

Comportamiento de la vegetación en planicies inundables: impacto del anegamiento y los cambios en el uso del suelo

Trabajo Final presentado para optar al título de Especialista en Teledetección y sistemas de Información Geográfica aplicados al estudio de los Recursos Naturales y la producción agropecuaria

Evelyn Figueroa Schibber

Licenciada en Ciencias Biológicas - Universidad Maimónides - 2011

Lugar de trabajo: Instituto de Clima y Agua, INTA Castelar



FAUBA



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

COMITÉ CONSEJERO

Tutor

Carlos M. Di Bella

Ingeniero Agrónomo (Facultad de Agronomía, UBA)

Doctor del Institut National Agronomique Paris-Grignon (Paris-Francia)

JURADO DE TESIS

Federico Bert

Ing. Agrónomo (Facultad de Agronomía, UBA)

Doctor en Ciencias Agropecuarias (Facultad de Agronomía, UBA)

Marcos Texeira

Lic. en Cs. Biológicas (Facultad de Ciencias, Universidad de la República)

Magister en Ciencias Biológicas opción Ecología (PEDECIBA, Montevideo,
Uruguay)

Doctor en Ciencias Agropecuarias (Facultad de Agronomía, UBA)

Fecha de defensa de la tesis: 23 de octubre de 2014

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue posible gracias a 3 pilares fundamentales:

Primero, la confianza que Carlos Di Bella puso en mí al darme la oportunidad de trabajar junto a él y dado forma a este trabajo. A Esteban Jobbágy por haber colaborado en esta tesis con invaluable aportes y correcciones.

Segundo, gracias a mis compañeros: Alfreto G, Alfredo C, Euge B, Angelita F, Patrick P y Nico M, por su ayuda constante y buena predisposición a responder las incontables preguntas que les hice y consejos que me dieron. Especialmente le quiero agradecer a Juli S por su ayuda y apoyo en momentos difíciles. También a los chicos del GEA por su hospitalidad: Pato M, Javi H, Germán B, Jorge M, Raúl G, Eva F, Marcelo N. Especialmente a Silvina Ballesteros por haber contribuido con las clasificaciones de anegamiento utilizadas en esta tesis.

Y tercero, a mi familia y a mi compañero en la vida gracias al cual conocí los SIG.

"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."

Índice General

Agradecimientos.....	iii
Declaración.....	iv
Índice General.....	v
Índice de Tablas.....	vii
Índice de Figuras.....	viii
Lista de Abreviaturas.....	ix
Resumen.....	x
Abstract.....	xi
1. INTRODUCCION.....	1
2. MATERIALES Y METODOS.....	6
2.1. MATERIALES.....	6
2.1.1. Área de estudio.....	6
2.1.2. Mapas de anegamiento.....	8
2.1.3. Funcionamiento de la vegetación.....	9
2.1.4. Datos climáticos.....	10
2.1.5. Datos auxiliares.....	11
2.2. MÉTODOS.....	11
2.2.1. Objetivo A. Descripción de los eventos de anegamiento.....	11
2.2.2. Objetivo B. Impacto del anegamiento a escala de partido.....	13
2.2.3. Objetivo C. Impacto del anegamiento a escala de lote.....	14
3. RESULTADOS.....	15
3.1. Objetivo A: Descripción de los eventos de anegamiento.....	15
3.2. Objetivo B: Impacto del anegamiento a escala de partido.....	16
3.3. Objetivo C: Impacto del anegamiento a escala de lote.....	22
4. DISCUSION.....	27
5. CONCLUSION.....	30
6. BIBLIOGRAFÍA.....	31

Índice de Tablas

Tabla 1. Sensor y fechas de captura de las imágenes utilizadas para los mapas de anegamiento 8

Tabla 2. IVN integral por estación de todo el período de estudio para los píxeles de cultivo con frecuencia de anegamiento 0 (n =8), frecuencia 1 (n = 6) y frecuencia 2 (n = 6); y para los píxeles de forrajes con frecuencia de anegamiento 0 (n =10), frecuencia 1 (n = 10) y frecuencia 2 (n = 4) 2). En negrita el valor superior por estación.....23

Índice de Figuras

- Figura 1. (A) Balance hidrológico clásico y (B) balance hidrológico para un sistema de llanura. Precipitación (PP), Intercepción (I), Evaporación Directa (ED), Transpiración (T), Drenaje Profundo (D), Escorrentía Superficial (ES), Agua almacenada en el suelo(S). 2
- Figura 2. Área de estudio situada en el noroeste de la Provincia de Buenos Aires. En líneas punteadas se señala la escena LANDSAT 227-85; en líneas los cursos de agua permanente, el área gris sombreada corresponde al partido de Rivadavia, el punto negro corresponde a la estación meteorológica de Pehuajó (SMN)..... 7
- Figura 3. Productos de clasificación de anegado (en blanco) - no anegado (en negro) a partir de las imágenes LANDSAT (resolución espacial de 30 metros). A) Año 2001; B) año 2009 (Ballesteros, 2014)..... 9
- Figura 4. Cálculo del porcentaje de anegamiento para cada píxel MODIS a partir de las clasificaciones de anegamiento de LANDSAT. En líneas azules punteadas se muestran los límites de los píxeles MODIS (250 metros de resolución espacial). Con líneas rojas se muestran los píxeles LANDSAT (30 metros de resolución espacial). Las celdas rojas rellenas corresponden a los píxeles LANDSAT clasificados como anegados; las celdas vacías corresponden a los píxeles que fueron clasificados como no anegados..... 12
- Figura 5. A partir de las 11 clasificaciones de anegado-no anegado, con resolución espacial de 250 metros, se obtuvo un producto de frecuencia de inundación sumando el número de eventos durante el período de estudio. 12
- Figura 6. Superficie (km²) del partido de Rivadavia anegada por campaña obtenida de la clasificación de las imágenes LANDSAT (barras grises). Precipitación acumulada por campaña obtenida de la estación meteorológica de Pehuajó (SMN) (línea punteada). Con flechas se señalan los dos eventos de inundación ocurridos durante el período de estudio. 15
- Figura 7. Distribución espacial de los píxeles con frecuencia de anegamiento 0, 1, 2 y 3 en un período de 11 años (2000-2010) para el partido de Rivadavia. Resolución espacial de 250 metros. Los píxeles rojos se anegaron 3 veces durante el período de estudio, los píxeles naranjas 2 veces, los píxeles amarillos una vez y los píxeles azules ninguna. 16
- Figura 8. Productos de porcentaje de anegamiento por píxel (resolución espacial de 250 metros) obtenidos a partir de los productos de anegamiento realizados con las imágenes LANDSAT (resolución espacial de 30 metros). A) Año 2001; B) año 2009. 17

Figura 9. Distribución de los valores de IVN para las distintas frecuencias de anegamiento: Frecuencia 0, Frecuencia 1 (año 2001) y Frecuencia 2 (año 2001 y 2005).	18
Figura 10. IVN integral por campaña para píxeles con distinta frecuencia de anegamiento. Frecuencia 0 (n = 93); Frecuencia 1(anegado en el año 2001, n = 151); Frecuencia 2 (anegado en los años 2001 y 2005, n = 110) y área anegada por campaña (km ²).	19
Figura 11. IVN por campaña para píxeles con distinta frecuencia de anegamiento: frecuencia 0 (n = 93); frecuencia 1(anegado en el año 2001, n = 151); frecuencia 2 (anegado en los años 2001 y 2005, n = 110). Los datos corresponden al promedio de cada clase ± EE. Promedios con la misma letra no difieren entre sí (test de Tukey, p < 0.05).	20
Figura 12. Marcha de IVN obtenida del sensor MODIS (producto MOD13Q1) para 354 píxeles al azar de con distinta frecuencia de anegamiento (Frecuencia 0, n=93; Frecuencia 1 (año 2001), n=151; Frecuencia 2 (año 2001 y 2005), n=110) a escala partido.	21
Figura 13. Integral estacional de desviación de IVN (producto MOD13Q1) por estación para 151 píxeles anegados en 2001 y para 110 píxeles anegados en 2001 y en 2005. ...	22
Figura 14. A) IVN integral por campaña para A) dos lotes de cultivo (Frecuencia 0, n=8; Frecuencia 1; n=8; y Frecuencia 2, n=6) y B) dentro de un tambo (Frecuencia 0, n=10; Frecuencia 1; n=10; y Frecuencia 2, n=4).	23
Figura 15. Marcha de IVN integral para A) dos lotes de cultivo (Frecuencia 0, n=8; Frecuencia 1; n=8; y Frecuencia 2, n=6) y B) recursos forrajeros dentro de un tambo (Frecuencia 0, n=10; Frecuencia 1; n=10; y Frecuencia 2, n=4).	24
Figura 16. Desviación de IVN integral (producto MOD13Q1) por estación para 8 píxeles anegados en 2001 (desviación F1) y 6 píxeles anegados en 2001 y en 2005 (desviación F2) píxeles correspondientes a dos lotes destinados a cultivo.	25
Figura 17. Desviación de IVN integral (producto MOD13Q1) por estación para 10 píxeles anegados en 2001 (desviación F1) y 4 píxeles anegados en 2001 y en 2005 (desviación F2) píxeles correspondientes a dos lotes destinados a producción de recursos forrajeros.	26

Lista de abreviaturas

C°	Grados Centígrados
CV	Coefficiente de variación
D	Drenaje Profundo
ED	Evaporación directa
ES	Escorrentía superficial
ETM	Del inglés Enhanced Thematic Mapper
Eq	Ecuación
F0	Frecuencia de anegamiento 0
F1	Frecuencia de anegamiento 1
F2	Frecuencia de anegamiento 2
Has	Hectáreas
I	Intercepción
INTA	Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria
IR	Infrarrojo cercano
Km	Kilómetros
m	metros
MODIS	Del inglés Moderate Imaging Resolution Spectroradiometer
NASA	Del inglés National Aeronautics and Space Administration
IVN	Índice de Vegetación Normalizado
PP	Precipitación
PPN	Productividad Primaria Neta
R	Rojo
S	almacenaje de agua del suelo
SIG	Sistema de Información Geográfico
T	transpiración
TM	Del inglés Thematic Mapper
UNSL	Universidad Nacional de San Luis
UTM	del inglés Universal Transversal Mercator
WGS84	Del inglés World Geodetic System 84

Comportamiento de la vegetación en planicies inundables: impacto del anegamiento y los cambios en el uso del suelo.

RESUMEN

En los ecosistemas de llanuras, como la Llanura Pampeana Argentina, los flujos en sentido vertical – transpiración y evaporación directa – son las principales vías evaporativas de salida de agua. La vegetación controla las salidas transpirativas, por ello la cobertura del suelo tiene una gran influencia en el funcionamiento ecosistémico. Aún no se conoce con certeza cómo el uso del suelo y sus modificaciones condicionan el régimen de inundaciones. Los objetivos de este trabajo son i) describir los eventos de anegamiento de un área representativa de la Pampa Interior para un período de 11 años; ii) analizar el impacto de la frecuencia de anegamiento sobre el funcionamiento de la vegetación a escala regional y iii) a escala local. Se evaluó de qué manera la frecuencia de anegamiento y el tipo de cobertura condicionan la respuesta de la vegetación frente a una inundación utilizando información satelital del período 2000-2010. Se utilizó el IVN obtenido del producto MODIS MOD13Q1 como indicador de transpiración y mapas de anegamiento. Los resultados muestran que a mayor frecuencia de anegamiento se registra un mayor descenso de la transpiración y mayor tiempo de recuperación con respecto a los sitios no anegados. El impacto negativo del anegamiento sobre cultivos anuales es mayor que sobre especies forrajeras, las cuales conservan las tasas de transpiración a pesar de estar anegadas. Esto sugiere que bajo el uso de la tierra actual de la región donde se reemplazan los esquemas de rotación por cultivos anuales, los futuros eventos de inundación pueden perdurar más tiempo debido a menores tasas de transpiración durante estos eventos. Para evitar este riesgo habría que mantener un mayor porcentaje de heterogeneidad del paisaje.

Palabras claves: Sensores Remotos, anegamiento, Llanura Pampeana, cambio de uso de suelo, IVN.

Vegetation functioning in floodplains: the impact of flooding and changes in land use.

