

DOCTORADO EN CIENCIA Y TECNOLOGIA

Evaluado y acreditado por la Comisión Nacional de Evaluación y Acreditación Universitaria (CONEAU).
Resolución N° 1178/11. Calificación "B".

**Metabolismo de nutrientes, indicadores biofísicos y sostenibilidad
agroambiental en los sistemas agropecuarios de Argentina.**

Trabajo de tesis para optar por el título de Doctor en Ciencia y Tecnología de la Universidad
Nacional de General Sarmiento

Autor: Diego Agustín Díaz de Astarloa

Director: Walter Alberto Pengue

Fecha: 30 de noviembre de 2020

DOCTORADO EN CIENCIA Y TECNOLOGIA

Evaluado y acreditado por la Comisión Nacional de Evaluación y Acreditación Universitaria (CONEAU).
Resolución N° 1178/11. Calificación "B".

FORMULARIO "E" TESIS DE POSGRADO

Niveles de acceso al documento autorizados por el autor

El autor de la tesis puede elegir entre las siguientes posibilidades para autorizar a la UNGS a difundir el contenido de la tesis:

- a) *Liberar el contenido de la tesis para acceso público.*
- b) *Liberar el contenido de la tesis solamente a la comunidad universitaria de la UNGS.*
- c) *Retener el contenido de la tesis por motivos de patentes, publicación y/o derechos de autor por un lapso de cinco años.*

Opción elegida por el autor: a (Liberar el contenido de la tesis para acceso público).

- a. Título completo del trabajo de Tesis: "Metabolismo de nutrientes, indicadores biofísicos y sostenibilidad agroambiental en los sistemas agropecuarios de Argentina"
- b. Presentado por (Apellido/s y Nombres completos del autor): Diego Agustín Díaz de Astarloa
- c. E-mail del autor: diegoastarloa@gmail.com
- d. Estudiante del Posgrado (consignar el nombre completo del Posgrado): Doctorado en Ciencia y Tecnología
- e. Institución o Instituciones que dictaron el Posgrado (consignar los nombres desarrollados y completos): Universidad Nacional de General Sarmiento.
- f. Para recibir el título de (consignar completo):
 - a) Grado académico que se obtiene: Doctor
 - b) Nombre del grado académico: Doctor en Ciencia y Tecnología
- g. Fecha de la defensa: 30 / 11 / 2020
día mes año
- h. Director de la Tesis (Apellidos y Nombres): Walter Pengue
- i. Tutor de la Tesis (Apellidos y Nombres): Walter Pengue
- j. Colaboradores con el trabajo de Tesis: Rubén Lombardo (Consejero de Estudios)
- k. Descripción física del trabajo de Tesis (cantidad total de páginas, imágenes, planos, videos, archivos digitales, etc.): 290 páginas (cuerpo central: 296 pág.); 161 figuras, 19 tablas.

DOCTORADO EN CIENCIA Y TECNOLOGIA

Evaluado y acreditado por la Comisión Nacional de Evaluación y Acreditación Universitaria (CONEAU).
Resolución N° 1178/11. Calificación "B".

- l. Alcance geográfico y/o temporal de la Tesis: análisis realizado sobre la totalidad del territorio de la República Argentina ocupado por sistemas agropecuarios, durante el período entre 1961 y 2015.
- m. Temas tratados en la Tesis (palabras claves): ciclos de nutrientes, análisis de flujos de materiales, suelo virtual, sostenibilidad de sistemas agroalimentarios.
- n. Resumen en español (hasta 1000 caracteres):

Argentina transita desde hace décadas un camino de intensificación y expansión agrícola. Como impacto, los ciclos de nutrientes se han transformado en flujos unidireccionales, erosionando el capital natural y afectando la resiliencia de los agroecosistemas. Sin embargo, el alcance y la tendencia de estos procesos a nivel de país son objeto de incertidumbre, siendo su comprensión clave para el desarrollo de estrategias productivas coherentes con un paradigma de sostenibilidad. Esta tesis aborda esta brecha de conocimiento proveyendo una evaluación integral de largo plazo del metabolismo de nutrientes de la producción de biomasa en Argentina. Para ello, la magnitud y la evolución de los flujos, balances e indicadores biofísicos para los principales sistemas de producción agropecuaria, son analizados a nivel nacional para el período entre 1961 y 2015. Los resultados proveen una caracterización comprensiva de las dinámicas de extracción, uso y exportación de nutrientes por la agricultura en el largo plazo, ponderando las externalidades e implicancias ecológicas del fenómeno.

- o. Resumen en portugués (hasta 1000 caracteres):

Durante décadas, a Argentina tem estado num caminho de intensificação e expansão agrícola. Como resultado, os ciclos de nutrientes foram transformados em fluxos unidirecionais, desgastando o capital natural e afetando a resiliência dos agroecosistemas. Contudo, a extensão e a tendência destes processos a nível do país estão sujeitos a incerteza, e a sua compreensão é fundamental para o desenvolvimento de estratégias de produção coerentes com um paradigma de sustentabilidade. Esta tese aborda esta lacuna de conhecimentos, fornecendo uma avaliação abrangente a longo prazo do metabolismo de nutrientes da produção de biomassa na Argentina. Para este fim, a magnitude e a evolução dos fluxos, equilíbrios e indicadores biofísicos dos principais sistemas de produção agrícola são analisados em nível nacional para o período 1961-2015. Os resultados proporcionam uma caracterização abrangente da dinâmica da extração, utilização e exportação de nutrientes pela agricultura a longo prazo, considerando as externalidades e implicações ecológicas do fenómeno.

