

**Flujos de agua y energía en los últimos cuarenta y dos
años de agricultura en Argentina**

Federico C. Frank

Tesis presentada como requisito para optar por el grado académico de

DOCTOR EN CIENCIAS AGRARIAS

**Facultad de Ciencias Agrarias
Universidad Nacional de Mar del Plata
Balcarce, junio de 2014**

Flujos de agua y energía en los últimos cuarenta y dos años de agricultura en Argentina

Federico C. Frank

Director:

Dr. Ernesto Viglizzo

Co-Director:

Dr. Esteban Jobbágy

**Facultad de Ciencias Agrarias
Universidad Nacional de Mar del Plata
Balcarce, junio de 2014**

Flujos de agua y energía en los últimos cuarenta y dos años de agricultura en Argentina

Federico C. Frank

Miembros del Jurado Evaluador:

Dr. Miguel Taboada

Dr. Geraldo Stachetti Rodrigues

Dr. Víctor Sadras

**Facultad de Ciencias Agrarias
Universidad Nacional de Mar del Plata
Balcarce, marzo de 2014**

ÍNDICE

Portada	Pág. I
Índice	Pág. IV
Índice de Cuadros	Pág. V
Índice de Figuras	Pág. VI
Resumen	Pág. VII
<i>Summary</i>	Pág. VIII
Introducción	Pág. 1
Revisión Bibliográfica	Pág. 4
Objetivos	Pág. 25
Hipótesis	Pág. 26
Desarrollo Metodológico	Pág. 27
Resultados y Discusión	Pág. 47
Conclusiones	Pág. 91
Reconocimientos	Pág. 94
Referencias	Pág. 95
Apéndice	Pág. 109

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro I. Composición del área de estudio	Pág. 28
Cuadro II. Uso de la tierra en la macro-región Centro	Pág. 31
Cuadro III. Uso de la tierra en la macro-región NOA	Pág. 33
Cuadro IV. Uso de la tierra en la macro-región NEA	Pág. 34
Cuadro 1. Tendencias en consumo y producción de energía	Pág. 58
Cuadro 2. Tendencias en consumo de agua y eficiencia	Pág. 68

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura I. Consumo de energía fósil y producción de energía	Pág. 22
Figura II. Disponibilidad de agua y consumo	Pág. 23
Figura III. Precipitaciones, consumo de agua y eficiencia	Pág. 23
Figura IV. Macro- y eco-regiones del área agrícola de Argentina	Pág. 29
Figura 1. Cambios en el uso de la tierra en Argentina	Pág. 50
Figura 2. Superficie sembrada de los principales cultivos	Pág. 51
Figura 3. Producción de granos de los principales cultivos	Pág. 52
Figura 4. Existencias y producción de carne y leche	Pág. 54
Figura 5. Cambio en el uso de la tierra en Centro, NOA y NEA	Pág. 55
Figura 6. Porcentaje de cultivos anuales en las ecorregiones	Pág. 56
Figura 7. Evolución de los principales cultivos anuales	Pág. 58
Figura 8. Consumo, producción y eficiencia de Energía Fósil	Pág. 62
Figura 9. Relación entre variables energéticas y uso de la tierra	Pág. 63
Figura 10. Contribución de las macro-regiones a las variables energéticas	Pág. 64
Figura 11. Tendencias en consumo, producción y eficiencia de energía	Pág. 66
Figura 12. Evolución de las precipitaciones en las eco-regiones	Pág. 67
Figura 13. Contribución de ganadería y cultivos al consumo de agua	Pág. 73
Figura 14. Relación entre consumo de agua y eficiencia y el uso de la tierra	Pág. 75
Figura 15. Consumo de agua y eficiencia en Centro, NOA y NEA	Pág. 76
Figura 16. Tendencias en precipitaciones, consumo de agua y eficiencia	Pág. 77
Figura 17. Relación consumo de agua – producción de energía	Pág. 82

RESUMEN

Flujos de Agua y Energía en los últimos cuarenta y dos años de agricultura en Argentina

Una manera relevante de describir procesos ecológicos es a través del análisis de los flujos de agua y energía. Estos dos recursos son, probablemente, los insumos de mayor importancia para la agricultura en Argentina. La eficiencia en el uso del agua y la energía, particularmente la energía fósil, en las actividades productivas del país será seguramente uno de los principales aspectos a considerar en el futuro cercano, sobre todo por sus implicancias respectivas en las Huellas de Agua y de Carbono. La finalidad de la presente Tesis fue identificar y evaluar desde una perspectiva sistémica la dinámica de los flujos de agua y energía en la gran región agrícola argentina, durante los últimos 42 años, período para el cual se contó con información adecuada. Se caracterizaron los modelos agrícolas y ganaderos representativos a partir de ambas variables, y se identificaron diferencias entre las distintas eco-regiones y entre períodos de tiempo. Se evaluaron además los impactos del avance de la frontera agrícola y se interpretaron los patrones espaciales y temporales de estos flujos, utilizando un marco de análisis multiescalar. El área cubierta por este estudio fue de alrededor de 1,5 millones de km², representando el 63% de la superficie continental del país. Los flujos de agua y energía fueron caracterizados a partir de seis indicadores agro-ecológicos: consumo de energía fósil, producción de energía, eficiencia de uso de la energía fósil, consumo de agua, eficiencia en el uso del agua y relación agua consumida-energía producida. Se encontraron patrones espaciales y temporales heterogéneos, pero con una tendencia al aumento en el consumo, en la producción y en la eficiencia del uso de ambos recursos: agua y energía. En general, la región pampeana contribuyó más a estos flujos en términos absolutos, pero en eco-regiones del NOA y NEA se observaron los mayores cambios relativos. Los resultados se utilizaron para construir modelos interpretativos, que explican la incidencia de otras variables sobre los flujos mencionados, y cómo varían estas relaciones a distintas escalas espaciales y temporales. Los flujos de agua y energía se relacionaron de manera heterogénea con el uso de la tierra y los niveles de producción de los principales *commodities*, tanto en el tiempo como en el espacio. La fortaleza del trabajo radica en que permitió mejorar los conocimientos sobre las implicancias energéticas e hidrológicas de la expansión e intensificación agropecuaria de secano argentina.

SUMMARY

Water and energy fluxes in the last forty-two years of agriculture in Argentina

A relevant way to describe ecological processes is through the analysis of water and energy fluxes. These two resources are probably the most important for agriculture in Argentina. Water and energy (especially fossil energy) efficiencies will be surely one of the main aspects to consider in the near future in the country's productive activities, considering their respective influence on Water and Carbon Footprints. This Thesis aimed at identifying and evaluating, from a systemic perspective, the dynamics of water and energy fluxes in main agricultural area of Argentina, during the last 42 years, which was the period with adequate information. Agriculture and cattle productive systems were characterized using water and energy variables, and differences were found among regions, and among periods of time. The environmental impact of the expansion of the agricultural frontier was also evaluated, and the spatial and temporal patterns of these fluxes were analyzed in a multi-scale framework. The study area was of about 1.5 million of square km, representing 63% of the country's continental area. Water and energy fluxes were characterized by using six agro-ecological indicators: use of fossil energy, energy production, fossil energy use efficiency, water use, water-use efficiency and water use to energy production ratio. Spatial and temporal patterns were complex and showed a trend to higher energy use, production and efficiency, and higher water use and water-use efficiency. In general, the pampas' region contributed the most to these fluxes in absolute terms; but north-western and north-eastern regions showed the most evident changes in relative terms. Results were used to construct interpretative models to explain the incidence of other variables on the fluxes mentioned above, and how these relationships vary over time and space. The fluxes were also related in a heterogeneous way to land use and intensification levels of the main commodities, both in time and space. The strength of this study was it improved the knowledge about the hydrological and energetic issues of rain-fed agricultural expansion and intensification in Argentina.

INTRODUCCIÓN

Una manera de describir procesos ecológicos es a través del análisis del flujo de energía, el cual permite evaluar y comparar agroecosistemas con diferencias estructurales y funcionales (Odum, 1975). Si bien la principal fuente de energía en éstos es el sol, el flujo de energía fósil ofrece una idea de la intensidad y frecuencia del uso de los recursos naturales, sus procesos de transformación y su conversión a productos de valor agropecuario. En la producción agropecuaria existen diversas fuentes de consumo de combustibles fósiles, como las labores del suelo, las aplicaciones de agroquímicos, el transporte, el secado de semillas, etc.

Por otro lado, al modular el proceso de transformación de la energía solar en materia orgánica, el ciclo hidrológico controla el nivel de producción agrícola (Kędziora y Olejnik, 2001). Si bien a escala global el agua cicla, y su cantidad se mantiene relativamente constante, a escalas menores puede considerarse que fluye, con entradas (precipitaciones, riego, ascenso freático) y salidas (evapotranspiración, drenaje y escurrimiento) bien definidas. En estos días, la agricultura requiere entre el 65 y el 85 % del total de agua dulce utilizada por el ser humano (Pimentel *et al.*, 1997; Bennett, 2000; FAO, 2003). En los últimos años, la disponibilidad de agua dulce se ha convertido en un gran problema de alcance internacional. El carácter limitado del recurso agua y su uso ineficiente, combinados con un rápido crecimiento en la población mundial, ejercerán una presión cada vez mayor sobre el mismo (Pimentel *et al.*, 1997).

Desde la perspectiva de la ecología de paisajes, se visualiza a los sistemas ecológicos, incluyendo a los agroecosistemas, como un arreglo vertical de jerarquías (Patey, 1973; Allen y Starr, 1982; Salthe, 1985; O'Neill *et al.*, 1996). Al variar el nivel de resolución de determinado análisis, se pueden encontrar procesos que son respuestas a factores diferentes a los originales (Hengeveld, 1987). Existe evidencia

que indica que el impacto de los factores que regulan los agroecosistemas no es el mismo a distinta escala geográfica, porque emergen atributos diferenciados a distintos niveles de organización (Viglizzo *et al.*, 2004). Dado que la experimentación a campo que incluya diferentes escalas no es siempre posible (Tilman, 1990), tenemos que aceptar que es imprescindible utilizar un marco conceptual jerárquico o multiescalar (Hay *et al.* 2002; Viglizzo *et al.* 2004). En este tipo de estudios, una herramienta muy útil es la de los indicadores agroecológicos, cuyo propósito es el de facilitar el diagnóstico y la interpretación de los procesos críticos, para mejorar la capacidad de decisión (Girardin *et al.*, 1999). En particular, los flujos de agua y energía requieren un abordaje sistémico, debido a que dependen de diversos factores, que a su vez están relacionados entre sí (energía solar, decisiones humanas, precipitaciones, etc.). Además, operan a distintas escalas: desde la hoja (fotosíntesis y transpiración), hasta el planeta (grandes patrones climáticos).

Los impactos agroecológicos en el pasado han ocurrido como resultado tanto de la expansión de las tierras agrícolas como de la intensificación de las mismas (Viglizzo *et al.*, 2011b). En Argentina, las eco-regiones que hoy conforman el área agrícola han sido transformadas gradualmente por acción del hombre en una combinación de cultivos anuales, tierras abandonadas, pasturas implantadas, pastizales, bosques nativos remanentes y bosques implantados. En la Región Pampeana, la principal área agrícola del país, la agricultura tiene poco más de un siglo de desarrollo. Sin embargo, en otras regiones, donde las tasas de deforestación y expansión de cultivos (de cosecha y forrajeros) son las más altas de país, se están dando en la actualidad los cambios en el uso de la tierra más significativos. La eficiencia en el uso de los recursos, especialmente agua y energía, en las actividades productivas del país será seguramente uno de los principales aspectos a considerar en el futuro cercano. Desde una perspectiva ambiental, el consumo de energía fósil y de agua, y su eficiencia de uso son aspectos claves para lograr estrategias agrícolas más

sustentables, aún cuando éstos no reflejen aún un precio de mercado, como es el caso del agua en la agricultura de secano.

En esta Tesis, se propuso estudiar los flujos de agua y energía en la agricultura argentina a diferentes escalas espaciales y temporales. Si bien existe una gran cantidad de información sobre los mismos (ver Revisión Bibliográfica), esta ha sido generada de forma desagregada (agua y energía por separado), y generalmente a escalas pequeñas (de alta resolución y bajo alcance, por ejemplo: el potrero). Por esto, se propuso estudiar estos ciclos desde una perspectiva sistémica (es decir, como procesos relacionados entre sí y con otros procesos), en un marco multi-escalar, y considerando los cambios en sus comportamientos en los últimos 42 años. Los límites temporales fueron determinados por los años 1969-70 y 2010-11 porque se contó con información detallada del uso de la tierra a escala nacional para dicho período (SIIA, 2012).

REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

En esta sección se pretendió presentar las definiciones y una breve caracterización del estado del arte de los conceptos abordados en la Tesis. Si bien no pretende ser una revisión exhaustiva, su lectura permitirá, como mínimo, la comprensión de los resultados obtenidos, la justificación de las metodologías elegidas, y la discusión de los resultados en oposición a los principales trabajos relacionados con los flujos de agua y energía en la producción agrícola.

LOS AGROECOSISTEMAS

Los ecosistemas intervenidos, en los cuales predominan las actividades agropecuarias, son conocidos como agroecosistemas (Harper, 1974). Éstos son ecosistemas naturales modificados por el ser humano para producir alimentos, fibras u otros productos agrícolas. Los agroecosistemas modernos son verdaderos sistemas complejos, creados a partir de la integración de ecosistemas naturales con stocks de capital humano, natural y tecnológico (Costanza y Daly, 1992).

Si bien los agroecosistemas utilizan al sol como fuente principal de energía al igual que los ecosistemas naturales, difieren de estos últimos en muchas de sus características estructurales y funcionales (Cox, 1984). En primer lugar, requieren energía adicional, mayoritariamente en forma de energía fósil, aunque también como trabajo humano y animal. Además, son menos diversos en grupos funcionales e individuos, y los individuos tienden a ser homogéneos genética y fisiológicamente. El ciclo biológico es usualmente discontinuo y concentrado en ciertos períodos de tiempo, porque se adecua a las necesidades humanas. A causa del manejo agrícola, la evolución se encuentra principalmente (aunque no totalmente) bajo selección artificial,

donde los rasgos fenotípicos comercialmente viables son favorecidos a través de mejora genética y agronómica.

Debido a su arreglo simplificado de plantas y animales superiores, las comunidades en los agroecosistemas suelen no explotar sus nichos ecológicos en forma completa como en los ecosistemas naturales. Sólo una parte de la producción es re-invertida en el propio ecosistema, mientras que una gran parte de la energía y la materia son exportadas. Por estos motivos, necesitan insumos externos para mantener sus altos niveles de producción (Viglizzo y Roberto, 1998).

Al igual que los ecosistemas naturales, los agroecosistemas son sistemas complejos. En los establecimientos agropecuarios, los productores toman decisiones técnicas (insumos, prácticas, elección de cultivos) y financieras (mercados, préstamos, inversiones) en un contexto de riesgo e incertidumbre, asociado a la variabilidad climática, de mercado y política (Rodríguez y Sadras, 2011). Levins (1970, citado por Wimsatt, 2006) clasifica los sistemas complejos en “agregados”, en los cuales las propiedades del “todo” son estadísticas de las propiedades de sus partes; en “compuestos” en los que la forma en la que las partes se conectan entre sí determinan las propiedades del sistema (las partes se pueden estudiar por separado); y en “evolutivos” en los que las partes han co-evolucionado, y no son fácilmente identificables ni separables para su estudio. Siendo los agroecosistemas más cercanos a ser “evolutivos” que “agregados”, surge la duda de que si los análisis reduccionistas (de las partes por separado) son adecuados (Wimsatt, 2006).

DINÁMICA DEL AGUA Y LA ENERGÍA EN AGROECOSISTEMAS

Una manera de describir procesos ecológicos a diferentes escalas es a través del análisis del flujo de energía, el cual provee además información sobre el ciclo del agua y los balances de carbono y nutrientes (Olejnik *et al.*, 2001). Asimismo, permite

evaluar y comparar agroecosistemas con diferencias estructurales y funcionales (Odum, 1975). Entre los enfoques integradores cuantitativos que pueden utilizarse para este fin, se encuentran los métodos que contabilizan la transformación de la energía a través de los componentes de un sistema. Como ejemplos, se pueden citar el análisis exergético, el de la energía incorporada y el emergético. En este último, se entiende a la “energía” como la energía útil de un determinado tipo que se ha usado directa o indirectamente en las transformaciones necesarias para generar un producto o servicio (Odum, 1996). Una descripción de sus diferencias se encuentra documentada y resumida en Rótolo y Francis (2008).

Debido a que la inyección de energía fósil en un agroecosistema moviliza recursos, el flujo de energía fósil ofrece una idea de la intensidad y frecuencia de uso de los recursos naturales, sus procesos de transformación y su conversión a productos de valor agropecuario. La energía fósil es sólo una de las formas posibles, pero es la usualmente asociada a la contaminación y la degradación de los recursos naturales. En el análisis termodinámico de un proceso productivo, el consumo de energía fósil puede asociarse directamente a la generación de entropía, englobando tanto la energía perdida en forma de calor como los desechos e impactos negativos sobre los ecosistemas. A pesar de que los agroecosistemas no son sistemas en equilibrio termodinámico y que el cálculo de la entropía es extremadamente complicado, suele utilizarse ésta como medida de degradación ambiental a causa de actividades antrópicas (Svirezhev, 2000).

Por otro lado, al modular el proceso de transformación de la energía solar en materia orgánica, el ciclo hidrológico es uno de los factores determinantes del nivel de producción agrícola (Kędziora y Olejnik, 2001). Es necesario un flujo regular de agua a través del sistema suelo-planta-atmósfera para alcanzar los niveles potenciales de productividad animal y vegetal de cada ecosistema. Si bien a escala global el agua cicla, y su cantidad se mantiene relativamente constante, puede considerarse que

fluye a escalas menores. Este flujo, que tiene entradas (precipitaciones, riego, escurrimiento y ascenso freático) y salidas (evapotranspiración, infiltración por debajo de la zona radical y escurrimiento superficial y sub-superficial) bien definidas, puede evaluarse en forma conjunta con el correspondiente a la energía. Los factores relacionados con el ciclo hidrológico no son fáciles de medir (no es sencillo medir cuánta agua ingresa o sale por escurrimiento o por capilaridad), aunque son procesos que se pueden modelar (por ejemplo, Caviglia *et al.*, 2013). Por esta razón, los análisis hidrológicos en agroecosistemas suelen estar limitados a precipitaciones (y muchas veces riego) y evapotranspiración (ver Sección 5.4).

IMPLICANCIAS ENERGÉTICAS DE LAS ACTIVIDADES AGRÍCOLAS

En la producción agropecuaria existen diversas fuentes de consumo de combustibles fósiles, como las labores del suelo, las aplicaciones de agroquímicos, el transporte, el secado de semillas, etc. Desde una perspectiva ambiental, es válido imputar también al presupuesto energético de un agroecosistema los consumos correspondientes a los insumos utilizados, es decir, cuánta energía fósil costó producir fertilizantes, plaguicidas, suplementos alimentarios, etc.

Al estar usualmente asociado a procesos de erosión, de contaminación y de emisión de gases invernadero, el consumo de energía fósil ha sido frecuentemente asociado a la degradación ambiental (McRae *et al.*, 2000). Por ejemplo, en el último siglo, el ser humano ha inyectado al ciclo de C mundial hasta alrededor de 7 Petagramos de este elemento al año, provenientes del C fósil que extrae del subsuelo (Janzen, 2004). Las buenas prácticas agrícolas (labranza reducida, manejo de los residuos, cultivos de cobertura, descansos, rotaciones, fertilizaciones, irrigación) contribuyen no solo a la conservación del suelo y de la calidad del agua, sino también a mitigar las emisiones de CO₂ (Folletto, 2001), mediante el ahorro de combustibles

fósiles. Según Koga *et al.* (2003), mediante estas prácticas se puede ahorrar el suficiente combustible como para reducir entre el 15 y el 29 % de las emisiones correspondientes a la producción agrícola mundial.

Tanto el consumo de energía fósil, como la producción de energía en forma de fibras y alimentos, y la consecuente eficiencia de uso de la energía fósil (el cociente entre estas variables) han sido relacionados con el uso de la tierra. En la región pampeana de Argentina, se han encontrado mayores consumos pero también mayores niveles de producción en establecimientos con mayores porcentajes de su superficie dedicados a cultivos anuales de cosecha (Viglizzo *et al.*, 2006; Frank, 2007), mostrando una mayor eficiencia que la ganadería. En estos dos trabajos, se encontraron también diferencias importantes entre sistemas de producción.

IMPLICANCIAS HIDROLÓGICAS DE LAS ACTIVIDADES AGRÍCOLAS

En los últimos años, la disponibilidad de agua dulce se ha convertido en un gran problema de alcance internacional. El carácter limitado del recurso agua y su uso ineficiente, combinados con un rápido crecimiento en la población mundial, ejercerán una presión cada vez mayor sobre el mismo (Pimentel *et al.*, 1997). En estos días, la agricultura requiere entre el 65 y el 85 % del total de agua dulce utilizada por el ser humano (Pimentel *et al.*, 1997; Bennett, 2000; FAO, 2003). La estrecha relación entre el agua y el crecimiento de los cultivos ha sido demostrada hace más de 300 años, y se ha acumulado una gran cantidad de información sobre esta (Sinclair y Ruffy, 2012).

Mediante el concepto de agua virtual, explicado por Allan (1998), y desarrollado en numerosos trabajos posteriores (Agudelo y Hoekstra, 2001; Hoekstra y Hung, 2002; Chapagain y Hoekstra, 2004; Aldaya *et al.*, 2010), se hace referencia la cantidad de agua consumida en el proceso de obtención de un producto agrícola o industrial (Renault y Wallender, 2002; Renault, 2003). Este concepto fue desarrollado para

cuantificar el uso del agua dulce –no recuperable- a lo largo de toda la cadena de producción, hasta el consumo de un producto. Distingue entre “huella verde” (uso consuntivo de agua de lluvia almacenada en suelo); “huella azul” (consumo de agua subterránea o superficial) y “huella gris” (volumen de agua contaminada). Muchos de los estudios en los flujos de agua virtual han sido conducidos en áreas semiáridas de África y han sido enfáticos en la cantidad de agua incorporada en distintos productos agrícolas relacionados con la seguridad alimentaria (Guan y Hubacek, 2007).

En sistemas irrigados, el uso de agua subterránea ha dañado el flujo de aguas superficiales y resultado en limitaciones para la producción agrícola (Gregory *et al.*, 2002). Junto con la elección de cultivos ineficientes desde el punto de vista del uso del recurso, algunos métodos de irrigación (riego en manto, riego por canales) desperdician grandes cantidades de agua (Pimentel *et al.*, 1997). El uso eficiente del agua será un aspecto fundamental para los productores rurales en el futuro, por lo que existe una necesidad para desarrollar metodologías que permitan analizar el efecto del costo del agua en los procesos agrícolas (Ortega *et al.*, 2004).

En agricultura de secano, por otro lado, no es menos importante el uso eficiente del agua de lluvia. Las medidas tendientes a aumentar el rendimiento de un cultivo hacen que se obtenga mayor cantidad de materia seca por mm de agua precipitada. Si bien en agricultura de secano las precipitaciones no tienen un costo para el productor, puede asignarse al agua el costo de oportunidad correspondiente a la mejor inversión alternativa (por ejemplo, recarga de acuíferos). Según Farahani *et al.* (1998), será necesario diseñar sistemas de producción agrícola basados en una mayor habilidad para capturar y utilizar los recursos más eficientemente. Por ejemplo, un solo cultivo al año captura solo una parte de las precipitaciones anuales (Andrade *et al.*, 2002). Ante esto, la productividad anual del agua de lluvia se puede aumentar mediante el uso del doble cultivo (Caviglia *et al.*, 2004; 2013), o de la interseembra (Coll *et al.*, 2012), a partir de una mayor eficiencia de captura de la misma.

La cantidad de agua necesaria para la mayoría de los cultivos de cosecha y forrajes varía entre 500 y 5.000 L kg⁻¹ de producto, mientras que para producir un kg de carne se han informado valores de alrededor de 100 veces más (Pimentel *et al.*, 1997). Trabajos más recientes indican que la cantidad de agua necesaria para producir carne bovina es en realidad de entre 13.000 y 35.000 L kg⁻¹ (Barthèlemy *et al.*, 1993; Renault y Wallender, 2002; Qassim *et al.*, 2008). La utilización de estos valores de “requerimientos hídricos” para los distintos productos agropecuarios ha resultado útil para estimar los consumos de agua en agricultura, especialmente en regiones en las que ésta es escasa (Agudelo y Hoekstra, 2001; Markwick, 2007), especialmente a partir de las mejoras en los métodos de estimación de los mismos (Loomis y Connor, 1996). Por ejemplo, se informó para la Provincia de San Luis que la huella hídrica de los principales cortes de carne (20.000 a 70.000 litros por kg) depende casi exclusivamente del agua consumida en el proceso de la producción primaria, y que a mayor intensificación la huella es menor (Manazza y Díaz, 2013). Sin embargo, la mayoría de estos estudios están centrados en los productos agropecuarios por separado, y no en los sistemas de producción de manera integrada, dificultando la obtención de valores de consumo y eficiencia a escalas regionales.

El uso de la tierra, junto a otros factores, es determinante del consumo de agua y de su eficiencia (Lambin *et al.*, 2001, Victoria *et al.*, 2005), ya que ambos factores se ven afectados tanto por cambios en la intensidad de uso en tierras ya cultivadas como por el cultivo de tierras vírgenes (Wackernagel y Rees, 1996; Qadir *et al.*, 2003).

AGUA Y ENERGÍA EN LA ORGANIZACIÓN JERÁRQUICA DE LOS AGROECOSISTEMAS

Desde la perspectiva de la ecología de paisajes se visualiza a los sistemas ecológicos como un arreglo vertical de jerarquías (Patee, 1973; Allen y Starr, 1982;

Salthe, 1985; O'Neill *et al.*, 1996). La Teoría de Jerarquías en la organización de los sistemas vivos predice que los sistemas ecológicos complejos están conformados por niveles relativamente aislados (dominios de escala), donde cada nivel opera a una determinada escala espacial y temporal (Hay *et al.*, 2003). Los límites entre escalas separan estos dominios, y representan transiciones relativamente abruptas, o posiciones críticas, donde ocurre un cambio en la importancia relativa de las variables determinantes en los procesos. Según Allen y Starr (1982), las interacciones dentro de estos dominios tienden a ser más fuertes y más frecuentes que las interacciones entre dominios. Por otro lado, se considera que en estas jerarquías complejas, las características de las unidades mayores no son simples combinaciones de los atributos de las escalas menores (Verburg y Chen, 2000). Al pasar a un nivel o escala mayor, surgen las denominadas “propiedades emergentes”, que son relaciones funcionales que surgen de las interacciones entre los componentes correspondientes a niveles de organización inferiores. De acuerdo con Nielsen y Müller (2000), las propiedades emergentes en un sistema ecológico reúnen tres condiciones: no existen a nivel de los subsistemas aislados, emergen como resultado de las interacciones entre los subsistemas, y no son deducibles a partir de la observación de los comportamientos de estos subsistemas.

Las formas de analizar un sistema denominadas “reduccionistas”, aun aquellas menos estrictas (las que reconocen la emergencia de propiedades jerárquicas), tienden a restarle importancia al contexto (al todo), explicando las propiedades emergentes a partir de las propiedades e interacciones entre las partes de un sistema (Wimsatt, 2006). Estas propiedades aparecen cuando en un sistema no se cumplen las siguientes condiciones de agregación: 1) las partes pueden intercambiarse, 2) la adición o sustracción de partes cambia de igual manera el tamaño o respuesta del sistema, 3) el sistema puede descomponerse y volverse a organizar y 4) no hay propiedades cooperativas ni inhibitorias entre las partes de un sistema (*ibidem*).

Debido a que estas condiciones rara vez se cumplen en la naturaleza, los agroecosistemas no están exentos de las incertidumbres y limitaciones de los análisis reduccionistas. Sin embargo, el éxito de este tipo de análisis radica en su capacidad de transformar un problema en otro relacionado pero más sencillo, y resolverlo (en este caso, sería explicar los flujos energéticos e hidrológicos a partir del análisis del comportamiento de una serie de indicadores).

Conceptualmente, la escala corresponde a la “ventana de percepción”. Más prácticamente, representa una herramienta de medida que hace referencia a la dimensión espacial y temporal en la que un fenómeno puede ser observado (Rietkerk *et al.*, 2002; Hay *et al.*, 2003). Tanto la superficie total abarcada por un estudio, como su intervalo de tiempo, pueden ser divididos en un número finito de sub-unidades, correspondientes a la menor superficie y el menor intervalo de tiempo al que se hace referencia. Esto corresponde a la resolución, mientras que la acción de “escalar”, es decir, aumentar o disminuir el tamaño de tales unidades, se denominan escalamiento ascendente o descendente, respectivamente (Steinhardt y Volk, 2003). Por otro lado, el término trans-escalar se aplica a estudios en los que se realizan análisis trasponiendo escalas hacia arriba y hacia abajo (Rietkerk *et al.*, 2002). Usualmente se refiere a “escalas mayores” a aquellas de mayor alcance (espacial y/o temporal) y menor resolución (una eco-región, una provincia), mientras que “escalas menores” serían las de menor alcance y mayor resolución (un potrero, un sitio).

Por otro lado, según algunos autores, los conceptos de “nivel” y de “escala” deben ser diferenciados. Mientras que los primeros son abstracciones humanas cualitativas, construidas para facilitar la interpretación, las escalas son medidas espaciales y temporales, diseñadas para proveer un enfoque cuantitativo a problemas que abarcan más de una de estas (Dumanski *et al.*, 1998). No existe una escala espacial común y válida que pueda utilizarse en la práctica de manera global en la ciencia de los ecosistemas (Vermaata *et al.*, 2005). A menudo, las escalas que

elegimos para estudiar un proceso son culturales, y sus límites no necesariamente coinciden con los correspondientes a las escalas naturales, por lo que se hace necesario considerar cuidadosamente este aspecto (Nelson, 2001).

Además, las escalas humanas suelen estar restringidas por la disponibilidad de información o por el diseño del estudio a realizar. Estos problemas hacen que el conocimiento que se tiene sobre los problemas propios de las escalas menores sea mucho mayor que el que se tiene a medida que se asciende en la jerarquía sistémica (Viglizzo, 2001). En general, los procesos que ocurren a grandes escalas tienen una complejidad que no siempre puede ser apreciada a pequeñas escalas, por lo que no muchos estudios contemplan estas últimas.

Al variar el nivel de resolución de determinado análisis, se pueden encontrar procesos que son respuestas a factores diferentes a los originales (Hengeveld, 1987). Trasládarse de una pequeña superficie homogénea a un establecimiento, una región o la biosfera implica más que la simple incorporación de heterogeneidad ambiental asociada a un aumento en la escala. A escala de establecimiento, por ejemplo, predominan factores como la competencia entre cultivos, la distribución de recursos y las decisiones humanas, mientras que a escala regional pueden aparecer la competencia entre distintos usos de la tierra y del agua (Hansen y Jones, 2000).

A pesar de que existen diversas opiniones sobre si las jerarquías son una realidad en la naturaleza, o construcciones que reflejan una tendencia humana a buscar un orden en sistemas complejos donde probablemente no exista tal cosa (Dumanski *et al.*, 1998), existe una gran cantidad de bibliografía que utiliza y sustenta los conceptos mencionados anteriormente (Veldkamp y Fresco, 1997; Schulze, 2000; Verburg y Chen, 2000; Chase y Leibold, 2002; Viglizzo *et al.*, 2004).

La solución a los problemas ecológicos y ambientales requiere el entendimiento y la predicción de los patrones y procesos naturales y antropogénicos en las distintas escalas espaciales y temporales. Sin embargo, muchos estudios han sido realizados a

escalas pequeñas, por lo que nuestro conocimiento está limitado a interacciones y sistemas de alcance local (Steinhardt y Volk, 2003). Para solucionar tal déficit, generalmente se “escalan”, es decir se extrapolan, los datos provenientes de otras escalas de análisis de menor alcance y mayor resolución (tanto espaciales como temporales). Transferir información entre las escalas que componen una jerarquía no es una tarea fácil (Hay *et al.* 2002; Bechini *et al.*, 2011). Para poder detectar procesos y patrones dependientes de la escala, son necesarias series de datos de alta resolución y de gran extensión, tanto espaciales como temporales (Rietkerk *et al.*, 2002).

Dado que la experimentación a campo que incluya diferentes escalas no es siempre posible, tenemos que aceptar que es imprescindible utilizar un marco conceptual jerárquico o multiescalar (Hay *et al.* 2002; Viglizzo *et al.* 2004). Normalmente, estos estudios multiescalares en ecología y ciencias agrarias deben enfrentar dos desafíos: primero, el de comparar variables y procesos dentro de cada escala y, segundo, el desafío de medir y entender cómo tales variables y procesos se relacionan e interactúan a través de las escalas (Viglizzo *et al.*, 2005).

Los agroecosistemas, al igual que otros sistemas ecológicos, se encuentran influenciados tanto por variables biofísicas como por variables socioeconómicas (De Koning *et al.*, 1999), que además varían de una escala a otra (Bergkamp, 1998). Algunos autores sostienen que los factores ambientales de nivel superior como el relieve, el clima y la calidad del suelo ejercen una fuerte influencia descendente sobre los niveles inferiores (Buringh y Dudal, 1987; O'Neill *et al.*, 1991; Bailey, 1995; Wagenet, 1998). Por ejemplo, es bien sabido que el clima y la aptitud del suelo influyen el tipo de explotación agropecuaria de una determinada región. Por otro lado, los factores antrópicos como el uso y manejo de la tierra y la tecnología aplicada pueden, a su vez, ejercer influencias ascendentes sobre los niveles superiores (King, 1993; Viglizzo *et al.*, 2004).

INDICADORES HÍDRICOS Y ENERGÉTICOS EN LOS AGROECOSISTEMAS

Debido a que los procesos ecológicos usualmente abarcan grandes áreas y largos períodos de tiempo, no siempre pueden ser testeados experimentalmente (Tilman, 1990). Además, la dificultad de encontrar áreas con las mismas características para poder asignar tratamientos aleatoriamente, y la falta de áreas de control para realizar comparaciones confiables (Likens, 1992), obligan a considerar el uso de indicadores, o ecuaciones predictivas, aplicadas sobre datos obtenidos de diversas fuentes (Viglizzo, 2001).

