se estima que el N fijado por esta solo alcanza a cubrir entre un 50-60% de sus necesidades generando un balance negativo del N del suelo ya que la fertilización nitrogenada del cultivo no es una práctica difundida (Berardo 2004, Lorenzatti 2004). La baja incorporación de carbono en forma de rastrojo en los monocultivos de soja, ya sea por sus bajos volúmenes como por su baja relación C:N, junto con el balance negativo de nitrógeno señalado, afectan la capacidad del suelo de mantener sus niveles de materia orgánica.

Debido al aumento en la intensidad del uso agrícola del suelo se ha potenciando la necesidad de hacer rotaciones que maximicen la conservación del recurso. La materia orgánica es el principal agente estabilizador de la estructura en suelos Molisoles como los presentes en esta región (Tisdall y Oades 1982). Una buena estructura del suelo genera una mayor aireación, retención de agua y disponibilidad de nutrientes para las plantas, lo cual favorece la productividad del sistema (Bronik y Lal 2005). Por ello es importante, para conservar el recurso suelo y recuperar los nutrientes perdidos en el proceso productivo por volatilización, lixiviación o exportación en los granos, utilizar las rotaciones como una de las herramientas clave para mantener los niveles de materia orgánica y por ende el alto rendimiento de los cultivos.

La producción de mapas de cobertura del suelo son una de las aplicaciones más comunes de los sensores remotos (Foody 2002, Paruelo et al. 2004). Estos mapas se llevan a cabo mediante distintas metodologías de clasificación de imágenes que van desde la fotointerpretación a la aplicación de algoritmos complejos. Las imágenes

provistas por los sensores remotos representan, luego de algunos ajustes, la reflectancia de la superficie del suelo relevada (Chuvienco 1995). Dado que cada cobertura posee en general un comportamiento espectral único se pueden determinar los diferentes sectores de una imagen que poseen un comportamiento homogéneo. Si se cuenta además con información de campo que asocie determinado comportamiento espectral con una cobertura en particular se podrán “etiquetar” los diferentes sectores y obtener una descripción espacialmente explícita del tipo de cobertura del suelo. Gracias a la continuidad de sensores en órbita desde la década del 70', además de un análisis espacial, los sensores remotos permiten un análisis temporalmente explícito de la cobertura del suelo y sus cambios.

El período para el cual se realiza una clasificación de cobertura del suelo es generalmente una campaña o estación de crecimiento. Un conjunto de clasificaciones anuales en zonas agrícolas permite, por lo tanto, evaluar la distribución de cultivos en el espacio y en el tiempo. Sin embargo pocos autores utilizaron información de años consecutivos para analizar la secuencia de cultivos, es decir el tipo de rotación que experimenta cada porción de terreno (Manavalan et al. 1995, Panigrahy y Sharma 1997, Raupenstrauch y Selige 1998, Paoli et al. 2001, Lobell et al. 2003, Martínez-Casasnovas et al. 2005, Volante et al. 2005). De estos autores solo algunos llevaron el análisis a más de dos años, Martínez-Casasnovas et al. 2005 para la cuenca media del río Ebro al noreste de España y Volante et al. 2005 en el noroeste de nuestro país. A partir de los mapas de cobertura o uso del suelo, es decir de una descripción espacialmente explícita del área bajo estudio, se puede hacer una descripción de la estructura del paisaje mediante un conjunto de medidas o índices que expresan diferentes aspectos de dichos patrones (O'Neill et al. 1988, O'Neill 1997, Tischendorf 2001, Baldi et al 2006). Se entiende por estructura del paisaje a la heterogeneidad espacial determinada por la superficie ocupada por cada elemento o componente (composición) y la disposición espacial de los mismos (configuración). Dado que no existe un único índice que capture la totalidad de la complejidad de la distribución espacial de los parches (parche: área continua de igual cobertura) se suelen utilizar varios para hacer una descripción integral (Dale et al. 1995, Riitters et al. 1995).

Con la información provista por los sensores remotos también se pueden obtener índices de vegetación asociados a ciertos procesos biofísicos que se dan en la superficie terrestre como por ejemplo la PPNA (Paruelo et al. 2000). Monteith (1972) estableció que la PPN es una función lineal de la cantidad de radiación interceptada por el canopy y dado que el Índice de vegetación normalizado (IVN) es un estimador lineal de la fracción de radiación fotosintéticamente activa absorbida (fRFAA) (Baret y Guyot 1991, Sellers et al. 1992, Gamon et al. 1995, Myneni et al. 1995) este índice puede ser utilizado como medida relativa de la PPN de la vegetación. De esta manera los sensores remotos resultan una herramienta imprescindible para realizar estudios del funcionamiento ecosistémico a través de estas variables biofísicas a escala regional. Esto permite cuantificar algunos servicios ecosistémicos intermedios y analizar el impacto del uso sobre los mismos.

Los avances tecnológicos y los cambios socioeconómicos de los últimos años promovieron la agricultura continua en los suelos más aptos para cultivos y la preponderancia de ciertos cultivos en detrimento de otros generando manejos de monocultura que impactarían negativamente sobre el ecosistema. ¿Cómo se han modificado los patrones de rotaciones agrícola-ganaderas en el norte de Buenos Aires? ¿Cuál es la superficie bajo monocultivo? ¿Hay algún tipo de suelo que favorezca la

realización de monocultivo? ¿Tiene algún impacto la monocultura sobre la rFRAA de los cultivos subsiguientes a escala regional? No disponemos actualmente de una idea cuantitativa de estos cambios ni de la variabilidad espacial en la zona. Los objetivos de este capítulo son entonces: i) Caracterizar el uso del suelo de manera espacialmente explícita y determinar las secuencias de cultivos/rotaciones presentes en la región. ii) Hacer una descripción de la estructura del paisaje actual. iii) Evaluar si existe asociación entre el monocultivo de soja y diferentes factores ambientales (tipo de suelo, eco-región) y socioeconómicos (tamaño de las explotaciones, contratos accidentales). iv) Analizar los efectos del monocultivo de soja sobre la rFRAA de los cultivos.

2.2 Materiales y Métodos

2.2.1 Área de estudio

La zona “núcleo maicera” argentina se ubica entre los meridianos 63O y 59O y los paralelos 32S y 35S ocupando una superficie de aproximadamente 59.200 Km². Esta zona integra parte del Norte de la provincia de Buenos Aires, Sur de Santa Fe y sudeste de Córdoba (Morello y Matteucci 1997). Está ubicada dentro de la unidad biogeográfica Pastizales del Río de la Plata (Soriano et al. 1991) El clima en la zona es templado y sub-húmedo (Ghersa y Leon 1999). La precipitación media anual en ese área es de aprox. 978mm y la temperatura media anual de aprox. 16.5°C (Base de datos INTA Pergamino - Promedio 1967-2004). El área bajo estudio está ubicada al Norte de la Provincia de Buenos Aires y se corresponde con la escena Landsat Path 226 Row 084 (Figura 2.1). La población en la zona es mayormente urbana (92%). Las localidades más importantes son Pergamino y Junín, con alrededor de 85.500 y 82.400 habitantes respectivamente, seguidas en importancia por Chivilcoy con casi 53.000 pobladores. En cuanto a nivel educacional, el 11,3% no ha completado sus estudios primarios y el 1,9% carece de educación formal, mientras que en el otro extremo, el 7,9% tiene estudios universitarios completos (Censo Nacional de Población, Hogares y Vivienda 2001). Predominan las unidades rurales basadas en la utilización de mano de obra del productor y/o su familia, representando cerca del 71% del total de EAPs de la zona. Sin embargo, estas unidades reúnen menos de la mitad de la superficie operada zonalmente. De la tierra trabajada por terceros los contratos accidentales son la modalidad más difundida (aprox. 24% del total de superficie bajo producción) siendo este valor mayor al de otras regiones como consecuencia de su mayor aptitud para la producción de granos (Censo Nacional Agropecuario 2002). La escena fue elegida por considerarse una buena representación del área agrícola intensiva y por la disponibilidad de imágenes despejadas para la realización de las clasificaciones. La mayor parte de la escena pertenece a la eco-región denominada Pampa ondulada (Soriano et al. 1991), la cual forma parte del núcleo maicero antes mencionado. Los suelos presentes en esta zona son en su mayoría Argiudoles, caracterizados por ser profundos y con altos contenido de materia orgánica lo que les brinda un alto potencial de rendimiento (Hall et al. 1992). Se encuentran también en la zona Argialboles, Natracuoles y Natracualfes en los sectores más bajos y/o cercanos a los ríos y arroyos. Las otras dos eco-regiones incluidas en la escena son la pampa deprimida y la pampa interior. En estas, además de Argiudoles, Natracuoles y Natracualfes se encuentran suelos Hapludoles, también aptos para cultivos, pero de textura más gruesa y menor capacidad de retención hídrica que los Argiudoles (Damiano y Taboada 2000). Los cultivos predominantes en la zona son: soja y maíz durante el verano y trigo durante el invierno. Este último comúnmente se presenta seguido, en la misma campaña, de una soja denominada de segunda por ser el

segundo cultivo dentro de la estación de crecimiento. El girasol, que solía participar en las rotaciones de la zona de estudio con un 8% de la superficie en promedio durante la década de los '90, desde la campaña 00-01 participa con menos del 2% de la superficie. La soja (de primera) por el contrario aumentó su participación promedio en aproximadamente un 20% entre las décadas del '90 y '00 pasando de ocupar un 45% a ocupar un 66% de la superficie cultivada (SAGPyA 2006).

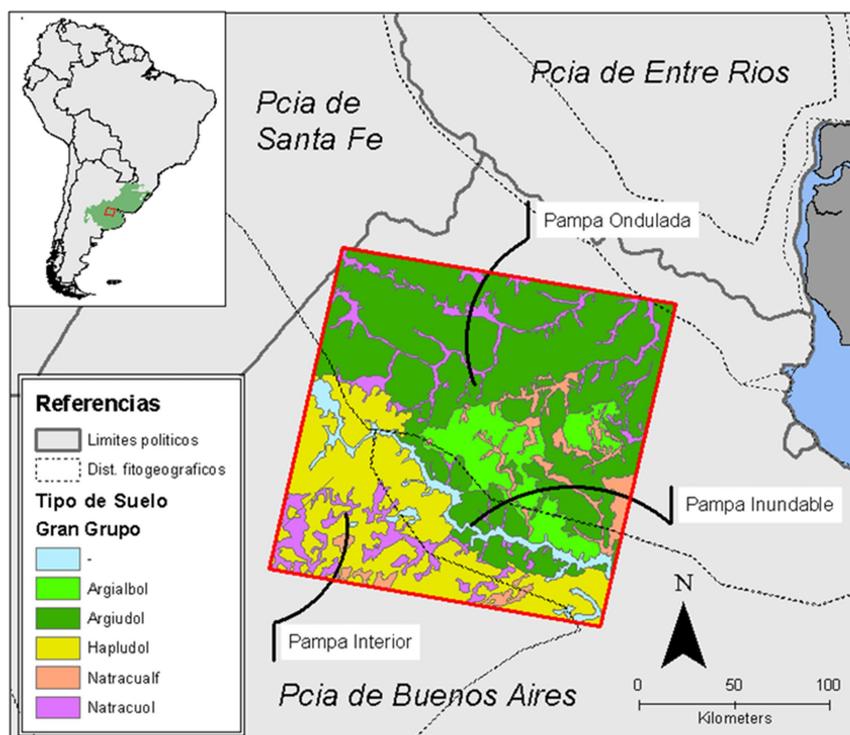


Figura 2.1: Área de estudio correspondiente a la escena Landsat 226-84, distritos fitogeográficos que la componen (Soriano 2001) y tipos de suelos presentes (INTA-SAGyP 1990) Proyección Gauss Kruger (Faja5), Datum Campo Inchauspe.

2.2.2 Caracterización del uso del suelo

Para caracterizar el uso del suelo en la zona se realizaron cinco clasificaciones de cobertura, una por campaña entre los años 2000 y 2005, utilizando imágenes de los sensores Landsat 5 TM y Landsat 7 ETM+. Las imágenes fueron geométrica y radiométricamente corregidas obteniéndose información georreferenciada de reflectancia en superficie. Ello se logró mediante la utilización de puntos de control (mínimo 30/escena) para la corrección geométrica y, para las correcciones radiométricas, la conversión de los valores digitales de la imagen (DN) a reflectancia a tope de atmósfera según Chander et al. (2007) y luego a reflectancia en superficie (correcciones del efecto Rayleigh) siguiendo la metodología propuesta por Stumpf (1992) utilizando el protocolo elaborado por J. Tiffenberg, de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la UBA (<http://www.iafe.uba.ar/tele>). Se realizaron clasificaciones de cultivos con no menos de 3 imágenes por campaña para 5 campañas consecutivas (las fechas se detallan en el Apéndice A). Las clasificaciones fueron del tipo supervisadas, aplicando el algoritmo *maximum likelihood* (Lillesand y Kiefer 1994) y utilizando información de todas las longitudes de onda captadas por los sensores con excepción de la banda térmica por tener menor resolución espacial. Los datos de campo de las 5 campañas

corresponden a registros georreferenciados de las distintas coberturas del suelo distribuidos sobre las principales rutas incluidas en la escena (el número total por campaña se detalla en el Apéndice A). Los datos de campo de cada campaña se dividieron al azar utilizando el 70% de la información para entrenar el algoritmo y el restante 30% para su evaluación. Mediante las clasificaciones se discriminaron los principales tipos de cobertura presentes en la zona: 1-agua, 2-recurso forrajero, 3-trigo-soja2^{da}, 4-maíz y 5-soja1^{ra}. Se aplicó a cada una de las clasificaciones un filtro de moda de 3x3 para eliminar el efecto “sal y pimienta” de las mismas. Las zonas urbanas, todos los pueblos presentes en el vector de poblaciones del Atlas de suelos de la República Argentina (INTA-SAGyP 1990), fueron eliminadas del análisis (13.993 has equivalente al 0.45% del total analizada). La evaluación de la precisión se realizó mediante una matriz de confusión (Congalton 1991) y el cálculo del coeficiente Kappa (Cohen 1960). De las diferentes coberturas se analizó su evolución a lo largo de los 5 años a nivel general y sus cultivos antecesores. El procesamiento de las imágenes se realizó con ENVI 4.1 (RSI Copyright © 2004) y el análisis espacial con el software Arcgis 9.1 (ESRI Copyright © 2005).

Las cinco clasificaciones se superpusieron para obtener una imagen con la información de la secuencia de cultivos y a partir de allí poder determinar 4 clases principales de “uso del suelo” (estudio temporal) según los criterios y orden señalados en la Figura 2.2.



Figura 2.2: Criterios de clasificación de los píxeles de la imagen de secuencia de cultivos (5 años) en 4 clases principales de uso del suelo.

Las clases Agricultura continua y Rotación agrícola-ganadera se dividieron a su vez en sub-clases según los criterios y orden señalados en la Figura 2.3 a y b respectivamente.

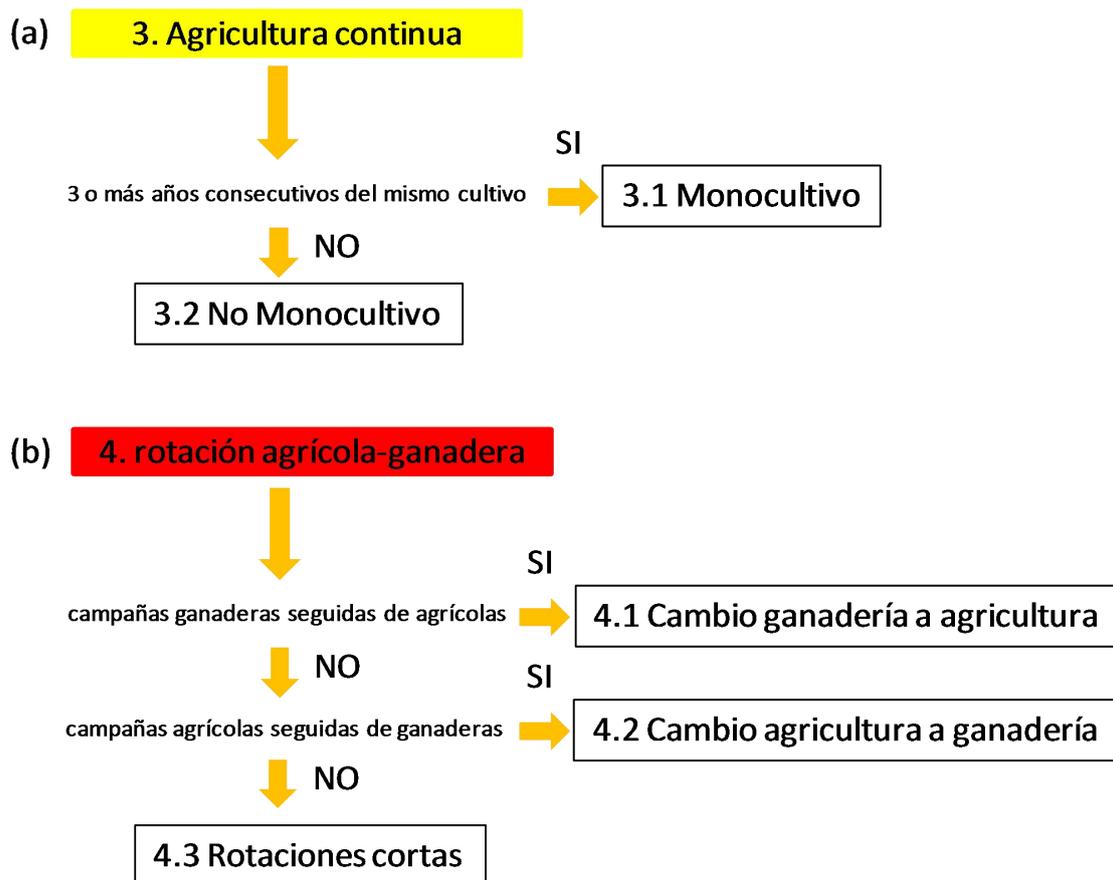


Figura 2.3: Criterios de clasificación de los pixeles de las clases Agricultura continua (a) y rotaciones agrícola-ganaderas (b) en sub-clases de uso del suelo.

Se cuantificó el uso del suelo a nivel regional por tipo de suelo y por eco-región. Con dicha información se calculó el % de la superficie ocupada por los distintos usos y se analizó, mediante el test de igualdad de proporciones, las diferencias entre los mismos.

2.2.3 Distribución espacial del uso del suelo (Índices del paisaje)

La descripción de la distribución espacial del uso del suelo se realizó mediante la generación de varios índices del paisaje dado que no hay uno solo que capture la complejidad del arreglo espacial (Riitters et al. 1995). Para ello se “vectorizó” la imagen de secuencias de cultivos/rotaciones de las 4 categorías principales y se cruzó con una grilla formada por hexágonos de 5 Km. de lado (6495 has). Esta forma geométrica es comúnmente utilizada en los estudios de paisaje para resumir la información de manera espacial por ser la forma geométrica más similar a un círculo que permite generar un mosaico (Sahr et al. 2003).

Dentro de cada unidad de grilla se determinaron los siguientes índices del paisaje:

A nivel de paisaje (incluyendo los polígonos/parches de todas las clases)

1. Clase dominante
2. Número de parches
3. Tamaño promedio de parche
4. Relación perímetro/área promedio de los parches

A nivel de clase (incluyendo los polígonos/parches de una sola clase)

5. % de la clase

La clase dominante es probablemente el índice más importante y que brinda información más útil en la descripción del paisaje (McGarigal y Marks 1995). El número de parches indica la densidad de parches mientras que el tamaño promedio de parche representa principalmente la distribución de los mismos ya que a menor tamaño de parche se asume una distribución más homogénea. Estos dos índices son muy sensibles a cambios en la unidad mínima de mapeo, es decir la menor área a ser mapeada como una clase discreta (Saura 2002). La relación perímetro/área muestra la complejidad de forma de los parches, es decir su geometría, siendo un valor bajo de este índice indicador de parches simples y compactos mientras que un valor elevado estaría mostrando polígonos más irregulares o tortuosos (McGarigal y Marks 1995). El % de la clase, es decir el porcentaje de la unidad de grilla ocupada por la clase en cuestión, representa la distribución en el paisaje de una clase en particular.

2.2.4 Asociación del monocultivo de soja con factores ambientales y socioeconómicos

Factores ambientales (suelo, eco-región)

Para evaluar si el monocultivo de soja 1ra se realiza en mayor proporción en alguna eco-región o suelo en particular, se tomó la superficie clasificada como monocultivo de soja 1ra de cada unidad y se compararon sus valores, en % con respecto a la superficie de agricultura continua, mediante un test de igualdad de proporciones.

Factores socioeconómicos (tipo de arrendamiento, tamaño de establecimiento)

Tipo de arrendamiento

Con información del Censo Nacional Agropecuario 2002 (tablas 4.2 Buenos Aires: área con cultivos anuales y 3.6 Buenos Aires: contrato accidental para agricultura) se calculó el % de superficie agrícola alquilada con contrato accidental (contratos que duran menos de 3 años) para agricultura y con información obtenida del análisis de las clasificaciones se calculó el % de superficie de monocultivo de soja con respecto al área agrícola. Se realizó entonces una regresión para los 14 partidos que tenían más del 90% de su área relavada en el estudio con el fin de observar si hay algún tipo de asociación entre estas variables.

Tamaño establecimiento

La imagen de secuencias de cultivos/rotaciones sin resumir (la original que indica la secuencia de coberturas) fue vectorizada para obtener los límites de los lotes incluidos en el área de estudio. Se eliminaron todos aquellos polígonos menores a 10 ha por considerarse esa superficie como mínima para un manejo extensivo. Por lo tanto se consideró como “lote” a las unidades de diez o más ha. que tuvieron la misma secuencia de coberturas durante las 5 campañas relevadas.

Se seleccionaron los lotes de soja 1ra en la campaña 04-05 que habían tenido los 4 años anteriores soja 1ra (monocultivo) y los que habían tenido los 4 años anteriores cultivos correspondientes a la rotación “soja 1ra; trigo/soja 2da; maíz” (asociado a manejo conservacionista y alta tecnología (CREA 1996)). En un Sistema de información geográfico se cruzó esta información con el catastro (perímetro de las propiedades rurales) de los partidos de la zona de estudio. Cabe aclarar que se consideró cada unidad de el catastro como un establecimiento, más allá de que una empresa agropecuaria pueda estar conformada por varias unidades catastrales. Se seleccionaron de esta forma los establecimientos del vector catastro que “contenían el centro de los lotes de soja” con los diferentes antecesores para obtener su dato de superficie. Como la

distribución de los valores de superficie de los establecimientos no era simétrica se calculó su logaritmo. Se analizó, con la información transformada, las diferencias de medias y medianas, entre establecimientos con lotes de las dos diferentes historias de uso, utilizando un test de t (Welch) y test de suma de rangos (Wilcoxon) respectivamente.

2.2.5 Efecto del monocultivo de soja sobre índices de vegetación (fRFAA)

Los índices de vegetación (IV) son un estimador lineal de la fRFAA (Baret y Guyot 1991, Sellers et al. 1992, Gamon et al. 1995, Myneni et al. 1995) y se analizaron los dos índices provistos por el sensor MODIS, el índice de vegetación normalizado (IVN) y el índice de vegetación mejorado (IVM). Se utilizó el producto MOD13Q1 el cual consiste en un compuesto (imagen) generado a partir de considerar el mejor valor registrado en una ventana de 16 días para cada píxel a una resolución espacial de 250m.

Con el fin de evaluar el efecto del monocultivo de soja sobre el IV (fRFAA) de todos los cultivos se seleccionaron de las clasificaciones los lotes destinados a trigo/soja 2da, soja de 1ra y maíz en la campaña 04-05 con antecesor monocultivo de soja o rotación recomendada (“soja 1ra; trigo/soja 2da; maíz”).

Se generó una base de datos de índices de vegetación MODIS (IVN y IVM) para el área de estudio (Apéndice B). De ella se extrajo los valores de los píxeles correspondientes a la campaña 04-05 que estaban 100% dentro de los lotes a analizar. Luego se promedió el valor de los píxeles que caían dentro de un mismo lote para evitar el efecto de correlación espacial resultando un valor por lote relevado. A partir de esa información se determinó para cada cultivo (con el promedio de todos los lotes): i) la fecha en que el IV era máximo ii) el período de crecimiento (IVN mayor a 0.4) y iii) el IV promedio de la estación de crecimiento. Se realizó un test de t (Welch) para comparar los valores de un mismo cultivo con diferente antecesor (monocultivo de soja vs. rotación recomendada).

Para el análisis de la información se utilizó el software R 2.4.1 (R development Core Team, Inc. Copyright © 2006).

2.3 Resultados

2.3.1 Caracterización del uso del suelo

Las clasificaciones de tipos de cobertura del suelo tuvieron una precisión total que varió entre 0.91 y 0.96 y un coeficiente Kappa que varió entre 0.88 y 0.95 (Figura 2.4). Estas precisiones son adecuadas para este tipo de análisis. El tipo de cobertura que presentó la menor precisión no fue la misma en las distintas campañas. El Apéndice A presenta los resultados de las matrices de confusión para cada una de ellas.

La cobertura dominante fue “recursos forrajeros” y se mantuvo durante los 5 años aunque disminuyó su participación relativa a lo largo del período estudiado. La soja 1ra fue el cultivo que ocupó mayor superficie en todo el período, seguido por el trigo-soja 2da y el maíz, el que presentó un marcado crecimiento en superficie durante los últimos años analizados llegando recién en la última campaña (04/05) a superar la superficie destinada a trigo-soja 2da. El área clasificada como agua no superó el 2.5% de la superficie total (Figura 2.5). Se observa un cambio importante en el área cultivada entre los dos primeros años y los dos últimos (Figura 2.4). La información de cobertura para los 5 años estudiados a nivel partido se detalla en el Apéndice C.

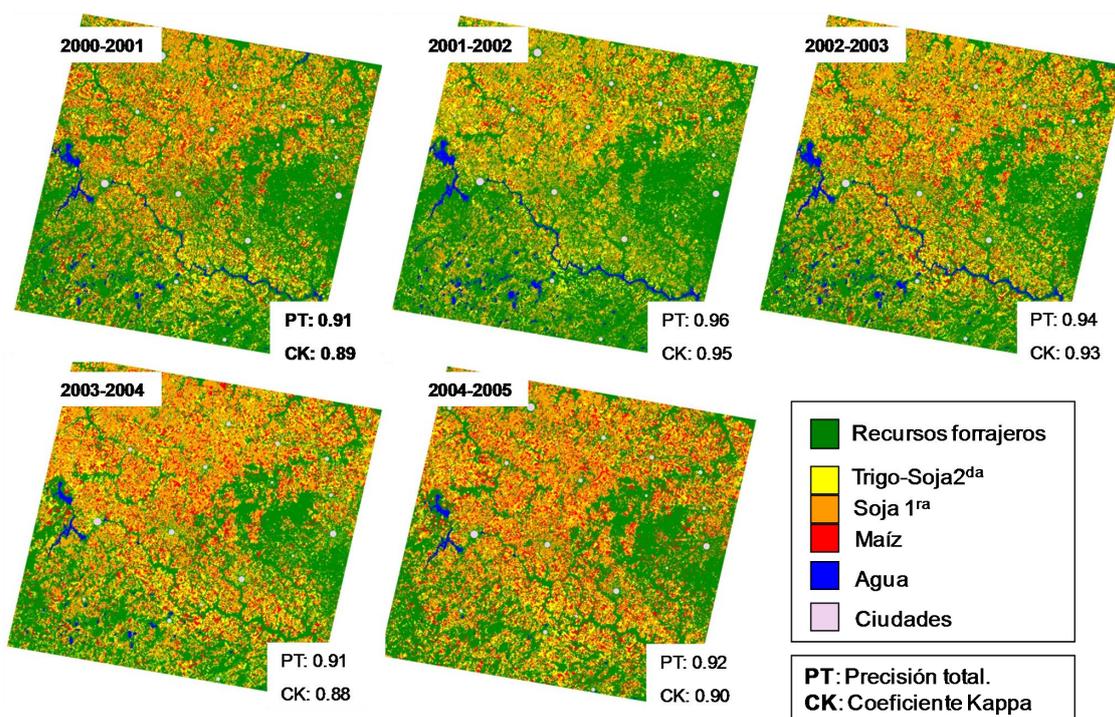


Figura 2.4: Clasificación del uso del suelo de las campañas 2000-2001 a 2004-2005 y la precisión obtenida para cada una de ellas.

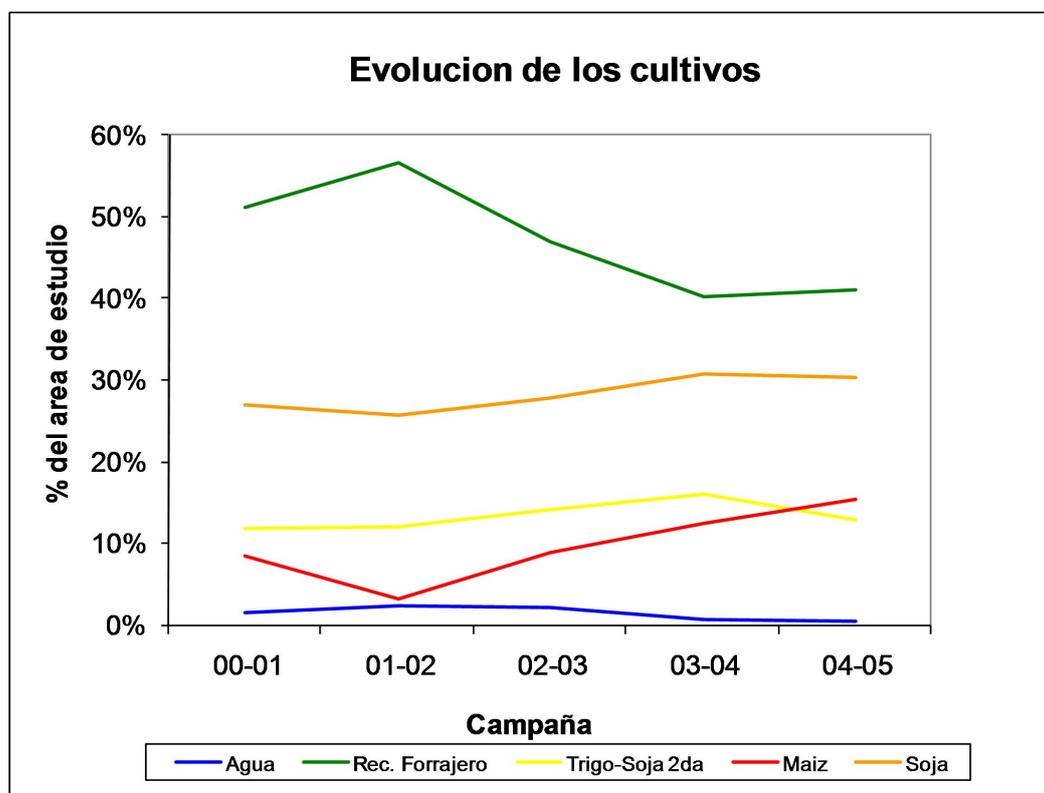


Figura 2.5: Participación de cada cobertura (%) en las clasificaciones del uso del suelo de las campañas 2000-2001 a 2004-2005.

Analizando el antecesor para cada una de las coberturas de los últimos 4 años se puede observar que, en promedio, la soja de 1ra fue el principal antecesor para todos los cultivos con más del 40% del área en cada uno de ellos mientras que para los recursos forrajeros el antecesor principal fueron los propios recursos forrajeros (Tabla 2.1).

Tabla 2.1: Porcentaje del área, promedio para las campañas 01/02 a 04/05, con diferentes antecesores para cada una de las coberturas.

Cultivo	Antecesor	% area
Maíz	Soja 1ra	43,19%
	Trigo-Soja2da	42,26%
	Rec forr	11,72%
	Maiz	2,82%
Soja 1ra	Soja 1ra	41,43%
	Rec forr	22,27%
	Maiz	16,43%
	Trigo-Soja2da	19,87%
Trigo-soja 2da	Soja 1ra	52,17%
	Rec forr	21,80%
	Trigo-Soja2da	15,86%
	Maiz	10,17%
Rec forr	Rec forr	83,39%
	Soja 1ra	9,20%
	Trigo-Soja2da	5,67%
	Maiz	1,74%

Combinando las clasificaciones para obtener el uso del suelo se observó que la mayor parte del área de estudio estuvo bajo agricultura continua, seguida de ganadería continua, rotaciones y agua (Figura 2.6 A). Dentro de la superficie destinada a agricultura continua un 28% presentó un mismo cultivo en 3 o más campañas consecutivas determinándose como área bajo monocultivo (Figura 2.6 C). De este 28% el cultivo de soja representó un 25% (13%, 7% y 5%, 3, 4 y 5 años consecutivos respectivamente) y el cultivo trigo-soja 2da representó el restante 3%, siendo el área bajo monocultivo de maíz casi nula (700ha). Con respecto al área bajo rotaciones agrícola-ganaderas la mayor parte presentó un comportamiento variable, no teniendo una dirección definida (rotaciones cortas). De las áreas que presentaron un cambio de uso, el cambio de agricultura a ganadería fue solo una sexta parte del cambio ganadería a agricultura, mostrando un avance de los cultivos sobre los recursos forrajeros en la zona (Figura 2.6 B). Dado que el período de estudio en algunos casos podría haber relevado solo el ciclo agrícola o ganadero de una rotación el valor obtenido de superficie bajo rotación podría ser mayor.

Si se observa el cambio de la superficie agrícola entre las campañas 2000-2001 y 2004-2005 discriminado por tipo de suelo, puede verse que en todos aumentó el área con cultivos (Figura 2.7 A), presentándose los mayores aumentos en los suelos Argiudoles y Hapludoles por cubrir estos mayor superficie. Sin embargo, al calcular el cambio “relativo” de la superficie agrícola en cada uno de los tipos de suelo se observó que este fue mayor en los suelos Natracualf y Argialbol (Figura 2.7 B).

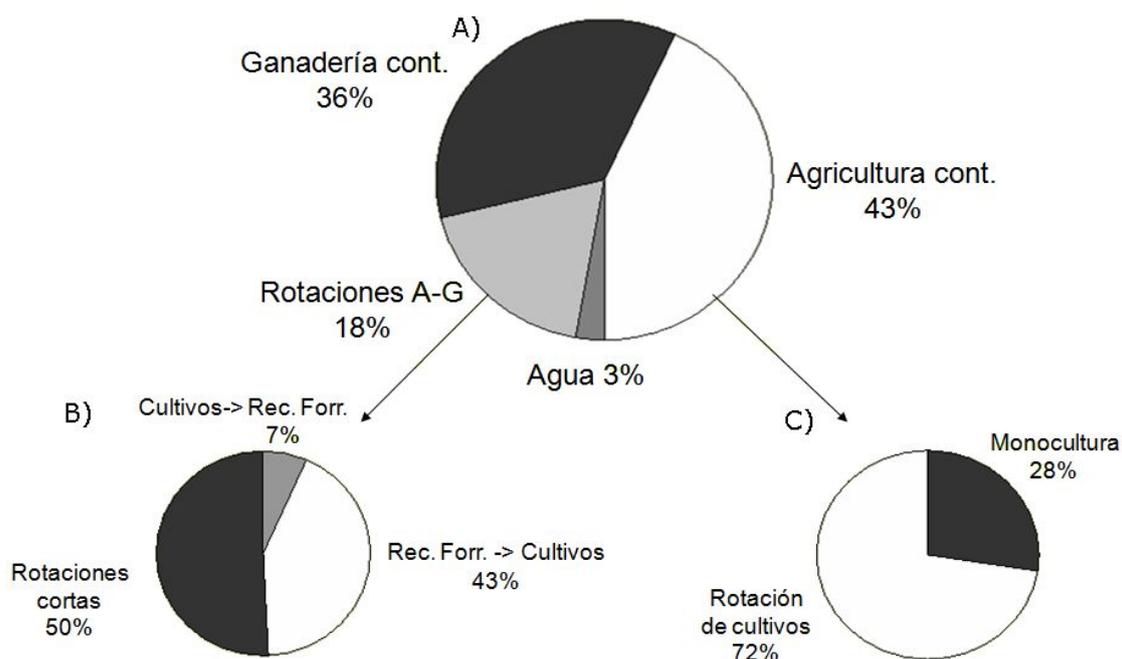


Figura 2.6: A) Valores en % de la dinámica temporal del uso del suelo para el área analizada. B) Valores en % de la dinámica temporal del uso del suelo para el área bajo rotación. C) Valores en % de la dinámica temporal del uso del suelo para el área bajo agricultura continua.

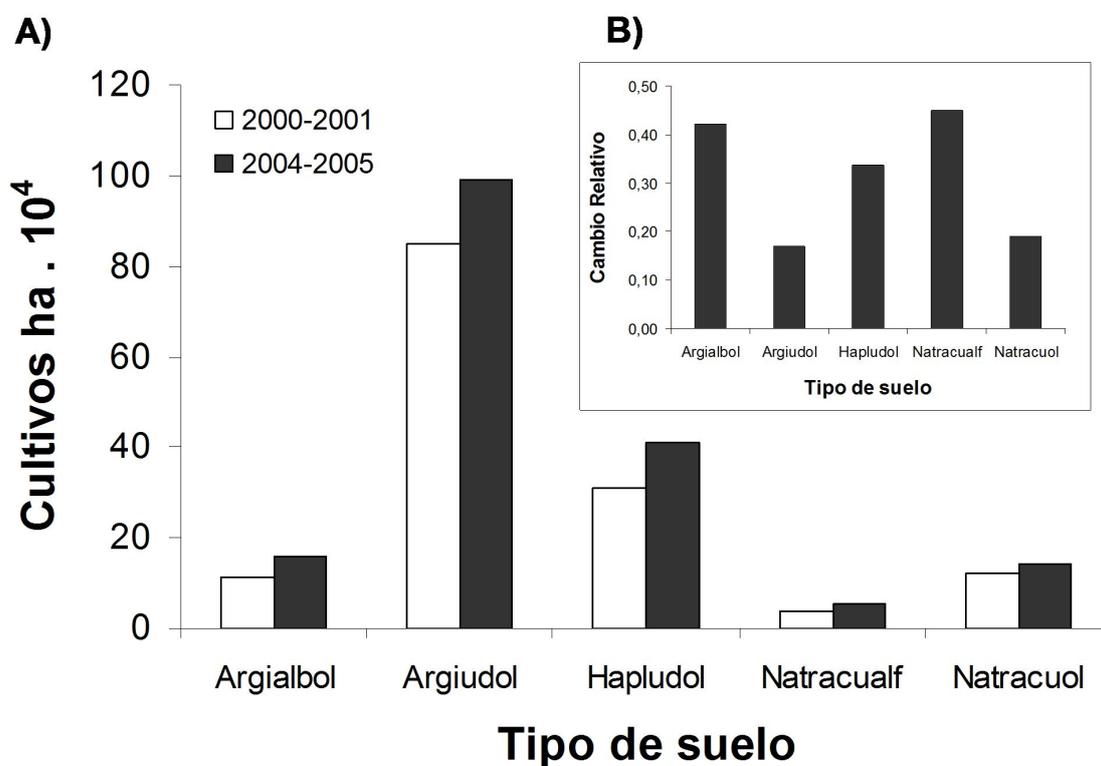


Figura 2.7: A) Superficie agrícola de las campañas inicial (2000-2001) y final (2004-2005) analizadas para cada tipo de suelo. B) Cambio relativo (campaña 2004-2005/campaña 2000-2001) de la superficie agrícola para cada tipo de suelo.

Al realizarse el mismo análisis para las subregiones fitogeográficas se observa que en todas la superficie bajo cultivos aumentó (Figura 2.8 A) siendo la que presentó mayor cambio relativo la Pampa interior, seguida de la Pampa inundable y por último la Pampa ondulada, la región con mayor historia agrícola (Figura 2.8 B).

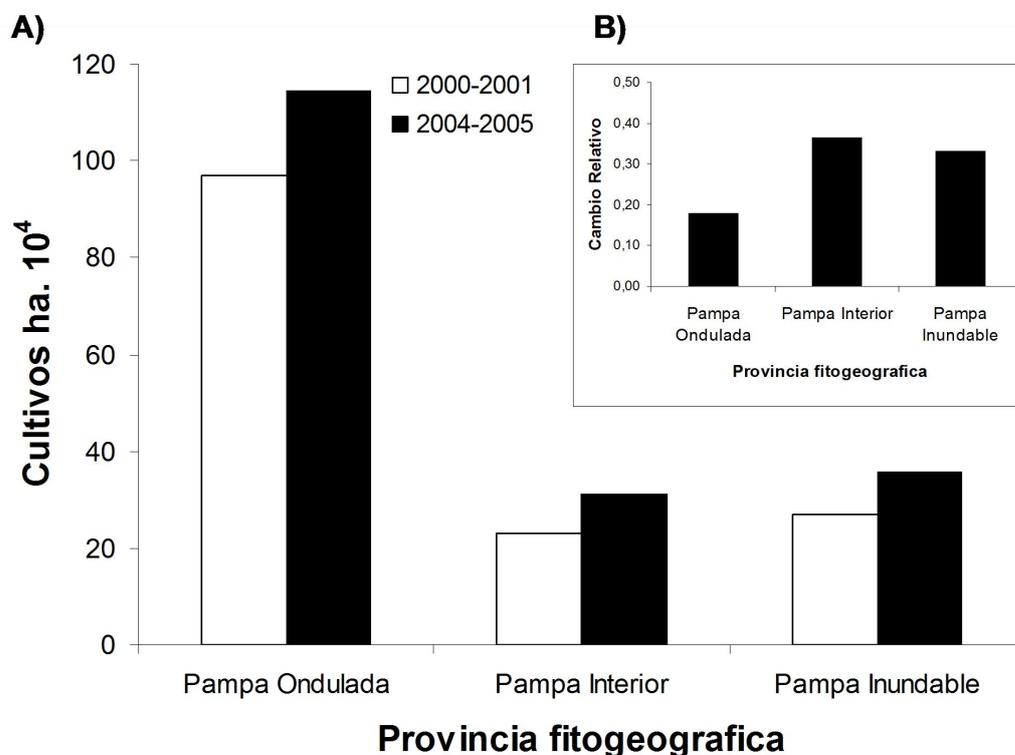


Figura 2.8: A) Superficie agrícola de las campañas inicial (2000-2001) y final (2004-2005) analizadas para cada provincia fitogeográfica. B) Cambio relativo (campaña 2004-2005/campaña 2000-2001) de la superficie agrícola para cada provincia fitogeográfica.

La participación proporcional de los diferentes usos del suelo no fue la misma en algunos tipos de suelo. Los suelos Argialbol, Hapludol y Natracuol presentaron un comportamiento similar, a diferencia de los suelos Argiudol y Natracualf, los cuales presentaron diferencias significativas con respecto a los anteriores y entre sí ($p < 0.01$). En los suelos Argiudol la agricultura continua fue el uso del suelo predominante, mientras que en los Natracualf lo fue la ganadería continua (Figura 2.9).

Analizando el uso del suelo por provincias fitogeográficas se encontraron diferencias significativas entre la Pampa Ondulada y la Pampa Interior no difiriendo de ninguna de ellas la Pampa Inundable (Figura 2.10).

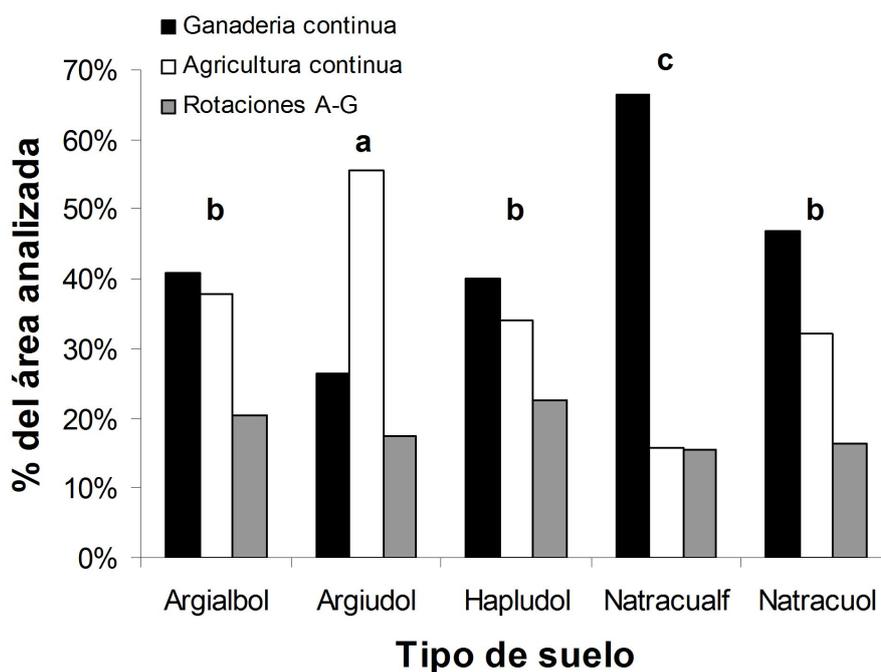


Figura 2.9: Porcentaje de cada uso temporal del suelo para cada tipo de suelo. Letras distintas indican diferencias significativas en las proporciones de uso.

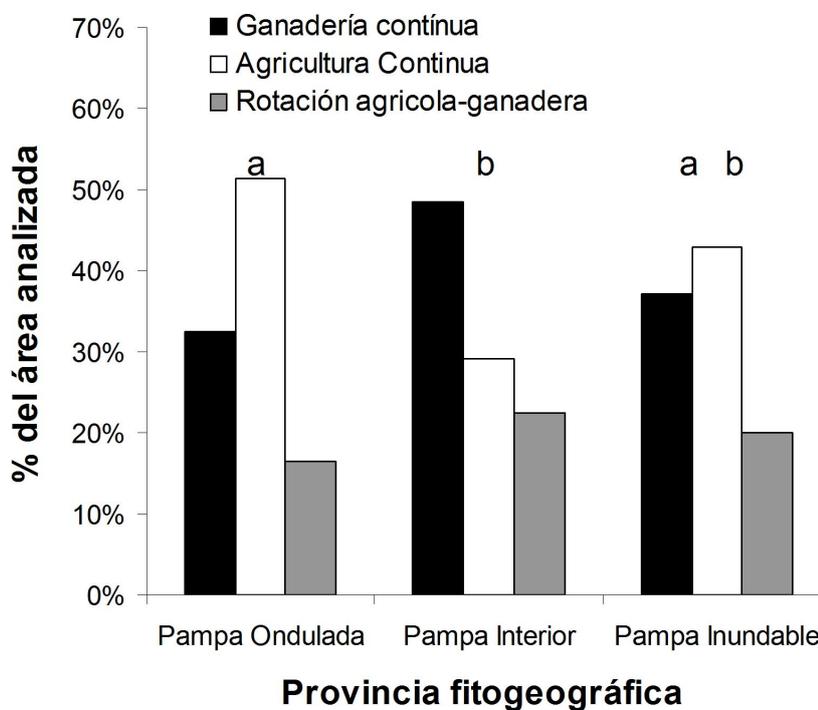


Figura 2.10: Porcentaje de cada uso temporal del suelo para cada provincia fitogeográfica. Letras distintas indican diferencias significativas en las proporciones de uso.

2.3.2 Distribución espacial del uso del suelo (Índices del paisaje)

La distribución del uso del suelo no fue espacialmente homogénea, observándose mayor superficie bajo ganadería continua en el este y sur de la escena (Figura 2.11).

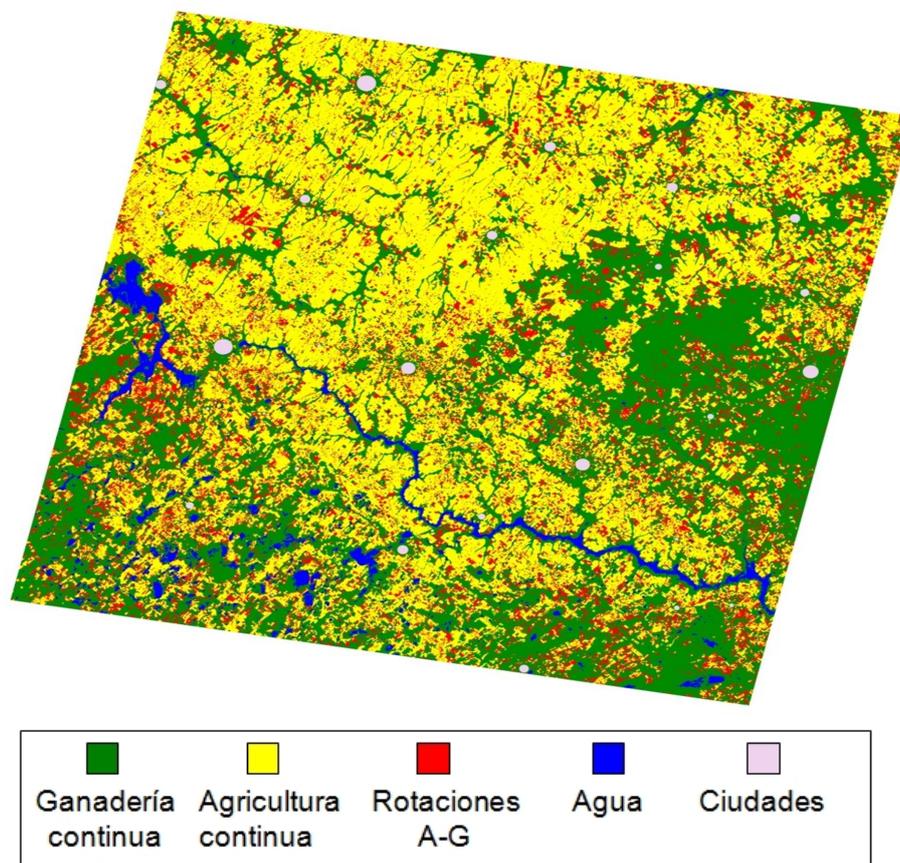


Figura 2.11: Clasificación del uso del suelo entre las campañas 2000-2001 a 2004-2005.

A nivel de paisaje, esto se puede observar más claramente mediante el índice de clase dominante (Figura 2.12A). La mayor parte de la escena está dominada por el uso agricultura continua y este se distribuye principalmente al norte de la escena y siguiendo el cauce del río Salado, mayormente en los Argiudoles y Hapludoles contiguos a ellos (ver Figura 2.1). Prácticamente no hay unidades de grilla dominadas por áreas bajo Rotación a-g, estando el resto del área de estudio ocupado mayoritariamente por ganadería continua. Analizando el tamaño medio de parche de la clasificación se observa que la mitad norte de la escena presenta las unidades de mayor tamaño, con valores medios mayores a 60 ha (Figura 2.12B). Las unidades de grilla de casi todo el área de estudio presentó valores de área bajo Rotaciones a-g entre un once y un veinte por ciento, habiendo una zona al norte centro de la escena (norte del partido de Salto) donde predominan los valores menores al 10% (Figura 2.12C).