ABSTRACT

In floodplain ecosystems, such as the Argentinian Pampas, vertical flows - transpiration and direct evaporation - are the main water outflow pathways. Vegetation controls transpiration, thus the land coverage has a significant influence on the ecosystem functioning. Little is known about how land-use and its alterations influence the flood regime. The objectives of this paper are i) to describe the events of flooding in a representative area of the Inland Pampa for a period of 11 years, ii) to analyze the impact of flooding frequency on the vegetation functioning on a regional scale and iii) on a local scale. It has been evaluated how flooding frequency and the coverage type impact on the response of vegetation to flood using satellite data from 2000-2010. It has been used NDVI, which has been obtained from MOD13Q1 MODIS product, as an indicator of transpiration and flooding maps. The results show that at higher flooding frequency, a greater decrease in transpiration and a longer recovery time are obtained, compared to non- flooded sites. The negative impact of flooding on annual crops is greater higher than on forage species, which retain transpiration rates despite being flooded. This suggests that under the current land-use on the region, where rotation schemes are replaced by annual crops, future flood events can last longer due to low transpiration rates. To avoid this risk, it would be necessary to maintain a higher percentage of landscape heterogeneity.

Key Words: Remote sensing, floods, Inland Pampa, land use change, NDVI.

1. INTRODUCCION

En la mayoría de los ecosistemas terrestres los únicos ingresos de agua provienen de la precipitación (lluvia, nieve) (Jobbagy *et al.*, 2006). La precipitación (PP) que ingresa al sistema puede seguir dos caminos fundamentales: evaporarse y regresar a la atmósfera (salidas evaporativas) o abandonar la parcela en forma líquida (salidas líquidas) alimentando cuerpos de agua superficiales (arroyos, lagunas) o subterráneos (acuíferos). Una forma más detallada de comprender el balance hídrico contempla distintas vías de salidas evaporativas y líquidas y reconoce además el hecho de que los ecosistemas son capaces de almacenar cierta cantidad de agua:

$$\text{Eq1. Precipitación} = I + ED + T + ES + D + S$$

donde los componentes evaporativos de este balance son la intercepción (I), que es el agua que tras la lluvia moja la superficie de las plantas y permanece allí hasta ser evaporada (Figura 1); la evaporación directa del suelo (ED), que es el agua que moja el suelo y se evapora desde su superficie; y la transpiración (T), que es el agua que tras ingresar al suelo es absorbida por las raíces y entregada a la atmósfera como vapor por las hojas. En sistemas húmedos T representa la principal vía evaporativa mientras que en desiertos o zonas muy descubiertas de vegetación ED puede ser mayor. Las salidas líquidas involucran al escurrimiento superficial (ES), que es el agua que antes de ingresar al suelo se desplaza lateralmente y abandona la parcela y la que alimenta en forma más rápida los cuerpos superficiales de agua; y el drenaje profundo (D) que es el agua que tras haber recorrido el suelo hacia abajo escapa del alcance de las raíces más profundas y pasa, en la mayoría de los casos, a formar parte de la recarga subterránea, es decir la alimentación de acuíferos. Finalmente el balance incluye a los cambios de almacenamiento del agua líquida alojada en el suelo (S). El resultado de este balance influye sobre servicios ecosistémicos que proveen estos ambientes tales como la provisión de agua para consumo humano y la regulación de inundaciones, entre otros (Nedkov & Burkhard, 2012; Foley *et al.*, 2005).

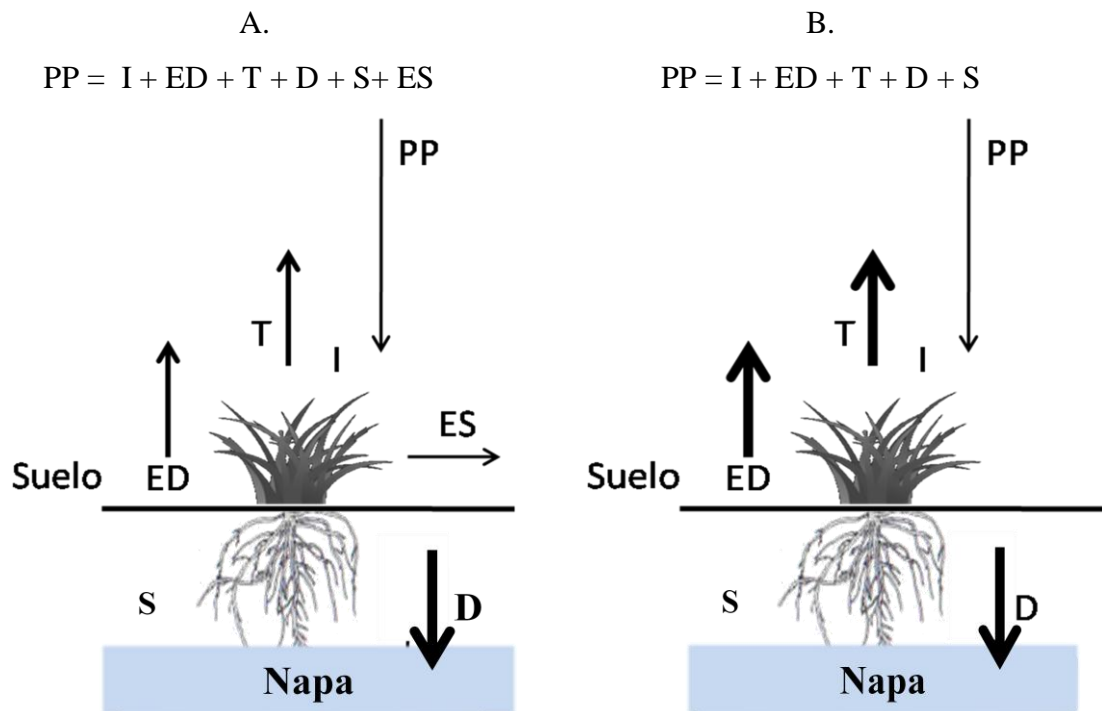


Figura 1. (A) Balance hidrológico clásico y (B) balance hidrológico para un sistema de llanura. Precipitación (PP), Intercepción (I), Evaporación Directa (ED), Transpiración (T), Drenaje Profundo (D), Escorrentía Superficial (ES), Agua almacenada en el suelo(S).

Los flujos en sentido vertical cobran particular importancia en los sistemas de llanuras ya que el movimiento de agua en sentido horizontal es incipiente debido a la escasa pendiente. La Llanura Pampeana en Argentina, es más plana aún que la mayor parte de las grandes planicies, con lo cual los flujos en sentido vertical - transpiración y evaporación directa - cobran mayor relevancia como mecanismos de salida de agua (Figura 1 B). Estos aspectos se acrecientan en la Llanura Pampeana Interior, al oeste de la provincia de Buenos Aires, debido a que esta zona presenta la particularidad de no poseer estructuras lineales o jerarquizadas de escurrimiento superficial (e.g. Cuenca arreica). En éste ambiente, donde el transporte vertical de agua y el almacenamiento local predominan sobre la escorrentía superficial, la evacuación evaporativa de los excedentes puede representar entre 90 y 100% de la descarga total del sistema (Aragón *et al.*, 2010; Jobbágy *et al.*, 2008). De esta manera pequeños cambios en la vegetación pueden modificar de manera significativa el balance de agua alterando T (transpiración) de manera directa, y de manera indirecta ED (evaporación directa) y D (drenaje profundo). Es por ello que pequeños cambios en el balance hidrológico pueden traducirse en eventos de anegamiento.

El anegamiento consiste en la presencia en exceso de agua en el suelo, o en cualquier medio en que se desarrollen las raíces de las plantas, respecto a su capacidad de campo como consecuencia de la sustitución prolongada de la fase gaseosa del suelo por una fase líquida (agua). En suelos con buen drenaje, esta condición es breve y el agua se va perdiendo por infiltración en capas de suelo más profundas, quedando agua capilar, la más eficazmente disponible por las raíces (Russel, 1977). Los períodos de lluvia intensa y prolongada, sumados a un pobre drenaje del suelo, originan un inadecuado suministro de oxígeno y propician la acumulación de otros gases. El primer síntoma de daños por anegamiento es el cierre estomático. Con el cierre de los estomas, la absorción pasiva de agua por la planta disminuye. El descenso de la transpiración conlleva un marchitamiento de las hojas y una senescencia precoz que acaba en su caída (Kozlowski, 1984). Los efectos del exceso de agua en el suelo sobre las plantas varían en función de la especie (e.g. Angiospermas vs Gimnospermas), la edad de las plantas (los árboles maduros son más tolerantes que las plantas jóvenes), la duración de la acción (el encharcamiento prolongado durante un periodo vegetativo suele ser letal), la periodicidad de la acción, y la época del año, siendo mayor la sensibilidad de las plantas durante el periodo vegetativo (Kozlowski y Pallardy, 1997). En cualquier caso, ninguna planta superior puede sobrevivir más de unas horas, días o semanas sin acceso a oxígeno molecular o adquirir la condición durmiente. De ahí que el efecto primario del anegamiento del suelo sobre las plantas es reducir o impedir el intercambio gaseoso entre la planta y el suelo, dada la mayor resistencia a la difusión del oxígeno y del dióxido de carbono en el agua respecto al aire.

En el caso de la Pampa, los cambios que tienen lugar dentro de los sistemas cultivados son especialmente relevantes. En ellos se han modificado masivamente los esquemas de rotación que alternaban pasturas perennes con cultivos anuales por planteos en los que se implementan cultivos anuales en forma continua (Viglizzo *et al.* 1997; Paruelo *et al.* 2005). Un estudio realizado por Noretto *et al.* (2011) demuestra que el monocultivo de soja tiene una evapotranspiración menor que los pastizales o los esquemas de doble cultivo (trigo-soja). No está claro en qué medida este reemplazo puede haber contribuido a exacerbar los tres fuertes ciclos de inundaciones severas experimentados por la Pampa Interior durante los últimos veinticinco años (Viglizzo *et al.* 1997). Sin embargo puede especularse que la menor profundidad de raíces del cultivo implantado y los períodos más prolongados de

inactividad de la vegetación que muestran los cultivos anuales (barbecho) respecto a las pasturas perennes (especialmente las dominadas por alfalfa) hayan interactuado con las precipitaciones generado niveles freáticos más cercanos a la superficie traduciéndose en eventos de inundación (Jobbágy *et al.*, 2009).

La magnitud con la que está ocurriendo el reemplazo de pasturas por cultivos anuales imposibilita trabajar a campo con la cantidad de sitios que se requerirían para abarcar este fenómeno en toda su extensión. Por esta razón, las imágenes satelitales combinadas con las herramientas de Sistemas de Información Geográficos (S.I.G), permiten realizar análisis regionales de gran escala y prolongados en el tiempo de una manera uniforme. Además de poder analizar todos los sitios afectados y abarcar a la heterogeneidad espacial, ofrecen la ventaja de poder comparar un mismo lugar, antes, durante y después de producido un disturbio (Fensholt *et al.*, 2012; Metternicht & Zinck, 2003; Paruelo, 2008). La posibilidad de contar con series de datos largas y continuas, permite analizar las diferentes fases vegetativas (fenología) del ecosistema y evaluar el efecto que sobre ellas tienen los disturbios (Di Bella *et al.*, 2009). Las aplicaciones de los índices de vegetación obtenidos a partir de imágenes satelitales han mostrado ser de gran utilidad en estudios del funcionamiento y las tasas de cambio en los procesos de los ecosistemas, tal como la productividad primaria y la transpiración (e.g. Monteith, 1972; Paruelo *et al.*, 2001). Un “*proxy*” de la transpiración y de la productividad primaria neta ampliamente utilizado (Glenn *et al.*, 2008; Nagler *et al.*, 2005) se basa en el uso de información espectral de las bandas del Rojo e Infrarrojo cercano, a partir de los cuales se calcula el Índice de Vegetación Normalizado (IVN de sus siglas en inglés). Los valores de píxel en imágenes de IVN se han correlacionado con muchos aspectos físicos y fisiológicos de la vegetación. Sellers (1985) uso un modelo de transferencia radiativa de canopy para demostrar que el IVN está linealmente relacionado con la asimilación de carbono y la transpiración de la vegetación. Hall (1992) analizó la *performance* de los índices de vegetación en la estimación de la conductancia y la transpiración a diferentes escalas en Konza Prairie, en las grandes planicies de EEUU.

Objetivo general

Evaluar el impacto del anegamiento sobre el funcionamiento de la vegetación a través del uso de sensores remotos satelitales.

- A. Describir los eventos de anegamiento de una muestra representativa de la Pampa Interior para un período de 11 años.
- B. Analizar el efecto de la frecuencia de anegamiento sobre el funcionamiento de la vegetación a escala regional.
- C. Analizar el efecto del anegamiento sobre el funcionamiento de la vegetación a escala local para sitios asociados a cultivo de cosecha y pasturas.