El propósito de un indicador agroecológico es facilitar el diagnóstico y la interpretación de los procesos críticos, para mejorar la capacidad de decisión (Girardin *et al.*, 1999). Debido a que la validación de tales indicadores no es una práctica común, usualmente se considera que una aceptación por un largo período de tiempo por parte de los usuarios garantiza la confiabilidad de los resultados (Viglizzo *et al.*, 2006). Sin embargo, Bockstaller y Girardin (2003) han demostrado la importancia de la validación de indicadores antes de su adopción.

La experiencia demuestra que los indicadores realmente robustos son desarrollados a partir de profundos análisis de los complejos sistemas a describir y monitorear (Dumanski y Pieri, 2000). En este sentido, los modelos matemáticos como EPIC (Williams *et al.*, 1983), Cropsyst (Stöckle y Nelson, 1998) y LEACHM (Hutson y Wagenet, 1992) por ejemplo, son superiores a los indicadores agroecológicos. No obstante, la complejidad de los sistemas ecológicos, físicos y químicos hacen que un modelo deba ser extremadamente detallado para ser eficaz en sus predicciones. En estos casos, el uso de indicadores relativos es una herramienta muy útil en la toma de decisiones, aún siendo menos rigurosos desde el punto de vista científico. Como criterio principal, se asume que los indicadores deben ser significativos, simples de calcular y fáciles de interpretar y utilizar por quienes deben tomar las decisiones (Pieri

et al., 1996; Viglizzo *et al.*, 2006). Deben ser, además, relevantes para la toma de decisiones, científicamente aceptables y defendibles, sensibles a cambios en el tiempo y/o el espacio, y factibles de obtener o desarrollar (Huffman *et al.*, 2000).

Existen numerosos ejemplos de indicadores para el análisis de los procesos hídricos y energéticos. En primer lugar, el consumo de energía fósil y su eficiencia han sido estimados en distintas regiones y en distintos sistemas productivos (Sartori *et al.*, 2005; Viglizzo *et al.*, 2006; 2011b; Kränzlein, 2008; Bechini y Castoldi, 2009; Kiani y Houshyar, 2012). También se han estudiado indicadores como el consumo de agua, su eficiencia, la eficiencia de conversión de agua en productos, etc. (Fengrui *et al.* 2000; Caviglia *et al.*, 2004; Fan *et al.*, 2005; Aboudrare *et al.*; 2006; Qassim *et al.*, 2008). La bibliografía sugiere que el uso de indicadores es una herramienta insustituible para estudiar este tipo de procesos, de gran alcance espacial y temporal, y donde no siempre se puede conseguir la información necesaria para utilizar otras herramientas como por ejemplo modelos de simulación.

AGRICULTURA EN EL MUNDO Y EN LA ARGENTINA

Desde el comienzo de la agricultura (hace más de 10.000 años) hasta mediados del Siglo XX, el aumento en la producción global de alimentos provino casi exclusivamente de la expansión de los cultivos sobre áreas naturales (Stewart y Robinson, 1997). Durante los últimos cuatro siglos el área global dedicada a pasturas y cultivos pasó de valores insignificantes a ocupar entre el 30 y el 40 % de la superficie terrestre, principalmente en detrimento de bosques y pastizales naturales (Janzen, 2004). Entre 1882 y 1991 se registró un aumento del 75 % en la superficie mundial dedicada a cultivos anuales, sumado a un aumento del 113 % en la correspondiente a pasturas implantadas (Norse *et al.*, 1992). Actualmente, la expansión de las tierras

agrícolas es ampliamente reconocida como una de las más significativas alteraciones humanas al ambiente global (Matson *et al.*, 1997).

La historia de la humanidad ha mostrado que existen dos fases en el crecimiento en la producción de fibras y alimentos: la primera, caracterizada por un aumento en la superficie de tierra dedicada a las actividades agropecuarias, y la segunda, caracterizada por la intensificación de las actividades productivas. En su revisión sobre la historia de la agricultura, Sinclair y Sinclair (2010) identificaron tres “revoluciones verdes”, todas basadas en la premisa de “ofrecer a los cultivos mayores recursos” (especialmente agua y/o nitrógeno): la primera, en Sumeria (alrededor de 3.500 AC), cuyo éxito se basó en un sistema de canales para derivar agua del río Éufrates a cultivos de cebada y trigo; la segunda, en el Reino Unido hacia el 1700, cuando se introdujo la rotación de cultivos, y la inclusión de leguminosas fijadoras de Nitrógeno; y la tercera, la moderna revolución verde, sostenida en gran parte gracias a la utilización de fertilizantes nitrogenados. Esta última, el ejemplo por excelencia de la intensificación en agricultura, fue el proceso que permitió multiplicar la producción de cereales sin aumentar la superficie cultivada (Evenson y Gollin, 2003). Este proceso de intensificación agrícola, expresada como el aumento de producción por unidad de superficie y de tiempo (Evans, 1993), fue logrado mediante cambios en opciones tecnológicas (preparación del terreno, elección del germoplasma, fecha de siembra, uso de nutrientes, irrigación, doble cultivo, interseembra y control de plagas), solas o combinadas (Gregory *et al.*, 2002; Tilman *et al.*, 2002; IAASTD, 2009; Coll *et al.*, 2012; Caviglia *et al.*, 2013). En la ganadería la adopción de tecnologías y el mayor uso de insumos (principalmente suplementos alimenticios) han sido vistas como una alternativa para mantener la producción total de carne frente al aumento en la superficie de cultivos anuales (y consiguiente pérdida de superficie ganadera). En algunos planteos de producción de la pampa húmeda de Argentina, se ha logrado

llevar el promedio de 450–500 a valores de entre 600 y 800 kg ha⁻¹ año⁻¹ (SAGPyA, 2006).

La agricultura en la actualidad está frecuentemente asociada a una dependencia de insumos externos y operaciones mecanizadas, aplicados para garantizar el crecimiento de organismos genéticamente homogéneos (Rodrigues *et al.*, 2003). En la segunda mitad del siglo pasado la mayor parte del aumento en la producción global provino de aumentos en los rendimientos producidos, en parte, gracias al aumento en el uso de energía y otros insumos (Stewart y Robinson, 1997). En las últimas tres décadas del Siglo XX, por ejemplo, solo un cuarto del incremento de producción de alimentos resultó de la expansión de las tierras agrícolas (IFPRI, 1994), mientras que el resto provino de la intensificación de estas.

Existe evidencia de que el crecimiento en los rendimientos de algunos cultivos ha comenzado a detenerse en algunos ambientes. Ante esto, el desafío para la producción de alimentos en el futuro no es solamente aumentar los rendimientos en los ambientes más productivos, sino aumentarlos en aquellos con mayores limitaciones (Egli, 2008). De acuerdo a Rodríguez y Sadras (2011) los países en desarrollo deberán casi duplicar su producción de alimentos hacia 2050, para hacer frente al aumento poblacional.

Los impactos ecológicos y ambientales de las actividades agrícolas son una consecuencia directa de la supresión de la vegetación natural, y de la necesidad de mantener la sucesión ecológica detenida, con el objetivo de maximizar la producción (Rodrigues *et al.*, 2003). Estos problemas, que se asocian a los actuales usos de la tierra, pueden implicar cambios en el paisaje, cambios en las comunidades de animales y plantas, deterioro del suelo, el aire y el agua y cambios en los atributos funcionales de los ecosistemas (Stoate *et al.*, 2001; Tilman *et al.* 2002). En el pasado, esto ha ocurrido como resultado tanto de la expansión de las tierras agrícolas como de la intensificación de las mismas. En estos días, el aumento de producción por unidad

de superficie es el centro de las preocupaciones ambientales (Gregory *et al.*, 2002; IAASTD, 2009).

En Argentina las eco-regiones que hoy conforman el área agrícola han sido transformadas gradualmente en una combinación de cultivos anuales, pasturas implantadas y pastizales y bosques nativos remanentes. Casi la totalidad de la producción en el país corresponde a agricultura de secano, siendo la superficie efectivamente regada de 1,5 y 1,3 millones de hectáreas en 2003 (CIA, 2013) y 2006 (Chambouleyron y Morábito, 2006), respectivamente. En la Región Pampeana, la principal área agrícola del país, la agricultura tiene poco más de un siglo de edad. En esta planicie, que correspondió históricamente a uno de los pastizales naturales más extensas del planeta (Bilenca, 2004), la agricultura de cosecha y la ganadería fueron de carácter extensivo hasta finales del siglo pasado, con un bajo uso de insumos (Hall *et al.*, 1992).

A nivel mundial, desde la década de 1960, se expandió un modelo tecnificado e intensivo de agricultura, mientras las pampas argentinas mostraban todavía un planteo de producción agropecuaria basado en sistemas ganaderos y mixtos (Solbrig, 1997). Hasta las décadas del 70-80, la creciente producción de la región se apoyó en la expansión geográfica de los cultivos. Posteriormente, los aumentos productivos se debieron principalmente a un uso más intensivo de insumos y tecnología (Viglizzo *et al.*, 2001; 2002). La intensificación agrícola de la pradera pampeana durante los '90 y comienzos del nuevo siglo estuvo acompañada por una notoria intensificación de los planteos ganaderos. Este cambio implicó que parte de los animales fueran sometidos a un engorde intensivo a corral en superficies reducidas.

No obstante, de acuerdo a los datos de uso de la tierra en los Censos Nacionales Agropecuarios (INDEC, 1960; 1988; 2002), los patrones de expansión agrícola en la Región Pampeana han sido marcadamente asimétricos y heterogéneos. Por ejemplo, si bien los cultivos de invierno predominan hacia el sur de la región y los

de verano hacia el norte, en general ha ocurrido un creciente reemplazo de los primeros por los últimos (“*veranización*” de la agricultura), determinado en gran parte por el cultivo de soja. Solamente la parte nororiental de la región ha experimentado un aumento persistente de la superficie de cultivos entre fines de la década del ‘70 y comienzos del Siglo XXI. En otras partes de la región esa expansión sufrió avances y retrocesos visibles, debido a la incidencia de limitaciones ambientales como sequías e inundaciones.

El modelo agrícola de la región pampeana se expandió de manera aleatoria y heterogénea hacia el norte del país, a expensas de bosques y pastizales nativos (Carreño y Viglizzo, 2007). Los cambios en el uso de la tierra más significativos en los últimos 50 años se han registrado en el Chaco Subhúmedo Occidental (conocido como Chaco Salteño o Umbral al Chaco), donde las tasas de deforestación y expansión de cultivos (de cosecha y forrajeros) son las más altas del país (SAyDS, 2004).

La superficie de bosques nativos sufrió una reducción significativa en ese período en algunas regiones del Norte del país, quedando entre el 60% de los mismos en la Selva Paranaense, el 75% en el Chaco y el 72% en la Selva de Yungas (SAyDS, 2004; Boletta *et al.*, 2006; Gasparri *et al.*, 2008). En otras regiones, como en el Espinal, se ha visto un aumento en la densidad de leñosas, que algunos autores atribuyen a una mayor dispersión de semillas por parte del ganado bovino (Dussart *et al.*, 1998). Hacia finales del siglo pasado, la superficie implantada con cultivos agrícolas a nivel nacional se duplicó, alcanzando las 22,8 millones de hectáreas, con el 70% correspondiente al cultivo de soja (MAGyP, 2013). En la pampa húmeda, este aumento se ha dado a costa de tierras dedicadas a la ganadería (unas 8,8 millones de hectáreas, pero desplazándose solamente unas 3 millones de cabezas hacia otras regiones del país (el 60% hacia el NEA y el 30% hacia La Pampa-San Luis) (Rearte, 2007). En contraste, en las regiones extra-pampeanas la superficie agrícola ha aumentado también a costa del desmonte de ecosistemas nativos (CEPAL, 2005).

En los últimos tiempos, existe una tendencia a señalar que la agricultura de cosecha genera “frentes estructurantes de avance” en lugar de referirse al proceso genérico de “avance de la frontera agrícola”. Esto significa que, lejos de ser un avance continuo y uniforme (por ejemplo: de este a oeste) de los cultivos sobre áreas naturales, la sustitución de unos por otros es dinámica, irregular y polarizada (Viglizzo *et al.*, 2011). Esta expansión de los cultivos se apoya en una base de infraestructura de servicios (rutas, puentes, asentamientos urbanos y comerciales, etc.) que tiende a transformar la dinámica económica, social y ambiental de la región, principalmente en áreas deforestadas (Rudel, 2007).

FLUJOS DE AGUA Y ENERGÍA Y LA EXPANSIÓN AGRÍCOLA EN ARGENTINA

En un trabajo que sirvió como base para esta Tesis, Frank (2011) encontró diferencias en los flujos de energía entre las eco-regiones del área agrícola de la Argentina, tanto en entrada (energía fósil) como en salida de energía (energía producida) en tres períodos: 1956-60, 1986-90 y 2001-05 (Figura I). No obstante, el autor encontró un aumento progresivo en el consumo de energía fósil, y un aumento relativamente mayor en la producción de energía. Esto significó un aumento de la eficiencia de uso de la energía fósil de los sistemas analizados ya que, en promedio, por cada Megajoule (Mj) de energía fósil inyectado, se generó aproximadamente 1,5 Mj de energía en forma de productos agropecuarios en el último período, mientras que en el primero la relación fue cercana a la unidad.

La agricultura argentina ha mostrado entonces, en términos energéticos, una tendencia a incrementar su productividad y a nivelarse con países de producción más intensiva (Spedding, 1979; Giampietro *et al.*, 1999), alejándose del tradicional modelo extensivo/semi-intensivo que la caracterizó entre las décadas de 1950 y 1980.

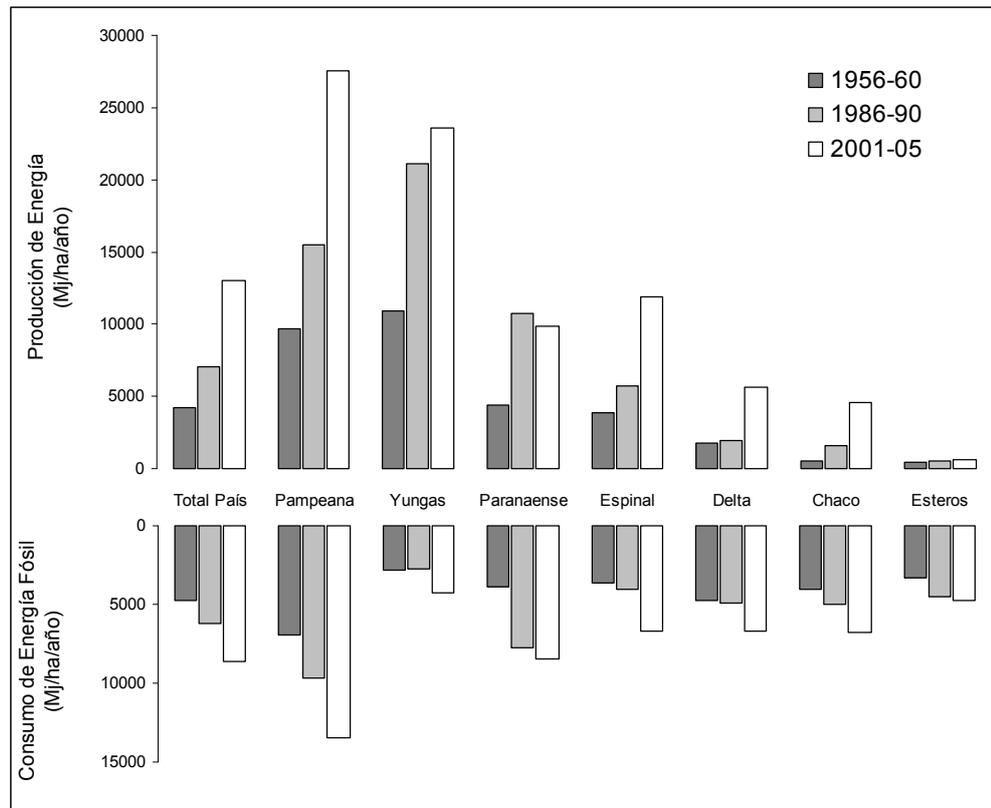


Figura I: Consumo de energía fósil y producción de energía en la región agrícola de Argentina y en las diferentes eco-regiones que la componen en tres períodos históricos (Fuente: Frank, 2011).

Por otro lado, si bien el agua cicla a grandes escalas espaciales y temporales, suele considerarse a los agroecosistemas como entidades en las que el agua “fluye”. Frank (2011), calculó las entradas (las precipitaciones) y salidas (la cantidad de agua evaporada y transpirada mediante distintos procesos biológicos productivos) en los mismos períodos (Figura II). Considerando que no hubo demasiadas diferencias en los promedios de precipitaciones dentro de las mismas, se pudieron ver aumentos en las eficiencias en el uso del agua (mayores consumos), en aquellas regiones donde los cultivos anuales se expandieron rápidamente, y dominaron los sistemas de producción (Pampeana y Espinal). En cambio, las tendencias se invirtieron o fueron erráticas en eco-regiones donde dominan los bosques (Paranaense, Yungas y Chaco).

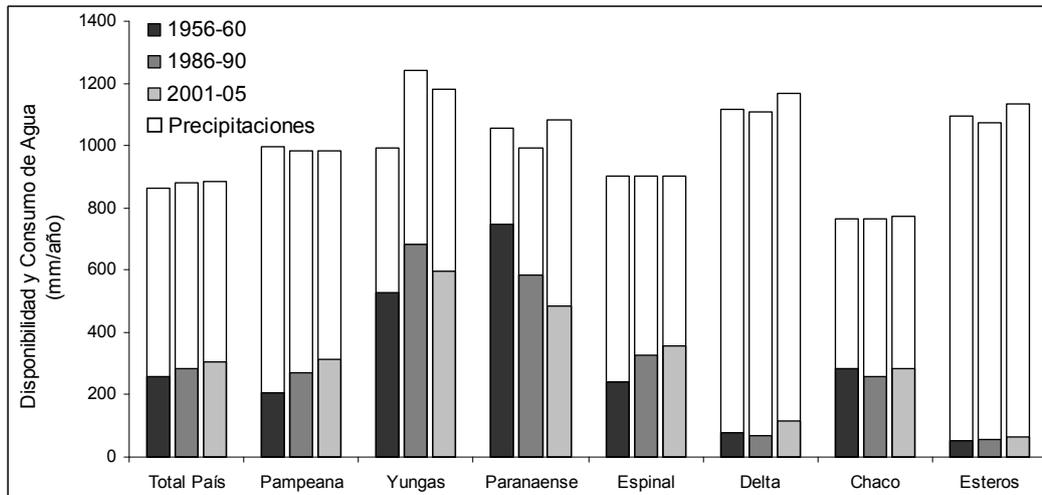


Figura II: Disponibilidad de agua en forma de precipitaciones (barras blancas) y consumo de agua (barras en tonos de gris) en la región agrícola de Argentina y en las diferentes eco-regiones que la componen en tres períodos históricos (Fuente: Frank, 2011).

En otro trabajo preliminar, realizado como requisito para la presentación de esta Tesis, Frank y Viglizzo (2012) utilizaron un enfoque similar, pero un relevamiento de establecimientos y los Censos Agropecuarios como fuentes de información. Los autores encontraron en la región pampeana un notable aumento del consumo y de la eficiencia en el uso del agua (Figura III). Relacionaron estos cambios a la expansión de cultivos anuales y a las mejoras tecnológicas ocurridas en la región en el período estudiado.

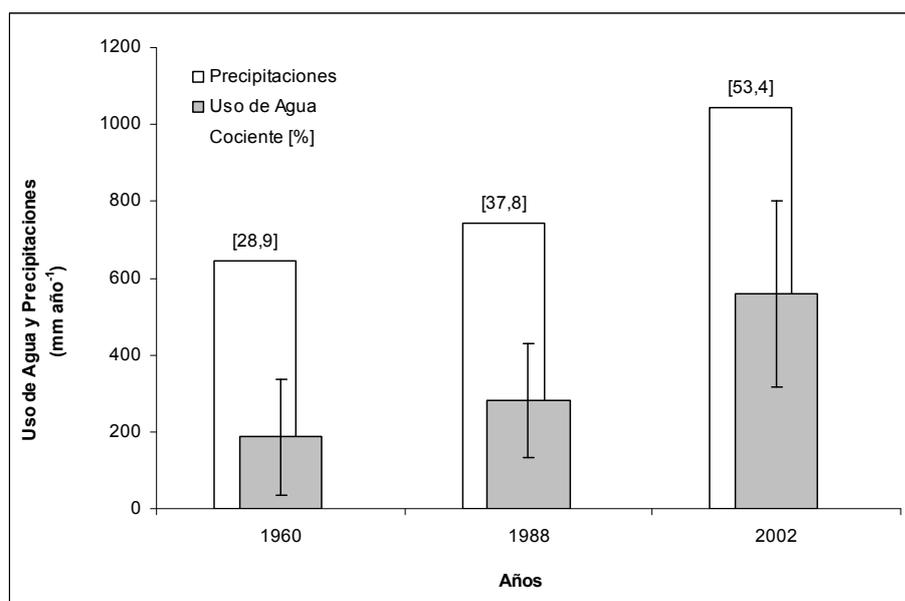


Figura III: Precipitaciones (mm año⁻¹), consumo de agua (mm año⁻¹) y el cociente entre ambos (%) en tres años distintos en la región pampeana. Fuente: Adaptado de Frank y Viglizzo, 2012.

En la agricultura Argentina, los flujos de agua y energía tienen al menos dos aspectos que deben ser considerados: el ambiental y el económico-productivo. En primer lugar, los menores consumos de energía fósil implican menores emisiones de gases invernadero y menores riesgos de contaminación (humos, partículas, metales pesados). Además, el uso eficiente del agua de lluvia puede evitar problemas por exceso (inundaciones, salinización, erosión hídrica) y por déficit (pérdidas de producción por sequías, erosión eólica). Estos son aspectos claves para lograr estrategias agrícolas más sustentables. Por otro lado, aun cuando los productos agropecuarios no reflejen (todavía) el precio del agua ni el costo ambiental de las emisiones de gases invernadero, resulta sensato buscar las mayores eficiencias posibles en el uso de estos recursos. Por ello, es importante conocer cómo las actividades agropecuarias y los cambios en el uso de la tierra impactan sobre estas variables.

Los trabajos preliminares del autor y director de esta tesis permitieron identificar grandes patrones en los flujos de agua y energía. Sin embargo, el alcance de estos no ha permitido estudiar las relaciones funcionales de los flujos de agua y energía entre sí, y con otras variables, como por ejemplo el cambio en el uso de la tierra. Por lo tanto, la cantidad, alcance y resolución de la información utilizada en el desarrollo de esta Tesis implicó un salto cualitativo en el entendimiento de los flujos de agua y energía.

OBJETIVOS

General:

Identificar y evaluar desde una perspectiva sistémica los flujos de agua y de energía en la región agrícola argentina, y su comportamiento en los últimos 42 años.

Específicos:

Caracterizar los modelos agrícolas y ganaderos representativos de la región agrícola de Argentina a partir de sus flujos de agua y energía.

Caracterizar las distintas eco-regiones incluidas en el área de estudio a partir de sus flujos de agua y energía, y de sus cambios en el tiempo.

Evaluar los impactos del avance de la frontera agrícola a partir de la identificación de estos flujos, enfatizando no sólo sus valores sino su distribución espacial y sus cambios en los últimos 42 años.

Interpretar la dinámica espacial y temporal de los flujos de agua y energía desde una perspectiva sistémica, e hipotetizar sobre causas y consecuencias.

Relacionar los flujos con variables descriptivas del avance de la frontera agrícola, como cambios en el uso de la tierra y en los niveles tecnológicos.

Realizar análisis multiescalares con los distintos niveles de agrupamiento de la información.

HIPÓTESIS

- 1) En la región agrícola de Argentina, las configuraciones más intensivas están asociadas a menores eficiencias de uso de la energía fósil, debido a su alto uso de insumos. Sin embargo, están asociadas a mayores eficiencias en el uso del agua, debido a una mayor capacidad de aprovechamiento este recurso.
- 2) El avance de la frontera agrícola ha impactado de manera diferenciada sobre los flujos de agua y energía en las distintas eco-regiones debido a diferencias bio-físicas entre ellas. Las áreas naturales más deforestadas han sido las más afectadas en ambos aspectos.
- 3) Las relaciones funcionales entre los flujos de agua y energía y otras variables como el cambio en el uso de la tierra son más directas en las eco-regiones más productivas que en las menos productivas, y más directas en la actualidad que a principios del período evaluado.
- 4) El comportamiento de los flujos de agua y energía varía con la escala de agregación de la información: a escalas mayores, el uso de la tierra determina en mayor medida ambos flujos, mientras que a escalas menores están determinados por las distintas combinaciones de sistemas de producción y sus niveles de intensificación. A escalas intermedias, su comportamiento está gobernado por la interacción entre ambas variables independientes.
- 5) Las relaciones entre el flujo de la energía y el flujo del agua muestran distintos comportamientos a causa de propiedades dependientes de la escala: a escalas menores muestran comportamientos sinérgicos, y a escalas mayores comportamientos de conflicto (*trade-offs*).

DESARROLLO METODOLÓGICO

Como se explicó en la sección de Revisión Bibliográfica, esta Tesis surgió a partir del objetivo de explorar con mayor detalle los patrones en los flujos de agua y energía encontrados en un trabajo previo (Frank, 2011). Tanto el área de estudio como gran parte de la metodología son similares a las de esta Tesis. Posteriormente, resultados preliminares restringidos a la región pampeana se publicaron como requisito para la obtención del grado doctoral (Frank y Viglizzo, 2012). No obstante, la cantidad, calidad y alcance de la información y metodologías utilizadas en esta Tesis exceden los correspondientes a las mencionadas publicaciones. Por ejemplo, se realizaron cálculos anuales y por distrito (partido o departamento) para todo el período y toda la región, lo que permitió realizar análisis espaciales y temporales de las variables estudiadas.

ÁREA Y PERÍODO DE ESTUDIO

El área geográfica cubierta por este estudio fue de alrededor de 1,5 millones de km². Representó el 63 % de la superficie continental del País (Cuadro I), e incluyó una totalidad de 329 partidos y departamentos (en adelante: distritos) en dieciséis provincias. Esta denominada “Región Agrícola de la Argentina” (en adelante: “gran región”) comprende las “macro-regiones” de mayor importancia agrícola y ganadera del país: Centro, Noreste (NOA) y Noroeste (NEA), en las cuales ocurrió la expansión más significativa de cultivos anuales durante las últimas cinco décadas (Viglizzo *et al.*, 2011). En esta región, casi la totalidad de la agricultura es de secano, siendo la superficie irrigada inferior al 0,4 % (Chambouleyron y Morábito, 2006). El estudio involucró 15 “eco-regiones” dentro de éstas (Figura IV), a saber: Pampa Austral, Pampa Deprimida, Pampa Mesopotámica, Pampa Ondulada, Pampa Semiárida y

Pampa Subhúmeda, Espinal (Centro), Chaco Húmedo, Chaco Seco, Chaco Subhúmedo y Yungas (NOA), y Selva Paranaense, Esteros del Iberá, Campos, y Delta del Paraná (NEA). En ellas se concentra actualmente el 89 % de la población, el 98 % de las cabezas de ganado bovino y más del 27 % de la superficie implantada con distintos tipos de cultivos anuales y perennes (INDEC, 2002).

Cuadro I: Composición del área de estudio

Macro-regiones y Eco-regiones		Cantidad de Distritos	Superficie (km ²)	Porcentaje del total (%)	Superficie Evaluada Promedio* (km ²)	Superficie Evaluada* (%)
Centro	Pampa Austral	20	82.300	5,75	76.145	92,52
	Pampa Deprimida	22	86.010	6,01	76.446	88,88
	Pampa Mesopotámica	5	26.660	1,86	23.348	87,58
	Pampa Ondulada	34	59.916	4,19	62.061	103,58
	Pampa Semiárida	13	57.731	4,03	56.786	98,36
	Pampa Subhúmeda	22	93.259	6,51	92.216	98,88
	Espinal	36	302.267	21,12	303.298	100,34
NOA	Chaco Húmedo	13	48.224	3,37	45.787	94,94
	Chaco Seco	70	401.880	28,07	316.197	78,68
	Chaco Subhúmedo	19	80.346	5,61	63.338	78,83
	Yungas	33	71.786	5,01	15.880	22,12
NEA	Campos	7	29.584	2,07	27.333	92,39
	Delta del Paraná	12	34.323	2,40	33.916	98,82
	Esteros de Iberá	8	28.604	2,00	27.647	96,65
	Selva Paranaense	15	28.622	2,00	12.936	45,20
TOTAL		329	1.431.513	100,00	1.234.345	86,23

*Corresponde al promedio de 42 años de la suma de las actividades incluidas en este estudio (trigo, girasol, maíz, soja, y carne y leche bovina). Los porcentajes pueden superar el 100 en los casos en los que hay más de un cultivo en el mismo año.

En esta región existe una alta diversidad de biomas, incluyendo grandes planicies cultivadas, pastizales y arbustales templados y subtropicales, bosques tropicales y subtropicales, ecosistemas de montaña, desiertos, ríos y arroyos, cuerpos de agua y humedales. La región de las Pampas es la que más aporta a la economía

agropecuaria regional, ya que con menos del 30 % de las tierras totales en producción de secano, concentró en el período 2001-05 más del 90 % de la producción de granos de los principales cultivos y más del 50 % del stock de ganado bovino (INDEC, 2002).

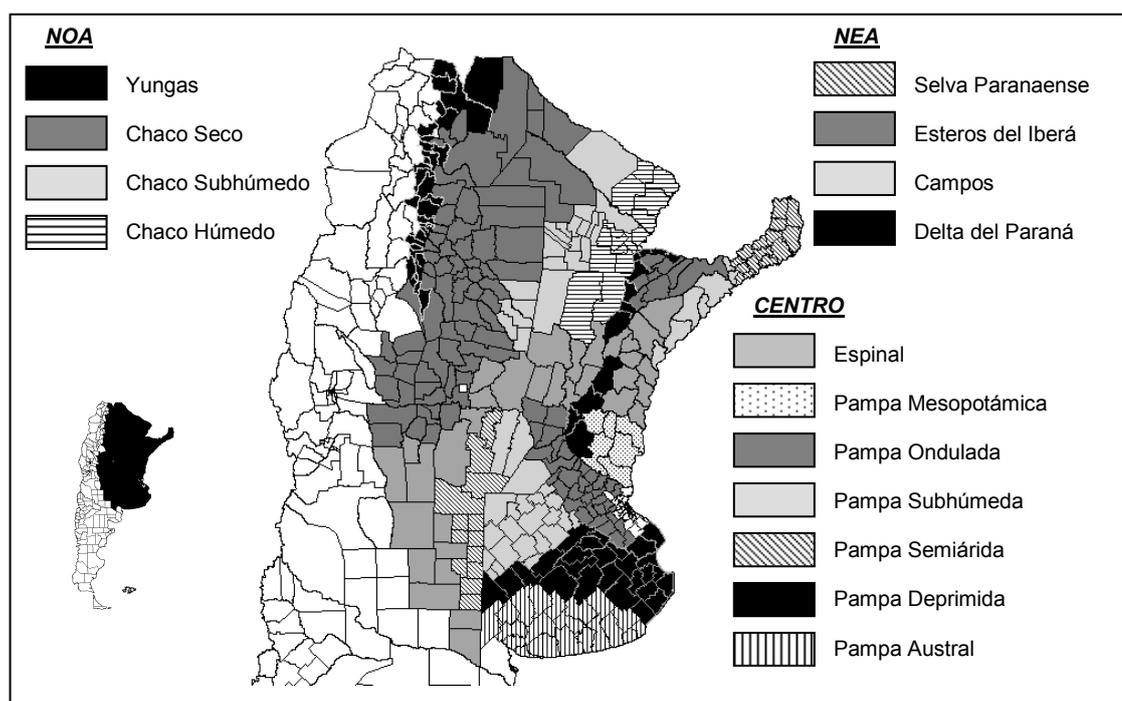


Figura IV: Principales macro-regiones y eco-regiones del área agrícola de secano en Argentina.

El estudio cubrió un período de 42 años, entre la temporada (julio-junio) 1969-70 y la temporada 2010-11, inclusive. En función de la disponibilidad de datos estadísticos, se dividió el período en tres partes, de acuerdo a diferencias en los sistemas de producción predominantes. El primer sub-período (hasta 1979-80) representó el modelo agropecuario extensivo tradicional de Argentina, de bajos insumos, tecnologías rudimentarias y bajo nivel de producción agropecuaria. El siguiente (hasta 1998-99) representó el punto de inflexión entre el modelo agrícola tradicional y el modelo tecnificado actual. Finalmente, el último sub-período (hasta 2010-11) representó el modelo tecnificado de producción de granos, con un uso moderado a alto de insumos, prácticas agronómicas más eficientes y una alta productividad relativa.

BREVE CARACTERIZACIÓN DE LAS ECO-REGIONES

Macro-región Centro

Se definió como la región de las Pampas más el Espinal. La primera (33 – 35° S, 62 – 64° W) corresponde a una de las más grandes praderas del mundo (Bilenca, 2004), totalizando alrededor de 52 millones de ha de pastizales, pasturas y cultivos anuales, principalmente. El clima es templado con verano cálido, con temperaturas medias anuales de 17°C al norte y 14°C hacia el sur. Las precipitaciones varían entre alrededor de 1000 mm hacia el noreste y 600 mm hacia el sudoeste, principalmente concentradas en primavera y verano, y valores muy bajos en invierno (Viglizzo *et al.*, 1995). Las lluvias han mostrado un comportamiento cíclico en la parte central de la región, causando a lo largo del siglo pasado sequías e inundaciones que afectaron negativamente la producción agrícola y ganadera (Viglizzo y Frank, 2006; Viglizzo *et al.*, 2009). En los últimos 40 años, un corrimiento de las isohietas hacia el Sudoeste propició las condiciones para la notable expansión de los cultivos de cosecha (Viglizzo *et al.*, 2003).