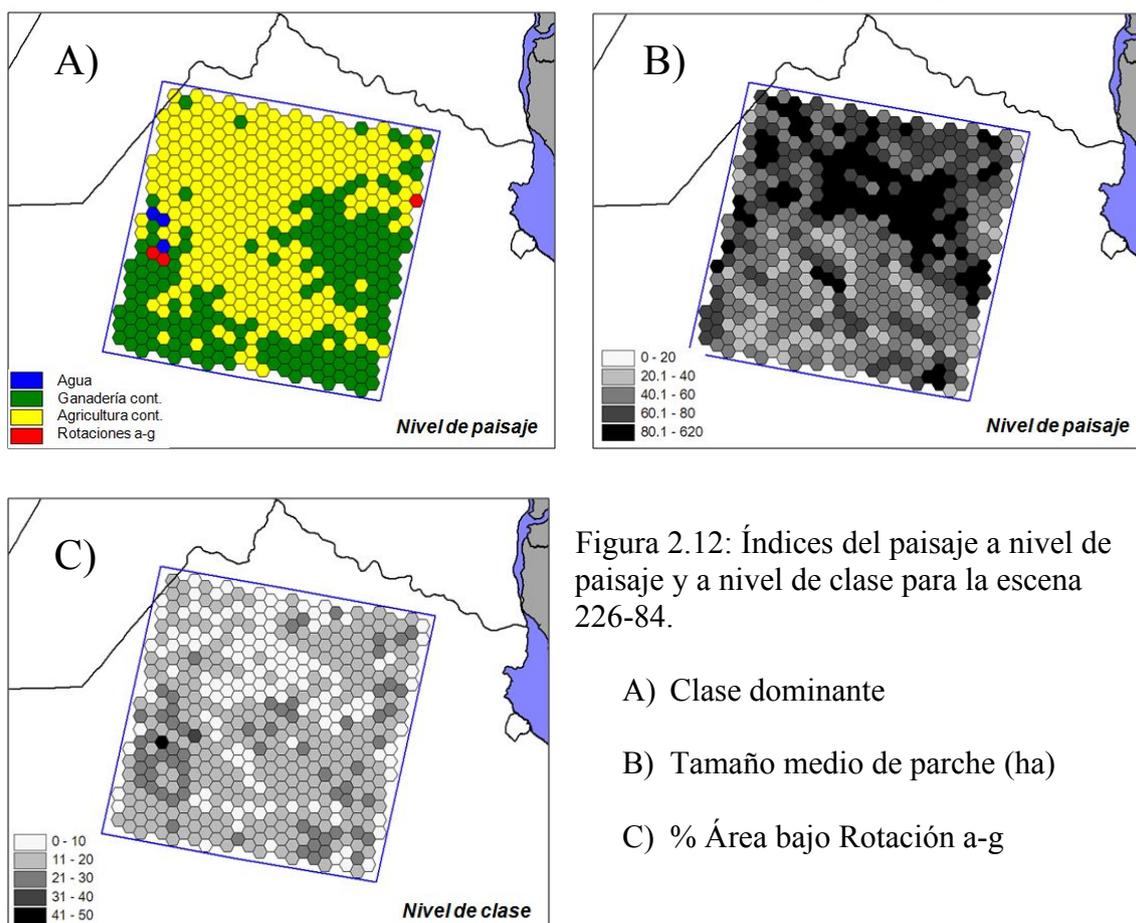


Figura 2.12: Índices del paisaje a nivel de paisaje y a nivel de clase para la escena 226-84.

- A) Clase dominante
- B) Tamaño medio de parche (ha)
- C) % Área bajo Rotación a-g

2.3.3 Asociación del monocultivo de soja con factores ambientales y socioeconómicos

Factores ambientales (suelo, eco-región)

No se encontraron diferencias significativas en la proporción del área bajo monocultivo de soja entre los distintos tipos de suelo. Tampoco se encontraron diferencias significativas en la proporción del área bajo monocultivo de soja entre provincias fitogeográficas.

Factores socio-económicos (tipo de tenencia, tamaño de establecimiento)

No se encontró una relación significativa entre el porcentaje de área bajo monocultivo de soja y el área bajo contrato accidental para agricultura. Sí se encontraron diferencias significativas ($p < 0.01$) entre el tamaño de los establecimientos que realizaron monocultivo de soja y los que realizaron la rotación recomendada para la zona (Trigo-Sja2da, Maíz, Soja 1ra) siendo los primeros de menor tamaño.

2.3.4 Efecto del monocultivo de soja sobre índices de vegetación (fRFAA)

La fecha de IVN y IVM máximo para cada uno de los cultivos (promedio de todos los lotes) en la campaña 04-05 fue: para trigo el compuesto que va del 14 al 29 de septiembre (IVN) y 29 de agosto al 13 de septiembre (IVM), para maíz el compuesto que va del 03 al 18 de diciembre, para soja el compuesto que va del 17 de enero al 1 de febrero y para soja de 2da el compuesto que va del 18 de febrero al 5 de marzo.

La estación de crecimiento (definida como $IVN > 0.4$; $IVM > 0.27$ (Apéndice D) inicio-1er compuesto _ final-último compuesto) de los distintos cultivos fue: para trigo del 28 de julio al 2 de diciembre, para maíz del 17 de noviembre al 20 de marzo (IVN) y 17 de noviembre al 5 de marzo (IVM), para soja 1ra del 3 de diciembre al 6 de abril y para soja de 2da del 1 de enero al 22 de abril. A partir de esta información se calculó para cada lote el valor promedio de IVN y IVM (índices de vegetación) de la estación de crecimiento correspondiente.

No se encontraron diferencias significativas en el valor de IVN máximo o promedio de diferente antecesor para ningún cultivo. En el índice de vegetación IVM si se encontraron diferencias significativas pero solo para los valores máximo de Maíz y Soja 1ra (Tabla 2.2). Dado que el número de lotes con diferente antecesor en algunos casos fue muy distinto, principalmente en el cultivo trigo/soja 2da (Tabla 2.3), se realizaron: 1000 corridas del test de t y el cálculo de la diferencia “rotación recomendada – monocultivo de soja” para cada cultivo tomando solo 20 unidades al azar de cada antecesor. Esto se realizó solo para los valores de IVM máximo que es donde se encontraron diferencias significativas.

Tabla 2.2: Valores del índice de vegetación normalizado (IVN) e índice de vegetación mejorado (IVM) máximo y promedio de la estación de crecimiento 04-05 de todos los lotes de cada cultivo según tipo de antecesor. Las celdas grises muestra los valores que fueron significativamente diferentes según el test de Welch ($p < 0.01$).

IVN	MAXIMO		PROMEDIO	
	Rotación recomendada	Monocultivo de Soja1ra	Rotación recomendada	Monocultivo de Soja1ra
trigo	0,8321	0,8142	0,7461	0,7178
maiz	0,8519	0,8265	0,6904	0,6902
soja 1ra	0,9067	0,8879	0,7666	0,7589
soja 2da	0,8839	0,8740	0,7336	0,7303

IVM	MAXIMO		PROMEDIO	
	Rotación recomendada	Monocultivo de Soja1ra	Rotación recomendada	Monocultivo de Soja1ra
trigo	0,6770	0,6457	0,5340	0,5107
maiz	0,6441	0,6129	0,5238	0,5182
soja 1ra	0,7965	0,7514	0,6194	0,5858
soja 2da	0,7283	0,7084	0,5404	0,5294

Tabla 2.3: Número de lotes relevados para cada cultivo en cada tipo de suelo y con diferente antecesor.

Nro lotes	Tipo de suelo	TRIGO/SOJA 2da		MAIZ		SOJA 1ra	
		Rotación recomendada	Monocultivo de Soja1ra	Rotación recomendada	Monocultivo de Soja1ra	Rotación recomendada	Monocultivo de Soja1ra
Suelos de alto potencial	Argiudol	183	23	76	61	153	229
	Hapludol	32	2	5	10	15	7
Suelos de bajo potencial	Argialbol	12	1	1	6	11	6
	Natracuaf	3	0	0	1	2	3
	Natracuol	26	1	12	7	14	24
TOTAL		256	27	94	85	195	269

Tabla 2.4: Número de corridas que dieron como resultado de la diferencia “rotación recomendada – monocultivo de soja” valores negativos y positivos. La media de la diferencia de esas corridas y el porcentaje de corridas que dieron diferencias significativas (y el sentido de las mismas) para el IVM máximo de cada uno de los cultivos.

IVM max	TRIGO		SOJA 2da		MAIZ		SOJA 1ra	
	N	Media	N	Media	N	Media	N	Media
Dif. <= 0 (-)	128	-0.0148	144	-0.0103	92	-0.0096	23	-0.0098
Dif. > 0 (+)	872	0.0380	856	0.0251	908	0.0345	977	0.0459
% Significativos	4.90% todos +		5.30% todos +		21.80% todos +		50% todos +	

La mayor proporción de corridas con diferencias significativas se vieron en la soja de 1ra seguido del maíz, la soja de 2da y el trigo (Tabla 2.4). Para el cálculo de la diferencia “rotación recomendada – monocultivo de soja” todos los resultados significativos dieron positivos en todos los cultivos, es decir que el valor de IVM máximo de la buena rotación era mayor al del monocultivo de soja.

2.4 Discusión

Una de las causas más relevantes en el aumento del área bajo cultivo que se observó entre el inicio y el final del período de estudio (Figura 2.5A) se estima fue la importante devaluación del peso con respecto al dólar sufrida a principios del año 2002. Este hecho generó un gran aumento en el precio de los granos (Figura 2.13) y a su vez un aumento de la rentabilidad del sector agrícola aún con la aplicación de las retenciones (Piñeiro 2003). Por el contrario, el sector ganadero permaneció con precios de la carne en moneda local debido a fuertes restricciones a la exportación (Barsky y Dávila 2008) y una caída en la demanda a nivel internacional causada por la aparición de la “encefalopatía esponjiforme bovina” conocido comúnmente como “mal de la vaca loca” (Barsky y Gelman 2001).

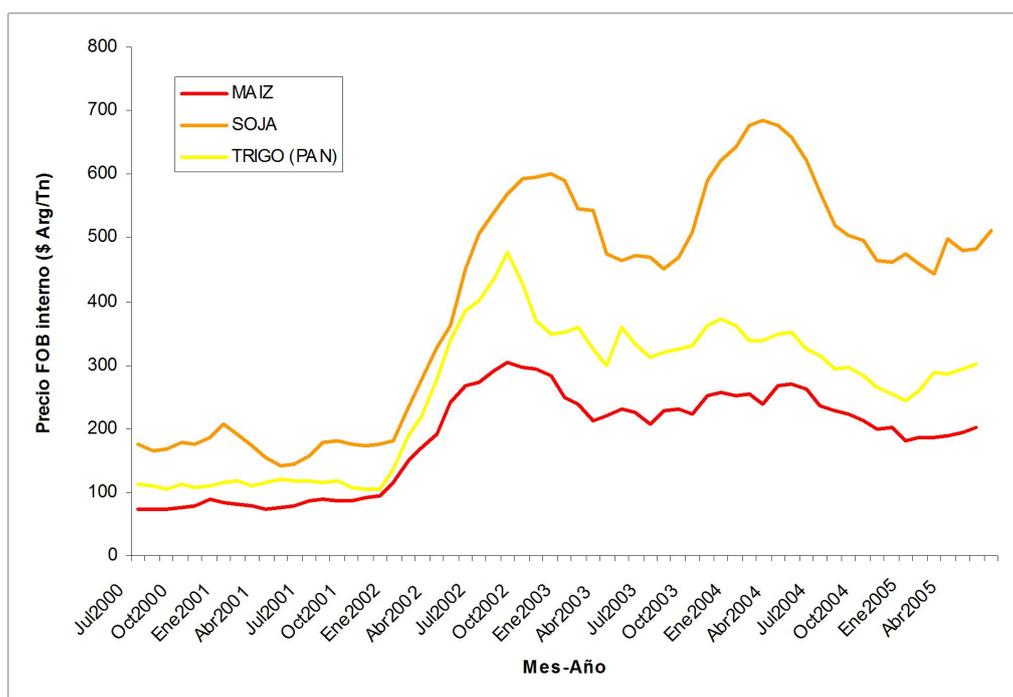


Figura 2.13: Precios FOB internos de granos y oleaginosas reportados por la Bolsa de Rosario para el período de estudio (MINAGRI 2013).

Además de una mayor rentabilidad, la agricultura presenta un período de retorno a la inversión menor que la ganadería. Estas dos características son muy importantes para los *pooles de siembra* cuyo objetivo es maximizar el retorno por peso invertido sin tener en cuenta el impacto del manejo sobre el recurso suelo (Ordoñez 1995, Lorenzatti 2004).

La mayor expansión de la agricultura en los suelos Natracualf y Argialbol puede deberse a la condición de tierras marginales para la agricultura. Estos suelos, junto con el Natracuol, están presentes mayormente en zonas topográficas bajas y tienen menor potencial de rinde que los suelos Argiudol y Hapludol. La mayor rentabilidad de los cultivos luego de la devaluación habría promovido la incorporación de suelos menos productivos a la actividad agrícola dado que se obtienen mayores ganancias a pesar de sus bajos rendimientos. Las tierras marginales suelen ser más propensas a los cambios en el uso como consecuencia de políticas, precios de los commodities o costos de producción ya que los márgenes económicos de la agricultura y otros usos menos intensivos como la ganadería están más cerca (Lubowski et al. 2006).

Otro factor, diferente al económico, que podría explicar el aumento del área dedicada a agricultura en los suelos Argialbol y Natracualf son las precipitaciones ocurridas en el período de estudio. El régimen de lluvias de esos cinco años no fue homogéneo, los dos primeros presentaron mayores precipitaciones que los dos últimos (Figura 2.14). Analizando las lluvias de manera espacialmente explícita con información obtenida del sensor TRMM (Apéndice E) se observa que la mayor parte del área de estudio tuvo el primer año precipitaciones que superaron en más del 10% el promedio de 10 años (98/99-07/08), mientras que el último las lluvias tuvieron valores cercanos al promedio o menores, estos últimos principalmente en la zona este donde se encuentra el mayor porcentaje del área con suelos Argialbol y Natracualf. Incluso en las clasificaciones de cobertura (Figura 2.5A y B) puede verse mayor superficie clasificada

como agua al comienzo del período de estudio. Las mayores precipitaciones podrían haber limitado la siembra por exceso de humedad en suelos bajos (Ariabol, Natracualf y Natracuol) en las primeras campañas cambiando su situación en las últimas. En ese caso se esperaría encontrar mayor % de la clase rotación con dirección ganadería a agricultura en esos suelos. Sin embargo, analizando las subclases del uso rotación agrícola-ganadera, es decir rotaciones cortas y con dirección (agricultura a ganadería y ganadería a agricultura), no se encontraron diferencias significativas en cuanto al tipo de suelo (test de igualdad de proporciones). Todos presentaron valores aproximados al promedio expresado en la Figura 2.7B. Se puede decir entonces que la superficie bajo rotaciones cortas en esos suelos (Argialbol y Natracualf) fueron las responsables del mayor pasaje de área de ganadería a agricultura para el período estudiado apoyando su característica de tierras agrícolas marginales.

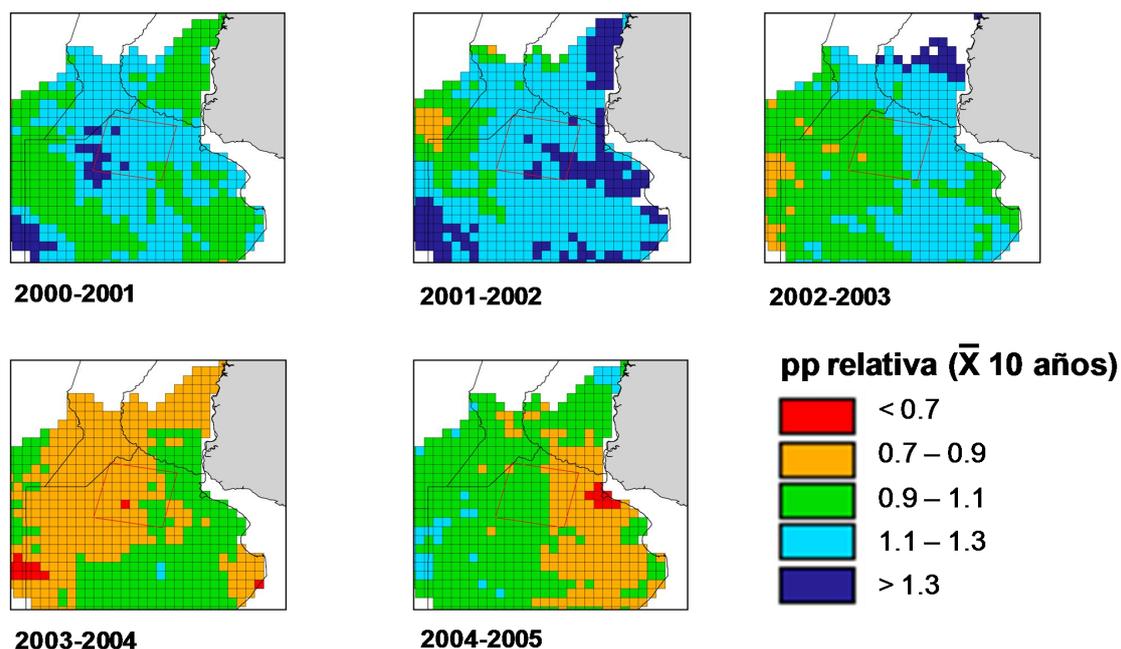


Figura 2.14: Precipitación relativa al promedio de 10 años (campañas 98-99 a 07-08) estimada mediante el Sensor TRMM para las campañas 00-01 a 04-05 del área de estudio (recuadro). Resolución del sensor (grilla) 0.25x0.25°.

La dominancia de la soja como cultivo de verano se mantuvo en el período estudiado. Miguez 2006 en su artículo “Análisis de la rentabilidad del cultivo de soja en Argentina” compara la rentabilidad (margen bruto/gastos directos) de las diferentes opciones de cultivo para el área de estudio en ese año y según sus cálculos el retorno por peso invertido de la soja (2,15) supera ampliamente al de las otras dos opciones (Trigo-Soja 2da: 1,24 y Maíz: 0,45). Esto explicaría la continua elección de la soja por sobre las otras opciones de siembra.

Las diferencias no significativas en el porcentaje de monocultivo de soja en los diferentes suelos estaría indicando que este manejo en el área estudiada no se realiza en algún suelo en particular por razones de limitantes edáficas, sino que hay otros factores que lo regulan. Se analizó entonces si el factor “tenencia de la tierra” podía explicar la elección de este manejo pero tampoco se encontró relación entre la superficie bajo contrato accidental y la superficie bajo monocultivo de soja a nivel partido. Esto estaría indicando que no hay diferencias en el manejo efectuado por contratistas/pooles de siembra en contrato accidental y propietarios. Es decir que o los contratistas o pooles de

siembra realizan cultivos diferentes cada año o que no solo los lotes arrendados a contratistas o pooles de siembra están bajo monocultivo de soja sino que hay propietarios que también aplican este tipo de manejo. Con respecto al tamaño del establecimiento se observó que los establecimientos que realizaron monocultivo de soja fueron de menor tamaño que los que realizaron la rotación recomendada para la zona. Teniendo en cuenta que la soja 1ra es la que deja mayor rentabilidad con respecto a los otros cultivos, vuelve a asumirse el factor económico como principal responsable del monocultivo ya que los productores pequeños tienen, por una cuestión de economía de escala, mayores gastos y por lo tanto menor rentabilidad encontrándose en una situación económica más comprometida.

Al analizar el impacto negativo del monocultivo de soja sobre el IVN/IVM se puede concluir que este es mayor para la soja de 1ra, luego para el maíz y en menor medida para la soja de 2da y el trigo. Como consecuencia, estos datos estarían señalando un menor rendimiento de los cultivos de soja y maíz luego del monocultivo de soja dado que el IVM es un estimador de la $fRFAA$ y este está relacionado a las ganancias netas de C y en última instancia al rendimiento de los cultivos (Wiegand et al. 1991, Balaa y Islam 2009, Xiuliang 2012). Obviamente podría haber otros factores de manejo que expliquen estos resultados. Se podría suponer que los productores que hacen una buena rotación es consecuencia de tener mayores recursos y mejor asesoramiento. En el maíz, por ejemplo, podrían estar aplicando entonces dosis más altas de fertilizante nitrogenado o sembrando híbridos de mayor potencial que los productores que vienen de monocultivo de soja. Sin embargo, en el caso del cultivo de soja (el que mayor diferencia presenta entre los diferentes antecesores) que posee un manejo sumamente sencillo, estos factores no cambiarían demasiado y no se esperaría hubiera un impacto de relevancia, que de hecho si lo hay.

Como se dijo anteriormente, se suele suponer que el monocultivo de soja se hace en suelos donde otros cultivos tendrían bajo rendimiento. En el punto 2.3.3 se vio que no hay diferencias significativas en el porcentaje de superficie bajo monocultivo de soja entre diferentes tipos de suelo en nuestro área de estudio y en la Tabla 2.3 podemos ver que la mayor parte de los lotes que vienen de monocultivo de soja se encuentran en los suelos Argiudoles, los más extensos y de mayor potencial en la zona, lo que estaría contradiciendo el supuesto mencionado.

2.5 Conclusiones

Las conclusiones más relevantes de este capítulo son entonces que:

i) La superficie bajo agricultura se incrementó de manera marcada en el período de estudio pasando de un 46.28% a un 58.45 % del área relevada. En términos relativos este aumento fue mayor en los suelos de menor potencial de rinde (Natracuulf y Argialbol). La agricultura continua fue el uso dominante (43%), seguida de la ganadería continua (36%) y las rotaciones agrícola-ganaderas (18%). Un 25% de la superficie bajo agricultura continua presentó cultivo de soja en 3 o más años consecutivos (asignado como monocultivo). En las rotaciones agrícola-ganaderas, el cambio de ganadería a agricultura fue cinco veces mayor que el cambio agricultura a ganadería. Los suelos Argialbol, Hapludol y Natracuol no se diferenciaron en cuanto a la participación relativa

de cada uso. Si lo hicieron en cambio los suelos Argiudol y Natracualf predominando en estos la agricultura continua y la ganadería continua respectivamente.

ii) La distribución de las dos clases dominantes (agricultura continua y ganadería continua) no fue espacialmente homogénea, dominando la agricultura continua principalmente en el noroeste de la escena. La clase rotaciones a-g si se distribuyó de manera más homogénea en el área de estudio, siendo su participación en cuanto a área en general baja.

iii) No se encontraron diferencias significativas entre suelos en cuanto a la superficie bajo monocultivo de soja. Tampoco se encontró una relación entre superficie bajo monocultivo y porcentaje de tierras bajo contrato accidental (contratos menores a 3 años). Comparando el tamaño de los establecimientos que practicaron monocultivo de soja y los que practicaron la secuencia de cultivos recomendada para la zona si se encontraron diferencias significativas entre ambos, siendo los que manejaban el suelo con monocultivo de un tamaño menor.

iv) Los lotes de maíz y soja que venían de monocultivo de soja presentaron valores máximos de IVM (índice de vegetación) menores a los que venían con la secuencia de cultivos recomendada para la zona. Dado que el IVM es un estimador lineal de la fRFAA y esta un componente importante para la determinación del rendimiento, el monocultivo de soja tendría un impacto negativo sobre estos cultivos subsecuentes.

Capítulo 3 – Distribución e importancia relativa de sistemas de labranza en el centro de los Pastizales del Río de la Plata.

3.1 Introducción

Para minimizar los efectos adversos de las labores del suelo, en el año 1977 comenzó la implementación de la siembra directa en el país. En ese año esta práctica cubrió 5000ha. La generalización de este método en Argentina requirió un tiempo de adaptación por parte de productores, profesionales y organismos de investigación, para encontrar nuevas formas de control de malezas, implantación de semillas y fertilización (Alvarado 2009). Debido a ello, la superficie ha ido aumentando lentamente desde entonces hasta que principios de la década de los '90, por factores principalmente económicos, su tasa de crecimiento aumentó marcadamente. Las estimaciones para la campaña 2010/2011 superan los 26 millones de hectáreas en todo el país (AAPRESID 2012). ¿Cuál es la superficie sometida a distintos tipos de labranza? ¿Cuál es el arreglo espacial de las áreas manejadas bajo LC y SD? ¿Cómo varió la superficie bajo este sistema en los últimos 20 años? En este capítulo evaluamos alternativas metodológicas basadas en sensores remotos para generar una descripción cuantitativa y espacialmente explícita de la superficie dedicada a distintos manejos y con ello poder responder estas preguntas.

Los sistemas de labranza afectan el balance de C de los suelos. Los sistemas de siembra directa (SD), por ejemplo, reducen las emisiones de CO₂ atmosférico de forma directa e indirecta respecto de los sistemas de labranza convencional (LC). De forma directa por su aporte a una menor pérdida de MO del suelo respecto a sistemas de labranza convencional (Kern y Jonson 1993, Lyon et al. 1996, West y Post 2002, Steinbach y Alvarez 2005) ya que la menor temperatura máxima diaria del suelo y quizás también la menor aireación en sistemas de SD reducen las tasas de descomposición disminuyendo así la pérdida de COS (Reicosky 1995, Balesdent 2000). De manera indirecta, a partir de los menores requerimientos de combustibles fósiles. Viglizzo et al. (2004) estimaron que la relación entre el consumo de combustible de la labranza convencional y la siembra directa es 5/1. El sistema de siembra directa también actúa reduciendo la erosión ya que deja mayor porcentaje del suelo cubierto con rastrojo que la labranza convencional. En cinco suelos de la provincia de Buenos Aires Clérico y García Préchac (2001) observaron pérdidas por erosión hídrica de 0,6 Tn/ha año en promedio para campo natural, aumentando esta 1,8 veces en planteos de agricultura continua con siembra directa y 15,7 veces con labranza convencional.

Los cambios edáficos por reducción del carbono orgánico y pérdida de suelos también afectan la productividad agrícola de las tierras. De los factores que caracterizan la fertilidad física de los suelos, la estructura es la más importante ya que determina, de una u otra manera, a todos los demás y esta a su vez afecta su fertilidad química ya que proporciona el ambiente apropiado para que los distintos nutrientes estén disponibles para las plantas. En suelos como los Molisoles, donde la materia orgánica es el principal agente estabilizador, la ruptura de los agregados de mayor tamaño (>250µm) como producto de la cantidad, frecuencia e intensidad de las labores, expone a la descomposición la materia orgánica lábil previamente protegida, afectando su estabilidad y consecuentemente la estructura del suelo (Tisdall y Oades 1982). Este deterioro es evidenciado por la formación de costras superficiales que dificultan el intercambio gaseoso suelo-atmósfera y mayores tasas de escurrimiento que aumentan las pérdidas por erosión (Michelena et al. 1988). Lal (2003) señala que las pérdidas de suelo por erosión se traducen en una menor profundidad para la exploración de las raíces. La mayor cantidad de materia orgánica en suelos no degradados incrementa la disponibilidad de nutrientes para las plantas y mejora la eficiencia en el uso de

fertilizantes debido a que su alta capacidad de intercambio catiónico evita el lavado precoz de estos a napas más profundas y a que aumenta su capacidad de retención hídrica (Lal 2003). En el área de estudio, Irurtia y Mon (2000) encontraron en suelos degradados una reducción en los rindes de 36, 30 y 44 por ciento para soja, trigo y maíz respectivamente con respecto a la situación sin erosión.

La factibilidad de la discriminación de residuos y suelo desnudo mediante el uso de sensores remotos hiper y multi espectrales en condiciones controladas es ampliamente conocida (Bannari et al. 2000, Daughtry 2001, Bricklemeyer 2002, Nagler et al. 2003, Yang et al. 2003, Daughtry et al. 2004, Haché et al. 2007). La clasificación de coberturas con sensores remotos se basa en las características espectrales propia de cada una de ellas, es decir de los valores de reflectancia que tiene cada cobertura en las distintas porciones del espectro. Los sensores remotos registran la reflectancia en diferentes sectores del espectro electromagnético de una superficie y luego, mediante la aplicación de algún algoritmo de clasificación, se determina a que cobertura o clase corresponde. Para su aplicación regional, varios trabajos han realizado clasificaciones del tipo de labranza con imágenes de los satélites Landsat comparando distintos métodos de clasificación y obteniendo resultados con diferentes grados de precisión (South 2004, Bricklemeyer 2006). Sin embargo, además del algoritmo utilizado para realizar la clasificación hay otros factores que determinan su precisión pero han sido menos considerados en la discriminación de sistemas de labranza con imágenes satelitales multiespectrales. Uno de ellos es el número y combinación de bandas necesario para obtener la mejor precisión. Por lo general, cuando se realizan clasificaciones con una sola imagen se suelen utilizar todas las bandas provistas por el sensor (Murakami 2004) pero hay evidencias de que una reducción en el número de bandas puede generar clasificaciones de igual e incluso mayor precisión que cuando se realiza con la totalidad de las mismas (Bruzzone y Serpico 2000, Murakami 2004, Haché et al. 2007).

En cuanto a la combinación de bandas, este aspecto sí fue muy evaluado en la generación de índices que estiman el porcentaje de suelo cubierto por rastrojo. Algunos de estos índices y sus bandas son: el Normalized Difference Index (NDI) -bandas 4 y 5 o 7 TM- (McNairn y Protz 1993), el Soil Adjusted Corn Residue Index (SACRI) –bandas 3 y 4 TM- (Birad et al. 1995), Normalized Difference Senescent Vegetation Index (NDSVI) –bandas 3 y 5 TM- (Qi et al. 2002) y el Modified Soil Adjusted Corn Residue Index (MSACRI) –bandas 5 y 7 ETM+- (Bannari et al. 2003). Sin embargo, Daughtry et al. (2006) evaluaron cuatro índices de este tipo con imágenes Landsat TM y observaron una baja correlación entre estos y el porcentaje de cobertura del suelo. También Arsenault y Bonn (2005) con simulaciones de reflectancias del mismo sensor obtuvieron resultados poco precisos para tres de los cuatro índices analizados. Para clasificaciones regionales del sistema de labranza, Van Deventer (1997) trabajando con regresiones logísticas sobre imágenes Landsat evaluó la performance de diferentes índices obteniendo precisiones entre el 81.5 y el 88.9%, pero no hay antecedentes en la discriminación de labores que evalúen cual es el número y combinación de bandas que resultan en las mayores precisiones y determinen si estas son significativamente diferentes del resto.

Otro factor importante en la discriminación de sistema de labranza es la fecha de la información satelital. La mayoría de las clasificaciones realizan el análisis cuando el suelo aún no posee vegetación activa. Esto concuerda con la información generada por Yang et al. (2003) y Haché et al. (2007), quienes utilizando sensores hiperespectrales, determinaron que para la diferenciación de sistemas de labranza la mejor información

era la recolectada al comienzo del período de crecimiento. Brickley (2006) también evaluó el efecto del material verde en la precisión de las clasificaciones y concluyó que la misma interfiere en la firma espectral de la superficie del suelo y por ende en la discriminación de las labores realizadas en un lote. En la práctica el momento óptimo para la realización de la clasificación es difícil de determinar debido a que en la mayoría de los casos los diferentes cultivos a evaluar en una zona poseen distinta fecha de siembra, comienzo de las labores y/o duración de la etapa siembra-emergencia. Es importante analizar entonces, para las estimaciones regionales, cómo varían las precisiones de las clasificaciones con diferente antelación al momento de la siembra de los cultivos.

Las técnicas de clasificación empleadas en la discriminación del uso del suelo con imágenes satelitales han sido, en la mayoría de los casos, el reconocimiento de propiedades espectrales de la superficie, tanto supervisado como no supervisado (Richards 1992). Dentro de estas técnicas, las que mayor precisión presentan habitualmente son las del tipo supervisado. En ellas se proporciona al algoritmo una muestra de cada una de las clases a separar para que, mediante técnicas de agrupamiento, determine sus características e identifique los distintos grupos espectrales. Uno de los mayores inconvenientes para implementar esta técnica es conseguir información de campo para entrenar y/o evaluar el algoritmo utilizado, ya que los diferentes usos varían en el espacio y en el tiempo.

Las técnicas de árbol de decisión han sido usadas exitosamente para un amplio rango de problemas (Safavian y Landgrebe 1991). Un árbol de decisión es definido como un proceso de clasificación que repetidamente divide un conjunto de datos en subgrupos sobre la base de un algoritmo definido para cada nodo del árbol. Las técnicas de árbol de decisión tienen ventajas sustanciales para la realización de clasificaciones con imágenes en relación a los tipos antes mencionados debido a su naturaleza no paramétrica, robustez con respecto a las relaciones no lineales entre características y su velocidad de procesamiento (Pal y Mather 2001). Friedl y Brodley (1997) observaron una mayor precisión y una estructura de clasificación relativamente más sencilla, explícita e intuitiva de estos árboles de decisión con respecto a las técnicas tradicionalmente usadas. Por ello, las clasificaciones basadas en este tipo de algoritmos están siendo utilizadas con mayor frecuencia por la comunidad de teledetección en los últimos años (Pal y Mather 2003, Zambon et al. 2006). En la discriminación de labores Yang et al. (2003) utilizaron este algoritmo con imágenes hiperespectrales, obteniendo modelos que con solo 5 bandas de las 71 que poseía el sensor alcanzaban precisiones del 90%.

Este método de clasificación entonces, podría ser utilizado para crear un “modelo fijo”, es decir, un modelo que determina la inclusión o exclusión de una clase a partir de pruebas lógicas, minimizando así el trabajo de muestreo. De esta manera y para establecer los parámetros del algoritmo para cada nodo del árbol, es de fundamental importancia conocer el comportamiento espectral de los diferentes tipos de cobertura presentes en la zona de estudio y analizar su comportamiento bajo distintos ambientes, es decir en los diferentes años.

Los objetivos específicos de este capítulo son entonces: i) Determinar cuáles son las bandas que mayor aporte hacen a la discriminación del tipo de labranza e identificar qué combinación y número de las mismas tienen la capacidad de proveer las mayores precisiones, ii) Conocer cuál es la fecha más adecuada para la realización de la clasificación en esa zona, iii) Hacer una estimación espacialmente explícita del área

dedicada a la siembra directa en maíz y soja, analizando su distribución espacial a través de índices de paisaje, iv) Generar un árbol de decisión para la discriminación automática de labores y v) analizar la variación de área bajo siembra directa en el período 1988-2008.

3.2 Materiales y métodos

3.2.1 Área de estudio

El área de estudio corresponde a la misma zona estudiada en el Capítulo 2 (ver ítem 2.2.1). En esta zona los cultivos de verano de primera ocupación (Maíz y Soja) representan aproximadamente un 80% de la superficie sembrada (SAGPyA-Series históricas, Campaña 07/08). El Maíz de primera se siembra generalmente entre mediados de septiembre y fines de octubre, mientras que la Soja de primera se siembra entre mediados de octubre y fines de noviembre (Figura 3.1A). La cosecha de Maíz y de Soja comienza mayormente en el mes de marzo, a principios de ese mes la primera y a mediados de ese mes la segunda, finalizando ambas a mediados del mes de mayo (SAGPyA - Informes semanales) (Figura 3.1B). Los dos sistemas de labranza más difundidos son siembra directa y labranza convencional. Las labores de preparación del suelo se realizan entre 3 y 1 mes antes de la siembra, aplicación de herbicida total en siembra directa y laboreo del suelo, comúnmente con rastras de disco, en labranza convencional (com. pers. Ing. Agr. Luis Marchi, San Antonio de Areco).

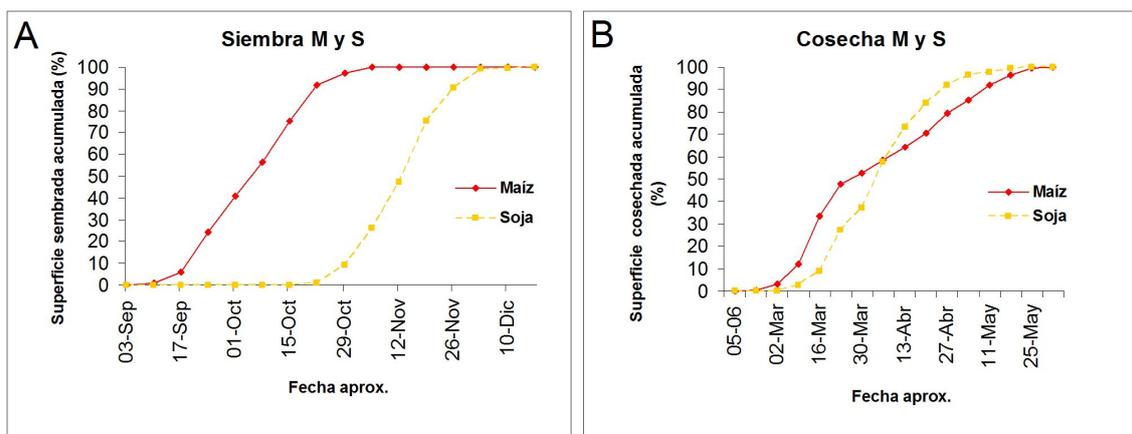


Figura 3.1: Evolución temporal de la siembra (A) y cosecha (B) de los cultivos de maíz y soja en la zona de estudio. Delegaciones de Junín, Pergamino y Bragado. Promedio de 3 campañas (04-05;05-06;06-07). (SAGPyA - Informes semanales)

3.2.2 Imágenes y datos de campo

Las imágenes utilizadas en este estudio provienen del satélite Landsat 5 TM. Todas ellas fueron corregidas tanto geométrica como radiométricamente obteniéndose para el análisis la información de reflectancia en superficie debidamente georeferenciada. Ello se logró mediante la utilización de puntos de control (mínimo 30/escena) para la corrección geométrica y, para las correcciones radiométricas, la conversión de los valores digitales de la imagen (DN) a reflectancia a tope de atmósfera según Chander et al. (2007) y luego a reflectancia en superficie (correcciones del efecto

Rayleigh) siguiendo la metodología propuesta por Stumpf (1992) utilizando el protocolo elaborado por J. Tiffenberg, de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la UBA (<http://www.iafe.uba.ar/tele>). La banda térmica no fue utilizada en el análisis debido a su menor resolución espacial.

Para la campaña 04-05 se realizó una clasificación supervisada de cultivos con 3 imágenes (25 de septiembre 2004, 30 de diciembre 2004 y 04 de marzo 2005) utilizando el algoritmo Maximum likelihood (Lillesand y Kiefer 1994). La información de campo, 868 muestras (lotes), fue relevada mediante puntos de GPS distribuidos sobre las principales rutas incluidas en la escena entre los meses de septiembre y febrero. Las muestras fueron separadas al azar en un 70% para el entrenamiento del algoritmo y un 30% para la evaluación del mismo. En ella se discriminaron los principales tipos de cobertura presentes en la zona (lagunas, ciudades, recursos forrajeros, Trigo-Soja2da, Maíz y Soja) mediante la metodología propuesta por Guerschman et al. (2003). La precisión total de la clasificación fue de 90,34%, y el estadístico Kappa de 0,87. Las precisiones del productor y usuario fueron 94.52-94.71 para soja y de 89.35-95.57 para maíz respectivamente. Estas precisiones son sumamente aceptables teniendo en cuenta el objetivo de la clasificación. A partir de esta clasificación se generó una máscara de todo lo que no era cultivo de verano de primera ocupación, con el fin de aplicarla para el análisis de los lotes de esos cultivos. Los datos de campo utilizados para realizar las clasificaciones de tipo de labor fueron los obtenidos durante los meses de septiembre y octubre del 2004. La muestra total fue de 327 unidades de las cuales el 72 % corresponden a SD y el 28% restante a LC.

Las 2 fechas analizadas para la clasificación de labores fueron el 9 de septiembre y el 25 de septiembre de 2004. Teniendo en cuenta que la siembra de maíz comienza a mediados de septiembre y considerando que el período siembra emergencia es como mínimo de dos semanas en esta zona, ambas fechas corresponderían a momentos en que los lotes estaban aún sin cultivo.

3.2.3 Selección de número y combinación de bandas

Para identificar las bandas más asociadas a la discriminación de los tipos de labranza, con la información de campo utilizada para entrenar el algoritmo, se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP), asumiéndose una distribución multinormal de las mismas. De los resultados de este análisis se tomaron, para utilizar en el estudio, las bandas que mayor correlación mostraron con los primeros 4 autovectores.

Con las bandas seleccionadas mediante los APCs se realizaron clasificaciones supervisadas – Maximum likelihood – de todas las combinaciones posibles de bandas para cada fecha. La precisión de las clasificaciones se obtuvo mediante la matriz de confusión (Congalton 1991) y el coeficiente Kappa con su error estándar (Cohen 1960, Fleiss et al. 1969). Debido a que las muestras para evaluar las clasificaciones eran las mismas, las matrices de confusión resultantes no se pueden considerar independientes. El test de z, basado en el Kappa y su error estándar (Fleiss et al. 1969), es el de mayor difusión en la comparación de clasificaciones con sensores remotos pero no tiene en cuenta este aspecto. Por ello se utilizaron en este trabajo dos métodos que si consideran esta asociación. Estos tests de significancia son los propuestos por Leeuw et al. (2006): (i) el denominado test de aleatorización (Manly 1996) y (ii) el test de Mc Nemar (Mc Nemar 1947). De esta manera se determinó que combinaciones de bandas generaban las clasificaciones con mejores precisiones y si las mismas eran significativamente diferentes o no del resto.

3.2.4 Comparación entre fechas

El mismo procedimiento utilizado para comparar clasificaciones con diferente número y combinación de bandas de una misma fecha se utilizó para comparar clasificaciones con igual número y combinación de bandas de diferentes fechas (9 y 25 de septiembre).

3.2.5 Cuantificación y caracterización espacial de la superficie bajo diferentes sistemas de labranza

Una vez efectuadas todas las clasificaciones y seleccionada la clasificación que mayor precisión tenía se procedió a calcular la superficie cubierta con cada una de las clases de labranzas para cada uno de los cultivos relevados (Maíz y Soja). También se cuantificó la superficie de los dos sistemas de labranza en cada tipo de suelo (a nivel de gran grupo) y se realizó un test de proporciones para analizar si estas eran significativamente diferentes entre ellos. Se analizó la relación sistema de labranza-tamaño de establecimiento, para ver si hay algún tipo de asociación entre estos dos factores. Para ellos se cruzó la información de labores resultante de la clasificación con un vector del catastro del área de estudio. Como la distribución del tamaño (superficie) de los establecimientos no es normal se transformó la información a su logaritmo natural. Se eliminaron los establecimientos que presentaban ambos sistemas de labranza y se analizó si las diferencias entre la media y mediana del tamaño de establecimiento de cada sistema era significativamente diferente (Prueba t).

Para caracterizar la distribución espacial de las distintas labores se calcularon los siguientes índices del paisaje: i) % de la clase en cada unidad de grilla, ii) número de parches iii) tamaño medio de parche, iv) relación perímetro/área promedio de parche. El primero indica si esa cobertura es o no dominante en ese paisaje, según este sea mayor a menor al 50% respectivamente. Los otros dos índices estarían dando información sobre la estructura del paisaje ya que el primero indica la densidad de parches y el segundo representa principalmente la distribución de los mismos asumiéndose que a menor tamaño de parche la distribución es más homogénea. El último índice representa la geometría promedio de los parches presentes en esa unidad de grilla siendo menor cuando los parches son simples y compactos mientras y mayor cuando los polígonos son más irregulares o tortuosos (Mcgarigal y Marks 1995).

3.2.6 Generación del árbol de decisión.

La información de verdad de campo relevada en el año 2004 se resumió en 4 clases: agua, vegetación y los dos sistemas de labranza: siembra directa y labranza convencional, que son las clases posibles de discriminar en el área rural con una sola fecha en esa época del año (las ciudades no son incluidas en el estudio). Con la información espectral de las bandas más importantes para la discriminación de labores (las resultantes del ACP) de la verdad de campo correspondiente al 25 de septiembre de 2004 y el IVN (calculado) se generaron algoritmos de partición recursiva, comúnmente llamados árboles de decisión, para la discriminación de las clases mencionadas. Se generó un primer árbol con todas las variables y se fueron eliminando secuencialmente las que menor participación tenían en la discriminación. A su vez se generó un árbol de decisión de forma manual mediante el análisis de la información disponible y los resultados previos de este trabajo. En ambos casos se utilizó un 70% de la información para entrenar y un 30% de la información para evaluar el algoritmo. Dado que se busca un algoritmo independiente de la recolección de verdad de campo, se evaluaron también los árboles con información de 4 años diferentes al utilizado para su generación (Fechas:

12Sep02, 09Oct03, 12Sep05 y 15Sep06) con el fin de considerar las variaciones climáticas presentes en el área de estudio. Esta información se recolectó mediante entrevistas con productores de la zona. Se evaluaron los árboles en cuanto a la cantidad de información de base necesaria (N° variables utilizadas), el grado de sencillez de aplicación (Nro de nodos) y la precisión resultante (precisión total y coeficiente Kappa).

3.2.7 Análisis de la evolución de la siembra directa. Período 1988-2008.

Las fechas de las imágenes utilizadas fueron 29Sep88, 27Sep93, 09Sep98, 09Oct03 y 06Oct08. Se aplicó a cada fecha el árbol de decisión seleccionado como mejor en el punto anterior y se obtuvo el área ocupada por cada sistema de labranza.

Los análisis estadísticos se realizaron con el software R 2.4.1 (R development Core Team, Inc. Copyright © 2006). Los árboles de decisión se generaron con el software C5 (© Rulequest research 2003). Para el procesamiento de las imágenes satelitales se utilizó el software ENVI 4.1 (Research Systems, Inc. Copyright © 2004) mientras que para el análisis espacial se utilizó el software Arcgis 9.1 (ESRI Copyright © 1999-2005).

3.3 Resultados y discusión

3.3.1 Selección de número y combinación de bandas.

Los resultados obtenidos de los ACP realizados a partir de la verdad terrestre mostraron que las bandas que mayor aporte hacían a la discriminación de labores son las correspondientes al rojo (B3), infrarrojo cercano (B4), e infrarrojo medio (B5 y B7). Esto se corresponde con las bandas utilizadas para el cálculo de la mayoría de los índices de cobertura de rastrojo encontrados en la bibliografía, donde las bandas del azul (B1) y el verde (B2) generalmente no son utilizadas (McNairn y Protz 1993, Birad et al. 1995, Van Deventer 1997, Qi et al. 2002, Bannari et al. 2003). La banda 5 fue la que hizo el mayor aporte a la discriminación en el primer componente principal (autovector 0.069) que explicó el 68% de la variabilidad total (Figura 3.2).

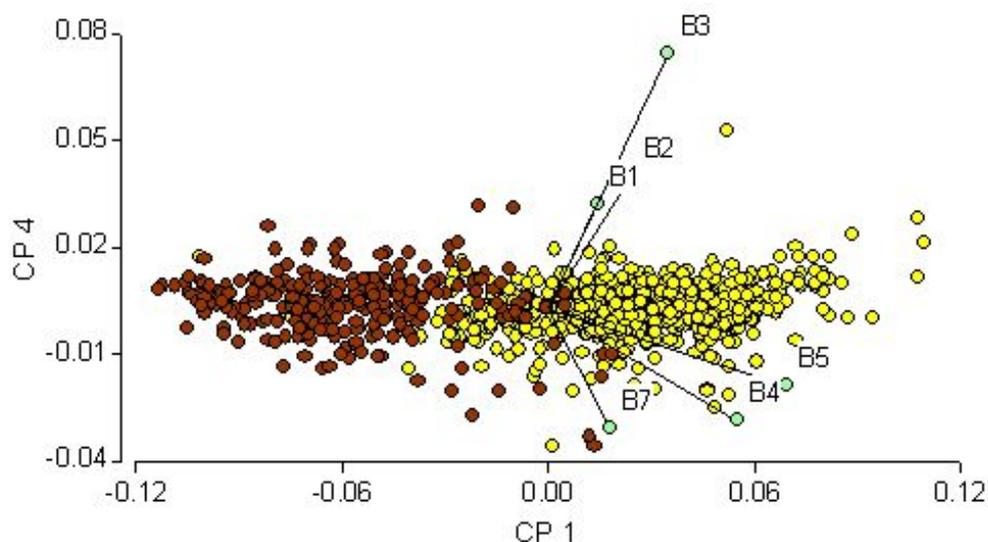


Figura 3.2: Análisis de Componentes Principales. En el eje X se representa el primer componente principal o autovector (CP 1) y en el eje Y el cuarto componente principal o autovector (CP 4). En marrón se muestran los lotes bajo labranza convencional y en

amarillo los lotes en siembra directa; en verde las diferentes bandas del sensor Landsat5TM (B1:azul, B2:verde, B3:rojo, B4:infrarrojo cercano, B5 y B7: infrarrojo medio)

La combinación de bandas que generó la clasificación con la mejor precisión (Precisión total + Coeficiente Kappa) fue la de las 4 bandas (4b) resultantes de los ACP para ambas fechas (Tabla 3.1). Esta fue mayor que la precisión de la clasificación donde todas las bandas, incluso la 1 y 2, fueron utilizadas (6b). También hubo clasificaciones con 2 y 3 bandas que tuvieron mejores precisiones que las obtenidas a partir de 6 bandas. Si se compara la precisión obtenida por las clasificaciones realizadas con 2 y 3 bandas con respecto a la precisión obtenida con las 4 bandas (4b) la primera disminuyó en diferente grado dependiendo de las bandas eliminadas. Así se observa una mayor reducción de la precisión, cuando la banda 5 no está presente. Dentro de las combinaciones de tres bandas la que tuvo mayor precisión fue diferente entre fechas siendo la 3, 5 y 7 para el 9 de septiembre y la 3, 4 y 5 para el 25 de septiembre. Entre las generadas a partir de dos bandas las que tuvieron mayores precisiones fueron las clasificaciones hechas con las bandas 5 y 7 para ambas fechas.

Tabla 3.1: Precisión total (%) y Coeficiente kappa para las clasificaciones de sistema de labranza (labranza convencional-siembra directa) realizadas con diferentes números y combinaciones de banda para las dos fechas bajo análisis.

Bandas	9 de Septiembre, 2004		25 de Septiembre, 2004	
	Precisión total (%)	Coeficiente kappa	Precisión total (%)	Coeficiente kappa
3&4	83,8	0,649	91,2	0,776
3&5	86,9	0,720	96,0	0,897
3&7	81,7	0,609	87,5	0,685
4&5	86,2	0,706	97,6	0,938
4&7	80,7	0,583	89,6	0,745
5&7	90,3	0,788	97,6	0,940
3&4&5	86,6	0,714	97,6	0,938
3&4&7	82,4	0,628	91,2	0,774
3&5&7	91,4	0,811	97,3	0,930
4&5&7	87,2	0,727	97,3	0,930
4bandas	92,1	0,823	98,0	0,947
6bandas	89,7	0,778	96,6	0,912

Cuando se observa si las diferencias entre clasificaciones son significativas, los dos tests, el de aleatorización y el de McNemar, presentaron diferencias entre clasificaciones realizadas a partir de diferente combinación de bandas. En las Tablas 3.2 A, B, C y D se observan los valores con ambos métodos para las dos fechas analizadas. El método McNemar se mostró más sensible que el método de aleatorización encontrándose un mayor número y grado de resultados significativos para ambas fechas.