2. MATERIALES Y METODOS

2.1. MATERIALES

2.1.1. Área de estudio

El área de estudio corresponde al partido de Rivadavia, tomado como muestra representativa de la Pampa Interior al oeste de la Llanura Pampeana. Debido a que la escena LANDSAT utilizada (*path 227- row 85*) no cubre el 100% de este partido se estudió el 65% del mismo (Figura 2). El partido de Rivadavia, ubicado en el noroeste de la provincia de Buenos Aires, tiene una superficie de 3991 kilómetros cuadrados. Su topografía regional es extremadamente plana y la pendiente regional es menor al 1%. El clima es templado con una temperatura media de 16 C° y una precipitación media anual de 980 mm (Díaz Zorita *et al.*, 1998; Viglizzo *et al.*, 2009). Los suelos son en su mayoría Molisoles arenosos, y el nivel de la napa freática está cercana a la superficie en todo el territorio (menos de 5 metros) (Aradas *et al.*, 2002). Los niveles más altos de la napa freática se observan durante otoño-invierno cuando las precipitaciones exceden la evapotranspiración potencial (Degioanni *et al.*, 2002). En el paisaje predominan lagunas temporales y permanentes, las cuales varían en tamaño dependiendo del nivel de la napa freática. La combinación del clima sub-húmedo, la topografía extremadamente plana y una napa freática somera hacen a esta región muy vulnerable a sufrir eventos de inundación (Viglizzo *et al.*, 1997; Viglizzo & Frank, 2006; Viglizzo *et al.*, 2009).

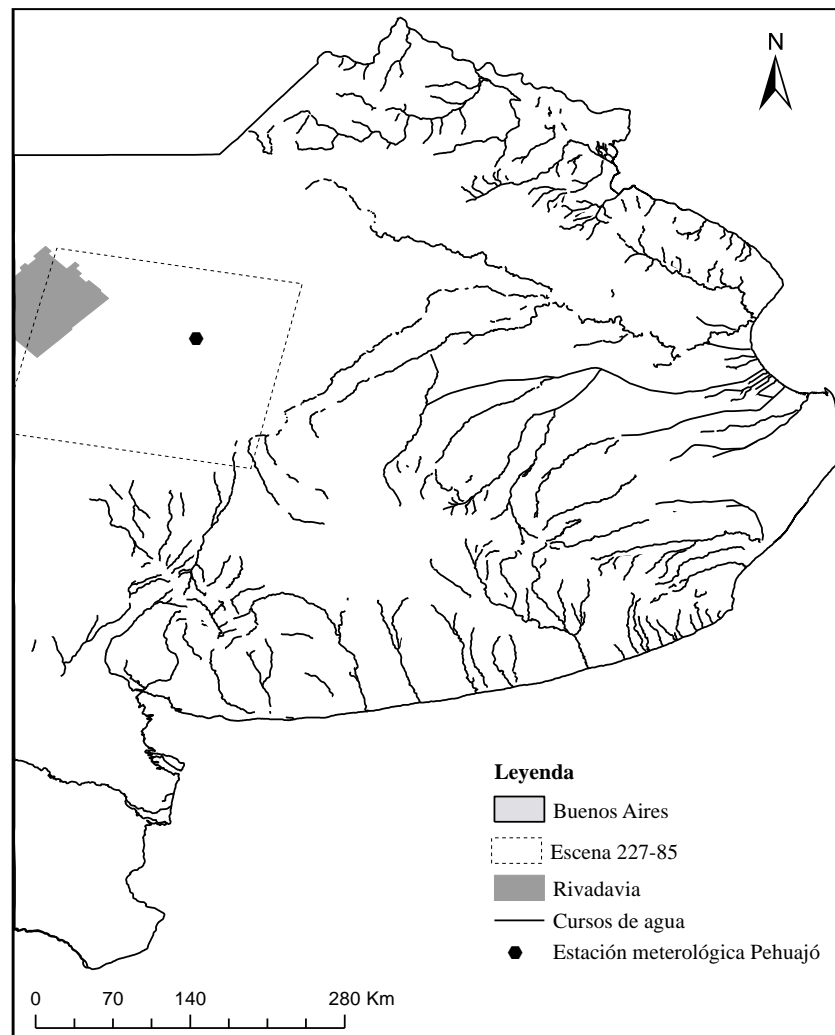


Figura 2. Área de estudio situada en el noroeste de la Provincia de Buenos Aires. En líneas punteadas se señala la escena LANDSAT 227-85; en líneas los cursos de agua permanente, el área gris sombreada corresponde al partido de Rivadavia, el punto negro corresponde a la estación meteorológica de Pehuajó (SMN).

Esta región originalmente fue ocupada por pastizales naturales (Soriano *et al.*, 1991), pero actualmente el 98% (Ministerio de Asuntos Agrarios, <http://www.maa.gba.gov.ar/>) de la superficie de este partido está ocupado por cultivos anuales y pasturas, representando una de las áreas más productivas del país (Viglizzo & Frank, 2006; Baldi & Paruelo, 2008). El área sembrada de cultivos anuales en la campaña 2000-2001 fue de 152.800 hectáreas; en la campaña 2004-2005 fue de 172.405 hectáreas y hacia el final del período de estudio fue de 292.455 hectáreas (<http://www.minagri.gob.ar>). En el censo agropecuario 2002 se estimó una superficie total de 114.416 hectáreas entre cultivos perennes y pastizales en el partido

de Rivadavia. Lamentablemente aún no está disponible el censo agropecuario 2008. Sin embargo, podemos asumir que el área agrícola total no avanzó en la provincia de Buenos Aires (Paruelo *et al.*, 2005), y que en los últimos años el área sembrada de cultivos anuales avanzó en detrimento de los cultivos perennes, mayoritariamente pasturas sembradas, compuestas por alfalfa y otras forrajeras (Viglizzo *et al.*, 2010).

2.1.2. Mapas de anegamiento

Para cumplir con el objetivo A se utilizó para cada año del período de estudio (2000-2010) un mapa de presencia de agua superficial elaborado a partir de imágenes obtenidas de la plataforma LANDSAT (elaborado por Ballesteros, 2014). La escena utilizada corresponde al path 227-row 85.

Satélite	Fecha
5 TM	24/11/2000
5 TM	27/11/2001
7 ETM	06/11/2002
5 TM	01/11/2003
5 TM	03/11/2004
5 TM	05/10/2005
5 TM	21/08/2006
5 TM	20/05/2007
5 TM	29/10/2008
5 TM	30/09/2009
5 TM	03/10/2010

Tabla 1. Sensor y fechas de captura de las imágenes utilizadas para los mapas de anegamiento.

Estas imágenes tienen una resolución espacial de 30 metros y una resolución temporal de 16 días, pero la misma se ve muy afectada por la presencia de nubes. La mayoría de las imágenes corresponden a la estación de primavera de cada año (Tabla 1).

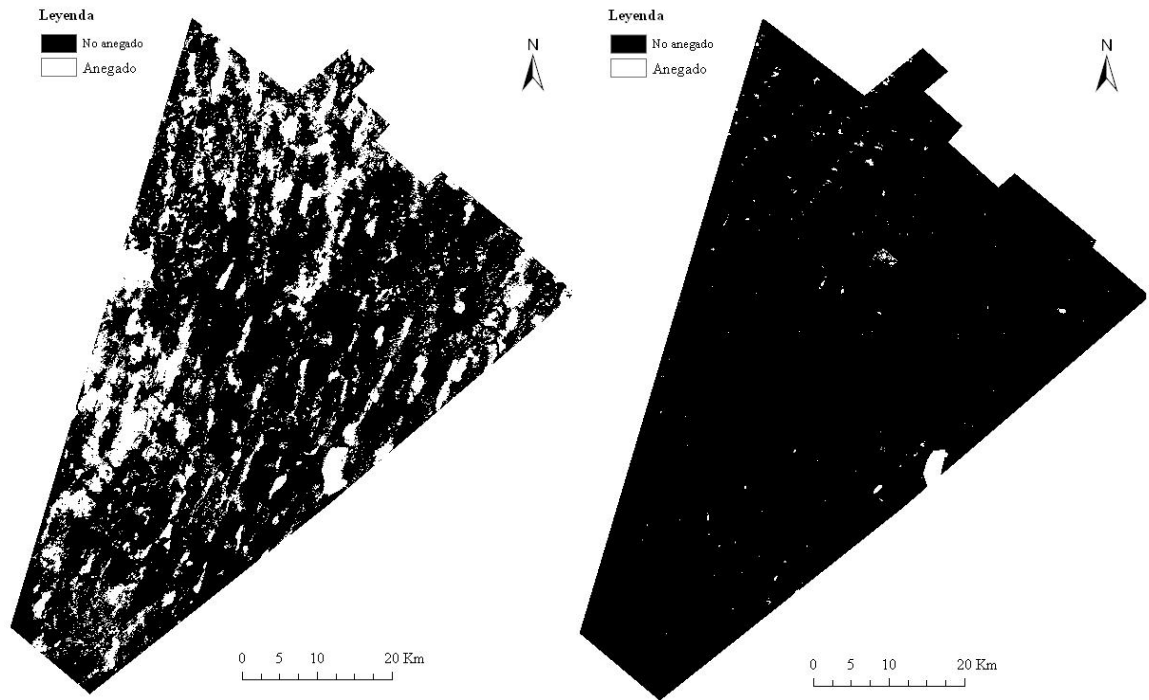


Figura 3. Productos de clasificación de anegado (en blanco) - no anegado (en negro) a partir de las imágenes LANDSAT (resolución espacial de 30 metros). A) Año 2001; B) año 2009 (Ballesteros, 2014).

Los mapas consisten en una clasificación mediante evaluación visual de las imágenes LANDSAT. Se utilizaron las bandas que corresponden al infrarrojo medio con el sensor TM (Banda 5) del espectro electromagnético. Se efectuó la evaluación visual de las imágenes definiendo un valor umbral en el número digital para cada año, que por debajo del cual todo es clasificado como anegado. A los píxeles clasificados como anegados se le asignó el valor 1 y al resto de las coberturas el valor 0 (Figura 3) (Ballesteros, 2014).

2.1.3. Funcionamiento de la vegetación

Para cumplir con los objetivos B y C se utilizaron imágenes provenientes del sensor MODIS (*MODerate resolution Imaging Spectroradiometer*). Este sensor está montado sobre las plataformas Terra y Aqua y captura imágenes de mediana resolución espacial. Estas plataformas recorren el globo de tal manera que es posible obtener al menos 4 imágenes diarias, con una resolución espectral de 36 bandas y

resoluciones espaciales que pueden llegar a los 250 metros. La NASA (*National Aeronautics and Space Administration*) procesa la información de las imágenes obtenidas con el fin de obtener productos específicos para diferentes aplicaciones (por ejemplo: temperatura de superficie, reflectancias, índices de vegetación, detección de focos de calor, y otros) y así minimizar la incidencia de nubes, efectos atmosféricos y efectos angulares sol-superficie-tierra que puedan afectar la calidad de imagen. A su vez la NASA posibilita su descarga totalmente gratuita a través del sitio NASA - REVERB (<http://reverb.echo.nasa.gov/>).

Para este trabajo se utilizó la escena MODIS h12v12 del producto MOD13Q1. Es un compuesto de 16 días con resolución espacial de 250 metros. Este producto contiene, entre otras bandas, dos índices de vegetación de los cuales se utilizó el IVN (Índice de Vegetación Normalizado) para describir el funcionamiento de la vegetación. Este índice combina datos espectrales de la franja visible del espectro en el rojo (R, longitud de onda: 620-670 nanómetros) y en el infrarrojo cercano (IR, longitud de onda: 841-876 nm), quedando definido como:

$$\text{Eq2.} \quad \text{IVN} = (\text{IR} - \text{R}) / (\text{IR} + \text{R})$$

Las series temporales de índices de vegetación constituyen descriptores del funcionamiento ecosistémico. La integral anual del IVN es un buen estimador de la transpiración de la vegetación y de la productividad primaria neta (Sellers 1985; Glenn *et al.*, 2008).

Las imágenes fueron reproyectadas a WGS84.

2.1.4. Datos climáticos

Se contó con información de la estación meteorológica del Servicio Meteorológico Nacional más cercana al área de estudio ubicada en el partido de Pehuajó (latitud: -35,87; longitud: -61,90; Figura 2) para el período comprendido entre el año 2000 y 2010. A partir de estos datos se calculó la precipitación para cada campaña (julio-junio).

2.1.5. Datos auxiliares

Para delimitar el área de estudio se utilizó una capa vectorial de los partidos de la Provincia de Buenos Aires (www.aeroterra.com).

Se tuvo a disposición una capa vectorial con la ubicación y límites de los tambos del Partido de Rivadavia provisto por la Municipalidad de dicho partido a modo de verdades de terreno sobre uso de suelo.

2.2. MÉTODOS

2.2.1. Objetivo A. Descripción de los eventos de anegamiento

A partir de los mapas de anegamiento se estimó la superficie anegada del partido de Rivadavia por año sumando el número de píxeles clasificados como anegados y multiplicando por la resolución espacial del píxel (900 m^2).