A causa de la alta heterogeneidad en las precipitaciones y en los suelos (Satorre, 2001), la región es usualmente subdividida en seis áreas homogéneas (Cuadro II): Pampa Austral, Pampa Deprimida, Pampa Mesopotámica, Pampa Ondulada, Pampa Semiárida y Pampa Subhúmeda (Soriano *et al.*, 1991; Hall *et al.*, 1992; Viglizzo *et al.*, 2001; 2003).

Hacia el noreste, los suelos profundos permiten que la principal actividad agrícola sea el cultivo continuo de soja, trigo y maíz. En la región central y hacia el Oeste, debido a su sensibilidad a la erosión eólica y menores precipitaciones, el esquema de producción predominante es el mixto, con pasturas y verdeos en rotación con trigo, girasol y maíz (Hall *et al.*, 1992). Un sistema similar predomina en el Sudeste, aunque con mayor proporción de cultivos de cosecha (Solbrig, 1997). Las

zonas inundables en la región Centro-Este están dedicadas principalmente a la producción ganadera sobre pasturas nativas e implantadas, con limitaciones para el cultivo a causa de la poca profundidad de los suelos, salinidad y erosión hídrica (Musto, 1979; Casas, 1998). En la actualidad la anterior dominancia de cultivos “de invierno” hacia el sur y “cultivos de verano” hacia el norte de la región se ha visto homogeneizada en virtud de la expansión del cultivo de soja (Carreño y Viglizzo, 2007). El crecimiento de la superficie de soja contribuyó a la simplificación de los agroecosistemas, y al avance de la agricultura sobre nuevas áreas, muchas veces más frágiles y menos productivas que la región pampeana (Calviño y Monzón, 2009).

Cuadro II: Uso de la tierra en la Macro-región Centro en tres períodos históricos recientes

Eco-regiones	Cultivos Anuales (%)			Pasturas Implantadas (%)			Pastizales Nativos (%)		
	'56-60	'86-90	'01-05	'56-60	'86-90	'01-05	'56-60	'86-90	'01-05
Austral	38,0	40,2	52,4	37,2	41,9	38,1	24,8	18,0	9,5
Deprimida	14,3	8,8	9,9	34,3	45,6	54,1	51,4	45,6	36,0
Mesopotámica	19,4	16,6	39,0	16,1	25,0	24,4	64,5	58,4	36,6
Ondulada	31,9	51,9	65,5	47,7	39,5	35,6	20,4	9,9	4,0
Subhúmeda	46,4	40,4	49,7	5,4	11,9	20,1	48,2	47,7	30,2
Semiárida	39,2	42,2	44,2	30,4	34,7	39,1	30,4	23,1	16,7
Espinal	13,85	12,58	17,05	45,55	38,61	38,18	13,02	21,07	20,66

Fuente: Adaptado de Viglizzo *et al.*, 2011.

El Espinal (31 – 38° S, 58 – 66° W) está caracterizado por árboles del género *Prosopis* (algarrobo, ñandubay, caldén), aunque incluye asociaciones con otras especies (Brown *et al.*, 2006). Rodea a la región pampeana por el norte, el oeste y el sudoeste y, está en contacto con los bosques paranaenses, los bosques fluviales del Paraná y el Uruguay, el Chaco Oriental y Occidental, el Chaco Seco y el Monte. En cada una de esas regiones se encuentran vegetaciones transicionales con el Espinal, por lo que resulta fácil imaginar la diversidad de situaciones incluidas en esta eco-región. Gran parte del Espinal se localiza en tierras de alto desarrollo agrícola, motivo

por el cual la superficie forestal se ha visto fuertemente reducida en las últimas décadas.

Macro-región Noroeste

La macro-región del NOA se definió a los fines de este estudio como la suma de los Chacos y la selva de Yungas (Cuadro III). La porción de la región del Chaco que corresponde a Argentina (22 – 33° S, 57 – 65° W) corresponde a un parque formado por árboles de maderas duras adaptados a la sequía, por lo que predominan las especies caducifolias, de hojas pequeñas o espinas (Brown *et al.*, 2006). Abarca alrededor de 60 millones de ha (el 22% de la superficie continental de Argentina), siendo la región forestal más extensa del país. Presenta temperaturas medias anuales de entre 18 y 26°C, alta evapotranspiración potencial (900 mm en el Sur y 1.500 mm en el Norte), y precipitaciones máximas de alrededor de 1.300 mm. En la mayor parte del Chaco Seco, las mismas rondan en torno a los 500 mm, alcanzando valores mínimos de 300 mm en los bolsones áridos.

El Gran Chaco puede subdividirse en tres eco-regiones: Chaco Húmedo, Chaco Seco, y Chaco Subhúmedo. La región oriental o húmeda es una extensa región que abarca más de 12 millones de ha. Se trata de una llanura extremadamente plana, con pendientes muy suaves en sentido Oeste-Este. En algunos años, coincidentes con el fenómeno del Niño, se producen intensas precipitaciones que provocan inundaciones extraordinarias en gran parte del territorio. Estas condiciones favorecen la existencia de un gran número y diversidad de humedales. El resto de la región Chaqueña es, en su mayor parte, una vasta llanura sedimentaria, modelada esencialmente por la acción de los ríos que la atraviesan en sentido Noroeste-Sudeste. El fuego es otro factor que actúa como modelador del paisaje a nivel regional.

Sobre la vertiente oriental de las cadenas montañosas de los Andes (22 – 27° S, 64 – 66° W) se extiende el sistema de los bosques nublados y selvas de montaña (también conocido como Nubo-selva, Bosque andino yungueño o Yungas), definido principalmente por ocurrir en las laderas de las montañas en una franja altitudinal con una persistente o estacional cobertura de nubes y neblinas (Brown *et al.*, 2006). Este sistema actúa como un filtro de las corrientes de circulación global, regula los importantes caudales hídricos de los ríos que atraviesan el continente y se caracteriza por una enorme diversidad biológica. Las Yungas forman diversos tipos de vegetación. Al pie de los montes se desarrolla la selva de transición con ejemplares de tipa, jacarandá, ceibo, cebil, palo blanco y palo amarillo, muy modificada por la acción antrópica. A mayor altura se encuentra la selva de montaña, con dominio de tipa y cebil en los lugares bajos, horco molle y lapachos, y mirtáceas en el nivel superior.

Cuadro III: Uso de la tierra en la Macro-región del NOA en tres períodos históricos recientes

Eco-regiones	Cultivos Anuales (%)			Pasturas/Pastizales (%)			Bosques/Arbustales (%)		
	'56-60	'86-90	'01-05	'56-60	'86-90	'01-05	'56-60	'86-90	'01-05
Chaco Húmedo	2,31	4,22	6,29	69,86	70,29	70,62	27,83	25,49	23,09
Chaco Seco	2,29	2,69	5,53	54,48	56,05	59,79	35,18	34,56	33,28
Chaco Subhúmedo	4,71	11,52	28,57	55,37	48,27	42,12	43,62	39,20	31,31
Selva de Yungas	2,50	3,18	10,01	28,12	17,59	15,86	63,96	55,00	46,05

Fuente: Adaptado de Viglizzo *et al.*, 2011.

Macro-región Noreste

La macro-región del NEA se delimitó entre la Selva Paranaense, los Esteros del Iberá, el Delta del Paraná, y la región de Campos (Cuadro IV). A pesar de su estado altamente fragmentado, la Selva Paranaense (o Bosque Atlántico) de Argentina (25 – 28° S, 53 – 56° W), es uno de los ecosistemas biológicos más diversos de la tierra, pues contiene el 7 % de las especies del mundo (Brown *et al.*, 2006). Esta biodiversidad no se encuentra distribuida en forma uniforme, ya que las diferentes

combinaciones de temperatura, altitud, suelos, precipitaciones y distancia al océano a lo largo de su extensión, han creado condiciones para que evolucionen grupos únicos de especies en áreas localizadas.

Este ecosistema de selva incluye varios estratos. Los niveles superiores están integrados por guatambú blanco, laurel negro, cedro, incienso, lapacho, laurel amarillo, peteribí y palmera pindó. Por debajo de estos árboles crecen helechos arborescentes, y en los estratos inferiores se desarrollan plantas herbáceas, helechos, musgos y líquenes. Entre los distintos niveles se entrelazan lianas, enredaderas y epífitas.

Cuadro IV: Uso de la tierra en la Macro-región del NEA en tres períodos históricos recientes

Eco-regiones	Cultivos Anuales (%)			Pasturas/Pastizales (%)			Bosques/Arbustales (%)		
	'56-60	'86-90	'01-05	'56-60	'86-90	'01-05	'56-60	'86-90	'01-05
Selva Paranaense	2,34	1,98	0,92	27,34	47,64	58,64	70,32	50,38	40,44
Esteros del Iberá	1,78	1,04	0,87	44,29	49,54	52,38	5,04	5,04	5,86
Delta del Paraná	10,98	7,86	19,20	37,12	26,76	36,57	7,81	5,60	9,02
Campos	0,50	0,68	1,21	94,63	92,25	90,36	2,04	3,04	2,86

Fuente: Adaptado de Viglizzo *et al.*, 2011.

La eco-región de los Esteros del Iberá (27 – 30° S, 55 – 59° W) comprende un complejo de ecosistemas con predominio de los ambientes palustres (esteros y bañados) que interconectan extensos lagos superficiales, unidos por cursos de agua de distinto orden. Por su posición estratégica en el noreste de Argentina y por su extensión (1,2 millones de ha), es una de las principales fuentes superficiales de agua limpia del país (Brown *et al.*, 2006).

La región del Delta del Paraná (31 – 34° S, 58 – 60° W) es un conjunto de humedales de origen fluvial que, encajonados en una gran falla geológica, se extienden en sentido norte-sur a lo largo de la llanura chaco-pampeana, cubriendo casi cinco millones de ha. Incluye el corredor fluvial y las planicies aluviales del tramo inferior del río Paraguay, de los tramos medios e inferior del río Paraná y el cauce del

Río de la Plata. En términos generales, se trata de sistemas complejos en los que los flujos de materia y energía ocurren como pulsos de inundación y sequía (Brown *et al.*, 2006).

La región de Campos (28 – 29° S, 55 – 57° W) pertenece a un complejo de pastizales que se extiende por el S de Brasil y el N de Uruguay también llamado “Campos y Malezales”. Posee un relieve plano, interrumpido por afloramientos rocosos y depósitos de arena. Existe un importante número de cursos de agua tributarios del río Uruguay, en los que se desarrollan bosques en galería (Bilenca y Miñarro, 2004). Sus pastizales son similares a los de la Pampa Mesopotámica, aunque dominados por gramíneas de las familias *Andropogoneae* y *Paniceae* (Soriano *et al.*, 1992).

FUENTES DE INFORMACIÓN

La información necesaria para el cálculo de los indicadores de agua y energía utilizados para la evaluación de los flujos correspondientes se obtuvo de combinaciones de diversas fuentes. Sin embargo, la principal correspondió a las Encuestas Nacionales Agropecuarias, provistas por la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación (SAGPyA, 2011). Otros relevamientos menores (citados en la sección metodológica) complementaron las estadísticas anteriores.

A partir de estas fuentes de información se reconstruyó el uso de la tierra en la región para el período estudiado en una base de datos unificada. El mismo se expresó en términos de superficie (absoluta o relativa) ocupada con los principales cultivos anuales de cosecha (trigo, girasol, maíz y soja). Se diferenció en soja de primera y soja de segunda, por tener distintos rendimientos medios, utilizarse distintos niveles de insumos y distintas fechas de siembra y cosecha. Sin embargo, debido a la configuración de esta información, no se pudo identificar sobre qué cultivo antecesor se realizó la soja de segunda (trigo, cebada, barbecho). Por esto, si bien se realizaron

cálculos por separado, se presentaron los resultados (superficie, producción, consumos y eficiencias) como un solo cultivo, incluyendo soja de primera y de segunda. También se obtuvo la superficie ganadera de carne y la superficie lechera. Ambas superficies ganaderas incluyeron pasturas, verdeos, pastizales y bosques con densidades de ganado bovino superiores a 0,1 Equivalente Vaca (EV) por ha, y fueron sub-divididas en dos categorías: cría y engorde. No se consideraron las áreas de reserva, pastizales y bosques bajo otros usos, superficies de otros cultivos (aún cuando algunos son importantes localmente), áreas bajo riego, ni otros tipos de producciones alternativas (criaderos de fauna, explotaciones fruti-hortícolas, etc.). Esto se debió a que, o bien escapan a los objetivos del presente estudio, o sus superficies resultaban ser relativamente insignificantes, o una combinación de ambas. Por diferencia entre la superficie total, y la suma de las superficies de bosques y cultivos se calculó, para cada distrito, la superficie correspondiente a la ganadería. Luego, se subdividió ésta en “carne” y “leche” de acuerdo a la proporción de animales de cada tipo de producción. La estructura básica de información cubrió 329 distritos geográficos (departamentos y partidos), y los mismos fueron las unidades de análisis.

La información sobre los sistemas de producción también se obtuvo de distintas fuentes. Las Encuestas Nacionales Agropecuarias proveyeron información de rendimientos agrícolas anuales de cada distrito. Al no existir cuantificaciones anuales de existencias ni de productividad ganadera, los valores de producción se estimaron a partir de ecuaciones que vinculan la producción con la carga animal (Viglizzo, 1982). La producción de carne fue estimada en $10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para cargas animales menores a $0,2 \text{ EV ha}^{-1}$ (con el fin de contemplar las áreas marginales). Para cargas superiores, se estimó a partir de las siguientes ecuaciones: $Y = -32 + 252,9X - 62,6X^2$ para carne “de cría”, e $Y = -27 + 259,5X - 14,1X^2$ y para carne “de engorde”, en las que Y es la producción de carne, y X la carga animal. En el caso de la leche, los valores de producción fueron obtenidos a nivel provincial a partir de las estadísticas oficiales

(SIIA, 2012), y prorrateados entre distritos de acuerdo a la cantidad de animales. Se utilizó el cociente entre la producción total y la cantidad de animales de cada distrito, en cada año, para expresarlos en $L\ ha^{-1}$. Tanto en carne como en leche, la cantidad de animales, y las proporciones de cada categoría fueron estimadas a partir de combinaciones de datos estadísticos de cabezas bovinas (INDEC 1960; 1988; 2002; La Nación, 2006; SAGPyA, 2011; SIIA, 2012).

Por otro lado, las tecnologías utilizadas en la producción agrícola y ganadera fueron caracterizadas por distrito y por período (los tres períodos mencionados anteriormente) en función de la labranza, el uso de insumos (plaguicidas, fertilizantes, suplementación, etc.), los rendimientos y otras características complementarias (INDEC; INTA; SAGPyA; SENASA, 2004; La Nación, 2006; Frank, 2007).

Se reconstruyeron los datos históricos disponibles de precipitaciones y evapotranspiración en las zonas analizadas según registros provistos por el Servicio Meteorológico Nacional (SMN) y el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), combinados con la información provista por el Global Precipitation Climatology Centre (GPCC, 2012) y las publicaciones Atlas Agroclimático Argentino (Murphy, 2008) y La Argentina en mapas (CONICET-UBA, 2008). A partir de la combinación de estas fuentes, se obtuvieron valores de precipitación y evapotranspiración mensuales promedios para todo el período. Además, se obtuvieron valores de precipitación mensuales para cada año involucrado. La información provista por GPCC (2012) proviene de un modelo con datos reanalizados a partir de 45.000 estaciones meteorológicas en todo el mundo. Tiene una resolución de un punto cada 0,5 grados (aproximadamente 50 km), lo que permitió obtener valores para cada distrito (utilizando el punto más cercano al centro del mismo).

INDICADORES DE LOS FLUJOS DE AGUA Y ENERGÍA

Los flujos de agua y energía fueron analizados a partir de un reducido grupo de indicadores seleccionados a tal fin: consumo de energía fósil, producción de energía, eficiencia de uso de la energía fósil, consumo de agua, eficiencia en el uso del agua y relación agua consumida-energía producida. Para esto, se utilizó una adaptación del método propuesta por Viglizzo y colaboradores, que constituye la base del modelo AgroEcoIndex (Viglizzo *et al.*, 2006), desarrollado por el Área Estratégica Gestión Ambiental de INTA.

Si bien estos indicadores están diseñados para evaluar establecimientos agropecuarios, se realizaron los cálculos considerando a los distintos usos de la tierra de los distritos como potreros pertenecientes a un gran establecimiento (el distrito). La información de superficie de cada cultivo, pastura o verdeo, los rendimientos y las superficies afectadas a cada tipo de labranza y a las distintas aplicaciones de fertilizantes y plaguicidas se obtuvo de las fuentes de información mencionadas anteriormente. Por otro lado, la información que no pudo obtenerse de tal fuente (las dosis de agroquímicos, los km recorridos por los vehículos, la densidad de semillas sembrada, etc.) fue estimada a partir de promedios de establecimientos pertenecientes a tales distritos (para el último período) y consultas a informantes calificados (para los períodos anteriores).

Consumo de energía fósil, Producción de energía y Eficiencia

A partir del marco teórico propuesto en el análisis energético/emergético (Odum, 1983; 1996), se hizo hincapié en el consumo de energía fósil, expresado en Megajoules de energía fósil consumidos por ha y por año ($Mj\ ha^{-1}\ año^{-1}$). Se calculó éste mediante la suma de los costos energéticos de los insumos utilizados (semillas, agroquímicos, alimentos, combustibles derivados del petróleo, etc.), y de las

actividades agropecuarias realizadas (labores previas, siembras, aplicaciones, cosechas, transportes, etc.). La información necesaria para estos cálculos (por ejemplo: el costo energético de aplicar un kg de fertilizante, o el de roturar una hectárea de campo, expresados en Mj) se obtuvo de distintas fuentes (Grossi-Gallegos *et al.*, 1985; Reed *et al.*, 1986; Stout, 1991; Conforti y Giampietro, 1997, Pimentel, 1999), utilizando la base de datos del modelo AgroEcoIndex (Viglizzo *et al.*, 2006). Se totalizaron, para cada uso de la tierra de cada distrito (trigo, girasol, maíz, soja, carne y leche), los costos energéticos de las labores realizadas, afectadas por sus respectivas superficies. Se sumaron, además, los correspondientes a las cantidades y superficies en las que se aplicó cada agroquímico, así como las cantidades de semillas para cada cultivo, verdeo, o pastura sembrados. En cada caso, se incluyó también el costo energético (es decir, cuánto costó producir) de los alimentos comprados para alimentar el ganado, así como el correspondiente a los combustibles fósiles utilizados para calefacción, transporte u otros usos no contemplados en las actividades anteriores.

La producción de energía, expresada en $\text{Mj ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, se calculó como la suma de los contenidos energéticos de los productos agropecuarios obtenidos en el año correspondiente. Diversas fuentes (Grossi-Gallegos *et al.*, 1985; Reed *et al.*, 1986; Stout, 1991; Conforti y Giampietro, 1997) aportaron información de los contenidos energéticos de los cereales, las oleaginosas y las producciones ganaderas utilizadas en los cálculos.

La eficiencia de uso de la energía fósil, por su parte, correspondió a la cantidad de energía producida en forma de carne, grano, o leche a partir del consumo de un Mj de energía fósil. Para calcular este indicador, que se expresa en Mj de energía producida por Mj de energía fósil (Mj MJ^{-1}), se utilizó una variación del modelo propuesto por Odum (1975). El mismo calcula el cociente entre la energía producida en el establecimiento y el consumo de energía fósil (los dos indicadores anteriores).

Consumo de Agua, Eficiencia, y Relación agua consumida-energía producida

El consumo de agua fue estimado para cada distrito como la suma de los consumos proporcionales de cultivos y ganado. Los valores por actividad y los valores totales se expresaron en mm año⁻¹.

El agua consumida para el crecimiento de las plantas puede ser expresada a partir de la evapotranspiración (ET) de las mismas. Debido a que ésta no es fácil de determinar a campo, suele utilizarse la metodología descrita en FAO-56 (Allen *et al.*, 1998). El coeficiente K_C , introducido por Jensen (1968) corresponde al cociente entre la ET del cultivo que se quiere evaluar (ET_C) y una ET de referencia (ET_0). El mismo, que se determina empíricamente, intenta incluir en el cálculo el tipo de cultivo, la variedad, y la etapa de crecimiento.

En primer lugar, el consumo de agua por parte de cada cultivo (CAC_i) se calculó multiplicando el K_C (adimensional) de cada cultivo (i) y la ET_0 (en mm), para cada mes (j) de cada año (Ecuación 1). Los valores mensuales de K_C fueron obtenidos linealmente a partir de los correspondientes coeficientes inicial, medio y final, que consideran los cambios fenológicos en los cultivos (Allen *et al.*, 1998). Hasta aquí, el consumo de agua sería equivalente a la evapotranspiración de los cultivos. Sin embargo, debido a que el objetivo de este trabajo fue estimar la cantidad de agua efectivamente utilizada para la producción agropecuaria, se incluyó el rendimiento de los cultivos en la ecuación.

$$CAC_i = \sum_{j=1}^{12} \left((ET_{0j} \times K_{C_{ij}}) \times \frac{R_i}{R_i} \right) \quad \text{Ecuación 1}$$

El rendimiento de un cultivo es siempre función del ambiente (disponibilidad de agua, temperatura, enfermedades, malezas y plagas, etc.), la disponibilidad

tecnológica, y la pericia de los productores (Egli, 2008). Los modelos de crecimiento suelen realizarse en condiciones óptimas debido a que no pueden incluir todas las interacciones entre factores limitantes (van Wart *et al.*, 2013a). Es por eso que, para estimar condiciones inferiores a las óptimas, deben realizarse correcciones.

Para corregir este aspecto, se ha recomendado ajustar el K_C en función de disponibilidad de agua, densidad de plantas, área foliar, fertilidad y/o vitalidad (*ibídem*). Existen factores específicos para este objetivo, incluyendo la frecuencia de mojado, cobertura efectiva del suelo, índice de área foliar, y el factor de respuesta de rendimiento (*yield response factor*). Si bien los primeros tres parecen ser más adecuados, porque pueden utilizarse de acuerdo a las etapas fenológicas de los cultivos, se utilizó solamente el factor de respuesta del rendimiento. Esto se debió a que sería imposible conseguir y manejar información de los otros factores mencionados en la escala en la que se calculó el consumo de agua. Invirtiendo una función lineal simple propuesta en el informe FAO-33 (Bentvelsen y Branscheid, 1986) para predecir pérdidas de rendimiento debido a escasez de agua, se obtuvo el factor correspondiente. Asumiendo un factor de stress unitario para todos los cultivos (es decir, la falta de agua incide de igual manera en todos), se expresó este coeficiente como el cociente entre el rendimiento real de los cultivos (R_i) y el rendimiento teórico promedio (\overline{R}_i). El primero de estos rendimientos se obtuvo para cada año y cada partido o departamento a partir de las estadísticas oficiales (SIIA, 2012), mientras que el segundo correspondió al rendimiento asociado al cálculo del coeficiente K_C y fue obtenido del informe FAO-56 (Allen *et al.*, 1998).

Por otro lado, para estimar el agua utilizada en la producción ganadera (CAG), se asumió que las principales vías de ganancia de agua son el agua de bebida (CAB) y el agua consumida a través del alimento (CAA). A pesar de que existen factores que afectan el consumo de agua por parte del ganado, como el consumo de materia seca

(MS), el tamaño y la actividad del animal, factores ambientales, etc. (NRC, 2000), se utilizó un valor medio de 50 l día⁻¹ por animal como estimación de CAB. Por otro lado, el agua consumida a través del alimento se estimó considerando el consumo de materia seca de los animales, y luego, el agua requerida para producir dicho forraje (CAF) y/o suplementos (CAS).

Según los datos oficiales (INDEC, 2005) la mayoría del ganado bovino en la región es alimentado mediante pastoreo, con un muy bajo porcentaje que es “terminado” en corrales, utilizando suplementación. Sin embargo, otras estadísticas muestran para el promedio de los años 2008 a 2010 que el porcentaje de “engorde a corral” en la región es de casi 4% de la totalidad de cabezas (MAGyP, 2013). Las provincias que más aportan a esta actividad son Buenos Aires, Córdoba y Santa Fe. No obstante, en línea con los objetivos de esta Tesis, solamente se consideraron las producciones bovinas sustentadas en gran parte por el pastoreo de pasturas, verdeos y pastizales. Considerando esto, el consumo de agua de cada forraje (i) fue estimado de manera similar a la de los cultivos (Ecuación 2).

$$CAF_i = \sum_{j=1}^{12} \left((ET_{0j} \times Kc_{ij}) \times \frac{CF_i}{TF_i} \right) \quad \text{Ecuación 2}$$

Debido a que no todo el forraje producido es usualmente consumido por el ganado, el cociente entre el forraje efectivamente consumido (CF) y la totalidad del forraje producido (TF) fue utilizado como aproximación hacia la cantidad de agua efectivamente consumida para la producción ganadera (van Breugel *et al.*, 2010). Debido a que no se contó con información sobre cantidad de forraje consumido, se estimó empíricamente a partir de la demanda de alimento del ganado de carne y de leche.

El consumo de materia seca por el ganado está influenciado por una gran cantidad de factores vinculados al estado fisiológico del animal, a atributos del forraje disponible y a factores ambientales. Se destacan el peso vivo del animal, su condición corporal, el estado de preñez y de lactancia, el rendimiento de leche, el consumo de agua, la condición genética, la disponibilidad y digestibilidad del forraje, y factores ambientales como temperatura, insolación, refugio y protección, etc. (NRC, 1987). Dado que estos factores no se encuentran completamente cuantificados, e interaccionan fuertemente, los actuales modelos para predecir el consumo de alimento son empíricos (NRC, 2001). Las ecuaciones encontradas en la bibliografía (ARC, 1980; NRC, 1987; 2001; Fuentes-Pila *et al.*, 2003; Fox *et al.*, 1992; Ellis *et al.*, 2006) se basan en relaciones matemáticas que responden a hipótesis biológicas, pero no incluyen la combinación de numerosos factores fisiológicos, ambientales y de manejo que pueden alterar el consumo de alimento. No obstante, han mostrado producir resultados lo suficientemente robustos como para orientar decisiones de manejo (Pittroff y Kothmann, 2001). Considerando esto, se utilizó un par de ecuaciones relativamente simples, propuestas por el Consejo de Investigación en Agricultura del Reino Unido (ARC, 1980), que relacionan el consumo a la concentración energética del alimento y al peso vivo del animal.

En primer lugar, el consumo de forraje para el ganado bovino de carne (FC), en kg MS animal⁻¹ día⁻¹, fue estimado a partir del peso metabólico ($P^{0.75}$), en kg, y la metabolibilidad (M) de la dieta (adimensional), que corresponde al cociente entre energía metabolizable y energía total del alimento (Ecuación 3). Los valores medios de consumo de suplementos, en kg por animal y por día, estimados para cada distrito en cada período, fueron utilizados para diferenciar la materia seca consumida a partir del forraje (MS), de la consumida como suplementos concentrados (S). A partir de los datos estadísticos mencionados anteriormente, la proporción de cada tipo de forraje (pasturas, verdeos, rastrojos, pastizales naturales y bosques nativos) fue estimada

para cada período en cada región. A su vez, la cantidad de animales (n) y la superficie ganadera total fue estimada para cada año en cada distrito.

$$FC = \left(\frac{\overbrace{(24,1 + 106,5 \times M)}^{MS} \times P^{0,75}}{1000} - S + \frac{\left(6,5 \times 10^{-2} + 7 \times 10^{-4} \times P \times \left(\frac{S \times 100}{MS} \right) \right)}{10} \right) \times n \quad \text{Ecuación 3}$$

Para estimar el forraje consumido para la producción lechera (FL), se utilizó una ecuación que contempla el peso metabólico, con posteriores ajustes por producción de leche (PL) -en litros-, y M (Ecuación 4). La inclusión de la producción de leche implicó que la estimación de consumo corresponde al forraje requerido para mantener determinado nivel de producción.

$$FL = \left((0,14 \times P^{0,75}) + (0,2 \times (PL - 16)) \times (-0,44 + 2,6 \times M) \right) \times n \quad \text{Ecuación 4}$$

Adicionalmente, y de la misma manera, se calculó el agua consumida para la producción de los suplementos concentrados (CAS) que se utilizaron en cada distrito, que fue sumada al agua de bebida y a la de forraje ($CAG_{C/L} = CAB + CAF + CAS$). Los consumos de agua se expresaron para las distintas actividades agrícolas y pecuarias, como también los valores totales de cada distrito, a partir de una combinación proporcional de los consumos individuales.

La eficiencia en el uso del agua (en porcentaje) fue estimada como el cociente entre los consumos totales de cada distrito y las precipitaciones. A su vez, los valores de precipitación obtenidos para los distritos a partir de GPCC (2012) fueron agregados para las otras escalas ponderando por la superficie de los mismos. Este indicador es

similar al de “eficiencia de captura de agua” (C_{WATER}) utilizado en estudios agronómicos (por ejemplo, Caviglia *et al.*, 2013).

Una forma alternativa de evaluar la eficiencia en el uso del agua es relacionar la cantidad de agua utilizada con la energía producida. Se calculó este indicador como el cociente entre el consumo de agua y la producción de energía (dos de los indicadores anteriores). Así, el valor resultante indicó cuántos litros de agua se necesitaron para producir un Mj de energía en forma de productos agropecuarios.

ESTRUCTURA DE LOS ANÁLISIS

El primer análisis correspondió a un acercamiento exploratorio sobre el consumo de agua y el consumo de energía fósil y sus eficiencias (por separado y en conjunto) en los principales productos agropecuarios de la región agrícola argentina, en el período de tiempo considerado. Para cada variable se calcularon medias (o sumatorias, según corresponda) y los desvíos estándar de manera ponderada (por las superficies correspondientes), y se compararon con resultados encontrados en la bibliografía, a modo de validación. Se utilizó ANOVA para detectar diferencias entre medias y varianzas (solamente se presentan los valores en los casos en que se requirieron tales comparaciones). Para esto se utilizaron, respectivamente, el test de la mínima diferencia significativa (LSD) de Fischer ($p < 0,05$) y el test-F del cociente de desvíos estándar ($p < 0,05$).

Para analizar el comportamiento de las variables en el tiempo se utilizó regresión lineal simple, debido a las similitudes entre esta y el análisis de series temporales (Babucea, 2004). La autora señala cuatro posibles limitaciones en las series temporales, que no se cumplen o no son relevantes en los datos de esta Tesis: errores correlacionados entre unidades, falta de causalidad en las tendencias, pocos

datos y datos faltantes. Debido a que el objetivo fue describir las tendencias, y no compararlas estadísticamente, la regresión lineal simple se consideró adecuada.

En el mismo sentido, frente al aumento en el porcentaje de cultivos anuales y otras variables del uso de la tierra, se buscaron los mejores modelos de regresión, a través del análisis de la proporción de la variación explicada. Se relacionaron las variables entre sí y con otras variables significativas mediante estadística convencional (ANOVA, regresiones y correlaciones simples y múltiples, comparaciones entre rectas de regresión, etc.). Se realizaron, además, análisis de tendencia en el tiempo (1969-2011) de las variables más significativas. Se utilizaron, además, herramientas de análisis espacial de datos por medio de un SIG.

Los análisis anteriores se repitieron a distintas escalas: los valores medios, desvíos y relaciones para los distintos productos agrícolas y para las distintas combinaciones de éstos se evaluaron a escala de gran región, de macro-regiones (Centro, NOA y NEA), de eco-región, de distrito y de cada producto agropecuario. Esto se realizó con el objetivo de identificar y describir propiedades dependientes de la escala, que aparecen cuando los datos son escalados entre niveles.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados de este trabajo se organizaron en cuatro capítulos. En el primero se presentan los cambios en el uso de la tierra y en los sistemas de producción que se dieron en la región de estudio en el período analizado. El objetivo de la presentación de estos resultados, que en realidad son intermedios, es sentar las bases para el análisis de los resultados referidos a agua y energía.

En el segundo capítulo se presentan las variables relacionadas con los flujos de energía, específicamente, el consumo de energía fósil, la producción de energía, y la eficiencia de uso de esa energía fósil.

En el tercer capítulo se presentan resultados acerca del consumo de agua y su eficiencia. De acuerdo a la definición adoptada para esta Tesis, el consumo hace referencia solamente al agua efectivamente utilizada para generar un producto agropecuario, y no a la totalidad del agua evapotranspirada por las plantas (cultivos y forrajes).

Finalmente, en el último capítulo se presentan las principales relaciones entre los flujos de agua y energía analizados en los dos capítulos anteriores. En cada uno, se organizaron los resultados desde lo general (toda la región de estudio, y todo el período analizado) a lo particular (las macro- y eco-regiones, las tendencias en el tiempo, y las distintas actividades productivas contempladas).

USO DE LA TIERRA Y SISTEMAS DE PRODUCCIÓN

La Gran Región Agrícola Argentina

A nivel mundial, la producción de granos mostró, en el último siglo, un llamativo cambio de tendencia: mientras el aumento productivo en la primera mitad estuvo determinado por la expansión de las tierras de cultivos, los aumentos a partir de la post-guerra estuvieron determinados por una fuerte intensificación agrícola (Tilman *et al.*, 2002). Esto se basó en el uso creciente de insumos y prácticas agronómicas perfeccionadas, respondiendo al modelo conocido como “Revolución Verde” (Evenson y Gollin, 2003). Si bien la Argentina no fue ajena a este proceso, aquí se dio de manera desacoplada, ya que ocurrió con un retraso de 20-30 años (Salvador, 2002). Específicamente en la pradera pampeana, la expansión sobre nuevas tierras ocurrió hasta los años 70 y 80 (Viglizzo *et al.*, 2002). Recién a partir de esa época pudo notarse un salto productivo, a causa de un uso más intensivo de insumos agropecuarios. En otras regiones del país, sin embargo, el proceso de avance de la frontera agropecuaria prosigue de manera irregular sobre tierras naturales (Viglizzo *et al.*, 2011a).

En el período analizado, la región en estudio experimentó cambios significativos en el uso de la tierra (Figura 1), entre los que se destaca el aumento sostenido de la superficie de los cuatro cultivos principales. La sumatoria de las superficies de trigo, girasol, maíz y soja prácticamente triplicó su valor hacia el final del período. Similar comportamiento fue encontrado a partir de los Censos Agropecuarios de 1960, 1988 y 2002 (Viglizzo *et al.*, 2011a), aún cuando en dicho trabajo se consideraron además otros cultivos (sorgo, caña de azúcar, arroz y algodón). Esto avala la decisión de haber seleccionado solamente a trigo, girasol, maíz y soja para representar a la agricultura de cosecha.