No se encontraron diferencias significativas entre las clasificaciones realizadas con 4 y 6 bandas en ningún caso. En el test de aleatorización de las dos fechas y en el de McNemar del 25 de septiembre se observó que la clasificación de mayor precisión (4b) solo es significativamente diferente, tanto para dos como para tres bandas, de las clasificaciones donde la banda 5 no está presente, es decir que las clasificaciones donde la banda 5 participa, ya sea junto a una o dos bandas más, no es distinta de la de mayor precisión. En el caso del test de McNemar para el 9 de septiembre la clasificación 4b es significativamente diferente a todo el resto, con excepción de las clasificaciones realizadas con las bandas 5y7 y 3, 5 y 7. Así, en todos los casos, de las clasificaciones hechas con 2 bandas, la realizada con las bandas 5 y 7 no presentó diferencias

Test de McNemar

C- 9 de Septiembre, 2004

Bandas	3&5	3&7	4&5	4&7	5&7	3&4&5	3&4&7	3&5&7	4&5&7	4bands	6bands
3&4	-	-	-	-	1	-	-	1	-	1	1
3&5		5	-	1	5	-	5	1	-	1	-
3&7			5	-	1	5	-	1	5	1	1
4&5				1	-	-	-	1	-	1	-
4&7					1	-	-	1	1	1	1
5&7						5	1	-	-	-	-
3&4&5							5	5	-	1	-
3&4&7								1	5	1	1
3&5&7									-	-	-
4&5&7										1	-
4bands											-

D- 25 de Septiembre, 2004

Bandas	3&5	3&7	4&5	4&7	5&7	3&4&5	3&4&7	3&5&7	4&5&7	4bands	6bands
3&4	1	-	1	-	1	1	-	1	1	1	1
3&5		1	-	1	-	-	1	-	-	-	-
3&7			1	-	1	1	-	1	1	1	1
4&5				1	-	-	1	-	-	-	-
4&7					1	1	-	1	1	1	1
5&7						-	1	-	-	-	-
3&4&5							1	-	-	-	-
3&4&7								1	1	1	1
3&5&7									-	-	-
4&5&7										-	-
4bands											-

La presencia de agua disminuye la reflectancia en todas las longitudes de onda tanto de los residuos como de los suelos y los cambios de reflectancia asociados al contenido de humedad de los suelos son menores en suelos oscuros que en suelos claros (Daughtry et al. 2004). Así, los residuos pueden ser más claros o más oscuros que los suelos dependiendo del tipo y contenido de humedad de cada uno. Aase y Tanaka (1991) estimando la cobertura de residuos sobre diferentes suelos concluyeron que la estimación es mejor en suelos oscuros o húmedos que en suelos claros o secos. Los residuos remanentes luego de la cosecha generalmente tienen mayor reflectancia que el suelo pero a medida que estos se humedecen y descomponen su reflectancia puede pasar a ser menor (Nagler et al. 2000).

Para la zona analizada se estima que el contenido de humedad en ese momento era bajo, al menos en superficie, debido a que se registraron precipitaciones menores a los 2 mm promedio para toda la escena durante la semana anterior a la adquisición de cada una de las imágenes (SAGPyA). Los suelos presentes en la zona son oscuros como consecuencia de su contenido de MO y los residuos evaluados tienen entre 4 y 6 meses desde la cosecha ya que para los cultivos de verano de la zona la misma se realiza entre los meses de marzo-mayo. Los valores de reflectancia promedio de los datos de campo utilizados muestran que los lotes en siembra directa poseen mayores valores que los suelos laboreados en todas las bandas analizadas, observándose la mayor diferencia en la banda 5. Esto también se puede observar en la Figura F.2B del Apéndice F.

La discriminación del sistema de labranza a partir de la diferencia de reflectancia en la banda 5 del sensor TM podría deberse entonces a las características de los suelos de la región y a que, aún después de varios meses en el campo, la reflectancia de los rastrojos no disminuyó lo suficiente como para llegar a valores similares a los del suelo.

En suelos húmedos disminuiría la reflectancia de ambos pero sería necesario evaluar en qué medida afecta esto la capacidad de discriminación.

3.3.2 Comparación entre fechas

En todos los casos se observó que la precisión de la fecha del 25 de septiembre fue mayor, para la misma combinación de bandas, que la fecha del 9 de septiembre (Tabla 3.1). Sin embargo no todas las combinaciones presentaron diferencias significativas entre fechas (Tabla 3.3).

Tabla 3.3: Valor de significancia (%) de las comparaciones entre clasificaciones realizadas con igual número y combinación de bandas en las dos fechas analizadas. (ns= diferencias no significativas)

Bandas	Test de aleatorización	Test de McNemar
3&4	ns	1%
3&5	5%	1%
3&7	ns	1%
4&5	1%	1%
4&7	5%	1%
5&7	ns	1%
3&4&5	5%	1%
3&4&7	5%	1%
3&5&7	ns	1%
4&5&7	5%	1%
4 bandas	ns	5%
6 bandas	ns	1%

Centrando la atención en las combinaciones de bandas que dieron las mayores precisiones en ambas fechas (4b y 5y7) podemos observar que entre el test de aleatorización y el test de Mc Nemar los resultados en cuanto a la significancia de sus diferencias son contrastantes. Si bien el test de Mc Nemar muestra diferencias significativas que en el test de aleatorización no aparecen, los valores de precisión en ambas fechas son mayores al 90% tanto para 4b como para las bandas 5 y 7, valores sumamente aceptables como precisión de clasificaciones. Si bien no hubo coincidencia en la combinación de bandas que presentó la mayor precisión cuando el número utilizado para la clasificación fue de tres, se puede observar que la combinación 3, 5 y 7 tampoco presentó diferencias significativas entre fechas en el test de aleatorización y sus valores también fueron superiores al 90% para ambas fechas siendo entonces otra opción viable para obtener una alta precisión.

Las menores precisiones de la fecha del 9 de septiembre con respecto a la del 25 de septiembre podrían deberse a que mayor porcentaje de los lotes aún no fueron preparados para la siembra. Si bien no es condición necesaria cierto grado de enmalezamiento, un mayor índice de vegetación podría ser indicador de que la labor previa a la siembra todavía no fue realizada. Para ello se observó el índice de vegetación normalizado (IVN) de los datos de campo utilizados para generar y verificar la clasificación en ambas fechas. El análisis muestra una mayor proporción de lotes con valores de IVN superior a 0.4 en la fecha del 9 de septiembre (31.84%) con respecto a la fecha del 25 de septiembre (9.9%) (Figura 3.3.A). De estos valores la mayor cantidad corresponden al cultivo de soja, el cual se siembra en fechas posteriores al maíz (Figura 3.3.B). Esta fuente de error podría evitarse haciendo clasificaciones para cada uno de los

cultivos en forma independiente, utilizando para la soja una imagen más cercana al comienzo de su siembra.

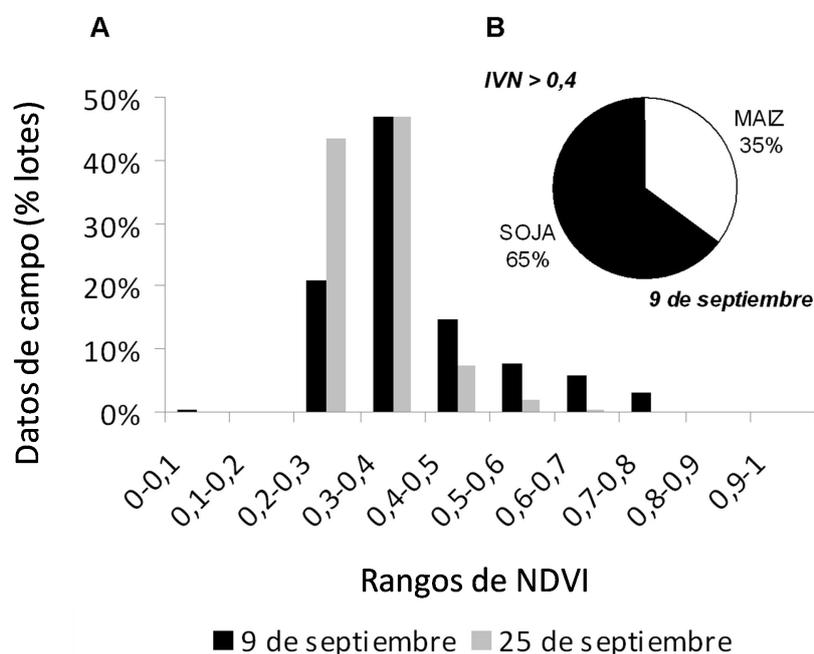


Figura 3.3: (A) Histograma que muestra el % de los lotes con diferentes valores (rangos) de índice verde normalizado (IVN) derivados de una imagen Landsat 5TM (escena 226-84). Los datos de campo utilizados corresponden a los utilizados para generar y verificar la clasificación en ambas fechas (año 2004). (B) Porcentaje de lotes destinados a los diferentes cultivos (maíz y soja) que presentaron valores de IVN mayores a 0.4 en la imagen con fecha de 9 de septiembre.

Debido al régimen hídrico de la zona (isohigro), excluyendo años de extrema sequía, el momento de siembra generalmente no es tan dependiente de las lluvias como en zonas más áridas por lo que varía poco entre años. Entonces, si bien imágenes de principio de septiembre presentan una menor precisión que las de fines de este mes, imágenes obtenidas entre estas fechas pueden ser utilizadas para la discriminación de labores mediante clasificaciones supervisadas obteniendo valores de precisión aceptables, sugiriéndose se utilicen para la realización de la misma las bandas 3-4-5 y 7, 3-5 y 7, o 5 y 7.

3.3.3 Cuantificación y caracterización de la superficie bajo diferentes sistemas de labranza

La clasificación que mostró mayor precisión fue la realizada con las 4 bandas con información del 25 de septiembre de 2004 (Tabla 3.1). Esta reporta una superficie manejada bajo siembra directa de 1.056.703 ha. lo que representa un 69.57% del área relevada. El 30.43% restante (462,182 has) por lo tanto se clasificó como manejada bajo labranza convencional (Figura 3.4).

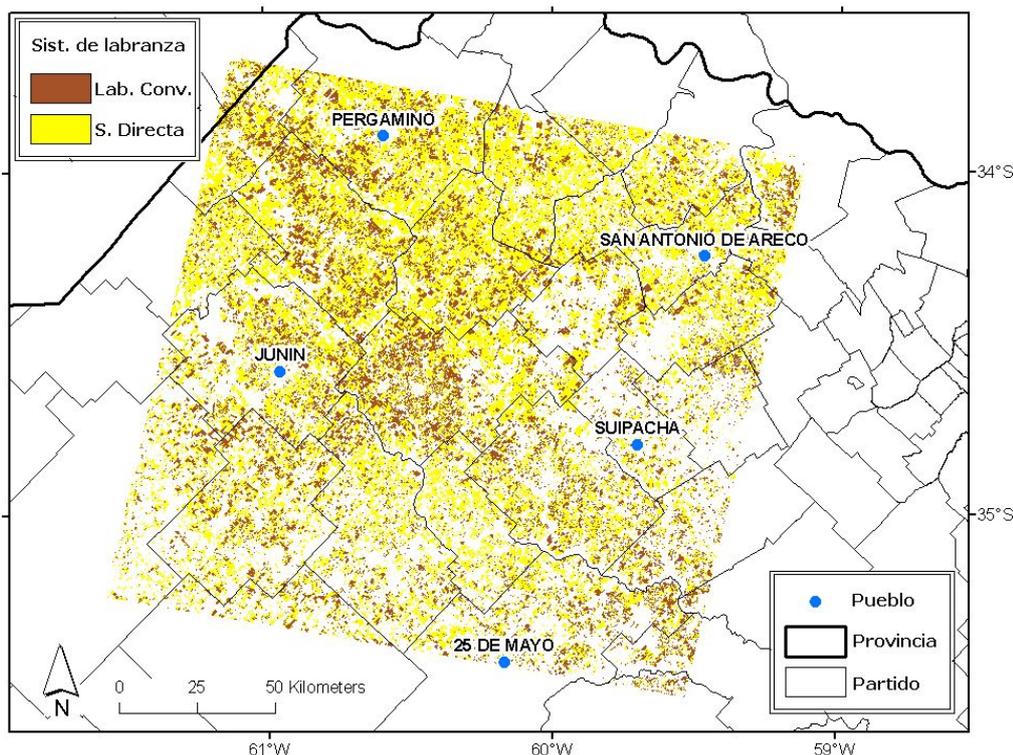


Figura 3.4: Clasificación supervisada –maximum likelihood– para la campaña 04-05 de sistemas de labranzas con las bandas 3, 4, 5 y 7 de la imagen del 25 de septiembre de 2004 correspondiente a la escena Landsat 226-84. Se observan las zonas en siembra directa (amarillo) y labranza convencional (marrón).

Como resultado del cruce de la clasificación de labores con la de cultivos, se determinó que la soja tiene un mayor porcentaje de su área bajo siembra directa que el maíz en la zona analizada, con valores de 72.54% y 63.63% respectivamente. Según estimaciones de la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación (SAGPyA), para toda la provincia de Buenos Aires la superficie de soja de primera ocupación bajo siembra directa esa campaña fue de 68.3% y la del maíz del 53%. Tanto la clasificación obtenida como las estimaciones de la SAGPyA concuerdan en que la soja tiene mayor porcentaje de su superficie bajo siembra directa que el maíz, pero los valores bajo labranza convencional y la diferencia entre cultivos que resultan de la clasificación es menor. Las diferencias en los resultados podrían deberse a las diferentes escalas de análisis ya que el área estudiada representa solo una porción de la provincia y no integra la zona del sudeste bonaerense donde la siembra directa ha tenido una menor difusión (Studdert et al. 2008).

El análisis de proporciones realizado para evaluar si la siembra directa era menos utilizada en algún tipo de suelo en particular no reportó diferencias significativas por lo que este factor no parece influir en la implementación de este nuevo sistema de labranza. Se encontraron diferencias significativas ($P < 0.001$) en el tamaño de establecimiento tanto para la media como la mediana entre los sistemas de labranza, siendo mayor en ambos casos la superficie de los establecimientos que aplicaban el

sistema de siembra directa. Esto puede responder a que establecimientos más grandes poseen mayor capital para invertir en nuevas tecnologías.

Analizando el índice del paisaje que representa el % del área bajo cada una de las labores se observó que la siembra directa domina en la mayor parte de la escena, encontrándose solo dos áreas puntuales (centro y sudeste) donde la labranza convencional es la labor de mayor importancia (Figura 3.5.A). La zona central donde predomina la labranza convencional se corresponde con los alrededores de Chacabuco. Tanto los índices que representan el número de parches como el tamaño de parches mostraron una distribución más homogénea de la labranza convencional con respecto a la siembra directa (Figura 3.5.ByC). La siembra directa presenta menor número de lotes y mayor tamaño de los mismos en el norte que en el sur de la escena. Si bien no hubo diferencias en la proporción de cada sistema de labranza por tipo de suelo, los Argiudoles ubicados al norte de la escena son los suelos más productivos y donde predomina la agricultura por lo que el mayor tamaño de parche observado podría corresponder a que se están relevando varios lotes contiguos bajo este mismo sistema. Con respecto al índice que representa la forma de los lotes los dos tipos de labranza presentan, en prácticamente toda la escena, valores similares indicando que la forma del lote no está asociada a un tipo de labor en particular (Figura 3.5.D).

3.3.4 Generación del árbol de decisión.

Se generaron 5 árboles de decisión con el software C5. El primer árbol de decisión se generó entonces con las bandas 3, 4, 5 y 7 (las seleccionadas en el ACP) + el IVN (calculado a partir de las bandas 3 y 4 como: $IVN = (b4 - b3) / (b4 + b3)$). El algoritmo utilizó solo 4 de las 5 bandas provistas: 5, 7, 4 e IVN cuyo aporte a la discriminación fue del 100%, 100%, 52% y 4% respectivamente. Se fueron eliminando las bandas que menor aporte hacían a la discriminación para la generación del resto de los árboles.

Para generar el árbol de forma manual, dado que la banda que mayor aporte hace a la discriminación es la banda del infrarrojo medio –banda 5- y que se sabe la vegetación interfiere en la capacidad de los sensores remotos de realizar dicha discriminación (Brickley 2006), se hizo un gráfico de dispersión del índice verde normalizado vs. la banda del infrarrojo medio con la información de verdad terrestre (70%; 4 clases) (Figura 3.6). A partir de ese gráfico se decidió determinar las condiciones de los nodos de la siguiente manera:

- 1- Para determinar el valor de corte en la Banda 5 de los dos (2) sistemas de labranza “siembra directa vs. labranza convencional” utilizar un árbol de decisión (automático).
- 2- Para determinar el valor de corte en la Banda 5 del “agua vs. no agua” utilizar un árbol de decisión (automático).
- 3- Para determinar el valor de corte entre lo “vegetado vs. no vegetado” generar una regresión lineal con la información de “siembra directa” y “vegetación” y calcular el valor de IVN correspondiente al valor de corte (banda 5) entre ambos sistemas de labranza (punto 1).

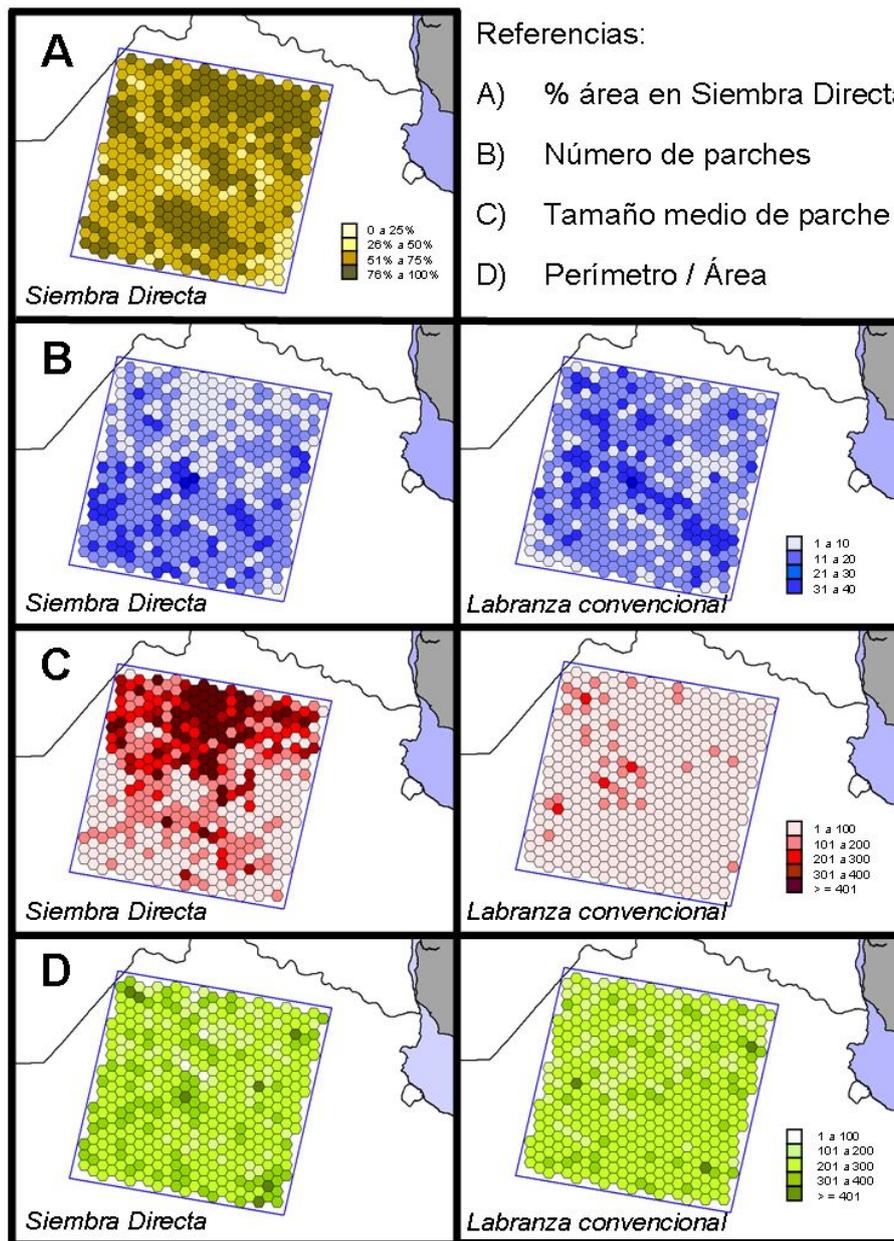


Figura 3.5: Índices del paisaje a nivel de clase para los sistemas de labranza siembra directa y labranza convencional de la escena Landsat 226-84. Los datos derivan de una clasificación supervisada (máximum likelihood) de sistemas de labranza realizada con una imagen del 25 de septiembre de 2004. A) % área en Siembra Directa; B) Número de Parches; C) Tamaño medio de parche; D) Perímetro/Área

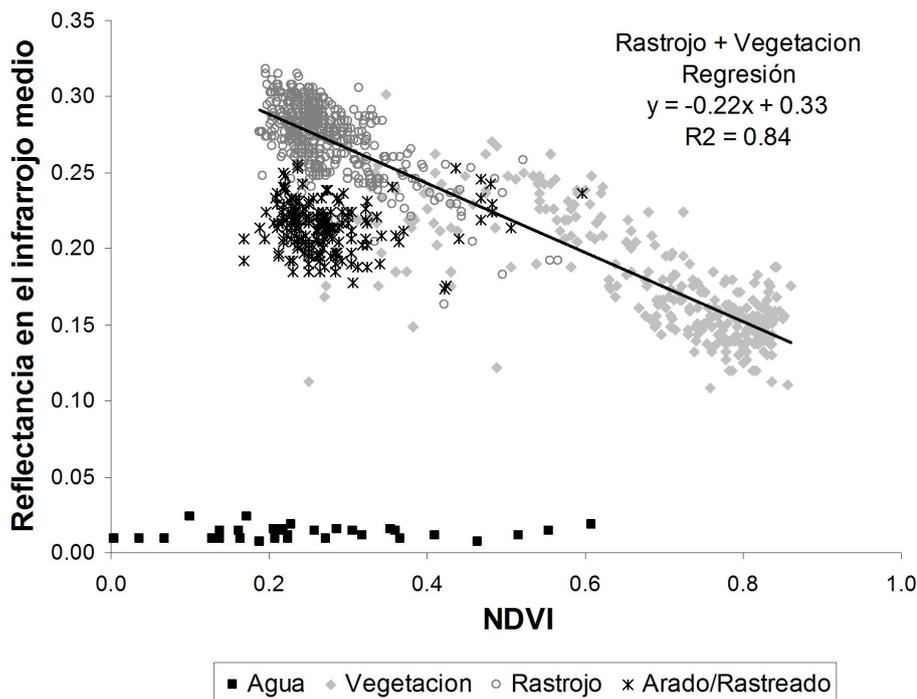


Figura 3.6: Relación entre el IVN y la reflectancia en la banda del infrarrojo medio (B5) del sensor TM de Landsat para la verdad de campo en la imagen del 25 septiembre de 2004 (70% utilizado para clasificar). El ajuste corresponde solo a las clases rastrojo y vegetación.

Mediante la aplicación de arboles de decisión, se determinaron los dos primeros puntos de la siguiente manera:

- 1- ARBOL – “LC vs. SD” => $B5 < 0.24 = LC$
- 2- ARBOL – “AGUA vs. NO AGUA” => $B5 < 0.05 = AGUA$

El tercer punto se determinó, mediante la regresión lineal generada, de la siguiente manera:

- 3- $B5 = -0.22 * IVN + 0.33 \Rightarrow 0.24 B5 = 0.41 IVN$

El valor del punto 1 fue evaluado a campo con información registrada mediante un sensor hiperespectral FieldSpec ® 3 (Analytical Spectral Devices). (Apéndice F) En la Tabla 3.4 se puede observar para cada árbol las bandas utilizadas (variables), el número de nodos y los valores de precisión calculados con información independiente del mismo año (restante 30% de la información de la campaña 2004-2005) y los calculados con información de los otros 4 años (campañas 2002-2003, 2003-2004, 2005-2006, 2006-2007). Observando las precisiones calculadas con información independiente del mismo año, de los seis árboles generados (5 por el software C5 y uno manual), tres presentaron precisiones mayores al 90% mientras que los otros tres árboles, dentro de los cuales se incluye el manual, presentaron precisiones menores a ese valor (Tabla 3.4). El árbol que tuvo la mayor precisión fue el Árbol Nro1 (92.13%, KC: 0.876) pero a su

vez fue el más complejo ya que presenta 14 nodos en su estructura. El árbol obtenido de forma manual (Figura 3.7), como se mencionó anteriormente, tuvo una precisión menor (88.71%; Coeficiente Kappa: 0.824) pero es significativamente más sencillo ya que solo posee 3 nodos. Si comparamos la precisión del árbol manual con el generado por el C5 que tiene la misma cantidad de nodos (3; Árbol Nro4) el manual presenta una mayor precisión pero utiliza una variable más que el Árbol Nro4. El árbol generado por el C5 que utiliza la misma cantidad de variables que el manual (2; Árbol Nro3) presenta una mayor precisión que éste último (91.34%) pero al igual que el Árbol Nro1 es significativamente más complejo ya que presenta 10 nodos en su estructura. El árbol más parecido al manual en cuanto al número de variables utilizadas, número de nodos y precisión fue el Árbol Nro2. Si observamos la cantidad de nodos de los diferentes arboles vemos que estos fluctúan de 14 a 2, pero si las clases a discriminar son 4, el árbol debería tener al menos 3 nodos. El árbol que presentó 2 nodos (Árbol Nro5) no discriminó la clase labranza convencional por lo que no se consideró como un árbol válido.

Tabla 3.4: Tabla comparativa de los diferentes arboles generados mediante el software C5 y el árbol manual. Validación misma campaña n=381; Validación otras campañas n=239. Precisión total “otras campañas” realizada con la información de los 4 años juntos. Variación de la precisión: precisiones totales máxima y mínima anual.

Árbol	Nro de variables utilizadas	Nro de nodos	Misma campaña (04-05)		Otras campañas (02-03, 03-04, 05-06, 06-07)		Variación de la precisión	
			Precisión total %	Coeficiente Kappa	Precisión total %	Coeficiente Kappa	Min %	Max %
			Árbol Nro1	4 (b4,b5,b7 y IVN)	14	92.13	0.876	83.68
Árbol Nro2	3 (b4,b5,b7)	4	91.34	0.864	83.26	0.749	75.00	89.47
Árbol Nro3	2 (b5 y b7)	10	91.34	0.863	82.43	0.736	75.00	89.47
Árbol Nro4	1 (b5)	3	84.51	0.760	74.90	0.652	72.09	78.95
Árbol Nro5	1 (b7)	2	76.38	0.593	84.10	0.761	75.00	87.72*
MANUAL	2 (b5 y IVN)	3	88.71	0.824	87.03	0.813	81.40	90.48

* No valido ya que no discrimina LC

Evaluando los árboles con información de otros años se observa que el que tuvo la mayor precisión fue el árbol generado en forma manual (87.03%). El resto de los árboles, generados con el software C5, no solo tuvieron menor precisión general con la información de los 4 años, sino que presentaron valores mínimos y máximos más bajos cuando se evaluó su precisión por año. El árbol manual presentó precisiones mayores al 80% en los 4 años evaluados mientras que los generados por el software C5 llegaron a valores mínimos de hasta 72.09%.

Dado que el árbol generado de forma manual utiliza pocas variables (2), es sencillo (solo 3 nodos) y mantiene una buena precisión en diferentes ambientes (años) se consideró es la mejor opción a aplicar para la discriminación de sistemas de labranza con imágenes Landsat 5 de esa época del año. El mejor comportamiento del árbol manual sería consecuencia de estar basado en el conocimiento del sistema y por lo tanto ser más general que los generados de forma automática que pueden estar sobreajustándose a un set de datos específico. Las precipitaciones observadas una semana antes de la fecha de adquisición de la imagen para los años evaluados variaron entre 0 y 25 mm. Estos niveles parecieran no afectar la capacidad de discriminación del sistema de labranza del árbol manual ya que el año de menor precisión (2002) no se correspondió con el de mayores precipitaciones (2003).

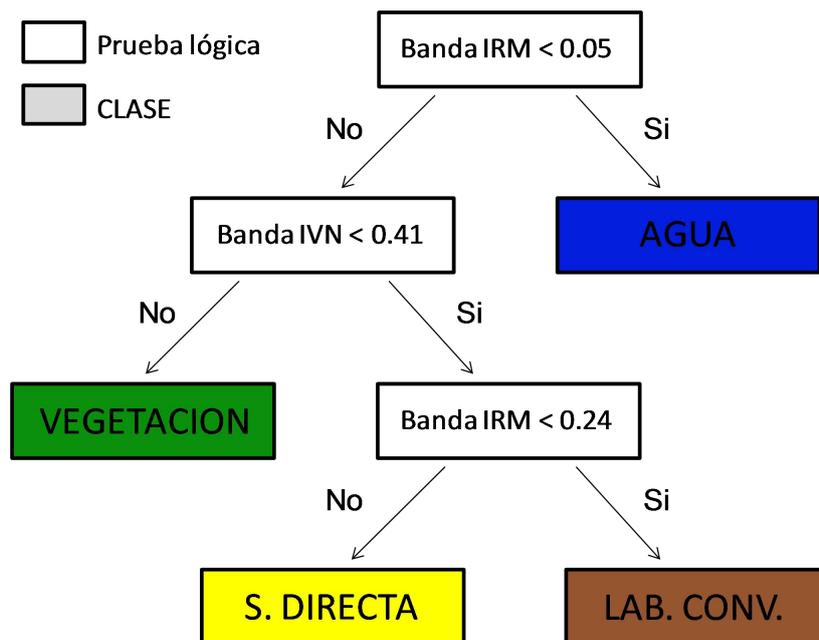


Figura 3.7: Árbol desarrollado para la discriminación de labores de manera manual para ser aplicado a una imagen Landsat5TM del mes de septiembre (escena 226-84).

3.3.5 Análisis de la evolución de la siembra directa. Período 1988-2008.

En las clasificaciones de sistema de labranza realizadas se observa un incremento importante de la superficie bajo siembra directa en el período estudiado, siendo prácticamente nulo en el año 1988 y predominante en el año 2008 (Figura 3.8). A lo largo de los veinte años se puede observar que la siembra directa avanzó sobre parte de la superficie bajo labranza convencional pero en mayor proporción sobre las aéreas vegetadas, es decir destinadas a la ganadería o a cultivos de invierno (Figura 3.9). Esta expansión de la agricultura sobre los sistemas ganaderos en la zona, principalmente pasturas implantadas, fue observada por Paruelo et al. (2005) mediante la comparación de la información relevada por los Censos agropecuarios 1988 y 2002. En la clasificación más actual realizada (2008) casi el 55% del área total de la imagen es área agrícola destinada a cultivos de verano (SD+LC) (Figura 3.8).

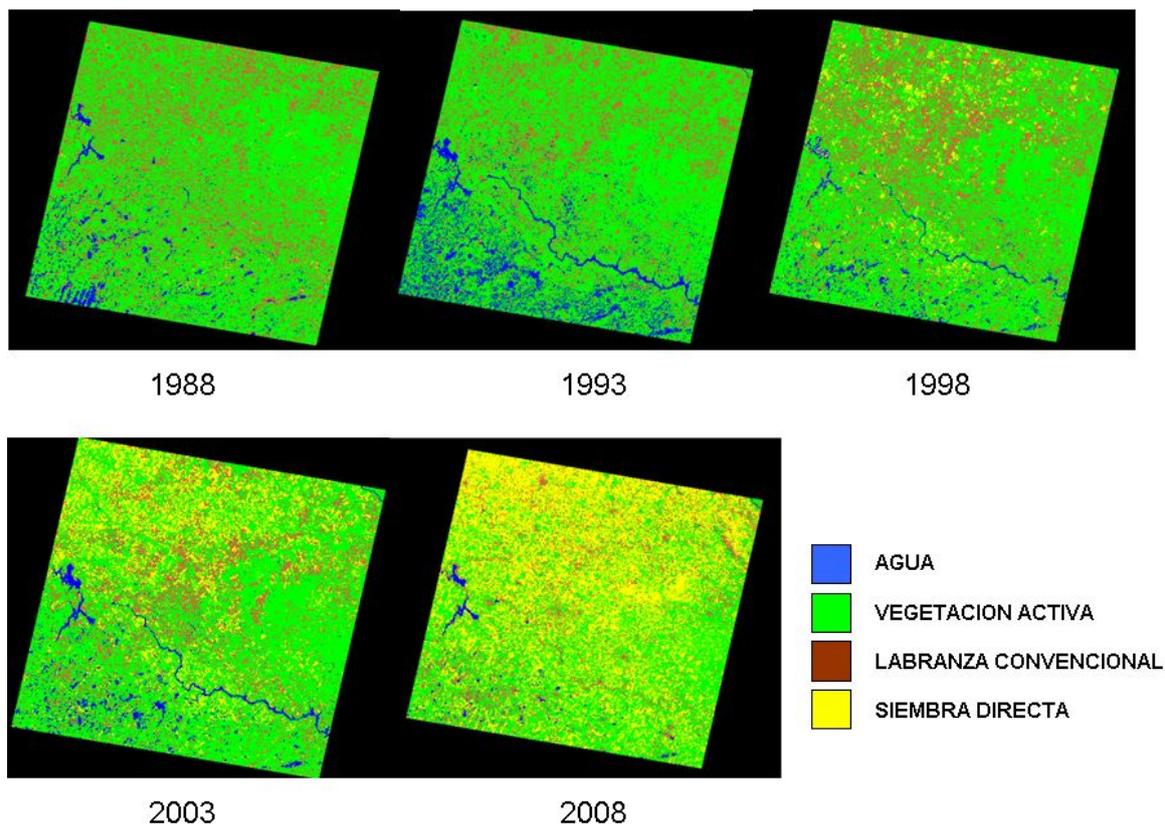


Figura 3.8: Clasificaciones del sistema de labranza cada 5 años, período 1988-2008, realizadas con el árbol de decisión desarrollado en este trabajo. (Fechas: 29Sep1988; 27Sep1993; 09Sep1998; 09Oct2003; 06Oct2008)

Si bien la siembra directa viene extendiéndose en el país desde fines de la década del 80 (AAPRESID 2012), según nuestro análisis, en la zona de estudio superó el 1% de la superficie total recién en la campaña 98/99 (Figura 3.9). Como se señaló anteriormente, estos valores incluyen tanto la expansión de la siembra directa sobre la labranza convencional como sobre otras coberturas. Al realizar el análisis en porcentaje del área bajo siembra directa del área bajo cultivos de verano se puede observar que durante el período 1998-2008, el de mayor expansión de la siembra directa, este sistema de labranza avanzó sobre la labranza convencional a una tasa promedio anual del 6.1%.

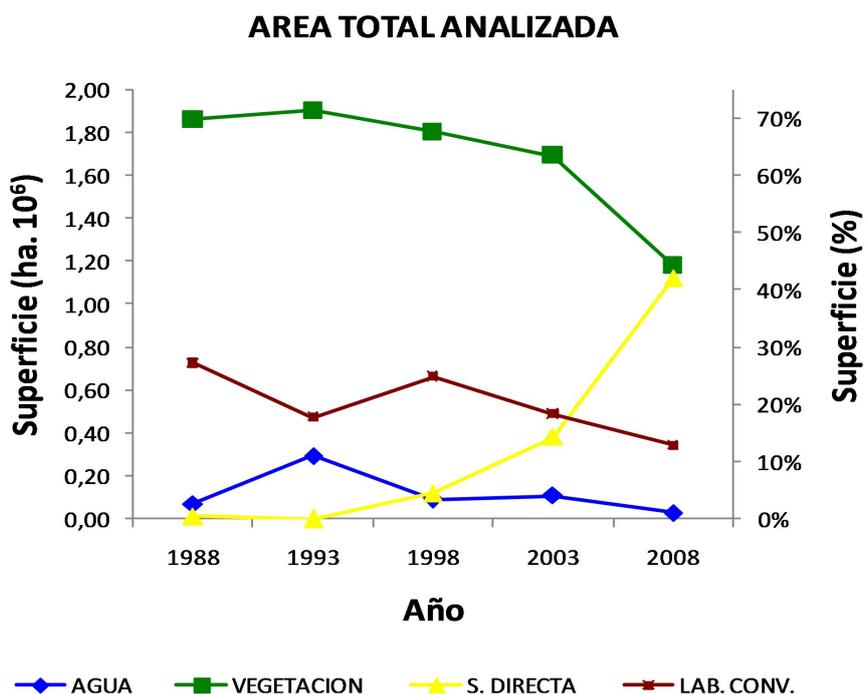


Figura 3.9: Evolución de la superficie bajo diferentes coberturas en la escena Landsat 226-84 en primavera a lo largo de 20 años (1988-2008). Los datos son derivados de clasificaciones de sistema de labranza realizadas mediante la aplicación de un árbol de decisión manual generado en este trabajo para imágenes del sensor Thematic Mapper.

3.4 Conclusiones

Las conclusiones más relevantes de este capítulo son entonces que:

- i) La banda del infrarrojo medio de Landsat resulta imprescindible para la discriminación de sistemas de labranza. Las imágenes de septiembre son adecuadas para la clasificación de sistemas de labranza siendo la combinación que mayor precisión presentó la de las bandas 3, 4, 5 y 7 pero no siendo significativamente diferente de la realizada con solo las bandas 5 y 7.
- ii) La fecha de fines de septiembre es más adecuada para este tipo de análisis dada su mayor proximidad al promedio de la fecha de siembra de los dos cultivos de verano más dominantes en la zona.
- iii) En la campaña 2004/2005, la soja presentó mayor superficie bajo siembra directa que el maíz y en ambos cultivos la siembra directa fue la labor dominante de estos sistemas. La siembra directa no estuvo asociada a algún tipo de suelo en particular pero sí al mayor tamaño de establecimiento.

iv) La generación de un árbol de decisión mediante el análisis de la información espectral y el conocimiento del sistema mostró ser el más preciso para utilizar en diferentes ambientes (años).

v) La siembra directa para los cultivos de verano de primera comenzó su expansión en la zona estudiada recién a finales de la década del 90.

La implementación de relevamientos de tipo de labranza mediante sensores remotos posibilita entonces la realización de estimaciones objetivas y con un error estimable, además de proveer la información de manera espacialmente explícita lo que permite realizar con ella, por ejemplo, estudios de estructura del paisaje.

Capítulo 4 – Impacto de diferentes manejos sobre el balance de C en los Argiudoles de la Pampa Ondulada.

Este capítulo se basa en el artículo: 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. Agric. Ecosyst. Environ, Vol. 154, Pages 23–33.

4.1 Introducción

Los pastizales, uno de los biomas más transformados por la acción del hombre (Hannah et al. 1995, Hoekstra et al. 2005, Ellis y Ramankutty 2008), han sido considerados de gran relevancia en el secuestro de carbono a nivel global (Scurlock y Hall 1998, Shuman et al. 2002). Su rol como destino de carbono está asociado a un balance de C positivo (entradas - salidas), principalmente del suelo. Las entradas de carbono (PPN) y las salidas del sistema (respiración, fotodegradación y exportación) están controladas de forma diferencial por el ambiente y los factores antropogénicos.

La PPN en los pastizales está asociada de manera lineal y positiva con la precipitación (Sala et al. 1988, Paruelo et al., 1999) mientras que la respiración heterotrófica/descomposición está mayormente relacionada a la temperatura (Reichstein y Beer 2008). Por lo tanto, la acumulación de COS a escala regional está positivamente relacionado con el factor precipitación/temperatura (Álvarez y Lavado 1998). A escala local, el manejo como por ejemplo la secuencia de cultivos, el laboreo del suelo o la fertilización, son controles importantes de la dinámica del carbono afectando tanto la ganancia como la pérdida de carbono del suelo (Viglizzo et al. 2004). La secuencia de cultivos determinará el momento, la cantidad y la relación C/N (calidad) del tejido vegetal incorporado al suelo. El momento y la cantidad dependen principalmente de la fenología del cultivo (anual/perenne, invernal/estival), la eficiencia en el uso de la radiación y el índice de cosecha. La relación C/N depende de las condiciones de crecimiento del cultivo y la especie. Generalmente la relación C/N es mayor en los cereales que en las leguminosas (Cadisch et al. 1994).

La labranza convencional incorpora los residuos vegetales al suelo y aumenta su aireación. Esto modifica varios factores que controlan la descomposición como la temperatura del suelo, el contenido hídrico, el pH y la exposición superficial del rastrojo (Liu et al. 2006). La siembra directa minimiza el disturbio mecánico del suelo reduciendo la tasa de descomposición y consecuentemente reduciendo las pérdidas de carbono orgánico del suelo (Balesdent et al. 2000). La siembra directa también reduce las pérdidas de carbono orgánico del suelo por erosión ya que deja un mayor porcentaje de suelo cubierto con rastrojos (Fu et al. 2006).

El COS y las entradas de C al suelo en los pastizales pueden ser caracterizados, siguiendo la clasificación propuesta por Fisher et al. (2009), como dos servicios ecosistémicos intermedios, es decir aspectos estructurales y funcionales del ecosistema que generan indirectamente beneficios para el ser humano. La MO y el COS están estrecha y positivamente relacionados con la estabilidad de los agregados y su resistencia a la erosión (Tisdall y Oades 1982, Lal 2007). Además, la materia orgánica aumenta la disponibilidad de nutrientes (principalmente nitrógeno) y mejora la eficiencia en el uso de fertilizantes debido a su mayor capacidad de intercambio catiónico que previene la pérdida de nutrientes por lixiviación (Kramer et al. 2006). Los cultivos por ejemplo, que tienen una mayor estacionalidad en la ganancia de C, aumentan las pérdidas de MO por erosión reduciendo de esta manera la retención de N en el suelo (Vitousek y Reiners 1975). La pérdida del COS representa entonces una reducción en la productividad del suelo y además un aumento neto en el contenido de CO₂ atmosférico que impacta de manera directa sobre el clima. Dado que el impacto del uso del suelo sobre el COS no es algo inmediato sino que su efecto es perceptible solo luego de períodos de tiempo prolongados, en las últimas décadas se están desarrollando modelos que permiten simular los procesos biológicos implicados y predecir sus consecuencias sobre el sistema.

Los modelos son una representación simplificada de un sistema real, y es en esencia, una descripción de entidades y la relación entre ellas (García 2008). Según la clasificación de Quinteros et al. (2006), con base a las capacidades de representar la dinámica y control de los componentes e interacciones del sistema, los modelos de simulación dinámicos representan sistemas en los que las variables son función del tiempo, característica de gran importancia para representar procesos biológicos. La utilización de este tipo de modelos permite hacer una evaluación rápida y barata sobre el comportamiento de un sistema en un periodo largo de tiempo (Rotz et al. 2005). Los modelos de simulación dinámicos debidamente evaluados y validados mejoran la eficiencia en los procesos de investigación, transferencia de tecnología y desarrollo de la producción agrícola implementándose para su representación, estudio y planeación, en aras de obtener una producción optimizada, eficiente y sustentable (Candelaria Martínez et al. 2011).

Paruelo et al. (2001) mostraron que el uso del suelo influye en la variación de las ganancias de C a lo largo del año (estacionalidad). La cantidad de servicios ecosistémicos pueden ser disminuidos como consecuencia de la estacionalidad de la PPN, las reducciones en la PPN o una mayor proporción de C exportado fuera del sistema. Una herramienta muy difundida en las últimas décadas para el estudio del funcionamiento ecosistémico y procesos biológicos a nivel regional es la información obtenida mediante sensores remotos los cuales proveen, luego de algunos ajustes, información espacialmente explícita de la radiación reflejada por las diferentes superficies a lo largo del espectro electromagnético (Chuvienco 1995). Este hecho permite hacer estimaciones de la fRFAA a partir de la utilización de, por ejemplo, el IVN, calculado con las porciones del rojo e infrarrojo cercano que tiene una relación lineal con esta variable (Baret y Guyot 1991, Sellers et al. 1992, Gamon et al. 1995, Myneni et al. 1995). Conociendo la fRFAA de un área y la radiación fotosintéticamente activa (RFA) que llega a esa superficie se puede estimar la radiación fotosintéticamente activa absorbida por la misma (RFAA) y dado que este valor está linealmente asociado con la PPN se puede asumir este dato como representativo de las “entradas de C” al sistema (Monteith 1972).

La relación entre los SEI y los SEF puede ser definida como una función de producción. Los SEF, aquellos servicios ecosistémicos que se relacionan directamente con los beneficios para el hombre, como por ejemplo la fertilidad o el control de la erosión, pueden ser función de uno o varios SEI y de variables adicionales (por ejemplo, clima, topografía, manejo post cosecha de los residuos, etc.).

La Pampa Ondulada es la subregión de los pastizales del Río de la Plata con mayor historia agrícola de Argentina (Solbrig y Morello 1997, Viglizzo 2001). A principios de la década del '90 la difusión de la siembra directa y el menor precio de los insumos favorecieron la expansión e intensificación de la producción agrícola (mayor uso de fertilizantes, pesticidas, equipos de riego etc.) resultando en un aumento de los rendimientos en los cultivos y un desplazamiento de la ganadería a zonas menos productivas (Senigagliesi et al. 1997, Viglizzo et al. 2001, Paruelo et al. 2005). La aparición de la soja RR (resistente al herbicida Glifosato) en el año 1996 simplificó su manejo y aumentó en forma marcada la superficie destinada a este cultivo, disminuyendo la participación de los cereales (trigo; maíz) y principalmente del girasol. El uso más intensivo de los suelos durante el último siglo cambió la dinámica del C del sistema y por lo tanto la provisión de SEIs que este proveía. En la Pampa Ondulada, Álvarez (2001) estimó que el COS decreció en promedio un 35% en los primeros 15cm de suelo con respecto a su contenido original. Michelena et al. (1988) estimaron un

adelgazamiento promedio de 3 a 5 centímetros durante los últimos 100 años en la misma zona debido al uso agrícola. En la Región Pampeana Guerschman (2005) estimó que la apropiación de la PPN por parte del hombre varía entre 19,7 y 45,2% de la producida, dependiendo principalmente del tipo de uso que se le da al terreno.

La precisión en la caracterización del uso del suelo en los últimos años ha mejorado en gran medida gracias a la disponibilidad de las imágenes satelitales, siendo una de sus principales aplicaciones (Foody 2002, Paruelo et al. 2004). Debido a ello existen numerosos antecedentes del uso de estas herramientas para la discriminación de cultivos y estimación de superficies ya que poseen muchas ventajas con respecto a las empleadas hasta el momento. Es una metodología objetiva, bien documentada, que permite conocer la precisión de la estimación y proporciona información acerca de la distribución espacial y temporal de los distintos cultivos. Esta última característica es muy importante para la evaluación de temas relacionados con cambios en el uso de la tierra y la conservación de los recursos naturales.

En este capítulo se usa información obtenida mediante el procesamiento de imágenes satelitales para determinar el manejo dominante en el área de estudio y las entradas de C al sistema, y el modelo de simulación CENTURY para analizar el impacto de ese manejo sobre el COS.

Los objetivos de este capítulo son entonces: i) Evaluar diferencias en las ganancias de C mediante el cálculo de la RFAA a partir de índices espectrales derivados de información satelital para las diferentes unidades de uso del suelo. ii) Simular, utilizando el modelo biogeoquímico CENTURY, el efecto de las diferentes prácticas de manejo (uso del suelo, labranzas, fertilización, etc.) sobre el contenido de COS (60 años de un valor de referencia). iii) Generar estimaciones regionales de cambios en el COS (simulados) bajo el esquema actual de manejo.

4.2 Materiales y métodos

4.2.1 Área de estudio

El área de estudio corresponde a la misma zona estudiada en el Capítulo 2 (ver ítem 2.2.1). Nuestro análisis se centrará en los Argiudoles de la Pampa Ondulada de esta escena (1.294.488 ha) que representan el 28% de la superficie total de Argiudoles de la Pampa Ondulada.

4.2.2 Caracterización del manejo

Uso del suelo

A partir de las cinco clasificaciones Landsat obtenidas en el Capítulo 2 (ver ítem 2.2.2) se determinaron las rotaciones “tipo” en los Argiudoles de la Pampa ondulada según la participación de cada cultivo en esos cinco años. Se utilizaron para el análisis las rotaciones que ocupaban más de un 1% de la superficie, sumando entre todas ellas más del 90% del área bajo estudio.

Labores

Se utilizó la clasificación de sistema de labranza generada en el Capítulo 3 que presentó la mayor precisión (98 %). Esta fue la realizada con la imagen de la fecha 25 de septiembre de 2004 con la información de las bandas 3, 4, 5 y 7 (ver ítem 3.3.1).

4.2.3 Estimación de la radiación fotosintéticamente activa absorbida (RFAA)

La RFAA fue utilizada como un estimador de las ganancias de C del sistema. La RFAA se calculó a partir de la siguiente ecuación:

$$RFAA \text{ (MJ.m}^{-2}\text{)} = fRFAA \times RFA \text{ (MJ.m}^{-2}\text{)}$$

Donde:

fRFAA: fracción de la radiación fotosintéticamente activa interceptada por el material verde del canopeo.

RFA: radiación fotosintéticamente activa.

Como se mencionó anteriormente, dado que el IVN es un estimador lineal de la fRFAA esta variable fue obtenida a partir una calibración sitio-específica del producto MODIS MOD13Q1 (Apéndice G). El producto de fRFAA generado por MODIS no fue utilizado debido a que se basa en mapas de Tipo de cobertura del suelo que presentan algunos serios errores en nuestra área. Una calibración de fRFAA-IVN es, en nuestra opinión, una mejor aproximación.

Los valores de fRFAA fueron calculados para las 5 campañas utilizando valores mensuales de IVN MODIS (valores originales del producto MOD13Q1, cada 16 días, fueron re-escalados a valores mensuales mediante el cálculo de la media ponderada) a nivel lote (promedio de los pixeles que entraban 100%) y la calibración sitio-específica antes mencionada.

La RFA se obtuvo del valor promedio diario de la radiación solar global para el área de estudio reportada en las tablas mensuales del Atlas de Energía Solar de la República Argentina (Grossi Gallegos y Reghini 2007). Cada valor fue multiplicado por el número de días del mes correspondiente y luego por el coeficiente 0.49 para obtener la RFA (Reghini y Grossi Gallegos 2005).

El producto de fRFAA mensual a nivel lote por la RFA mensual para cada uno de los meses en una campaña fue luego sumado para obtener el valor de RFAA anual. Las diferencias de RFAA entre tipos de coberturas fueron evaluadas utilizando un análisis de la varianza o ANOVA.

4.2.4 Efecto del uso, las labores y la fertilización sobre el COS

Para cuantificar los cambios de COS en los Argiudoles de la Pampa ondulada debido al manejo se utilizó el modelo de simulación CENTURY 5.4.3 (Parton et al. 1987). El modelo simula la dinámica del carbono, de diferentes nutrientes (N, fósforo (P) y azufre (S), los dos últimos opcionales) y del agua para bosques, savanas, estepas, pastizales y agroecosistemas. El submodelo de materia orgánica del suelo incluye tres reservorios de materia orgánica: activa, lenta y pasiva con rangos de descomposición

diferentes, 1-5, 20-40 y 100-1000 años respectivamente. El modelo no considera los cambios en el COS por erosión. Es de paso mensual y las entradas son información correspondiente al sitio (clima y suelo) y manejo (cultivos, labores, fertilización, pastoreo etc.). Para mayor información consultar <http://www.nrel.colostate.edu/projects/century5/>. CENTURY fue parametrizado y evaluado en pastizales para la Región Pampeana por Piñeiro et al. (2006). Ellos también realizaron un análisis de sensibilidad para frecuencia de fuegos, composición de especies y contenido atmosférico de CO₂ observando que los resultados del modelo no eran significativamente afectados por los cambios en estos factores. Se realizó además una evaluación, con información de un ensayo de larga duración -Andriulo et al. 1999-, para evaluar el comportamiento del modelo en cuanto a los cultivos (Apéndice H).