- p. Resumen en inglés (hasta 1000 caracteres):

Argentina has been on a path of agricultural intensification and expansion for decades. As a result, nutrient cycles have been transformed into unidirectional flows, eroding natural capital and affecting the resilience of agroecosystems. However, the extent and trend of these processes at the country level are uncertain; their understanding is key to the development of productive strategies consistent with a sustainability paradigm. This thesis addresses this knowledge gap by providing a comprehensive long-term

DOCTORADO EN CIENCIA Y TECNOLOGIA

Evaluable y acreditado por la Comisión Nacional de Evaluación y Acreditación Universitaria (CONEAU).
Resolución N° 1178/11. Calificación "B".

assessment of the nutrient metabolism of biomass production in Argentina. For this purpose, the magnitude and evolution of fluxes, balances and biophysical indicators for the main agricultural production systems are analyzed at the national level between 1961 and 2015. The results provide a comprehensive characterization of the dynamics of nutrient extraction, use and export by agriculture in the long term, considering the externalities and ecological implications of the phenomenon.

- q. Aprobado por (Apellidos y Nombres del Jurado):
Dr. José Antonio Borello
Dr. Fernando Oscar García
Dr. Manuel González de Molina Navarro

Firma y aclaración de la firma del Presidente del Jurado:

José Antonio Borello

Firma del autor de la tesis:

Diego Díaz de Astarloa

DOCTORADO EN CIENCIA Y TECNOLOGIA

Evaluable y acreditado por la Comisión Nacional de Evaluación y Acreditación Universitaria (CONEAU).
Resolución N° 1178/11. Calificación "B".

Título

Metabolismo de nutrientes, indicadores biofísicos y sostenibilidad
agroambiental en los sistemas agropecuarios de Argentina.
La Huella de Nutrientes de la agricultura argentina.

Publicaciones:

Pengue, W., Gemmill-Herren, B., Balázs, B., Ortega, E., Viglizzo, E., Acevedo, F., Díaz, D., **Díaz de Astarloa, D.**, Fernández, R., Garibaldi, L., Giampetro, M., Goldberg, A., Khosla, A. and Westhoek, H. (2018). 'Eco-agri-food systems': today's realities and tomorrow's challenges. In: TEEB for Agriculture & Food: Scientific and Economic Foundations. Geneva: UN Environment. Chapter 3, 57-109. Disponible en: [link](#)

Díaz de Astarloa, D. and Pengue, W. (2018). Nutrient metabolism of agricultural production in Argentina: NPK flows from 1961 to 2015. *Ecological Economics* 147: 74-83, doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.01.001

Díaz de Astarloa, D. and Pengue, W. (2016). Soils Health and Agriculture Sustainability: Nutrients Metabolism in Argentina. The 4th International One Health Congress and the 6th Biennial Congress of the International Association for Ecology and Health. Melbourne, Australia. December 3-7, 2016. Disponible en: [link](#)

Pengue, W., Rodríguez, A. y **Díaz de Astarloa, D.** (2015). Metabolismo rural, huella de nutrientes y estabilidad agroecosistémica. Congreso Argentina y Ambiente: Enfoques Interdisciplinarios para la Sustentabilidad del Ambiente. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Buenos Aires. 1 a 4 de Diciembre. Buenos Aires, Argentina. Disponible en: [link](#)

Pengue, W., **Díaz de Astarloa, D.** y Zuberma, F. (2014). Metabolismo de nutrientes, suelo virtual y sustentabilidad agroambiental. 1er Congreso Latinoamericano de Conflictos Ambientales (COLCA1). Universidad Nacional de General Sarmiento. 30 y 31 de Octubre, 2014. Los Polvorines, Argentina. Disponible en: [link](#)

DOCTORADO EN CIENCIA Y TECNOLOGIA

Evaluable y acreditado por la Comisión Nacional de Evaluación y Acreditación Universitaria (CONEAU).
Resolución N° 1178/11. Calificación "B".

Aportes Originales:

El trabajo de tesis aporta una evaluación integral de largo plazo de los flujos y ciclos de nutrientes en los sistemas de producción agropecuaria en la Argentina. En este sentido, provee una contribución original y valiosa para profundizar el conocimiento y la discusión de una temática de carácter central con respecto al uso y la evaluación del recurso suelo y la viabilidad física y ecológica de los sistemas de producción de biomasa en nuestro país.