Por otro lado, la disminución de las superficies destinadas a la producción de carne y leche bovina fue de alrededor del 10 y 35%, respectivamente. Si bien la segunda fue más marcada, representó solamente 2 Mha (poco más del 1% de la superficie evaluada), mientras que la de la primera representó alrededor de 20 Mha. Esta disminución de la superficie ganadera ha sido relacionada a múltiples circunstancias, incluyendo bajos precios para el ganado, decisiones políticas sobre las exportaciones, y especialmente, el fuerte estímulo económico para los principales cultivos de cosecha (Arelovich *et al.*, 2011). La suma de las pérdidas de ambas superficies ganaderas fue inferior al incremento de superficie de los cuatro cultivos, indicando que las superficies de otros usos de la tierra (por ejemplo, bosques) también se redujeron.

La estructura de las estadísticas y censos utilizados en esta Tesis y en los trabajos citados impidió identificar con certeza cuáles usos de la tierra han sido reemplazados por cuáles otros. Sin embargo, los valores indican que en el período analizado la expansión territorial de los cultivos de secano en Argentina ocurrió tanto a expensas de la superficie ganadera –especialmente en la zona central (Rabinovich y Torres, 2004)– como en detrimento de otros usos y actividades no incluidos en esta Tesis (bosques, pastizales no productivos, humedales, etc.). Si bien la pérdida de áreas naturales (y todos los problemas ambientales asociados), no es un aspecto cubierto por los objetivos de esta Tesis, es imposible eludir la relación entre los cambios mencionados y la disminución progresiva de la superficie de bosques naturales en regiones del NOA y NEA (Paruelo *et al.*, 2004; SAyDS, 2004; Grau *et al.*, 2005; Gasparri *et al.*, 2008).

Respecto al comportamiento de cada uno de los cuatro cultivos principales (Figura 2), se pudo ver que la soja fue el único con un aumento importante, sostenido, y relativamente menos variable, explicando casi la totalidad del aumento en la superficie agrícola. El resto de los cultivos sufrió cambios menos pronunciados: girasol

y trigo aumentaron (aunque disminuyeron sobre el final), y maíz disminuyó. Más allá de estas tendencias, se destaca una alta variación en las superficies anuales de estos tres últimos cultivos.

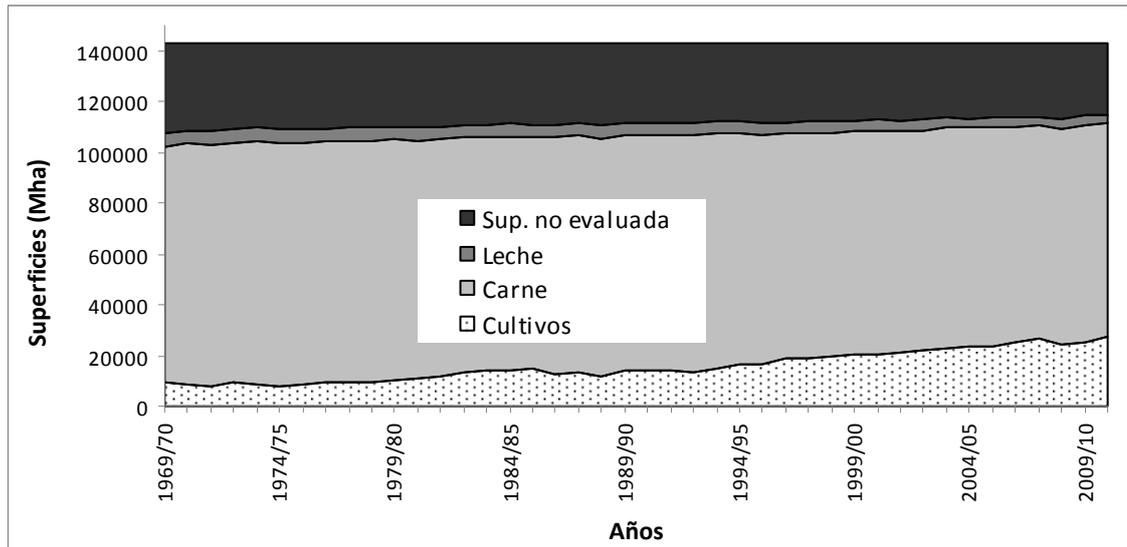


Figura 1: Cambios en el uso de la tierra en la región agrícola de Argentina en el período 1969/70 – 2010/11. Fuente: elaboración propia a partir de estadísticas (INDEC, 2006; La Nación, 2006; SAGPyA, 2006; SIIA, 2012).

Obviamente, la soja fue la que más contribuyó al aumento en la superficie agrícola (Ver Figura I - Apéndice). El hecho de que haya iniciado en valores insignificantes, y llegado a totalizar el 67% de la superficie de cultivos, y más del 15% de la superficie de estudio explica por qué se suele utilizar vulgarmente el término “sojización”.

Además de los cambios mencionados en el uso de la tierra, existieron en el período importantes cambios en otras variables, que también se relacionan directamente con los flujos de agua y energía. En la primera mitad del siglo (y en los primeros años del período estudiado), existió una co-evolución entre ganadería y agricultura, bajo condiciones extensivas, consolidándose el modelo de rotación de cultivos con pasturas y forrajeras anuales (Viglizzo *et al.*, 2011a). En años posteriores, tanto la agricultura de cosecha como la ganadería fueron mutando progresivamente hacia planteos más intensificados, basados en mayores cantidades de insumos. La

agricultura argentina en general –y la pampeana en particular– se ha expandido en los últimos años dentro de una matriz tecnológica moderna enmarcada por cultivos transgénicos, siembra directa y mayor uso de fertilizantes y plaguicidas (Satorre, 2001).

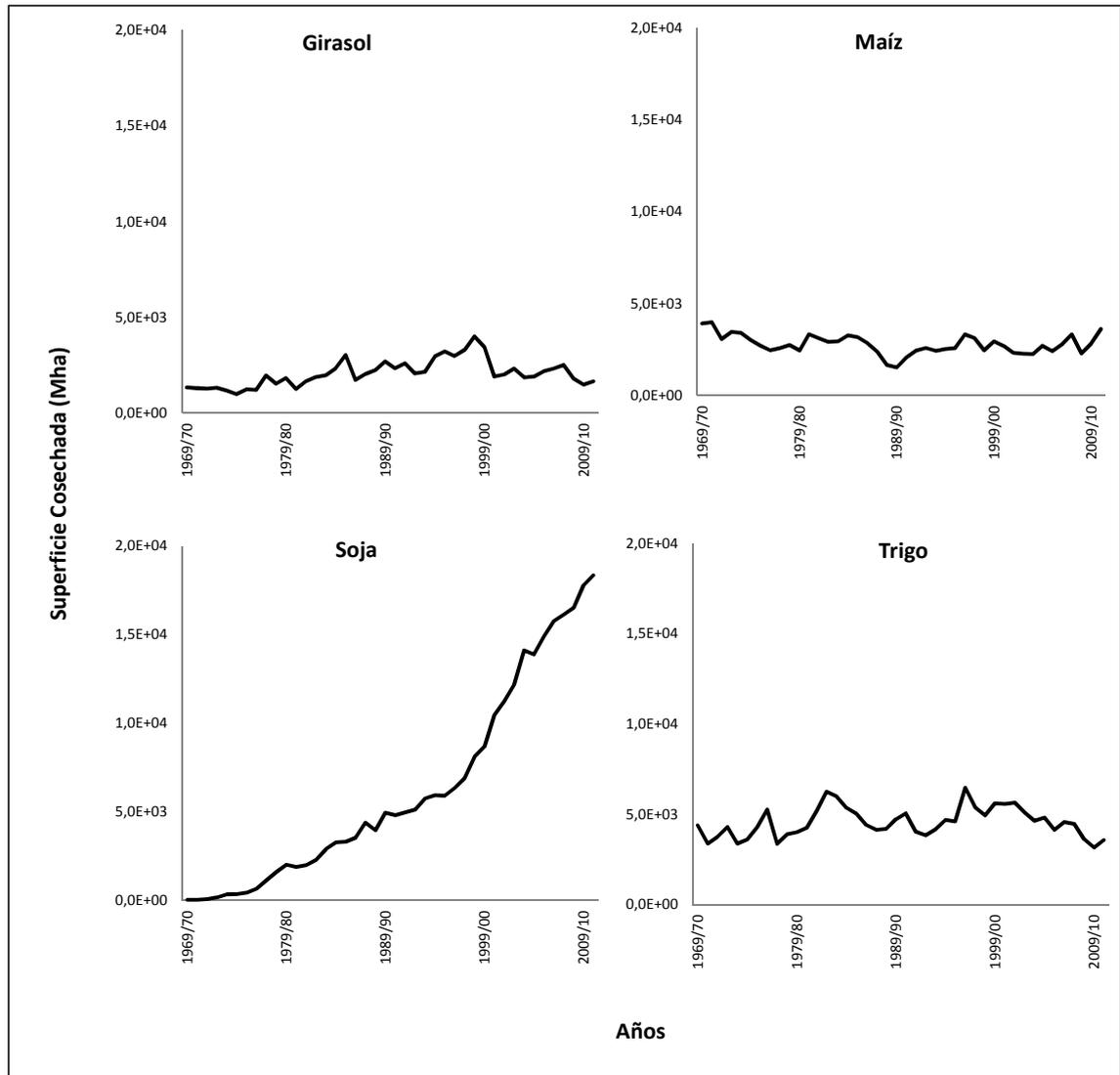


Figura 2: Evolución en la superficie sembrada de los principales cultivos en la región agrícola de Argentina en el período 1969/70 – 2010/11. Fuente: elaboración propia a partir de estadísticas (INDEC, 2006; La Nación, 2006; SAGPyA, 2006; SIIA, 2012).

Las estadísticas oficiales muestran un aumento generalizado en las producciones totales de los cuatro cultivos (Figura 3). Si bien maíz y trigo duplicaron su valor al inicio del período, y girasol lo triplicó, el aumento de la soja fue el más acentuado. La producción total en la gran región agrícola argentina pasó de valores

insignificantes a ser el cultivo más importante (casi la mitad de la producción total de granos). Además de la expansión territorial, la incorporación de variedades transgénicas y del uso de glifosato posibilitaron esta situación. El cambio se manifestó en un aumento muy rápido de la superficie cultivada y de los rendimientos del cultivo (Martínez-Ghersa y Ghersa, 2005; Trigo, 2005).

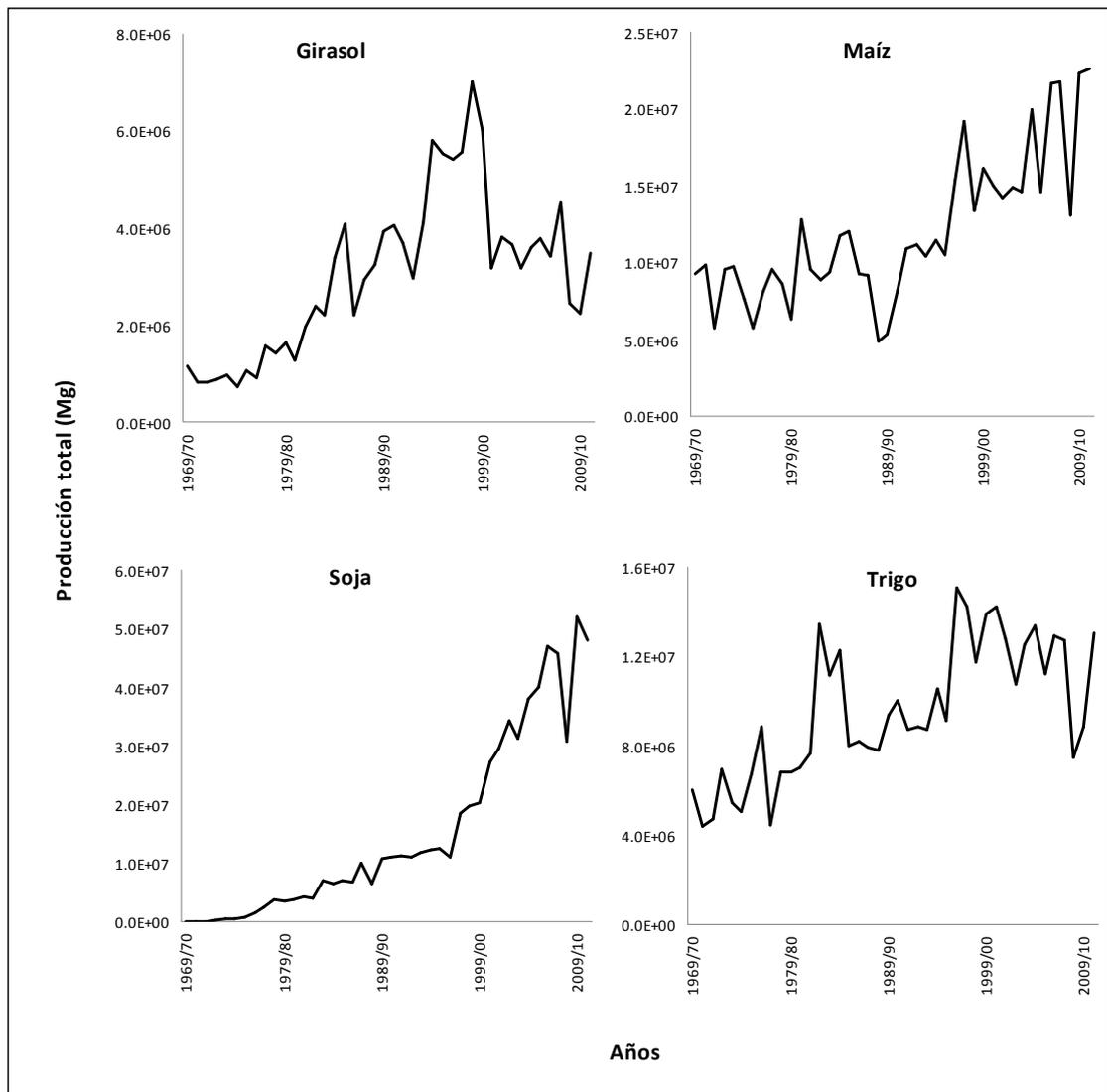


Figura 3: Evolución en la producción total (en Mg) de los principales cultivos en la región agrícola de Argentina en el período 1969/70 – 2010/11. Fuente: elaboración propia a partir de estadísticas (INDEC, 2006; La Nación, 2006; SAGPyA, 2006; SIIA, 2012).

Sin embargo, en términos de productividad por unidad de superficie, el cultivo de soja fue el que menores aumentos mostró en el período analizado, mientras que los otros tres lo duplicaron o triplicaron (Ver Cuadro I - Apéndice). Parte de este

comportamiento en este cultivo puede explicarse por la inclusión de soja de segunda, ya que este doble cultivo usualmente se asocia a menores rendimientos individuales (Egli, 2008). Cabe recordar que si se considera por separado, el rendimiento de un segundo cultivo en el año puede ser menor al del mismo cultivo “de primera”, pero si se considera todo el sistema (un año entero), la producción global (cultivo de invierno más soja de segunda) es superior. Este *trade-off* entre la producción individual de un cultivo y la de un sistema con mayor frecuencia de cultivos fue resaltado por Evans (1993).

La intensificación agrícola ocurrida en la región estuvo acompañada por una notoria intensificación de los planteos ganaderos. Esto impulsó la aparición de sistemas productivos de mayor densidad de animales, incluyendo engorde a corral (*feed-lot*) con granos y forraje procesados, especialmente a partir de la década de 1990 (Arelovich *et al.*, 2011). Los valores totales de producción de carne y leche aumentaron de manera sostenida en el período analizado (Figura 4), a pesar de las disminuciones de las respectivas superficies.

En el caso de la carne, aumentaron incluso las existencias ganaderas, cuestión que no se observó en las existencias de ganado para leche. En esta última actividad, el aumento de producción total se asocia excluyentemente a la intensificación productiva, ya que en el período evaluado ha disminuido tanto la superficie como la cantidad de tambos (FAO, 2011).

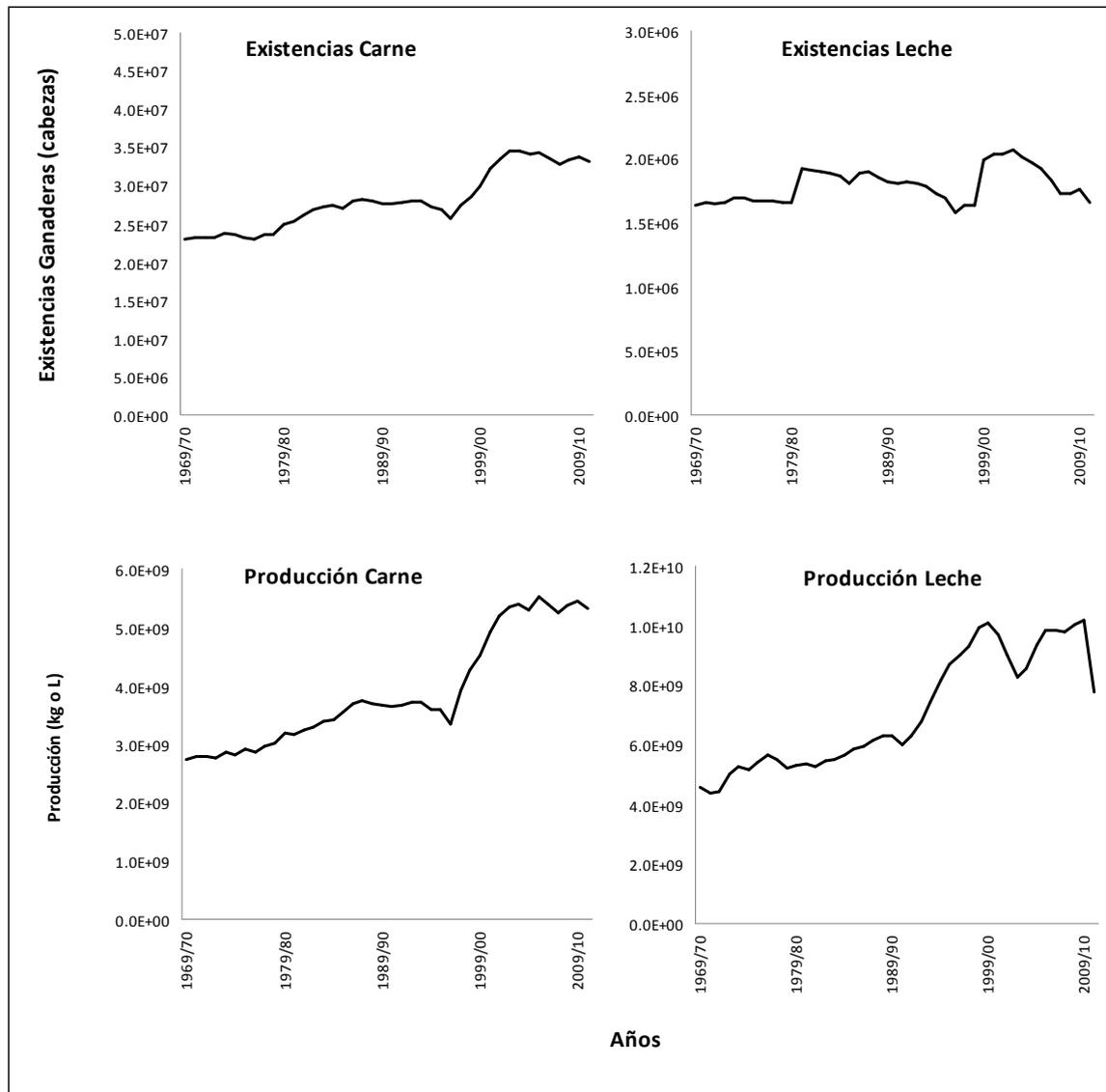


Figura 4: Evolución en las existencias y producción total de carne y leche en la región agrícola de Argentina en el período 1969/70 – 2010/11. Fuente: elaboración propia a partir de estadísticas (INDEC, 2006; La Nación, 2006; SAGPyA, 2006; SIIA, 2012).

ESCALA DE MACRO-REGIÓN Y ECO-REGIÓN

Analizando las contribuciones de manera absoluta, se vio que la mayor parte del aumento en la superficie de cultivos anuales se dio en la macro-región Centro (Figura 5). Sin embargo, en el NOA se observaron los mayores cambios relativos a la superficie al inicio del período, especialmente en los últimos años. Si bien los valores resultantes son mucho menores a los encontrados en la región pampeana, en las eco-

regiones de Chaco Subhúmedo, Chaco Seco y Yungas (NOA), y Delta del Paraná (NEA) se vieron los mayores aumentos relativos en la superficie de cultivos anuales (Figura 6). Coincidentemente, es en estas eco-regiones donde las tasas de deforestación han sido las más altas del país en décadas recientes. En general, los patrones de expansión agrícola han sido marcadamente asimétricos y heterogéneos. La asimetría observada en la expansión de los cultivos parece estar modulada por las limitaciones biofísicas particulares de cada región (lluvias, calidad edáfica, altura de napas freáticas, capacidad de drenaje), desmitificando la creencia popular de que la agricultura se expandió homogéneamente y sin altibajos en todas las direcciones, como ya lo han señalado Viglizzo *et al.* (2011a).

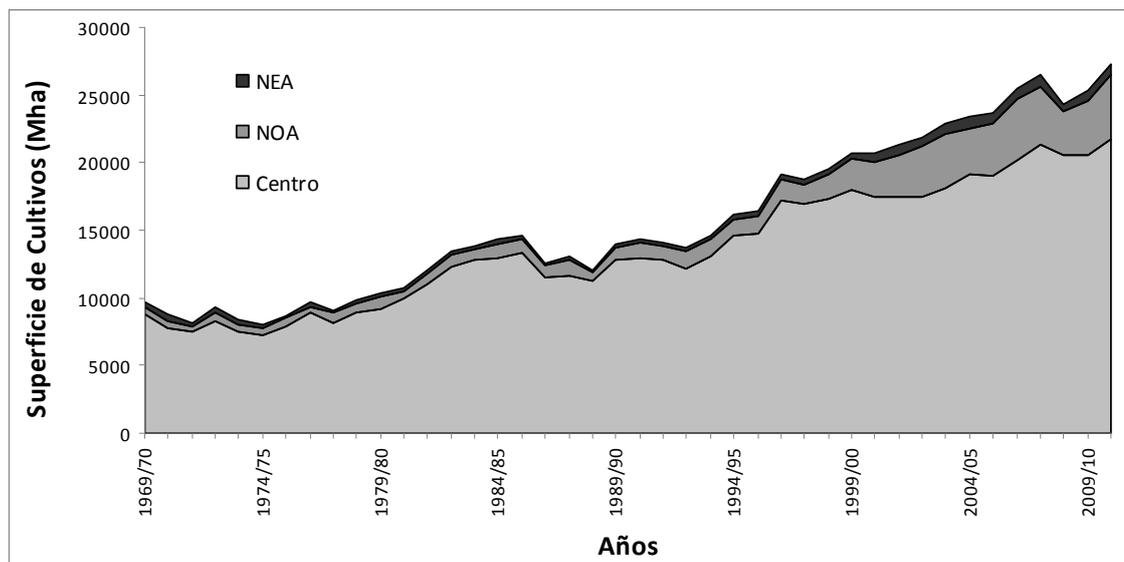


Figura 5: Contribución de las tres zonas de estudio al cambio en el uso de la tierra en la región agrícola de Argentina en el período 1969/70 – 2010/11. Fuente: elaboración propia a partir de estadísticas (INDEC, 2006; La Nación, 2006; SAGPyA, 2006; SIIA, 2012).

Si bien la superficie destinada a actividades ganaderas disminuyó en promedio en la región estudiada (Figura 1), absorbiendo en parte el aumento en los cultivos, se observaron aumentos en Chaco Húmedo, Selva Paranaense (NOA) y Delta del Paraná (NEA) (Ver Cuadro II – Apéndice). Probablemente, estas eco-regiones fueron

receptoras de cabezas bovinas desplazadas de la zona Centro, tal como sostienen Rearte (2007) y SENASA (2008).

Combinando la información de superficies (Figura 2) con las producciones totales (Figura 3), se puede inferir que, en promedio, la productividad por ha de girasol se triplicó, la del maíz y del trigo se duplicaron, mientras que la de la soja aumentó un poco más del 10%. Cabe destacara aquí que debido a la configuración de la información utilizada, no se pudo diferenciar entre soja de primera y soja de segunda, que usualmente rinde menos. Sin embargo, estos aumentos de productividad mostraron gran variabilidad entre macro-regiones, entre eco-regiones y dentro de las eco-regiones (en el tiempo y entre distritos). En general, se observaron los mayores aumentos absolutos en la macro-región Centro, y los mayores aumentos relativos en NOA y NEA (Ver Cuadro I - Apéndice).

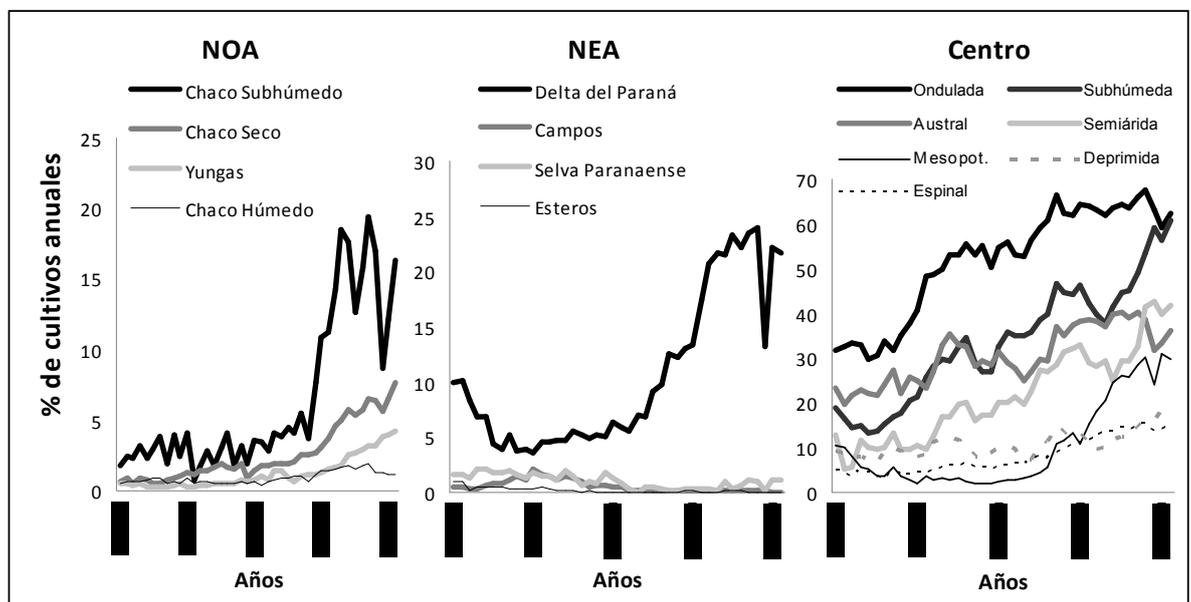


Figura 6: Cambios en el porcentaje de cultivos anuales en las tres zonas de estudio y sus eco-regiones en el período 1969/70 – 2010/11. Fuente: elaboración propia a partir de estadísticas (INDEC, 2006; La Nación, 2006; SAGPyA, 2006; SIIA, 2012).

Al igual que lo ocurrido con las superficies, las mayores productividades de carne y leche por unidad de superficie, así como los mayores aumentos de ésta fueron

observados en las áreas más productivas de la zona Centro. No obstante, expresados de manera proporcional, los aumentos de Yungas y Chaco Húmedo fueron los más importantes en el período estudiado (Ver Cuadro III – Apéndice).

LA ESCALA DE DISTRITO

Incluso dentro de las regiones analizadas, no todos los distritos se comportaron de igual manera respecto al cambio en el uso de la tierra. En la Figura 7 se puede ver una progresión de mapas que muestra el aumento en la superficie de cultivos anuales en toda la región de estudio. Al principio del período, éstos prácticamente se restringían a la zona Centro, luego fueron colonizando otras áreas, especialmente hacia el NOA. El análisis espacio-temporal de estos cambios coincide con la caracterización del avance de la frontera agrícola descrito por Viglizzo *et al.* (2011a): “frentes más activos” de avance desde el centro con dirección NO, “frentes estacionarios o en leve retroceso” hacia el SO y E de la pradera pampeana, e “intensificación de los cultivos” en las áreas más productivas de la zona central.

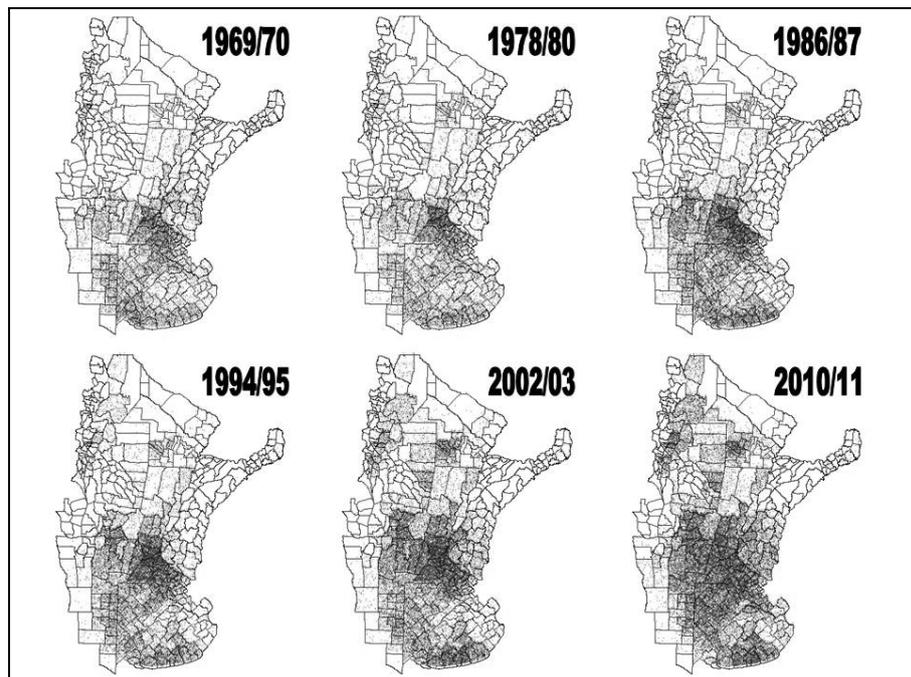


Figura 7: Evolución de la superficie de los principales cultivos (trigo, girasol, maíz y soja) en la región agrícola de Argentina en el período 1969/70 – 2010/11. 1 punto = 1.000 ha. Fuente: elaboración propia a partir de estadísticas (INDEC, 2006; La Nación, 2006; SAGPyA, 2006; SIIA, 2012).

FLUJOS DE ENERGÍA

El análisis del flujo de energía permite evaluar y comparar agro-ecosistemas con diferencias estructurales y funcionales (Odum, 1975). Ofrece además una idea de la intensidad y frecuencia del uso de los recursos naturales, sus procesos de transformación y su conversión a productos de valor agropecuario. Es ampliamente aceptado que la región pampeana y demás regiones agrícolas de la Argentina son altamente adecuadas para producir energía en forma de alimentos, fibras y biomasa. Sin embargo, la eficiencia con la que se utilizan los insumos, incluyendo la energía fósil, es la clave para optimizar los procesos productivos.

Para obtener los valores de consumo de energía fósil, producción de energía, y eficiencia de uso de la energía fósil en la región, se estimaron los valores de los principales cultivos y producciones ganaderas. Si bien se utilizó un valor específico de cada uno, para cada región y para cada año, la tendencia en el tiempo de los mismos puede apreciarse en el Cuadro 1. En todos los casos se pudo ver un aumento del consumo y de la producción. Salvo en la carne, en la que en términos absolutos aumentó relativamente más el consumo que la producción, los datos muestran un aumento generalizado en la eficiencia de uso de la energía fósil (mayor aumento en la producción que en el consumo).

Los consumos de EF de los cuatro cultivos anuales estuvieron dentro de los rangos de referencia encontrados en la bibliografía, tanto al inicio como al final del período. Considerando la pendiente y la cantidad de años del período, se pudieron observar aumentos de entre 4.000 y 16.000 Mj ha⁻¹ año⁻¹. Salvo en soja, los valores finales estuvieron muy por debajo de los límites superiores encontrados en la bibliografía. Los valores de carne y leche, por el contrario, fueron menores a los encontrados en la bibliografía, y aumentaron relativamente menos que los cultivos durante el transcurso del período evaluado. Si bien en las eco-regiones más

productivas tanto los consumos como las producciones de energía fueron mayores que en el resto, los resultados coincidieron con la caracterización relativa de “bajos insumos” que suele hacerse de la ganadería argentina (Arelovich *et al.*, 2011).

Cuadro 1: Tendencias en los valores de consumo de energía fósil y producción de energía en las actividades agropecuarias en el período 1969/70-2010/11.