Los parámetros del suelo fueron obtenidos del Mapa de suelos de la Provincia de Buenos Aires (INTA-SAGyP 1990) y se corresponden con el Argiudol que mayor superficie ocupa en el área de estudio (Argiudol típico, fino (Unidad cartográfica M17tc2)). Los datos climáticos corresponden al promedio de 38 años (1967-2004) registrados en INTA-Pergamino. Para los datos de manejo se utilizaron las rotaciones “tipo” obtenidas de las clasificaciones del Capítulo 2 y las labores consideradas fueron labranza convencional y siembra directa. En cuanto a la práctica de fertilización se tuvo en cuenta sólo el agregado de nitrógeno, asumiéndose ausencia de limitaciones por otros nutrientes. Se evaluaron tres niveles de fertilización para los cultivos: i) sin fertilización, ii) fertilización promedio, la reportada por la FAO para los cultivos de la Región Pampeana en la campaña 02/03 (trigo: 40 KgN/ha, maíz: 28 KgN/ha y soja: 2 KgN/ha) (FAO 2004) y iii) alta fertilización (el doble de la fertilización promedio). No se asignó fertilización a los recursos forrajeros ni a la soja2da. El consumo de herbívoros fue determinado siguiendo la metodología utilizada por Piñeiro et al. (2006) y fluctuó entre valores del 4% de la productividad primaria neta aérea para el pastoreo nativo y el 67% de la PPNA para el pastoreo actual. No se consideró el pastoreo de rastrojos, por lo que la totalidad del residuo de los cultivos retornó al suelo en ambos sistemas de labranza. Los parámetros de los cultivos utilizados corresponden a genotipos y rendimientos actuales.

Basados en Piñeiro et al. 2006, las simulaciones se desarrollaron en tres etapas: 1) pastoreo de herbívoros nativos, hasta llegar al nivel de estabilización de COS (6000 años; COS: 95,94 t C.ha⁻¹); 2) 300 años de uso ganadero (animales domésticos) con ajuste de carga cada 100 años, llegando a un valor de COS de 79,32 t C.ha⁻¹ (considerado aquí como valor “de referencia”); y 3) 60 años de los diferentes manejos a evaluar. Cabe aclarar que este trabajo no pretende reflejar la historia real de la zona ni decir cuando ocurrirán los cambios sino explorar posibles consecuencias de alternativas de uso del suelo y establecer el rango de cambios potenciales. Un aspecto importante en las simulaciones es evaluar las consecuencias potenciales en condiciones estables y no de cambio por ello las simulaciones bajo los distintos manejos fueron realizadas por períodos relativamente largos.

4.2.5 Estimación regional del Δ COS

La estimación de cambio de COS a nivel regional bajo el manejo actual se realizó a partir de las rotaciones “tipo” derivadas de las clasificaciones de cobertura, la clasificación de labores y los valores resultantes del CENTURY para los distintos manejos con fertilización promedio (Figura 4.1). Para aquellos lotes para los que no se

contaba con información de labores (los que en la campaña 04/05 fueron trigo-soja2da o recurso forrajero) se consideró un manejo bajo siembra directa. Además de la estimación de cambio de COS bajo el manejo actual a nivel regional se realizaron estimaciones de pérdida de COS bajo diferentes escenarios de uso. Finalmente se representó espacialmente la magnitud de pérdida de COS en una grilla de celdas hexagonales de 5 km de lado (6495 ha de superficie).

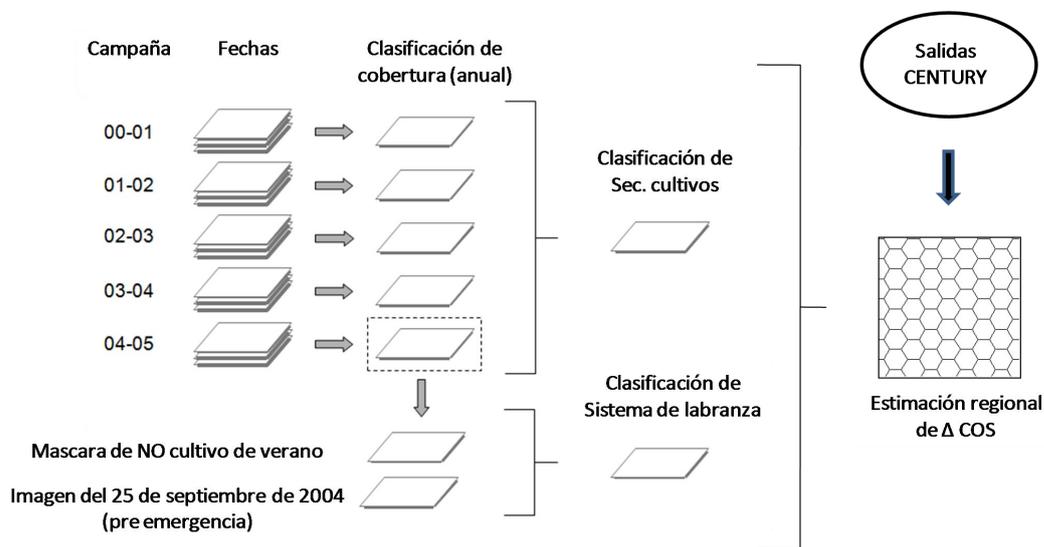


Figura 4.1: Esquema metodológico para la estimación a escala regional del Δ COS a partir de imágenes Landsat.

4.3 Resultados y discusión

4.3.1 Caracterización del manejo

Uso del suelo

Considerando a los recursos forrajeros continuos como pastizales y a los recursos forrajeros que estaban en rotación con agricultura como pasturas de alfalfa, las rotaciones “tipo” obtenidas para el período analizado (2000-2005) fueron once: seis de agricultura continua, cuatro de rotación agrícola-ganadera y una de ganadería continua, representando una superficie del 54%, 16,3% y 29,7% respectivamente. Las rotaciones que participaron en mayor proporción dentro de la agricultura continua fueron soja1ra/trigo-soja2da/maíz (19%), y el monocultivo de soja1ra (14%) participando las restantes con menos del 10% cada una (Figura 4.2). La primera de estas dos rotaciones se corresponde con la rotación básica para la zona recomendada por los grupos CREA (CREA 1996), asociada a manejo conservacionista y alta tecnología, mientras que la segunda se corresponde con el manejo de mayor retorno económico a corto plazo (Lorenzatti 2004).

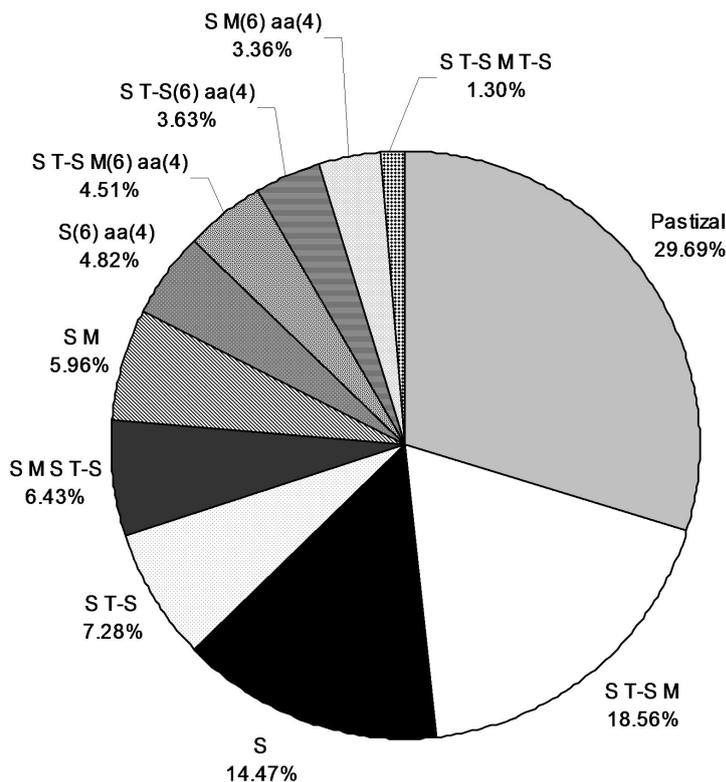


Figura 4.2: Porcentaje del área de estudio bajo diferentes secuencias de cultivo. Las secuencias de cultivo fueron derivadas del análisis temporal de las clasificaciones del uso del suelo para el período 2000-2005. Los datos entre paréntesis representan los años con esa secuencia. S: soja1ra; T-S: trigo-soja2da; M: maíz; aa: alfalfa

Labores

En la clasificación se observó que en los Argiudoles de la Pampa ondulada la siembra directa es el sistema predominante ocupando un área total de 556.485 ha (73%). En ambos cultivos de verano la siembra directa fue el sistema de labranza más difundido ocupando el 76% del área destinada a soja1ra y 66% del área destinada a maíz.

4.3.2 Estimación de la radiación fotosintéticamente activa absorbida (RFAA)

Diferentes coberturas del suelo presentaron un comportamiento particular en la dinámica estacional del IVN. Los valores de IVN promedio para los distintos cultivos y fechas fluctuaron entre 0.33 y 0.90 (Figura 4.3). Los recursos forrajeros mostraron la menor variabilidad a lo largo del año siendo su coeficiente de variación (CV) igual para pasturas y pastizales (0.10). Los cultivos presentaron una estacionalidad más marcada con una mayor variabilidad intra-anual (CV maíz: 0.34; soja: 0.33; trigo/soja 2da 0.31). La soja tuvo el pico más alto de IVN (0.90) durante el periodo Febrero 2-Febrero 17, seguido por la soja en doble cultivo (0.86) en el período 06 Marzo-21 Marzo, el maíz (0.82) en el período Diciembre 19- Diciembre 31 y el trigo, único cultivo de invierno relevado, (0.82) en el período Septiembre 30-Octubre 15.

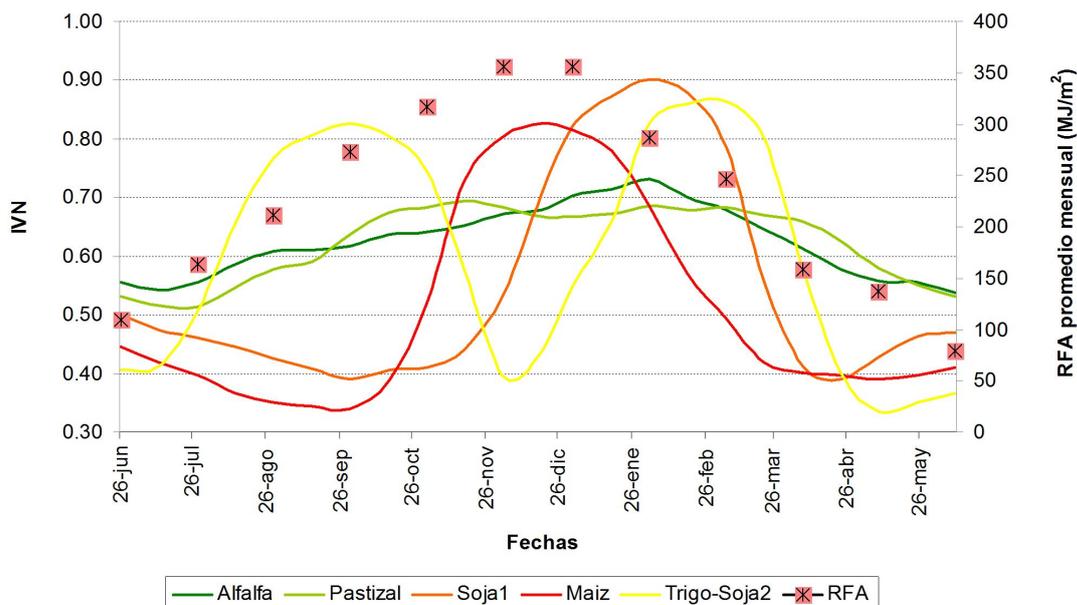


Figura 4.3: Promedio de la dinámica estacional MODIS-IVN para cada cobertura del suelo en el área de estudio (lotes de 5 campañas (00-01 a 04-05) y la radiación fotosintéticamente activa promedio del área de estudio a lo largo de una campaña.

El doble cultivo trigo-soja 2da tuvo el mayor valor de RFAA promedio anual ($1353 \text{ MJ.m}^{-2}.\text{year}^{-1}$) y el maíz el menor ($953 \text{ MJ.m}^{-2}.\text{year}^{-1}$) (Figura 4.4). Estos valores de RFAA corresponden al 50% y 35% de la entrada de RFA promedio anual ($2694 \text{ MJ.m}^{-2}.\text{year}^{-1}$) respectivamente. Los recursos forrajeros interceptaron en promedio $1234 \text{ MJ.m}^{-2}.\text{year}^{-1}$. Analizando la información a nivel de secuencia de cultivos, la RFAA anual promedio (estimada como el promedio de la RFAA de las 5 campañas para cada una de las coberturas y la participación de la cobertura en la secuencia) varió de $1021 \text{ MJ.m}^{-2}.\text{year}^{-1}$ a $1246 \text{ MJ.m}^{-2}.\text{year}^{-1}$, siendo la diferencia entre ellas menor al 10% de la entrada de RFA promedio anual (Tabla 4.1).

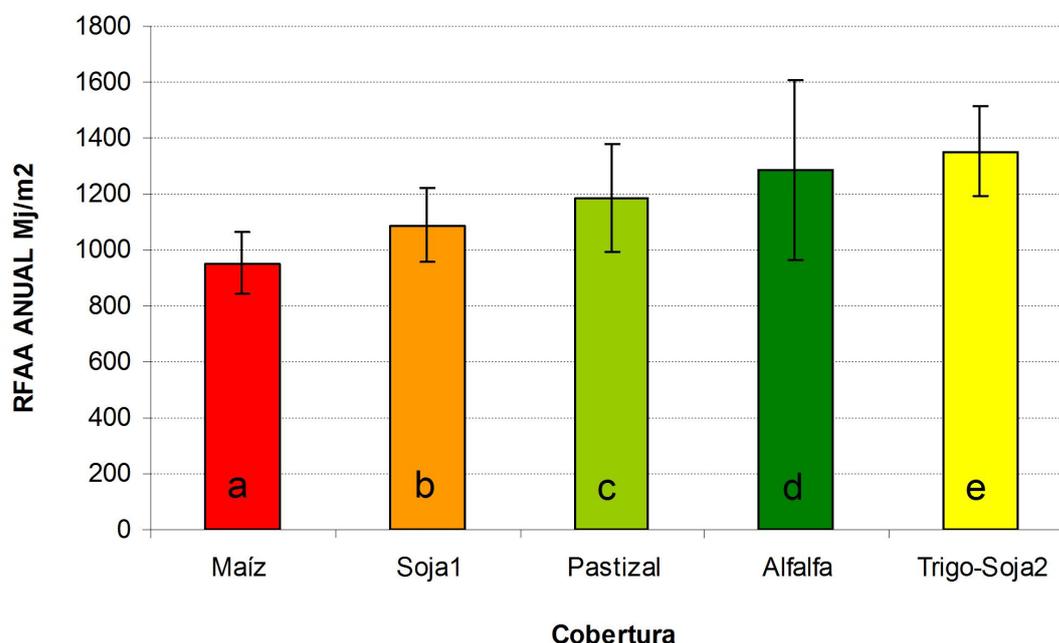


Figura 4.4: Promedio anual de la Radiación fotosintéticamente active absorbida (RFAA) de lotes de 5 campañas (00-01 a 04-05) para las diferentes coberturas del suelo analizadas. Las barras indican el Desvío Standard. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0.01$; test de Tukey).

Tabla 4.1: Promedio anual de la Radiación fotosintéticamente active absorbida (APAR) calculada para diferentes secuencias de cultivos en la Pampa ondulada, y el porcentaje que cada una representa del la PAR promedio anual incidente.

Secuencia de cultivos *	RFAA promedio anual (MJ/m ²)	% RFA
S/M	1021	37.88%
S	1089	40.41%
S/M/S/TS	1121	41.59%
S/M (6) P (4)	1126	41.78%
S/TS/M	1131	41.99%
S (6) P (4)	1166	43.29%
Pastizal	1185	43.96%
S/TS/M/TS	1187	44.05%
S/TS/M (6) P (4)	1192	44.24%
S/TS	1221	45.31%
S/TS (6) P (4)	1246	46.24%

* Las secuencias de cultivo fueron derivadas del análisis temporal de las clasificaciones del uso del suelo para el período 2000-2005. Los datos entre paréntesis representan los años con esa cobertura en una secuencia de 10 años. S: soja1ra; T-S: trigo-soja2da; M: maíz; P: Pastura (alfalfa).

4.3.3 Efecto del uso, las labores y la fertilización sobre el COS

Las simulaciones del modelo CENTURY señalan que los planteos de agricultura continua en los Argiudoles de la Pampa ondulada generarían una reducción del COS de entre el 4 y el 37% del valor de referencia dependiendo de las prácticas de manejo aplicadas. Para las rotaciones agrícola-ganaderas las máximas pérdidas de COS fueron del 16% y ganancias se observaron en algunas secuencias bajo siembra directa y con fertilización que fluctuaron entre el 2 y el 10%. La ganadería continua presentó una pérdida de COS del 9% (Tabla 4.2).

Tabla 4.2: Cambios de COS (%) simulados luego de 60 años bajo diferentes manejos (secuencia de cultivos, sistema de labranza y nivel de fertilización) en los Argiudoles de la Pampa ondulada (Norte de la provincia de Buenos Aires – ARGENTINA-).

Uso	Rotación	Labranza convencional			Siembra directa		
		Sin fertilización	Fertilización promedio	Fertilización promedio x2	Sin fertilización	Fertilización promedio	Fertilización promedio x2
Agricultura Continua	S	-34%	-34%	-34%	-28%	-28%	-28%
	S T-S	-29%	-17%	-7%	-26%	-15%	-7%
	S M	-37%	-26%	-18%	-31%	-22%	-14%
	S M S T-S	-35%	-26%	-17%	-29%	-19%	-10%
	S T-S M T-S	-31%	-16%	-5%	-27%	-11%	-4%
	S T-S M	-34%	-24%	-15%	-29%	-16%	-5%
Rotación Agric-gan 6/4	S (6) aa (4)	-12%	-12%	-11%	-4%	-4%	-4%
	S T-S (6) aa (4)	-7%	-5%	-3%	-1%	4%	10%
	S M (6) aa (4)	-16%	-12%	-9%	-6%	-1%	3%
	S T-S M (6) aa (4)	-13%	-9%	-5%	-4%	2%	9%
Ganadería Continua	Pastizal			-9%			

* Las secuencias de cultivo fueron derivadas del análisis temporal de las clasificaciones del uso del suelo para el período 2000-2005. Los datos entre paréntesis representan los años con esa cobertura en una secuencia de 10 años. S: soja1ra; T-S: trigo-soja2da; M: maíz; aa: alfalfa

Luego de 60 años de agricultura continua todas las simulaciones, incluyendo aquellas con alta fertilización, mostraron una reducción en el contenido de COS. Las mayores pérdidas se observaron en “soja1ra/maíz” bajo labranza convencional y sin fertilización (37%) y las menores en la secuencia de cultivo “soja1ra/trigo-soja2da/maíz/trigo-soja2da” bajo siembra directa y fertilizado -promedio x2- (4%). La exportación de los granos en los planteos agrícolas retira del sistema grandes cantidades de nutrientes. El nitrógeno en el suelo es clave para la formación de materia orgánica ya que la relación C/N de ésta es muy poco variable. El nitrógeno exportado debe ser repuesto entonces mediante la fertilización o la implantación de praderas con leguminosas (que generen un balance positivo de nitrógeno en el suelo) para mantener los niveles de materia orgánica. Varios autores alertan que a pesar del aumento de fertilizante aplicado en el país desde la década del ‘90 estos volúmenes no llegan a reponer los nutrientes exportados del sistema por los granos, provocándose degradación química y física de los suelos (Flores y Sarandón 2002, Díaz Zorita 2005, Garcia 2007)

Las bajas dosis de fertilización nitrogenada en soja^{1ra}, que generalmente sólo derivan de la fertilización fosforada con fosfato diamónico (DAP) a la siembra (FAO 2004, Austin et al. 2006), no redujeron las pérdidas de COS bajo ninguno de los dos sistemas de labranza (Tabla 4.1 - monocultivo de soja^{1ra}). La fertilización nitrogenada no es una práctica difundida en el cultivo de soja debido a que reduce la fijación biológica, fuente de nitrógeno de menor costo pero que solo llega a cubrir entre un 20-50% del nitrógeno exportado en las semillas, lo que genera balances negativos estimados en la Región Pampeana entre 42 y 126 kg/ha (Austin et al. 2006). Algunas opciones a analizar para disminuir las pérdidas de nitrógeno del suelo durante el cultivo de soja incluyen la fertilización nitrogenada de liberación lenta por debajo de la zona de nodulación o la aplicación de nitrógeno durante los estadios reproductivos en ambientes de alto rendimiento (>4500 Kg soja/ha) (Salvagiotti et al. 2008).

En las simulaciones, el cultivo de maíz en la rotación demostró un efecto más negativo que la soja en el balance de carbono ya que las pérdidas en combinación con ésta son mayores que las del monocultivo de soja^{1ra} (Labranza convencional: 37% vs. 34%; Siembra directa: 31% vs. 28%). Estos resultados contrastan con los efectos observados a campo donde la participación del cultivo de maíz generalmente aumenta los contenidos de carbono del suelo por una mayor incorporación de biomasa de residuos (Studdert y Echeverría 2000, Liu 2006). El cultivo de maíz presentó los menores valores de RFAA promedio anual (Figura 4.4) sugiriendo menores ganancias de carbono. A pesar de ser el maíz una especie C4 con mayor eficiencia en el uso de la radiación que los otros cultivos considerados (especies C3) y por lo tanto mayor PPN (entradas de C al sistema), su menor tasa de humificación debido al mayor contenido de lignina (Andriulo et al. 1999) podría reducir la incorporación de C al suelo. Huggins et al. (1998) observaron que aunque el C en el rastrojo de maíz que retornaba al suelo era en promedio un 40% mayor que el de soja, el COS no difería entre ambos cultivos. En nuestras simulaciones, cuando el maíz fue fertilizado con N, el monocultivo de soja perdió mayores cantidades de COS que la secuencia soja/maíz.

Se observó un efecto positivo (menores pérdidas de COS) del doble cultivo trigo-soja^{2da} en la secuencia de cultivos que se incrementa hacia mayores niveles de fertilización. Sus causas serían el mayor aporte de carbono como resultado de un aumento en la productividad primaria neta por mayor captura de radiación en el año (Caviglia et al. 2004) y las mayores dosis de fertilizante aplicadas al cultivo de trigo con respecto al resto (FAO 2004).

Tanto pérdidas como ganancias de COS se observaron en las rotaciones agrícola-ganaderas. Las mayores pérdidas se presentaron en la secuencia soja/maíz (6 años) pastura (4 años) bajo labranza convencional y sin fertilización (16%), siendo las mayores ganancias observadas en la secuencia soja/trigo-soja^{2da} (6 años) pastura (4 años) bajo siembra directa y alta fertilización (10%). Un aspecto no considerado en este trabajo que tomó relevancia a partir de la década de los '90, como consecuencia de la intensificación de la producción ganadera, es la suplementación con alimentos concentrados y forrajes adquiridos fuera del establecimiento. Esto permitió un marcado aumento de la carga animal y produjo una importación neta de N, fósforo y otros nutrientes al sistema dado que los vacunos solo retienen entre el 15% y el 20% de los nutrientes ingeridos con el forraje, depositándose la mayor parte de la proporción remanente en el sistema suelo-planta principalmente a través de la orina y las heces (Díaz Zorita 2002). Si bien las deposiciones no son uniformes y tienden a localizarse en áreas no productivas (ej. callejones, salas de ordeño, etc.), la inclusión de esta fuente externa de nutrientes podría modificar los balances de N estimados.

La ganadería continua sobre pastizal en la simulación generó pérdidas de COS del 9%. Estas pérdidas están asociadas a cambios en las salidas de nitrógeno y sus fuentes del sistema. La incorporación de herbívoros domésticos aumentaría las emisiones de nitrógeno desde las heces y orina reduciendo el reservorio de nitrógeno del suelo. Este menor volumen de nitrógeno en el suelo limitaría la acumulación de materia orgánica y en consecuencia reduciría el volumen de COS, tornando al sistema más dependiente del abastecimiento externo de nitrógeno (Piñeiro et al. 2006). La fertilización con nitrógeno o inter-siembra de especies leguminosas que incorporen nitrógeno al sistema reduciría las pérdidas de COS.

Nuestros datos mostraron una relación directa y positiva entre las estimaciones de RFAA derivadas de la información satelital y las simulaciones del COS (Figura 4.5) señalando la importancia de las entradas de C en la dinámica de este elemento en los sistemas de pastizal. Cada punto de la Figura 4.5 corresponde a los valores simulados de cambio en el contenido de COS y al promedio de la RFAA de las diferentes secuencias de cultivo. Esta Figura mostró que las pérdidas de COS en las rotaciones agrícola-ganaderas nos solo fueron menores (tres veces en promedio) sino que también fueron más sensibles a los cambios en RFAA (mayor pendiente para el modelo ajustado a la relación RFAA-COS de las rotaciones y ganadería continua que a la de agricultura continua).

Las pérdidas de COS para todas las rotaciones agrícola-ganaderas sin fertilizante en labranza convencional fueron entre 2 y 4 veces menores que sus correspondientes de agricultura continua mostrando una vez más el efecto positivo de la incorporación de especies leguminosas perennes en la rotación cuando la fertilización no es una práctica utilizada (Casanovas et al. 1995, Studdert et al. 1997, Díaz-Zorita et al. 2002, Migliarina et al. 2000). Estas diferencias fueron aún mayores bajo siembra directa, donde la incorporación de pasturas de alfalfa cuando los cultivos no fueron fertilizados redujo las pérdidas de COS entre 5 y 26 veces respecto de las encontradas bajo agricultura continua. Mediante la siembra directa, rotación con pasturas de alfalfa y aplicación de fertilizantes, la implementación de manejos que generan ganancias en el COS estaría al alcance del productor.

La Figura 4.5 es un buen ejemplo de la relación entre un SEI (RFAA) y un SEF directamente relacionado a varios beneficios para el hombre (balance de COS como un descriptor del secuestro de C o la fertilidad del suelo). Como en muchas funciones de producción utilizadas en agricultura (i.e. RFAA vs. cosecha de grano), otros factores deben ser considerados (i.e. nivel de fertilización, textura del suelo etc.). Mayor exploración de funciones de producción entre los SEI y SEF derivadas de la información espectral proporcionada por los satélites aparece como un camino promisorio para mejorar el uso del concepto de servicio ecosistémico en el planeamiento y manejo del suelo.

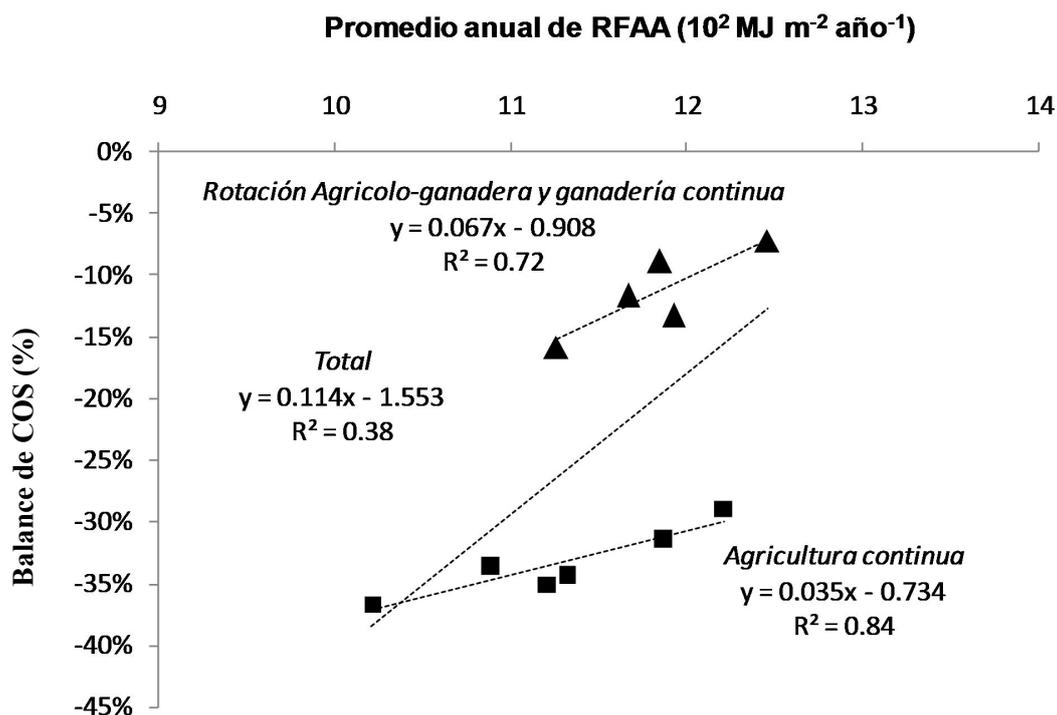


Figura 4.5: Relación entre la RFAA promedio anual (5 años) y el balance de COS simulado (60 años bajo labranza convencional y sin fertilización). Cada punto representa una secuencia de cultivos. Cuadrados: Agricultura continua; Triángulos Rotaciones agrícola-ganaderas y ganadería continua.

4.3.4 Estimación regional del ΔCOS

Asumiendo el mantenimiento de los esquemas de rotación y labores actuales, y considerando los valores de fertilización promedio provistos por la FAO para cada uno de los cultivos, la estimación regional de pérdida de COS en 60 años (0-20 cm de profundidad) fue de 15,9 Tg de carbono en 1.294.488 ha. Esto representa una caída en el COS de un 15,5% respecto al valor de referencia. Considerando que los 300 años de pastoreo habrían reducido el COS en un 14,7% las pérdidas totales con respecto a la situación original (96 Tn/ha) serían de un 30,2%.

A pesar de que las pérdidas de C no tienen un comportamiento lineal (Figura 4.6 B) estos valores representan una tasa promedio de pérdida de $204.7 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$ o $265025 \text{ Mg} \cdot \text{año}^{-1}$ para el área de estudio (aprox. $13,000 \text{ km}^2$). Si se consideran dos escenarios de uso, uno representando el manejo que genera mayores pérdidas de COS (rotación soja1ra/maíz bajo labranza convencional y sin fertilización) y uno representando el extremo opuesto, es decir las mayores ganancias (rotación soja1ra/trigo-soja2da (6 años) alfalfa (4años) en siembra directa y con fertilización promedio x2), se puede obtener un rango de valores “posibles”. En estos escenarios las variaciones de COS con respecto al valor de referencia fueron de -37,6 Tg (-37%) y 10,1 Tg (10%) respectivamente. La situación actual se encuentra por debajo del promedio de estas dos situaciones, es decir más próxima a las mayores pérdidas que a las mayores ganancias, y muy por debajo del valor de referencia.

La información espacial muestra menores pérdidas de COS hacia el este y mayores hacia el oeste de la zona de estudio (Figura 4.6 A). Esto coincide principalmente con el tipo de uso dominante en cada área, siendo la agricultura continua el uso más difundido en las proximidades de Pergamino y aumentando la participación de las pasturas y pastizales (recursos forrajeros) en los alrededores y al sur de San Antonio de Areco.

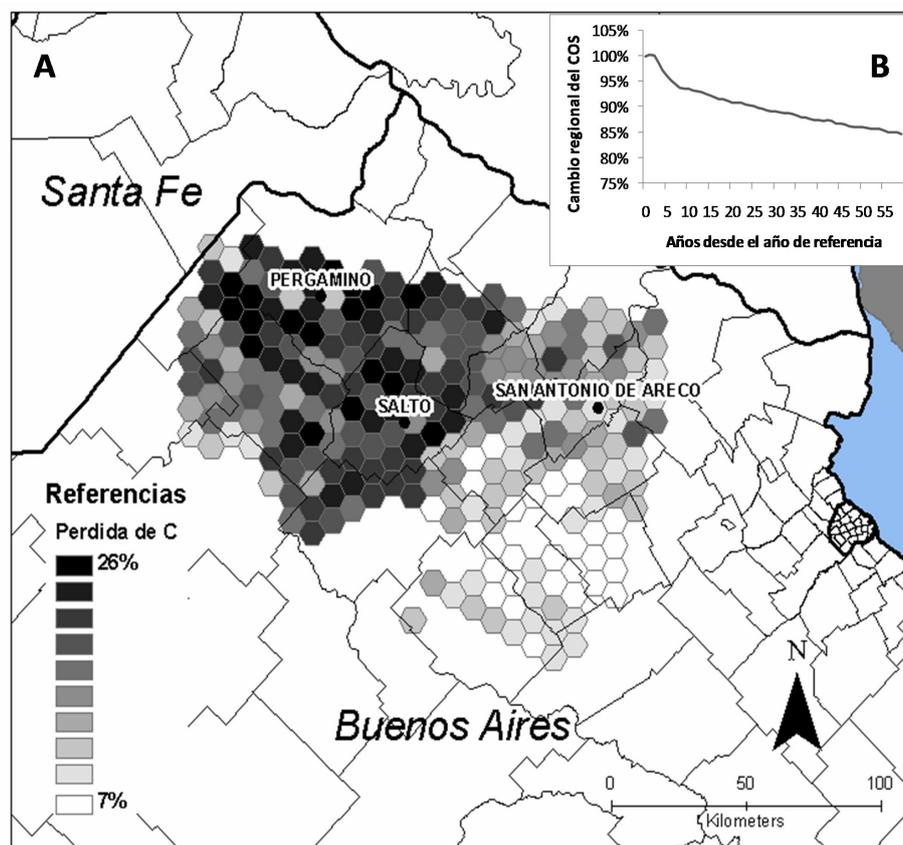


Figura 4.6: A) Pérdidas simuladas de COS en 60 años como % de la situación de referencia, en los Argiudoles de la Pampa ondulada. El valor de cada celda resume el efecto observado del manejo realizado (secuencia de cultivos y sistema de labranza con fertilización promedio) Santa Fe y Buenos Aires son provincias, Pergamino, Salto y San Antonio de Areco son ciudades y las líneas sólidas corresponden a límites políticos. B) Cambios simulados del COS a nivel regional a lo largo de los 60 años como % del valor de referencia.

4.4 Conclusiones

Las conclusiones más relevantes de este capítulo son entonces que:

- i) La agricultura continua es el principal uso del suelo en la pampa ondulada y solo dos secuencias de cultivos (monocultivo de soja y maíz/soja/trigo-soja2da) representan el 61% de esa área. Estas dos secuencias tienen una dinámica del carbono muy diferente como resultado de su manejo, principalmente la fertilización. El arreglo particular de los usos del suelo a través del tiempo tiene un gran impacto a nivel de dos servicios ecosistémicos intermedios clave, las ganancias de C y las pérdidas de COS. Una

adecuada caracterización de los agroecosistemas pampeanos requiere la descripción, no solo de la distribución espacial sino también de la temporal de usos del suelo.

ii) Comparando la agricultura con la cobertura del suelo menos modificada (pastizales pastoreados) esta podría tanto aumentar como disminuir la cantidad de RFAA por los tejidos verdes, un estimador lineal de la PPN o las ganancias de C del sistema. En este trabajo se muestra que la RFAA por las diferentes coberturas del suelo puede variar en hasta un 15% de la RFA que llega a la superficie, lo cual representa diferencias de hasta un 30% entre coberturas. Estas diferencias en la RFAA entre coberturas se deben principalmente a diferencias en la dinámica anual de la absorción de RFA. Las secuencias de cultivo con mayor participación del sistema trigo-soja^{2da} y/o pastizal/pastura presentan el mayor valor acumulado de RFAA anual.

iii) Las pérdidas de COS estuvieron directamente asociadas al balance de N y a las ganancias de C. Un adecuado manejo del balance de N (fertilización y pasturas que incluyan leguminosas) pueden incluso incrementar los reservorios de COS. La magnitud del efecto del balance de N fue mayor que el efecto de las entradas de C ya que los usos que incluyeron pasturas con leguminosas tuvieron pérdidas de COS tres veces menores que esas mismas secuencias en agricultura continua (Figura 4.5). El efecto de las entradas de C (cuantificadas mediante cambios en el RFAA) fue menor pero significativo (Figura 4.4). La reducción en las pérdidas de C por unidad de incremento en el RFAA fue mayor en las rotaciones de cultivos y pasturas sugiriendo una interacción positiva entre el balance de N y las ganancias de C sobre las pérdidas de COS.

El análisis de los datos permite observar las funciones de producción de estos servicios ecosistémicos intermedios. Las Tablas 4.1 y 4.2 resumen el efecto cuantitativo de los manejos más frecuentes a nivel de provisión de servicios de las entradas y pérdidas del C del sistema. Un manejo particular puede ser valuado en términos de su producción física, económica e impacto sobre servicios ecosistémicos intermedios. Obviamente el análisis no puede fijar el nivel de reducción de servicios ecosistémicos a ser aceptado. Esa decisión necesita la incorporación de opiniones, valores e intereses de los productores y la sociedad en su conjunto. Sin embargo, la disponibilidad de las funciones de producción como la presentada aquí (Figura 4.5) pueden establecer límites cuantitativos a la discusión.

Capítulo 5 – Emisiones de N₂O de distintos tipos de cobertura en Hapludoles de la Pampa Interior.

5.1 Introducción

El óxido nitroso (N_2O) es uno de los principales gases de efecto invernadero y la principal fuente de emisión desde la tierra se debe a las actividades humanas, principalmente la agricultura (Mosier et al. 1998). Este gas es muy eficiente en absorber la radiación infrarroja emitida por la tierra, siendo su potencial de calentamiento global (GWP (siglas en inglés); calculado sobre un periodo de cien años) 310 veces mayor al del CO_2 (Ramaswamy et al. 2001, Bracmort 2010). Además de su efecto invernadero, otra característica negativa del N_2O es que contribuye a la degradación del ozono estratosférico, responsable de filtrar los rayos solares ultravioletas (Crutzen 1970, Rees & Ball 2010, Del Grosso 2008). Según Ravishankara et al. (2009) este gas sería el principal responsable de la reducción de la capa de ozono durante el siglo XXI.

El Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC 2007) informó que la concentración atmosférica de N_2O está aumentando a una tasa de 0.26% por año, habiendo llegado en 2005 a ser de 319ppb. A nivel global se estima que las fuentes naturales de N_2O aportan el 64% del total de emisiones de este gas, mientras que las actividades agrícolas, a través de las emisiones del suelo, la quema de biomasa y la producción animal, es responsable del 80% del restante 36% de las emisiones que son de origen antrópico (Isermann 1994, US-EPA 2010). Utilizando la metodología del IPCC (2006) Del Grosso (2008) estimó que 5.8 Teragramos de N por año son emitidos como N_2O por los sistemas agrícolas.

En los sistemas templados los pastizales, bajo sus diferentes usos, son la fuente más importante de emisión de N_2O como consecuencia de los procesos de nitrificación ($\text{NH}_3 \Rightarrow \text{NO}_3^-$) y desnitrificación ($\text{NO}_3^- \Rightarrow \text{N}_2$) (Rees 2010). El N_2O es un subproducto de estos procesos, los cuales son la fuente dominante de este gas en la mayoría de los sistemas (FAO 2001, Chen et al. 2008). La importancia relativa de la nitrificación o desnitrificación en cuanto a fuente de N_2O depende de varios factores. Uno de los más importantes es la humedad del suelo ya que controla el grado de aireación y contenido de O_2 (Smith et al. 2003). Se halló que las emisiones de N_2O presentan un pico con humedades entre el 50 y 70% de espacio de poros llenos de agua (WFPS (siglas en inglés)) (Davidson 1991) probablemente debido a que la humedad óptima para la nitrificación se estima que está entre los 30 y 60% y para la desnitrificación entre un 60 y 90% (Bouwman 1998; FAO 2001). En suelos más secos la nitrificación es inhibida, y en suelos más húmedos la completa desnitrificación favorece la producción de N_2 .

La nitrificación es un proceso relativamente constante en los ecosistemas, mientras que las tasas de desnitrificación son más variables en el espacio y en el tiempo (FAO 2001). En los suelos de pastizal la desnitrificación es una fuente de N_2O mucho más importante que la nitrificación (Saggar et al. 2009; Müller and Sherlock 2004, Johnson et al. 2005). La variación en las propiedades físico-químicas del suelo a nivel de paisaje también puede generar una alta variabilidad espacial en las emisiones de N_2O (Skiba & Ball 2002). Otros procesos como la quimiodesnitrificación o la nitrificación heterotrófica son considerados de menor importancia en la producción de N_2O de los suelos agrícolas (Firestone and Davidson 1989).

La nitrificación requiere condiciones aeróbicas y depende mayormente de la disponibilidad de amonio (NH_4^+). Es realizado principalmente por bacterias autótrofas aunque algunos organismos heterotróficos pueden estar también involucrados (Beauchamp 1997). La desnitrificación es un proceso anaeróbico llevado a cabo en mayor medida por bacterias heterotróficas facultativas y es dependiente de la disponibilidad de C y NO_3^- (Beauchamp 1997). Los principales factores que regulan

estos procesos son: la humedad y temperatura del suelo que afectan la actividad microbiana, la concentración de NO_3^- y NH_4^+ , la disponibilidad de oxígeno determinado principalmente por el contenido de agua del suelo y por la tasa de consumo microbiano, la cantidad de carbono orgánico disponible para la mineralización utilizado como fuente de energía por los desnitrificadores y el pH del suelo que además modifica la relación $\text{N}_2/\text{N}_2\text{O}$ (Bouwman 1990, Davidson 1991). Por lo tanto, los efectos combinados de la humedad del suelo con la temperatura y las concentraciones de N mineral determinan en primera instancia las variaciones temporales del N_2O a lo largo del año (Müller and Sherlock 2004). Todos estos reguladores son a su vez influenciados por el clima; la vegetación (que cumple un rol muy importante actuando como consumidor de nutrientes y fuente de nutrientes y carbono a través de los residuos y exudados); las propiedades del suelo como la densidad aparente, el COS o el contenido de arcillas, y el manejo o prácticas agrícolas (Chen et al. 2008).

En los agroecosistemas la cantidad de N fijado se ha incrementado en los últimos 100 años. Esto está asociado principalmente al uso de fertilizantes nitrogenados y al mayor área destinada a cultivos leguminosos (Robertson & Vitousek 2009; Galloway et al. 2004). Los sistemas con manejo intensivo alcanzan la saturación de N cuando las plantas, microorganismos o el suelo ya no pueden asimilar o retener el exceso de N, perdiéndose este por lixiviación, nitratos principalmente, o emisiones de gases (Saggar et al. 2011). Los efectos del manejo sobre las emisiones de N_2O han sido extensamente estudiados (Clayton et al. 1997; Baggs et al. 2003; Chen et al. 2008; Bavin et al. 2009). En los sistemas ganaderos los excrementos animales que se concentran en pequeñas áreas o parches han sido identificados como fuentes importantes de emisión de N_2O (Oenema et al. 1997; Williams et al. 2000). En los sistemas agrícolas la heterogeneidad espacial dentro del lote es menor, pero cobra importancia la temporal dado que hay picos de alta concentración de N, en general luego de la fertilización. La humedad y la textura del suelo son particularmente importantes para determinar la magnitud de los flujos de N_2O (Smith et al. 1997). La relación C/N de los rastrojos y su manejo también son otros factores importantes ya que controlan el momento y la magnitud de las emisiones subsecuentes (Vinten et al. 1998; Rahn et al. 2003, Aulakh et al. 1991). El impacto del sistema de labranza sobre las emisiones de N_2O es variable (Gregorich et al. 2008; Rochette 2008). Bajo siembra directa o labranza reducida algunos estudios encontraron menores emisiones de N_2O que bajo labranza convencional, mientras que otros registraron un aumento, o no encontraron diferencias entre estas prácticas de manejo (Van Kessel et al. 2013).

Dado que el aumento de la emisión de N_2O genera un aumento del efecto invernadero, se están buscando formas de mitigar este efecto. Las formas de minimizar las emisiones de N_2O en sistemas agropecuarios apuntan a un mejor balance entre disponibilidad y requerimientos de N en el suelo. En el caso de la fertilización se busca una aplicación más eficiente mediante el uso de agricultura de precisión o fertilizantes de liberación lenta o controlada (Bracmort 2010). En el caso de los residuos una buena práctica sería lograr una mayor sincronización entre su descomposición y el crecimiento vegetal, aunque este balance no siempre es fácil de lograr (Rees & Ball 2010).

Si bien las estimaciones de emisiones de N_2O a nivel global son consistentes (Crutzen et al. 2008, Reay 2012), no sucede lo mismo con las estimaciones a escala regional por lo que es necesario un mayor número de mediciones a campo para mejorar la confianza de los valores obtenidos en superficies menores (Robertson & Grace 2003, Reay 2012). El IPCC provee una metodología para la estimación de emisiones de N_2O a

niveles nacionales y sub-nacionales (regionales), basada en el sector del cual provienen dichas emisiones. Las emisiones son estimadas de manera diferente y han sido clasificadas de acuerdo con el grado de detalle empleado en tres niveles, tier 1, tier 2 y tier 3, donde el tier 1 se basa en factores globales, el tier 2 en factores nacionales y el tier 3 implica mediciones directas o la aplicación de modelos (IGES 2006). Para el sector agrícola, la información para las estimaciones en el tier 3 rara vez está disponible por lo que se suelen utilizar los factores de nivel inferior. En el tier 1 del IPCC se establece una relación lineal entre las entradas de N y las emisiones de N₂O. Sin embargo, dado que son muchos parámetros microbiológicos, químicos y físicos que afectan las emisiones de N₂O, existe una compleja interacción entre ellos y se han reportado situaciones en donde esta relación lineal no se cumple (McSwiney & Robertson 2005; Hoben et al. 2011). Este hecho apoya la necesidad del uso de aproximaciones más locales para la estimación de emisiones de N₂O (Millar et al. 2010). Debido a esto, se hace difícil la extrapolación de los balances globales a niveles superiores y en los últimos años ha crecido el debate de cómo se derivan y son aplicados esos factores de emisión (Reay 2012). Además de ello, la mayoría de los estudios en el pasado se han enfocado en las emisiones de N₂O en suelos de sistemas agrícolas, siendo relativamente pocos los realizados en los sistemas naturales (US-EPA 2010).

En Argentina los pastizales templados cubren una superficie cercana a los 450.000 Km² (Soriano 2001) y casi la totalidad de los mismos están bajo un uso agrícola y/o ganadero. Según Bilenca y Miñarro (2004) sólo el 30% aún conserva vegetación espontánea y de ésta, sólo un pequeño porcentaje se mantiene en una situación similar a la original. Los parches de pastizal que se encuentran hoy en día son el resultado de su interacción con los cambios sufridos a nivel de paisaje (uso del suelo, introducción de especies, nivel de pastoreo, etc.) ocurridos principalmente a partir de fines del siglo XIX con la expansión de la agricultura. Estos pastizales actuales son denominados sucesionales, por ser posteriores a los originales. Son también los que resultarían en caso de abandonar la actividad agropecuaria en los suelos destinados a ella.

El área ocupada originalmente por los pastizales de Argentina, denominada comúnmente Región Pampeana, posee algunos de los suelos más productivos a nivel global (Hall 1992). Uno de los cultivos más difundidos en la zona es el cultivo de soja, cuya superficie viene en aumento desde la década del 70, hasta ganar el primer lugar en los últimos años, tanto en producción como en área sembrada (MINAGRI 2013). La Argentina ocupa el tercer lugar como productor y exportador de grano de soja en el mundo, y es el principal exportador internacional de aceite y harina derivados de esta oleaginosa. Durante el año 2007 las exportaciones de la cadena de soja representaron para el país casi la cuarta parte de las divisas obtenidas, con un valor de 13,4 miles de millones de dólares. A partir de ese año también se comenzó a exportar biodiesel obtenido a partir del aceite de este grano (Giancola et al. 2009).

Actualmente se le adjudica a la soja un rol negativo en cuanto a las emisiones de N₂O por ser un cultivo leguminoso, atribuyéndole la responsabilidad de más del 90% de las emisiones de N₂O de la Argentina (Mentruyt et al. 2007). Debido a su capacidad de fijar N atmosférico, este cultivo estaría aumentando el N disponible en el sistema y a su vez las pérdidas como N₂O (FAO 2001). Existe a nivel mundial una creciente presión en cuanto a temas ambientales para la comercialización de productos agrícolas, lo cual pone en riesgo los beneficios potenciales de este cultivo para nuestro país en el futuro.

Para el biodiesel en particular se pretende determinar si el impacto ambiental de su producción y uso es menor al de los combustibles fósiles, con lo cual las emisiones de N₂O (GEI) generadas cobran vital importancia.

Para el cálculo de las emisiones de N₂O mediante la metodología del IPCC a nivel nacional, en Argentina se está utilizando factores de los tiers 1 y 2 (generalmente determinados en países desarrollados con sistemas muy diferentes a los nuestros), debido a la falta de una base de datos con valores de mediciones locales directas, con la mencionada incertidumbre que ello implica. Recién en los últimos años se están informando los primeros resultados obtenidos para sistemas de nuestro país (Vachón et al. 2008; Ciarlo et al. 2009, Alvarez et al. 2012, Cosentino et al. 2012). En un ensayo realizado en la provincia de Córdoba bajo diferentes secuencias de cultivos Alvarez et al. (2012) encontraron que las estimaciones obtenidas mediante la metodología del IPCC sobreestimaron los valores medidos en tres de los cuatro tratamientos aplicados. Ellos tomaron un pastizal como control, pero en general no se cuenta con información sobre una situación de referencia contra la cual poder contrastar los valores obtenidos. Este hecho es de suma importancia, ya que las emisiones del cultivo de soja medidas son valores “brutos” cuando para ver el impacto de este cultivo sobre el ambiente se deberían ver los valores “netos”, es decir la diferencia entre lo que emite el cultivo y lo que se emitiría en caso de no llevarse a cabo el mismo. Este capítulo de la tesis pretende ser principalmente comparativo, buscando valores relativos entre una situación lo más parecida a la original posible (pastizal sucesional = situación de referencia) y sistemas agrícolas con soja en cultivo simple y acompañada de trigo (uno y dos cultivos en el año respectivamente). Cabe aclarar que la comparación de los cultivos con la situación de referencia es teórica ya que en la práctica las áreas bajo pastizal sucesional están destinadas mayormente a la ganadería. Piñeiro et al. (2006), mediante corridas del modelo de simulación CENTURY en pastizales de la región Pampeana, observaron que en el largo plazo la incorporación de ganado vacuno modifica las proporciones de NH₃, N₂O y NO_x emitidas a la atmósfera a través de las heces y orina aumentando la proporción de NH₃ y disminuyendo las de N₂O y NO_x. Esto reduciría el impacto de los pastizales pastoreados sobre los contenidos de N₂O atmosféricos, siempre y cuando no exista importación de N al sistema por ejemplo por suplementación. Sin embargo, el ganado vacuno también es una fuente importante de CH₄, otro gas de efecto invernadero generado principalmente como subproducto de la fermentación microbiana del alimento en el tracto gastrointestinal de los rumiantes (Moss et al. 2000, Eckarda et al. 2010). Beauchemin et al. (2008) estimaron el volumen emitido de este gas por los rumiantes domésticos a la atmósfera a nivel global en 80 toneladas por año, lo cual representa el 33% del CH₄ generado por la actividad antrópica. La estimación del aporte total de GEIs de los diferentes sistemas es muy compleja y este trabajo no pretende abordarla, solo busca observar el impacto del cultivo de soja con respecto a la opción alternativa base de no realizar el cultivo.