A fin de referenciar espacialmente los datos y llevarlos a una unidad de análisis homogénea con los píxeles MODIS se superpuso sobre los mapas de anegamiento una grilla compuesta por celdas de 250 metros de lado (Figura 4).

El tamaño de celda y ubicación de la malla fue creada en coincidencia con los píxeles de la serie MODIS. Dentro de cada celda de 250 metros se calculó el promedio de píxeles anegados (valor del píxel = 1) sobre el total de píxeles. De este modo se obtuvo un nuevo producto a resolución espacial de 250 metros con el porcentaje de anegamiento para cada píxel MODIS.

A partir de este producto, se obtuvo un producto de frecuencia de anegamiento por píxel (Figura 5). La frecuencia fue calculada como el número de eventos de anegamiento del píxel durante el período de estudio. Cada evento es considerado desde que el porcentaje de anegamiento presente en el píxel es distinto de cero hasta el último año que el porcentaje de anegamiento es distinto de cero. Este producto fue elaborado con el software MATLAB.

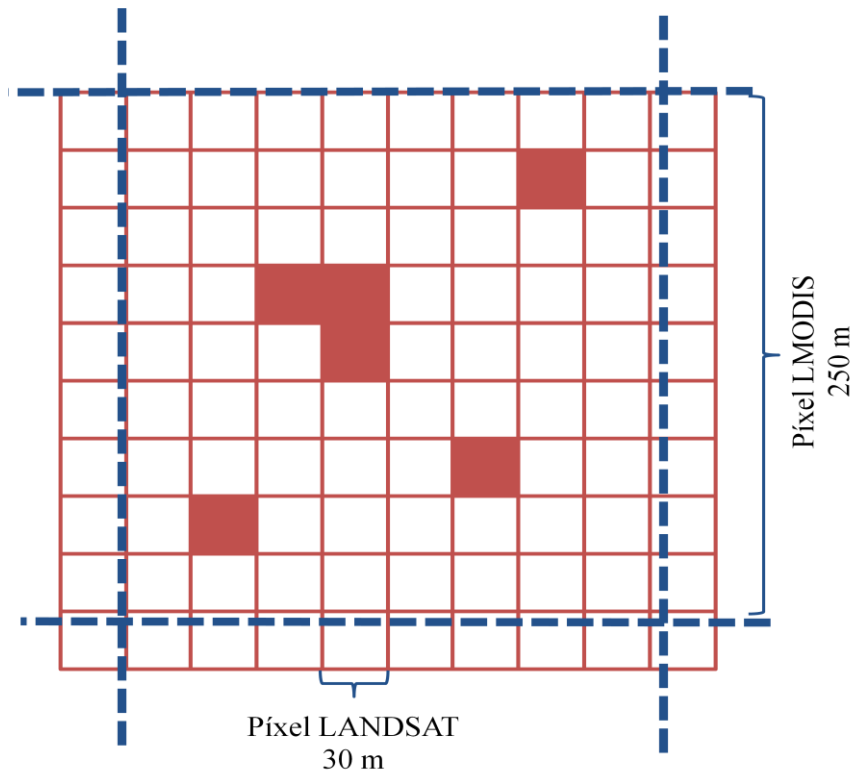


Figura 4. Cálculo del porcentaje de anegamiento para cada píxel MODIS a partir de las clasificaciones de anegamiento de LANDSAT. En líneas azules punteadas se muestran los límites de los píxeles MODIS (250 metros de resolución espacial). Con líneas rojas se muestran los píxeles LANDSAT (30 metros de resolución espacial). Las celdas rojas rellenas corresponden a los píxeles LANDSAT clasificados como anegados; las celdas vacías corresponden a los píxeles que fueron clasificados como no anegados.

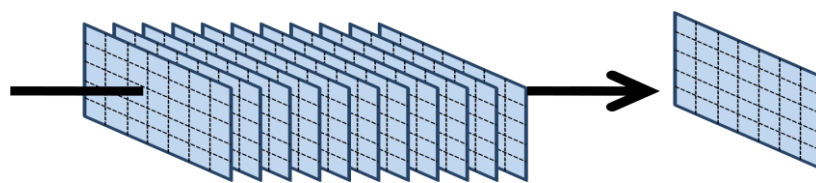


Figura 5. A partir de las 11 clasificaciones de anegado-no anegado, con resolución espacial de 250 metros, se obtuvo un producto de frecuencia de inundación sumando el número de eventos durante el período de estudio.

2.2.2. Objetivo B. Impacto del anegamiento a escala de partido

A fin de evaluar el funcionamiento de la vegetación a nivel de partido se seleccionó una muestra representativa del partido de Rivadavia conformada por una selección aleatoria de 354 píxeles. Para esta selección no se tuvieron en cuenta los píxeles anegados en el año 2000 con la finalidad de partir de una muestra homogénea. Tampoco se tuvieron en cuenta píxeles que dentro del período de 11 años se hayan anegado en 3 ocasiones para evitar el análisis de lagunas temporales. Se seleccionaron 93 píxeles que no se anegaron durante el período de estudio (frecuencia de anegamiento 0), 151 píxeles que se anegaron en el año 2001 (frecuencia de anegamiento 1) y 110 píxeles que se anegaron tanto en 2001 como en 2005 (frecuencia de anegamiento 2). Para esta muestra se generó una base de datos con las series temporales de IVN y frecuencia de anegamiento. Las series temporales de IVN se extrajeron a partir del producto MODIS MOD13Q1. De los mapas de frecuencia a 250 metros se obtuvo la frecuencia y año de anegamiento para dichos píxeles.

A partir de las series temporales de IVN se calculó la desviación del IVN de los sitios anegados con respecto a los sitios no anegados. Esta desviación fue calculada como el IVN de los píxeles con frecuencia 1 menos el IVN de los píxeles con frecuencia 0; y el IVN de los píxeles con frecuencia 2 menos el IVN de los píxeles con frecuencia 0:

$$\text{Eq3.} \quad \text{Desviación de IVN } F1_i = \text{IVN } F1_i - \text{IVN } F0_i$$

$$\text{Eq4.} \quad \text{Desviación de IVN } F2_i = \text{IVN } F2_i - \text{IVN } F0_i$$

donde IVN F1 es el IVN de los píxeles con frecuencia de anegamiento 1, IVN F0 es el IVN de los píxeles con frecuencia de anegamiento 0 y IVN F2 es el IVN de los píxeles con frecuencia de anegamiento 2, e i corresponde a la fecha. De este modo se obtuvo la desviación de IVN para los píxeles con frecuencia 1 y 2. De ahora en más se llamarán desviación de IVN F1 y desviación de IVN F2 según corresponda. Posteriormente se integró la desviación de IVN por estación (invierno-primavera-verano-otoño). Esto se realizó mediante la sumatoria de los valores de IVN de cada estación dividiendo por el número de datos de dicha estación. Valores positivos indican que la transpiración/productividad primaria neta es relativamente mayor que en los píxeles con

frecuencia de anegamiento 0, y valores negativos indican que la transpiración/productividad es relativamente menor que en los píxeles con frecuencia de anegamiento 0.

Se realizó un análisis de la varianza y un test de Tukey para comparar el IVN de los píxeles por frecuencia de anegamiento (0, 1 y 2) y por campaña (Julio- Junio). Se tomó como nivel de significancia 0.05. La integral IVN por campaña fue calculada como la integral de las 23 observaciones que conforman una campaña.

2.2.3. Objetivo C. Impacto del anegamiento a escala de lote

Con el fin de evaluar el funcionamiento de la vegetación a escala de lote se seleccionaron parcelas que tuvieran píxeles con distintas frecuencias de anegamiento (0, 1 y 2). Los criterios para seleccionar los píxeles por frecuencia fueron los mismos que para el objetivo B. Por un lado se identificaron dos lotes de cultivo de verano de 32 y 57 has respectivamente. El proceso de selección de los lotes según su cobertura se realizó mediante la interpretación visual de las imágenes LANDSAT y a través del análisis de la fenología. La fenología se evaluó mediante la marcha del IVN obtenido de la serie MOD13Q1. Entre ambos lotes suman 8 píxeles de frecuencia de anegamiento 0, 8 píxeles de frecuencia 1, y 6 píxeles de frecuencia 2. Por otro lado se seleccionó un lote que corresponde a un tambo para evaluar el impacto del anegamiento sobre los recursos forrajeros. El lote seleccionado tiene una superficie de 542 ha con un total de 10 píxeles de frecuencia de anegamiento 0, 10 píxeles de frecuencia 1 y 4 píxeles de frecuencia 2. La localización del tambo se realizó a partir de una capa vectorial del Municipio de Rivadavia. Se extrajeron las series temporales de IVN a partir de las imágenes MODIS y se calculó el IVN integral por campaña con la misma metodología que se utilizó para el objetivo B. Se recurrió al *Google Earth Plus* como herramienta de apoyo.

3. RESULTADOS

3.1. Objetivo A: Descripción de los eventos de anegamiento

El área anegada del partido de Rivadavia fue variable entre el año 2000 y 2010 (Figura 6). Se observó un ascenso del área anegada en la campaña 2001-2002 (622 km² anegados- 24% del área estudiada) coincidiendo con los registros de la inundación de ese año que afectó gran parte de la provincia de Buenos Aires (Aragón *et al.*, 2010). En la campaña 2004-2005 hubo un aumento de las precipitaciones lo que trajo como consecuencia un leve aumento del área anegada en la campaña siguiente (142 km² – 5,4% del área estudiada).

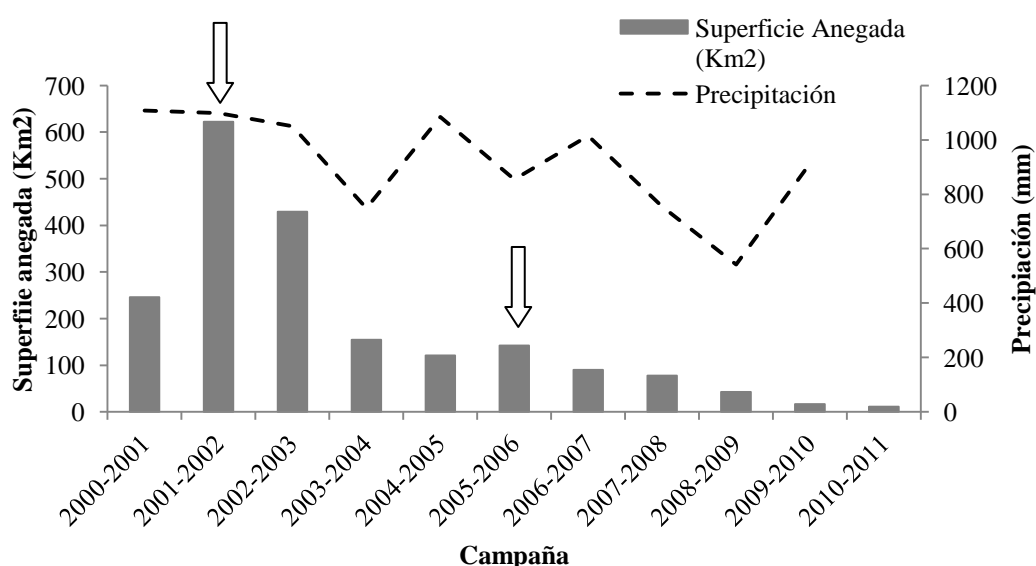


Figura 6. Superficie (km²) del partido de Rivadavia anegada por campaña obtenida de la clasificación de las imágenes LANDSAT (barras grises). Precipitación acumulada por campaña obtenida de la estación meteorológica de Pehuajó (SMN) (línea punteada). Con flechas se señalan los dos eventos de inundación ocurridos durante el período de estudio.

Del total de píxeles del partido de Rivadavia incluidos en este estudio, el 52% no estuvo anegado (Frecuencia 0, píxeles testigo), al menos en primavera, en el período comprendido entre el año 2000 y 2010; el 35% presentó un evento de anegamiento

(frecuencia 1), el 10% dos eventos (frecuencia 2) y el 3% tres eventos (frecuencia 3) (Figura 7).