	Consumo EF (MJ ha ⁻¹ año ⁻¹)				Producción (MJ ha ⁻¹ año ⁻¹)			
	Indepte.	DS-I	Lineal	DS-L	Indepte.	DS-I	Lineal	DS-L
Trigo	10.577,02	1.689,79	189,46**	91,24	18.172,13	6.274,72	318,45	440,08
	Rango de referencia: 5.800 – 28.200 ^{1,2,3,4}				Rango de referencia: 48.000 – 150.000 ^{2,3}			
Girasol	8.521,17	1.609,65	171,05**	72,25	10.542,36	1.787,50	449,69*	252,01
	Rango de referencia: 14.000 – 41.000 ^{2,3,4}				Rango de referencia: 200.000 – 252.000 ^{2,3}			
Soja	10.652,79	1.015,82	95,24*	49,82	19.476,83	4.528,01	370,25*	245,07
	Rango de referencia: 8.000 – 12.000 ^{2,3}				Rango de referencia: 21.000 – 75.000 ^{2,3}			
Maíz	7.310,58	1.541,11	350,68**	139,60	21.317,33	12.164,51	1.251,75*	729,41
	Rango de referencia: 13.000 – 40.000 ^{2,3,4}				Rango de referencia: 320.000 – 400.000 ^{2,3}			
Carne	7.175,32	1.939,23	75,80	64,02	408,51	442,28	16,50	13,55
	Rango de referencia: 10.000 – 25.000 ^{2,4}				Rango de referencia: 45.000 – 150.000 ²			
Leche	6.952,20	1.602,98	126,36**	34,25	1.772,02	1.537,19	137,42	177,81
	Rango de referencia: 47.000 – 67.000 ⁴				Rango de referencia: 17.000 – 23.000 ⁴			

NOTA: Modelos de regresión lineal simple de la tendencia en los valores de cada actividad agropecuaria. Indepte. = ordenada al origen; Lineal = Pendiente; DS-I = Desvío estándar del coeficiente independiente; DS-L = Desvío estándar del coeficiente lineal. Los valores de intersección y pendiente corresponden a los promedios aritméticos de los modelos de regresión para las 15 eco-regiones. Los desvíos estándar corresponden a la variabilidad entre las distintas regiones, ponderados a partir de las superficies de cada actividad en cada eco-región. Para el estimador lineal, se indicó la significancia del mismo con * (p<0,05) o ** (p<0,01). Los rangos de referencia fueron realizados a partir de los siguientes trabajos:

¹ Kiani y Houshyar, 2012

² Bechini y Castoldi, 2009

³ Sartori *et al.*, 2005

⁴ Kränzlein, 2008

Las actividades ganaderas suelen presentar, en relación a los cultivos, índices de eficiencia de uso de la energía fósil considerablemente menores, debido a las altas pérdidas que se generan en los distintos pasos fisiológicos que conforman el

metabolismo energético de los rumiantes. Además de la variabilidad esperable entre cultivos, y entre agricultura y ganadería (Frank, 2007), existió una importante variabilidad entre eco-regiones, observable a partir de los altos valores de desvíos de los coeficientes de regresión (independiente y lineal) para la tendencia temporal (Cuadro 1). En el caso del consumo de energía fósil, las diferencias responden a los diferentes sistemas productivos reconstruidos para cada período y cada región, mientras que en el caso de la producción de energía, responden a los diferentes niveles de rendimiento (Ver Cuadros II y III – Apéndice).

La combinación de las variables energéticas con el uso de la tierra en la región permitió estimar los valores totales de consumo, producción y eficiencia para todo el período (Figura 8). Se encontró un aumento del consumo y un aumento proporcionalmente mayor en la producción, lo que resultó en un aumento en la eficiencia. Similar comportamiento fue registrado por Frank y Viglizzo (2012) mediante una metodología similar, utilizando diferentes fuentes de información. El consumo de energía fósil al final del período resultó ser similar a valores encontrados en Canadá, Brasil, Nigeria y Estados Unidos, y mucho menor que estimaciones en China, Nueva Zelanda, Japón y el Reino Unido (Spedding y Walsingham, 1975; Frissel, 1978; Spedding, 1979; Stoorvogel y Smaling, 1990; Lal, 1994; Giampietro *et al.*, 1999; McRae *et al.*, 2000; Sartori *et al.*, 2005; Vitousek *et al.*, 2009).

Respecto a la producción, los valores de la región agrícola de Argentina fueron similares a los estimados por Giampietro *et al.* (1999). Sin embargo, la eficiencia fue mucho menor a la encontrada por Viglizzo *et al.* (2003) para la región pampeana, así como a la estimada por Sartori *et al.* (2005). Al incluir áreas marginales para la producción agropecuaria en los análisis, es normal encontrar valores de eficiencia más bajos que los que se pueden encontrar en la región pampeana, por ejemplo.

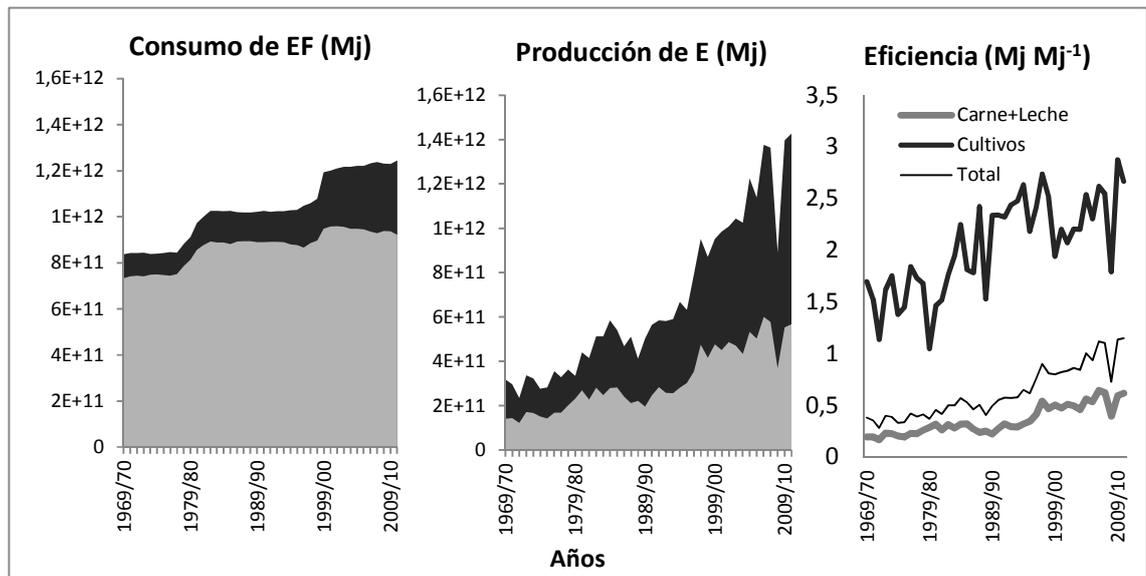


Figura 8: Contribución de la ganadería y de los cultivos al consumo, la producción y la eficiencia de uso de la energía fósil en la región agrícola de Argentina en el período 1969/70 – 2010/11.

En términos de aporte relativo, la mayor parte del consumo de energía fósil correspondió a las actividades ganaderas, a partir de su mayor representación en la superficie total. Por el contrario, más de la mitad de la producción energética correspondió a los cuatro cultivos anuales. Hacia el final del período, todas las actividades aumentaron proporcionalmente más sus producciones que sus consumos, resultando en mejoras en la eficiencia a nivel regional (Figura 8).

A partir de los aumentos en la superficie y niveles de producción de los cultivos, se estimó la relación entre las variables energéticas y el porcentaje de cultivos anuales (Ver Cuadro IV – Apéndice). En concordancia con los antecedentes encontrados en la bibliografía (Spedding y Walsingham, 1975; Spedding, 1979; Viglizzo y Roberto, 1998; Giampietro *et al.*, 1999; Viglizzo *et al.*, 2003; Frank, 2007; 2011), se encontraron relaciones altamente significativas ($p < 0,01$) tanto para consumo como para producción de energía. Además, al analizar cómo variaron estas relaciones durante el transcurso del período, se encontraron valores de pendiente (coeficiente lineal) cada vez mayores (Figura 9). Esto significa que el impacto de la superficie de cultivos anuales sobre el consumo y la producción de energía fue cada vez mayor, aún cuando las actividades

ganaderas también aumentaron sus valores de consumo y producción de energía. De acuerdo a estos resultados, el avance de la agricultura sobre la ganadería y otros usos de la tierra significan en la actualidad mayores cambios en el flujo de la energía que al inicio del período estudiado.

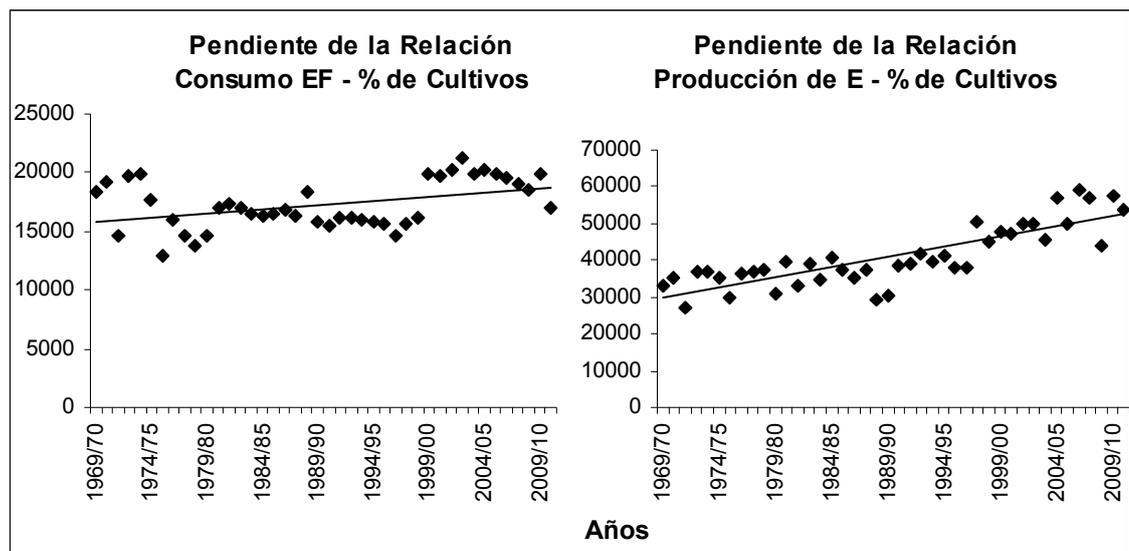


Figura 9: Cambios temporales en la relación entre las variables energéticas (ambas en Mj) y el porcentaje de cultivos anuales en el período 1969/70-2010/11. En el eje vertical se representa cuánto aumenta el consumo o la producción a medida que aumenta en uno (1) el porcentaje de cultivos anuales. La ecuación de consumo de energía fósil fue $70,05x+15,795$; $R^2=0,17$; $n=42$ y la de producción de energía fue $y=558,55x+29,09$; $R^2=0,68$; $n=42$, ambas significativas ($p<0,05$).

Analizando las contribuciones parciales se vio que la macro-región Centro aportó gran parte del consumo y casi la totalidad de la producción de energía, mostrando la mayor eficiencia (Figura 10). Además, en términos absolutos, se dieron en ésta los mayores aumentos en consumo y producción. El avance del área agrícola sobre áreas ganaderas tradicionales explica este comportamiento. Sin embargo, en términos relativos, fue en NOA y NEA donde se dieron los mayores aumentos de producción de energía y las mayores mejoras en su eficiencia.

Al analizar la incidencia de los cambios en el uso de la tierra sobre las variables energéticas, es necesario considerar qué tipo de uso de la tierra se está reemplazando para permitir la expansión de la agricultura. En la región pampeana, la agricultura

reemplazó principalmente tierras ganaderas, que ya eran productivas y consumían energía fósil. No obstante, las relaciones entre las variables energéticas y el porcentaje de cultivos anuales fueron positivas y de similares características (Ver Cuadro IV – Apéndice). En promedio, cada hectárea de cultivos agregada a la macro-región Centro significó entre 65 y 380 Mj al año adicionales de consumo de energía fósil, y un aumento en la producción de entre 200 y 700 Mj.

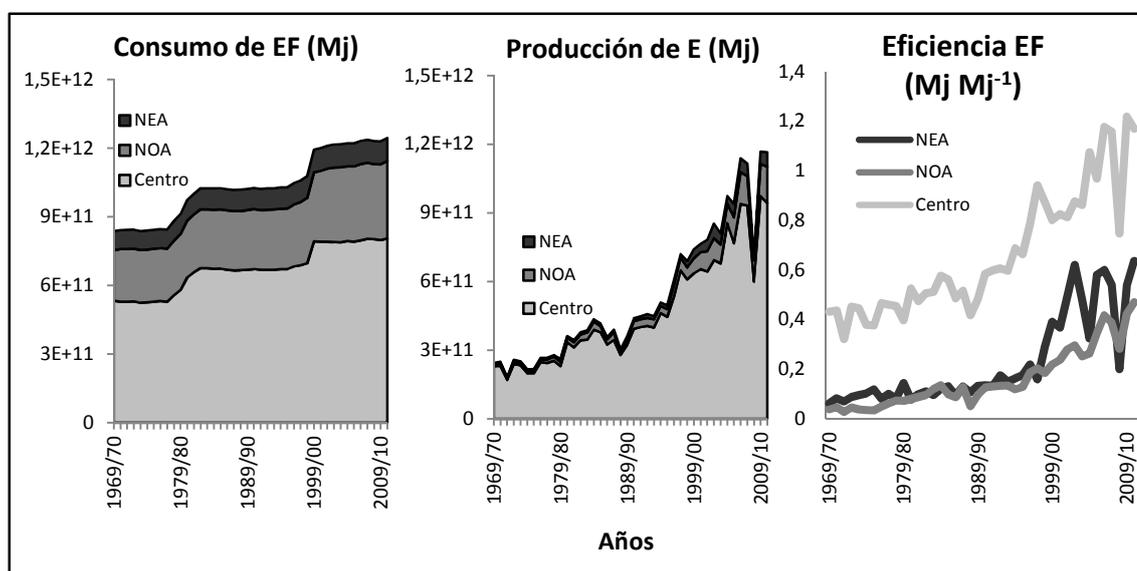


Figura 10: Contribución de las tres macro-regiones de estudio al consumo de energía fósil, la producción de energía y la eficiencia de uso de la energía fósil en la región agrícola de Argentina en el período 1969/70 – 2010/11.

En las eco-regiones del NOA y NEA, la agricultura y la ganadería reemplazaron áreas naturales, que no tenían ni consumos ni producciones de energía (al menos, de las actividades consideradas en esta Tesis). Por otro lado, es necesario considerar que los valores de consumo y producción de los distintos cultivos y producciones ganaderas no fueron similares en todas las eco-regiones, ni en todo el período evaluado (Cuadro 1). Por lo tanto, era esperable encontrar una alta variabilidad en las relaciones entre las variables energéticas y el porcentaje de cultivos anuales. En Chaco Húmedo, por ejemplo, esta relación fue mucho más marcada que en la región pampeana. Por el contrario, en algunas eco-regiones, una mayor superficie de cultivos

anuales significó menores consumos de EF (Selva Paranaense, Campos y Esteros). Éstas fueron situaciones excepcionales, en las que la superficie de cultivos anuales fue demasiado pequeña (en promedio, menos del 2%), como para permitir encontrar una relación positiva significativa entre las variables. Las relaciones encontradas en áreas con poco desarrollo agrícola y ganadero carecen de valor interpretativo. Las superficies agrícolas son muy pequeñas, y el ruido estadístico que se genera impide analizar tendencias y relaciones que sí son claras en otras regiones más productivas.

Analizando de manera espacial los cambios en los consumos y producciones energéticos en la región, se pudo ver que la tendencia al aumento en el consumo de energía fósil fue generalizada, y mayor en las zonas más productivas (Figura 11). Por el contrario, las mayores tendencias positivas en la producción se dieron en el centro de la región de estudio, al NO de la zona más intensiva. En estos distritos, correspondientes en su mayoría a la eco-región del Espinal, se dieron los mayores aumentos en la superficie de cultivos anuales (Figura 6). Contrariamente, en algunos distritos de Pampa Ondulada, hubo tendencias negativas en el período analizado. En éstas, no aumentó la superficie de cultivos, simplemente porque ya contaban al inicio del período con una alta proporción. Esto no quiere decir que tengan relativamente bajos niveles de producción de energía, sino que en el período analizado, mostraron una tendencia negativa, probablemente por menores rendimientos en algunos años, reemplazo de cultivos de mucha producción (maíz) por otros de menor producción energética (soja), o una combinación de ambas.

Las distintas combinaciones entre consumo y producción explican el comportamiento de la eficiencia de uso de la energía fósil. Esta aumentó en el período evaluado, salvo en algunos distritos de Chaco Seco, y los pertenecientes a las eco-regiones de Esteros y Selva Paranaense. Otra notable disminución se encontró en la Pampa Ondulada, la zona más productiva del país, en parte a causa del mencionado reemplazo de maíz por soja.

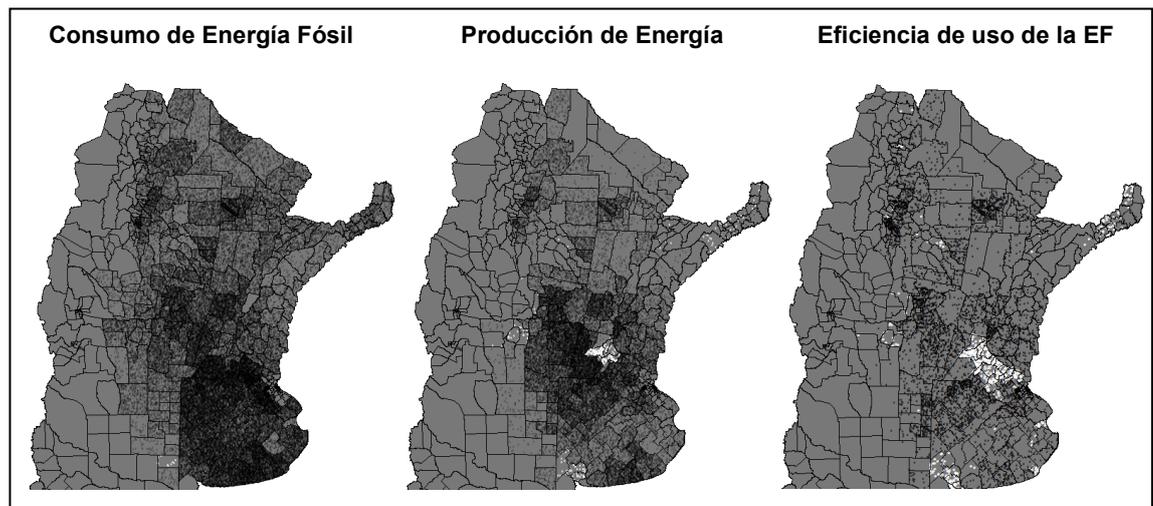


Figura 11: Tendencias en el consumo, producción y eficiencia de la energía en el período 1969/70-2010/11. Puntos negros = Aumento; puntos blancos = disminución; Cada punto representa 200.000 Mj año⁻¹ (Consumo), 1.000.000 Mj año⁻¹ (Producción), y 0,001 Mj Mj⁻¹ (Eficiencia).

Esta alta variabilidad de tendencias a escala de distrito responde a diversas combinaciones de cambios en el uso de la tierra y niveles de producción, así como cambios en los niveles de uso de insumos en los sistemas productivos. En general, si bien la adopción de tecnologías de menor impacto, como la siembra directa y ajustes en el uso de fertilizantes y plaguicidas, permitió un ahorro de combustibles, estas “mejoras” estuvieron contrarrestadas por un uso más intensivo de la tierra (mayores proporciones de cultivos anuales y/o menores proporciones de áreas no productivas).

Es necesario recordar que estos análisis están restringidos a los consumos y producciones de energía relativos a solamente las seis principales actividades, exceptuando otras actividades, que pueden tener gran incidencia a escala local (por ejemplo, caña de azúcar y algodón en NOA, arroz en NEA, etc). No obstante, la agricultura argentina mostró, en términos energéticos, una tendencia a incrementar su consumo y productividad, y a nivelar su desempeño energético con la de países de producción más intensiva.

FLUJOS DE AGUA

La disponibilidad de agua dulce se ha convertido en un gran problema de alcance internacional. El carácter limitado del recurso agua y su uso ineficiente, combinados con un rápido crecimiento en la población mundial, ejercerán una presión cada vez mayor sobre el mismo (Pimentel *et al.*, 1997). En este contexto, la agricultura en la Argentina, especialmente en la región pampeana, parece estar en condiciones de sostener una considerable producción agropecuaria con una adecuada eficiencia hídrica (Frank y Viglizzo, 2012). El flujo de agua fue analizado a partir de consumo de agua, y, mediante la relación de éste con las precipitaciones, la eficiencia en el uso del agua. Por otro lado, también se incluyeron las precipitaciones (Figura 12), que en el sentido expresado de “flujo” serían la “entrada” al sistema, mientras que el consumo representaría la “salida” del mismo.

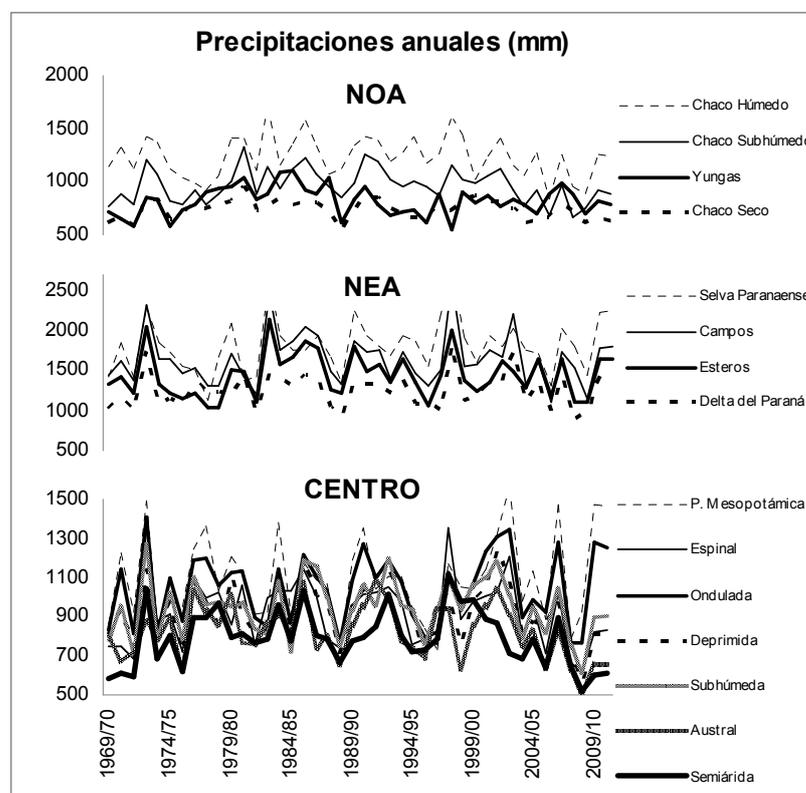


Figura 12: Evolución de las precipitaciones en la región agrícola de Argentina en el período 1969/70-2010/11.

En primer lugar, se estimaron los valores de estas variables para los principales cultivos y actividades ganaderas: Si bien se obtuvo un valor para cada región y para cada año, en el Cuadro 2 se pueden ver las tendencias correspondientes para el período analizado.

Cuadro 2: Tendencias en los valores de consumo de agua y eficiencia en el uso del agua en el período 1969/70-2010/11.

	Consumo de Agua (mm año ⁻¹)					Eficiencia en el uso del agua (%)			
	Indepte.	DS-I	Lineal	DS-L	Referencia*	Indepte.	DS-I	Lineal	DS-L
Trigo	210,34	76,83	3,09*	1,64	232–417 a,b,c,d,e,f	21,42	8,35	0,40	0,33
Girasol	106,70	47,00	4,92*	2,21	238–864 h,i,j	9,31	3,67	0,55*	0,26
Soja	307,32	84,92	1,82	2,04	214–798 b,d,h	29,89	10,15	0,23	0,28
Maíz	187,22	92,02	6,98*	3,13	310–642 a,b,f,g,h	16,54	8,43	0,86	0,55
Carne	97,98	91,52	0,96	1,29	428–964 h,k,l,m	10,52	10,20	0,13	0,15
Leche	106,94	81,18	1,61	1,24	406–751 h,m	11,83	8,93	0,28	0,22

NOTA: Modelos de regresión lineal simple de la tendencia en los valores de cada actividad agropecuaria. Indepte. = ordenada al origen; Lineal = Pendiente; DS-I = Desvío estándar del coeficiente independiente; DS-L = Desvío estándar del coeficiente lineal. Los valores de intersección y pendiente corresponden a los promedios aritméticos de los modelos de regresión para las 15 eco-regiones. Los desvíos estándar corresponden a la variabilidad entre las distintas regiones, ponderados a partir de las superficies de cada actividad en cada eco-región. Para el estimador lineal, se indicó la significancia del mismo con * ($p < 0,05$) o ** ($p < 0,01$). Los rangos de referencia fueron realizados a partir de los siguientes trabajos:

- a Fan *et al.* (2005) (NW de China, condiciones semiáridas, evaporación y registros de lluvias).
- b Fengrui *et al.* (2000) (NW de China, condiciones semiáridas, balances de agua del suelo y evapotranspiración).
- c Bandyopadhyay y Mallick (2003) (E de India, irrigado, balances de agua a campo y evapotranspiración).
- d Caviglia *et al.* (2004) (Pampa Austral, Argentina, cultivos de secano, balance de agua del suelo y datos meteorológicos).
- e Kang *et al.* (2001) (NW de China, irrigado, modelo de simulación).
- f Jin *et al.* (1999) (China, condiciones semiáridas, datos meteorológicos).
- g Ortega *et al.* (2004) (España, irrigado, modelo de simulación).
- h Barthélemy *et al.* (1993) (California [EEUU]-Egipto, condiciones semiáridas, calculado a partir de litros de agua por kg de producto).
- i Aboudrare *et al.* (2006) (Marruecos, condiciones semiáridas).
- j Steduto y Albrizio (2005) (S de Italia, irrigado, a partir de coeficientes K_c).
- k Pimentel *et al.* (1997) (estimaciones globales, calculado a partir de litros de agua por kg de proeycto).
- l Qassim *et al.* (2008) (Australia, calculado a partir del consumo de una pastura de alfalfa irrigada y datos meteorológicos).
- m Renault y Wallender (2002) (California, calculado a partir de requerimientos hídricos de una pastura perenne).

En trigo, girasol y maíz (Cuadro 2) se pudo ver un aumento significativo en el consumo (y solamente en girasol en eficiencia), concordantes con los aumentos de rendimiento de las actividades estudiadas. En las demás actividades, los estimadores de las tendencias fueron positivos, pero no difirieron significativamente de cero, debido a la alta variabilidad. Los valores de consumo fueron, al inicio del período, menores a los valores encontrados en la bibliografía. Sin embargo, hacia el final del mismo, aumentos de entre 80 y 300 mm, relacionados a aumentos en la productividad, colocaron a los cuatro cultivos prácticamente en el centro de los respectivos rangos. Entre los cultivos de cosecha, fue el maíz el que aumentó en mayor medida tanto el consumo de agua como su eficiencia. Esto se debió al notable aumento en los rendimientos a partir de la incorporación de híbridos simples (Paliwal, 2001), a mediados de la década de 1990. El caso de la carne y la leche resultó ser distinto, ya que mostraron consumos bastante inferiores a los registrados en otras regiones durante todo el período. Al igual que lo ocurrido en las variables energéticas, esto fue así incluso en las eco-regiones más productivas de la región agrícola de Argentina.

Estos menores consumos al inicio del período en las seis actividades, y al final del período en las actividades ganaderas puede explicarse por, al menos, una serie de factores, que habrían operado tanto combinados como por separado. En primer lugar, la mayoría de los trabajos de cálculo de consumo de agua son realizados en condiciones óptimas de crecimiento, a menudo en sitios bajo riego. El uso del cociente entre el rendimiento actual y potencial (en los cultivos) y entre el forraje consumido y el producido (en carne y leche), probablemente sobreestime la reducción en el consumo. Por ejemplo, pérdidas de rendimiento causadas por plagas sobre las últimas etapas fenológicas de los cultivos no implican menores consumos de agua durante todo el período del cultivo, pero esto no puede ser captado en este trabajo, debido al método e información utilizados. Situaciones similares (probablemente incluso más acentuadas) pueden darse en las producciones ganaderas, debido a que los

rendimientos de carne y leche no solo dependen del agua consumida por los forrajes. Al incluir los suplementos, las estimaciones de requerimientos hídricos para ganadería suelen ser mucho mayores que las correspondientes a los cultivos de cosecha (Frank y Viglizzo, 2012). En este trabajo, si bien carne y leche fueron consideradas, la participación del engorde a corral en toda la región fue muy baja (INDEC, 2006; MAGyP, 2013), especialmente al inicio del período de estudio. Además, es obvio que los rendimientos promedios de una región tan grande y diversa como la abarcada por este trabajo serán mucho menores que los rendimientos óptimos de cada actividad. Es necesario recordar que, de acuerdo a los objetivos de este estudio, los consumos de agua fueron realizados considerando solamente el agua utilizada directamente, y capitalizada en forma de producción agropecuaria. Es por esto que es normal que los consumos sean menores a los encontrados en la bibliografía, incluyendo trabajos realizados en la misma región, en el mismo período de tiempo, e incluso por el mismo equipo de trabajo (por ejemplo, Frank y Viglizzo, 2012).

Si bien esta forma de considerar el consumo de agua complica las comparaciones con la bibliografía, no hacerlo de este modo sería equivalente a asignar directamente las precipitaciones al consumo de agua (cuestión que carece de utilidad práctica e interpretativa). En este trabajo, el cociente entre el consumo y las precipitaciones (la principal fuente de agua en la agricultura y ganadería argentina, y la única considerada en esta Tesis), es una verdadera cuantificación de la eficiencia de uso del agua de lluvia. A tal respecto, se encontraron en las seis actividades valores de entre 10 y 30% al inicio del período, y de entre 20 y 55% al final del mismo. En general, más allá de una alta variabilidad entre regiones, fueron carne y leche las actividades menos eficientes, y maíz el cultivo que aprovechó mayor proporción de las lluvias. Estos resultados coinciden con la revisión hecha por Farahani *et al.* (1998), en la que se señala a los cultivos de verano (especialmente el doble cultivo) como la

opción más directa y práctica para mejorar la eficiencia en la captura de las precipitaciones.

Estos valores resultaron ser bastante menores que los encontrados en trabajos realizados en el sur de la Provincia de Buenos Aires. Por ejemplo, Caviglia *et al.* (2013) encontraron, a partir de simulaciones, valores de captura de las precipitaciones de entre 46 % para secuencias de cultivo trigo-soja y 67 % para esos mismos cultivos, pero en un mismo año. En la misma región se han reportado valores de 44-60 para maíz, 36-52 para girasol, 46-55 para soja y 54-65 para el doble cultivo maíz-soja (Coll *et al.*, 2012). La principal diferencia con estos trabajos es que provienen de una región de muy alta productividad, con pocas limitaciones para el cultivo, mientras que en esta Tesis, si bien se incluyó esta región, su alta eficiencia quedó enmascarada al promediarse con las de otras regiones menos productivas.

En un relevamiento de establecimientos agropecuarios, Frank y Viglizzo (2012) encontraron mayores consumos y eficiencias en las actividades ganaderas que en las agrícolas. Si bien los métodos fueron similares, el relevamiento de ese trabajo correspondió a una mayoría de establecimientos de altos rendimientos, y provenientes de la región pampeana solamente. Más allá de la baja eficiencia en términos hidrológicos, es necesario contemplar que la ganadería extensiva es quizás la única forma de aprovechar precipitaciones que pueden ser escasas, sobre vegetación dispersa, especialmente en áreas no aptas para la agricultura (Zhang *et al.*, 2001). Más aún, estos datos no son contradictorios con los relativamente mayores requerimientos hídricos por kg de producto de la ganadería (Pimentel *et al.*, 1997), si se considera que en condiciones extensivas, para poder producir 1 kg de carne o 1 L de leche se necesita mucha más superficie (ergo: más agua) que para producir 1 kg de grano.

Además de las diferencias entre eco-regiones en los consumos, también se encontraron diferencias en las eficiencias en el uso de agua de las actividades, como

se puede ver a partir de los altos desvíos en los coeficientes lineales e independientes en las tendencias (Cuadro 2). En tal sentido, era esperable que los menores consumos se den en las áreas con menores precipitaciones (por menor densidad de cultivos, menor carga animal, menores rendimientos, etc.). Por lo tanto, se esperaba que, en términos relativos, la variabilidad en las eficiencias fuera menor que en el consumo. Sin embargo, la variabilidad entre regiones fue similar en la eficiencia y en el consumo (coeficientes de variación de entre 50 y 100%, datos no mostrados). Cabe recordar que las precipitaciones utilizadas para calcular el consumo fueron del promedio histórico del período (ya que se basa en el supuesto de que si hay rendimiento, es porque hubo precipitaciones suficientes), mientras que las precipitaciones utilizadas para el denominador del cociente de eficiencia varían año a año, y provienen de una fuente de información distinta. Aparentemente, la variabilidad en la eficiencia no permitió mostrar un “acomodamiento” de actividades de acuerdo a la potencialidad de las eco-regiones.

Combinando los valores de consumo de agua y eficiencia con los usos de la tierra correspondientes, se calcularon las variables de toda la región para el período analizado (Figura 13). Se observó un aumento de alrededor del 100% en el consumo, y un aumento relativamente menor en la eficiencia. Además, se pudo apreciar que gran parte de estas variables está determinada por las actividades ganaderas, aunque la proporción fue disminuyendo hacia el final del período. Entre los factores que pueden explicar este cambio se encuentran los mayores rendimientos y las mayores superficies de cultivos anuales. Al menos en la región pampeana, estos aumentos han sido referidos a la expansión de cultivos y la incorporación de prácticas agronómicas y tecnologías, como variedades de alto rendimiento, insumos (fertilizantes, plaguicidas, suplementos alimenticios), y labranzas conservacionistas (Hall *et al.*, 1992; Viglizzo *et al.*, 2003). El aumento en el consumo no se tradujo directamente en un aumento de proporciones similares en la eficiencia. En parte, esto se debió a un leve aumento de

las precipitaciones al inicio del período, aunque no fue equivalente en todas las eco-regiones. Hacia el final, se observó una disminución de las precipitaciones medias de la región, que, en conjunción con los mayores consumos, posibilitó el aumento en la eficiencia en los últimos diez años del período evaluado.

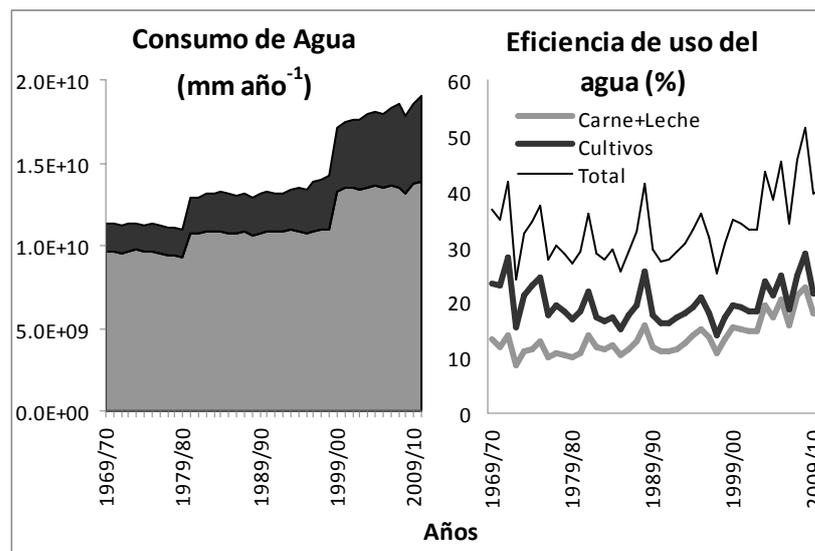


Figura 13: Contribución de la ganadería y de los cultivos al consumo y la eficiencia en el uso del agua en la región agrícola de Argentina en el período 1969/70 – 2010/11.