El objetivo general de este capítulo fue analizar las emisiones de N₂O del cultivo de soja bajo dos esquemas de rotación, sólo y seguido de trigo, a lo largo de un año en Hapludoles de la Pampa Interior Plana y compararlas con las emisiones de pastizales sucesionales. Los objetivos específicos fueron: i) Analizar la variabilidad estacional de las emisiones de N₂O de las distintas coberturas vegetales ii) Observar si hay diferencias entre las emisiones de N₂O entre el surco y el entresurco de un mismo cultivo iii) Jerarquizar las variables que explican las emisiones de N₂O en estos sistemas.

5.2 Materiales y métodos

5.2.1 Área de estudio

El ensayo se realizó en el Establecimiento “San Claudio” perteneciente a la Universidad de Buenos Aires. Este está ubicado en el partido de Carlos Casares (Figura 5.1) en la denominada Pampa Interior Plana (Figura 1.4). Su uso fue mayormente ganadero hasta el año 1998 en que se comenzó con la siembra directa para la realización de cultivos de grano, hoy su uso dominante. El clima de la región es subhúmedo con una precipitación media anual de 800mm, veranos cálidos, algo secos, e inviernos suaves (Facelli et al. 1988). Los suelos son mayormente Hapludoles de textura superficial franca y presenta unidades cartográficas compuestas. El paisaje es heterogéneo con suelos que, según la clasificación de Klingebiel and Montgomery (1961), van de capacidad de uso Clase I (con pocas limitantes para la producción de cultivos) a Clase IVws (con muy severas limitantes para la producción de cultivos por exceso de agua (w) y limitaciones del suelo dentro de la zona radical (s)) determinado principalmente por su ubicación topográfica. Los cultivos dominantes en la zona son soja, maíz, trigo, cebada y girasol (MINAGRI 2013).

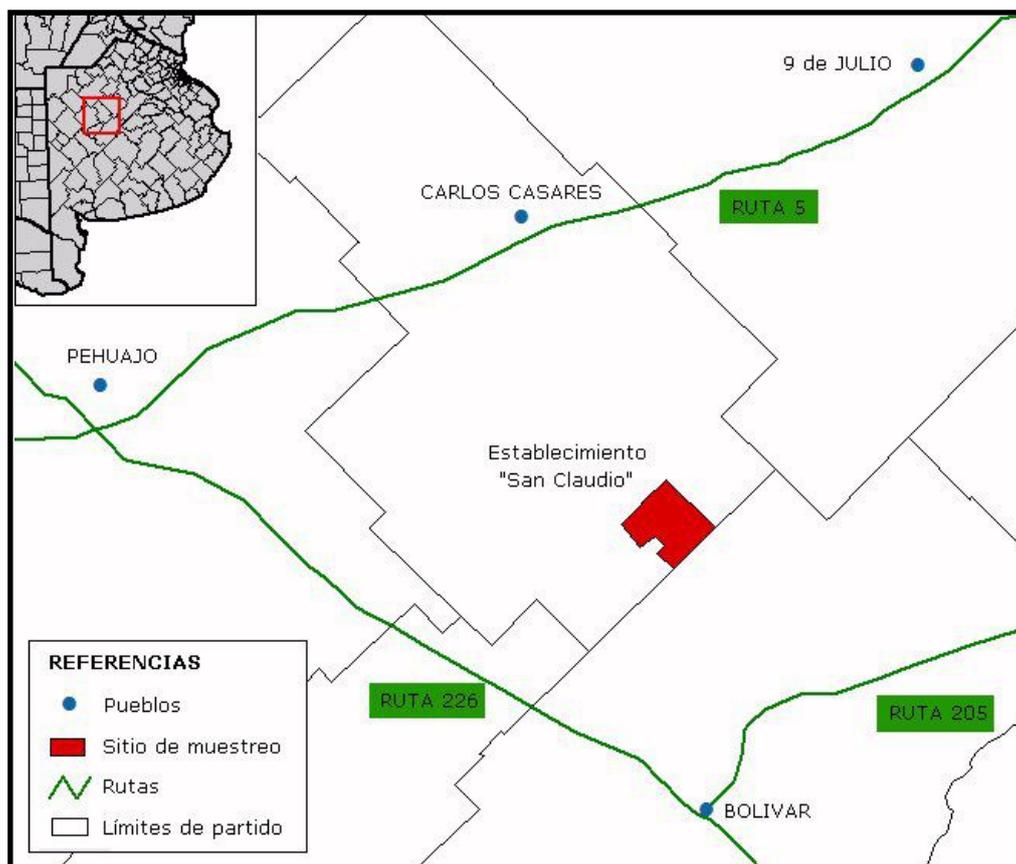


Figura 5.1: Ubicación del establecimiento San Claudio, lugar donde fue realizado el ensayo.

5.2.2 Diseño experimental

Se seleccionaron 5 sitios consistentes en lotes de cultivo con pastizales sucesionales vecinos (tratamientos), y en cada cobertura se ubicaron dos cámaras, de modo que el ensayo contenía 5 repeticiones (sitios) y 2 submuestras (cámaras) por tratamiento. Los sitios estaban ubicados a más de 1000 m de distancia entre si y cubrieron distintas unidades taxonómicas y clasificaciones de uso agrícola (Tabla 5.1).

Los tratamientos fueron cultivos de soja de 1ra, soja de 1ra seguida de trigo (que aquí denominaremos doble cultivo) y pastizales sucesionales contiguos, para asegurar idénticas características edáficas, ubicados bajo alambrados sin uso agrícola y/o ganadero. Las emisiones de óxido nitroso se midieron a campo en 10 fechas a lo largo de un año (dic10-nov11; Figura 5.2). Se utilizó la metodología de cámaras estáticas (Parkin & Venterea 2010). En cada fecha de medición las cámaras fueron reubicadas al azar dentro del tratamiento. En el caso de los cultivos una cámara fue colocada en el surco y la otra en el entresurco (ubicación).

Tabla 5.1: Ubicación (Latitud; Longitud), unidad taxonómica y capacidad de uso del suelo de los 5 sitios muestreados. Las series de suelo que componen las diferentes unidades taxonómicas se detallan en el Apéndice J (Tabla J.1).

Sitio	Lat	Lon	Unidad taxonómica	Cap. Uso
1	-35.9530968	-61.2170225	No24	I
2	-35.9597858	-61.2080004	No24	III ws
3	-35.9498966	-61.1917407	No25	III ws
4	-35.9140462	-61.1471838	No24	I
5	-35.9241566	-61.1344061	Sri10	IV ws

5.2.3 Factores climáticos

La precipitación anual del período bajo estudio fue de 991mm, algo mayor a la media de la región, y las lluvias se concentraron en los meses de octubre a marzo (797mm). La temperatura media anual fue de 16.08 °C. En la Figura 5.2 se observa la evolución anual de estas dos variables climáticas.

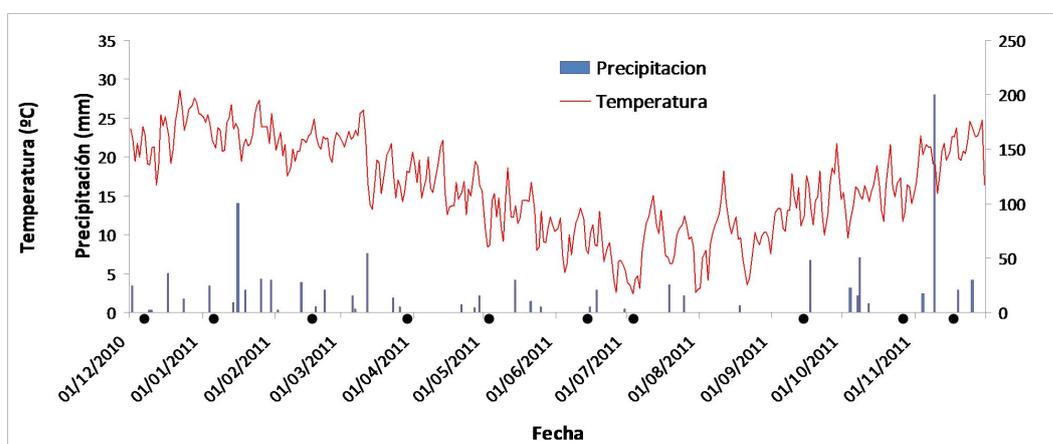


Figura 5.2: Evolución anual de la temperatura del aire (promedio de las estaciones meteorológicas en los aeropuertos de Bolívar, 9 de julio, Pehuajó) –línea continua– y las precipitaciones (medidas en el establecimiento) –barras– para el período de estudio (dic2010-nov2011). Los puntos negros sobre el eje X indican las fechas de medición.

5.2.4 Manejo de los cultivos

El manejo fue similar para todos los lotes. Ambos cultivos se realizaron bajo siembra directa. La soja tuvo una ventana de siembra de 20 días (20/10/2010-09/11/2010), una densidad de siembra de 90 Kg/ha, se fertilizó con super fosfato triple a la siembra (40Kg/ha) y se cosechó en el mes de abril. El trigo tuvo una ventana de siembra de solo 5 días (25/05/2011-29/05/2011), una densidad de siembra entre 145-160 Kg/ha, se fertilizó con Fosfato di-amónico a la siembra (100Kg/ha) y con UAN en emergencia (142-162 litros/ha), cosechándose el grano en el mes de diciembre. La información del manejo implementado en cada uno de los lotes se describe en el Apéndice I.

5.2.5 Mediciones

Emisiones de N₂O

Las mediciones se realizaron siguiendo las pautas del Protocolo GRACENET (Baker et al. 2003; Parkin & Venterea 2010). Se utilizaron cámaras estáticas (redondas) compuestas de una base de hierro de 10 cm de profundidad con una canaleta superior, la cual quedaba al ras del suelo al ser colocada, y un cuerpo de PVC blanco de 20,24 cm de diámetro y 15 cm de alto (Perímetro/Área: 5, Volumen/Área: 15), con un puerto en la parte superior para la toma de la muestra y una ventilación en un costado cercana a la superficie del suelo (Hutchinson & Mosier 1981; Rochette & Eriksen-Hamel 2008). Las bases se colocaron al menos 20 días antes de realizar cada medición. Al momento de la medición las cámaras fueron colocadas con la ventilación a sotavento. La unión base-cámara fue sellada con agua. Cada medición constó de tres muestras de concentración del gas, al inicio (C0), a los 15 minutos (C1) y a los 30 minutos (C2) tomadas con una bomba de vacío manual LINCOLN Mityvac MV 4010. Las muestras fueron colocadas en viales de 10ml y procesadas dentro de los siguientes 5 días por cromatografía gaseosa obteniéndose los valores en ppm(v) de N₂O. El cromatógrafo utilizado fue un Agilent Technologies 6890N, con detector de captura electrónica 63Ni Agilent Network GC System (μECD), equipado con una columna HP- Plot Molesieve 30m x 530μm x 25 μm. Venterea (2010) propone tres métodos, que utilizan el cambio en la concentración del gas a través del tiempo, para determinar la tasa de emisión de N₂O. En este caso, a partir de los valores obtenidos del cromatógrafo, se calculó el flujo de N₂O solo mediante el método de regresión lineal, corregido luego por el flujo teórico de subestimación (TFU). Los otros dos métodos propuestos por Venterea (2010), el modelo cuadrático de Wagner et al. (1997) y el modelo de Hutchinson & Mosier (1981), no fueron utilizados por ser para todos los datos de este trabajo $(C1 - C0)/(C2 - C1) < 0$, condición que viola un supuesto fundamental de estos últimos dos modelos no lineales (Parkin et al. 2012). Se calculó el límite (flujo) mínimo de detección (MDL) para la regresión lineal según el modelo propuesto por Parkin et al. (2012). Los flujos menores al MDL fueron considerados como valor 0 (cero) (Rochette & Eriksen-Hamel 2008).

C, N, P, pH, Temperatura, densidad aparente, humedad del suelo y contenido de NO₃

Durante la instalación del ensayo se tomaron 10 muestras de suelo de 0-10cm de profundidad con un barreno para cada sitio y tratamiento (suelo bajo el alambrado y suelo del lote agrícola) a partir de las cuales se determinaron las siguientes características: Carbono Orgánico (%), Nitrógeno Orgánico (%), C/N, Fósforo asimilable (ppm), pH 1:2.5 agua. Al comienzo y al final de cada medición se registró la

temperatura del aire con las cuales se calculó la temperatura promedio. Una vez concluida la medición de N₂O y retiradas las cámaras se tomaron tres muestras de suelo en cada base de 10 cm de profundidad con un barreno, agregándose las mismas para generar una muestra compuesta por cámara. Según Estavillo et al. (2002) la capa compuesta por los primeros 10 cm superficiales del suelo es la principal responsable de las emisiones de N en forma gaseosa a la atmósfera. A partir de ella se determinó la densidad aparente, la humedad gravimétrica y el contenido de nitrógeno como nitratos (N-NO₃). La determinación del contenido de N-NO₃ de las primeras cinco fechas se realizaron mediante la técnica de microdestilación con arrastre de vapor (Bremner y Keeney 1965) mientras que la de las últimas cinco se realizaron mediante el método SNEED (Malbrán 2005) ⁽¹⁾. Con la densidad aparente y la humedad gravimétrica se calculó el valor del contenido de poros llenos de agua (WFPS) según la siguiente fórmula propuesta por Linn & Doran (1984):

$$\%WFPS = (\theta_v/TP) * 100$$

Donde:

θ_v = Contenido de agua volumétrico (%) = $\theta_m(\%) * P_B$

θ_m = Contenido de agua gravimétrico (g/g)

P_B = Densidad aparente (g/cm³)

TP = Porosidad total del suelo (%) = $(1 - P_B/P_P) * 100$

P_P = Densidad de la partícula de suelo, valor asumido 2.65 g/cm³

5.2.6 Análisis estadístico

Los análisis estadísticos fueron realizados mediante el software InfoStat Versión 2009 (InfoStat Group, FCA, UNC, Córdoba, Argentina). Las emisiones de N₂O en el período estudiado para cada tratamiento fueron analizados mediante un análisis multivariado de varianza o MANOVA (Quinn & Keough 2002) y la comparación entre las medias de los tratamientos fue realizada aplicando el test de Hotelling basado en la corrección de Bonferroni. Se realizó además una función de análisis discriminante (FAD) como extensión del MANOVA (McGarigal et al. 2000). También se analizaron las diferencias en cada una de las fechas, aplicando en este caso un análisis de la varianza o ANOVA y el test de Tukey para la comparación entre las medias de los tratamientos. Para evaluar las diferencias entre “surco” y “entresurco” se realizaron solo ANOVAs para cada una de las fechas dado que no es posible realizar un MANOVA para las diez fechas con solo 2 tratamientos. Para evaluar la dependencia de las emisiones con las diferentes variables (temperatura, humedad y N-NO₃) se realizaron regresiones simples y múltiples.

5.3 Resultados

5.3.1 Variabilidad estacional de las emisiones de N₂O

El valor del límite (flujo) mínimo de detección para la regresión lineal fue de 0.8735 $\mu\text{Gr N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ hr}^{-1}$. No se encontraron diferencias significativas (MANOVA) en la emisión de las diferentes coberturas ($p=0.1$), es decir que la soja sola o en doble cultivo emitió cantidades similares al pastizal sucesional. Se calculó entonces la potencia estadística ($1-\beta$), con un tamaño de efecto de 5.95 $\mu\text{Gr N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ hr}^{-1}$, resultando en un valor de 0.999 por lo que se descartaría un error de tipo II. La primera función discriminante derivada del FAD representó el 77.99% de la variación. mientras

(1) Por razones externas no se pudieron realizar todas las determinaciones con el mismo método.

que la segunda el restante 22.01%, explicando entre ambas el 100% de la variación. En el eje 1 los valores más positivos fueron los de los meses de dic-10 (6.01) y oct-11 (5.39) y los más negativos los meses de nov-11 (-7.15) y mar-11 (-5.07). Esto permite discriminar pastizal sucesional de los cultivos. En el eje 2 la fecha más positiva fue sep-11 (11.89) y la más negativa nov-11 (-16.63) discriminando entre soja y soja-trigo (Figura 5.3). El FAD clasificó correctamente todos los tratamientos (precisión total=100%; n= 15).

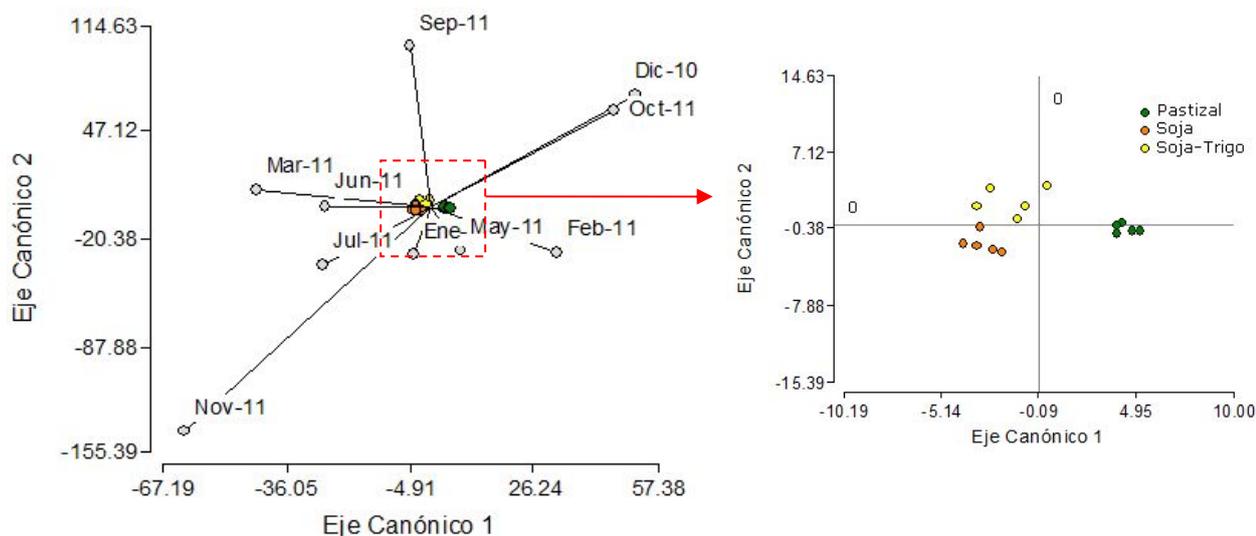


Figura 5.3: Bi-plot del FAD. Valores en los ejes canónicos para las dos primeras funciones discriminantes derivadas de las mediciones de las tres coberturas (tratamientos) y 10 fechas (variables). Pastizal sucesional (verde), Soja (naranja), Soja-Trigo (amarillo).

La evolución anual de emisiones de N_2O mostró un comportamiento estacional con valores máximos en verano para el pastizal sucesional. El cultivo de soja presentó valores relativamente bajos durante su crecimiento con un pico de emisión en el mes de marzo. Durante los meses de invierno y el comienzo de la primavera todos los tratamientos presentan valores bajos, incluso el trigo fertilizado con UAN (fertilizante nitrogenado). En el mes de noviembre se observó un incremento de las emisiones de N_2O en los tres tratamientos. De los tres, el aumento más marcado lo presentó la soja. Analizando los datos por fechas se encontraron diferencias significativas solo en el mes de enero, siendo la emisión de N_2O del pastizal sucesional mayor a las del cultivo de soja (Figura 5.4).

5.3.2 Emisiones de N_2O en el surco y el entresurco

Con respecto a la emisión de las diferentes ubicaciones, surco y entresurco, dentro de un mismo cultivo se observaron diferencias significativas en los meses de enero y febrero (para la soja) y septiembre y octubre (para el trigo). En esos meses la emisión del entresurco fue mayor a la del surco (Figura 5.5).

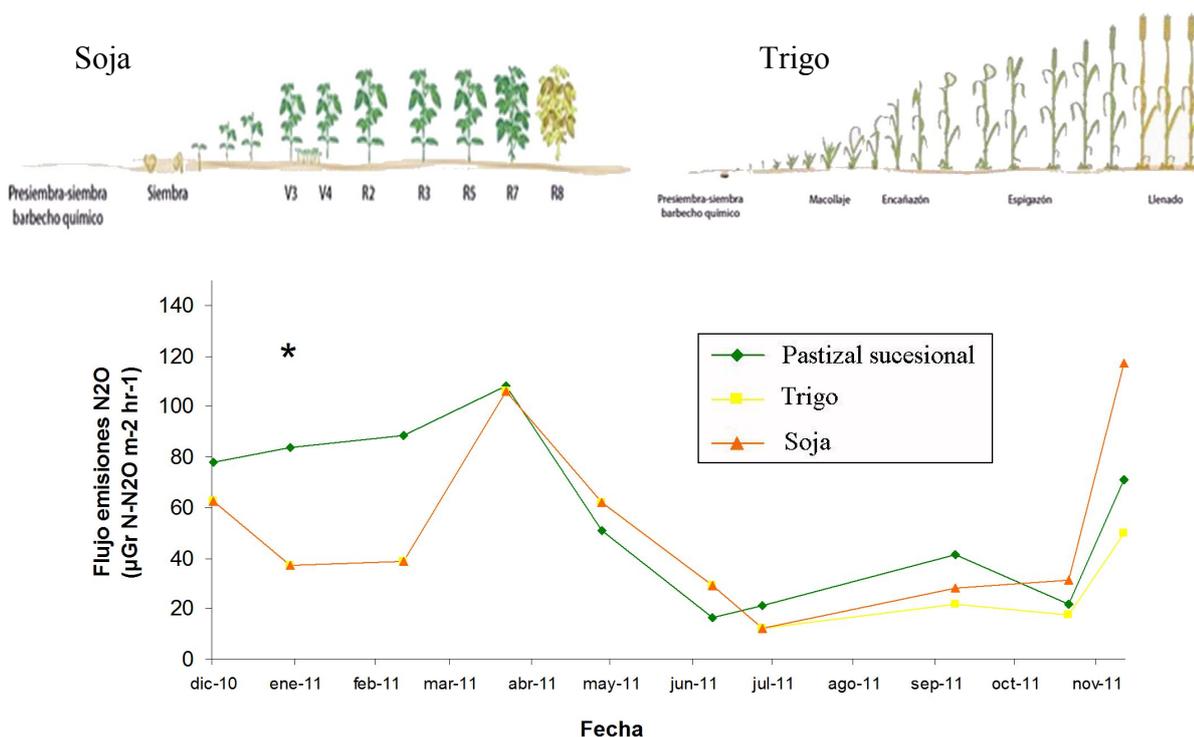


Figura 5.4: Ciclo fenológico de los cultivos y emisiones de N₂O promedio de los tratamientos estudiados a lo largo de un año. Los asteriscos señalan diferencias significativas entre tratamientos (p<0.05).

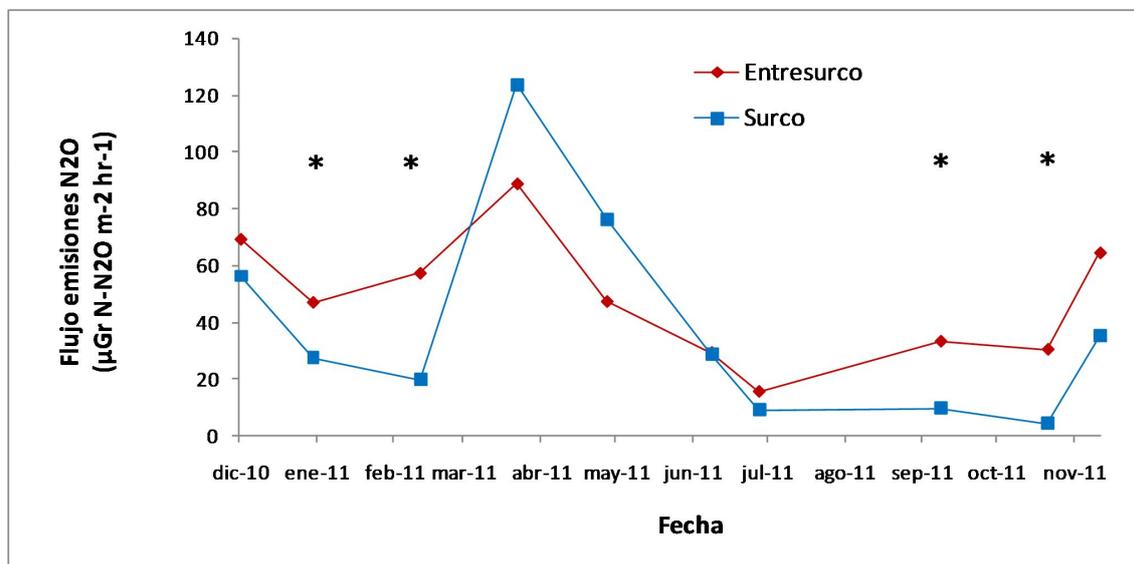


Figura 5.5: Emisiones de N₂O promedio de surco y entresurco para el tratamiento soja-trigo a lo largo del período de estudio. Los asteriscos señalan diferencias significativas entre ubicaciones (p<0.05).

5.3.3 Factores de control de las emisiones de N₂O

El carbono y el nitrógeno orgánico del suelo en el pastizal sucesional (bajo el alambrado) fue levemente mayor al del cultivo (lote agrícola) pero sus diferencias no fueron significativas (2,67; 2,56 y 0,25; 0,23 respectivamente). Tampoco se encontraron diferencias significativas entre pastizal sucesional y cultivo para las otras variables analizadas (C/N, Fósforo asimilable, pH 1:2.5 agua). Los valores de los análisis de suelo de cada sitio se detallan en el Apéndice J (Tabla J.2).

Con respecto a los factores que afectan las emisiones de N₂O, se observó que los valores de humedad expresados como porcentaje de WFPS fueron mayores en el pastizal sucesional que en el/los cultivos para casi todas las fechas (salvo noviembre 2011) siendo esta diferencia significativa solo para los meses de diciembre, enero, febrero, junio y septiembre (Figura 5.6). Analizando este factor (WFPS) entre el surco y el entresurco se observó que en los momentos donde el cultivo estaba presente el valor de humedad del surco era menor al del entresurco siendo estas diferencias significativas solo para los meses de enero, febrero, septiembre y noviembre (Figura 5.7).

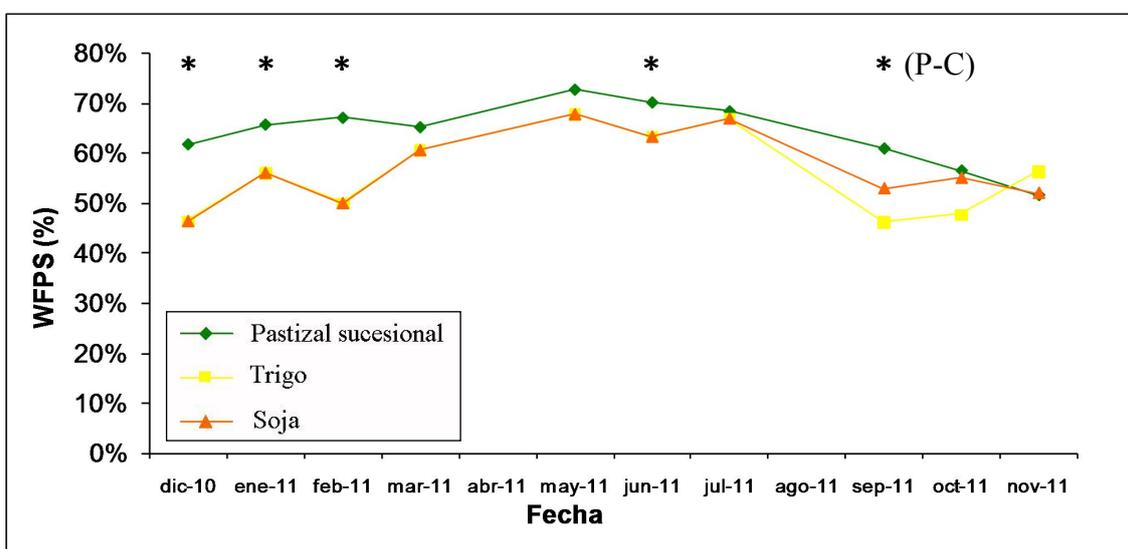


Figura 5.6: Porcentaje del espacio de poros llenos de agua (WFPS) promedio de los tratamientos estudiados a lo largo de un año. Los asteriscos señalan diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0.05$); P=Pastizal sucesional; C= Cultivos.

Los resultados del análisis entre tratamientos para el contenido de nitratos del suelo mostró un valor significativamente menor en trigo con respecto al pastizal sucesional solo en el mes de septiembre, no habiendo diferencias entre estos y el tratamiento soja, que en este momento del año se presentaba como rastrojo (Figura 5.8). Analizando el contenido de nitratos entre las distintas ubicaciones dentro del cultivo se observó que las mayores diferencias se presentaron en la segunda mitad del año, siendo los valores del entresurco mayores a los del surco, significativas solo en los meses de septiembre y noviembre (Figura 5.9).

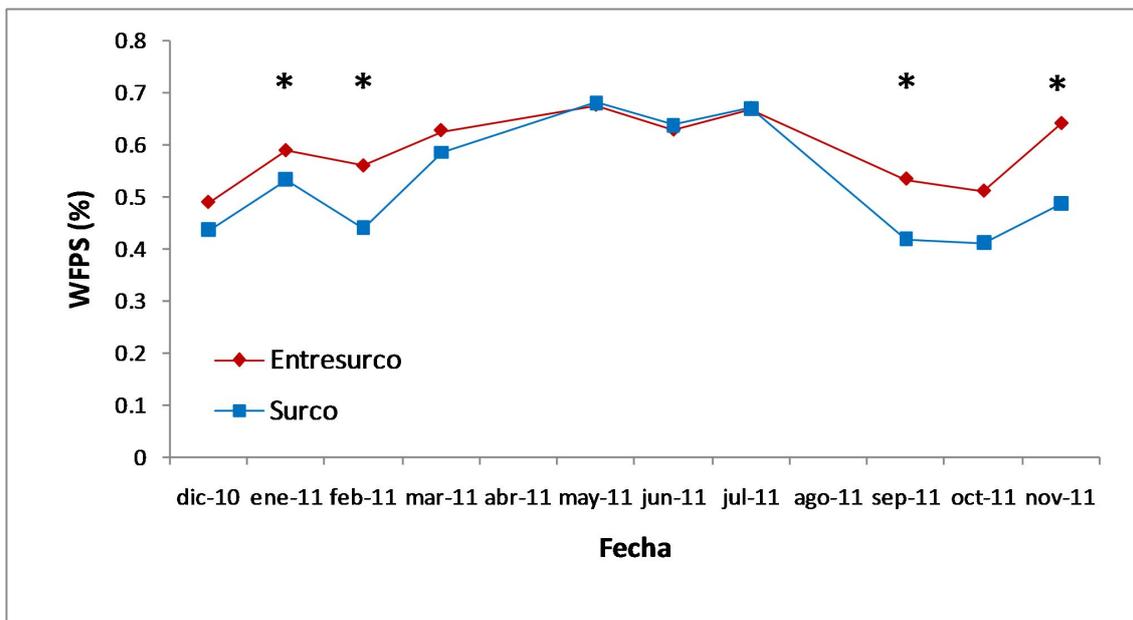


Figura 5.7: Porcentaje del espacio de poros llenos de agua (WFPS) promedio del surco y entresurco para el tratamiento soja-trigo a lo largo del período de estudio. Los asteriscos señalan diferencias significativas entre ubicaciones ($p < 0.05$).

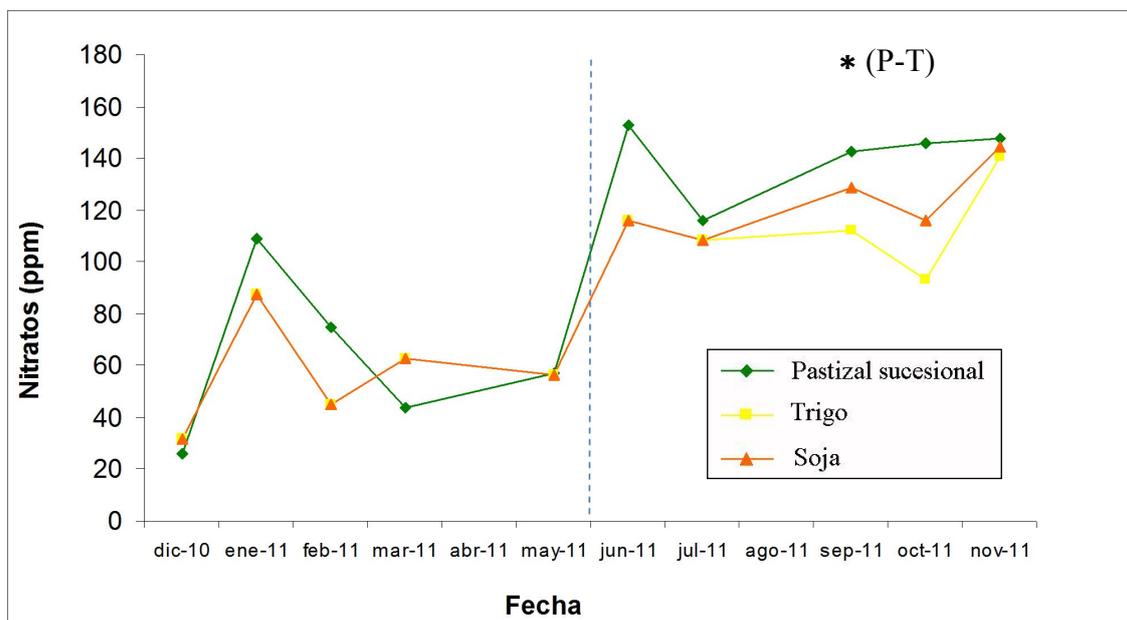


Figura 5.8: Cantidad de nitratos en el suelo (ppm) promedio de los tratamientos estudiados a lo largo de un año. Los asteriscos señalan diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0.05$). La línea punteada marca el cambio en la metodología de determinación de esta variable (primera mitad del año: técnica de microdestilación con arrastre de vapor (Bremner y Keeney 1965); segunda mitad del año: método SNEED (Malbrán 2005); P=Pastizal sucesional; T= Trigo.

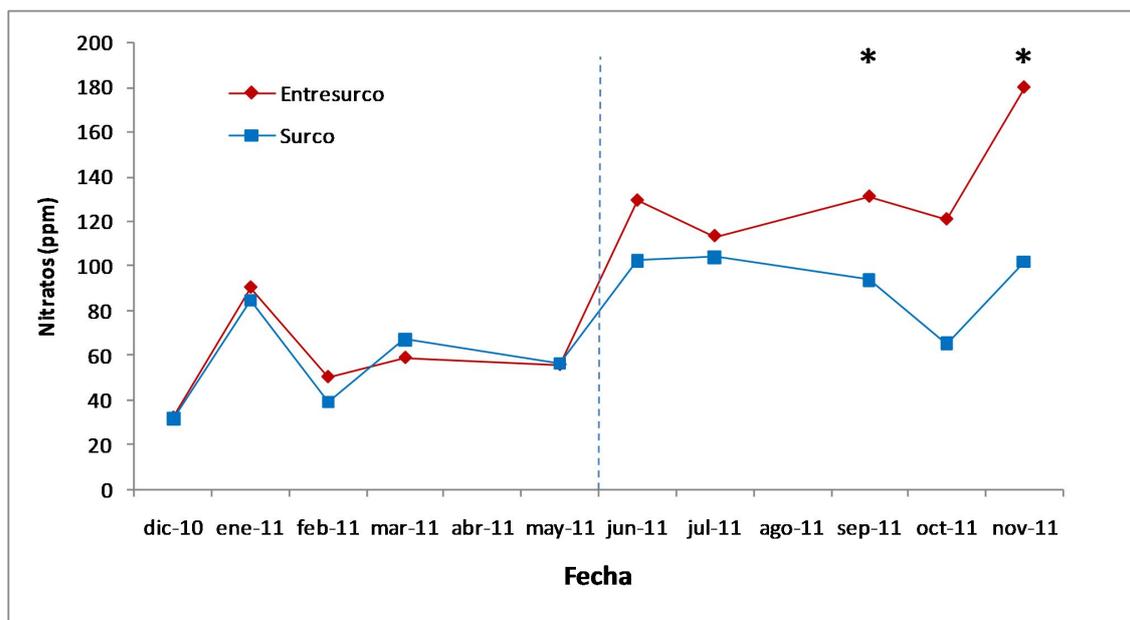


Figura 5.9: Cantidad de nitratos en el suelo (ppm) promedio del surco y entresurco para el tratamiento soja-trigo a lo largo del período de estudio. Los asteriscos señalan diferencias significativas entre ubicaciones ($p < 0.05$).

Se hicieron regresiones simples con la totalidad de los datos para analizar la significancia de los distintos factores considerados sobre las emisiones de N_2O . La temperatura del aire y la humedad del suelo (WFPS) fueron significativas ($p < 0.01$) siendo sus R^2 de 0.08 y 0.07 respectivamente (R^2 ajustado 0.07-0.06 respectivamente). Dado que los valores de nitratos del suelo fueron determinados mediante diferentes metodologías en la primera y segunda mitad del año se generó una regresión simple para cada uno de estos períodos. Para ambos períodos las regresiones fueron significativas ($p < 0.05$) siendo sus R^2 de 0.10 y 0.09 respectivamente (R^2 ajustado 0.09-0.08 respectivamente). Se realizó una regresión múltiple para la totalidad de los datos considerando los tres factores (temperatura del aire, humedad del suelo y nitratos del suelo) agregando como variables *dummy* a los diferentes tratamientos y a la metodología de determinación de nitratos. La regresión fue significativa ($p < 0.01$) y su R^2 de 0.32 (R^2 ajustado 0.29). Los factores que resultaron significativos ($p < 0.01$) fueron la temperatura del aire, la humedad del suelo y la metodología de análisis de los nitratos. De estas tres variables la temperatura del aire tuvo la mayor correlación parcial (0.38), seguida de la humedad del suelo (0.31) y por último la metodología de análisis (-0.25).

Se decidió entonces hacer regresiones múltiples para cada metodología de determinación de nitratos de manera independiente incluyendo nuevamente los tres factores y, como variable *dummy*, el tratamiento. La regresión para la primera mitad del año fue significativa ($p < 0.05$) siendo su R^2 de 0.25 (R^2 ajustado 0.18). Los factores significativos ($p < 0.05$) fueron solo la temperatura del aire y la humedad siendo sus valores de correlación parcial 0.30 y 0.32 respectivamente. La regresión para la segunda mitad del año fue significativa ($p < 0.01$) con un R^2 de 0.27 (R^2 ajustado 0.22). Las variables significativas ($p < 0.05$) fueron la temperatura del aire y la humedad siendo sus valores de correlación parcial 0.43 y 0.30 respectivamente (Tabla 5.2). Dada la no significancia en ningún caso del contenido de NO_3 del suelo se realizó una regresión múltiple solo con datos de temperatura del aire, humedad del suelo y

tratamiento. La regresión fue significativa ($p < 0.01$) y su R^2 de 0.27 (R^2 ajustado 0.25). Los factores que resultaron significativos ($p < 0.01$) fueron la temperatura del aire y la humedad del suelo, dando nuevamente no significativo el tratamiento. De estas dos variables la temperatura del aire tuvo la mayor correlación parcial (0.46), seguida de la humedad del suelo (0.41) siendo ambas positivas.

Tabla 5.2: Variables analizadas en los diferentes tipos de regresión y sus valores de R^2 , R^2 ajustado y valor de p. En las regresiones múltiple las celdas en gris indican que esa variable fue significativa ($p < 0.05$) y entre paréntesis figura su valor de correlación parcial.

Tipo Regresión	Temperatura del aire	Humedad del suelo	NO ₃ del suelo	Método de determinación NO ₃	Tratamiento (cobertura)	Período de análisis	R ²	R ² ajust	valor de p
Simple	X					todo el año	0.08	0.07	p<0.01
Simple		X				todo el año	0.07	0.06	p<0.01
Simple			X			1er semestre	0.10	0.09	p<0.05
Simple			X			2do semestre	0.09	0.08	p<0.05
Múltiple	X (0.38)	X (0.31)	X	X (-0.25)	X	todo el año	0.32	0.29	p<0.01
Múltiple	X (0.30)	X (0.32)	X		X	1er semestre	0.25	0.18	p<0.05
Múltiple	X (0.43)	X (0.30)	X		X	2do semestre	0.27	0.22	p<0.01
Múltiple	X (0.46)	X (0.41)			X	todo el año	0.27	0.25	p<0.01

5.4 Discusión

5.4.1 Variabilidad estacional de las emisiones de N₂O

Las cantidades de N₂O emitidas por cada uno de los tres sistemas analizados durante el año estudiado no fueron diferentes entre sí, pero se observaron variaciones a lo largo de este período, registrándose las mayores tasas en los meses de verano y otoño. Los valores de las tasas de emisiones obtenidas en este estudio son similares a las reportadas por otros trabajos en sistemas similares (Mutegi et al. 2010; Alvarez et al. 2012; Rafique et al. 2012). La mayoría de los trabajos registran mayores emisiones en el período de crecimiento del cultivo/vegetación (Clayton et al. 1997; Baggs et al. 2003; Du et al. 2006; Rafique et al. 2012), aunque es importante registrar los valores a lo largo de todo el año ya que las emisiones producidas en los meses de descanso pueden no ser despreciables y generar serias subestimaciones del flujo anual real de N₂O a la atmósfera (Goossens et al. 2001, Wagner-Riddle et al. 2007). En general se observó un patrón muy similar en las emisiones de N₂O para los tres tratamientos a partir del mes de marzo, pero durante los tres primeros meses estudiados (diciembre 2010, enero y febrero 2011) las diferencias en el comportamiento entre el pastizal sucesional y la soja fueron más marcadas (Figura 5.4). Las emisiones de N₂O del pastizal sucesional entre diciembre y enero subieron levemente, mientras que en la soja bajaron de manera más pronunciada. Entre los meses de enero y febrero las emisiones de N₂O se mantuvieron estables para ambas coberturas pero entre febrero y marzo se observó un importante aumento en las emisiones de N₂O de la soja, siendo de menor magnitud para el pastizal sucesional (Figura 5.4).

La temperatura del período diciembre2010-febrero2011 presentó una media de 22.78 °c (Figura 5.2). Con respecto al contenido de humedad, expresado como % de poros llenos de agua, el pastizal sucesional presentó valores significativamente mayores (valores >60%; media 64.8%) a los de la soja (valores <60%; media 50.8%) para los tres meses de este período (Figura 5.6). Varios trabajos encontraron mayores tasas de desnitrificación con contenidos de WFPS por encima del 60% (Linn & Doran 1984; Aulakh et al. 1991; Shelton et al. 2000; Müller and Sherlock 2004), por lo que

probablemente sea éste el proceso dominante en el pastizal sucesional durante ese período. Los nitratos del suelo presentaron fluctuaciones dentro del período mencionado (los mayores valores se registraron en el mes de enero) pero no fueron significativamente diferentes entre tratamientos (Figura 5.8). El mes de enero fue la única fecha en todo el año que presentó diferencias significativas en las emisiones de N_2O entre tratamientos, siendo las del pastizal sucesional mayores a las de la soja (Figura 5.4). En este mes el pastizal sucesional contaba con altos valores de humedad y nitratos, mientras que la soja presentó valores similares de nitratos pero significativamente menores de humedad. En los meses de diciembre y febrero, si bien el pastizal sucesional tenía contenidos de humedad significativamente mayores a los de la soja y similares de NO_3 , los valores de estos últimos fueron un 75% y 30% menores a los disponibles en el mes de enero para los meses de diciembre y febrero respectivamente (Figura 5.8). Aunque para el pastizal sucesional las diferencias con la soja para esos meses no fueron significativas las tasas de emisión de N_2O fueron de las más altas registradas a lo largo del año por lo que los menores contenidos de NO_3 no estarían actuando como factor limitante (Clayton et al. 1997).

Calculando la integral anual, las emisiones registradas en el pastizal sucesional para los primeros seis meses (dic10-may11) representaron el 70% de las emisiones anuales, mientras que para la soja las emisiones de este período representaron el 58%. El aumento en las emisiones de N_2O del cultivo de soja entre los meses de febrero y marzo se podría asociar al aumento en la disponibilidad de nitratos por la descomposición de los residuos (Aulakh et al. 1991; Bøckman and Olf 1998; Baggs et al. 2003; Baggs et al. 2006), ya que aproximadamente en esa fecha comienza el período de senescencia. Sin embargo, si bien los niveles de NO_3 del mes de marzo fueron mayores a los de febrero, fueron menores a los registrados en el mes de enero (Figura 5.8), momento en que el nivel de emisiones fue mucho menor (Figura 5.4). Si tomamos en cuenta las otras variables que afectan las emisiones de N_2O como la humedad del suelo y el contenido de C se observa que en el mes de marzo estas estarían en condiciones más favorables para la producción de N_2O por el proceso de desnitrificación. En el mes de marzo la soja presentó casi un 5% más de humedad que en el mes de enero (60.56% vs. 56.01%). Varios trabajos observaron importantes cambios en las emisiones de N_2O como resultado de pequeños cambios en el contenido de humedad cercanos a la capacidad de campo (Christensen et al. 1990; Rudaz et al. 1999). Además de la humedad del suelo, se puede asumir que en marzo había mayores niveles de C disponible como fuente de energía de los organismos desnitrificadores por el estado senescente de la vegetación. El carbono orgánico particulado (POC), que forma gran parte de los residuos vegetales, pareciera ser de gran relevancia para este proceso (Parkin 1987). La combinación de todos estos factores serían los responsables del aumento de las emisiones de N_2O de la soja en el mes de marzo con respecto a los meses anteriores.

Entre los meses de marzo y junio/julio se dio un marcado descenso de las emisiones probablemente asociado al descenso de temperaturas (Figura 5.2), ya que este es uno de los principales factores que explican las variaciones temporales en las tasas de desnitrificación (Ryden, 1983). Durante los meses de invierno y el comienzo de la primavera los valores se mantuvieron bajos para todos los tratamientos a pesar del progresivo aumento de la temperatura, incluso el trigo fertilizado con PDA a la siembra y con UAN a la emergencia del cultivo. Varios estudios determinaron que la temperatura era el factor limitante en las pérdidas de N por desnitrificación durante el período invernal (Ryden, 1986; Jarvis et al. 1991; de Klein and Van Logtestijn 1996). Si bien algunos estudios encontraron pérdidas de N por el proceso de desnitrificación a

bajas temperaturas, estas son en general rápidas, solo durante los primeros días luego de la aplicación de N (Thompson et al. 1987; Schwarz et al. 1994) por lo que probablemente su efecto no haya sido registrado en las mediciones efectuadas ya que estas fueron realizadas con posterioridad. El mayor contenido de humedad en junio y septiembre y/o el mayor contenido de nitratos en septiembre del pastizal sucesional con respecto a los otros tratamientos no se reflejó en mayores tasas de emisión de N_2O . En el mes de noviembre se observa un incremento de las emisiones de N_2O en los tres tratamientos (Figura 5.4), no encontrándose diferencias significativas entre ellos para las emisiones o factores que la regulan (humedad y nitratos) (Figura 5.6 y Figura 5.8).

5.4.2 Emisiones de N_2O en el surco y el entresurco

Las emisiones de N_2O del surco y entresurco fueron significativamente diferentes en 4 de las 10 fechas analizadas. En esas 4 fechas el entresurco emitió mayores cantidades de N_2O que el surco. Las fechas que presentaron diferencias significativas fueron los meses de enero, febrero para la soja y septiembre y octubre para el trigo (Figura 5.3). Estas diferencias se corresponden con los momentos en que los cultivos presentan las mayores tasas de PPN. Esto se puede observar en la Figura 5.10 donde se grafica la evolución del Índice de vegetación Normalizado (IVN) provisto por el sensor MODIS (Apéndice B) para los lotes con soja y trigo del año y sitios de muestreo analizados. Este índice es un estimador lineal de la fracción de radiación fotosintéticamente activa absorbida (fPAR) (Sellers et al. 1992; Gamon et al. 1995; Myneni et al. 1995), por lo que puede ser utilizado como medida relativa de la PPN de la vegetación. Dadas las mayores tasas de crecimiento de la vegetación en estas fechas se puede asumir una mayor absorción de este nutriente por el cultivo en el surco disminuyendo su disponibilidad para los procesos productores de N_2O . Sin embargo, los contenidos de nitratos en el surco y entre surco solo presentaron diferencias significativas en los meses de septiembre y noviembre, coincidiendo solo una fecha (septiembre) con las de mayores emisiones de N_2O (Figura 5.9). La humedad del suelo por su parte presentó diferencias significativas en 4 fechas de las 10 analizadas (Figura 5.7), siendo mayores los valores en el entresurco que en el surco. De esas 4 fechas, 3 coinciden con las fechas de mayores emisiones de N_2O (enero, febrero y septiembre). Se ve entonces un mayor efecto de la vegetación sobre del contenido de humedad que sobre el contenido de nitratos del suelo y, a su vez, de la humedad sobre las emisiones de N_2O . A pesar de haber presentado el entresurco en el mes de noviembre valores significativamente mayores de humedad y nitratos, las emisiones de N_2O no fueron significativamente diferentes a las del surco como se habría esperado. En suelos agrícolas se observó que la baja disponibilidad de C lábil puede limitar el proceso de desnitrificación, y cualquier factor que afecte las tasas de mineralización del C en los suelos puede tener también un impacto importante sobre los flujos de N_2O/N_2 (Beauchamp 1997; Saggar et al. 2012). Por lo tanto, una baja disponibilidad de C podría haber sido en este caso el factor limitante.

Si bien las emisiones de N_2O en los meses de otoño (marzo, mayo y junio) no fueron significativamente diferentes entre el surco y el entresurco, solo en estos meses el valor del surco fue mayor o igual al del entresurco (Figura 5.5). Tampoco se encontraron diferencias significativas en cuanto al contenido de nitratos o humedad del suelo, descartando la influencia de la presencia de los residuos del cultivo en el surco (principalmente raíces) que podría haber promovido estos mayores valores.

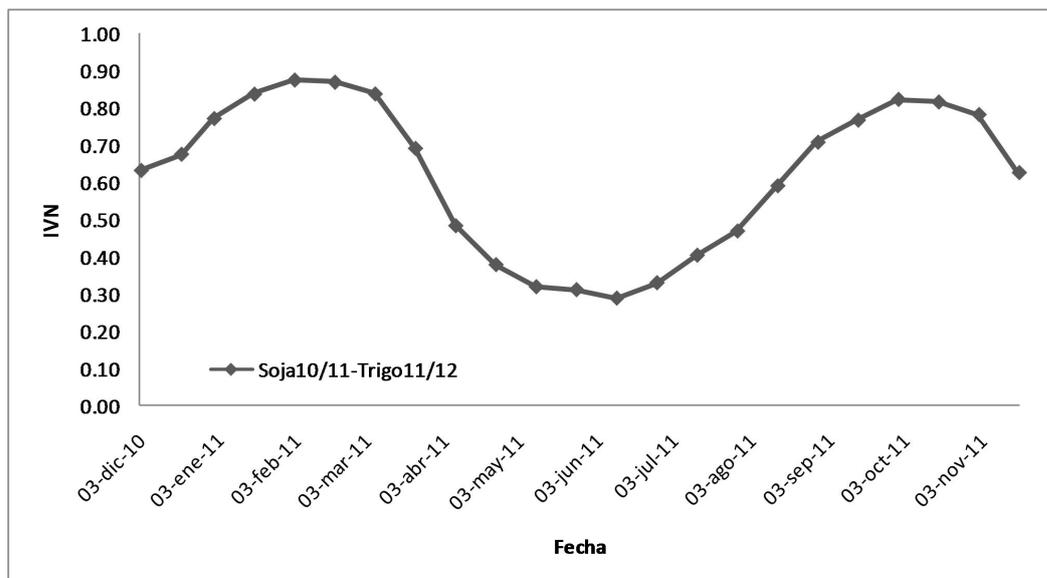


Figura 5.10: Evolución del índice de vegetación normalizado (IVN), estimador lineal de la PPN, reportados por el sensor MODIS producto MOD13Q1 para los lotes con uso Soja-Trigo (3) durante el período de estudio (dic10-nov11). El valor se corresponde con el promedio de los píxeles incluidos 100% dentro de los lotes mencionados.