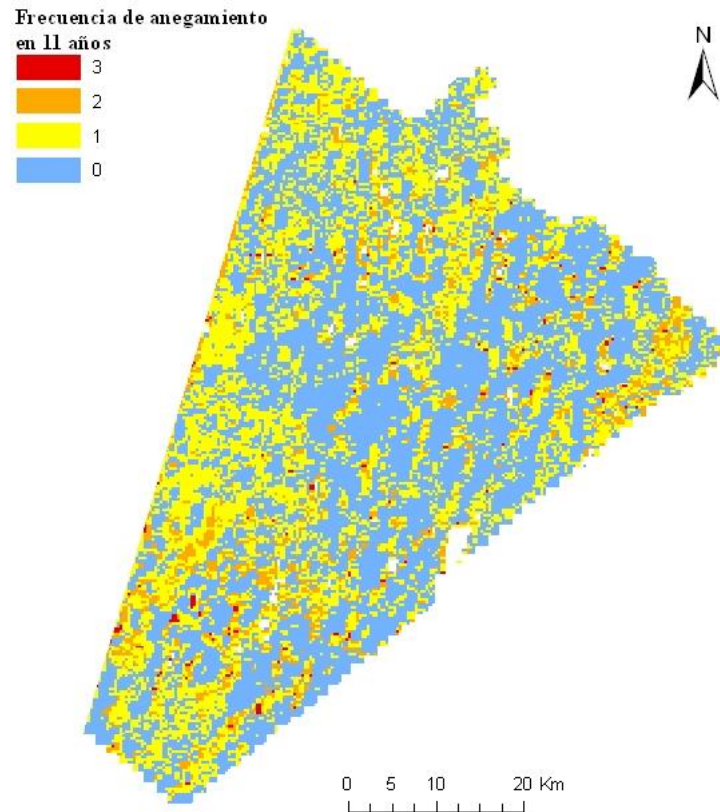


Figura 7. Distribución espacial de los píxeles con frecuencia de anegamiento 0, 1, 2 y 3 en un período de 11 años (2000-2010) para el partido de Rivadavia. Resolución espacial de 250 metros. Los píxeles rojos se anegaron 3 veces durante el período de estudio, los píxeles naranjas 2 veces, los píxeles amarillos una vez y los píxeles azules ninguna.

3.2. Objetivo B: Impacto del anegamiento a escala de partido

Se obtuvo para cada año un mapa de anegamiento con una resolución espacial de 250 metros (Figura 8).

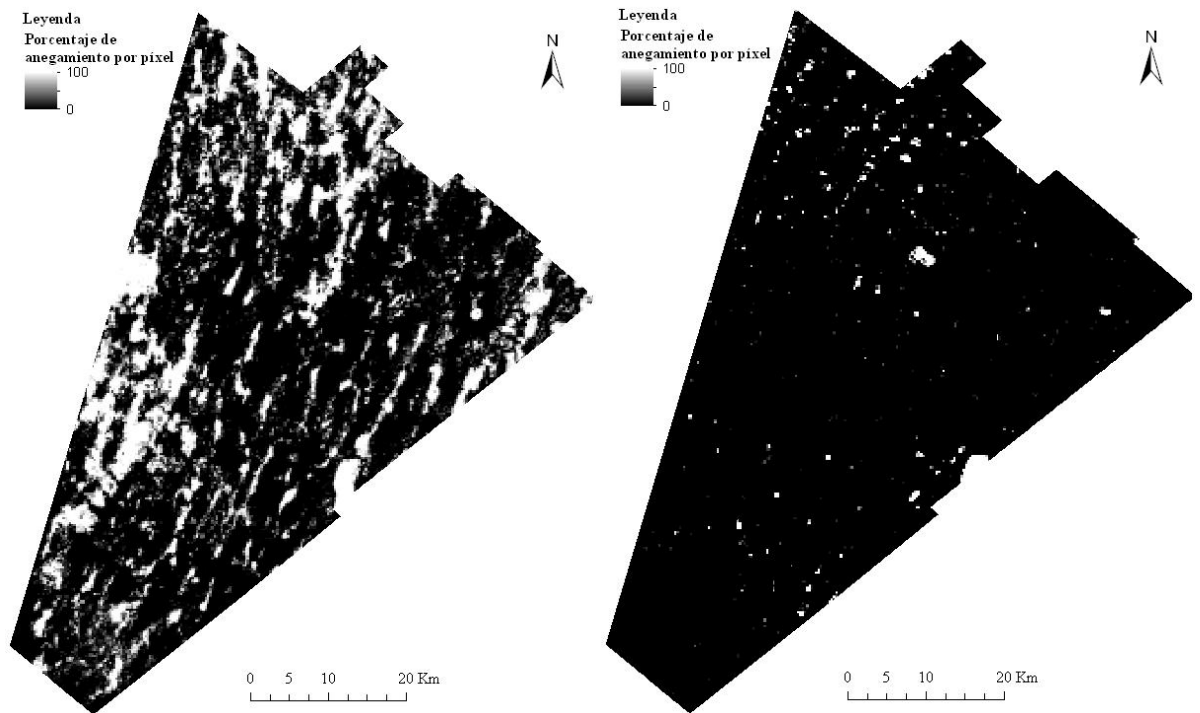


Figura 8. Productos de porcentaje de anegamiento por píxel (resolución espacial de 250 metros) obtenidos a partir de los productos de anegamiento realizados con las imágenes LANDSAT (resolución espacial de 30 metros). A) Año 2001; B) año 2009.

El IVN integral por campaña de los píxeles anegados, tanto una como dos veces, fue menor que el de los píxeles que no se anegaron durante el período de estudio ($\bar{X}_{f0}= 0,54$; $\bar{X}_{f1}= 0,52$; $\bar{X}_{f2}= 0,45$; $p < 0,05$), incrementándose esta diferencia con el aumento de la frecuencia de inundación (Figura 9).

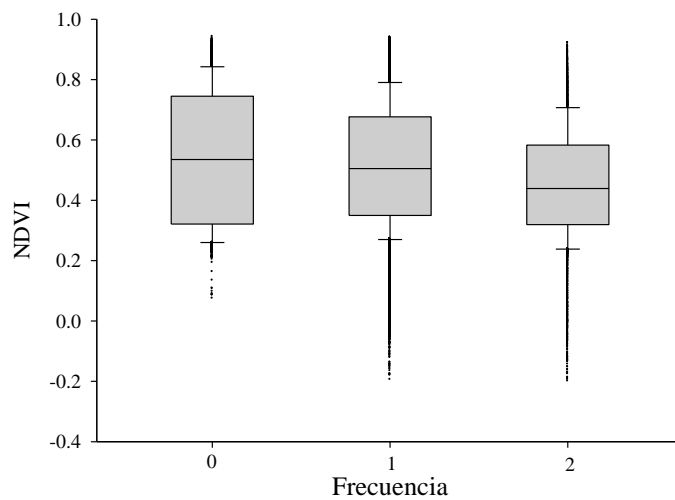


Figura 9. Distribución de los valores de IVN para las distintas frecuencias de anegamiento: Frecuencia 0, Frecuencia 1 (año 2001) y Frecuencia 2 (año 2001 y 2005).

Los valores máximos promedio de los píxeles con frecuencia de anegamiento 0 (F0) fue mayor que el de los píxeles con frecuencia 1 (F1) y estos que los de los píxeles con frecuencia 2 (F2). La clase de píxeles F0 tuvo mayor dispersión, considerando el rango intercuartílico, que la clase F1 y esta mayor dispersión que los F2. En cambio, considerando el rango, la clase F0 tiene menor dispersión que la que las otras clases. En las clases F1 y F2 se detectaron píxeles con IVN negativo (*outliers*) por debajo de 0; estos valores atípicos correspondieron al IVN de los píxeles al momento de la inundación.

Si bien las series de tiempo fueron muy variables durante el período de estudio (Figura 10), esta relación se mantuvo en la mayoría de las campañas (IVN $F0 > F1 > F2$). La relación cambió en la campaña donde hubo un déficit importante de agua (2008-2009), siendo el IVN de los píxeles con frecuencia de anegamiento 1 mayor que el IVN de los píxeles que no se anegaron.

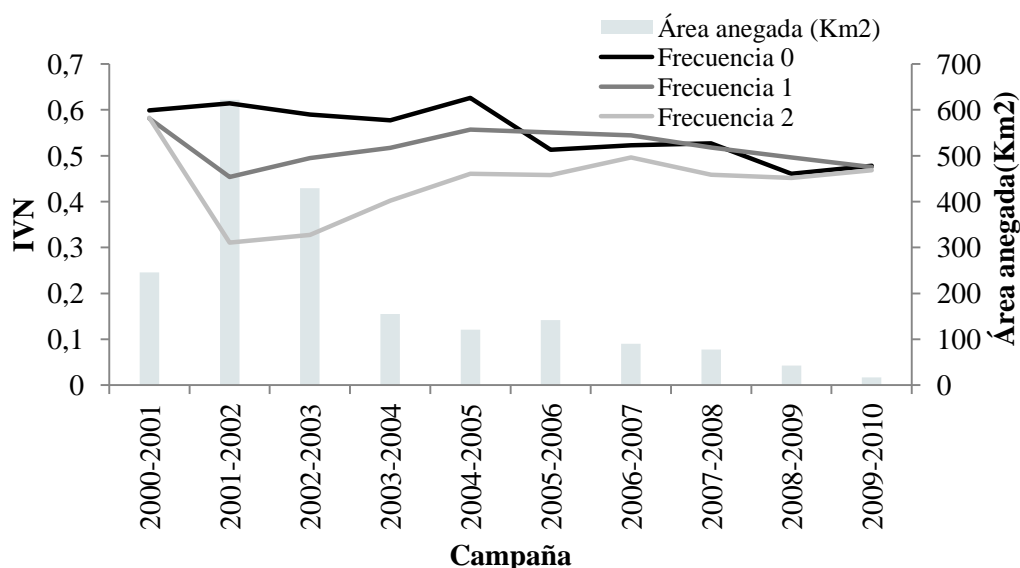


Figura 10. IVN integral por campaña para píxeles con distinta frecuencia de anegamiento. Frecuencia 0 (n = 93); Frecuencia 1(anegado en el año 2001, n = 151); Frecuencia 2 (anegado en los años 2001 y 2005, n = 110) y área anegada por campaña (km²).

Al comienzo del período de estudio (campaña 2000-2001) no hubo evidencias de diferencias significativas de IVN para las tres clases de píxeles (Figura 11). A partir de la inundación que tuvo lugar a finales del año 2001, las clases difirieron entre sí desde la campaña 2001-2002 hasta la 2004-2005. En la campaña 2005-2006 se evidenciaron diferencias significativas entre la clase de frecuencia 2 con las clases restantes. En la campaña 2006-2007 no hubo evidencia de diferencias significativas entre las clases 1 y 2, y entre las clases 1 y 0. En la campaña 2007-2008 hubo evidencias significativas de que las clases difirieron entre sí. Hacia el final del período de estudio, campaña 2009-2010, no hubo evidencias de que las clases difieran entre sí.