En otros estudios a escala regional, se ha encontrado que la evapotranspiración en agricultura puede alcanzar alrededor del 37% de las precipitaciones (Postel, 1993). En áreas semiáridas (como gran parte de la región de estudio) se ha registrado eficiencias de captura de las precipitaciones de entre 15 y 30% (Wallace, 2000), sugiriendo que el resto es perdido por evaporación, escurrimiento e infiltración. Rockstrom (1999), por el contrario, encontró que en regiones donde el agua es escasa estos valores rondan alrededor del 9%, e incluso solamente el 5% en algunas partes de África (Qadir *et al.*, 2003). Cabe señalar que estos valores no son comparables con la realidad de la agricultura Argentina, porque en esos sistemas la fertilidad y el deterioro físico de los suelos limitan la eficiencia de uso del agua. De acuerdo a estos valores, la región agrícola argentina parece estar

bien posicionada para producir *commodities* con una aceptable eficiencia hídrica. En la agricultura de secano, el agua que no es transpirada por las plantas puede evaporar, escurrir superficialmente o infiltrar, por lo tanto, solo una porción de la misma puede estar directamente disponible para otros usos (por ejemplo, recarga de acuíferos). Por otro lado, existe evidencia de que la expansión de cultivos anuales puede tener una gran influencia sobre la dinámica del agua sub-superficial y las inundaciones en algunas partes de la región pampeana (Viglizzo *et al.*, 2009). En cualquier caso, el aumento en el consumo y la eficiencia en el uso del agua en el período analizado causaron una alteración de los patrones en el espacio y en el tiempo.

Respecto a la participación de actividades agrícolas y ganaderas, y al igual que en el consumo y producción de energía (Figura 8), la ganadería de carne y leche contribuyó en mayor proporción al consumo de agua, sobre todo al inicio del período. Por otro lado, los cultivos mostraron una eficiencia mayor en todo el período, aunque esta diferencia fue haciéndose cada vez más pequeña. Es necesario recordar aquí que esto no constituye una comparación entre cultivos y ganadería, ya que uno de los factores más importantes es la cantidad de superficie destinada a cada una.

Tanto el consumo de agua (mm año^{-1}) como la eficiencia en el uso del agua (%) se relacionaron de manera positiva con la superficie de cultivos anuales (%), siendo las ecuaciones $y=439x+7E09$; $R^2=0,94$; $n=42$; $p<0,01$ y $y=4E-07x+7,5$; $R^2=0,60$; $n=42$; $p<0,05$, repectivamente. Esto indica que, a mayor proporción de agricultura de cosecha, mayor consumo y eficiencia en el uso del agua. Sin embargo, al analizar cómo fue variando esta relación en el tiempo, se encontró que las pendientes (coeficientes lineales) fueron cada vez menores (Figura 14). Si bien durante el transcurso del período estudiado siguió existiendo una relación positiva significativa, el aumento de superficie de cultivos anuales influyó más en los primeros años del período que en los últimos. Aparentemente, aumentar la proporción de cultivos anuales en la actualidad no significa aumentar tanto el consumo de agua ni su

eficiencia como al inicio del período. Este comportamiento encuentra su justificación a partir de las posibles combinaciones de superficies de cultivos (que consumen mayor cantidad de agua), actividades ganaderas (que consumen una menor cantidad) y otras superficies no consideradas (que no consumen agua, de acuerdo a los términos del presente trabajo). Por ejemplo, el reemplazo de maíz por soja en la rotación hizo disminuir los consumos, aun aumentando la superficie agrícola, debido a los menores consumos de esta (Cuadro 2). Sumado a esto, los consumos y eficiencias de las actividades fueron aumentando en el tiempo, pero no en iguales proporciones, lo que complicó la interpretación de estos comportamientos.

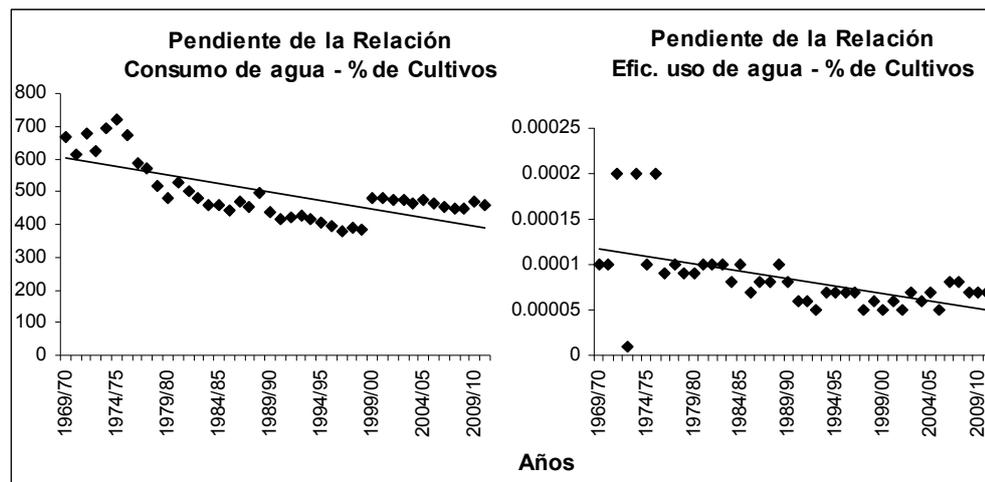


Figura 14: Cambios temporales en la relación entre el consumo (mm) y la eficiencia (%) en el uso del agua y el porcentaje de cultivos anuales. En el eje vertical se representa cuánto aumenta el consumo o la eficiencia a medida que aumenta en uno (1) el porcentaje de cultivos anuales. La ecuación de consumo de agua fue $y = -5,22x + 606,5$; $R^2 = 0,51$; $n = 42$, y la de eficiencia en el uso del agua $y = -2 \times 10^{-6}x + 1 \times 10^{-4}$; $R^2 = 0,28$; $n = 42$, ambas significativas ($p < 0,05$).

Al analizar las contribuciones de las distintas macro-regiones al consumo y eficiencia en el uso del agua de la gran región agrícola argentina se pudo ver que el Centro contribuyó mucho más que las restantes, en todo el período (Figura 15). Si bien hacia los últimos años NOA y NEA aumentaron sus contribuciones proporcionales, en general, los mayores cambios se dieron en la macro-región más productiva y de mayor proporción de cultivos.

Analizando la relación entre las variables y el porcentaje de cultivos anuales, se encontraron tendencias positivas, tanto en consumo como en eficiencia (Ver Cuadro V - Apéndice). En Chaco Húmedo y, en menor medida, en Espinal, se encontraron las relaciones positivas más directas entre agua y agricultura. En el otro extremo, en Selva Paranaense, Campos y Esteros, se encontraron o bien relaciones negativas, o bien ausencia de relación. Esto no es algo fuera de lo común, ya que son eco-regiones con un muy bajo porcentaje de cultivos anuales, y dicho comportamiento se registró también respecto a las variables energéticas (Ver Cuadro IV - Apéndice). Aparentemente, en estas regiones poco cultivadas, la influencia de la agricultura sobre los patrones hídricos (y energéticos) es insignificante, en gran parte porque son superficies pequeñas, pero también porque son relativamente poco productivas y poco intensivas en el uso de insumos. A pesar de estas excepciones, y coincidentemente con trabajos anteriores (Frank, 2007; 2011; Viglizzo *et al.*, 2011b; Frank y Viglizzo, 2012), la generalidad de los resultados sugiere que el uso de la tierra es un factor determinante del consumo y la eficiencia en el uso del agua.

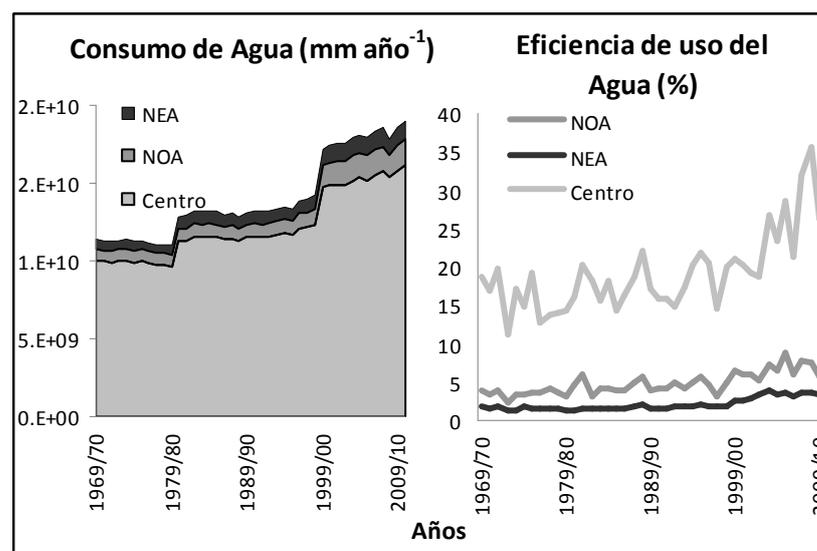


Figura 15: Contribución de las tres zonas de estudio al consumo de agua y su eficiencia en la región agrícola de Argentina en el período 1969/70 – 2010/11.

Al igual que en el caso de la energía, el análisis espacio-temporal de las tendencias relativas a las variables hídricas mostró ciertas particularidades (Figura 16). Más allá de una leve tendencia al aumento en la primera mitad del período, que luego se invirtió sobre el final, las precipitaciones mostraron sectores puntuales en los que la tendencia a la disminución fue más marcada (S de la Provincia de Buenos Aires, La Pampa, N de Córdoba, la eco-región de las Yungas y el E de la región chaqueña). Respecto al consumo de agua, se vieron los mayores cambios en las zonas más productivas (N y S de la Provincia de Buenos Aires), y en zonas con marcados aumentos en el porcentaje de cultivos anuales (S de Chaco, Yungas), lo que coincide con lo esperado, debido a que el consumo de agua depende tanto del rendimiento como del uso de la tierra. Sin embargo, los resultados muestran que algunas de las mayores tendencias al aumento en el consumo de agua y su eficiencia se encontraron en distritos en los que disminuyeron las precipitaciones (Yungas, E de Chaco, N de Córdoba), pero no todas. Es necesario recordar que, si bien estas tendencias son significativas, corresponden a cambios de unos pocos mm al año, salvo en distritos con una alta densidad de puntos (por ejemplo, NE de Buenos Aires).

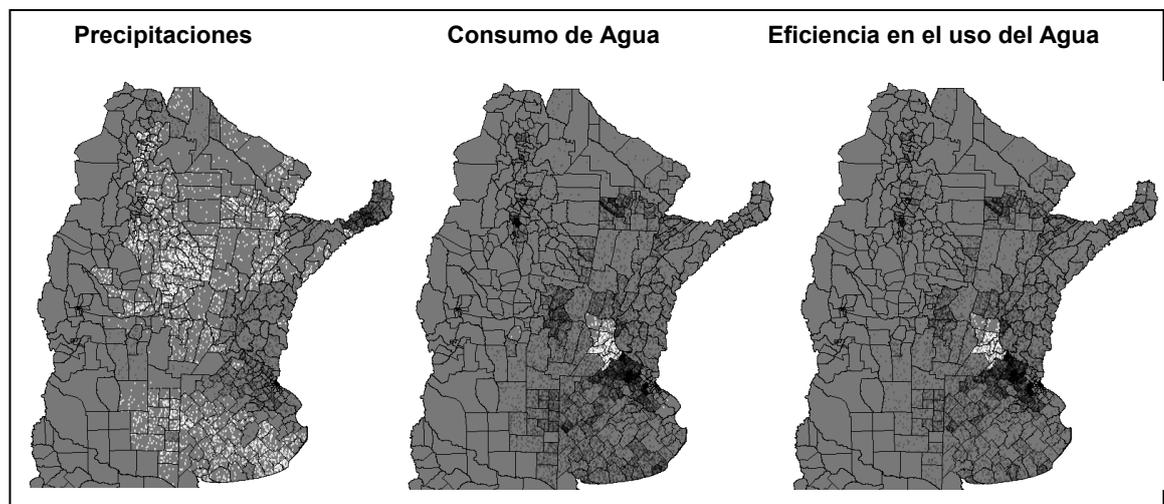


Figura 16: Tendencias en las precipitaciones, consumo de agua y eficiencia en el uso del agua en el período 1969/70-2010/11. Puntos negros = aumento; puntos blancos = disminución; Cada punto representa $0,1 \text{ mm año}^{-1}$ (Precipitaciones), $0,05 \text{ mm año}^{-1}$ (Consumo), y $0,005 \% \text{ año}^{-1}$ (Eficiencia).

Al igual que lo ocurrido con las variables energéticas (Figura 11), resultó notoria la disminución en el consumo de agua en los departamentos del S de la Provincia de Santa Fe, que contrasta con los mayores aumentos, encontrados en los partidos del NE de la Provincia de Buenos Aires (misma eco-región). En estos distritos, el reemplazo de cultivos de relativamente alto consumo de agua, como el maíz (aproximadamente 480 mm año^{-1} al final del período), por otros como la soja (poco más de 380) puede explicar esta disminución (ver Cuadro 2).

Un aspecto no considerado en este estudio es la evapotranspiración de otras especies vegetales distintas de las incluidas, por lo que no deben tomarse los valores de consumo de agua para estimar, por ejemplo, componentes del ciclo hidrológico. La eliminación de áreas boscosas (con vegetación perenne, que consume agua todo el año) por deforestación ha reducido los consumos de agua y, consecuentemente, su eficiencia de uso (Viglizzo y Jobbágy, 2012). Este comportamiento se explica por los mayores niveles de evapotranspiración que presentan las especies arbóreas, en relación a las especies anuales cultivadas (Running y Coughlan, 1998; Wullschleger *et al.*, 1998; Sadras, 2003). La deforestación y posterior cultivo en tierras boscosas modifica drásticamente los patrones regionales de evapotranspiración. Además, es probable que el reemplazo de bosques por cultivos anuales y pasturas haya producido una alteración aún más significativa en los flujos hídricos superficiales y en la profundidad de las napas freáticas de las regiones deforestadas (Jobbágy y Jackson, 2004; Jackson *et al.*, 2005; Jobbágy *et al.*, 2005). Sin embargo, como el área de bosques no fue incluida en este trabajo, estos comportamientos no pudieron verse en los análisis.

RELACIONES ENTRE LOS FLUJOS DE AGUA Y ENERGÍA

El cociente entre el consumo de agua y la producción de energía, el cual indica cuántos mm de agua se necesitan para producir un Mj de energía, es un indicador útil para estimar la eficiencia con la cual el sector agropecuario utiliza ambos recursos, de manera combinada. Se encontró que, al principio del período, el valor promedio para toda la región fue de alrededor de 40 mm Mj⁻¹, finalizando en valores cercanos a la mitad de esa cifra, reflejando un aumento de esta eficiencia. Esto significa que se duplicó la eficiencia con la que se convirtió el agua de las precipitaciones (un insumo), en energía (el producto). Estos resultados coinciden con un trabajo anterior para las mismas eco-regiones, aun cuando en éste se consideraron otros usos de la tierra como bosques, forestaciones y otros cultivos (Frank, 2011).

Analizando el comportamiento del cociente agua-energía en las macro-regiones y eco-regiones, se encontró una mayoría de relaciones negativas, indicando aumentos en la eficiencia de conversión del agua en energía en el período evaluado (Ver Cuadro VI – Apéndice). Las tendencias inversas encontradas en Esteros, Campos y Selva Paranaense responden a los bajos porcentajes de cultivos anuales, cuestión que se manifestó también en la energía y en el agua por separado, y que carece de valor interpretativo, debido a la poca representatividad de la superficie agrícola en éstas. Sin embargo, Además, en todas las eco-regiones, una mayor proporción de cultivos anuales significó mayores eficiencias, aunque no en todas con la misma intensidad. En las eco-regiones del NOA, en las que además de la agricultura se intensificó la ganadería, la relación entre el consumo de agua y la producción de energía fue más parecida a la región Centro que a la de NEA, mucho menos intensificada.

Respecto a la relación de esta variable con el porcentaje de cultivos anuales (Ver Cuadro VI – Apéndice), se encontró que un modelo logarítmico se adecuaba

mejor que uno lineal para cuantificar la disminución en los valores del indicador a medida que aumenta el porcentaje de cultivos anuales. Esto significa que en las primeras etapas del avance de cultivos anuales se genera un aumento proporcionalmente mayor en la eficiencia de conversión de agua en energía, cuestión que no se alcanza a apreciar analizando las variables por separado. El avance de la agricultura sobre la ganadería y/o áreas naturales no solo aumenta la producción de energía y el consumo de agua por separado, sino que potencia la eficiencia con la que los agroecosistemas convierten el agua en energía. Esto no es un resultado menor, especialmente en zonas en las que la eficiencia de uso del agua (ya sea por exceso o deficiencia del recurso) es estratégicamente más importante que la eficiencia de otros recursos (ya que energía fósil corresponde a la mayoría de ellos).

Por otro lado, se encontró en la región de estudio una relación positiva entre el consumo de agua y el consumo de energía fósil (Ver Cuadro VII - Apéndice), que se repitió en todas las eco-regiones. La relación entre el consumo de agua y la producción de energía se comportó de manera similar, aunque las regiones de Selva Paranaense, Campos y Esteros constituyeron excepciones. En éstas, una mayor producción de energía no se relacionó significativamente con un mayor consumo de agua. No se encontraron relaciones significativas entre las precipitaciones (entendidas como las “entradas” del flujo de agua) y el consumo de energía fósil y la producción de energía (las “entradas” y “salidas” del flujo de energía, respectivamente).

No obstante estas consideraciones generales, en las eco-regiones de NOA, la relación entre consumo de agua y producción de energía fue positiva y altamente significativa, mientras que en el Centro fueron relativamente menos significativas, y en el NEA directamente no fueron significativas (Ver Cuadro VII – Apéndice). Descartando las eco-regiones con bajos porcentajes de cultivos anuales, las relaciones más significativas entre agua y energía se dieron en las regiones extra-pampeanas (las menos productivas, pero de mayores cambios proporcionales en el

uso de la tierra). Esta variedad de combinaciones entre los comportamientos de las variables de agua y energía resalta la importancia de considerar las implicancias energéticas e hidrológicas en presencia de procesos de avance (o retroceso) de la frontera agrícola.

Por otro lado, se encontró una mayoría de relaciones negativas en las eco-regiones de estudio entre la eficiencia en el uso del agua y la eficiencia en el uso de la energía fósil (Ver Cuadro VIII - Apéndice). Si bien no todas fueron significativas, existiría un conflicto entre estas variables. Es decir, una mayor eficiencia de la última (que puede deberse tanto a alta producción de energía como a bajo consumo de energía fósil) es indicativa de una menor eficiencia en la primera (que a su vez puede deberse a bajo consumo de agua, a altas precipitaciones, o a una combinación de ambas). Contrariamente, en Pampa Ondulada, la eco-región más productiva, la relación fue positiva. En ésta, las menores restricciones para la producción agropecuaria permitieron la expresión de mayores eficiencias de uso de ambos recursos, potenciadas por una alta intensidad de uso de la tierra y de uso de insumos, como por ejemplo doble cultivo, feed-lots y tambos intensivos, etc. (Caviglia *et al.*, 2013).

Más allá de las diferencias entre eco-regiones, y de los relativamente bajos coeficientes de determinación entre las variables, se puede decir que si bien la tendencia en el tiempo fue a mejorar la eficiencia de uso de ambos recursos, no necesariamente el aumento en una de ellas se asoció a un aumento en la otra. Es necesario recordar aquí que todos estos análisis corresponden a agricultura de secano. En el posible caso de incorporar agua de riego, estas relaciones dejarían de tener validez ya que, por un lado, el riego aumenta el consumo de agua, y la eficiencia en el uso de las precipitaciones (al menos como está planteada en este trabajo), y por otro, supone un gasto energético mayor (al menos el riego presurizado).

Como se puede ver hasta aquí, las relaciones entre los flujos de agua y los flujos de energía no surgen clara e inequívocamente de los análisis de éstos por separado. El análisis espacial presentado en la Figura 17 muestra que cada punto representa un aumento o disminución de $0,0005 \text{ mm Mj}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (es decir, cada año se necesitó esa cantidad de agua más –o menos– que el año anterior para producir un Mj de energía). Se encontró un aumento generalizado de la eficiencia de conversión del agua en energía (mayoría de puntos blancos), salvo por los distritos del NE del país (provincias de Corrientes y Misiones).

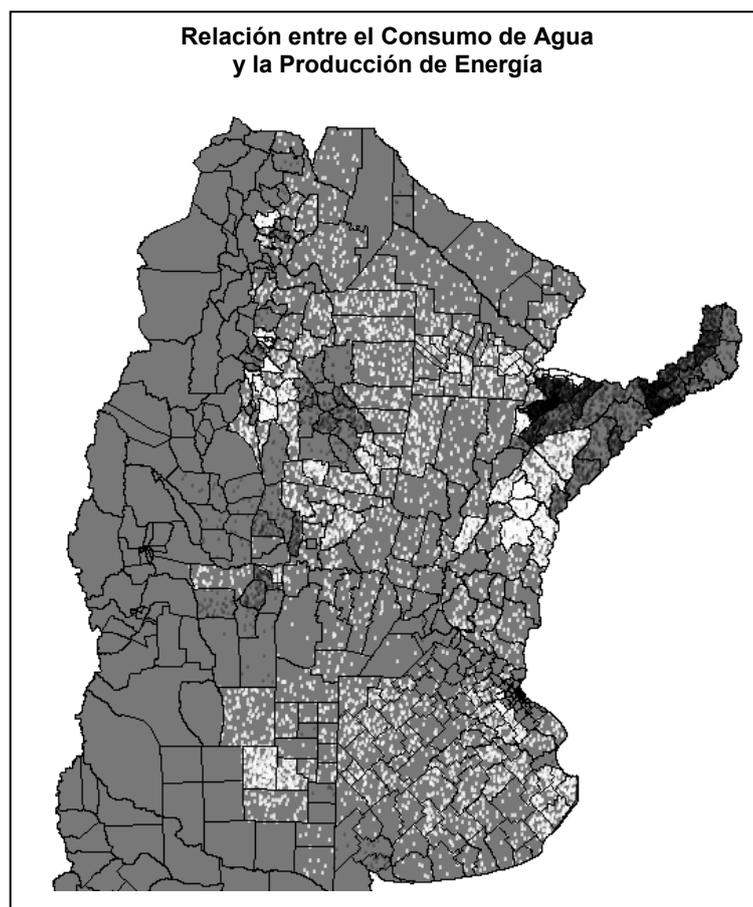


Figura 17: Tendencia en la relación consumo de agua-producción de energía en el período 1969/70-2010/11. Puntos negros = aumento; puntos blancos = disminución; Cada punto representa $0,0005 \text{ mm Mj}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Los puntos blancos (tendencias negativas en la relación agua-energía) indican un aumento en la eficiencia.

Sin embargo, las tendencias encontradas no fueron necesariamente mayores en las regiones en las que aumentó más el consumo de agua (numerador), o aumentó menos la producción de energía (denominador). Los mayores aumentos de eficiencia se dieron en distritos del NE y S del Espinal y S de Yungas, áreas en las que el cambio proporcional en el uso de la tierra ha sido más acentuado. Una vez más, el impacto de las actividades humanas (en este caso, expansión de la agricultura) es más evidente sobre la combinación de ambas variables que sobre cada una por separado.

CUESTIONES DEPENDIENTES DE LA ESCALA DE ANÁLISIS

Cada vez es más grande la demanda de conocimiento orientado a escalas específicas por parte de agrónomos, biólogos, ecologistas y tomadores de decisión. Los mismos usualmente realizan sus actividades a distintas escalas (potrero, establecimiento, cuenca, región, provincia, etc.), pero la disponibilidad de información en cada una es asimétrica (Viglizzo, 2009). Mientras que el conocimiento a escalas menores es generalmente abundante, el conocimiento de procesos que operan a escalas espaciales y temporales más grandes es mucho más difícil de encontrar, más aún sobre procesos que operan cruzando estas escalas. Por lo tanto, los estudios multi-escalares suelen estar sobradamente justificados, ya que el conocimiento de un proceso a una escala determinada puede no ser suficiente para explicar comportamientos a otras escalas.

A pesar de que los principales temas de índole ambiental se manifiestan en grandes superficies, la mayoría de los estudios agronómicos y ecológicos se llevan a cabo en superficies relativamente reducidas, y durante cortos períodos de tiempo. Por otro lado, son todavía escasos los estudios de grandes áreas productivas que involucran el estudio de procesos que se desarrollan a escalas espaciales y temporales extensas. Esto no es algo inusual, ya que es a escalas menores (potrero, establecimiento) donde se toman la mayoría de las decisiones productivas. Sin embargo, en general, las decisiones sobre manejo y conservación de los recursos naturales se toman a una escala espacial más extensa (municipios, partidos o departamentos, provincias). En esta Tesis, se propuso trabajar a escalas tanto espaciales como temporales más amplias, y por lo tanto potencialmente más útiles desde el punto de vista aplicado. De esta manera, los modelos interpretativos desarrollados podrán ser empleados como un insumo básico de información para racionalizar estrategias de ordenamiento y manejo de las principales áreas productivas

del país. Si bien la manera de escalar variables y procesos puede considerarse un problema aún no resuelto en agroecología, el hecho de informar los resultados a distintas escalas, y de examinar y explicar cómo los mismos se relacionan con resultados a otra(s) escala(s) es un primer paso necesario para afrontar esta limitación.

Schulze (2000) compiló y describió un número de razones por las cuales ocurren problemas con las escalas y el escalamiento en sistemas ecológicos e hidrológicos. Factores como la heterogeneidad espacial, respuestas no lineales, umbrales críticos, cambios en los procesos dominantes a diferentes escalas, y la aparición de propiedades emergentes complican la comunicación de resultados a diferentes escalas. Sin embargo, hay varios métodos para escalar (hacia arriba o hacia abajo), desde la simple extrapolación de valores, a complejas integraciones de modelos en un “modelo compuesto a gran escala” (Ewert *et al.*, 2005). Una característica importante de estos métodos es que al escalar hacia arriba, deben considerarse la variabilidad en los datos de escalas inferiores. Por ejemplo, no puede usarse un mismo valor de consumo de agua obtenido en Pampa Ondulada para representar el consumo en toda la región. Es por eso que es importante definir zonas de acuerdo a características climáticas y edáficas como base para la extrapolación (en este estudio: distritos, eco-regiones y macro-regiones). Este tipo de aplicación de información agrícola a escalas espaciales y temporales más grandes se ha utilizado para varios fines, como identificar limitantes para el cultivo, regionalizar recomendaciones óptimas de manejo, comparar tendencias en rendimientos, etc. (van Wart *et al.*, 2013b). En esta Tesis, debido a que la mayor parte de la información de base provino de estadísticas oficiales, los límites debieron ser políticos (aunque incluyendo los distritos en las áreas agro-ecológicas más representadas en estos).

En este trabajo, los resultados fueron escalados hacia arriba mediante una combinación de “agregación de datos de ingreso” y “agregación de datos de salida”,

de acuerdo a la disponibilidad de información en cada aspecto particular. En términos simples, esto significa que los resultados de, por ejemplo consumo de agua, en un distrito en particular, no son directamente la sumatoria de los distintos usos de la tierra considerados, sino su combinación en un modelo de cálculo. Entre las posibles fuentes de diferencia entre esta forma de hacerlo y la simple agregación de resultados se encuentran cuestiones como el doble cultivo sobre la misma superficie (por ejemplo, soja de segunda), el consumo de rastrojos de cultivos por parte del ganado bovino, las transferencias de agua entre distritos (tanto a nivel superficial como sub-superficial), etc. Por otro lado, los resultados expresados a escala de distrito (solamente presentados en forma de tendencias en los Cuadros 1 y 2 y Figuras 11, 16 y 17) fueron escalados hacia arriba mediante “agregación de datos de salida”, es decir, mediante simple extrapolación. Lo mismo ocurrió con la extrapolación de datos desde las eco-regiones hacia las zonas y la totalidad de la región. Cabe recordar que, a pesar de la utilidad de este tipo de análisis, se ha informado que extrapolar en complejidad y en espacio introduce incertidumbre en los valores de los indicadores (Bechini *et al.*, 2011).

La poca disponibilidad de información básica expresada a las escalas en las que son necesarias para este tipo de estudios hace que esta sea la única forma de escalar los resultados obtenidos. Esto puede resultar en errores si las respuestas de los procesos evaluados a las variables utilizadas no son lineales (como sucede en la mayoría de los procesos ecosistémicos) o si existen interacciones a través de las escalas. Sin embargo, la mayoría de los avances en este sentido aún siguen siendo realizados de esta forma, ya que otros métodos más apropiados (por ejemplo, modelado multiescalar) suelen estar restringidos por la falta de disponibilidad de datos (Ewert *et al.*, 2006).

Teniendo en cuenta estas restricciones, los resultados mostraron que los valores medios, desvíos y relaciones identificadas a determinada escala no pudieron

ser directamente escalados a escalas superiores. Lejos de clarificar las relaciones encontradas en la escala superior (la totalidad de la región), la presentación de resultados a escalas de macro-región, eco-región y distrito refuerza la idea de que emergen propiedades diferentes al pasar de una escala a otra (Nielsen y Müller, 2000), y se deben extremar las precauciones al hacer extrapolaciones de los valores, tendencias, relaciones y patrones obtenidos a determinado nivel de percepción. Estas “propiedades emergentes”, se hicieron evidentes en los diferentes comportamientos en el tiempo y en las diferentes relaciones con el porcentaje de cultivos anuales a distintas escalas.

Un primer ejemplo de comportamientos distintos a distintas escalas lo constituye la evolución del flujo de la energía, encontrándose en toda la región un aumento del consumo, un aumento relativamente mayor de la producción, y un consecuente aumento de la eficiencia de uso de la energía fósil. Sin embargo, hubiese sido un error escalar estas relaciones hacia abajo, dado que se encontraron diversos comportamientos en las eco-regiones (e incluso dentro de las eco-regiones). El consumo de energía fósil aumentó en la Provincia de Buenos Aires y en otros “focos” distribuidos en las demás macro-regiones. La producción de energía, por su parte, aumentó hacia el centro del área estudiada, el sur de Buenos Aires y parte de las Yungas. Esto resultó en que la eficiencia aumentara en algunas regiones, y disminuyera o no mostrara cambios en otras.

Como otro ejemplo, se destacan los distritos del sur de la Provincia de Santa Fe, en los que se observó una tendencia a la disminución en el consumo de agua. Al analizar la eco-región a la que pertenecen, se observó un aumento en esa variable, ya que su comportamiento se combinó con el de otros distritos (norte de Buenos Aires). Este aumento fue, a su vez, menor al encontrado al analizar la macro-región Centro, y la totalidad de la región agrícola, ya que se diluyó entre el comportamiento de todos los distritos analizados.

Todo dato es susceptible de presentar errores, sea por error de medición, de estimación, o por variabilidad dentro de las unidades de medición. Si a esto se le suman los errores asociados a la extrapolación de datos generados a escalas pequeñas (de potrero) hacia escalas mayores (partidos o departamentos), las incertidumbres en los valores obtenidos serán de gran importancia (Bechini *et al.*, 2011). La comparación de los valores encontrados en esta Tesis con valores encontrados en otros trabajos (generados a escalas menores) mostró diferencias considerables en las magnitudes y en el comportamiento. Por ejemplo, la eficiencia en el uso de agua en cultivos a escala de lote en las zonas más productivas de la región (por ejemplo, Coll *et al.*, 2012 y Caviglia *et al.*, 2013) fue de alrededor del doble de la encontrada como promedio para esas mismas regiones en esta Tesis. Si bien los métodos de cálculo y la información pueden no ser exactamente iguales, gran parte de esta diferencia responde a la variabilidad de condiciones que se promedian cuando se analizan escalas superiores.

Debido a que existe el riesgo de tomar decisiones inadecuadas cuando se maneja información a una escala distinta de la que es generada, cualquier intento de escalar valores de uso de agua (y energía) desde la hoja hasta el ecosistema, y desde el ecosistema hasta la escala global, debe ser cauto, y considerar las diferentes respuestas del uso de agua a distintas escalas (Niu *et al.*, 2011). Además de la cantidad y calidad de información, que aumenta jerárquicamente hacia escalas superiores (Rodríguez y Sadras, 2011), los tomadores de decisión y los objetivos también cambian. Por ejemplo, a escala de establecimiento, un productor puede sembrar maíz para hacer un uso más eficiente (mayor consumo) del agua (Grassini y Cassman, 2012). Sin embargo, en una región o período determinado, un legislador puede proponer priorizar un uso alternativo, que permita, por ejemplo, una mayor recarga de los acuíferos.

PRINCIPALES LIMITACIONES DE ESTE TRABAJO

Es necesario señalar que en esta Tesis se hizo foco únicamente sobre las actividades dominantes de la producción agropecuaria de secano en Argentina. Se omitió considerar otros cultivos y producciones ganaderas, así como actividades intensivas como la producción de frutas, hortalizas y productos animales (producción de pollos, cerdos, etc.). Debido a la configuración de la información, no se pudo diferenciar entre soja de primera y soja de segunda. Como esta se hace usualmente sobre otro cultivo, la omisión de esta característica resultó en menores eficiencias para este cultivo. Tampoco se consideraron condiciones de regadío ni agricultura en áreas periurbanas, producción forestal o agroindustrial. Por lo tanto, todas las inferencias que surjan de esta contribución son sólo pertinentes para los sistemas de producción analizados. Esta decisión se justificó porque el costo de recolectar y manipular mayor cantidad de información hubiese sido demasiado alto en relación al beneficio logrado, ya que las actividades seleccionadas ocuparon gran parte de la superficie física de la región de estudio (Figura 1). Es indudable que un perfeccionamiento posterior debería incluir a éstas y otras actividades de importancia, tanto en secano como en regadío. Es de esperar que otros tipos de producción muestren valores y comportamientos distintos a los encontrados en esta Tesis. Por ejemplo, en el engorde a corral se consume, por unidad de superficie, mucha más energía fósil, y en la agricultura bajo riego se consume mucha más agua.