5.4.3 Factores de control de las emisiones de N_2O

En general, los suelos con altos contenidos de C orgánico presentan emisiones de C orgánico más altas que los suelos menos fértiles (Bouwman & Boumans 2002). En nuestro ensayo, no se encontraron diferencias significativas en cuanto al C y N orgánico del suelo entre los suelos de pastizal sucesional y lotes agrícolas donde se realizaron los cultivos como se observa en otras regiones de la Región Pampeana (Michelena et al. 1988; Álvarez 2001), probablemente por los pocos años de historia agrícola en la zona ya que esta se expandió con la aparición de la siembra directa recién a principio de los años '90 (Díaz Zorita et al. 2002).

Todas las variables analizadas para explicar las variaciones en las emisiones de N_2O (temperatura del aire, humedad del suelo (%WFPS) y contenido de NO_3 del suelo (ppm)) de manera independiente fueron significativas ($p < 0.05$). Sin embargo, el valor explicativo de cada una de ellas fue bajo ($R^2 \leq 0.10$) (Tabla 5.2). Otros trabajos también encontraron valores bajos de correlación entre estas variables y los flujos de N_2O (Kammann et al. 1998; Clayton et al. 1997; Livesley et al. 2008; Liu et al. 2011, Merbold et al. 2013). Según Vilain et al. (2010), si bien todos estos factores son conocidos como controles de las emisiones de N_2O , no siempre están fuertemente correlacionados con los flujos de este gas hacia la atmósfera.

Flechard et al. (2007), mediante un modelo empírico de regresión lineal con las variables lluvia, temperatura y humedad del suelo pudieron explicar la mitad de las variaciones en las emisiones de N_2O en pastizales de Europa. Skiba et al. (1994), en suelos agrícolas y forestales de Escocia, pudieron explicar solo el 30% de la variabilidad con datos de contenido de NO_3 y humedad del suelo, sin encontrar un efecto significativo de la temperatura sobre las emisiones de N_2O . En nuestro trabajo, el modelo con todas las variables, más información del tipo de cobertura (tratamientos) y la metodología de determinación del NO_3 fue el que presentó mayor R^2 (0.32). En él solo las variables temperatura del aire, humedad del suelo y metodología de

determinación del NO_3 fueron significativas. La no significancia de la variable cobertura estaría indicando que el tipo de vegetación no tiene efecto alguno sobre las emisiones de N_2O en estos sistemas, confirmando los resultados del MANOVA previamente realizado donde las diferencias entre tratamientos no fueron significativas. Los contenidos de nitratos tampoco resultaron significativos. Las regresiones múltiples con temperatura del aire, humedad del suelo y contenido de NO_3 del suelo para la primera y segunda mitad del año no presentaron significancia para el contenido de NO_3 del suelo. Si bien la presencia de N disponible para los procesos de nitrificación y desnitrificación es condición necesaria no hubo respuesta a este factor en estos sistemas. Varios trabajos encontraron una correlación positiva entre los contenidos de NO_3 y las emisiones de N_2O (Panek et al. 2000; Holtgrieve et al. 2006; Jones et al. 2007), mientras que en otros los contenidos de NO_3 no presentaron una asociación significativa con los flujos de N_2O a la atmósfera (Metay et al. 2007; Liu et al. 2011; Alvarez et al. 2012; Rafique et al. 2012).

En la primera mitad del año la correlación parcial de la humedad del suelo fue mayor a la de la temperatura mientras que en la segunda mitad la temperatura del aire explicó en mayor proporción las emisiones de N_2O . En ambas regresiones múltiples en que se utilizaron los datos de humedad y temperatura de todo el año la temperatura presentó una correlación parcial mayor, es decir que explicó en mayor medida que la humedad las emisiones de N_2O . Para estos dos factores también se encuentran en la bibliografía respuestas contrarias en cuanto al efecto sobre las emisiones de N_2O (Linn & Doran 1984; Skiba et al. 1994, Rudaz et al. 1999; Wang et al. 2005; Du et al. 2006; Liu et al. 2011). Los resultados de nuestro estudio muestran que en los sistemas de la pampa interior la temperatura sería el principal regulador de las emisiones de N_2O , seguido del contenido de humedad del suelo (% WFPS), no teniendo, ni el contenido de NO_3 del suelo ni el tipo de cobertura vegetal un efecto significativo. Según Saggart et al. (2012) en condiciones de campo es en última instancia la interacción entre todos estos factores la que controla las emisiones N_2O pero estas interacciones permanecen poco comprendidas. Por ejemplo, Chirinda et al. (2010) encontraron una interacción positiva (p-value = 0.03) entre la temperatura y la humedad con los contenidos de NO_3 del suelo sobre las emisiones de N_2O ; altas emisiones ocurrían cuando altos contenidos de NO_3 coincidían con altas temperaturas del suelo (p-value = 0.016) o con altos contenidos de humedad del suelo (p-value = 0.056). La interacción entre los distintos factores fue un aspecto no considerado en este trabajo por lo que se requiere un mayor análisis. Los modelos de redes neuronales se presentan como una herramienta adecuada para modelar este tipo de procesos biológicos complejos (Ryana et al. 2004).

5.5 Conclusiones

Las conclusiones de este capítulo son entonces que:

- i) Se observaron mayores emisiones durante los meses de verano, y menores durante el invierno, comportamiento que concuerda con la información encontrada en la bibliografía. Se encontraron diferencias significativas entre tratamientos solo en el mes de enero, presentando el pastizal sucesional una mayor emisión que el cultivo de soja.
- ii) Las diferencias entre el surco y el entresurco fueron significativas solo para los meses de mayor PPN de los cultivos (enero y febrero para soja y septiembre y octubre para trigo).

iii) En cuanto a las variables que explican las emisiones de N_2O en estos sistemas, la de mayor relevancia resultó ser la temperatura del aire seguida de la humedad del suelo (WFPS). No se encontró una relación significativa entre el contenido de NO_3 o el tipo de cobertura.

Si bien el cultivo de soja, solo o en doble cultivo, realiza un aporte de N_2O a la atmósfera, éste no es mayor a las emisiones de un pastizal sucesional, por lo tanto no hubo un impacto neto de este cultivo en estos sistemas al aumento del GEI atmosférico. Como se mencionó anteriormente, según lo propuesto por Piñeiro et al. (2006), el pastoreo con ganado vacuno de estos pastizales sucesionales reduciría aún más las emisiones de N_2O en los sistemas ganaderos extensivos. Esto no concuerda con las estimaciones realizadas por el IPCC mediante factores de emisión globales para esta región, por lo cual sería importante generar factores de emisión con información local como la de nuestro estudio.

Capítulo 6 – Síntesis y conclusiones generales

En esta tesis se caracterizó de manera temporal y espacialmente explícita el actual uso y manejo del suelo en el área de mayor historia agrícola del país y se analizó el impacto de los diferentes usos de la tierra encontrados sobre los servicios ecosistémicos intermedios de balance de carbono del suelo y emisiones de N₂O ambos asociados al servicio ecosistémico final de regulación de los gases atmosféricos (Shuman et al. 2002). En este capítulo se sintetizan los avances logrados en cada uno de los capítulos anteriores y se mencionan sus implicancias en el contexto de los conocimientos actuales. Finalmente, se vinculan los principales resultados con la hipótesis general planteada y se proponen nuevas líneas de investigación para avanzar en el conocimiento de la descripción y funcionamiento de los ecosistemas.

6.1. Discusión e implicancias.

Tanto el ambiente biofísico como el socio-económico determinan los patrones del uso del suelo y estos a su vez definen la estructura y el funcionamiento del ecosistema. Tener una descripción detallada y entender los controles del cambio y sus consecuencias en el uso del suelo es un prerrequisito para implementar políticas que promuevan la conservación de los recursos y maximicen los beneficios para la sociedad.

En este aspecto, la primera parte de esta tesis (capítulos 2 y 3) se centró en el desarrollo de nuevas metodologías para una descripción detallada de los patrones de uso del suelo y aportó información inédita para la zona agrícola núcleo de nuestro país. En el capítulo 2, se realizó una descripción de la secuencia de coberturas del suelo para un período de 5 años (2000-2005) a partir de información provista por sensores remotos lo cual permitió conocer su distribución espacial y poder asociarla a factores ambientales como suelo o clima, además de permitir la realización de análisis y estudios a nivel de paisaje. Si bien la realización de clasificaciones del uso del suelo es una aplicación muy difundida, un monitoreo continuo no es frecuente. En nuestro país solo en el NOA se está generando este tipo de información (Volante et al. 2005). En el área estudiada no hay registros precedentes con este nivel de detalle y las clasificaciones realizadas en esta tesis muestran la viabilidad y precisión posible de obtener en este tipo de análisis. El hecho de contar con información continua de cobertura (rotaciones) permitió obtener uno de los resultados más relevantes de este análisis que fue la cuantificación y ubicación del área bajo monocultivo de soja. Hasta hoy no se había realizado una cuantificación objetiva del área bajo esta práctica. Las consecuencias del monocultivo de esta leguminosa son de particular importancia en relación con la conservación de los recursos naturales (Smith et al. 2008; Kelly et al. 2003). Frecuentemente se asocia este tipo de manejo a los actores que arriendan la tierra, dado que la soja es el cultivo de mayor retorno económico por sus bajos costos y fácil manejo, y se asume también que mucha del área bajo monocultivo se realiza en suelos pobres donde otros cultivos no logran buenos rendimientos. Esta tesis, al contar con información espacialmente explícita, permitió evaluar la asociación del monocultivo de soja con diferentes factores socioeconómicos y ambientales como los mencionados. En el capítulo 3 se desarrolló un algoritmo para la discriminación de los dos principales sistemas de labranza realizados en la región. No hay antecedentes de este tipo de clasificaciones en el país, si en otros lugares del mundo pero limitados a clasificaciones supervisadas dependientes de datos de entrenamiento (South 2004, Brickley 2006). El algoritmo desarrollado en esta tesis no solo presenta un muy buen comportamiento en cuanto a las precisiones obtenidas bajo distintas condiciones (años) sino que permite su aplicación sin necesidad

de contar con información de campo. Esto permitió analizar la expansión de la siembra directa en la zona a lo largo de 20 años (1988-2008). Actualmente los registros de área sembrada bajo cada uno de estos sistemas realizados por AAPRESID (Asociación Argentina de Productores en Siembra Directa) o el Ministerio de Agricultura son estimaciones basadas en muestras. El uso de esta herramienta permitió tener estimaciones objetivas y con un error estimable, además de proveer la información de manera espacialmente explícita logrando un gran avance en la confiabilidad de la información generada. Asimismo, el hecho de que la información sea espacialmente explícita permitió asociarla también a diferentes aspectos ambientales y sociales como el tipo de suelo y el tamaño del establecimiento entre otros.

La segunda parte de esta tesis se focalizó en el impacto de los diferentes usos actuales sobre distintos aspectos del funcionamiento ecosistémico. En el capítulo 4 se analizó la dinámica del C bajo diferentes manejos. Los resultados obtenidos no pretendieron representar valores reales sino valores plausibles luego de muchos años (60) bajo un mismo sistema de producción. La mayoría de los usos presentaron una disminución en el contenido de COS cuando se reemplazó el pastizal por cultivos. Aunque muchos estudios ya han mostrado las pérdidas de COS que genera el uso agrícola en general (Álvarez 2001; Michelena et al. 1988, Berhongaray et al. 2013), las corridas realizadas en esta tesis con el modelo de simulación CENTURY permitió explorar las consecuencias de varias de las diferentes alternativas de uso dominantes actuales de manera sistemática. En esta comparación se observó que con un adecuado manejo del balance de N (fertilización y pasturas que incluyan leguminosas) se puede incluso incrementar los reservorios de COS existentes, pudiendo llegar estos hasta un 10% en 60 años. Haciendo un análisis general, los resultados indican que las pérdidas de COS estuvieron directamente asociadas al balance de N y las ganancias de C. El impacto del balance de N fue mayor que el de las entradas de C, ya que la inclusión de pasturas con leguminosas en las diferentes rotaciones presentaron pérdidas de COS hasta tres veces menores que esas mismas secuencias en agricultura continua. El efecto de las entradas de C (cuantificadas mediante cambios en el RFAA) fue menor pero significativo. La reducción en las pérdidas de C por unidad de incremento en el RFAA fue mayor en las rotaciones que incluían el ciclo ganadero, sugiriendo una interacción positiva entre el balance de N y las ganancias de C sobre las pérdidas de COS. Toda esta información reafirma los beneficios de la inclusión de pasturas en la rotación que muchos trabajos han señalado (Viglizzo 1995; Studdert et al. 1997; Studdert y Echeverría 2002) y mejora la comprensión de los mecanismos a través de los cuales opera. Esta información es de suma importancia para el productor como herramienta en la toma de decisiones ya que muestra el impacto de los diferentes manejos sobre la materia orgánica del suelo, factor primordial para mantener la productividad de las tierras. Otro aspecto de la dinámica del C analizada en este capítulo que no podría haberse estudiado a nivel regional sin contar con información satelital es la entrada de carbono al sistema como RFAA. Para su cálculo se utilizó la información de cobertura generada en el capítulo 2 e índices de vegetación derivados de las imágenes satelitales. Los índices de vegetación son estimadores lineales de la fRFAA (fracción de radiación fotosintéticamente activa absorbida) (Baret y Guyot 1991, Sellers et al. 1992, Gamon et al. 1995, Myneni et al. 1995) pero se debe realizar una calibración para cada zona ya que los diferentes factores ambientales pueden modificar su interacción. En el área de estudio no se contaba con una una calibración sitio específica que vincule ambas variables (IVN-fRFAA) por lo que se generó la ecuación correspondiente mediante mediciones a campo y datos satelitales (Apéndice G). Dado que la disponibilidad

temporal y espacial de los diferentes sensores varía con el tiempo también se generaron calibraciones inter-sensor para poder compatibilizar la información obtenida en diferentes momentos y circunstancias (Apéndice E). Toda esta información facilitará el trabajo con este tipo de herramientas ya que permite una mayor disponibilidad de datos comparables y vinculados a variables biofísicas como, en este caso, la RFAA. En el capítulo 5 se estudiaron las emisiones de N_2O , en un Hapludol de la pampa interior, del cultivo de soja solo y seguido de trigo a lo largo de un año y se las comparó con las emisiones de pastizales sucesionales considerados como valor de referencia. No existen mediciones previas de este gas en sistemas de la zona por lo que estos resultados son los primeros valores obtenidos. La medición de este gas implicó la puesta a punto de la metodología ya que en el país no se contaba con experiencia en dicho proceso. No se encontraron diferencias significativas entre las diferentes coberturas, a diferencia de lo reportado en otras regiones (Mosier et al. 1991). Si bien son pocas mediciones en el año como para determinar un valor anual de emisión, dada la variabilidad de los factores ambientales que lo regulan, el valor anual promedio para todas las coberturas obtenido en este estudio fue de 3.7 Kg N- N_2O /ha (pastizal 4.2; soja 3.6; soja-trigo 3.3). Estos valores son superiores a los encontrados por Alvarez et al. (2012) en un Haplustol éntico de la provincia de Córdoba quienes obtuvieron valores entre 1 y 2.4 Kg N- N_2O /ha año para pastizal y cultivos de maíz y soja. Sin embargo son menores a los encontrados en Balcarce por Vachón (2008) quien reporta valores anuales entre 4.3 y 8 Kg N- N_2O /ha midiendo en cultivos e intercultivos de maíz y soja. Estas diferencias podrían deberse a diferentes niveles de C en los suelos ya que en general, los suelos con altos contenidos de C orgánico presentan emisiones más altas que los suelos menos fértiles (Bouwman & Boumans 2002). Los análisis de suelo realizados en los distintos tratamientos de esta tesis no mostraron en general grandes diferencias entre los contenidos de C orgánico y N orgánico probablemente por la corta historia agrícola de estas tierras que recién a principios de la década del '90, con la expansión de la siembra directa, fueron destinadas a agricultura continua. Dado que la emisión de N_2O es un subproducto de los procesos de nitrificación y denitrificación, la disponibilidad de NO_3 se espera sea un factor importante. Sin embargo, las regresiones múltiples generadas con las variables temperatura del aire, humedad del suelo y contenido de nitratos en nuestro análisis dio significativa para los dos primeros pero no da significativa para este último factor. Alvarez et al. (2012) tampoco encontraron respuesta al contenido de nitratos del suelo pero nuestro análisis tuvo el inconveniente de no poseer una base homogénea de datos de NO_3 por problemas surgidos durante el estudio por lo que sería conveniente repetir el análisis de este factor con nueva información para corroborar los resultados. Cabe aclarar que en esta tesis no se consideró el componente ganadero en los pastizales el cual, de incluirse, podría modificar los resultados obtenidos.

6.2. Conclusiones generales y líneas futuras de investigación.

La hipótesis planteada en el Capítulo 1 afirma que el reemplazo de pastizal por cultivos modifica la provisión de servicios ecosistémicos intermedios los cuales generan una disminución en la provisión del servicio ecosistémico final de “regulación de la producción de gases con efecto invernadero“. Analizando cada uno de los servicios ecosistémicos intermedios abordados en esta tesis se puede observar que el cambio en el uso del suelo produjo un gran impacto en los reservorios de COS, ya que casi todas las situaciones estudiadas presentaron una reducción en sus contenidos. No se encontró la misma respuesta en cuanto a las emisiones de N_2O donde los cultivos no fueron

significativamente diferentes al pastizal. Por lo tanto, si bien este trabajo no contempló el balance global de intercambio de GEI entre los ecosistemas bajo estudio y la atmósfera, considerando los dos servicios ecosistémicos intermedios analizados se puede afirmar que si existe una reducción en la función de regulación de la producción de gases con efecto invernadero por el cambio de uso en estos sistemas.

La información generada en el capítulo 2 de esta tesis brinda la posibilidad de conocer la historia de los diferentes lotes aportando información fundamental para realizar ensayos mensurativos dirigidos y comparar, por ejemplo, el rendimiento de lotes con igual manejo pero diferente número de años bajo monocultivo de soja. De esta manera se podría verificar con datos de campo los patrones observados mediante los índices de vegetación derivados de las imágenes. Con respecto a las clasificaciones, la continuación de la base de datos de coberturas mediante clasificaciones es importante para monitorear los cambios y sus magnitudes. Dado que en los últimos años han aparecido otras especies como alternativa al trigo como la colza y la arveja, habría que explorar la capacidad de discriminación de estos cultivos con diferentes sensores ya que son estructural y genéticamente muy diferentes.

Los resultados del Capítulo 3 mostraron que es factible discriminar entre sistemas de labranza en el área de estudio pero se podría analizar la viabilidad de determinar el porcentaje de suelo cubierto con rastrojo mediante el uso de imágenes, dado que esta información sería de mayor detalle y utilidad para otras estimaciones de impacto ambiental como por ejemplo modelos de pérdida de suelo por erosión. También sería interesante evaluar el modelo para los cultivos de invierno, y determinar la ventana de tiempo óptima para su aplicación, así como también hacerlo en otras áreas de la Región Pampeana como las Pampas interiores donde hay suelos más arenosos (más claros) o la Pampa austral donde predominan los cultivos de invierno.

En el Capítulo 4 se generaron estimaciones de COS bajo diferentes manejos (rotación, sistema de labranza y fertilización) para los Argiudoles de la pampa ondulada luego de 60 años de uso. Existen otros factores que, si bien desde un principio se decidió no incluirlos en el análisis, también afectan el balance de COS en estos sistemas como la suplementación alimenticia del ganado vacuno y la erosión hídrica de los suelos. Sería interesante ver cómo afecta la inclusión de estos factores en los resultados obtenidos y también explorar el comportamiento del COS en otros tipos de suelos de la región, por ejemplo con diferente contenido de arcillas ya que este es un factor edáfico de importancia en la acumulación de COS (Alvarez y Lavado, 1998; Hassink, 1997). Otro aspecto a considerar es, como se mencionó anteriormente, la expansión en los últimos años del cultivo de arveja como alternativa al cultivo de trigo en esta zona. Dado que esto implicaría reemplazar una gramínea por una leguminosa, los efectos sobre el COS pueden ser importantes. En muchos casos, para contrarrestar la baja cobertura de la secuencia arveja-soja^{2da} los productores utilizan el cultivo de maíz de 2da como alternativa (Prieto, 2012). Mediante el modelado con CENTURY se podría evaluar el impacto de la inclusión de la arveja sobre el COS bajo diferentes esquemas de rotación.

La no significancia en la diferencia de las emisiones de N₂O entre coberturas observada en el Capítulo 5 es el primer resultado obtenido a lo largo de un año, pero dada la alta dependencia de este proceso a factores climáticos habría que evaluar si este comportamiento se mantiene en un espectro más amplio de variabilidad ambiental. El registro continuo de parámetros ambientales como la humedad y temperatura del suelo junto con modelos de simulación permitirían realizar estimaciones anuales de N₂O emitido por las diferentes coberturas, imposibles de generar con unas pocas mediciones

en el año como las llevadas a cabo en esta tesis. Además, contar con un mayor número de mediciones permitiría explorar la interacción entre las diferentes variables y generar mejores modelos explicativos de este proceso. Según los resultados obtenidos en esta tesis los factores temperatura y humedad del suelo (WFPS) explican un % muy bajo de la variabilidad pero existe un efecto que puede ser separado del ruido general de los datos. Contar con esta información permite elaborar hipótesis acerca de los controles, como que seguramente hay otros factores implicados en el proceso y/o que la relación sea no lineal o presentar respuesta de umbral.

APÉNDICES

Apéndice A - Matrices de confusión

Tabla A.1: Matrices de confusión de las clasificaciones de uso del suelo
Landsat Path 226 Row 084 (Norte de la Provincia de Buenos Aires – ARGENTINA)
Campañas 2000-2001 a 2004-2005

Campaña 2000-2001

Fechas: 17/11/2000, 12/01/2001, 09/03/2001

N=254

Precisión total	0,91
Coefficiente Kappa	0,89
Varianza de Kappa	0,02

Clase	Prec. Prod. %	Prec. Usua. %
Agua	1,00	1,00
Recursos forrajeros	0,96	0,89
Trigo- Soja 2da	0,79	1,00
Maiz	0,78	0,78
Soja	0,88	0,89

Campaña 2001-2002

Fechas: 09/09/2001, 22/12/2001, 23/01/2002

N=302

Precisión total	0,96
Coefficiente Kappa	0,95
Varianza de Kappa	0,03

Clase	Prec. Prod. %	Prec. Usua. %
Agua	1,00	1,00
Recursos forrajeros	0,96	0,97
Trigo- Soja 2da	1,00	0,90
Maiz	0,91	1,00
Soja	0,90	0,94

Campaña 2002-2003

Fechas: 17/12/2002, 18/01/2003, 23/03/2003

N=354

Precisión total	0,94
Coeficiente Kappa	0,93
Varianza de Kappa	0,02

Clase	Prec. Prod. %	Prec. Usua. %
Agua	0,91	1,00
Recursos forrajeros	0,96	0,90
Trigo- Soja 2da	0,93	0,92
Maiz	0,92	0,99
Soja	0,95	0,96

Campaña 2003-2004

Fechas: 03/05/2003, 09/10/2003, 04/01/2004, 14/02/2004

N=695

Precisión total	0,91
Coeficiente Kappa	0,88
Varianza de Kappa	0,00

Clase	Prec. Prod. %	Prec. Usua. %
Agua	0,99	1,00
Recursos forrajeros	0,88	0,87
Trigo- Soja 2da	0,85	0,83
Maiz	0,91	0,92
Soja	0,92	0,93

Campaña 2004-2005

Fechas: 25/11/2004, 30/12/2004, 04/03/2005

N=1026

Precisión total	0,92
Coeficiente Kappa	0,90
Varianza de Kappa	0,00

Clase	Prec. Prod. %	Prec. Usua. %
Agua	0,99	1,00
Recursos forrajeros	0,89	0,55
Trigo- Soja 2da	0,89	0,98
Maiz	0,89	0,96
Soja	0,95	0,95

Apéndice B - Datos MODIS

Del sitio de la NASA <http://outreach.eos.nasa.gov/> (Marzo 2007) se obtuvieron imágenes del producto MOD13Q1 Colección 5 correspondientes a las escenas h13v11 y h13v12 para las campañas 00-01 a 04-05 (comienzo de campaña imagen del 26 de junio – fin de campaña imagen del 10 de junio, 23 imágenes por campaña en total).

De cada imagen se extrajeron las bandas de IVN (banda 1), IVM (banda 2) y CALIDAD DE LOS INDICES DE VEGETACION (banda 3). Se filtraron las imágenes de IVN y IVM por la calidad reportada (banda de calidad), conservando solo los valores que tenían la condición de calidad “Ideal”. Luego se completaron los pixeles sin información (eliminados en el filtrado de calidad) con el promedio de los mismos en las fechas anterior y posterior. Finalmente se realizó el mosaico de ambas escenas, se acotó el área a la zona de estudio y se generó un stack por campaña.

Apéndice C – Resultados clasificaciones por partido

Tabla C.1: Superficie relevada mediante la clasificación de cultivos.

Partido	Area total (has)	Area relevada (has)	Area relevada (%)	Area Urbana relevada (has)	Area rural relevada (has)
25 de Mayo	474.920	200.378	0	719	199.659
9 de Julio	428.574	75.349	0	44	75.305
Alberti	111.043	111.043	1	292	110.751
Baradero	153.359	77.704	1	0	77.704
Bartolome Mitre (Arrecifes)	123.249	115.125	1	656	114.469
Bragado	219.501	219.006	1	739	218.267
Capitan Sarmiento	55.381	55.381	1	558	54.823
Carmen de Areco	105.253	105.253	1	229	105.024
Chacabuco	228.071	228.071	1	1.138	226.933
Chivilcoy	207.822	207.822	1	1.013	206.809
Colon	101.254	54.090	1	556	53.534
Constitucion	317.449	2.350	0	58	2.292
Exaltacion de la Cruz	64.505	15.445	0	0	15.445
General Arenales	149.136	49.511	0	185	49.326
General Viamonte	215.789	215.789	1	354	215.435
Junin	226.584	220.319	1	1.704	218.615
Leonardo N. Alem	160.648	395	0	0	395
Lincoln	576.156	92.739	0	23	92.716
Lobos	174.415	2.243	0	0	2.243
Lujan	76.969	1.087	0	0	1.087
Mercedes	105.110	72.157	1	1.135	71.022
Navarro	160.883	76.360	0	57	76.303
Pergamino	304.677	185.024	1	1.813	183.211
Rojas	202.339	202.339	1	596	201.743
Roque Perez	156.020	29.394	0	0	29.394
Saladillo	269.873	9.326	0	0	9.326
Salto	161.430	161.430	1	706	160.724
San Andres de Giles	112.403	104.899	1	399	104.500
San Antonio de Areco	86.973	86.973	1	647	86.326
San Pedro	136.721	20.595	0	0	20.595
Suipacha	93.705	93.705	1	200	93.505
Zarate	122.598	23.274	0	172	23.102
TOTAL	6.082.810	3.114.576	-	13.993	3.100.583

Tabla C.2: Porcentaje de cada cobertura para la campaña 2000-2001 con respecto al área rural relevada.

Partido	Sup. Agua (%)	Sup. Recursos forrajeros (%)	Sup. Trigo-soja 2da(%)	Sup. Maíz (%)	Sup. Soja 1ra(%)
25 de Mayo	1,16%	71,12%	12,25%	3,24%	12,23%
9 de Julio	2,35%	63,01%	9,30%	5,22%	20,12%
Alberti	3,67%	43,33%	25,01%	6,65%	21,34%
Baradero	0,37%	39,46%	14,25%	10,79%	35,13%
Bartolome Mitre (Arrecifes)	0,00%	28,08%	11,91%	11,49%	48,53%
Bragado	2,82%	50,54%	16,96%	7,81%	21,88%
Capitan Sarmiento	0,02%	36,95%	12,47%	10,51%	40,06%
Carmen de Areco	0,02%	64,54%	5,67%	6,48%	23,29%
Chacabuco	0,73%	50,40%	8,75%	10,42%	29,71%
Chivilcoy	1,62%	56,56%	18,87%	7,77%	15,20%
Colon	0,20%	43,04%	14,61%	11,59%	30,56%
Constitucion	0,00%	50,81%	6,87%	11,74%	30,57%
Exaltacion de la Cruz	0,00%	57,46%	10,37%	8,10%	24,07%
General Arenales	0,68%	39,98%	16,14%	14,03%	29,17%
General Viamonte	3,15%	60,74%	7,31%	7,24%	21,55%
Junin	6,07%	43,85%	11,37%	9,47%	29,24%
Leonardo N. Alem	0,00%	75,87%	4,12%	1,50%	18,50%
Lincoln	2,49%	71,67%	5,22%	4,40%	16,22%
Lobos	5,89%	65,80%	9,85%	5,94%	12,53%
Lujan	0,00%	77,54%	5,55%	3,16%	13,82%
Mercedes	0,00%	83,44%	2,68%	2,03%	11,85%
Navarro	3,32%	68,60%	14,23%	4,97%	8,89%
Pergamino	0,03%	31,69%	10,29%	9,18%	48,81%
Rojas	0,22%	31,77%	13,67%	15,35%	38,99%
Roque Perez	3,70%	85,91%	5,06%	0,45%	4,89%
Saladillo	4,33%	85,05%	4,79%	0,86%	4,95%
Salto	0,01%	24,99%	12,12%	16,14%	46,74%
San Andres de Giles	0,00%	63,05%	9,12%	6,96%	20,87%
San Antonio de Areco	0,00%	43,87%	12,54%	11,02%	32,57%
San Pedro	1,64%	40,42%	10,03%	6,43%	41,47%
Suipacha	0,09%	80,23%	5,25%	3,27%	11,16%
Zarate	0,00%	61,76%	8,42%	5,83%	23,99%

Tabla C.3: Porcentaje de cada cobertura para la campaña 2001-2002 con respecto al área rural relevada.

Partido	Sup. Agua (%)	Sup. Recursos forrajeros (%)	Sup. Trigo-soja 2da(%)	Sup. Maíz (%)	Sup. Soja 1ra(%)
25 de Mayo	1,46%	78,60%	6,01%	0,63%	13,29%
9 de Julio	5,10%	67,93%	7,83%	1,37%	17,76%
Alberti	5,64%	59,65%	17,98%	2,06%	14,67%
Baradero	0,00%	46,53%	19,34%	7,07%	27,06%
Bartolome Mitre (Arrecifes)	0,00%	34,30%	17,51%	8,24%	39,96%
Bragado	5,59%	59,97%	13,17%	2,06%	19,20%
Capitan Sarmiento	0,01%	43,58%	16,99%	8,44%	30,98%
Carmen de Areco	0,00%	69,83%	7,95%	1,91%	20,30%
Chacabuco	1,09%	54,34%	9,51%	2,18%	32,87%
Chivilcoy	2,07%	62,03%	12,31%	0,93%	22,66%
Colon	0,07%	40,03%	18,88%	5,69%	35,33%
Constitucion	0,18%	47,08%	13,88%	5,84%	33,00%
Exaltacion de la Cruz	0,00%	66,76%	12,87%	3,01%	17,35%
General Arenales	1,52%	29,81%	26,98%	4,57%	37,11%
General Viamonte	4,83%	65,59%	6,30%	0,81%	22,47%
Junin	7,74%	53,78%	12,13%	2,76%	23,59%
Leonardo N. Alem	0,00%	73,00%	5,76%	0,05%	21,21%
Lincoln	3,13%	74,60%	5,25%	0,40%	16,62%
Lobos	20,37%	57,84%	7,26%	0,06%	14,41%
Lujan	0,00%	82,65%	3,78%	0,00%	13,60%
Mercedes	0,00%	90,16%	3,12%	0,11%	6,61%
Navarro	6,03%	73,24%	6,12%	0,57%	14,05%
Pergamino	0,02%	33,92%	17,09%	4,94%	44,03%
Rojas	0,15%	31,85%	18,39%	8,47%	41,13%
Roque Perez	4,25%	86,45%	1,51%	0,06%	7,73%
Saladillo	5,36%	82,68%	2,03%	0,01%	9,88%
Salto	0,02%	28,71%	16,92%	8,51%	45,84%
San Andres de Giles	0,00%	73,81%	8,87%	1,91%	15,41%
San Antonio de Areco	0,00%	52,30%	15,79%	7,11%	24,80%
San Pedro	0,00%	41,32%	17,78%	6,43%	34,47%
Suipacha	0,00%	83,82%	5,48%	0,20%	10,49%
Zarate	0,00%	67,95%	12,82%	3,11%	16,12%

Tabla C.4: Porcentaje de cada cobertura para la campaña 2002-2003 con respecto al área rural relevada.

Partido	Sup. Agua (%)	Sup. Recursos forrajeros (%)	Sup. Trigo-soja 2da(%)	Sup. Maíz (%)	Sup. Soja 1ra(%)
25 de Mayo	1,04%	67,00%	11,23%	3,61%	17,11%
9 de Julio	3,91%	65,18%	8,24%	5,59%	17,09%
Alberti	4,94%	40,63%	24,39%	12,82%	17,22%
Baradero	0,00%	34,73%	18,06%	12,52%	34,69%
Bartolome Mitre (Arrecifes)	0,00%	26,98%	16,39%	11,81%	44,82%
Bragado	4,85%	47,37%	17,53%	8,89%	21,37%
Capitan Sarmiento	0,00%	34,13%	18,23%	11,87%	35,77%
Carmen de Areco	0,03%	60,55%	9,56%	7,50%	22,36%
Chacabuco	0,98%	41,29%	12,87%	11,55%	33,32%
Chivilcoy	1,83%	49,60%	18,91%	8,71%	20,94%
Colon	0,05%	38,54%	12,61%	9,00%	39,80%
Constitucion	0,02%	39,78%	9,65%	9,26%	41,28%
Exaltacion de la Cruz	0,00%	51,73%	14,61%	10,67%	22,99%
General Arenales	1,52%	24,56%	25,52%	11,94%	36,46%
General Viamonte	4,69%	58,90%	9,13%	5,75%	21,54%
Junin	7,65%	41,45%	14,26%	9,32%	27,32%
Leonardo N. Alem	0,00%	55,57%	22,69%	0,09%	21,69%
Lincoln	3,54%	69,47%	6,52%	3,33%	17,13%
Lobos	16,83%	49,80%	10,76%	11,26%	11,40%
Lujan	0,00%	61,78%	7,58%	4,84%	25,82%
Mercedes	0,00%	78,04%	7,45%	2,38%	12,12%
Navarro	5,00%	62,30%	12,61%	5,15%	14,94%
Pergamino	0,02%	29,93%	14,65%	8,50%	46,89%
Rojas	0,12%	29,02%	15,16%	14,32%	41,38%
Roque Perez	4,10%	77,29%	5,90%	0,65%	12,07%
Saladillo	5,14%	72,48%	3,17%	0,58%	18,64%
Salto	0,01%	24,38%	15,95%	14,83%	44,82%
San Andres de Giles	0,00%	55,13%	15,80%	5,71%	23,36%
San Antonio de Areco	0,00%	39,10%	16,51%	14,65%	29,73%
San Pedro	0,00%	38,64%	16,65%	7,27%	37,44%
Suipacha	0,01%	76,27%	8,55%	2,17%	12,99%
Zarate	0,00%	53,82%	12,98%	9,63%	23,56%

Tabla C.5: Porcentaje de cada cobertura para la campaña 2003-2004 con respecto al área rural relevada.

Partido	Sup. Agua (%)	Sup. Recursos forrajeros (%)	Sup. Trigo-soja 2da(%)	Sup. Maíz (%)	Sup. Soja 1ra(%)
25 de Mayo	0,25%	57,79%	15,33%	7,26%	19,37%
9 de Julio	1,08%	59,16%	16,10%	5,47%	18,20%
Alberti	0,25%	36,49%	27,72%	17,83%	17,72%
Baradero	0,00%	26,27%	19,80%	17,41%	36,52%
Bartolome Mitre (Arrecifes)	0,00%	16,27%	18,53%	15,09%	50,11%
Bragado	1,71%	43,37%	20,79%	10,26%	23,87%
Capitan Sarmiento	0,00%	25,92%	18,47%	13,30%	42,31%
Carmen de Areco	0,00%	58,47%	8,80%	9,59%	23,14%
Chacabuco	0,04%	35,73%	11,80%	16,81%	35,62%
Chivilcoy	0,02%	42,23%	19,69%	13,60%	24,46%
Colon	0,01%	28,51%	13,67%	11,19%	46,61%
Constitucion	0,00%	32,40%	9,38%	9,68%	48,53%
Exaltacion de la Cruz	0,00%	43,44%	21,34%	11,53%	23,69%
General Arenales	0,01%	15,54%	22,52%	16,47%	45,47%
General Viamonte	1,60%	53,72%	11,89%	8,45%	24,34%
Junin	4,37%	33,87%	18,40%	12,20%	31,15%
Leonardo N. Alem	0,00%	44,34%	19,87%	3,51%	32,29%
Lincoln	1,01%	64,13%	10,26%	6,32%	18,28%
Lobos	0,00%	55,58%	13,68%	10,99%	19,69%
Lujan	0,00%	57,92%	10,23%	9,39%	22,49%
Mercedes	0,00%	71,54%	10,43%	4,98%	13,04%
Navarro	0,00%	57,11%	17,95%	9,73%	15,21%
Pergamino	0,00%	20,64%	13,23%	11,61%	54,52%
Rojas	0,04%	19,35%	17,86%	18,33%	44,42%
Roque Perez	1,70%	73,70%	6,61%	2,11%	15,86%
Saladillo	3,99%	69,60%	8,54%	2,97%	14,89%
Salto	0,00%	17,05%	14,68%	19,20%	49,07%
San Andres de Giles	0,00%	49,52%	15,02%	11,35%	24,12%
San Antonio de Areco	0,00%	32,64%	18,98%	17,80%	30,58%
San Pedro	0,00%	26,94%	20,65%	13,48%	38,94%
Suipacha	0,00%	72,47%	9,21%	5,63%	12,68%
Zarate	0,00%	43,97%	15,31%	13,01%	27,71%

Tabla C.6: Porcentaje de cada cobertura para la campaña 2004-2005 con respecto al área rural relevada.

Partido	Sup. Agua (%)	Sup. Recursos forrajeros (%)	Sup. Trigo-soja 2da(%)	Sup. Maíz (%)	Sup. Soja 1ra(%)
25 de Mayo	0,18%	52,45%	13,41%	11,29%	22,67%
9 de Julio	0,18%	54,55%	13,07%	9,60%	22,61%
Alberti	0,19%	35,26%	26,28%	19,52%	18,75%
Baradero	0,00%	30,69%	14,81%	20,75%	33,76%
Bartolome Mitre (Arrecifes)	0,00%	21,97%	14,56%	19,65%	43,81%
Bragado	0,30%	41,55%	21,90%	13,43%	22,82%
Capitan Sarmiento	0,00%	32,29%	14,59%	18,09%	35,03%
Carmen de Areco	0,00%	60,16%	4,66%	12,47%	22,70%
Chacabuco	0,02%	33,38%	11,17%	19,04%	36,39%
Chivilcoy	0,00%	42,45%	15,01%	16,44%	26,09%
Colon	0,00%	35,30%	8,91%	13,88%	41,90%
Constitucion	0,00%	38,82%	5,26%	8,65%	47,26%
Exaltacion de la Cruz	0,00%	44,38%	13,51%	18,39%	23,73%
General Arenales	0,00%	21,18%	24,57%	19,15%	35,10%
General Viamonte	0,21%	51,36%	10,98%	11,84%	25,61%
Junin	4,70%	35,32%	13,79%	15,94%	30,25%
Leonardo N. Alem	0,00%	44,48%	10,41%	12,21%	32,90%
Lincoln	0,64%	62,73%	8,07%	7,86%	20,70%
Lobos	0,00%	52,01%	8,56%	13,57%	25,80%
Lujan	0,00%	55,04%	4,11%	8,97%	31,92%
Mercedes	0,00%	72,75%	3,70%	9,00%	14,54%
Navarro	0,00%	56,97%	12,35%	11,67%	19,01%
Pergamino	0,00%	26,63%	8,53%	14,58%	50,26%
Rojas	0,00%	23,14%	12,94%	21,57%	42,35%
Roque Perez	1,89%	69,52%	5,53%	4,60%	18,45%
Saladillo	4,38%	64,40%	7,17%	6,81%	17,24%
Salto	0,00%	20,70%	10,47%	20,24%	48,59%
San Andres de Giles	0,00%	49,22%	9,67%	13,99%	27,12%
San Antonio de Areco	0,00%	37,83%	12,60%	19,92%	29,65%
San Pedro	0,00%	32,03%	14,37%	16,28%	37,34%
Suipacha	0,00%	74,25%	4,34%	8,62%	12,79%
Zarate	0,00%	44,34%	13,92%	16,55%	25,19%

Tabla C.7: Porcentaje de cada uso del suelo para el período 2000-2005 (5 campañas) con respecto al área rural relevada.

Partido	Agua (%)	Ganadería continua (%)	Rotaciones A-G (%)	Agricultura continua (%)
25 de Mayo	1,78%	54,18%	21,24%	22,80%
9 de Julio	6,12%	48,48%	21,51%	23,89%
Alberti	6,07%	28,37%	18,47%	47,09%
Baradero	0,37%	23,61%	18,60%	57,42%
Bartolome Mitre (Arrecifes)	0,00%	14,64%	16,67%	68,69%
Bragado	6,37%	34,58%	18,80%	40,24%
Capitan Sarmiento	0,02%	23,05%	19,82%	57,11%
Carmen de Areco	0,04%	55,99%	13,99%	29,98%
Chacabuco	1,38%	31,02%	19,88%	47,72%
Chivilcoy	2,37%	38,04%	20,93%	38,66%
Colon	0,26%	26,74%	17,06%	55,94%
Constitucion	0,19%	31,75%	17,63%	50,43%
Exaltacion de la Cruz	0,00%	40,76%	23,66%	35,58%
General Arenales	1,97%	11,80%	18,58%	67,65%
General Viamonte	6,07%	44,21%	21,23%	28,49%
Junin	8,33%	26,93%	21,99%	42,75%
Leonardo N. Alem	0,00%	36,58%	46,79%	16,64%
Lincoln	4,29%	57,25%	20,73%	17,73%
Lobos	20,68%	34,15%	18,54%	26,63%
Lujan	0,00%	52,41%	34,13%	13,46%
Mercedes	0,00%	72,38%	16,97%	10,64%
Navarro	6,43%	50,63%	19,35%	23,59%
Pergamino	0,05%	19,41%	14,54%	66,00%
Rojas	0,36%	17,46%	14,51%	67,67%
Roque Perez	5,09%	69,63%	16,44%	8,83%
Saladillo	6,14%	65,18%	19,91%	8,77%
Salto	0,03%	14,82%	12,08%	73,07%
San Andres de Giles	0,00%	47,29%	20,57%	32,14%
San Antonio de Areco	0,00%	29,91%	19,11%	50,98%
San Pedro	1,65%	23,08%	19,46%	55,82%
Suipacha	0,09%	70,94%	15,97%	12,99%
Zarate	0,00%	42,97%	20,99%	36,04%

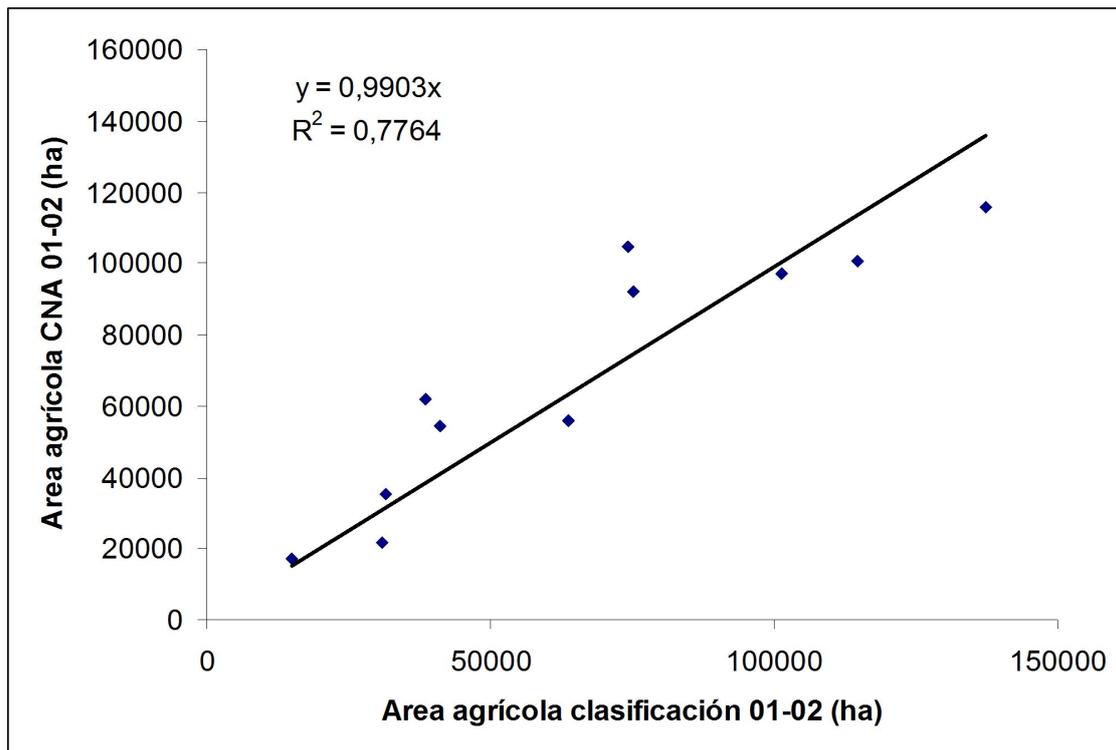


Figura C.1: Relación entre el área clasificada como agrícola y el área agrícola reportada por el Censo Nacional Agropecuario para la campaña 2001-2002. Cada punto representa un departamento (clasificado el 100% de su área)

Apéndice D – Calibración MODIS, Landsat, ASD

Muestras

En el norte de la provincia de Buenos Aires (Pergamino) se seleccionaron seis lotes en los cuales entraba en su totalidad 1 pixel MODIS de 500m (Figura D.1). Los lotes tenían sembrado maíz (3), soja de 1ra (1) y soja de segunda (2).

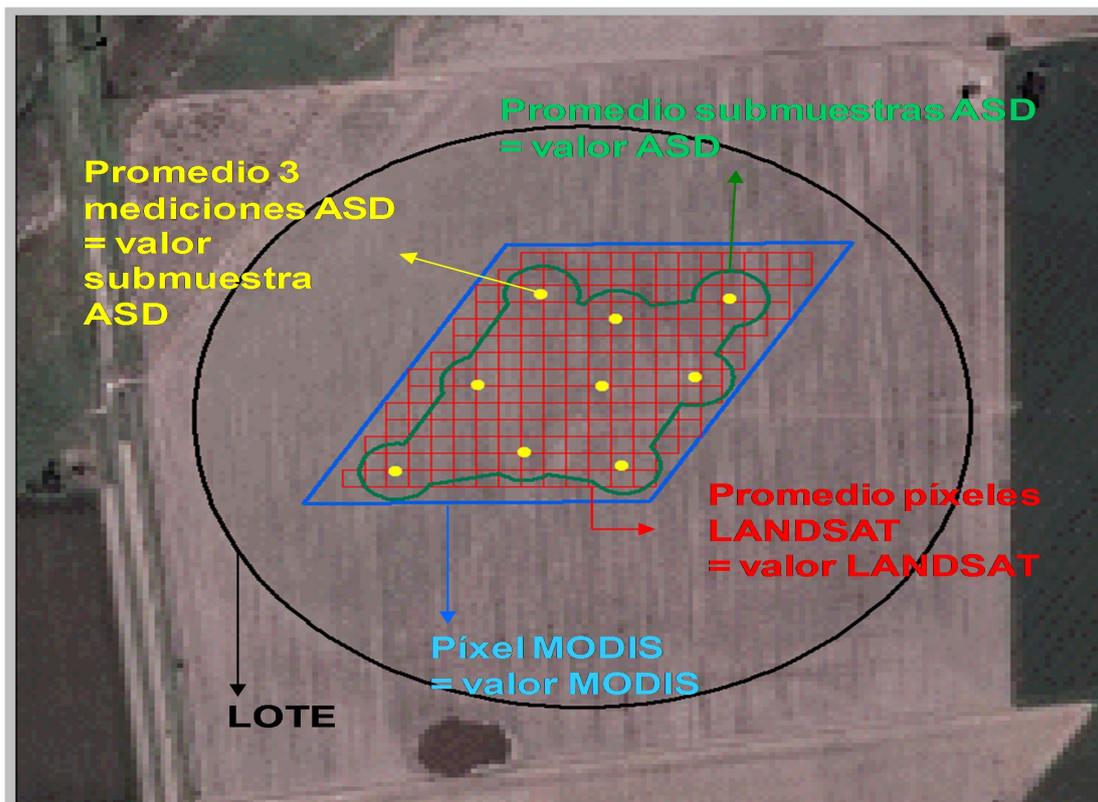


Figura D.1: Ejemplo de lote y mediciones tomadas para cada sensor (MODIS 500m).

Mediciones con el ASD

En tres fechas a lo largo de la campaña 2008-2009 (14nov08, 24dic08 y 21ene09) se midió la reflectancia superficial utilizando un sensor hiperespectral FieldSpec® 3 (Analytical Spectral Devices; 1nm de resolución espectral). Se calcularon los valores de las bandas del azul, rojo, infrarrojo cercano e infrarrojo medio equivalentes a los sensores Landsat (ASD-L) y MODIS (ASD-M) promediando los valores de reflectancia de la porción del espectro que corresponde (Tabla D.1). Se tomaron entre 6 y 8 submuestras por lote, cada una de las cuales era a su vez el promedio de 3 mediciones, que luego se promediaron para obtener un valor representativo de todo el lote. Los valores de IVN e IVM fueron calculados para cada sensor (Landsat y MODIS) mediante las siguientes fórmulas:

$$IVN = (\text{Infrarrojo cercano} - \text{Rojo}) / (\text{Infrarrojo cercano} + \text{Rojo})$$

$$IVM = 2.5 [(\text{Infrarrojo cercano} - \text{Rojo}) / (\text{Infrarrojo cercano} + C1 * \text{Rojo} - C2 * \text{Azul} + L)]$$

Donde

L=1 (Factor de ajuste del suelo)

C1=6 (Coeficiente 1 de corrección del scattering atmosférico)

C2=7.5 (Coeficiente 2 de corrección del scattering atmosférico)

Tabla D.1: Descripción de las bandas de los sensores Landsat y MODIS.