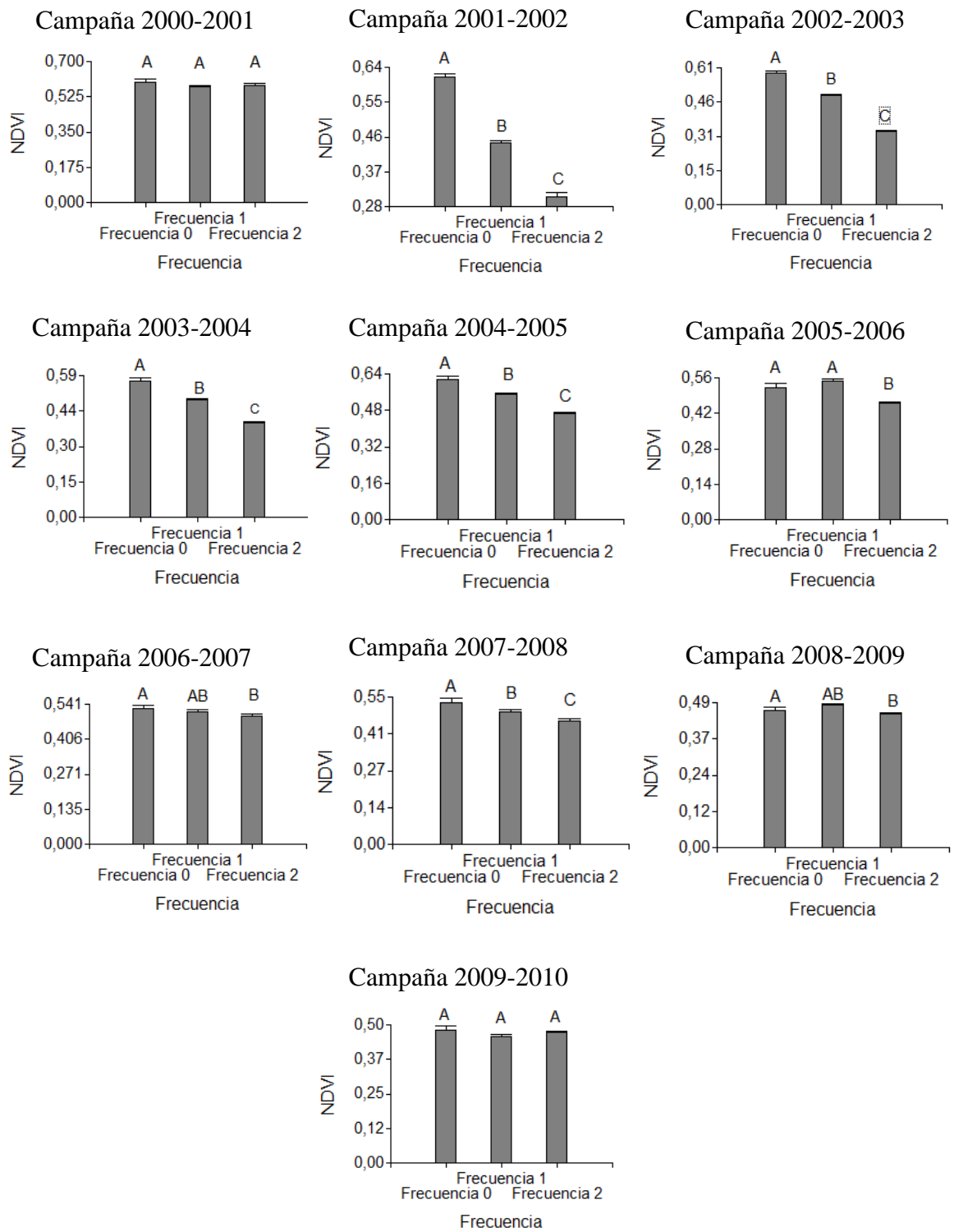


Figura 11. IVN por campaña para píxeles con distinta frecuencia de anegamiento: frecuencia 0 (n = 93); frecuencia 1(anegado en el año 2001, n = 151); frecuencia 2 (anegado en los años 2001 y 2005, n = 110). Los datos corresponden al promedio de cada clase \pm EE. Promedios con la misma letra no difieren entre sí (test de Tukey, $p < 0.05$).

Durante la campaña de inundación (2001-2002) el coeficiente de variación (CV) de los píxeles inundados fue mayor que el de los testigos (CV = 24). Incluso el CV de los píxeles que sólo se inundaron en 2001 fue menor (CV = 46) que el de los píxeles que se volvieron a inundar la campaña 2005-2006 (CV = 55). Al comparar la marcha de IVN de los píxeles con frecuencia de anegamiento 1 y los píxeles con frecuencia 2 (Figura 12) se observó que si bien el IVN inicial de los sitios fue similar al momento previo a la inundación del 2001, la magnitud de la caída de IVN de los píxeles que sufrieron dos eventos de anegamiento fue mayor que la de aquellos píxeles que tuvieron sólo un evento. Hacia el final del período de estudio los mínimos de IVN de F0 fueron menores que el IVN de las clases de frecuencia 1 y 2. Estas dos últimas clases tendieron a asemejarse a los sitios F0.

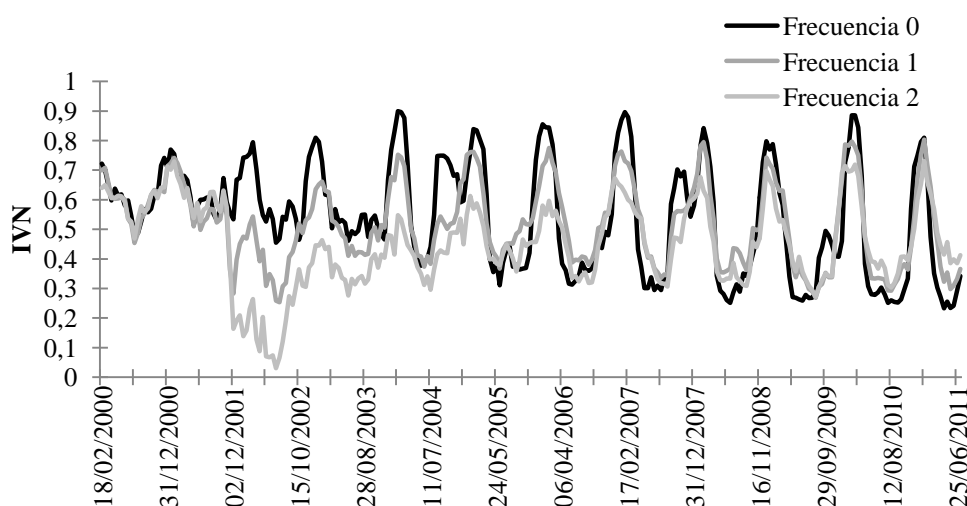


Figura 12. Marcha de IVN obtenida del sensor MODIS (producto MOD13Q1) para 354 píxeles al azar de con distinta frecuencia de anegamiento (Frecuencia 0, n=93; Frecuencia 1 (año 2001), n=151; Frecuencia 2 (año 2001 y 2005), n=110) a escala partido.

Antes de la inundación del 2001 los valores de la desviación de IVN F1 y F2 (Figura 13), calculada a partir de la diferencia de los píxeles de Frecuencia 0, fueron próximos a 0. Ello estaría indicando que el IVN entre los sitios anegados y los no anegados fue similar y estaban siendo influenciados por las mismas variables ambientales. Luego de este evento la desviación descendió a valores negativos en ambos casos, siendo aún menores los valores de desviación de IVN F2. A partir de la

campana 2005-2006 estos valores comenzaron a rondar el 0. A partir de la campana 2006-2007, durante el otoño la desviación de IVN de F1 y F2 fue mayor a 0, pero en verano tuvo valores negativos.

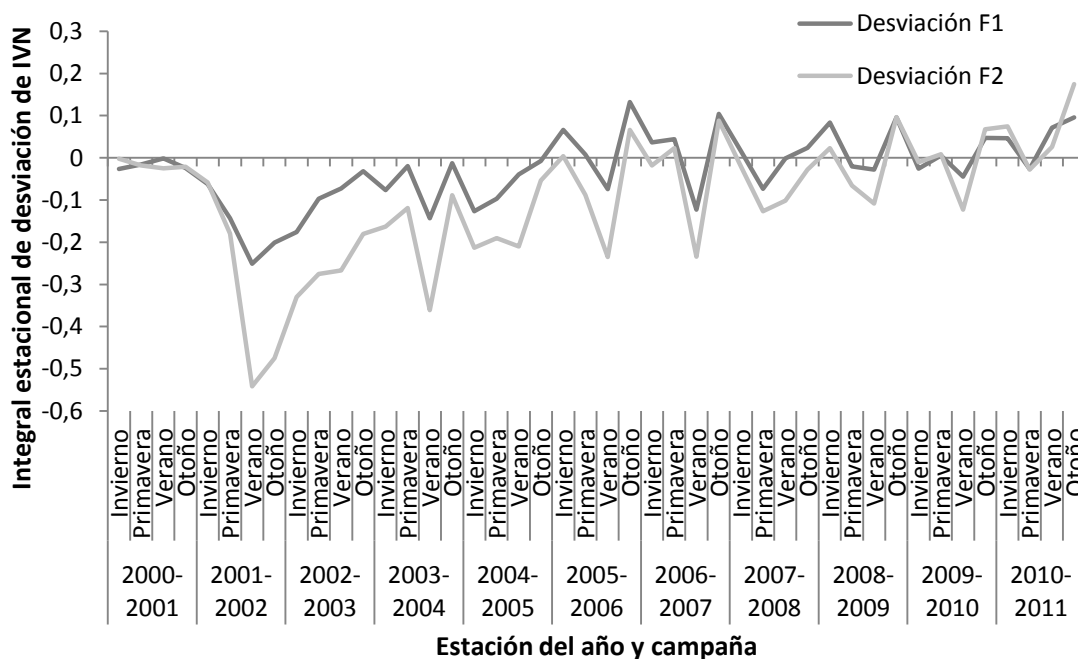


Figura 13. Integral estacional de desviación de IVN (producto MOD13Q1) por estación para 151 píxeles anegados en 2001 y para 110 píxeles anegados en 2001 y en 2005.

3.3. Objetivo C: Impacto del anegamiento a escala de lote

El IVN de los píxeles correspondientes los forrajes fue más estable que los píxeles correspondientes a cultivo a lo largo del período de estudio. El coeficiente de variación del IVN correspondiente a píxeles de los recursos forrajeros fue menor (15,66%) que el de los píxeles correspondiente a cultivo (21,79%). Para ambos tipos de vegetación, hasta la campana 2006-2007, el integral del IVN de los píxeles con frecuencia de anegamiento 0 fue mayor que el de los píxeles con frecuencia de anegamiento 1 y este mayor que el de frecuencia 2 (Figura 14). Esta relación se mantuvo constante para las forrajeras del tambo durante todo el período de estudio (Figura 14 B), por el contrario para el cultivo esta relación cambió hacia el final del

período de estudio (Figura 14 A), siendo los sitios F0 los de menor IVN y los de F1 los de mayor IVN. Las diferencias entre estas tres clases fueron mayores en los sitios de cultivo.

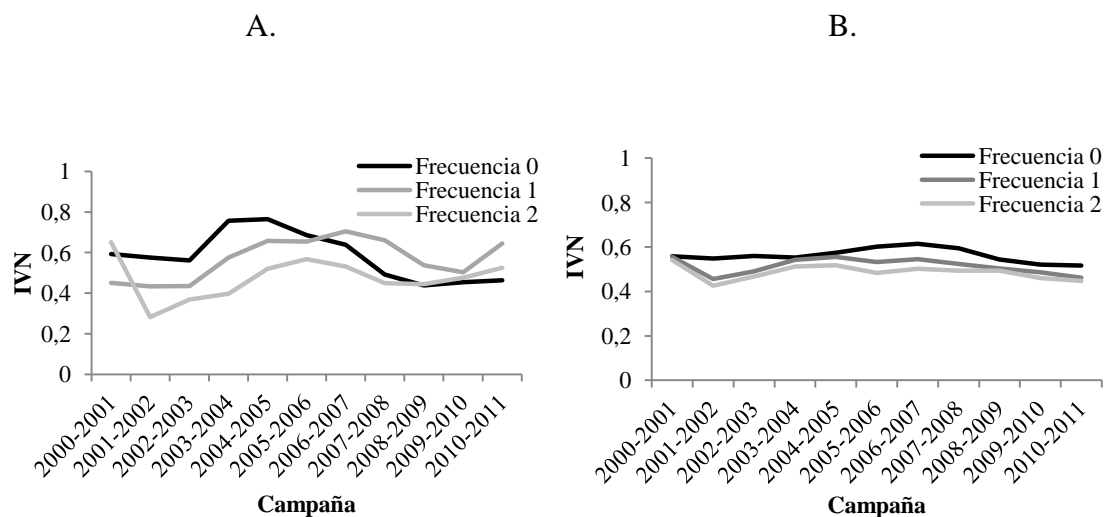


Figura 14. A) IVN integral por campaña para A) dos lotes de cultivo (Frecuencia 0, n=8; Frecuencia 1; n=8; y Frecuencia 2, n=6) y B) dentro de un tanque (Frecuencia 0, n=10; Frecuencia 1; n=10; y Frecuencia 2, n=4).

El IVN integral promedio por estación de forrajeras fue mayor que el IVN de cultivos el 84% de los casos (Tabla 2). El IVN integral promedio por estación de cultivos fue mayor que el IVN de forrajes sólo en la estación de verano de los píxeles F0 y en invierno de los píxeles con F1.

Estación	Frecuencia 0		Frecuencia 1		Frecuencia 2	
	Cultivo	Forrajes	Cultivo	Forrajes	Cultivo	Forrajes
Invierno	0.43	0.46	0.40	0.39	0.36	0.37
Primavera	0.57	0.58	0.53	0.54	0.47	0.50
Verano	0.76	0.72	0.69	0.71	0.56	0.67
Otoño	0.44	0.51	0.45	0.46	0.41	0.44

Tabla 2. IVN integral por estación de todo el período de estudio para los píxeles de cultivo con frecuencia de anegamiento 0 (n =8), frecuencia 1 (n = 6) y frecuencia 2 (n = 6); y para los píxeles de forrajes con frecuencia de anegamiento 0 (n =10), frecuencia 1 (n = 10) y frecuencia 2 (n = 4) 2). En negrita el valor superior por estación.

Al evaluar el IVN en la fecha de la inundación (2001-2002) se observó que los píxeles de cultivo anegados en el año 2001 (Figura 15 A) presentaron una caída del IVN durante la inundación. Los píxeles con frecuencia 2 de anegamiento descendieron a valores negativos de IVN y no lograron recuperar los valores previos a la inundación sino hasta el año 2006. Por el contrario, los píxeles de los recursos forrajeros dentro un tambo anegados en el año 2001 (Figura 15 B) siempre tienen un valor de IVN superior a 0,2.