Debido al alcance espacial y temporal abarcado, existieron incertidumbres en las fuentes de información. Si bien se han utilizado en muchos trabajos, siempre existen dudas inevitables respecto a la objetividad y rigurosidad de las estadísticas oficiales (por ejemplo, de uso de la tierra, rendimientos, uso de insumos). Si bien el método de recolección de datos fue homogéneo para todo el país, los criterios de levantamiento de información adolecen de la variabilidad y subjetividad propias de los

agentes involucrados en cada una de las unidades relevadas. En otras variables, las fuentes de incertidumbre principales son los valores a utilizar para cada unidad de análisis, por ejemplo, la representatividad del valor de precipitaciones. Si bien el modelo de precipitaciones utilizado (GPCC, 2012) utiliza unas 45.000 estaciones meteorológicas en todo el mundo, los autores solo recomiendan su uso para estudios regionales y globales (como éste). También sugieren considerar la cantidad de estaciones utilizadas para cada punto de la grilla (Rudolf y Schneider, 2005). En la región de estudio, para cada partido o departamento, el modelo incluyó una o unas pocas estaciones meteorológicas, lo que obliga a tener en cuenta esta limitación, sobre todo al hacer un análisis de los valores absolutos de la eficiencia en el uso del agua.

Otra fuente de incertidumbre son los métodos de cálculo. Al estar diseñadas para escalas de alta resolución y bajo alcance (por ejemplo, un establecimiento o un potrero, durante un año de evaluación), pueden no haber sido lo suficientemente sensibles como para detectar pequeñas diferencias entre unidades, o en el tiempo.

Más allá de estas incertidumbres, los resultados permitieron la detección de patrones, gradientes y tendencias a través del tiempo y del espacio, que seguramente resultarán de utilidad a diversas escalas. El objetivo del trabajo fue identificar y cuantificar grandes tendencias de cambio en el tiempo y en el espacio, no ofrecer un cuadro preciso de los procesos que ocurren a nivel de predio o de potrero. Es inevitable que a medida que se asciende en la escala espacio-temporal, se pierdan detalles que solo es posible percibir a una escala más reducida (por ejemplo, a través de ensayos *ad-hoc*).

Como se detalla en la sección de métodos, cada indicador es el resultado de una serie de cálculos específicos. Aunque los procedimientos a aplicar tienen un buen fundamento teórico para trabajar a escalas espaciales reducidas, necesitan ser validados cuando se aplican a escalas mayores. Un avance en este sentido es la publicación editada por Viglizzo y Jobbágy (2011), referida al impacto del avance de la frontera agropecuaria en Argentina.

CONCLUSIONES

Los impactos agroecológicos del uso de la tierra se han convertido en un tema recurrente en la evaluación de la producción agropecuaria a nivel mundial. Probablemente, los aspectos relacionados con la expansión de la agricultura, el uso de insumos, incluidos el agua y la energía, y otros impactos sobre los ecosistemas serán de mayor importancia aún en el futuro cercano. La identificación del impacto de la producción agropecuaria sobre los flujos de agua y energía no es un desafío menor, sobre todo en una sociedad que se preocupa crecientemente por los problemas ambientales. Esto es particularmente importante en la región agrícola de Argentina, en la que la agricultura y la ganadería son las actividades económicas más importantes.

Las variables elegidas fueron lo suficientemente genéricas y versátiles como para permitir la identificación, cuantificación, y análisis de los flujos de agua y energía, de acuerdo al objetivo general planteado. La clave que confiere fortaleza a este estudio no radicó tanto en el valor absoluto de los resultados obtenidos, sino en la identificación de grandes patrones y gradientes espaciales, y cómo éstos fueron variando en los últimos 42 años. En otros términos, la fortaleza del trabajo radica en que permitió mejorar los conocimientos sobre las implicancias energéticas e hidrológicas de la expansión agropecuaria argentina, los cambios que han ocurrido en los últimos años, para poder proyectar cambios para el futuro cercano.

Respecto a las hipótesis planteadas, los resultados indican que las regiones más productivas (e intensivas) mostraron mayores eficiencias de uso de ambos recursos, no solamente de agua. Esto indica que, al menos desde el punto de vista del agua y la energía, los mayores niveles de producción y las mayores eficiencias en el uso de los recursos no son metas antagónicas. Además, se confirmó que el impacto del avance de la frontera agrícola (o bien, el aumento de la superficie de cultivos de cosecha) impactó de manera diferenciada sobre los flujos de agua y energía. En

general, se encontraron mayores cambios absolutos en las eco-regiones más productivas (zona Centro), pero mayores cambios proporcionales en las regiones marginales para la agricultura (NOA y NEA).

Además, estas relaciones también cambiaron en el tiempo, se hicieron más estrechas con respecto al consumo y producción de energía, pero menos claras con respecto al consumo y eficiencia en el uso del agua. De acuerdo a esto, el impacto de la agriculturización de la región tiende a ser cada vez mayor sobre el flujo de energía que sobre el flujo de agua.

Finalmente, si bien las cuestiones dependientes de la escala no fueron la parte central de esta Tesis, los resultados confirmaron que los comportamientos y relaciones entre los flujos de agua y energía, el uso de la tierra y los sistemas de producción variaron con la escala de agregación y representación de la información. En general, a escalas superiores, se encontraron relaciones sinérgicas entre las variables. Sin embargo, a escalas inferiores se encontró una variedad de relaciones, positivas, negativas y neutras, lo que imposibilitó generalizar. La extrapolación de resultados a escalas superiores o inferiores puede llevar a interpretaciones equivocadas, incluso opuestas, como se vio en diversos ejemplos en las variables analizadas.

El valor estratégico del agua y de la energía en la agricultura argentina demanda este tipo de trabajos multiescalares, que interesan a distintos tomadores de decisión. Por ejemplo, a escalas menores, los dueños de la tierra y sus administradores podrían incrementar su eficiencia en el uso de agua, manteniendo en mente las relaciones de competencia y complementariedad entre cultivos, y entre cultivos y actividades ganaderas. En escalas intermedias, grandes empresas y organismos de planeamiento territorial podrían tener como objetivo armonizar el balance entre los recursos hídricos y energéticos y la capacidad de producción de los ecosistemas. Finalmente, a escalas regionales o eco-regionales, la competencia entre agricultura y otros sectores (recarga de acuíferos, por ejemplo), o los efectos de la

misma sobre la dinámica hidrológica pueden ser de interés para distintos niveles del gobierno. En este sentido, este trabajo puede ser de utilidad, ya que la mayoría de los estudios sobre estas variables suelen estar enfocados en la cantidad de agua necesaria para producir un kg de producto, pero pocos trabajos han tenido como objetivo evaluar el uso regional del agua de lluvia, en sistemas productivos que integran más de un cultivo, y producciones ganaderas.

A pesar de las complicaciones y limitaciones, el marco de análisis utilizado ofrece una manera de entender y cuantificar los factores determinantes del uso del agua y de la energía fósil en los agroecosistemas de la región agrícola de Argentina. En tiempos en que conceptos como Huella de C (la energía es uno de los factores que contribuyen a ésta) y Huella Hídrica son muy escuchados, el conocimiento generado en el marco de esta Tesis puede aportar a cuantificar y comprender los aportes de la producción primaria a los mismos. Además, la originalidad del enfoque, sistémico y multiescalar, le otorga validez y relevancia a los resultados, a pesar de que no puedan extrapolarse directamente sus valores absolutos. Considerando que estas cuestiones serán inevitablemente un foco de atención cada vez mayor, es esperable que en algún momento los *commodities* reflejen en cierta medida el costo del agua utilizada para su producción. En este sentido, todos los adelantos que se hagan en cuantificar estos aspectos serán de gran utilidad en el futuro cercano.

RECONOCIMIENTOS

Como requisito para la obtención del título de Doctor en Ciencias Agrarias, los hallazgos de esta Tesis fueron presentados en la siguiente publicación: *Frank, FC & Viglizzo, EF (2012) Water use in rain-fed farming at different scales in the Pampas of Argentina. Agricultural Systems 109: 35-42*. Los autores agradecen a los revisores de la revista, cuyo aporte representó un filtro de calidad para la redacción de esta Tesis.

REFERENCIAS

- Aboudrare, A., Debaeke, P., Chekli, H., Bouaziz, A. 2006. Effects of soil tillage and fallow management on soil water storage and sunflower production in a semiarid Mediterranean climate. *Agricultural Water Management* 83, 183–196.
- Agudelo, J., Hoekstra, A. 2001. Valuing water for agriculture: Application to the Zambezi basin countries. In: *Globalization and Water Resources Management. The Changing Value of Water*, International Specialty Conference, University of Dundee, Dundee, United Kingdom.
- Aldaya, M., Allan, A., Hoekstra, A. 2010. Strategic importance of green water in international crop trade. *Ecological Economics* 69:887–894.
- Allan J. 1998. Virtual water: a strategic resource, global solutions to regional deficits. *Ground Water* 36:545–546.
- Allen, T., Starr, T. 1982. *Hierarchy Perspectives of Ecological Complexity*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, United States.
- Andrade, F., Aguirrezábal, L., Rizzalli, R., 2002. Crecimiento y rendimientos comparados. En: Andrade, F.H., Sadras, V.O. (Eds.), *Bases para el Manejo del Maíz, el Girasol y la Soja*. INTA-Universidad de Mar del Plata, Balcarce, pp. 57–96.
- ARC (Agriculture Research Council), 1980. *The nutrient requirements of ruminant livestock*. C.A.B., Slough, England.
- Arelovich, H., Bravo, R., Martínez, M. 2011. Development, characteristics, and trends for beef cattle production in Argentina. *Animal Frontiers* 2(1):37-45.
- Babucea, A.G. 2004. Statistical methods for time series and panel data analysis. *Annals of the University of Petroșani, Economics* 4: 5–12.
- Bailey, R. 1995. *Description of the Ecoregions of the United States*. Misc. Publ. N° 1391. USDA Forest Service, Washington DC, United States.
- Bandyopadhyay, P.K., Mallick, S., 2003. Actual evapotranspiration and crop coefficients of wheat (*Triticum aestivum*) under varying moisture levels of humid tropical canal command area. *Agricultural Water Management* 59: 33–47.
- Barthélemy, F., Renault D. Wallender W. 1993. *Water for a Sustainable Human nutrition: inputs and resources analysis for Arid areas*. UC Davis Internal report.
- Bechini, L., Castoldi, N. 2009. On-farm monitoring of economic and environmental performances of cropping systems: Results of a 2-year study at the field scale in northern Italy. *Ecological Indicators* 9:1096–1113.
- Bechini, L., Castoldi, N., Stein, A. 2011. Sensitivity to information upscaling of agro-ecological assessments: Application to soil organic carbon management. *Agricultural Systems* 104: 480–490.
- Bennett, A. 2000 Environmental consequences of increasing production: some current perspectives *Agriculture Ecosystems and Environment* 82(1–3):89–95.

- Bergkamp, G. 1998. The response of hierarchical soil erosion processes to land use and land cover change. En: Usó, J., Brebbia, C., Power, H. (eds.) *Advances in Ecological Sciences: Ecosystems and Sustainable Development*. Computational Mechanics Publications, Southampton, United Kingdom.
- Bilenca D. 2004. Identificación de áreas valiosas de pastizal (AVPs) en las pampas y campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil. Bilenca, D., Miñarro, F. (eds.) FVSA. Buenos Aires, Argentina.
- Bockstaller, C., Girardin, P. 2003. How to validate environmental indicators. *Agricultural Systems* 76:639–653.
- Boletta, P., Ravelo, A., Planchuelo, A., Grilli, M. 2006. Assessing deforestation in the Argentine Chaco. *Forest Ecological Management* 228:108-114.
- Brown, A., Martínez Ortiz, U., Acerbi, M., Corcuera, J. 2006. *La Situación Ambiental Argentina 2005*, Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires.
- Buringh, P., Dudal, R. 1987. Agricultural land use in space and time. En: Wolman, M., Fournier, F. (eds.) *Land Transformation in Agriculture SCOPE*, John Wiley & Sons. New York, United States.
- Calviño, P.A., Monzon, J.P. 2009. Farming systems of Argentina: yield constraints and risk management. En: Sadras, V.O., Calderini, D.F. (Eds.), *Crop Physiology: Applications for Genetic Improvement and Agronomy*. Academic Press, San Diego, pp. 55–70.
- Carreño, L., Viglizzo, E. 2007. *Provisión de servicios ecológicos y gestión de los ambientes rurales en Argentina*. Ediciones INTA, Buenos Aires.
- Casas, R. 1998. Causas y evidencias de la degradación de suelos en la region pampeana. En: Solbrig, O., Vainesman, L. (eds.) *Hacia una Agricultura Productiva y Sustentable en La Pampa*. Harvard University - Consejo Profesional de Ingeniería Agronómica (CPIA), Buenos Aires, Argentina. pp. 99–129.
- Caviglia, O., Sadras, V., Andrade, F. 2004. Intensification of agriculture in the southeastern Pampas I. Capture and efficiency in the use of water and radiation in double-cropped wheat–soybean. *Field Crops Research* 87:117–129.
- Caviglia, O., Sadras, V., Andrade, F. 2013. Modelling long-term effects of cropping intensification reveals increased water and radiation productivity in the South-eastern Pampas. *Field Crops Research* 149:300–311.
- Coll, L., Cerrudo, A., Rizzalli, R., Monzon, J.P., Andrade, F. 2012. Capture and use of water and radiation in summer intercrops in the south-east Pampas of Argentina. *Field Crops Research* 134:105–113.
- CEPAL. 2005. *Análisis sistémico de la agriculturización en la pampa húmeda argentina y sus consecuencias en regiones extrapampeanas: sostenibilidad, brechas de conocimiento e integración de políticas*. Serie Medio ambiente y desarrollo n°118. Santiago de Chile: Naciones Unidas.

- Chapagain, A., Hoekstra, A. 2004. Water footprints of nations. Volume 1: Main Report. Value of Water Research Report Series No. 16. UNESCO-IHE Delft. The Netherlands.
- Chambouleyron, J., Morábito, J. 2006. El riego en Argentina. Instituto Nacional del Agua. Disponible en www.inta.gov.ar [consulta 02/14].
- CIA (Central Intelligence Agency) 2013. The World Factbook 2013-14. Washington, DC, USA. Disponible en <https://www.cia.gov/library/publications/the-world-factbook/index.html> [Consulta 02/14].
- Chase, J., Leibold, M. 2002. Spatial scale dictates the productivity-biodiversity relationship. *Nature* 416:427–430.
- Conforti, P., Giampietro, M.. 1997. Fossil energy use in agriculture: an international comparison. *Agriculture Ecosystems and Environment* 65:231–243.
- CONICET-UBA. 2008. La Argentina en Mapas. Departamento de Investigaciones Geográficas (UBA-Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas), Buenos Aires, Argentina. Disponible en: < <http://www.laargentinaenmapas.com.ar> > [Consulta: 08/09].
- Costanza, R., Daly, H. 1992. Natural Capital and Sustainable Development. *Conservation Biology* 6: 37-46.
- Cox, G. 1984. The linkage of inputs to outputs in agroecosystems. En: Lawrence, R., Stinner, B., House, G. (eds.) *Agricultural Ecosystems: Unifying concepts*. John Wiley and Sons. New York, United States. pp:187–208.
- De Koning, G., Verburg, P., Veldkamp, A., Fresco, L. 1999. Multi-scale modelling of land use change dynamics in Ecuador. *Agricultural Systems* 61:77–93.
- Dumanski, J., Pieri, C. 2000. Land quality indicators: research plan. *Agriculture Ecosystems and Environment* 81:93–102.
- Dumanski, J., Pettapiece, W., McGregor, R. 1998. Relevance of scale dependent approaches for integrating bio-physical and socio-economic information and development of agroecological indicators. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 50:13–22.
- Dussart, E., Lerner, P., Peinetti, R. 1998. Long term dynamics of two populations of *Prosopis caldenia* Burkart. *Journal of Range Management* 51:685-691.
- Egli, D.B. 2008. Soybean yield trends from 1972 to 2003 in mid-western USA. *Field Crops Research* 106:53–59.
- Evans, L.T., 1993. *Crop Evolution, Adaptation and Yield*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 500. Disponible en <http://books.google.com.ar/books?id=bDN5ksRmazQC>
- Evenson R.E., Gollin, D. 2003. Assessing the impact of the green revolution, 1960 to 2000. *Science* 300:758-62.

- Ewert, F., van Keulen, H., van Ittersum, M.K., Giller, K.E., Leffelaar, P.A., Roetter, R.P. 2006. Multi-scale analysis and modelling of natural resource management options. In: Proceedings of the iEMSs Third Biennial Meeting "Summit on Environmental Modelling and Software", Burlington, Vermont, USA.
- Fan, T., Stewart, B.A., Yong, W., Junjie, L., Guangye, Z., 2005. Long-term fertilization effects on grain yield, water-use efficiency and soil fertility in the dryland of Loess Plateau in China. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 106, 313–329.
- FAO (Food and Agriculture Organization). 2003. Base de Datos. Disponible en < <http://www.fao.org/> > [consulta: 03/06].
- FAO. 2011. Dairy development in Argentina, por O.R. Cappellini. FAO Dairy Reports. Rome.
- Farahani, H.J., Peterson, G.A., Westfall, D.G. 1998. Dryland cropping intensification: A fundamental solution to efficient use of precipitation. *Advances in Agronomy* 64: 197–223.
- Fengrui, L., Songling, Z., Geballe, G.T., 2000. Water use patterns and agronomic performance for some cropping systems with and without fallow crops in a semi-arid environment of northwest China. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 79, 129–142.
- Folletto, R. 2001. Soil management concepts and carbon sequestration in cropland soils. *Soil Tillage and Research* 61:77–92.
- Frank, F. 2007. Impacto agroecológico del uso de la tierra a diferentes escalas en la Región Pampeana de Argentina. Tesis presentada para optar por el grado de *Magister Scientiae*. FCA-UNMdP. Balcarce, Buenos Aires, Argentina.
- Frank, F. 2011. La ecuación agua-energía en la expansión de la frontera agropecuaria. En: Jobbágy Viglizzo, E., Jobbágy, E. (Eds.) 2011. *Expansión de la Frontera Agropecuaria en Argentina y su Impacto Ecológico-Ambiental*. Ediciones INTA. pp 17-22.
- Frank, F., Viglizzo, E. 2012. Water use in rain-fed farming at different scales in the Pampas of Argentina. *Agricultural Systems* 109:35–42.
- Frissel, M.J. 1978. *Cycling of mineral nutrients in agricultural systems*. Elsevier, Amsterdam, Holanda, 356 pp.
- Gasparri, N., Grau, H., Manghi, E., 2008. Carbon pools and emissions from deforestation in extra-tropical forests of Northern Argentina between 1900 and 2005. *Ecosystems* 11: 1247-1261.
- Giampietro, M. Bukkens, S., Pimentel, D., 1999. General trends of technological change in agriculture. *Critical Reviews in Plant Sciences* 18:261-282.
- Girardin, P., Bockstaller, C., van der Werf, H. 1999. Indicators: Tools to evaluate the environmental impacts of farming systems. *Journal of Sustainable Agriculture* 13:5–21.
- GPCC (Global Precipitation Centre). 2012. Precipitation Data Worldwide. Página Web disponible en: <http://gpcc.dwd.de>.

- Grassini, P., Cassman, K.G. 2012. High-yield maize with large net energy yield and small global warming intensity. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109 (4): 1074-1079.
- Grau, H., Gasparri, N., Aide, T. 2005. Agriculture expansion and deforestation in seasonally dry forests of north-west Argentina. *Environmental Conservation* 32:140-148.
- Gregory P., Ingram J., Andersson R., Betts R., Brovkin V., Chase T., Grace P., Gray A., Hamilton N., Ardi T., Howden S., Jenkins A., Meybeck M., Olsson M., Ortiz-Monasterio, I., Palm C., Payn T., Rummukainen M., Schulze R., Thiem M., Valentin, M., Wilkinson M. 2002. Environmental consequences of alternative practices for intensifying crop production. *Agriculture Ecosystems and Environment* 88:279-290.
- Grossi-Gallegos, H., Lopardo, R., Atienza, G., García, M. 1985. Evaluación del aporte energético de origen solar en la República Argentina. En: AAPUR (ed.) 1° Congreso Argentino sobre Uso Racional de la Energía. Buenos Aires, Argentina. pp:1217-1237.
- Guan, D., Hubacek, K. 2007. Assessment of regional trade and virtual water flows in China. *Ecological Economics* 61(1):159-170.
- Hall, A., Rebella, C., Ghera, C., Culot, J. 1992. Field-crop systems of the pampas. En: Pearson, C. (ed.) *Field Crop Ecosystems Series: Ecosystems of the World*. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands. pp. 413-449.
- Hansen, J., Jones, J. 2000. Scaling-up crop models for climate variability applications. *Agricultural Systems* 65:43-72.
- Harper, J. 1974. Agricultural ecosystems. *Agroecosystems* 1:1-6.
- Hay, G., Dube, P., Bouchard, A., Marceau, D. 2002. A scale-space primer for exploring and quantifying complex landscapes. *Ecological Modeling* 153:27-49.
- Hay, G., Blaschke, T., Marceau, D., Bouchard, A. 2003. A comparison of three image object methods for the multiscale analysis of landscape structure. *Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 57:327-345.
- Hengeveld, R. 1987. Scales of variation: their distinction and ecological importance. *Annales Zoologici Fennici* 24:195-202.
- Hoekstra, A., Hung, P. 2002. *Virtual Water Trade: A Quantification of Virtual Water Flows Between Nations in Relation to International Crop Trade*. Value of Water Research Report Series No. 11, UNESCO-IHE, Delft, The Netherlands.
- Huffman, E., Eilers, R., Padbury, G., Wall, G., MacDonald, K. 2000. Canadian agrienvironmental indicators related to land quality: integrating census and biophysical data to estimate soil cover, wind erosion and soil salinity. *Agriculture Ecosystems and Environment* 81:113-123.
- Hutson, J., Wagenet, R. 1992. LEACHM. Leaching Estimation and Chemistry Model: A process based model of water and solute movement, transformations, plant uptake and chemical reactions in the unsaturated zone. Version 3. Department of Agronomy, Cornell University, Ithaca, New York, United States.

- IAASTD (International assessment of agricultural knowledge, science and technology for development) 2009. Global Report. McIntyre, BD *et al.* (Eds.) Island Press. Washington.
- IFPRI (International Food Policies Research Institute). 1994. Population and Food in the Early 21st Century: Meeting Food Needs of an Increasing World Population. Washington D.C. United States.
- INDEC (Instituto Nacional de Estadísticas y Censos). 2006. Censos Nacionales Agropecuarios 1960, 1988 y 2002. Disponible en < <http://www.indec.mecon.ar/> > [Consulta: 04/05].
- Jackson, R., Jobbágy, E., Avissar, R., Roy, S., Barrett, D., Cook, C., Farley, K., LeMaitre, D., McCarl, B., Murria, B. 2005. Trading water for carbon with biological carbon sequestration. *Science* 310:1944-1947.
- Janzen, H. 2004. Carbon cycling in earth systems—a soil science perspective. *Agriculture Ecosystems and Environment* 104:399–417.
- Jin, M., Zhang, R., Sun, L., Gao, Y., 1999. Temporal and spatial soil water management: a case study in the Heilonggang region, PR China. *Agricultural Water Management* 42, 173–187.
- Jobbágy, E., Jackson, R., 2004. Groundwater use and salinization with grassland afforestation. *Global Change Biology* 10:1299-1312.
- Jobbágy, E., Noretto, M., Paruelo, J., Piñeiro, G. 2005. Las forestaciones rioplatenses y el agua. *Ciencia Hoy* 95:12-21.
- Kang, S., Zhang, F., Zhang, J., 2001. A simulation model of water dynamics in winter wheat field and its application in a semiarid region. *Agricultural Water Management* 49, 115–129.
- Kędziora, A., Olejnik, J. 2001. Water balance in agricultural landscape and options for its management by change in plant cover structure of landscape. En: Ryszkowski, L. (ed.) *Landscape Ecology in Agroecosystems Management*. CRC Press. Boca Raton, United States.
- Kiani, S., Houshyar, E. 2012. Energy Consumption of Rainfed Wheat Production in Conventional and Conservation Tillage Systems. *International Journal of Agriculture and Crop Sciences* Vol. 4 (5): 213-219.
- King, A. 1993. Considerations of scale and hierarchy. En: Woodley, S., Kay, J., Francis, G. (eds.) *Ecological Integrity and the Management of Ecosystems*. St. Lucie Press, Delray Beach, Florida, United States. pp 19-45.
- Koga N., Tsuruta, H., Tsuji, H., Nakano, H. 2003. Fuel consumption-derived CO₂ emissions under conventional and reduced tillage cropping systems in northern Japan. *Agriculture Ecosystems and Environment* 99:213–219.
- Kränzlein, T. 2008. Economic monitoring of fossil energy use in EU agriculture: Regional Analysis of Policy Instruments in the light of Climate-Related Negative External Effects. PhD Thesis. ETH ZURICH. München, Germany.

- Lal, R. 1994. Sustainable land use systems and soil resilience. In: Greenland, D.J., Szabolcs, I. (Eds.), *Soil Resilience and Sustainable Land Use*. CAB International, Wallingford, UK.
- La Nación. 2006. Anuario del campo argentino 2005/2006. Diario La Nación. Buenos Aires, Argentina.
- Lambin, E., Turner, B. II, Geist, H., Agbola, S., Angelsen, A., Bruce, J., Coomes, O., Dirzo, R., Fischer, G., Folke, C., George, P., Homewood, K., Imbernon, J., Leemans, R., Li, X., Moran, E., Mortimore, M., Ramakrishnan, P., Richards, J., Skånes, H., Steffen, W., Stone, G., Svedin, U., Veldkamp, T., Vogel, C., Xu, J. 2001. The causes of land-use and land-cover change: Moving beyond the myths. *Global Environmental Change: Human and Policy Dimensions* 11(4):5-13.
- Levins, R. 1970. Complexity. En: Waddington, C.H. (Ed.) *Towards a theoretical biology*, Vol. 3. University of Edinburgh Press, Edinburgh, pp 67–86.
- Likens, G. 1992. *The Ecosystem Approach: Its Use and Abuse*. Ecology Institute, Germany.
- Loomis, R., Connor, D. 1996. *Crop Ecology: Productivity and Management in Agricultural Systems*. Cambridge University Press, Cambridge. United Kingdom.
- MAGyP (Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación) 2013. Anuario 2011. Sector Bovino. Subsecretaría de Ganadería. 1° edición - Buenos Aires. Disponible en <http://64.76.123.202/site/ganaderia/anuario/> [consulta: 02/14].
- Manazza, J.F., Díaz, J.R. 2013. Aproximación al análisis de eficiencia de uso de agua en sistemas ganaderos bovinos. XLIV Reunión Anual de la AAEA.
- Markwick, G. 2007. Water requirements for sheep and cattle. Prime Fact 326:1–4. NSW Department of Primary Industries. New South Wales, Australia.
- Matson, P., Parton, W., Power, A., Swift, M. 1997. Agricultural intensification and ecosystems properties. *Science* 277:504–209.
- McRae, P., Smith, C., Gregorich, L. 2000. *Environmental Sustainability of Canadian Agriculture: Report of the Agri-environmental Indicator Project, A Summary*. Ottawa, Canada.
- Musto, J. 1979. La degradación de los suelos en la República Argentina. Publicación CIRN INTA N° 67. Castelar, Argentina.
- Nelson, A. 2001. Analysing data across geographic scales in Honduras: detecting levels of organisation within systems. *Agriculture Ecosystems Environment* 85:107–131.
- Nielsen, S., Müller, F. 2000. Emergent Properties of Ecosystems. EIn: Joergensen, S., Müller, F. (Eds.), *Handbook of Ecosystem Theories and Management*. Lewis Publishers, Boca Raton, London, pp. 195–216.
- Niu, S., Xing, X., Zhang, Z., Anyang, J., Zhou, X., Song, B., Li, L., Wan, S., 2011. Water use efficiency in response to climate change: from leaf to ecosystem in a temperate steppe. *Global Change Biology* 17, 1073–1082.

- Norse, D., James, C., Skinner, B., Zhao, Q. 1992. Agriculture, land use and degradation. En: Doodge, J., Goodman, G., la Rivière, J., Marton-Lefèvre, J., O'Riordan, T., Pradiere, I. (eds.) An agenda of science for environment and development into the 21st century. Cambridge University Press, London, United Kingdom.
- NRC (National Research Council). 1987. Predicting feed intake of food producing animals. National Academic Press. Washington, United States.
- NRC. 2001. Nutrient requirements of dairy cattle. Seventh Revised Edition. National Academic Press. Washington, United States.
- O'Neill, R., Hunsaker, C., Timmings, S., Jackson, B., Jones, K., Riitters, K., Wickham, J. 1996. Scale problems in reporting landscape pattern at the regional scale. *Landscape Ecology* 11:169–180.
- Odum, E. 1975. *Ecology: The Link Between the Natural and Social Sciences*. Holt, Reinhart and Winston, San Francisco, California, United States.
- Odum, H.T. 1983. *Systems ecology: an introduction*. John Wiley & Sons. 644 pp.
- Odum, H.T. 1996. *Environmental Accounting. Emergy and Environmental Decision Making*. John Wiley & Sons, Inc. 369 pp.
- Olejnik, J., Kędziora, A., Eulestein, F. 2001. Mitigation of radiation and heat balance structure by plant cover structure. En: Ryszkowski, L. (ed.) *Landscape Ecology in Agroecosystems Management*. CRC Press. Boca Raton, United States. pp 29-56.
- Ortega, J., de Juan, J., Tarjuelo, J. 2004. Evaluation of the water cost effect on water resource management: Application to typical crops in a semiarid region. *Agricultural Water Management* 66:125–144.
- Paliwal, R. 2001. Mejoramiento del maíz híbrido. En: Paliwal, R. (Ed.) *El maíz en los trópicos. Mejoramiento y Producción*. FAO, Roma, Italia.
- Paruelo, J.M., Oesterheld, M., Del Pino, F., Guerschmann, J.P., Verón, S.R., Piñeiro Guerra, G., Volante, J., Baldi, G., Caride, C., Arocena, D., Vasallo, M., Porfirio, L., Durante, M. (2004). *Patrones Espaciales y Temporales de la Expansión de Soja en Argentina: Relación con Factores Socio-Económicos y Ambientales*. Informe final LART/FAUBA al Banco Mundial.
- Patee, H. 1973. *Hierarchy Theory: The Challenge of Complex Systems*. George Braziller, New York, United States.
- Pieri, C., Dumanski, J., Hamblin, A., Young, A. 1996. Land quality indicators. *World Bank Discussion Papers* 315.
- Pimentel, D. 1999. Environmental and economic benefits of sustainable agriculture. En: Kohn, J., Gowdy, J., Hinterberger, F., Northampton, M. (eds.) *Sustainability in Question: The Search for a Conceptual Framework*. New York, United States. pp. 53–70.

- Pimentel, D., Houser, J., Preiss, E., White, O., Fang, H., Mesnick, L., Barsky, T., Tariche, S., Schreck, S., Alpert, S. 1997. Water resources: agriculture, the environment and society. An assessment of the status of water resources. *BioScience* 47:97–106.
- Postel, S. 1993. Water and Agriculture. En: Gleick, P.H. (ed.) *Water in Crisis: A Guide to the World's Fresh Water Resources*. Oxford University Press.
- Qadir, M., Borres, T., Schubert, S., Ghafoor, A., Murtaza, G. 2003. Agricultural water management in water-starved countries: challenges and opportunities. *Agricultural Water Management* 62:165–185.
- Qassim, A., Bethune, M., Dunin, F. 2008. Water balance of centre pivot irrigated pasture in northern Victoria, Australia. *Agricultural Water Management* 95 (5), 566–574.
- Rabinovich, J., Torres, F. 2004. Caracterización de los Síndromes de Sostenibilidad del Desarrollo. El caso de Argentina, Santiago, ECLAC.
- Rearte, D. 2007. Situación Actual de la Producción de Carne Vacuna. Documento SEAGyP/INTA, Disponible en: www.sagpya.mecon.gov.ar
- Reed, W., Shu, G., Hills, F. 1986. Energy input and output analysis of for field crops in California. *Journal of Agronomy and Crop Science* 157:99–104.
- Renault, D. 2003. Value of virtual water in food: Principles and virtues. En: Hoekstra, A., Hung, P. (eds.) *Proceedings of the international expert meeting on virtual water trade*. Delft, The Netherlands. pp. 76–91.
- Renault, D., Wallender, W. 2002. Nutritional water productivity and diets: from “crop per drop” towards “nutrition per drop”. *Agricultural Water Management* 45:275–296.
- Rietkerk, M., van de Koppel, J., Kumar, L., van Langevelde, F., Prins, H. 2002. The ecology of scale. *Ecological Modeling* 149:1–4.
- Rockstrom, J. 1999. On-farm green water estimates as a tool for increased food production in water scarce regions. *Physics and Chemistry of Earth B* 24, 375–383.
- Rodrigues, G., Campanhola, C., Choji Kitamura, P. 2003. An environmental impact assessment system for agricultural R&D. *Environmental Impact Assessment Reviews* 23:219–244.
- Rodríguez, D. Sadras, V. 2011. Opportunities from integrative approaches in farming systems design. *Field Crops Research* 124: 137–141.
- Rótolo, G.C., Francis, C. 2008. Los servicios ecosistémicos en el corazón agrícola de Argentina. Ediciones INTA. Miscelánea 44. 21 pp
- Rudel, T. 2007. Changing agents of deforestation: From state-initiated to enterprise driven processes, 1970-2000. *Land Use Policy* 24: 35-41.
- Rudolf, B., U. Schneider. 2005. Calculation of Gridded Precipitation Data for the Global Land-Surface using in-situ Gauge Observations, *Proceedings of the 2nd Workshop of the International Precipitation Working Group IPWG, Monterey October 2004*.