Sensor	Long. onda	Nro banda	Ancho de banda (nm)	Resolución espacial (m)
Landsat 5 TM	Azul	1	450-520	30
	Rojo	3	630-690	30
	Infrarrojo cercano	4	760-900	30
	Infrarrojo medio	5	1550-1750	30
MODIS	Azul	3	459-479	500
	Rojo	1	620-670	250
	Infrarrojo cercano	2	841-876	250
	Infrarrojo medio	6	1628-1652	500

Imágenes Landsat

Se utilizaron 3 imágenes del sensor Landsat 5 TM de la escena 226-84, con una diferencia en la fecha de no más de 10 días con respecto a la medición con el ASD (23nov08, 25dic08 y 26ene09). A las imágenes se les hicieron correcciones geométricas, radiométricas y atmosféricas (Rayleigh) obteniéndose información georreferenciada de reflectancia en superficie (Chander et al. 2007). Los valores de IVN e IVM fueron calculados. Se promedió la información de los píxeles que se correspondían con el pixel de 500m de MODIS que caía dentro del lote.

Productos MODIS

Se obtuvieron imágenes MODIS (Colección 5) correspondientes al producto MOD09A1 (8días-500m) y MOD13Q1 (16 días-250m) del sitio <https://wist.echo.nasa.gov/api/> (Febrero 2009). Cada imagen es un compuesto de 8/16 días. De ellas se utilizó la siguiente información:

MOD09A1:

Reflectancia en superficie de la Banda 1 (rojo)
 Reflectancia en superficie de la Banda 2 (infrarrojo cercano)
 Reflectancia en superficie de la Banda 3 (azul)
 Reflectancia en superficie de la Banda 6 (infrarrojo medio)
 Reflectancia en superficie -500m- Banda de control de calidad

MOD13Q1:

250m 16 días IVN
 250m 16 días IVM
 250m 16 días IV CALIDAD
 250m 16 días Reflectancia rojo
 250m 16 días Reflectancia IRC (infrarrojo cercano)

250m 16 días Reflectancia azul
 250m 16 días Reflectancia IRM (infrarrojo medio)

Los compuestos utilizados se correspondieron con las fechas de medición a campo (8d: 9nov08-16nov08, 19dic08-27dic08 y 17ene09-24ene09; 16d: 31oct08-15nov08, 18dic08-31dic08, 17ene09-1feb09). La información de los píxeles MODIS del producto MODQ1 de 250m de un mismo lote fueron promediados para obtener un valor por lote. Los valores de IVN e IVM fueron los calculados del producto MOD09A1 y se utilizaron los provistos del producto MOD13Q1. Se incluyeron en el análisis solo los píxeles cuya denominación, según la banda de control de calidad del producto, era “Ideal”.

Relaciones

Se realizaron regresiones entre los índices de vegetación (IVN e IVM) de cada sensor (Tabla D.2).

Para analizar la correspondencia entre la información obtenida con distintos sensores se generaron regresiones para cada banda y sus diferentes combinaciones (Tabla D.3).

Tabla D.2: Relación y ajuste entre los índices de vegetación de cada sensor. IVN: Índice de vegetación normalizado. IVM: Índice de vegetación mejorado. En gris modelo utilizado en el punto 2.3.4.

SENSOR	Eje X	Eje Y	Relación	Ajuste
Lansat	IVN	IVM	$y = 0,729x - 0,056$	0.95
	IVM	IVN	$y = 1,304x + 0,103$	0.95
MODIS8d	IVN	IVM	$y = 0,824x - 0,068$	0.95
	IVM	IVN	$y = 1,150x + 0,110$	0.95
MODIS16d	IVN	IVM	$y = 0,926x - 0,125$	0.94
	IVM	IVN	$y = 1,012x + 0,167$	0.94

Tabla D.3: Relación y ajuste de las diferentes longitudes de onda entre los distintos sensores. En gris (1) modelo utilizado en el Apéndice F (2) modelo utilizado en el Apéndice G.

Long. Onda	Eje X	Eje Y	Relación	Ajuste
Azul	ASD-L	Landsat	$y = 0.6193x + 0.0118$	0.84
	Landsat	ASD-L	$y = 1.3615x - 0.0094$	0.84
	ASD-M	MODIS8d	$y = 0.5776x + 0.019$	0.70
	MODIS8d	ASD-M	$y = 1.207x - 0.011$	0.70
	ASD-M	MODIS16d	$y = 0.4749x + 0.0214$	0.57
	MODIS16d	ASD-M	$y = 1.2028x - 0.0089$	0.57
	Landsat	MODIS8d	$y = 0.821x + 0.0104$	0.70
	MODIS8d	Landsat	$y = 0.8549x + 0.0024$	0.70
	Landsat	MODIS16d	$y = 0.7636x + 0.011$	0.74
	MODIS16d	Landsat	$y = 0.9637x - 0.0005$	0.74
Rojo	ASD-L	Landsat	$y = 0.7173x + 0.0186$	0.84
	Landsat	ASD-L	$y = 1.177x - 0.0117$	0.84
	ASD-M	MODIS8d	$y = 0.6348x + 0.0408$	0.66
	MODIS8d	ASD-M	$y = 1.0321x - 0.0198$	0.66
	ASD-M	MODIS16d	$y = 0.6486x + 0.028$	0.73
	MODIS16d	ASD-M	$y = 1.1323x - 0.0145$	0.73
	Landsat	MODIS8d	$y = 0.7399x + 0.0336$	0.60
	MODIS8d	Landsat	$y = 0.8102x - 0.0011$	0.60
	Landsat	MODIS16d	$y = 0.8369x + 0.0153$	0.82
	MODIS16d	Landsat	$y = 0.984x - 0.0036$	0.82
Infrarrojo cercano	ASD-L	Landsat	$y = 0.564x + 0.0925$	0.79
	Landsat	ASD-L	$y = 1.4073x - 0.0607$	0.79
	ASD-M	MODIS8d	$y = 0.5137x + 0.1692$	0.43
	MODIS8d	ASD-M	$y = 0.8421x + 0.0539$	0.43
	ASD-M	MODIS16d	$y = 0.755x + 0.0917$	0.66
	MODIS16d	ASD-M	$y = 0.8693x + 0.0392$	0.66
	Landsat	MODIS8d	$y = 0.7394x + 0.138$	0.36
	MODIS8d	Landsat	$y = 0.4827x + 0.1151$	0.36
	Landsat	MODIS16d	$y = 1.1478x + 0.0287$	0.60
	MODIS16d	Landsat	$y = 0.5262x + 0.0968$	0.60

Long. Onda	Eje X	Eje Y	Relación	Ajuste
Infrarrojo medio	ASD-L	Landsat	$y = 0,644x + 0,033$	0.79
	Landsat	ASD-L	$y = 1.2202x + 0.0095$	0.79
	ASD-M	MODIS8d	$y = 0.5495x + 0.1445$	0.58
	MODIS8d	ASD-M	$y = 1.0589x - 0.0499$	0.58
	ASD-M	MODIS16d	$y = 0.5062x + 0.0314$	0.42
	MODIS16d	ASD-M	$y = 0.8244x + 0.1178$	0.42
	Landsat	MODIS8d	$y = 0.7859x + 0.1349$	0.64
	MODIS8d	Landsat	$y = 0.8092x - 0.0419$	0.64
	Landsat	MODIS16d	$y = 0.8208x + 0.0046$	0.59
	MODIS16d	Landsat	$y = 0.7144x + 0.0731$	0.59
IVN	ASD-L	Landsat	$y = 0.8679x + 0.0426$	0.95
	Landsat	ASD-L	$y = 1.0977x - 0.0154$	0.95
	ASD-M	MODIS8d	$y = 0.7054x + 0.1359$	0.80
	MODIS8d	ASD-M	$y = 1.1282x - 0.0162$	0.80
	ASD-M	MODIS16d	$y = 0.7823x + 0.1289$	0.85
	MODIS16d	ASD-M	$y = 1.082x - 0.0363$	0.85
	Landsat	MODIS8d	$y = 0.7069x + 0.1732$	0.71
	MODIS8d	Landsat	$y = 1.0021x + 0.0066$	0.71
	Landsat	MODIS16d	$y = 0.8177x + 0.1493$	0.82
	MODIS16d	Landsat	$y = 1.0025x - 0.0384$	0.82
IVM	ASD-L	Landsat	$y = 0.7393x + 0.0389$	0.96
	Landsat	ASD-L	$y = 1.2926x - 0.029$	0.96
	ASD-M	MODIS8d	$y = 0.6571x + 0.1147$	0.77
	MODIS8d	ASD-M	$y = 1.1714x - 0.0223$	0.77
	ASD-M	MODIS16d	$y = 0.8483x + 0.0686$	0.87
	MODIS16d	ASD-M	$y = 1.0246x - 0.0066$	0.87
	Landsat	MODIS8d	$y = 0.7521x + 0.1379$	0.63
	MODIS8d	Landsat	$y = 0.8314x + 0.033$	0.63
	Landsat	MODIS16d	$y = 1.0137x + 0.0817$	0.77
	MODIS16d	Landsat	$y = 0.7592x + 0.0288$	0.77

(1)

(2)

Apéndice E – Datos TRMM. Evaluación

Se confeccionó una base de datos del producto 3B43 (Monthly 0.25 x 0.25 degree merged TRMM and other sources estimates) Versión 6 del sensor TRMM entre julio del año 1998 a junio del año 2008 (10 años).

Sitio de bajada: <http://mirador.gsfc.nasa.gov/cgi-bin/mirador/presentNavigation.pl?tree=project&project=TRMM&dataGroup=Gridded&dataset=3B43:%20Monthly%200.25%20x%200.25%20degree%20merged%20TRMM%20and%20other%20sources%20estimates&version=006> (Agosto2009).

El producto provee dos bandas:

- 1- Precipitación (unidades "mm/hr")
- 2- Error relativo (unidades "mm/hr")

Los valores se corresponden con el promedio de lluvia en mm/hr del mes. Para obtener las precipitaciones acumuladas mensuales (mm/mes) se debió multiplicar el valor de la banda 1 por 24 (hs) y luego por la cantidad de días del mes. Se calculó el promedio de los diez años para cada mes y luego se generó el valor relativo al mismo (valor del mes/promedio de 10 años de ese mes)

Evaluación

Se tomaron seis estaciones meteorológicas del INTA con información completa para estos años distribuidas en los pastizales templados del Rio de la plata (Tabla E.1). Se calculó la precipitación acumulada mensual (mm/mes) y se la comparó con el valor del pixel TRMM que se correspondía con su ubicación espacial. Se realizaron regresiones (TRMM-Estación) por Estación meteorológica y para la totalidad de los datos.

Los ajustes (R^2) entre Estaciones meteorológicas variaron de 0.7085 a 0.8788, siendo el ajuste total de 0.7821 (Tabla E.1) En la Tabla 2.4.1 se puede observar que el ajuste aumenta a medida que la precipitación promedio de la estación es mayor. La pendiente de la relación TRMM-Est. meteorológica para toda la región es menor a 1 (0.8526) por lo que el sensor estaría sobre-estimando los valores medidos en superficie (Figura E.1).

Tabla E.1: Coordenadas, precipitación promedio anual y ajuste con los valores del sensor TRMM de las seis Estaciones meteorológicas analizadas para el período julio1998-junio2008, ordenadas según precipitación anual promedio ascendente.

Estación	Lat	Lon	PP prom anual	R^2
ANGUIL-INTA	-36.50	-63.98	745	0.7085
BALCARCE-INTA	-37.75	-58.30	769	0.7161
PERGAMINO-INTA	-33.93	-60.55	1028	0.7195
OLIVEROS-INTA	-32.55	-60.85	1048	0.7342
PARANA-INTA	-31.83	-60.52	1220	0.8260
CONCORDIA-INTA	-31.36	-58.12	1411	0.8788
TODAS	-	-	-	0.7821

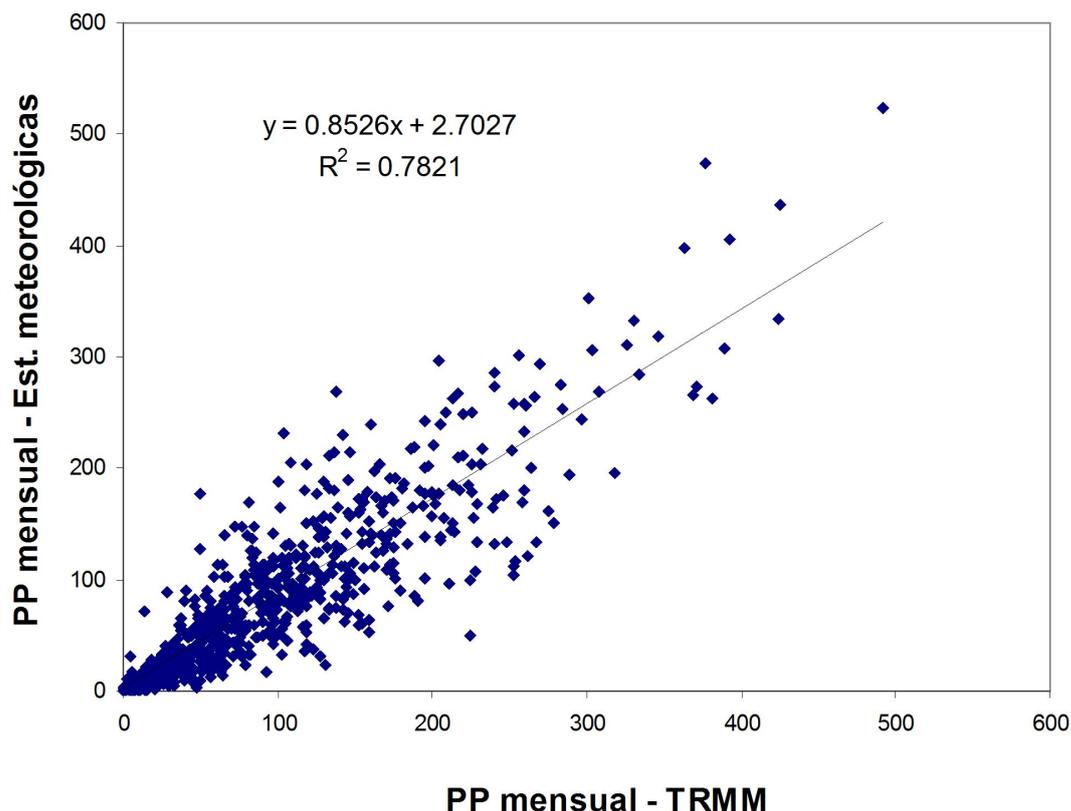


Figura E.1: Relación entre los valores reportados por el sensor TRMM y los medidos en seis Estaciones meteorológicas del INTA en los pastizales del Rio de la Plata. Período julio1998-junio2008.

Apéndice F – Firmas espectrales de diferentes sistemas de labranza

Se seleccionaron 11 lotes bajo diferentes sistemas de labranza distribuidos por la escena Landsat 226-84 en diferentes suelos (Figura F.1.). En la primavera del año 2007 se midió la reflectancia superficial utilizando un sensor hiperespectral FieldSpec® 3 (Analytical Spectral Devices; 1nm de resolución espectral). Se tomaron 6 submuestras por lote, cada una de las cuales era a su vez el promedio de 3 mediciones, que luego se promediaron para obtener un valor representativo de todo el lote. Se calcularon los valores equivalentes a la banda infrarrojo medio (banda 5) de Landsat 5TM, 1550-1750 nm, para cada lote sumando la reflectancia entre dichas longitudes de onda.

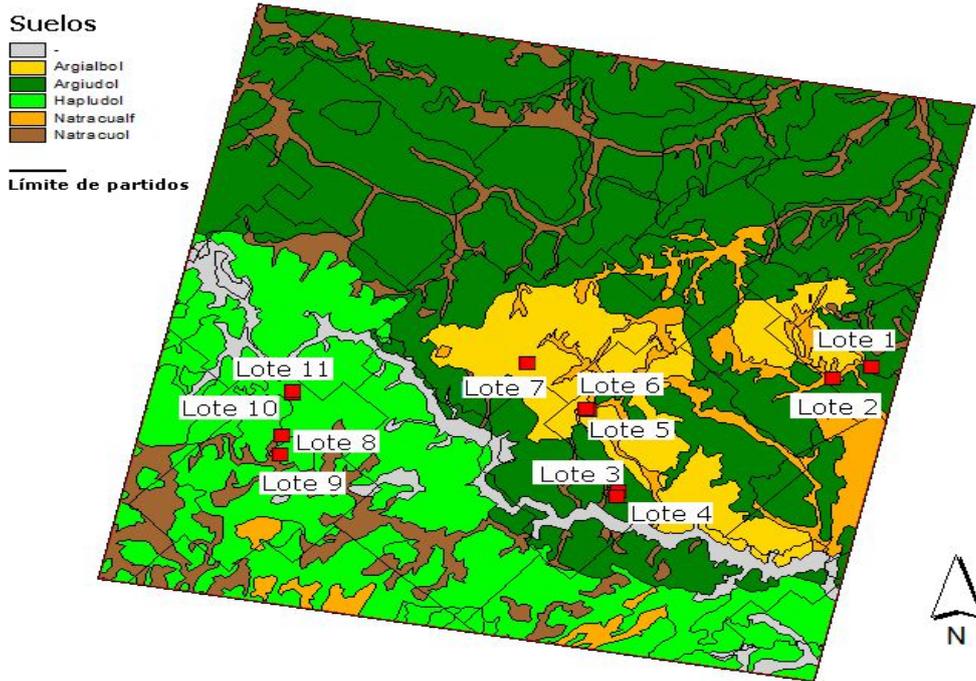


Figura F.1: Ubicación, en la escena Landsat 226-84, de los lotes medidos en la primavera del año 2007 y los suelos sobre los que se encuentran.

Los resultados muestran gran variación en las firmas espectrales. Los valores promedio de los lotes bajo labranza convencional fue menor a lo largo de todo el espectro que los valores promedio de los lotes bajo siembra directa (Figura F.2.A). Ordenando de menor a mayor los lotes según su valor de reflectancia equivalente a la banda del infrarrojo medio (IRM) del sensor Landsat 5TM se observa que los primeros se corresponden con el sistema Labranza convencional mientras que los últimos al sistema siembra directa Tabla F.1. Pasando esos valores al valor real del sensor Landsat 5TM mediante la relación (ASD-L - Landsat) obtenida en el Apéndice D ($IRM_{Landsat} = 0.644 * IRM_{ASD-L} + 0.033$ $R^2=0.79$) se observa que el valor de 0.24 obtenido mediante el árbol de decisión cumple en discriminar los distintos tipos de labor. Es más, el valor de reflectancia en medio de los valores de los lotes bajo labranza convencional y siembra directa más próximos (es decir, en el orden de la tabla el último y primero de cada sistema respectivamente) es de 0.3361 el cual transformado equivale a 0.2424.

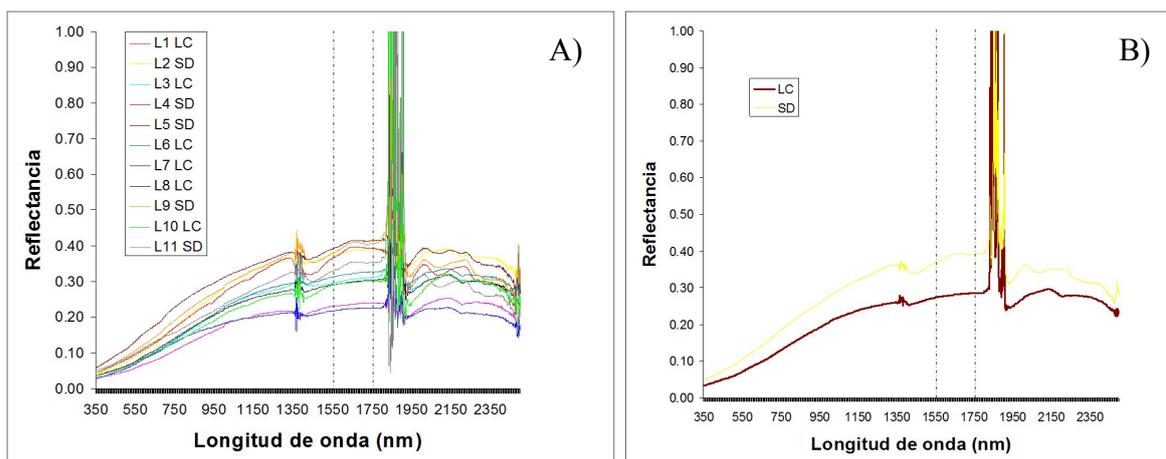


Figura F.2: Firmas espectrales, en reflectancia, tomadas con un sensor hiperespectral FieldSpec ® 3 (Analytical Spectral Devices). A) Firma de cada uno de los lotes (L) relevados. B) Firma promedio por sistema de labranza (LC: labranza convencional; SD: Siembra Directa). Las líneas punteadas señalan la porción del espectro correspondiente a la banda del infrarrojo medio (banda 5) del sensor Landsat 5TM.

Tabla F.1: Suelo, sistema de labranza (LC: labranza convencional; SD: Siembra Directa) y promedio equivalente a la banda del infrarrojo medio del sensor Landsat 5TM para cada uno de los lotes relevados.

Lote	Tipo de Suelo	Tipo de labranza	Detalle	Promedio ASD
7	Argialbol	LC	Rastreado	0.2237
1	Argjudol	LC	Arado (reja y vertedera)	0.2362
10	Hapludol	LC	Rastreado	0.2970
8	Hapludol	LC	Rastreado	0.2988
3	Argjudol	LC	Rastreado	0.3056
6	Argialbol	LC	Rastreado	0.3217
11	Hapludol	SD	Rastrojo de maíz	0.3505
2	Natracualf	SD	Rastrojo de soja	0.3845
4	Argjudol	SD	Rastrojo de maíz	0.3922
9	Hapludol	SD	Rastrojo de soja	0.4042
5	Argialbol	SD	Rastrojo de soja	0.4110

Apéndice G – Relación entre el NDVI_MODIS16d y la fracción de radiación fotosintéticamente activa (fPAR)

Muestras

Se relevaron catorce lotes ubicados en el Norte de la Provincia de Buenos Aires (Pergamino, Hurlingham) con los siguientes cultivos: maíz (5), soja de 1ra (7) y soja de segunda (2).

Mediciones con el ASD

En seis fechas a lo largo de la campaña 2008-2009 (14 November 2008, 05 December 2008, 24 December 2008, 29 December 2008, 9 January 2009 and 21 January 2009) se midió la reflectancia superficial utilizando un sensor hiperespectral FieldSpec ® 3 (Analytical Spectral Devices; 1nm de resolución espectral). Los valores

de IVN fueron calculados promediando los valores de reflectancia de la porción del espectro que se corresponde a las bandas del rojo e infrarrojo de MODIS (620-670 nm para la banda del rojo (banda 1) y 841-876 nm para la banda del infrarrojo (banda 2)). Se tomaron entre 6 y 8 submuestras por lote, cada una de las cuales era a su vez el promedio de 3 mediciones, que luego se promediaron para obtener un valor representativo de todo el lote (IVN_{ASD-M}).

Mediciones de fRFAA

Simultáneamente con las mediciones del ASD se registraron los valores de radiación fotosintéticamente activa del canopeo utilizando una barra para medición de interceptación de RFA (©Cavadevices) que mide el flujo de fotones entre 300 y 1000nm, hasta 3000 $\mu\text{MOL.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$, en una superficie de 1 metro lineal. La fRFAA interceptada por el canopeo fue calculada como:

$$\text{fRFAA} = (\text{RFAi} - \text{RFAt}) / \text{RFAi}$$

donde RFAi es la RFA entrante, medida con la barra por sobre el canopeo y RFAt es la RFA transmitida registrada ubicando la barra por debajo del canopeo al ras del suelo. Se tomaron entre 6 y 8 submuestras por lote que luego se promediaron para obtener un valor de fRFAA representativo del mismo.

Relación

Los valores de IVN_{ASD-M} fueron llevados a valores de IVN_{MODIS16d} según la relación obtenida en el Apéndice D ($\text{IVN}_{\text{MODIS16d}} = 0,782 * \text{IVN}_{\text{ASD-M}} + 0,128$ $R^2=0.85$). Un modelo no lineal fue ajustado a la relación IVN_{MODIS16d} -fRFAA (Figura G.1)

$$\text{fRFAA} = 2.517 \text{IVN}_{\text{MODIS16d}}^2 - 1.159 \text{IVN}_{\text{MODIS16d}} + 0.126 \quad (R^2 = 0.95)$$

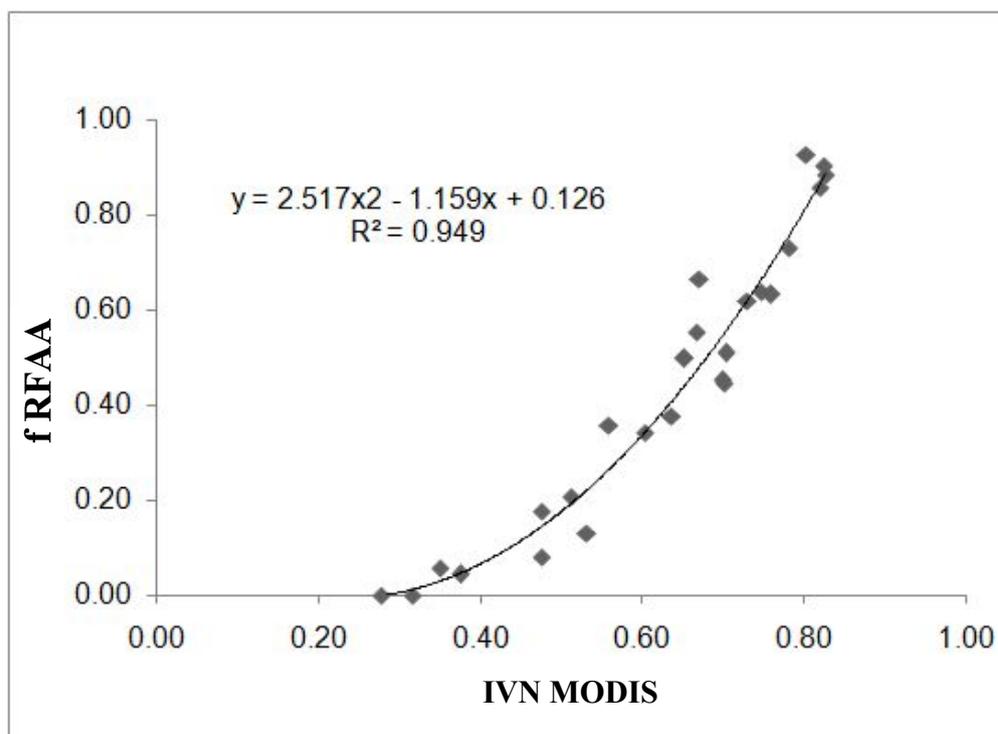


Figura G.1: Relación IVN_MODIS16d-fRFAA. Cultivos de maíz y soja. Norte de la provincia de Buenos Aires - ARGENTINA; Campaña 2008-2009.

Apéndice H - Evaluación del modelo CENTURY

Objetivo

Evaluar los resultados de COS del modelo CENTURY con datos de COS obtenidos en experimentos a largo plazo llevados a cabo en el área de estudio.

Materiales y métodos

Se utilizaron datos de rendimiento y COS de un experimento a largo plazo realizado en la localidad de Pergamino (Andriulo et al. 1999). También se recolectó de dicho trabajo (o fue provista por los autores) información de suelo, cultivo, manejo y clima. 1.Suelo: Δ COS (especificando la profundidad), Textura, profundidad de capas, condición inicial de COS, capacidad de campo, punto de marchitez, pH. 2.Cultivo: biomasa y grano cosechado (o índice de cosecha) a lo largo del período del experimento. 3. Manejo: secuencia de cultivo, fertilización, sistema de labranza, fecha de siembra, etc. 4.Clima: histórico del sitio, a lo largo del experimento: precipitación, temperatura máxima y mínima.

El ensayo tuvo lugar en la estación experimental del INTA Pergamino. El sitio no había sido laboreado o pastoreado por un período de por lo menos 80 años. El experimento consistió en cultivar soja por 13 años.

Las simulaciones del CENTURY consistieron en 4000 años de pastizales y pastoreo nativo para lograr la estabilización del COS, 300 años de pastoreo con animales domésticos (ajustando la carga cada 100 años, ver Piñeiro et al. (2006)), 80 años de no pastoreo y finalmente el ensayo con 13 años de monocultivo de soja. Los datos de COS fueron convertidos a kg ha⁻¹ para los primeros 20 cm de profundidad para poder compararlos con los simulados por el modelo. Las simulaciones del modelo fueron realizadas con la información disponible.

El contenido de COS simulado fue comparado con el contenido del COS registrado en el experimento.

Resultados

Las pérdidas de COS simuladas por el modelo CENTURY fueron similares a las reportadas por el experimento, estando los valores simulados dentro de los niveles de confianza de los valores medidos por Andriulo et al. 1999 (Figura H.1).

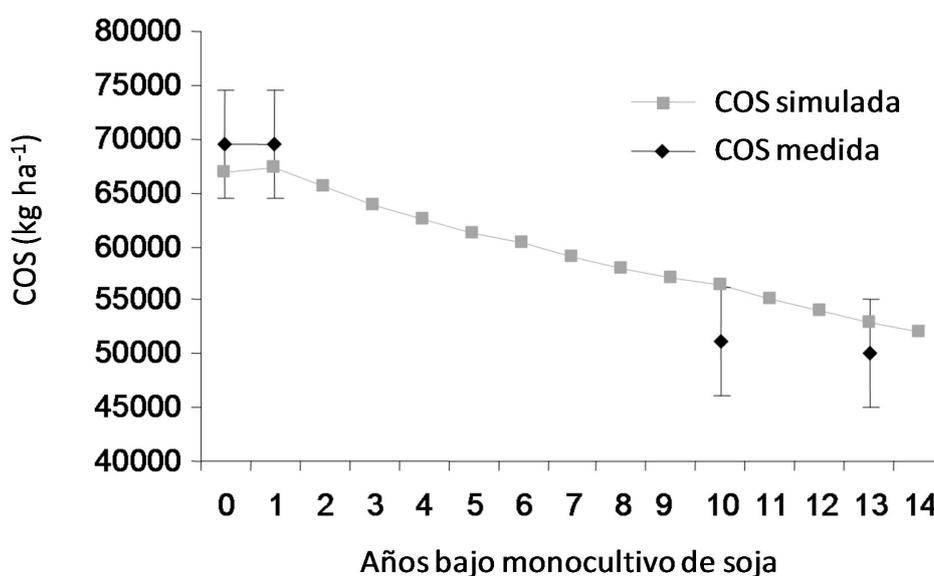


Figura H.1: Variación del COS, medido y simulado por el modelo CENTURY, a lo largo de 13 años de monocultivo de soja en un Argiudol de la Pampa Ondulada (Pergamino).

Apéndice I - Manejo de los cultivos

Tabla I.1: Manejo realizado a los diferentes cultivos en cada uno de los sitios muestreados.

Sitio	Cultivo	Fecha barbecho químico	Fecha de siembra	Variedad	Dens siemb (kg/ha)	Fertilización			Mes de Cosecha
						SPT (kg/ha)	PDA (kg/ha)	UAN (L/ha)	
1	Soja	09/06/2010	23/10/2010	DM 4670	90	40	-	-	Abril
1	Trigo	29/05/2011	29/05/2011	SY 200	145	-	100	161.9	Diciembre
2	Soja	09/06/2010	20/10/2010	DM 4670	90	40	-	-	Abril
2	Trigo	29/05/2011	29/05/2011	SY 200	145	-	100	161.9	Diciembre
3	Soja	09/06/2010	06/11/2010	SPS 4X99	90	40	-	-	Abril
3	Trigo	29/05/2011	29/05/2011	SY 200	145	-	100	161.9	Diciembre
4	Soja	23/07/2010	04/11/2010	DM 3700	90	40	-	-	Abril
4	Trigo	28/05/2011	25/05/2011	BAGUETTE 11	160	-	100	143.3	Diciembre
5	Soja	10/06/2010	09/11/2010	DM 4870	90	40	-	-	Abril
5	Cebada	27/05/2011	27/05/2011	BAGUETTE 11	160	-	100	152.9	Diciembre

Fertilizantes fosfatados, aplicados junto con la siembra del cultivo (SPT: Super fosfato triple; PDA:

Fosfato di-amónico)

Fertilizante nitrogenado, aplicado a la emergencia del cultivo (UAN)

Apéndice J - Características de los suelos

Tabla J.1: Unidades taxonómicas y características de las series de suelo que las componen.

Unidad taxonómica	Tipo	Series que lo componen	%	Subgrupo de suelo	Textura
No24	Complejo	Norumbega	50	Hapludol Éntico	Franca gruesa
		Ortiz de Rosas	30	Hapludol Tupto Árgico	Franca fina
		Estación Naón	20	Hapludol Típico	Franca fina
No25	Complejo	Norumbega	40	Hapludol Éntico	Franca gruesa
		La Albina	20	Hapludol Tupto Nátrico	Franca fina
		Estación La limpia	10	Natracuol Típico	Limosa fina
		Bañados	30	-	-
Sri10	Complejo	Santa Rita (fase anegable)	40	Natracuol Típico	Franca fina
		Patricios (fase anegable)	30	Natralbol Típico	Franca fina
		Bolívar	20	Hapludol Éntico	Franca gruesa
		Saladillo	10	Hapludol Thupto Árgico	Franca fina

Tabla J.2: Características edáficas de los diferentes sitios y tratamientos.

Sitio	Tratamiento	Carbono Orgánico (%)	Nitrógeno Orgánico (%)	C/N	Fósforo asimilable (ppm)	pH 1:2.5 agua
1	Pastizal	2.88	0.28	10.3	9.32	5.9
1	Cultivo	3.04	0.27	11.3	8.80	6.0
2	Pastizal	2.44	0.21	11.6	28.22	6.5
2	Cultivo	2.73	0.24	11.4	11.39	6.6
3	Pastizal	3.32	0.33	10.1	11.82	6.7
3	Cultivo	2.25	0.20	11.3	17.78	5.9
4	Pastizal	2.25	0.21	10.7	11.65	5.7
4	Cultivo	2.02	0.20	10.1	36.50	6.6
5	Pastizal	2.46	0.20	12.3	40.47	5.6
5	Cultivo	2.77	0.25	11.1	38.49	6.5

Bibliografía

- AAPRESID 2012. Evolución de la superficie en Siembra Directa en Argentina. Campañas 1977/78 a 2010/11. http://www.aapresid.org.ar/wp-content/uploads/2013/02/aapresid.evolucion_superficie_sd_argentina.1977_a_2011.pdf Marzo 2013
- Aase, J. K. y Tanaka, D. L. 1991, Reflectances from four wheat residue cover densities as influenced by three soil backgrounds. *Agron. J.*, 83:753-757.
- Alcamo, J., Ash, N. J., Butler, C. D., Callicott, J. B., Capistrano, D., Carpenter, S. R., Castilla, J. C., Chambers, R., Chopra, K., Cropper, A., Daily, G. C., Dasgupta, P., de Groot, R., Dietz, T., Duraiappah, A. K., Gadgil, M., Hamilton K. 2003. Ecosistemas y Bienestar Humano: Marco para la Evaluación - Resumen. Informe del Grupo de Trabajo sobre Marco Conceptual de la Evaluación de Ecosistemas del Milenio. World Resources Institute. 21pp
- Altesor, A.I., Piñeiro, G., Lezama, F., Jackson, R.D., Sarasola, M., Paruelo J.M. 2006. Ecosystem changes associated with grazing removal in sub-humid grasslands of South America. *Journal of Vegetation Science*, 17:323-332.
- Alvarado, O. 2009. CAPITULO 10: La difusión de la tecnología y su impacto sobre los modelos productivos. El aporte del movimiento CREA. El futuro de la agricultura argentina. En: La Argentina 2050. La revolución tecnológica del agro. CASAFE pp.447-484. <http://www.casafe.org/pdf/CAP%2010.pdf> Febrero 2013
- Álvarez, C., Costantini, A., Alvarez, C. R., Alves, B. J. R., Jantalia, C. P., Martellotto, E. E., Urquiaga, S. 2012. Soil nitrous oxide emissions under different management practices in the semiarid region of the Argentinian Pampas. *Nutr Cycl Agroecosyst*, 94:209-220
- Álvarez, R. y Lavado, R. S. 1998. Climate, organic matter and clay content relationships in the Pampa and Chaco soils, Argentina. *Geoderma*, 83:127-141
- Álvarez, R., Steinbach, H. S., Lavado, R. S., Gutiérrez, Boem F. H. 2006. Materia orgánica: Valor Agronómico y dinámica en suelos Pampeanos. Ed. Facultad Agronomía. Universidad de Buenos Aires. 205 pp
- Álvarez, R. 2001. Estimation of carbon losses by cultivation from soils of the Argentine Pampas using the Century Model. *Soil Use and Management*, 17:62-66.
- Andriulo, A., Mary, B., Guerif, J. 1999. Modelling soil carbon dynamics with various cropping sequences on the rolling pampas. *Agronomie*, 19:365-377.
- Arsenault, E. y Bonn, F. 2005. Evaluation of soil erosion protective cover by crop residues using vegetation indices and spectral mixture analysis of multispectral and hyperspectral data. *Catena*, 62:157-172.
- Aulakh, M. S., Doran, J. W., Walters, D. T., Mosler, A. R., Francis D. D. 1991. Crop Residue Type and Placement Effects on Denitrification and Mineralization. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 55:1020-1025
- Austin, A.T., Piñeiro, G., González-Polo, M. 2006. More is less: agricultural impacts on the N cycle in Argentina. *Biogeochemistry*, 79:45-60.
- Baggs, E. M., Stevenson, M., Pihlatie, M., Regar, A., Cook, H., Cadisch, G. 2003. Nitrous oxide emissions following application of residues and fertiliser under zero and conventional tillage. *Plant and Soil*, 254:361-370
- Baggs, E.M., Chebii, J., Ndufa J. K. 2006. A short-term investigation of trace gas emissions following tillage and no-tillage of agroforestry residues in western Kenya. *Soil and Tillage Research*, 90:69-76

- Baker, J., Doyle, G., McCarty, G., Mosier, A., Parkin, T., Reicosky, D., Smith, J., Venterea, R. 2003. GRACEnet Chamber-based Trace Gas Flux Measurement Protocol. U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service.
- Balaa S. K. y Islam A. S. 2009. Correlation between potato yield and MODIS-derived vegetation indices. *International Journal of Remote Sensing*, 30:2491-2507
- Baldi, G., Guerschman, J. P., Paruelo, J. M. 2006. Characterizing fragmentation in temperate South America grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 116:197–208
- Baldi, G., Noretto, M. D., Aragón, R., Aversa, F., Paruelo, J. M., Jobbágy E. G. 2008. Long-term satellite NDVI data sets: Evaluating their ability to detect Ecosystem Functional Changes in South America. *Sensors.*, 8:5397-5425.
- Balesdent, J., Chenu, C., Balabane, M. 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil and Tillage Research*, 53:215-230.
- Banhero, C. 2003. La Difusión de los Cultivos Transgénicos en la Argentina. Ed. EFA UBA, Buenos Aires 130pp
- Bannari, A., Chevrier, M., Staenz, K., McNairn, H. 2003. Senescent Vegetation and Crop Residue Mapping in Agricultural Lands Using Artificial Neural Networks and Hyperspectral Remote Sensing. *IEEE*:4292-4294
- Bannari, A., Haboudane, D., McNairn, H., Bonn, F. 2000. Modified Soil Adjusted Crop Residue Index MSACRI: A new index for mapping crop residue. *Geoscience and Remote Sensing Symposium. Proceedings. IGARSS 2000. IEEE 2000 International*, 7:2936-2938
- Baret, F., Guyot, G. 1991. Potentials and limits of vegetation indices for LAI and APAR assessment. *Remote Sensing of Environment* 35:161-173.
- Barros, V. R. 2008. "El Cambio Climático en Argentina." Capítulo del libro "Agro y Ambiente: una agenda compartida para el desarrollo sustentable". Foro de la cadena agroindustrial argentina. <http://www.foroagroindustrial.org.ar/pdf/cap3.pdf>
- Barsky, O., Dávila, M., 2008. La rebelión del campo. Ed. Sudamericana, Buenos Aires, pp. 352.
- Barsky, O., Gelman, J., 2001. Historia del Agro Argentino: desde la conquista hasta fines del siglo XX. Ed. Grijalbo-Mondadori, Buenos Aires, pp. 460.
- Bavin, T. K., Griffis, T. J., Baker, J. M., Venterea, R. T. 2009. Impact of reduced tillage and cover cropping on the greenhouse gas budget of a maize/soybean rotation ecosystem. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 134:234–242
- Beauchamp, E. G. 1997. Nitrous oxide emission from agricultural soils. *Can. J. Soil Sci.*, 77:113–123.
- Beauchemin, K.A., Kreuzer, M., O'Mara, F., McAllister, T.A., 2008. Nutritional management for enteric methane abatement: a review. *Aust. J. Ep. Agric.* 48:21–27
- Berardo, A. 2004. Manejo de la fertilización en una agricultura sustentable. *Revista CREA Mayo*:52-58
- Berhongaray, G., Alvarez, R., De Paepe, J., Caride, C., Cantet, R. 2013 Land use effects on soil carbon in the Argentine Pampas. *Geoderma* 192, 97–110
- Biard F. y Baret F. 1997. Crop Residue Estimation Using Multiband Reflectance. *Remote Sensing of Environment*, 59:530-536

- Biard, F., Bannari, A., Bonn, F. 1995. SACRI Soil Adjusted Corn Residue Index : un indice utilisant le proche et le moyen infrarouge pour la de'tection des re'sidus de cultures de maïs. 17th Canadian Symposium on Remote Sensing. Canadian Remote Sensing Society, Ottawa, Canada, 417-423.
- Bilenca y Miñarro 2004. Identificación de Áreas valiosas de pastizal AVPs en las Pampas y Campos de Argentina, Uruguay y el Sur de Brasil. Ed. Fundación Vida Silvestre Argentina.
- Bøckman, O.Chr. y Olf, H.-W. 1998. Fertilizers, agronomy and N₂O. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 52:165-170.
- Bouwman, A. F. y Boumans, L. J. M. 2002. Emissions of N₂O and NO from fertilized fields: Summary of available measurement data. Global Biogeochemical Cycles, 16:1058:1070.
- Bouwman, A. F. 1998. Nitrogen oxides and tropical agriculture, Nature, 392:866 – 867.
- Bouwman, A.F. 1990. Exchange of greenhouse gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. In Soils and the Greenhouse Effect. Ed. J. Wiley & Sons Ltd. Chichester pp.61-127.
- Bracmort, K. 2010. Nitrous Oxide from Agricultural Sources: Potential Role in Greenhouse Gas Emission Reduction and Ozone Recovery. Congressional Research Service. <http://www.nationalaglawcenter.org/assets/crs/R40874.pdf> Febrero 2013
- Bremner, J. y Keeney, D. 1965. Steam distillation methods for determination of ammonium, nitrate and nitrite. Annal. Chem. Acta. 32:485-495
- Brickleyer, R. S., Lawrence, R. L., Miller, P. R., Battogtokh, N. 2006. Predicting tillage practices and agricultural soil disturbance in north central Montana with Landsat imagery. Agriculture, Ecosystems and Environment 114:210-216
- Brickleyer, R.S., Lawrence, R.L., Miller, P.R. 2002. Documenting no-till and conventional till practices using Landsat ETM plus imagery and logistic regression. J. Soil Water Conserv., 57:267– 271.
- Bronick, C. J. y Lal, R. 2005. Soil structure and management: a review. Geoderma, 124:3-22
- Bruzzone, L y Serpico, S. B. 2000. A technique for feature selection in multiclass problems. Int J Remote Sens, 21:549-563
- Burke, I. C., Yonker, C. M., Parton, W. J., Cole, C. V., Flach, K., Schimel D. S. 1989. Texture, climate and cultivation effects on soil organic matter content in US Grassland soils. Soil Sci. Soc. Am. J., 53:800-805.
- Cadisch, G., Schunke, R. M., Giller, K. E. 1994. Nitrogen cycling in a pure grass pasture and a grass-legume mixture on a red latosol in Brazil. Tropical grasslands 28:43-52.
- Candelaria Martínez, B., Ruiz Rosado, O, Gallardo López, F., Pérez Hernández, P., Martínez Becerra, A., Vargas Villamil L. 2011. Application of simulation models in agricultural research and planning, a review. Tropical and Subtropical Agroecosystems, 14:999-1010
- 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 and Environment 154, 23-33

- Carreño, L., Frank, F.C., Viglizzo, E.F. 2012 Tradeoffs between economic and ecosystem services in Argentina during 50 years of land-use change. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 154, 68-77
- Casanovas, E.M., Studdert, G.A., Echeverría, H.E. 1995. Materia orgánica del suelo bajo rotaciones de cultivos. II Efectos de los ciclos de agricultura y pastura. *Ciencia del Suelo*, 13:21-27.
- Casas R. R. 1998. Causas y evidencias de la degradación de los suelos en la región pampeana. En: *Hacia esa agricultura productiva y sostenible en la Pampa*. Harvard University; David Rockefeller Center for Latin American Studies; Consejo Profesional de Ingeniería Agronómica. Orientación Gráfica Editora S.R.L. Buenos Aires.
- Caviglia, O.P., Sadras, V.O., Andrade, F.H. 2004. Intensification of agriculture in the south-eastern Pampas I. Capture and efficiency in the use of water and radiation in double-cropped wheat–soybean. *Field Crops Research*, 87:117–129.
- CDIAC, 2008. Carbon Dioxide Information Analysis Center. <http://cdiac.ornl.gov/ftp/trends/emissions/arg.dat>. October 2009
- Censo Nacional Agropecuario 2002. INDEC Instituto Nacional de Estadísticas y Censos <http://www.indec.mecon.gov.ar/> Marzo 2013
- Censo Nacional de Población, Hogares y Vivienda 2001. INDEC Instituto Nacional de Estadísticas y Censos <http://www.indec.mecon.gov.ar/> Marzo 2013
- Chander, G., Markham, B. L., Barsi, J. A. 2007. Revised Landsat-5 Thematic Mapper Radiometric Calibration. *Geoscience and Remote Sensing Letters*, 4:490-494.
- Chaneton, E. J., Perelman, S. B., Omacini, M., León, R. J. C. 2002. Grazing, environmental heterogeneity, and alien plant invasions in temperate Pampa grasslands. *Biol. Invasions*, 4:7-24.
- Chen, D., Suter, H., Islam, A., Edis, R., Freney J. R. 2008a. Prospects of improving efficiency of fertilizer nitrogen in Australian agriculture; a review of enhanced efficiency fertilizers. *Australian Journal of Soil Research*, 46:289–301.
- Chen, D., Li, Y., Grace, P., Mosier, A. R. 2008b. N₂O emissions from agricultural lands: a synthesis of simulation approaches. *Plant Soil*, 309:169–189
- Chirinda, N., Carter, M. S., Albert, K. R., Ambus, P., Olesen, J. E., Porter, J. R., Petersen, S. O. 2010. Emissions of nitrous oxide from arable organic and conventional cropping systems on two soil types. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 136:199–208
- Christensen, S., Simkins, S., Tiedje, J. M. 1990. Spatial variation in denitrification: dependency of activity centers on the soil environment. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 54:1608-1613.
- Chuvieco E. 1995. *Fundamentos de teledetección*. 2da Ed. RIALP S.A. Madrid. España.
- Ciarlo, E.A., Llorente, M. M., Conti, M. E., Giardina, E. B. 2009. Soybean Residue Effect on Carbon Fractions and Gaseous Nitrogen Losses at Contrasting Moisture Contents. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 40: 2756–2772
- Clayton, H., McTaggart, I. P., Parker, J., Swan, L., Smith, K. A. 1997. Nitrous oxide emissions from fertilised grassland: A 2-year study of the effects of N fertiliser form and environmental conditions. *Biol Fertil Soils*, 25:252–260

- Clérico, C. y García Préchac, F. 2001. Miscelánea Aplicaciones del modelo USLE/RUSLE para estimar pérdidas de suelo por erosión en Uruguay y la región sur de la cuenca del Río de la Plata. *Agrociencia*. 1:92-103
- Cohen, J. 1960. A coefficient of agreement for nominal scales. *Educational and Psychological Measurement*, 20:37-46.
- Cole, C. V., Paustian, K., Elliott, E. T., Metherell, A. K., Ojima D. S., Parton, W. J. 1993. Analysis of agroecosystem carbon pools. *Water Air Soil Poll.* 70:357-371
- Congalton, R. 1991. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, 37:35-46.
- Cosentino, V. R. N., Fernandez, P. L., Figueiro Aureggi, S. A., Taboada, M. A. 2012. N₂O emissions from a cultivated Mollisol: optimal time of day for sampling and the role of soil temperature. *R. Bras. Ci. Solo*, 36:1814-1819
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P. y Van den Belt, M. 1998. The value of ecosystem services: putting the issue in perspective. *Ecological Economics*, 25:67-72.
- CREA Ed, 1996. Cuaderno de Actualización Técnica N° 57 - MAÍZ. AACREA, Buenos Aires.
- Crutzen, P. J. 1970. The influence of nitrogen oxides on the atmospheric ozone content. *Quart J Royal Meteorol Soc*, 96:320-325.
- Crutzen, P. J., Mosier A. R., Smith K. A., Winiwarter W. 2008. N₂O release from agro-biofuel production negates global warming reduction by replacing fossil fuels. *Atmos Chem Phys*, 8:389-395.
- Daily G. 1997. *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island, Washington DC ed.
- Dale V. H. y Polasky S. 2007. Measures of the effects of agricultural practices on ecosystem services. *Ecological Economics* 6:286-296.
- Dale, H. V., Offerman, H., Frohn, R., Gardner, R. H. 1995. Landscape characterization and biodiversity research. In: *Proceedings of the IUFRO Symposium, Measuring and Monitoring Biodiversity in Tropical and Temperate Forests*, Chiang Mai, Thailand. Pages 47-65.
- Damiano, F. y Taboada, M. A. 2000. Predicción del agua disponible usando funciones de pedotransferencia en suelos agrícolas de la Región Pampeana. *Ciencias del Suelo*, 18:77-88
- Daughtry, C. S. T., Hunt, Jr. E. R., McMurtrey III, J. E. 2004. Assessing crop residue cover using shortwave infrared reflectance. *Remote Sens. Environ.*, 90:126-134.
- Daughtry, C. S. T., Doraiswamy, P. C. , Hunt, E. R. Jr., Stern, A. J., McMurtrey III, J. E., Prueger, J. H. 2006. Remote sensing of crop residue cover and soil tillage intensity. *Soil & Tillage Research* 91:101-108
- Daughtry, C. S. T. 2001. Discriminating crop residues from soil by short-wave infrared reflectance. *Agron. J.*, 93:125-131.
- Davidson, E.A. 1991. Fluxes of nitrous oxide and nitric oxide from terrestrial ecosystems. In: Rogers, J.E., Whitman, W.B. Eds. *Microbial Production and Consumption of Greenhouse Gases: Methane, Nitrogen Oxides and Halomethanes*. American Society of Microbiology, Washington, DC, pp.219-236.