Además no hubo diferencias significativas entre los píxeles del tambo con frecuencia de anegamiento 1 y 2.

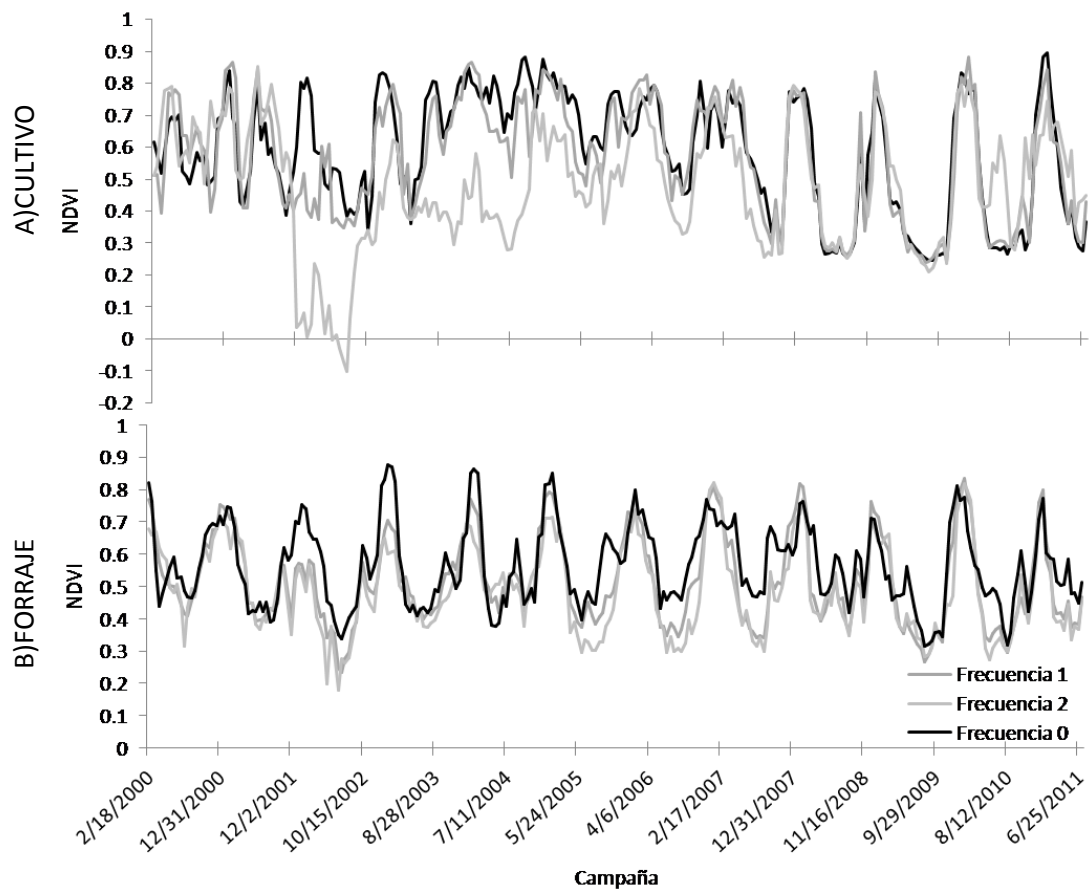


Figura 15. Marcha de IVN integral para A) dos lotes de cultivo (Frecuencia 0, n=8; Frecuencia 1; n=8; y Frecuencia 2, n=6) y B) recursos forrajeros dentro de un tambo (Frecuencia 0, n=10; Frecuencia 1; n=10; y Frecuencia 2, n=4).

Previo a la ocurrencia de la inundación del año 2001 los valores de la desviación de IVN F1 y F2 (Figura 16) correspondiente a los lotes destinado a cultivos fueron próximos a 0. Ello estaría indicando que el IVN entre los sitios anegados y los no anegados fue similar. Luego de este evento la desviación descendió a valores negativos en ambos casos, siendo aún menores los valores de desviación de IVN F2 (-3,5). A partir de la campaña 2007-2008 estos valores comenzaron a rondar el 0 de manera estable. Los valores máximos corresponden a las estaciones de primavera y verano. En las campaña de sequía, 2009-2011, se observa que la desviación, tanto de F1 como de F2 es superior a 0 indicando que el IVN de estas clases es superior al IVN de los sitios que no se anegaron.

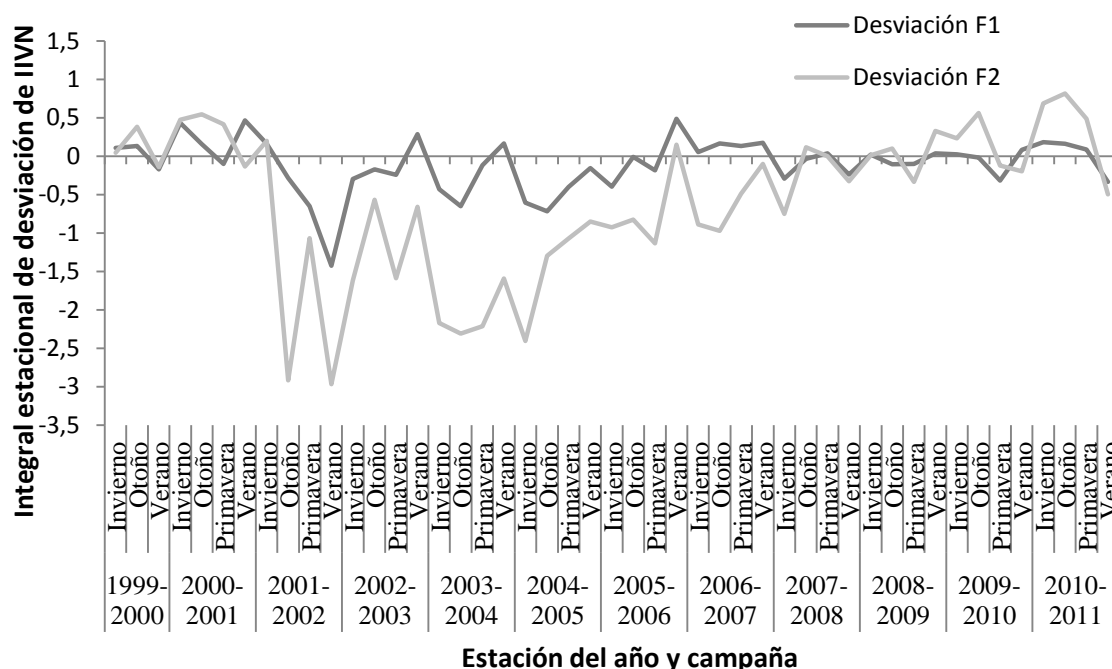


Figura 16. Desviación de IVN integral (producto MOD13Q1) por estación para 8 píxeles anegados en 2001 (desviación F1) y 6 píxeles anegados en 2001 y en 2005 (desviación F2) píxeles correspondientes a dos lotes destinados a cultivo.

Esto no ocurre en el lote destinado a la producción de recursos forrajeros (Figura 17). La desviación de IVN, tanto de F1 como de F2, permanece estable a lo largo de todo el período de estudio, indicando que las diferencias entre los sitios anegados con los no anegados es escasa.

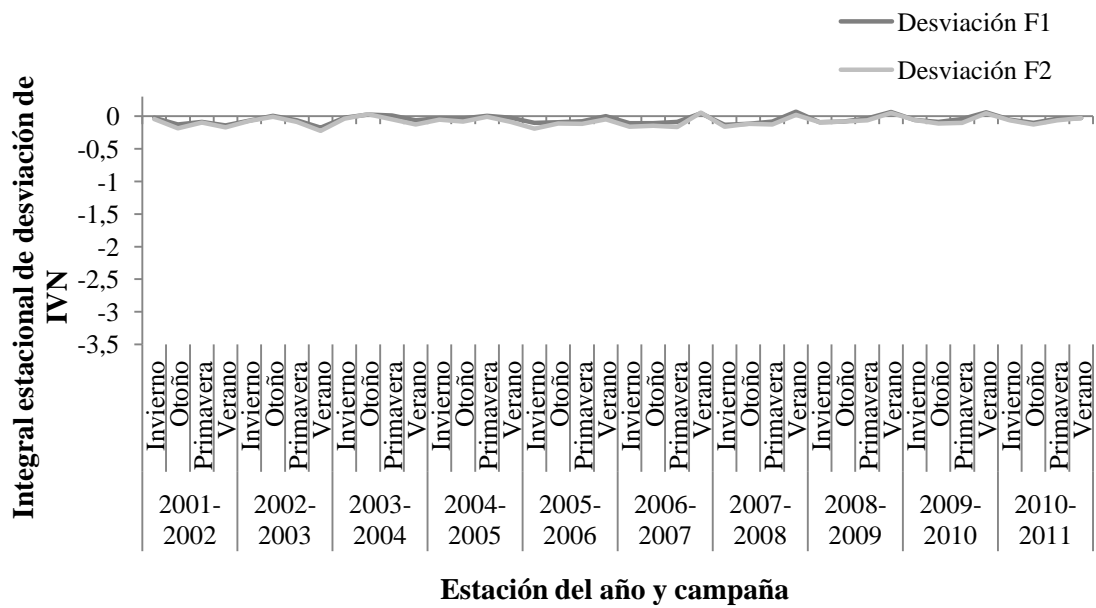


Figura 17. Desviación de IVN integral (producto MOD13Q1) por estación para 10 píxeles anegados en 2001 (desviación F1) y 4 píxeles anegados en 2001 y en 2005 (desviación F2) píxeles correspondientes a dos lotes destinados a producción de recursos forrajeros.

4. DISCUSION

El análisis llevado a cabo en este trabajo muestra que, a partir del evento de inundación del año 2001, hay una divergencia del IVN entre los sitios anegados y los no anegados. Debido a que previo a este evento el IVN de la muestra tomada no mostraba evidencias de diferencias significativas, esto demuestra que, como era de esperarse, hay una respuesta por parte de la vegetación ante el anegamiento, coincidiendo con lo encontrado en Australia por Sims & Coloff (2012). Durante este evento de inundación, los sitios anegados presentaron un claro descenso del IVN y recién a fines del período de estudio comenzaron a asemejarse a los sitios no anegados. Sin embargo este descenso y su recuperación se vió condicionado, por un lado, por el número de veces que el sitio se anegó, y por otro lado, por el tipo de cobertura que posee.

Los píxeles que se anegaron dos veces (en el año 2001 y en el 2005) durante el período de estudio, tuvieron una caída mayor del IVN en el año 2001. Según el trabajo de Beget & Di Bella (2007) es posible esperar que el mayor descenso del IVN de los sitios que se anegaron dos veces correspondiesen a una mayor altura de agua durante la inundación, tapando casi por completo la vegetación presente. En términos biológicos, la recuperación le lleva un año más a estos sitios que a los que se anegaron únicamente en 2001. Estas diferencias pueden deberse a que estos sitios se anegaron nuevamente en 2005 y/o a que en 2001 la columna de agua fue mayor. Hacia el final del período de estudio, 2009-2010, estas diferencias se atenúan, pero no se recupera la estacionalidad previa a la inundación del 2001. Durante el otoño los píxeles anegados tienen mayor IVN que aquellos no anegados, y durante el verano esta relación es inversa, los píxeles no anegados tiene mayor IVN en esta estación. Esto podría deberse a la presencia de un período de barbecho en otoño-invierno y/o a un mejor control de malezas en los sitios no anegados; y a una mayor productividad de estos sitios durante el verano.

Por otra parte, como ya se mencionó, el tipo de cobertura también condiciona la respuesta frente a la inundación. Esto se evaluó para dos tipos de uso, por un lado para cultivos anuales y por otro para recursos forrajeros dentro de un tambo. Si bien los forrajes presentaron menor IVN integral por campaña que los cultivos, fueron más estables en el tiempo. La inundación parece no haber ejercido el mismo efecto sobre el IVN de la vegetación de los tambos que sobre el IVN de cultivos. A pesar de

estar anegadas, las pasturas perennes presentes en los tambos continuaron evacuando agua por transpiración sin mostrar una caída abrupta del IVN como lo visto con los cultivos.