- Running, S., Coughlan, J. 1998. A general model of forest ecosystem processes for regional applications: I. Hydrology balance, canopy gas exchange and primary production processes. *Ecological Modelling* 42:125-154.
- Sadras, V. 2003. Influence of size of rainfall events on water-driving processes. I. Water budget of wheat crops in south-eastern Australia. *Australian Journal of Agricultural Research* 54:341–351
- SAGPyA (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación). 2006. Publicaciones. Disponible en < <http://www.sagpya.mecon.gov.ar> > [Consulta: 07/06].
- Salthe, S. 1985. *Evolving Hierarchical Systems: Their Structure and Representation*. Columbia University Press, New York, United States.
- Sartori, L., Basso, B., Bertocco, M., Oliviero, G. 2005. Energy Use and Economic Evaluation of a Three Year Crop Rotation for Conservation and Organic Farming in NE Italy. *Biosystems Engineering* 91(2):245–256.
- Satorre, E. 2001. Production systems in the Argentine pampas and their ecological impact. En: Solbrig, O., Di Castri, F., Paarlberg, R. (eds.) *The Impact of Global Change and Information on the Rural Environment*. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts, United States. pp 81-102.
- SAyDS (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable). 2004. Atlas de los Bosques Nativos Argentinos. Proyecto Bosques Nativos y Áreas Protegidas, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la República Argentina, Edición SAyDS, Buenos Aires.
- Schulze, R. 2000. Transcending scales of space and time in impact studies of climate and climate change on agrohydrological responses. *Agriculture Ecosystems and Environment* 82:185–212.
- SENASA, 2004. Mercado de Fertilizantes. Servicio Nacional de Sanidad Agropecuaria de la República Argentina. Disponible en: < <http://www.sagpya.mecon.gov.ar/> > [Consulta: 07/09].
- SENASA, 2008. Movimiento de Hacienda 2007, Informe Estadístico N° 2. Servicio Nacional de Sanidad Agropecuaria de la República Argentina. Disponible en: < <http://www.sagpya.mecon.gov.ar/> > [Consulta: 07/09].
- SIIA (Sistema Integrado de Información Agropecuaria), 2012. Explorador de Estadísticas. Disponible en: < <http://www.siia.gov.ar/> > [Consulta: 03/12].
- Sinclair, T.R., Rufty, T.W. 2012. Nitrogen and water resources commonly limit crop yield increases, not necessarily plant genetics. *Global Food Security* 1: 94–98.
- Sinclair, T.R., Sinclair, C.J. 2010. Bread, beer, and the seeds of change: agriculture's imprint on world history. CAB International, Wallingford, UK.
- Solbrig, O. 1997. Ubicación histórica: Desarrollo y problemas de la pampa húmeda. En: Morello, J., Solbrig, O. (eds.) *¿Argentina Granero del Mundo? ¿Hasta Cuándo?* Orientación Gráfica Editora, Buenos Aires, pp. 29-40.

- Soriano, A., León, R., Sala, O., Lavado, R., Deregibus, B., Cahuépe, M., Scaglia, O., Velásquez, C., Lemcoff, J. 1991. Temperate subhumid grasslands of South America. En: Coupland, R. (ed.) *Natural grasslands. Ecosystems of the World*. Vol 8. Elsevier. Amsterdam, The Netherlands. pp. 367–407.
- Spedding, C. 1979. *An Introduction to Agricultural Systems*. Applied Science Publishers. London, United Kingdom.
- Spedding, C.R.W. y Walsingham, J.M. 1975. The production and use of energy in agriculture. *Journal of Agriculture Economics* 27(1): 19-30.
- Steduto, P., Albrizio, R., 2005. Resource use efficiency of field-grown sunflower, sorghum, wheat and chickpea. *Agricultural and Forest Meteorology* 130, 269–281.
- Steinhardt, U., Volk, M. 2003. Meso-scale landscape analysis based on landscape balance investigations: problems and hierarchical approaches for their resolution. *Ecological Modeling* 168:251–265.
- Stewart, B., Robinson, C. 1997. Are agroecosystems sustainable in semiarid regions? *Advances in Agronomy* 60:191– 228.
- Stoate, C., Boatman, N., Borralho, R., Rio Carvalho, C., de Snoo, G., Eden, P. 2001. Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management* 63:337–365.
- Stöckle, C., Nelson, R. 1998. *CropSyst User's Manual*. Biological Systems Engineering Department, Washington State University. Pullman, Washington, United States.
- Stoorvogel, J.J. y Smaling, E.M.A. 1990. Assessment of soil nutrient depletion in sub-Saharan Africa, 1983-2000. Report 28. Winan Staring Center for Integrated Land, Soil and Water Research (SC-DLO). Wageningeng, Holanda.
- Stout, B. 1991. *Handbook of Energy for World Agriculture*. Elsevier. New York, United States.
- Svirezhev, Y. 2000. Thermodynamics and ecology. *Ecological Modelling* 132:11–22.
- Tilman, D. 1990. Constraints and trade-offs: toward a predictive theory of competition and succession. *Oikos* 58:3–15.
- Tilman, D., Cassman, K., Matson, P., Taylor, R., Polasky, S. 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* 418:671–677.
- Trigo, E.J. 2005. Reflexiones sobre las oportunidades que ofrece la biotecnología agropecuaria a los países de América Latina y el Caribe y las opciones de políticas a impulsar para su desarrollo. Documento elaborado para el Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA) en el marco del servicio WEB Coyuntura Agropecuaria 2004. http://www.iica.org.uy/online/coyuntura_10doc.asp
- van Wart, J., Grassini, P., Cassman, K.G. 2013a. Impact of derived global weather data on simulated crop yields. *Global Change Biology* 19: 3822–3834.

- van Wart, J., van Busselet L.G.J., Wolf, J., Licker, R., Grassini, P., Nelson, A., Boogaard, H., Gerber, J., Mueller, N.D., Claessens, L., van Ittersum, M.K., Cassman, K.G. 2013b. Use of agro-climatic zones to upscale simulated crop yield potential. *Field Crops Research* 143: 44–55.
- Veldkamp, A., Fresco, L. 1997. Reconstructing land use drivers and their spatial scale dependence for Costa Rica (1973 and 1984). *Agricultural Systems* 55(1):19–43.
- Verburg, P., Chen, Y. 2000. Multi-scale characterization of land use patterns in China. *Ecosystems* 3:369–385.
- Vermaata, J., Eppinka, F., van den Bergha, J., Barendregtc, A., van Belle, J. 2005. Aggregation and the matching of scales in spatial economics and landscape ecology: empirical evidence and prospects for integration. *Ecological Economics* 52:229–237.
- Victoria, F., Viegas Filho, J., Pereira, L., Texeira, J., Lanna, A. 2005. Multi-scale modeling for water resources planning and management in rural basins. *Agricultural Water Management* 77: 4-20.
- Viglizzo, E. 1982. Los potenciales de producción de carne en la región pampeana semiárida. *Primeras Jornadas Técnicas sobre Producción Animal en la Región Pampeana Semiárida*. Universidad Nacional de La Pampa, Santa Rosa, La Pampa, Argentina. Pp 233-269.
- Viglizzo, E. 2001. The impact of global changes on the rural environment in ecoregions of the Southern Cone of South America. En: Solbrig, O., Paarlberg, R., Di Castri, F. (eds.) *Globalization and the Rural Environment*. Harvard University Press. Cambridge, Massachusetts, United States. pp. 103–122.
- Viglizzo, E. 2009. Cross-scale issues in agriculture and ecosystems research. *SciTopics*. Disponible en < http://www.scitopics.com/Cross_scale_issues_in_agriculture_and_eco_systems_research.html > [Consulta 10/09].
- Viglizzo, E., Carreño, L., Pereyra, H., Ricard, F., Clatt, J., Pincén, D. 2011a. Dinámica de la frontera agropecuaria y cambio tecnológico. En: Jobbágy Viglizzo, E., Jobbágy, E. (Eds.) 2011. *Expansión de la Frontera Agropecuaria en Argentina y su Impacto Ecológico-Ambiental*. Ediciones INTA. pp 9-16.
- Viglizzo, E., Frank, F. 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, E., Frank, F., Bernardos, J., Buschiazzi, D., Cabo, S. 2006. A rapid method for assessing the environmental performance of commercial farms in the pampas of Argentina. *Environmental Monitoring and Assessment* 117:109–134.
- Viglizzo, E., Frank, F., Carreño, L., Jobbágy, E., Pereyra, H., Clatt, J., Pincén, D., Ricard, F. 2011b. Ecological and environmental footprint of 50 years of agricultural expansion in Argentina. *Global Change Biology* 17:959–973.
- Viglizzo, E., Jobbágy, E. (Eds.) 2011. *Expansión de la Frontera Agropecuaria en Argentina y su Impacto Ecológico-Ambiental*. Ediciones INTA.

- Viglizzo, E., Jobbágy, E., Carreño, L., Frank, F., Aragón, R., De Oro, L., Salvador, V. 2009. The dynamics of cultivation and floods in arable lands of Central Argentina. *Hydrology and Earth System Science* 13:491–502.
- Viglizzo, E., Lértora, F., Pordomingo, A., Bernardos, J., Roberto, Z., 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* 81:65-81.
- Viglizzo, E., Pordomingo, A., Buschiazzi, D., Castro, M. 2005. A methodological approach to assess cross-scale relations and interactions in agricultural ecosystems of Argentina. *Ecosystems* 8:1–14.
- Viglizzo, E., Pordomingo, A., Castro, M., Lértora, F. 2002. La sostenibilidad ambiental del agro pampeano. Ediciones INTA. Buenos Aires, Argentina.
- Viglizzo, E., Pordomingo, A., Castro, M., Lértora, F. 2003. Environmental assessment of agriculture at a regional scale in the pampas of Argentina. *Environmental Monitoring and Assessment* 87:169–195.
- Viglizzo, E., Pordomingo, A., Castro, M., Lértora, F., Bernardos, J. 2004. Scale-dependent controls on ecological functions in agroecosystems of Argentina. *Agriculture Ecosystems and Environment* 101:39–51.
- Viglizzo, E., Roberto, Z. 1998. On trade-offs in low-input agroecosystems. *Agricultural Systems* 56:253–264.
- Vitousek, P.M., Naylor, R., Crews, T., David, M.B., Drinkwater, M.B., Holland, E., Johnes, P.J., Katzenberger, J., Martinelli, L.A., Matson, P.A., Nziguheba, G., Ojima, D., Palm, C.A., Robertson, G.P., Sánchez, P.A., Townsend, A.R., Zhang, F.S. 2009. Nutrient imbalances in agricultural development. *Science* 324: 1519-1520.
- Wackernagel, M., Rees, W. 1996. *Our Ecological Footprint: Reducing Human Impact on the Earth*. New Society Publishers, Gabriola Island, Canada.
- Wagenet, R. 1998. Scale issues in agroecological research chains. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 50: 23-34.
- Wallace, J.S. 2000. Increasing agricultural water use efficiency to meet future food production. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 82, 105–119.
- Williams, J., Dyke, P., Jones, C. 1983. EPIC: a model for assessing the effects of erosion on soil productivity. En: Laurenroth, W. *et al.* (eds.) *Analysis of Ecological Systems: State-of-the-Art in Ecological Modeling*. Elsevier, Amsterdam. pp 553-572.
- Wimsatt, W.C. 2006. Aggregate, composed, and evolved systems: Reductionistic heuristics as means to more holistic theories. *Biology and Philosophy* 21:667–702.
- Wullschlegel, S., Meinzer, F., Vertessy, R. 1998. A review of whole-plant water use studies in trees. *Tree Physiology* 18:499-512.

Zhang, L., Dawes, W.R., Walker, G.R., 2001. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. *Water Resources Research* 37, 701–708.

APÉNDICE

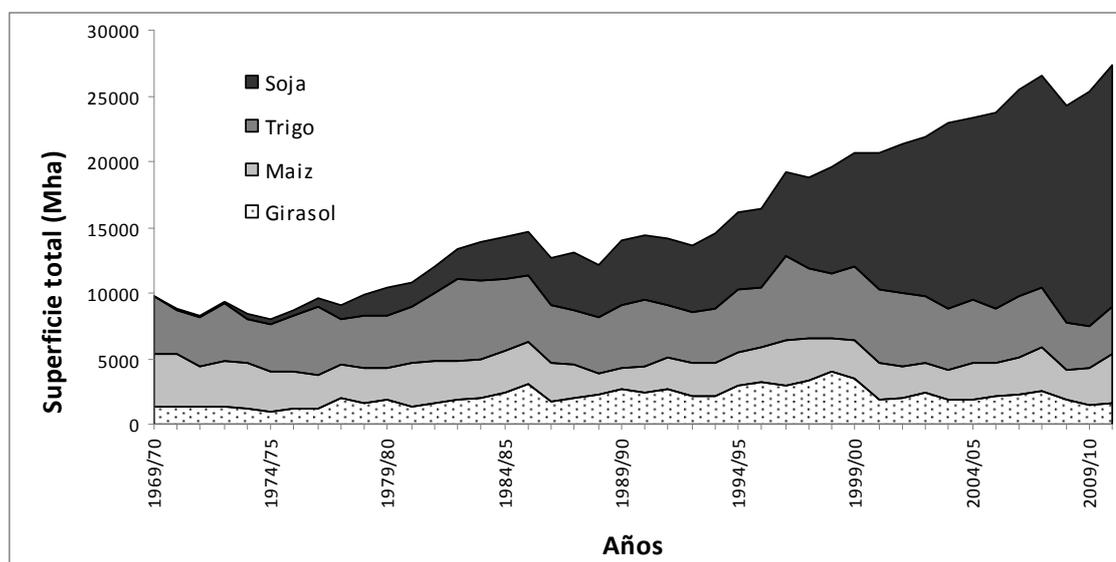


Figura I - Apéndice: Contribución de los cuatro principales cultivos al cambio en el uso de la tierra en la región agrícola de Argentina en el período 1969/70 – 2010/11. Fuente: elaboración propia a partir de estadísticas (INDEC 1960; 1988; 2002; La Nación, 2006; SAGPyA, 2011; SIA, 2012).

Cuadro I - Apéndice: Tendencias en la productividad de los principales cultivos en el período 1969/70 – 2010/11.

		Girasol				Maíz			
		Indepte.	Lineal	R ²	Error T.	Indepte.	Lineal	R ²	Error T.
NOA	Yungas	-	-	-	-	-	-	-	-
	Chaco Seco	589,6	18,87**	0,77	127,9	527,9	126,19**	0,87	592,7
	Ch. Subhúmedo	638,1	25,29**	0,54	291,4	979,2	64,08**	0,73	481,7
	Chaco Húmedo	597,9	29,58*	0,48	383,8	1548,5	33,24**	0,52	397,1
NEA	S. Paranaense	-	-	-	-	1047,5	25,37*	0,17	704,8
	Campos	-	-	-	-	797,0	66,19**	0,66	593,4
	Delta del Paraná	534,4	39,5**2	0,78	262,1	448,1	162,43**	0,74	1208,5
	Esteros	732,6	6,77	0,06	126,6	11,0	48,05**	0,61	458,6
CENTRO	Espinal	652,7	26,94**	0,68	230,0	860,7	121,86**	0,82	717,5
	P. Mesopotámica	516,3	32,74**	0,70	268,5	624,4	129,05**	0,67	1133,5
	P. Ondulada	704,6	42,26**	0,83	238,0	2421,6	137,13**	0,72	1065,4
	P. Subhúmeda	672,3	43,58**	0,84	236,9	1986,6	160,24**	0,81	978,7
	P. Deprimida	642,3	35,25**	0,82	206,3	1854,6	113,24**	0,81	680,6
	P. Austral	757,9	26,08*	0,62	252,7	1836,5	99,31**	0,69	818,8
	P. Semiárida	635,1	33,32**	0,67	290,2	599,3	131,92**	0,84	723,0
Total		639,5	30,02**	0,65	242,9	1110,2	101,31**	0,69	753,9
		Soja				Trigo			
		Indepte.	Lineal	R ²	Error T.	Indepte.	Lineal	R ²	Error T.
NOA	Yungas	1724,0	18,22*	0,23	412,6	1206,5	6,34	0,05	351,7
	Chaco Seco	1348,4	28,70**	0,55	324,4	1122,8	8,69	0,14	271,3
	Ch. Subhúmedo	901,7	31,70**	0,60	320,2	1025,1	14,66*	0,22	339,2
	Chaco Húmedo	1913,4	1,90	0,00	871,0	1072,0	6,20	0,03	430,5
NEA	S. Paranaense	1155,4	17,54	0,20	436,7	-	-	-	-
	Campos	1418,8	7,32	0,07	339,4	1458,7	-51,40**	0,47	113,8
	Delta del Paraná	1283,7	31,15*	0,40	425,6	828,8	54,56**	0,62	532,0
	Esteros	-	-	-	-	1027,7	12,90*	0,15	90,0
CENTRO	Espinal	1470,8	25,25*	0,47	334,9	755,1	42,15**	0,73	317,3
	P. Mesopotámica	1329,1	24,07*	0,33	382,9	723,0	52,14**	0,62	504,5
	P. Ondulada	1445,1	42,08**	0,65	380,2	1481,6	42,91**	0,55	479,4
	P. Subhúmeda	1312,3	42,18**	0,67	370,2	1182,5	55,37**	0,77	378,5
	P. Deprimida	1133,1	31,13*	0,49	356,4	1180,0	46,07**	0,76	322,5
	P. Austral	1242,1	15,91*	0,30	300,0	1315,7	38,42**	0,64	354,2
	P. Semiárida	1339,1	25,76*	0,36	397,2	964,7	24,98*	0,48	321,3
Total		1358,4	24,49*	0,38	403,7	1096,0	32,63*	0,45	343,3

Referencias: Modelos de regresión lineal simple para los valores de producción de cultivos (kg ha⁻¹). Indepte. = ordenada al origen; Lineal = valor b; R² = Coeficiente de determinación; Error T.= error típico del modelo. n = 42 (años). Para el estimador lineal, se indicó la significancia del mismo con * (p<0,05) o ** (p<0,01).

Cuadro II - Apéndice: Tendencias en la superficie ganadera en el período 1969/70 – 2010/11.

	Carne				Leche				
	Indepte.	Lineal	R ²	Error T.	Indepte.	Lineal	R ²	Error T.	
NOA	Yungas	1.391	1,73	0,21	41,8	60,0	0,32**	0,93	1,0
	Chaco Seco	20.076	-25,88*	0,34	445,9	91,7	-0,19**	0,50	2,3
	Ch. Subhúmedo	6.127	-21,25*	0,50	265,9	104,3	-0,32*	0,39	5,0
	Chaco Húmedo	4.429	4,48**	0,94	13,5	5,2	0,01**	0,96	0,0
NEA	S. Paranaense	1.058	8,63**	0,99	8,5	9,2	0,08**	0,99	0,1
	Campos	2.837	-5,74**	0,97	11,7	3,9	-0,01**	0,95	0,0
	Delta del Paraná	3.087	-11,41*	0,53	134,1	197,5	-1,83**	0,57	19,6
CENTRO	Esteros	2.649	5,06**	0,99	5,7	0,3	0,01*	0,93	0,0
	Espinal	27.514	-93,34**	0,92	351,2	2605,8	-22,72**	0,91	87,5
	P. Mesopotámica	2.236	-14,36*	0,53	168,3	137,3	-0,98*	0,50	12,3
	P. Ondulada	2.712	-7,74	0,19	201,5	586,0	-5,21**	0,86	26,4
	P. Subhúmeda	6.134	-47,67**	0,79	307,4	1126,4	-13,68**	0,94	43,0
	P. Deprimida	6.676	-3,39	0,08	147,0	117,4	-0,30*	0,36	4,9
	P. Austral	5.333	-22,56*	0,47	296,3	133,7	-1,00**	0,86	4,9
P. Semiárida	4.604	-42,01**	0,89	185,8	645,9	-7,17**	0,87	34,1	
Total	96.862	-275,44**	0,86	1.402,1	5824,6	-52,99**	0,94	173,0	

Referencias: Modelos de regresión lineal simple para las superficies de carne y leche (en Mha). Indepte. = ordenada al origen; Lineal = valor b; R² = Coeficiente de determinación; Error T.= error típico del modelo. n = 42 (años). Para el estimador lineal, se indicó la significancia del mismo con * (p<0,05) o ** (p<0,01).

Cuadro III - Apéndice: Tendencias en la productividad ganadera en el período 1969/70 – 2010/11.

	Carne				Leche				
	Indepte.	Lineal	R ²	Error T.	Indepte.	Lineal	R ²	Error T.	
NOA	Yungas	6,9	1,14**	0,92	4,07	190,9	6,29*	0,84	34,7
	Chaco Seco	9,7	0,02*	0,45	0,31	168,1	9,65**	0,86	47,5
	Ch. Subhúmedo	2,0	0,68**	0,66	6,03	264,8	12,02**	0,82	68,9
	Chaco Húmedo	6,5	1,16**	0,93	3,85	287,2	10,08**	0,84	55,3
NEA	S. Paranaense	9,8	0,01*	0,32	0,27	251,4	4,80*	0,72	36,8
	Campos	9,8	0,01*	0,26	0,26	269,5	11,71**	0,87	57,2
	Delta del Paraná	2,0	0,69**	0,66	6,07	196,8	21,25**	0,81	127,7
CENTRO	Esteros	11,0	0,01*	0,14	0,20	11,0	13,16**	0,83	73,5
	Espinal	0,2	0,85**	0,69	7,00	232,1	35,06**	0,89	150,7
	P. Mesopotámica	46,9	1,88**	0,93	6,41	386,5	38,65**	0,83	220,5
	P. Ondulada	89,0	2,80**	0,96	7,19	1319,1	104,13**	0,88	472,9
	P. Subhúmeda	69,4	2,39**	0,95	6,71	672,7	82,43**	0,89	364,6
	P. Deprimida	71,6	2,34**	0,95	6,43	689,7	65,89**	0,88	301,9
	P. Austral	71,6	2,34**	0,95	6,43	685,8	64,24**	0,87	302,0
	P. Semiárida	46,0	1,85**	0,93	6,26	356,1	73,47**	0,87	358,2
	Total	30,2	1,21**	0,71	4,50	398,8	36,86**	0,85	178,16

Referencias: Modelos de regresión lineal simple para los valores de producción de carne (kg ha⁻¹) y leche (L ha⁻¹). Indepte. = ordenada al origen; Lineal = valor b; R² = Coeficiente de determinación; Error T.= error típico del modelo. n = 42 (años). Para el estimador lineal, se indicó la significancia del mismo con * (p<0,05) o ** (p<0,01).

Cuadro IV - Apéndice: Relación entre consumo de energía fósil y producción de energía con la superficie de cultivos anuales.

		Consumo de Energía Fósil				Producción de Energía			
		Indepte.	Lineal	R ²	Error T.	Indepte.	Lineal	R ²	Error T.
NOA	Yungas	1.466,8	343,2**	0,918	117,1	19,7	449,1**	0,969	91,7
	Chaco Seco	3.565,9	269,7**	0,923	160,7	-98,1	458,2**	0,967	176,0
	Ch. Subhúmedo	5.374,8	177,7**	0,917	302,6	-327,7	379,1**	0,945	516,7
	Chaco Húmedo	6.252,1	1.070,2**	0,645	345,5	33,6	728,7**	0,794	161,5
NEA	S. Paranaense	4.006,6	-474,0*	0,402	372,9	101,1	189,2**	0,707	78,5
	Campos	8.035,6	-161,8*	0,129	229,7	148,2	245,2**	0,911	41,8
	Delta del Paraná	9.063,3	98,1**	0,659	498,6	-1.498,7	610,3**	0,951	983,0
	Esteros	9.840,7	-1.907,9**	0,639	350,0	167,5	152,8*	0,495	37,6
CENTRO	Espinal	8.902,4	158,9**	0,827	291,7	-1.328,7	595,0**	0,965	453,9
	P. Mesopotámica	8.255,8	65,2*	0,639	478,4	102,1	475,2**	0,941	1.159,9
	P. Ondulada	-253,9	173,6**	0,824	992,9	3.947,8	287,4**	0,531	3.345,8
	P. Subhúmeda	3.348,4	180,0**	0,881	883,2	-6.016,6	717,7**	0,880	3523,7
	P. Deprimida	2.973,7	382,2**	0,520	1.121,1	-2.159,3	704,7**	0,822	1.003,1
	P. Austral	-933,0	348,6**	0,809	1.067,6	-7.689,2	620,1**	0,849	1.648,4
	P. Semiárida	8.918,5	55,8**	0,818	275,0	-2.834,0	537,5**	0,908	1.786,0
	Total	4.752,6	227,0**	0,924	271,7	-1.748,0	588,7**	0,958	512,0

Referencias: Modelos de regresión lineal simple para los valores de consumo de energía fósil (Mj) y producción de energía (Mj) y superficie de cultivos anuales (ha). Indepte. = coeficiente independiente; Lineal = coeficiente lineal; R² = Coeficiente de determinación; Error T.= error típico del modelo. n = 42 (años). Para el estimador lineal, se indicó la significancia del mismo con * (p<0,05) o ** (p<0,01).

Cuadro V - Apéndice: Relación entre consumo de agua y eficiencia de uso del agua con la superficie de cultivos anuales.

		Consumo de Agua				Eficiencia en el uso del agua			
		Indepte.	Lineal	R ²	Error T.	Indepte.	Lineal	R ²	Error T.
NOA	Yungas	2,27	5,07**	0,93	1,54	0,32	0,71**	0,90	0,27
	Chaco Seco	10,55	0,99**	0,98	0,27	1,45	0,17**	0,65	0,26
	Ch. Subhúmedo	11,71	3,79**	0,97	3,57	0,98	0,48**	0,90	0,91
	Chaco Húmedo	6,09	25,67**	0,82	5,22	0,12	2,68**	0,74	0,70
NEA	S. Paranaense	16,71	-0,65	0,01	5,43	0,94	0,00	0,00	0,35
	Campos	33,02	-5,48*	0,10	8,90	2,10	-0,33	0,06	0,74
	Delta del Paraná	71,82	5,31**	0,83	16,93	6,28	0,43**	0,58	2,58
	Esteros	109,43	-55,08**	0,57	11,60	7,74	-3,32*	0,23	1,49
CENTRO	Espinal	63,43	6,98**	0,84	12,41	6,36	1,04**	0,68	2,87
	P. Mesopotámica	74,78	3,83**	0,84	16,54	7,54	0,31*	0,53	2,91
	P. Ondulada	229,43	1,72*	0,26	35,92	23,51	0,16	0,08	6,63
	P. Subhúmeda	130,07	2,92**	0,73	23,67	12,41	0,38*	0,46	5,53
	P. Deprimida	155,09	4,35*	0,40	16,25	11,75	1,04*	0,34	4,39
	P. Austral	115,68	3,58**	0,73	13,84	13,91	0,49*	0,19	6,27
	P. Semiárida	59,87	2,59**	0,84	11,81	6,40	0,42**	0,66	3,16
	Total	50,44	4,37**	0,93	4,83	4,81	0,59**	0,63	1,89

Referencias: Modelos de regresión lineal simple para los valores de consumo de agua (mm año⁻¹) y eficiencia en el uso del agua (%) y la superficie de cultivos anuales (ha). Indepte. = ordenada al origen; Lineal = valor b; R² = Coeficiente de determinación; Error T.= error típico del modelo. n = 42 (años). Para el estimador lineal, se indicó la significancia del mismo con * (p<0,05) o ** (p<0,01).

Cuadro VI - Apéndice: Tendencia del cociente agua-energía y su relación con el porcentaje de cultivos anuales.

		Consumo de Agua – Producción de Energía				Relación con el % de cultivos anuales			
		Indepte.	Lineal	R ²	Error T.	Indepte.	Log(n)	R ²	Error T.
NOA	Yungas	32,77	-0,60**	0,599	6,00	18,44	-8,10**	0,51	8,04
	Chaco Seco	51,21	-1,31**	0,744	9,32	37,01	-21,48**	0,81	12,69
	Ch. Subhúmedo	48,20	-0,95**	0,600	9,45	50,98	-15,33**	0,70	10,98
	Chaco Húmedo	69,56	-1,04*	0,495	12,76	45,30	-11,62*	0,09	17,12
NEA	S. Paranaense	7,27	3,02*	0,517	35,42	60,23	-37,88*	0,45	38,87
	Campos	22,46	5,24**	0,591	52,88	74,83	-46,82**	0,56	59,13
	Delta del Paraná	69,80	-1,28*	0,420	18,20	115,86	-34,13**	0,82	13,59
	Esteros	274,46	12,21**	0,712	94,27	404,70	-49,60*	0,43	105,48
CENTRO	Espinal	79,57	-1,51**	0,784	9,61	126,30	-40,26**	0,87	9,17
	P. Mesopotámica	53,45	-0,80*	0,323	14,09	85,86	-25,28*	0,50	8,72
	P. Ondulada	20,80	-0,15*	0,235	3,22	69,28	-17,56**	0,91	2,92
	P. Subhúmeda	28,47	-0,58**	0,745	4,11	50,85	-8,47*	0,38	4,01
	P. Deprimida	66,84	-1,13**	0,742	8,08	75,22	-17,27**	0,85	10,86
	P. Austral	32,79	-0,48*	0,567	5,12	157,97	-49,22**	0,57	4,26
	P. Semiárida	32,39	-0,67**	0,764	4,50	65,98	-16,20**	0,90	4,37
	Total	39,10	-0,67**	0,855	3,33	76,34	-22,10**	0,90	3,69

Referencias: Modelo de regresión lineal simple para la tendencia temporal del cociente entre el consumo de agua y la producción de energía (mm Mj⁻¹). Modelo logarítmico de su relación con el porcentaje de cultivos anuales (ha). Indepte. = ordenada al origen; Lineal = valor b; R² = Coeficiente de determinación; Error T.= error típico del modelo; Log(n)= valor b del modelo logarítmico natural; n = 42 (años). Para el estimador lineal (o logarítmico), se indicó la significancia del mismo con * (p<0,05) o ** (p<0,01).

Cuadro VII - Apéndice: Relaciones entre las principales variables de agua y energía.

	Consumo de Agua – Consumo de EF				Consumo de Agua – Producción de E				
	Indepte.	Lineal	R ²	Error T.	Indepte.	Lineal	R ²	Error T.	
NOA	Yungas	-18,649	0,014*	0,964	1,140	2,170	0,011*	0,929	1,596
	Chaco Seco	-1,816	0,004*	0,966	0,378	10,837	0,002*	0,954	0,441
	Ch. Subhúmedo	-95,780	0,020*	0,955	4,604	16,053	0,009*	0,928	5,855
	Chaco Húmedo	-108,134	0,019*	0,802	5,482	7,509	0,031*	0,825	5,150
NEA	S. Paranaense	-14,243	0,009*	0,580	3,533	15,292	0,003	0,005	5,437
	Campos	-220,719	0,032*	0,684	5,273	36,500	-0,023	0,118	8,817
	Delta del Paraná	-344,914	0,047*	0,944	9,743	85,390	0,009*	0,852	15,821
	Esteros	-181,240	0,030*	0,942	4,254	124,658	-0,132*	0,156	16,289
CENTRO	Espinal	-322,449	0,043*	0,988	3,361	80,039	0,011*	0,822	12,901
	P. Mesopotámica	-328,989	0,050*	0,933	10,629	74,422	0,008*	0,868	14,847
	P. Ondulada	199,117	0,014*	0,598	26,454	212,753	0,006	0,431	31,488
	P. Subhúmeda	76,768	0,016*	0,818	19,459	153,212	0,004*	0,860	17,057
	P. Deprimida	148,557	0,008*	0,338	17,083	170,750	0,006*	0,422	15,957
	P. Austral	135,148	0,009*	0,729	13,767	168,127	0,005*	0,657	15,496
	P. Semiárida	-339,964	0,045*	0,969	5,214	75,601	0,005*	0,835	11,981
	Total	-35,741	0,019	0,936	4,758	64,556	0,007*	0,912	5,589

Referencias: Modelos de regresión lineal simple para la relación entre el consumo de agua (mm año⁻¹) y el consumo de energía fósil (Mj) entre el consumo de agua y la producción de energía (Mj) y su relación con el porcentaje de cultivos anuales (ha). Indepte. = ordenada al origen; Lineal = valor b; R² = Coeficiente de determinación; Error T.= error típico del modelo. n = 42 (años). Para el estimador lineal, se indicó la significancia del mismo con * (p<0,05) o ** (p<0,01).

Cuadro VIII - Apéndice: Relación entre eficiencia en el uso de agua y eficiencia de uso la energía fósil.

		Modelo de regresión lineal simple			
		Indepte.	Lineal	R ²	Error T.
NOA	Yungas	1,989	-0,068*	0,314	0,711
	Chaco Seco	3,752	-0,059*	0,249	0,375
	Ch. Subhúmedo	9,448	-0,329**	0,724	1,493
	Chaco Húmedo	3,766	-0,081*	0,223	1,199
NEA	S. Paranaense	0,820	0,006	0,036	0,348
	Campos	0,492	0,034*	0,165	0,692
	Delta del Paraná	15,326	-0,255*	0,233	3,492
	Esteros	3,099	0,072*	0,213	1,504
CENTRO	Espinal	22,458	-0,487*	0,446	3,759
	P. Mesopotámica	15,885	-1,472*	0,466	3,093
	P. Ondulada	22,540	15,809*	0,064	6,695
	P. Subhúmeda	33,350	-9,949*	0,190	6,778
	P. Deprimida	33,181	-5,800*	0,107	5,125
	P. Austral	20,051	7,678*	0,079	6,703
	P. Semiárida	19,827	-2,058*	0,342	4,377
	Total	23,693	-0,710*	0,452	2,300

Referencias: Modelos de regresión lineal simple para la relación entre el consumo de agua (mm año⁻¹) y el consumo de energía fósil (Mj) entre el consumo de agua y la producción de energía (Mj) y su relación con el porcentaje de cultivos anuales (ha). Indepte. = ordenada al origen; Lineal = valor b; R² = Coeficiente de determinación; Error T.= error típico del modelo. n = 42 (años). Para el estimador lineal, se indicó la significancia del mismo con * (p<0,05) o ** (p<0,01).