- de Klein, C. A. M. y Van Logtestijn, R. S. P. 1996. Denitrification in grassland soils in The Netherlands in relation to irrigation, N-application rate, soil water content and soil temperature. *Soil Biol Biochem*, 28:231–237.
- Del Grosso, S. J. 2008. Estimating Agricultural Nitrous Oxide Emissions. *Eos*, 89:529-
- Díaz Zorita M. 2002. Ciclado de nutrientes en sistemas pastoriles. Sitio Argentino de Producción Animal www.produccion-animal.com.ar (junio 2014)
- Díaz Zorita, M., Duarte, G. A., Grove, J. H. 2002. A review of no-till systems and soil management for sustainable crop production in the subhumid and semiarid Pampas of Argentina. *Soil y Tillage Research*, 65:1-18
- Díaz Zorita, M. 2005. Cambios en el uso de pesticidas y fertilizantes. *Ciencia Hoy*, 15:28-29.
- Díaz-Zorita, M. y Grove, J. H. 1999. Crop sequence effects on the properties of two soils from disparate temperate regions under continuous no-tillage management. *Agron. Abstr*, 91:281-282.
- Dobermann, A. 2005. Nitrogen use efficiency—State of the art. In “Proceedings of the International Workshop on Enhanced-Efficiency Fertilizers”, Frankfurt, Germany. International Fertilizer Industry Association, Paris CD-ROM .
- Du, R., Lu, D. y Wang, G. 2006. Diurnal, seasonal, and inter-annual variations of N₂O fluxes from native semi-arid grassland soils of inner Mongolia. *Soil Biology & Biochemistry*, 38:3474–3482
- Eckarda, R.J., Grainger, C., de Klein, C.A.M. 2010 Options for the abatement of methane and nitrous oxide from ruminant production: A review. *Livestock Science* 130:47–56
- Ellis, E.C. y Ramankutty, N. 2008. Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world. *Frontiers in Ecology and Environment*, 6:439-447.
- ESRI Copyright © 1999-2005
- Estavillo, J. M., Merino, P., Pinto, M., Yamulki, S., Gebauer, G., Sapek, A., Corre', W. 2002. Short-term effect of ploughing a permanent pasture on N₂O production from nitrification and denitrification. *Plant and Soil*, 239:253–265.
- Facelli, J. M., Montero, C. M., León, R. J. C. 1988. Effect of different disturbance regimes on seminatural grasslands from the subhumid Pampa. *Flora* 180:241-249.
- Fan, X., Li, F., Liu, F., Kumar, D. 2004. Fertilization with a new type of coated urea: Evaluation for nitrogen efficiency and yield in winter wheat. *J. Plant Nutr.*, 27:853–865.
- FAO 2001. Global estimates of gaseous emissions of NH₃, NO and N₂O from agricultural land. Food and Agriculture Organization of the United Nations FAO / International Fertilizer Industry Association IFA , Rome. 106 pp
- FAO Ed, 2004. Uso de Fertilizantes por Cultivo en Argentina. FAO, Roma.
- Firestone, M. K. y Davidson, E. A. 1989. Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil. In: Andreae MO & Schimel DS eds *Exchange of Trace Gases between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere*. John Wiley and Sons Ltd., Chichester, UK pp 7–21
- Fisher, B., Turnera, K. R., Morlinga, P. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68:643–653.
- Flechard, C.R., Ambus, P., Skiba, U., Rees, R.M., Hensen, A., van Amstel, A., van den Pol-van Dasselaar, A., Soussana, J.F., Jones, M., Clifton-Brown, J., Raschi, A., Horvath, L., Neftel, A., Jocher, M., Ammann, C., Leifeld, J., Fuhrer,

- J., Calanca, P., Thalman, E., Pilegaard, K., Di Marco, C., Campbell, C., Nemitz, E., Hargreaves, K. J., Levy, P. E., Ball, B. C., Jones, S. K., van de Bulk, W. C. M., Groot, T., Blom, M., Domingues, R., Kasper, G., Allard, V., Ceschia, E., Cellier, P., Laville, P., Henault, C., Bizouard, F., Abdalla, M., Williams, M., Baronti, S., Berretti, F., Grosz, B. 2007. Effects of climate and management intensity on nitrous oxide emissions in grassland systems across Europe. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 121:135–152
- Fleiss, J.L., Cohen, J., Everitt, B.S. 1969. Large sample standard errors of kappa and weighted kappa. *Psychological Bulletin*, 72:323–327.
 - Flores, C. C. y Sarandón, S. J. 2002. Racionalidad económica versus sustentabilidad ecológica? El ejemplo del costo oculto de la pérdida de fertilidad del suelo durante el proceso de Agriculturización en la Región Pampeana Argentina. *Revista de la Facultad de Agronomía - Universidad de la Plata*, 105:52-67.
 - Foody, G. M. 2002. Status of land cover classification accuracy assessment. *Remote Sensing of Environment*, 80:185–201.
 - Friedl M. A. y Brodley C. E. 1997. Decision tree classification of land cover from remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, 61: 399-409
 - Fu, G., Chena, S., McCool, D.K. 2006. Modeling the impacts of no-till practice on soil erosion and sediment yield with RUSLE, SEDD, and ArcView GIS. *Soil and Tillage Research*, 85:38–49.
 - Galloway, J. N., Dentener, F. J., Capone, D. G., Boyer, E. W., Howarth, R. W., Seitzinger, S. P., Asner, G. P., Cleveland, C. C., Green, P. A., Holland, E. A., Karl, D. M., Michaels, A. F., Porter, J. H., Townsend, A. R., Vöosmarty, C. J. 2004. Nitrogen Cycles: Past, Present, and Future. *Biogeochemistry*, 70:153-226.
 - Gamon, J. A., Field, C. B., Goulden, M. L., Griffin, K. L., Hartley, A. E., Joel, G., Peñuelas, J., Valentini, R. 1995. Relationship between NDVI, canopy structure, and photosynthesis in three Californian vegetation types. *Ecological Applications*, 5:28-41.
 - Garau, A. M., Ghera, C. M., Lemcoff, J. H., Barañao, J. J. 2009. Weeds in *Eucalyptus globulus* subsp. *maidenii* F. Muell establishment: effects of competition on sapling growth and survivorship. *New Forests*, 37:251–264
 - García, J. M. 2008. Teoría y ejercicios prácticos de Dinámica de Sistemas. Fundación Universitat Politècnica de Catalunya UPC. Cataluña, España. 84 p.
 - Ghera, C. M., Martínez-Ghera, M. A., León R. J. C. 1998. Cambios en el paisaje pampeano y sus efectos sobre los sistemas de soporte de la vida. En: *Hacia una agricultura productiva y sustentable en la pampa*. Otto T. Solbrig compilador, Laura Vainesman compiladora. Orientación gráfica Editora.
 - Ghera, C.M., León, R.J.C. 1999. Landscape changes induced by human activities in the rolling pampas grassland. In: Eldridge & Freudenberger Eds., *People and Rangelands Building the Future*. Townsville, Queensland, Australia. *Proceedings VI International Rangeland Congress*, 2:624-629.
 - Giancola, S. I., Salvador, M. L., Covacevich, M., Iturrioz, G. 2009. Análisis de la cadena de soja en Argentina. Estudios socioeconómicos de los sistemas agroalimentarios y agroindustriales N°3. Area estratégica de economía y sociología. INTA.
 - Giberti, H. C. E. 1954. *Historia Económica de la ganadería Argentina*. Ed. Raigal, Buenos Aires, 204 pág.

- Gomiero, T., D. Pimentel, and M. G. Paoletti. 2011. Environmental impact of different agricultural management practices: conventional vs. organic agriculture. *Critical Reviews in Plant Sciences* 30(1):95-124.
- Goossens, A., De Visscher, A., Boeckx, P., Van Cleemput, O. 2001. Two-year field study on the emission of N₂O from coarse and middle-textured Belgian soils with different land use. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 60:23–34.
- Gregorich, E. G., Rochette P., St-Georges P., McKim U. F., Chan C. 2008. Tillage effects on N₂O emissions from soils under corn and soybean in eastern Canada. *Canadian Journal of Soil Science*, 88:153–161.
- Grossi Gallegos, H., Righini, R. 2007. Atlas de Energía Solar de la República Argentina. Universidad Nacional de Luján y Secretaría de Ciencia y Tecnología, Buenos Aires.
- Gruber, N. y Galloway, J. N. 2008. An Earth-system perspective of the global nitrogen cycle. *Nature*, 451:293-296.
- Guerschman, J. P. 2005. Análisis regional del impacto de los cambios en el uso de la tierra sobre el funcionamiento de los ecosistemas en la region pampeana ARGENTINA Tesis de doctorado Facultad de Agronomía. Universidad de Buenos Aires. p. 130.
- Guerschman, J. P. y Paruelo, J. M. 2005. Agricultural impacts on ecosystem functioning in temperate areas of North and South America. *Global and planetary change* 47:170-180.
- Guerschman, J. P., Paruelo, J. M., Sala, O. E., Burke I. C. 2003. Land use in temperate Argentina: environmental controls and impact on ecosystem functioning. *Ecological Applications*, 13:616-628.
- Haché, C., Shibusawa, S., Sasao, A., Suhama, T., Sah, B. P. 2007. Field-derived spectral characteristics to classify conventional and conservation agricultural practices. *Computers and Electronics in Agriculture*, 57:47–61
- Hall, A. J., Rebella, C. M., Ghera, C. M., Culot, J. Ph. 1992. Field crop systems of the Pampas. In: Pearson, C.J. Ed. , *Ecosystems of the World, Field Crop Ecosystems*. Elsevier, Amsterdam pp. 413–450.
- Hannah, L., Carr, J.L., Lanckerani, A., 1995. Human disturbance and natural habitat: a biome level analysis of a global data set. *Biodiversity and Conservation*, 4:128-155.
- Hassink, J. 1997. The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. *Plant and Soil*, 191:77–87.
- Haberl, H., Erb, K.-H., Krausmann, F., Gaube, V., Bondeau, A., Plutzar, 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 of the USA* 104, 12942-12947
- Haines-Young, R. y Potschin, M. 2013: Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, August-December 2012. EEA Framework Contract No EEA/IEA/09/003 (Download at www.cices.eu or www.nottingham.ac.uk/cem)
- Hoben, J. P., Gehl, R. J., Millar, N., Grace, P. R., Robertson, P. 2011. Nonlinear nitrous oxide N₂O response to nitrogen fertilizer in on-farm corn crops of the US Midwest. *Global Change Biology*, 17:1140–1152.

- 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.
- Holtgrieve, G. W., Jewett, P. K., Matson, P. A. 2006. Variations in soil N cycling and trace gas emissions in wet tropical forests. *Oecologia*, 146:584–594.
- Hönigová, I., Vačkář, D., Lorencová, E., Melichar, J., Götzl, M., Sonderegger, G., Oušková, V., Hošek, M., Chobot, K. 2012 Survey on grassland ecosystem services. Report to the EEA – European Topic Centre on Biological Diversity. Prague: Nature Conservation Agency of the Czech Republic, pp78.
- Huggins, D. R., Clap, C. E., Allmaras, R. R., Lamb, J. A., Layese, M. F. 1998. Carbon dynamics in corn-soybean sequences as estimated from natural carbon-13 abundance. *Soil Science Society American Journal*, 62:195–203.
- Hutchinson, G. L. y Mosier, A. R. 1981. Improved soil cover method for field measurement of nitrous oxide fluxes. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 45:311–316.
- IGES Institute for Global Environmental Strategies 2006. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use. Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. Eds. , Japan.
- InfoStat 2009 . InfoStat versión 2009. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina
- INTA-SAGyP (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria – Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca) 1990. Atlas de suelos de la República Argentina. INTA-SAGyP, Buenos Aires.
- Intergovernmental Panel on Climate Change IPCC 2001. The Science Basis, Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, 881pp.
- Intergovernmental Panel on Climate Change IPCC 2006. 2006 IPCC Guidelines for National Green-house Gas Inventories, vol. 4, Agriculture, Forestry and Other Land Use, edited by S. Eggleston et al., Inst. for Global Environ. Strategies, Hayama, Japan.
- Intergovernmental Panel on Climate Change IPCC 2007 , Climate Change 2007: The Physical Science Basis—Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, edited by S. Solomon et al., Cambridge Univ. Press, New York.
- Iurrtia, C. B. y Mon, R. 2000. Impacto de la erosión hídrica en la producción de granos en suelos Argiudoles de la Pampa Ondulada. Argentina. Abstracts 11th. International Soil Conservation Organization Conference ISCO 2000 , INTA- FAUBA. Buenos Aires. October 2000. 1- 117 pp 65
- Isermann, K. 1994. Agriculture’s share in the emission of trace gases affecting the climate and some cause-oriented proposals for reducing this share. *Environ. Pollut.*, 83:95–111.
- Jarvis, S. C., Barraclough, D., Williams, J., Rock, A. J. 1991. Pattern of denitrification loss from grazed grassland: effects of N fertilizer input at different sites. *Plant Soil*, 131:77–88.
- Jobbágy, E. G., Vasallo, M., Farley, K. A., Piñeiro, G., Garbulsky, M. F., Noretto, M. D., Jackson, R. B., Paruelo, J. M 2006. Forestación en pastizales: hacia una visión integral de sus oportunidades y costos ecológicos. *Agrociencia*, 10: 109-124.

- Johnson, J. M. F., Reicosky, D. C., Allmaras, R. R., Sauer, T. J., Venterea, R. T., Dell, C. J. 2005. Greenhouse gas contributions and mitigation potential of agriculture in the central USA. *Soil & Tillage Research* 83:73–94
- Jones, S.K., Rees, R.M., Skiba, U.M., Ball, B.C. 2007. Influence of organic and mineral N fertiliser on N₂O fluxes from a temperate grassland. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 121:74–83
- Kammann, C., Grunhage, L., Muller, C., Jacobi, S., Jager H-J 1998. Seasonal variability and mitigation options for N₂O emissions from differently managed grasslands. *Environmental Pollution*, 102:179-186
- Kelley, K. W., Long, Jr. J. H., Todd, T. C. 2003. Long-term crop rotations affect soybean yield, seed weight, and soil chemical properties. *Field Crops Research*, 83:41-50
- Kern, J.S., Johnson, M.G. 1993. Conservation tillage on National soil and atmospheric carbon levels. *Soil Sci. Am. J.*, 57:200± 210.
- Klingebiel, A. A., Montgomery, P. H. 1961. Land capability classification. USDA Agricultural Handbook 210, Washington, DC: US Government Printing Office. 21 pp.
- Kramer, B.S., Reganold, J.P., Glover, J.D., Bohannon, B.J.M., Mooney, H.A., 2006. Reduced nitrate leaching and enhanced denitrifier activity and efficiency in organically fertilized soils. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 103:4522–4527.
- Lal, R. 2003. Soil erosion and the global carbon budget. *Environmental International*, 29:437-450
- Lal, R. 2007. Farming carbon. *Soil and Tillage Research*, 96:1–5.
- Leeuw, J., Jia, H., Yang, L., Liu, X., Schmidt, K., Skidmore, A. K. 2006. Comparing accuracy assessments to infer superiority of image classification methods, *International Journal of Remote Sensing*, 27:223-232.
- Lillesand, T.M., Kiefer, R.W., Chipman, J. W. 1994. *Remote Sensing and Image Interpretation*. Fifth Ed. John Wiley and Sons, New York.
- Linn D. M. y Doran W. 1984 Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and nontilled soils. *Soil Sci Soc Am J*, 48:1267–1272.
- Liu, Y.T., Li, Y.E., Wana, Y.F., Chenc, D.L., Gaoa, Q.Z., Li, Y., Qina, X.B. 2011. Nitrous oxide emissions from irrigated and fertilized spring maize in semi-arid northern China. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 141:287–295
- Liu, X., Herbert, S.J., Hashemi, A.M., Zhang, X., Ding, G. 2006. Effects of agricultural management on soil organic matter and carbon transformation – a review. *Plant Soil and Environment*, 52:531–543.
- Livesley, S. J., Kiese, R., Graham, J., Weston, C. J., Butterbach-Bahl, K., Arndt, S. K. 2008. Trace gas flux and the influence of short-term soil water and temperature dynamics in Australian sheep grazed pastures of differing productivity. *Plant Soil*, 309:89–103.
- Lobell, D. B., Asner, G. P., Ortiz-Monasterio, J. I., Benning, T. L. 2003. Remote sensing of regional crop production in the Yaqui Valley, Mexico: estimates and uncertainties. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 94:205–220.

- Lorenzatti, S. 2004. Arrendamientos y Rotaciones: ¿es posible compatibilizarlos? In: AAPRESID Ed. Soja en Siembra Directa. AAPRESID, Buenos Aires, pp. 5-8.
- Lubowski, R. N., Bucholtz, S., Claassen, R., Roberts, M. J., Cooper, J. C., Gueorguieva, A., Johansson, R. 2006. Chapter 1: Agricultural Policy and Environmental Effects of Marginal Cropland Changes. In Environmental Effects of Agricultural Land-Use Changes. The Role of Economics and Policy. Economic Research Service/USDA. Economic Research Report Number 25
- Lyon, D.J., Monz, C.A., Brown, R.E., Metherell, A.K. 1996. Soil organic matter changes over two decades of winter wheat± fallow cropping in western Nebraska. In: Paul, E.A., Paustian, K.A., Elliot, E.T., Cole, C. V. Eds., Soil Organic Matter in Temperate Agroecosystems. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, pp. 343-351.
- Kremen, C., y Miles A. 2012. Ecosystem services in biologically diversified versus conventional farming systems: benefits, externalities, and trade-offs Ecology and Society 17(4):40.
- Machida, T., Nakazawa, T., Fijii, Y. Aoki, S., Watanabe, O. 1995. Increase in the atmospheric nitrous oxide concentration during the last 250 years. Geophysical Research Letters, 22:2921-2924.
- Manavalan, P., Kesavasamy, K., Adiga, S. 1995. Irrigated crops monitoring through seasons using digital change detection analysis of IRS-LISS 2 data. Int. J. Remote Sens., 16:633-640.
- Manly, B. F. J. 1996. Randomization, Bootstrap and Monte Carlo Tests in Biology. Ed: Chapman and Hall. London.
- Marbán L. 2005. Métodos de extracción y determinación de nitratos en suelo. Parte II. En: Tecnologías en análisis de suelos. Cap. V Nitrógeno. 1ª Ed. Editores: Marbán L. y Ratto, S. E. Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo. ISBN 987-21419-1-6. pp 131-138.
- Martínez-Casasnovasa, J. A., Martín-Monteroa, A., Casterad, M. A. 2005. Mapping multi-year cropping patterns in small irrigation districts from time-series analysis of Landsat TM images. Europ. J. Agronomy, 23:159-169.
- McGarigal, K., Marks, B. 1995. FRAGSTATS: Spatial analysis program for quantifying landscape structure. General Technical Report PNW-GTR 351. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland.
- McGarigal, K., Cushman, S., Stafford, S. 2000. Multivariate statistics for wildlife and ecology research. New York: Springer-Verlag.
- McNairn, H., Protz, R., 1993. Mapping corn residue cover on agricultural fields in Oxford County, Ontario, using Thematic Mapper. Canadian Journal of Remote Sensing, 19:152-159.
- McNaughton, S. J., Oesterheld, M., Frank, D. A., Williams, K. J. 1989. Ecosystem- level patterns of primary productivity and herbivory in terrestrial habitats. Nature, 341:142-144.
- McNemar, Q. 1947. Note on the sampling error of the difference between correlated proportions or percentages. Psychometrika, 12:153-157.
- McSwiney, C. P., Robertson, G. P. 2005. Nonlinear response of N₂O flux to incremental fertilizer addition in a continuous maize *Zea mays* L. cropping system. Global Change Biology, 11:1712-1719.

- MEA (Millennium Ecosystem Assessment) 2005. Ecosystems and Human Well-being: Our Human Planet. Island Press, Washington, DC.
- Mendez, M. J. y Buschiazso, D. E. 2010. Wind erosion risk in agricultural soils under different tillage systems in the semiarid Pampas of Argentina. *Soil y Tillage Research*, 106:311–316.
- Mentruyt J.J., Takacs E.A., Bauer C. E., Ferrari Bono B. V., Canziani O. F. y Sbarra H. R. (2007) 2da Comunicación Nacional de la República Argentina a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático. Secretaría de ambiente y desarrollo sustentable. República Argentina.
- Metay, A., Oliver, R., Scopel, E., Douzet, J. M., Alves Moreira, J. A., Maraux, F., Feigl, B. J., Feller, C. 2007. N₂O and CH₄ emissions from soils under conventional and no-till management practices in Goiânia Cerrados, Brazil. *Geoderma*, 141:78–88.
- Michelena, R., Irurtia, C., Pittaluga, A., Vavruska, F., Sardi, M. 1988. Degradación de los suelos en el sector Norte de la Pampa ondulada. *Ciencia del suelo* 6: 60-66.
- Miglierina, A.M., Iglesias, J.O., Landriscini, M.R., Galantini, J.A., Rosell, R.A., 2000. The effects of crop rotation and fertilization on wheat productivity in the Pampean semiarid region of Argentina. 1. Soil physical and chemical properties. *Soil and Tillage Research* 53, 129-135.
- Miguez, F. 2006. Análisis de la Rentabilidad del Cultivo de Soja en Argentina. Actas del III Congreso de Soja del MERCOSUR. Mercosoja 2006 - Rosario - Argentina pp 257-260.
- Milchunas, D. G. y Lauenroth, W. K. 1993. Quantitative effects of grazing on vegetation and soils over a global range of environments. *Ecological Monographs*, 63: 327-366.
- Millar, N, Robertson, G. P., Grace, P. R., Gehl, R. J., Hoben, J. P. 2010. Nitrogen fertilizer management for nitrous oxide N₂O mitigation in intensive corn Maize production: an emission reduction protocol for US Midwest agriculture. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 15:185–204.
- Millennium Ecosystem Assessment 2005. Ecosystems and human well-being: our human planet. Washington, DC. Island Press.
- MINAGRI (Ministerio de Agricultura, Ganadería y pesca). Sistema integrado de Información Agropecuaria. <http://www.siaa.gov.ar> Enero 2013
- Monteith, J.L. 1972. Solar radiation and productivity in tropical ecosystems. *Journal of Applied Ecology*, 9:747-766.
- Morello, J. y Matteucci, S. 1997. Estado actual del subsistema ecológico del Núcleo Maicero de la Pampa Húmeda. En: Jorge Morello y Otto Solbrig Comps. . La Pampa Ondulada: granero del mundo hasta cuando? Orientación Gráfica Editora, SRL, Buenos Aires. pp. 57-112.
- Moscatelli, G. N. 1998. Suelos pampeanos argentinos, sus características y manejo. MEMORIAS IX Congreso Colombiano de la Ciencia del Suelo. pp.50-60 Paipa-Boyacá. Colombia
- Mosier, A. R., Kroeze, C., Nevison, C., Oenema, O., Seitzinger, S., van Cleemput, O. 1998. Closing the global atmospheric N₂O budget: nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle. *Nutr Cycling in Agroecosystems*, 52:225–248.

- Mosier, A., Schimel, D., Valentine, D., Bronson, K., Parton, W. J. 1991. Methane and nitrous oxide fluxes in native, fertilized and cultivated grasslands. *Nature*, 350:330-332.
- Moss, A. R., Jouany, J. P., Newbold, J. 2000. Methane production by ruminants: its contribution to global warming. *Ann. Zootech.* 49:231–253
- Müller, C. and Sherlock, R. R. 2004. Nitrous oxide emissions from temperate grassland ecosystems in the Northern and Southern Hemispheres. *Global Biogeochemical Cycles*, 18:1-11
- Murakami, T. 2004. Seasonal variation in classification accuracy of forest-cover types examined by a single band or band combinations. *Eurasian J For Res*, 9:211–215.
- Mutegi, J. K., Munkholm, L. J., Petersen, B. M., Hansen, E. M., Petersen, S. O. 2010. Nitrous oxide emissions and controls as influenced by tillage and crop residue management strategy. *Soil Biology & Biochemistry*, 42:1701-1711
- Muylaert de Araujo, M. S., Pires de Campos, C. y Pinguelli Rosa, L. 2007. GHG historical contribution by sectors, sustainable development and equity. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 11:988–997.
- Myneni, R. B., Hall, F. G., Sellers, P. J., Marshak, A. L. 1995. The interpretation of spectral vegetation indexes. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 33:481-486.
- Nagler, P. L., Daughtry, C. S. T., Goward S. N. 2000. Plant Litter and Soil Reflectance. *Remote Sensing of Environment*, 71:207–215.
- Nagler, P. L., Inoue, Y., Glenn, E. P., Russ, A. L., Daughtry C. S. T. 2003. Cellulose absorption index CAI to quantify mixed soil–plant litter scenes. *Remote Sensing of Environment*, 87:310–325.
- NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) Annual Data Atmospheric CO₂ - Mauna Loa Observatory. 2013. Disponible en <http://www.http://co2now.org/> (Junio 2014)
- Noretto, M. D., Jobbágy, 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.
- O'Neill, R. V., Hunsaker, C. T., Jones, K. B., Riitters, K. H., Wickham, J. D., Schwartz, P. M., Goodman, I. A., Jackson, B. L., Baillargeon, W. S. 1997. Monitoring Environmental Quality at the Landscape Scale. *Bioscience*, 47:513-519.
- O'Neill, R. V., Krummel, J. R., Gardner, R. H., Sugihara, G., Jackson, B. L., De Angelis, D. L., Milne, B. T., Turner, M. G., Zygmunt, B., Chirstensen, S. W., Dale, V. H., Graham, R. L. 1988. Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology*, 1:153-162.
- Odum, E. P. 1983. *Basic Ecology*. Harcourt Brace College Publishers.
- Oenema, O., Velthof, G. L., Yamulki, S., Jarvis S. C. 1997. Nitrous oxide emissions from grazed grassland. *Soil Use and Management*, 13:288–295.
- Oenema, O., Wrage, N., Velthof, G.L., van Groenigen, J.W., Dolfing, J., Kuikman, P.J. 2005. Trends in global nitrous oxide emissions from animal production systems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 72: 51-65.
- Olson, D. M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E. D., Burgess, N. D., Powell, G. V. N., Underwood, E. C., D'amico, J. A., Itoua, I., Strand, H. E., Morrison, J. C., Loucks, C. J., Allnutt, T. F., Ricketts, T. H., Kura, Y., Lamoreux, J. F.,

- Wettengel, W. W., Hedao, P., Kassem, K. R. 2001. Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth *BioScience*, 51:933-938.
- Ordóñez, H. 1995. Análisis de Cambios con Impacto. Capítulo de La Reconversión en el Campo. *Cambios con Impacto*. SAGPYA. 1ra Ed. 257 pp.
 - Oreja, F. H. y González-Andújar, J. L. 2007. Modelling competition between large crabgrass and glyphosate-resistant soybean in the Rolling Pampas of Argentina. *Communications in Biometry and Crop Science*, 2:62–67.
 - Pal, M. y Mather, P. M. 2003. An assessment of the effectiveness of decision tree methods for land cover classification. *Remote Sensing of Environment* 86:554–565.
 - Pal, M. y Mather P.M. 2001. Decision tree based classification of Remotely Sensed data. 22nd Asian Conference on Remote Sensing. Singapore.
 - Panek, J. A., Matson, P.A., Ortiz-Monasterio, I., Brooks, P. 2000. Distinguishing nitrification and denitrification sources of N₂O in Mexican wheat system using 15 N. *Ecol Appl* 10:506–514.
 - Panigrahy, S. y Sharma, S. A. 1997. Mapping of crop rotation using multirate Indian Remote Sensing Satellite digital data. *ISPRS J. Photogrammet. Remote Sens.*, 52:85–91.
 - Paoli, H., Volante, J., Fernández, D., Noe Y. 2001. Análisis de la rotación de cultivos en la región NOA por sistemas de información geográfica: campaña agrícola 2000–2001. Informe de la campaña agrícola 2000–2001, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria INTA —Estación Experimental Agropecuaria de Salta, Salta, Argentina, 7 pp.
 - Parkin, T. B., Venterea, R. T., Hargreaves, S. K. 2012. Calculating the Detection Limits of Chamber-based Soil Greenhouse Gas Flux Measurements. *J. Environ. Qual.*, 41:705–715.
 - Parkin, T. B. 1987. Soil microsites as a source of denitrification variability. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 51:1194-1199.
 - Parkin, T. B. y Venterea, R. T. 2010. Sampling Protocols. Chapter 3. Chamber-Based Trace Gas Flux Measurements. IN *Sampling Protocols*. R.F. Follett, editor. p. 3-1 to 3-39. Available at: www.ars.usda.gov/research/GRACEnet
 - Parton, W. J., Schimel, D. S., Cole, C. V., Ojima, D. S., 1987. Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains Grasslands. *Soil Science Society of American Journal*, 51:1173-1179.
 - Paruelo, J. M., Guerschman, J. P., Verón S. R. 2005. Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. *Revista CIENCIA HOY*, 15:14-23
 - Paruelo, J. M., Guerschman, J. P., Baldi, G., Di Bella C. M. 2004. La estimación de la superficie agrícola. Antecedentes y una propuesta metodológica. *Interciencia*, 29:421-427.
 - 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., Oesterheld, M., Di Bella, C., Arzadum, M., Lafontaine, J., Caupè, M., Rabella, C. 2000. Estimation of primary production of subhumid rangelands from remote sensing data. *Applied Vegetation Science*, 3: 189-195
 - Paruelo, J. M., Burke, I. C., Lauenroth, W. K., 2001. Land-use impact on ecosystem functioning in eastern Colorado, USA. *Global Change Biology*, 7:631-639.

- Paruelo, J. M., Lauenroth, W. K., Burke, I. C., Sala, O. E., 1999. Grassland Precipitation-Use Efficiency Varies Across a Resource Gradient. *Ecosystems*, 2:64-68.
- Pengue, W. A. 2004. Producción agroexportadora e in seguridad alimentaria: El caso de la soja en Argentina. *Revista Iberoamericana de Economía Ecológica*, 1: 30-40.
- Pengue, Walter A. 2000. Cultivos Transgénicos, Hacia dónde vamos?. Buenos Aires. Lugar Editorial, UNESCO.
- Piñeiro, M. 2003. Situación y perspectivas del desarrollo agropecuario en Argentina En: "Situación y Perspectivas del Desarrollo Agrícola y Rural Y Seguridad Alimentaria en Argentina". Seminario Interno. Oficina Regional de la FAO para América Latina y el Caribe. Santiago de Chile.
- Piñeiro, G., Paruelo, J.M., Oesterheld, M., 2006. Potential long term impacts of livestock introduction on carbon and nitrogen cycling in grasslands of Southern South American. *Global Change Biology* 12, 1267-1284.
- Prieto, G. M. 2012. Pautas para el manejo del cultivo de arveja. <http://todoagro.com.ar/noticias/nota.asp?nid=21606> Mayo 2013
- Pucheta, E., Cabido, M., Díaz, S., Funes, G. 1998. Floristic composition, biomass, and aboveground net plant production in grazed and protected sites in a mountain grassland of central Argentina. *Acta Oecologica*, 19:97–105.
- Qi, J., Marsett, R., Heilman, P., Biedenbender, S., Moran, M.S., Goodrich, D.C., Weltz, M. 2002. Ranges improve satellitebased information and land cover assessments in Southwest United States. *EOS Trans. Am. Geophys. Union*, 83:601–606.
- Quinn, G. P. y Keough, M. J. 2002. Experimental design and data analysis for biologists. New York: Cambridge University Press.
- Quinteros, M., Alonso, A., Escudero, L., Guignard, M. y A. Weintraub. 2006. Una aplicación de programación estocástica en un problema de gestión forestal. *Revista Ingeniería de Sistemas*, 20:67-95.
- R Development Core Team 2006. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- Rafique, R., Anex, R., Hennessy, D., Kiely, G. 2012. What are the impacts of grazing and cutting events on the N2O dynamics in humid temperate grassland? *Geoderma*, 181:36–44
- Rahn, C.R., Bending, G.D., Turner, M.K., Lillywhite, R.D. 2003. Management of N mineralization from crop residues of high N content using amendment materials of varying quality. *Soil Use and Management*, 19:193–200.
- Ramaswamy, V., Boucher, O., Haigh, J., Hauglustaine, D., Hay-wood, J., Myhre, G., Nakajima, T., Shi, G. Y., Solomon, S. 2001. Radiative forcing of climate change. In: *Climate Change 2001: The Scientific Basis*, edited by J. T. Houghton et al., pp. 349 – 416, Cambridge Univ. Press, New York.
- Raupenstrauchk, J. D. y Selige, T. M. 1998. Detection of crop rotation using satellite remote sensing for nutrient balance models and risk assessment. In: Gudmandsen Ed., *Future Trends in Remote Sensing*. Balkema, Rotterdam, pp. 139–143.
- Ravishankara, A. R., Daniel, J. S., Portmann, R. W. 2009. Nitrous Oxide N2O : The Dominant Ozone-Depleting Substance Emitted in the 21st Century. *Science*, 326:123-125

- Reay, D. S., Davidson E. A., Smith¹, K. A., Smith, P., Melillo, J. M., Dentener F., Crutzen P. J. 2012. Global agriculture and nitrous oxide emissions: challenges of estimation, projection, and mitigation Nature Clim. Change at press.
- Reza, L. y G. Parellada. 2001. El sector agropecuario argentino: aspectos de su evolución, razones de su crecimiento reciente y posibilidades futuras. Ed. EFA UBA, Buenos Aires 160pp.
- Rees, R. M. y Ball, B. C. 2010. Soils and nitrous oxide research. SHORT COMMUNICATION. Soil Use and Management, 26:193–195
- Reichstein, M., Beer, C., 2008. Soil respiration across scales: The importance of a model–data integration framework for data interpretation. Plant Nutrition and Soil Science, 171:344–354.
- Reicosky, D.C., Kemper, W.D., Langdale, G.W., Douglas Jr., C.L., Rasmussen, P.E. 1995. Soil organic matter changes resulting from tillage and biomass production. J. Soil Water Cons., 50:253-261.
- Richards, J. A. 1992. Remote Sensing Digital Image Analysis. Springer-Verlag, Cambridge, UK.
- Righini, R., Grossi Gallegos, H., 2005. Análisis de la correlación entre la radiación fotosintéticamente activa y la radiación solar global en San Miguel, provincia de Buenos Aires. Avances en Energías Renovables y Medio Ambiente 9, 1101-1104.
- Riitters, K. H., O'Neill, R. V., Hunsaker, C. T., Wickham, J. D., Yankee, D. H., Timmins, S. P., Jones, K. B., Jackson, B. L. 1995. A factor analysis of landscape pattern and structure metrics. Landscape Ecology, 10:23-39.
- Robertson, G. P. and Vitousek, P. M. 2009. Nitrogen in agriculture: balancing an essential resource. Annu Rev Energy Environ, 34:97–125.
- Robertson, G. P. y Grace, P. R. 2003. Greenhouse gas fluxes in tropical agriculture: the need for a full-cost accounting of global warming potentials. Environment, Development and Sustainability 6:51–63.
- Rochette, P. y Eriksen-Hamel, N. S. 2008. Chamber Measurements of Soil Nitrous Oxide Flux: Are Absolute Values Reliable? Soil Sci. Soc. Am. J., 72:331-342.
- Rochette, P. 2008. No-till only increases N₂O emissions in poorly-aerated soils. Soil & Tillage Research, 101:97–100.
- Rotz, C. A., Taube, F., Russelle, M. P., Oenema, J., Sanderson, M. A. and Wachendorf, M. 2005. Whole-farm perspectives of nutrient flows in grassland agriculture. Crop Science, 45:2139-2159.
- RSI Research Systems, Inc. Copyright © 2004
- Rudaz, A. O., Waelti, E., Kyburz, G., Lehmann, P., Fuhrer, J. 1999. Temporal variation in N₂O and N₂ fluxes from a permanent pasture in Switzerland in relation to management, soil water content and soil temperature. Agriculture, Ecosystems and Environment, 73:83-91.
- Rusch, G.M. y Oosterheld, M. 1997. Relationship between productivity, and species and functional group diversity in grazed and non-grazed Pampas grassland. Oikos, 78:519-526.
- Ryana, M., Müller, C., Di, H. J., Cameron, K. C. 2004. The use of artificial neural networks ANNs to simulate N₂O emissions from a temperate grassland ecosystem. Ecological Modelling, 175:189–194.

- Ryden, J. C. 1983. Denitrification loss from a grassland soil in the field receiving different rates of nitrogen as ammonium nitrate. *J Soil Sci*, 34:355–365.
- Ryden, J. C. 1986. Gaseous losses from a grassland soil and the atmosphere. *Nature*, 292:30-35.
- Safavian, S. R. and Landgrebe, D. 1991. A Survey of Decision Tree Classifier Methodology. *Transactions on Systems, Man, and Cybernetics*, 21:660-674.
- Sagar, S., Luo, J., Giltrap, D. L., Maddena, M. 2009. Nitrous oxide emission from temperate grasslands: process, measurements, modelling and mitigation. In: Sheldon AI, Barnhart EP, editors. *Nitrous oxide emissions research progress*. New York: Nova Science Publishers; pp.1-66.
- Sagar, S., Luo, J., Kim, D. G., Jha, N. 2011. Intensification in pastoral farming: impacts on soil attributes and gaseous emissions. In: Singh BP, Cowie A, Chan Y, editors. *Soil health and climate change soil biology series*. Berlin, Heidelberg, Germany: Springer-
- Sagar, S., Jha, N., Deslippe, J., Bolan, N. S., Luo, J., Giltrap, D. L., Kim, D. G., Zaman, M., Tillman, R.W. 2012. Denitrification and N₂O:N₂ production in temperate grasslands: Processes, measurements, modelling and mitigating negative impacts. *Science of the Total Environment* –in press
- SAGPyA Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca <http://www.siaa.gov.ar/index.php/series-por-tema/agricultura> Agosto 2010
- SAGPyA, 2006. <http://www.sagpya.mecon.gov.ar/> Series históricas Acceso Diciembre 2006.
- Sahr, K., White, D., Kimerling, A.J. 2003. Geodesic discrete global grid systems. *Cartogr. Geogr. Informat. Sci.*, 30:121–134.
- Sala, O. E. y Paruelo, J. M. 1997. Ecosystems services in grasslands. In: Daily, G.C. Ed., *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington, DC, pp. 237–252.
- Sala, O. E. 1988. The effect of herbivory on vegetation structure. In: Werger, M. J. A., van der Aart, P. J. M., During, H. J., Verboeven, J. T. A. eds. *Plant form and vegetation structure*, pp. 317-330. SPB, The Hague, NL.
- Sala, O. E., Oesterheld, M., León, R. J. C., Soriano, A. 1986. Grazing effects upon plant community structure in subhumid grasslands of Argentina. *Vegetation*, 67: 27-32.
- 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.
- Salvagiotti, F.K., Cassman, G., Specht, J.E., Walters, D.T., Weiss, A., Dobermann, A., 2008. Nitrogen uptake, fixation and response to fertilizer N in soybeans: A review. *Field Crops Research*, 108:1-13.
- Satorre E. H. 2005. Cambios Tecnológicos en la Agricultura Actual. *Ciencia Hoy*, 15:24-31.
- Saura, S. 2002. Effects of minimum mapping unit on land cover data spatial configuration and composition. *Int. J. Remote Sens.*, 23:4853–4880.
- Sbarra, N.H. 1964. Historia del alambrado en la Argentina. EUDEBA, Buenos Aires.
- Schwarz, J., Kapp, M., Benckiser, G., Ottow, J.C.G. 1994. Evaluation of denitrification losses by the acetylene inhibition technique in a permanent

ryegrass field *Lolium perenne* L. fertilized with animal slurry or ammonium nitrate. *Biol Fertil Soils* 18:327-333.

- Scurlock, J. M. O. y Hall, D. O. 1998. The global carbon sink: a grassland perspective. *Global Change Biology*, 4:229-233.
- 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.
- Senigagliesi, C., Ferrari, M., Ostojic, J., 1997. La degradación de los suelos en el partido de Pergamino. In: Gráfica, O. Ed., ¿Argentina Granero del Mundo Hasta Cuándo? La Degradación del Sistema Agroproductivo de la Pampa Húmeda y Sugerencias para su Recuperación. Centro de Estudios Avanzados de la Universidad de Buenos Aires; Harvard University; INTA; Consejo Profesional de Ingeniería Agronómica, Buenos Aires, pp. 137-154.
- Shelton, D. R., Sadeghi, A. M., McCarty, G. W. 2000. Effect of soil water content on denitrification during cover crop decomposition. *Soil Science*, 165:365–371.
- Shuman, G.E., Janzen, H.H., Herrick, J.E., 2002. Soil carbon dynamics and potential carbon sequestration by rangelands. *Environmental Pollution*, 116:391-396.
- Skiba, U. y Ball, B. 2002. The effect of soil texture and soil drainage on emissions of nitric oxide and nitrous oxide. *Soil Use and Management*, 18:56–60.
- Skiba, U., Fowler, D., Smith, K. 1994. Emissions of NO and N₂O from soils. *Environmental Monitoring and Assessment*, 31:153-158.
- Smith, K. A., Ball, T., Conen, F., Dobbie, K. E., Massheder, J., Rey, A. 2003. Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soil physical factors and biological processes. *Euro. J. Soil Sci.*, 54:779–791.
- Smith, K.A., McTaggart, I.P., Tsuruta, H. 1997. Emissions of N₂O and NO associated with nitrogen fertilization in intensive agriculture, and the potential for mitigation. *Soil Use and Management*, 13:296–304.
- Smith, K.A. and Conen, F. 2004. Impacts of land management on fluxes of trace greenhouse gases. *Soil Use and Management*, 20:255-263.
- Smith, P., Martino, D., Cai, Z., Gwary, D., Janzen, H., Kumar, P., McCarl, B., Ogle, S., O'Mara, F., Rice, C., Scholes, B., Sirotenko, O. 2007. Chapter 8: Agriculture. In *Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [B. Metz, O.R. Davidson, P.R. Bosch, R. Dave, L.A. Meyer eds], Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Smith, R. G., Gross, K. L., Robertson, G. P. 2008. Effects of Crop Diversity on Agroecosystem Function: Crop Yield Response. *Ecosystems*, 11:355-366.
- Solbrig O. T. y Morello J. 1997, Reflexiones generales sobre el deterioro de la capacidad productiva de la pampa húmeda argentina. En: ¿Argentina granero del mundo hasta cuándo? La degradación del sistema agroproductivo de la pampa húmeda y sugerencias para su recuperación. Centro de Estudios Avanzados de la Universidad de Buenos Aires; Harvard University; INTA; Consejo Profesional de Ingeniería Agronómica. Orientación Gráfica Editora. Buenos Aires.
- Soriano, A., León, R. J. C., Sala, O. E., Lavado, R. S., Deregibus, V. A., Cauhepé, M. A., Scaglia, O. A., Velázquez, C. A., Lemcoff, J. H. 1991. Río de

- la Plata grasslands. In: Couplant, R.T. Ed. , Natural Grasslands, Ecosystems of the World. Elsevier, Amsterdam, pp. 367–407.
- Soussana, J.F., Allard, V., Pilegaard, K., Ambus, P., Amman, C., Campbell, C., Ceschia, E., Clifton-Brown, J., Czobel, S., Domingues, R., Flechard, C., Fuhrer, J., Hensen, A., Horvath, L., Jones, M., Kasper, G., Martin, C., Nagy, Z., Neftel, A., Raschi, A., Baronti, S., Rees, R.M., Skiba, U., Stefani, P., Manca, G., Sutton, M., Tuba, Z., Valentini, R. 2007. Full accounting of the greenhouse gas CO₂, N₂O, CH₄ budget of nine European grassland sites. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 121:121–134.
 - South, S., Jianguo, Q., Lusch, D. P. 2004. Optimal classification methods for mapping agricultural tillage practices. *Remote Sensing of Environment*, 91:90-97
 - Steinbach, H. y Alvarez, R. 2005, Cambios en los contenidos de carbono de los suelos pampeanos por introducción de la siembra directa. *INPOFOS Informaciones Agronómicas* 25:16-23.
 - Studdert, G.A., Domínguez, G., Eiza, M., Videla, C., Echeverría, H.E, 2008. Materia orgánica particulada y su relación con la fertilidad nitrogenada en el sudeste bonaerense. En: AACCS-CERZOS-UNS Ed. , Estudio de las Fracciones Orgánicas en Suelos de la Argentina. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, pp. 20-25.
 - Studdert, G.A., Echeverría, H.E., 2000. Crop rotations and nitrogen fertilization to manage soil organic carbon dynamics. *Soil Science Society of American Journal*, 64:1496-1503.
 - Studdert, G. A., Echeverría H.E. 2002. Rotaciones mixtas, labranzas y carbono orgánico en la capa arable en el sudeste bonaerense. *Actas XVIII Congr. Argentino de la Ciencia del Suelo (en CD)*. Pto.Madryn, Chubut, Argentina.
 - Studdert, G.A., Echeverría, H.E., Casanovas, E.M., 1997. Crop-Pasture rotation for sustaining the quality and productivity of a Typic Argiudoll. *Soil Science Society of American Journal*, 61:1466-1472.
 - Stumpf, R. P. 1992. Remote Sensing of Water Clarity and Suspended Sediments in Coastal waters. First thematic Conference on Remote Sensing for Marine and Coastal Environmets, New Orleans, Louisiana, USA, New Orleans.
 - Thompson, R. B., Ryden, J. C., Lockyer, D. R. 1987. Fate of nitrogen in cattle slurry following surface application or injection to grassland. *Soil Biol Biochem*, 33:1287–1289.
 - Tischendorf, L. 2001. Can landscape indices predict ecological processes consistently? *Landscape Ecology*, 16:235-254.
 - Tisdall, J. M. y Oades, J. M. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science*, 33:141-163
 - Trigo, E. J. y Cap, E. J. 2006. Diez Años de Cultivos Genéticamente Modificados en la Agricultura Argentina. Consejo Argentino para la Información y el Desarrollo de la Biotecnología – ArgenBio.
 - US-EPA 2010. Methane and Nitrous Oxide Emissions from Natural Sources. United States Environmental Protection Agency, EPA 430-R-10-001, April 2010. Washington, D.C., < <http://www.epa.gov/methane/pdfs/Methane-and-Nitrous-Oxide-Emissions-From-Natural-Sources.pdf>> accessed February 2013.
 - Vachón, K. 2008. Soil carbon and nitrogen dynamics and greenhouse gas mitigation in intercrop agroecosystems in Balcarce, Argentina. Thesis. University of Waterloo, Waterloo, Ontario, Canada.

- Van Deventer, A. P., Ward, A. D., Gowda, P. H., Lyon, J. G. 1997. Using Thematic Mapper data to identify contrasting soil plains and tillage practices. *Photogram. Eng. Remote Sens.*, 63:87–93.
- Van Kessel, Ch., Venterea, R., Six, J., Adviento-borbe, M. A., Linnquist, B., Van Groenigen, K. 2013. Climate, duration, and N placement determine N₂O emissions in reduced tillage systems: a meta-analysis. *Global Change Biology*, 19:33–44.
- Venterea R. T. 2010. Simplified Method for Quantifying Theoretical Underestimation of Chamber-Based Trace Gas Fluxes. *J. Environ. Qual.* 39:126–135.
- Viglizzo E. F. 1994. El INTA frente al desafío del desarrollo agropecuario sustentable. *Desarrollo agropecuario sustentable*. INTA-INDEC. 85 pp.
- Viglizzo, E.F. 1995. El rol de la alfalfa en los sistemas de producción. *La alfalfa en la Argentina*. INTA (Ed.) pg. 260-272.
- Viglizzo, E.F., Lértora, F., Pordomingo, A.J., Bernardos, J.N., Roberto, Z.E., Del Valle, H. 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., Pordomingo, A. J., Castro, M. G., Lértora, F. A., Bernardos, J. N. 2004. Scale-dependent controls on ecological functions in agroecosystems of Argentina. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 101: 39-51.
- Viglizzo, E. F. y Frank, F. C. 2005. Land-use options for Del Plata Basin in South America: Tradeoffs analysis based on ecosystem service provision. *Ecological Economics*, 57:140–151
- Viglizzo, E. F., Frank, F. C., Carreño, L. V., Jobbagy, E. G., Pereyra, H., Clatt, J., Pincen, D., Ricard, M. F. 2011 Ecological and environmental footprint of 50 years of agricultural expansion in Argentina. *Global Change Biology* 17/2, 959-973
- Vilain, G., Garniera, J., Tallec, G., Cellier, P. 2010. Effect of slope position and land use on nitrous oxide N₂O emissions Seine Basin, France . *Agricultural and Forest Meteorology*, 150:1192–1202.
- Vinten, A.J.A., Davies, R., Castle, K., Baggs, E.M. 1998. Control of nitrate leaching from a Nitrate Vulnerable Zone using paper mill waste. *Soil Use and Management*, 14:44–51.
- Vitousek, P.M., Reiners, W.A., 1975. Ecosystem Succession and Nutrient Retention: a hypothesis. *Bioscience*, 25:376-381.
- Volante, J. N., Bianchi, A. R., Paoli, H. P., Noé, J. E., Elena, H. J. y Cabral, C. M. 2005. Análisis de la dinámica del uso del suelo Agrícola del Noroeste Argentino Mediante Teledetección y Sistemas de Información Geográfica. Período 2000-2005. Proyecto de relevamiento de cultivos del NOA. PRO.RE.NOA. Estación Experimental Agropecuaria Salta. Ed. INTA
- Wagner, S. W., Reicosky, D. C., Alessi, R. S. 1997. Regression models for calculating gas fluxes measured with a closed chamber. *Agron. J.*, 89:279–284.
- Wagner-Riddle, C., Furon, A., Mclaughlin, N. L., Lee, I., Barbeau, J., Ayasundara, S. J., Parkin, G., Von Bertoldi, P., Warland, J. 2007. Intensive measurement of nitrous oxide emissions from a corn–soybean–wheat rotation under two contrasting management systems over 5 years. *Global Change Biology*, 13:1722–1736.

- Wang, Y., Xue, M., Zheng, X., Ji, B., Du, R. 2005. Effects of environmental factors on N₂O emission from and CH₄ uptake by the typical grasslands in the Inner Mongolia. *Chemosphere*, 58:205–215.
- Webb, W., Szarek, S., Lauenroth, W., Kinerson, R., Smith, M. 1978. Primary productivity and water use in native forest, grassland and desert ecosystems. *Ecology*, 59:1239-1247.
- West, T. O. y Post, W. M. 2002. Soil organic Carbon sequestration rates by tillage and crop rotation: a global data analysis. *Soil Science Society of America Journal.*, 66:1930-1946.
- Wiegand, C. L., Richardson, A. J., Escobar, D. E., Gerbermann, A.H. 1991. Vegetation Indices in Crop Assessments. *Remote Sens. Environ.*, 35:105-119
- Williams, J.R., Chambers, B.J., Hartley, A.R., Ellis, S., Guise, H.J. 2000. Nitrogen losses from outdoor pig farming systems. *Soil Use and Management* 16:237–243.
- Xiuliang, J. 2012. Estimation of cotton yield based on net primary production model in Xinjiang, China. First International Conference on Agro-Geoinformatics, Shanghai, China.
- Yang, Ch., Prasher, S. O., Enright, P., Madramootoo, C., Burgess, M., Goel, P. K., Callum, I. 2003. Application of decision tree technology for image classification using remote sensing data. *Agricultural Systems*, 76:1101–1117.
- Zambon, M., Lawrence, R., Bunn, A., Powell, S. 2006. Effect of alternative splitting rules on image processing using classification tree analysis. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 72:25-30.
- Zan, C. S., Fyles, J. W., Girouard, P., Samson R. A. 2001. Carbon sequestration in perennial bioenergy, annual corn and uncultivated systems in southern Quebec. *Agriculture. Ecosystems and Environment*, 86:135-144.