Esto es importante porque a partir de estos hallazgos podemos inferir que la inundación impacta sobre el consumo de agua de la vegetación. Lo que se inunda baja la transpiración y eso reduce la evacuación de agua pudiendo intervenir en el tiempo de retracción de la inundación haciéndola más prolongada. Sin embargo pueden seguir funcionando la evaporación de agua libre mientras haya área inundada y la evaporación de suelo siempre que la napa este a distancias cercana a la superficie y que el suelo este relativamente descubierto. Podemos especular que en el largo plazo (los años en que el IVN aun no recupera, pero ya no hay inundación) estas vías no llegan a compensar la caída de transpiración. Además estos sitios pierden productividad agrícola durante los años post-inundación, cuando previo a la inundación no presentaban diferencias significativas. En qué medida esto es resultado de cultivos que no producen lo esperado o de siembras que no se ejecutan, está por resolverse con análisis que combinen los métodos usados en este trabajo con registros de explotaciones. Por otro lado los sitios inundados parecen tener un pequeño incremento en años secos, respecto a los no inundados, que de ninguna manera compensaría el daño causado por la inundación. Sin embargo las inundaciones podría ser un aporte extremo que se destine a almacenamiento y retención de agua, abastecimiento de lagunas, reservas y acuíferos (Costanza *et al.*, 1997).

Estos resultados apoyan las simulaciones realizadas por Jobbagy *et al.* (2009) las cuales indican que bajo vegetación natural o pasturas hay mayor consumo de agua que en cultivos anuales. En el caso de la Pampa Interior, la ocurrencia de un período muy lluvioso bajo los escenarios contrapuestos de cultivos anuales vs pasturas perennes podrían generar distintos tipos de retroalimentaciones. En ambos casos, las napas tenderían a elevarse causando anegamientos. En el caso de los cultivos, el anegamiento impide la siembra y limita la transpiración de los cultivos ya establecidos, lo cual generaría una retroalimentación positiva sobre la inundación, al cerrarse parcialmente la vía transpirativa de evacuación de agua. Bajo pasturas perennes, la transpiración podría limitarse parcialmente por anegamiento pero la cobertura vegetal perenne se mantiene. Esto podría deberse a la presencia de especies de mayor tolerancia al anegamiento como por ejemplo *Festuca* (caso contrario la

Alfalfa (*Medicago sativa*), o a la presencia de mayor diversidad biológica dando lugar al inicio de procesos sucesionales, manteniendo así las tasas transpirativas. En el caso de los cultivos no habría diversidad de especies vegetales y además el control de malezas impediría que crezcan otras especies y comience un proceso sucesional que restablezca la transpiración. Sin embargo parte de lo que vemos como recuperación de cultivos también podría ser por el crecimiento de malezas. Se podría afirmar que ante eventos de anegamiento son más eficientes los forrajes evacuando agua por vías transpirativas que los cultivos. El análisis de estos efectos requiere contemplar las posibles retroalimentaciones entre el nivel freático y la evapotranspiración de los ecosistemas (Jobbagy, 2011) incluyendo en ellas el comportamiento de los humanos que los manejan.

El crecimiento del área sembrada de cultivos anuales en detrimentos de pasturas y pastizales naturales durante el período de estudio fue del 91%. Esto sugiere que las hipótesis que se plantean que bajo el uso de la tierra actual de la región los futuros eventos de inundación pueden perdurar más tiempo tiene algún apoyo (eg. Viglizzo et al. 2010, Jobbagy et al. 2008). Para evitar este riesgo habría que asegurar un nivel de heterogeneidad del paisaje de modo de mantener la biodiversidad, ya que esta está asociada a la resiliencia de un ecosistema (Odum 1969).

5. CONCLUSION

Los resultados obtenidos permitieron evaluar el impacto del anegamiento y de sus distintas frecuencias sobre la transpiración de la vegetación. Hay un efecto preponderantemente negativo de estos eventos sobre la transpiración y la productividad primaria neta y perjudicial para la producción en el corto plazo. Sin embargo desconocemos si estos eventos sostienen parte de la alta PPN en años de sequía.

El uso del IVN obtenido a partir del sensor MODIS permitió caracterizar, gracias a su alta resolución temporal, la vegetación antes, durante y después de los eventos de anegamiento. Sin embargo no fue posible caracterizar los cuerpos de agua con este sensor debido a su baja resolución espacial. Si bien existe una vasta bibliografía donde se toma a las imágenes LANDSAT como fuente de referencia para el estudio de zonas anegadas, la periodicidad con la cual las mismas son tomadas y la fuerte incidencia que tiene la cobertura nubosa en la resolución temporal, hacen que estas imágenes no resulten adecuadas para describir de forma dinámica y continua las variaciones de zonas anegadas en forma de cartografía de recurrencia de anegamiento o en forma de series de datos temporales. Contar con este producto sería mandatorio para evaluar con más detalle a qué se debe el descenso de IVN luego de la inundación: a) por descenso de la transpiración; b) por persistencia de la inundación; o c) por presencia de suelo desnudo. Y de este modo discriminar entre salidas evaporativas por A) transpiración, b) evaporación de tanque o c) evaporación de suelo.

6. BIBLIOGRAFÍA

- Aradas RD, Lloyd J, Wicks J, Palmer J. 2002. Groundwater problems in low elevation regional plains: The Buenos Aires Province example. In *Groundwater and Human Development*, Bocanegra E, Martinez D, Massone H (eds). Taylor & Francis: London; 613–623.
- Aragón R, Jobbágy EG, Viglizzo EF. 2010. Surface and groundwater dynamics in the sedimentary plains of the Western Pampas (Argentina). *Ecohydrology*. Published online in Wiley InterScience.
- Baldi G. & Paruelo J.M. 2008. Land-Use and Land Cover Dynamics in South American Temperate Grasslands. *Ecology & Society* 13(2):6.
- Ballesteros, S. 2014. “Inundaciones y su relación con el clima y la hidrología subterránea en el noroeste de buenos aires (1980-2010): aplicación de percepción remota”. Trabajo Final de la Especialización en Teledetección y Sistemas de Información Geográficos, Escuela Para Graduados Alberto Soriano, Facultad de Argonomía, Universidad de Buenos Aires.
- Beget, M.E. & Di Bella, C.M. 2007. Flooding: The effect of water depth on the spectral response of grass canopies. *Journal of Hydrology*. **335**, 285–294.
- Costanza, R. de Groot R, Farber R,Grasso S, Hannon M, Limburg B, Naeem K,O'Neill S, Robert V, Paruelo J, Raskin R, Sutton P, van Betl M.1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253–260.
- Degioanni A., Cisneros J., Cantero A., Camarasa, A. 2002. Las inundaciones en la Provincia de Córdoba (Argentina) y las tecnologías de información geográfica: Ejemplos de Aplicación. *Serie Geográfica* 10, 143–163.
- Degioanni A., Cisneros J., Cantero A.G., Videla H. 2006. Modelo de simulación del balance hídrico en suelos con freática poco profunda. *Ciencia del Suelo* 24, 29–38.
- Di Bella, CM; Negri, IJ; Posse, G; Jaimes, FR; Jobbágy, EG; Garbulsky, F; Deregibus, VA. 2009. Forage Production of the Argentine Pampa Region Based on Land Use and Long-Term Normalized Difference Vegetation Index Data. *Rangeland Ecology and Management*. Pp. 163-170

- Díaz-Zorita M, Pepi M, Grosso G. 1998. Estudio de las precipitaciones en el oeste bonaerense. EEA INTA: Buenos Aires, INTA, Villegas, Argentina. 15 p.
- Fensholt R. & Proud S. R. 2012. Evaluation of Earth Observation based global long term vegetation trends — Comparing GIMMS and MODIS global IVN time series. *Remote Sensing of Environment*. 119, 131–147.
- Foley J.A., DeFries R., Asner G.P., Barford C., Bonan G., Carpenter S.R., Chapin F.S., Coe M.T., Daily G.T., Gibbs H.K., Helkowski J.H., Holloway T., Howard E.A., Kucharik C.J., Monfreda C., Patz J.A., Prentice I.C., Ramankutty N., Snyder P.K.. 2005. Global consequences of land use. *Science*. 309, 570–4.
- Glenn E.P., Huete A.R., Nagler P.L. & Nelson, S.G. 2008. Relationship between remotely-sensed vegetation indices, canopy attributes, and plant physiological processes: What Vegetation Indices Can and Cannot Tell Us About the Landscape. *Sensors*. 8, 2136-2160.
- Hall, F. 1992. Satellite remote sensing of surface energy balance: success, failures and unresolved issues in FIEF. *Journal of Geophysics Research*.
- Jackson R.B., Jobbágy E.G., Noretto M.D. 2009. Ecohydrology Bearings: Invited Commentary Ecohydrology in a human-dominated landscape. *Ecohydrology*. 389, 383–389.
- Jobbágy E.G., Noretto M.D., Santoni C., Baldi G., 2008. El desafío ecohidrológico de las transiciones entre sistemas leñosos y herbáceos en la llanura Chaco-Pampeana. *Ecología Austral*. 18, 305-322.
- Jobbágy E.G.; Noretto M.D., Paruelo J.M.; Piñeiro G. 2006. Las forestaciones rioplatenses y el agua. *Ciencia Hoy*. Vol 16, N°95
- Jobbágy, E.G., M.D. Noretto, S. Contreras López, R.B. Jackson y S.D. Calderón. 2009. Evaporative groundwater discharge in humid plains: The role of climate, vegetation, and farmers. *EosTrans. AGU*. 90(52), Fall Meet. Suppl., Abstract H31G-03.
- Jobbágy, EG. Servicios hídricos de los ecosistemas y su relación con el uso de la tierra en la Llanura Chaco-Pampeana. En Laterra, P.; Jobbágy EG; Paruelo JM. (Eds.) 2011. Valoración de Servicios Ecosistémicos. Conceptos,

Herramientas y Aplicaciones para el Ordenamiento Territorial. Ediciones INTA. 740 pp. ISBN: 978-987-679-018-5.

Kozłowski T.T., Pallardy S.G., 1997. *Physiology of Woody Plants*. Academic Press, pp. 411.

Kozłowski, T.T. 1984. Flooding and plant growth. Ed. T.T. Kozłowski. Academic Press, Orlando, pp 356.

Metternicht G. & Zinck J. 2003. Remote sensing of soil salinity: potentials and constraints. *Remote Sensing of Environment*. 85, 1–20.

Monteith J. L. 1972. Solar radiation and productivity in tropical ecosystems. *Journal of Applied Ecology* 9:747-766.

Nagler P.L., Cleverly J., Glenn E., Lampkin D., Huete A., Wan Z. 2005. Predicting riparian evapotranspiration from MODIS vegetation indices and meteorological data. *Remote Sensing of Environment*. 94, 17–30.

Nedkov S. & Burkhard B. 2012. Flood regulating ecosystem services: Mapping supply and demand, in the Etropole municipality, Bulgaria. *Ecological Indicators*. 21, 67–79.

Nosetto M.D., Jobbágy E.G., Brizuela A.B., Jackson R.B. 2011. The hydrologic consequences of land cover change in central Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 1-10. doi:10.1016/j.agee.2011.01.008.

Odum, E.P., 1969. The strategy of ecosystem development. *Science* 164, 262e270.

Paruelo J.M, Guerschman J.P.; Verón S.R. 2005. Cambios en el patrón espacial de uso de la tierra en Argentina. *Ciencia Hoy*.

Paruelo J.M. 2008. La caracterización funcional de ecosistemas mediante sensores remotos. *Ecosistemas*. 17, 4–22.

Paruelo J.M., Jobbágy E.G; Sala O.E. 2001. Current Distribution of Ecosystem Functional Types in Temperate South America. *Ecosystems*. 4:683–698.

Russell R.S., 1977. *Plant Root Systems*, Mc Graw-Hill Book Co., U.K., pp. 298.

Sellers P. 1985. Canopy reflectance, photosynthesis and transpiration. *International Journal of Remote Sensing*. 6:1335-1372.

- Sims, N. C., & Colloff, M. J. 2012. Remote sensing of vegetation responses to flooding of a semi-arid floodplain: Implications for monitoring ecological effects of environmental flows. *Ecological Indicators*, 18: 387–391.
- Soriano A, León RJC, Sala OE, Lavado RS; Deregibus VA, Cahuepe M, Scaglia, OA, Velázquez CA; Lemcoff JH. 1991. Río de la Plata Grasslands. En *Natural Grasslands: Introduction and Western Hemisphere. Ecosystems of the World* , Coupland RT (ed). Amsterdam: Elsevier; 367–407.
- Viglizzo EF, Frank FC. 2006. Ecological interactions, feedbacks, thresholds and collapses in the Argentine Pampas in response to climate and farming during the last century. *Quaternary International* 158: 122–126.
- Viglizzo EF, Jobbágy EG, Carreño LV, Frank FC, Aragón R, Oro LD, Salvador VS. 2009. The dynamics of cultivation and floods in arable lands of central Argentina. *Hydrology and Earth System Sciences* 13: 491–502.
- Viglizzo EF, Roberto ZE, Lértora FA, Gay EL, Bernardos J. 1997. Climate and land-use change in field crop ecosystems of Argentina. *Agricultural, Ecosystems and Environment* 66: 61–70.