En concreto, la tesis expone la caracterización del estado y la dinámica de flujos y ciclos de nutrientes del suelo a partir del análisis de la magnitud y evolución de los flujos, balances e indicadores biofísicos para los distintos sistemas de producción de biomasa: cultivos agrícolas extensivos (Capítulo III), cultivos hortícolas intensivos (Capítulo IV) y producción ganadera (Capítulo V). El análisis cubre todo el territorio nacional, durante un período de 55 temporadas de cultivo (1961 a 2015).

Los resultados proveen una caracterización comprensiva de las dinámicas de extracción, uso y exportación de nutrientes por la agricultura en el largo plazo, ponderando las externalidades e implicancias ecológicas del fenómeno. El trabajo aporta elementos fácticos que describen el impacto de las actividades humanas sobre el capital natural del suelo. También provee nuevos conocimientos para ayudar al diseño y la implementación de estrategias de producción y desarrollo que tomen en cuenta el principio ecológico de circularidad, un elemento crucial para lograr sistemas agroalimentarios sostenibles.

Metabolismo de Nutrientes, Indicadores Biofísicos y Sostenibilidad Agroambiental en los Sistemas Agropecuarios de Argentina

La Huella de Nutrientes de la agricultura argentina



Autor: Diego Díaz de Astarloa

Director: Walter A. Pengue

2020

Trabajo de tesis para optar por el título de Doctor en Ciencia y Tecnología

Metadatos

Título completo del trabajo de Tesis: "Metabolismo de Nutrientes, Indicadores Biofísicos y Sostenibilidad Agroambiental en los Sistemas Agropecuarios de Argentina".

Presentado por: Diego Agustín Díaz de Astarloa

Correo electrónico: diegoastarloa@gmail.com

Director y Tutor de Tesis: Dr. Walter Alberto Pengue

Consejero de Estudios: Lic. Rubén Lombardo

Jurados: Dr. Fernando García, Dr. Manuel González de Molina, Dr. José A. Borello

Fecha de la defensa: 30 de Noviembre de 2020

Descripción física del trabajo de Tesis: 309 páginas (cuerpo central, 296 pág.); 161 figuras, 19 tablas.

Palabras clave: ciclos de nutrientes, análisis de flujos de materiales, suelo virtual, sostenibilidad de sistemas agroalimentarios.

Resumen

Durante las últimas décadas, Argentina ha transitado un camino de intensificación y expansión agrícola con continuos incrementos en la producción de biomasa. El impacto sobre los suelos ha sido manifiesto, involucrando una severa degradación de su fertilidad y el agotamiento de nutrientes. Los ciclos de nutrientes se han transformado en flujos unidireccionales, erosionando el capital natural y afectando la resiliencia de los agroecosistemas. Sin embargo, el alcance y la tendencia de estos procesos a nivel de país son objeto de incertidumbre, siendo su comprensión clave para el desarrollo de estrategias productivas coherentes con un paradigma de sostenibilidad. Esta tesis aborda esta brecha de conocimiento proveyendo una evaluación integral de largo plazo del metabolismo de nutrientes de la producción de biomasa en Argentina. Para ello, la magnitud y la evolución de los flujos, balances e indicadores biofísicos para los principales sistemas de producción agropecuaria, son analizados a nivel nacional durante las últimas seis décadas. Los resultados proveen una caracterización comprensiva de las dinámicas de extracción, uso y exportación de nutrientes por la agricultura en el largo plazo, ponderando las externalidades e implicancias ecológicas del fenómeno. El trabajo aporta elementos fácticos que describen el impacto de las actividades humanas sobre el capital natural del suelo. También provee nuevos conocimientos para ayudar al diseño y la implementación de estrategias de producción y desarrollo que tomen en cuenta el principio ecológico de circularidad, un elemento crucial para lograr sistemas agroalimentarios sostenibles.

Abstract

Throughout the past decades, Argentina has been transiting a path of agricultural intensification and expansion, continuously increasing its biomass production. The impact on soils has been paramount, evidencing severe degradation of soil fertility and nutrient depletion. Nutrient cycles have become unidirectional flows, eroding natural capital and affecting the agroecosystems' resilience. Yet, the scope and trends of these events at country level remain uncertain, being this knowledge central for devising productive strategies that are coherent with a sustainability paradigm. This thesis tackles this research gap by providing an integrated, long-term assessment of nutrient metabolism of biomass production in Argentina. It does so by assessing the magnitude, evolution and trends of nutrient flows, balances and relevant biophysical indicators for the main agricultural production systems, at national level over the last six decades. The results provide a comprehensive characterization of nutrient use, extraction and export dynamics by agriculture in the long term, pondering the externalities and ecological trade-offs of the phenomena. By doing so, the work provides factual elements to describe the impact of human activities on the soil's natural capital. It also brings new insight to help design and implement production strategies based on ecological principles of circularity, a key element for achieving sustainable agri-food systems.

Publicaciones

Pengue, W., Gemmill-Herren, B., Balázs, B., Ortega, E., Viglizzo, E., Acevedo, F., Díaz, D., **Díaz de Astarloa, D.**, Fernández, R., Garibaldi, L., Giampetro, M., Goldberg, A., Khosla, A. and Westhoek, H. (2018). 'Eco-agri-food systems': today's realities and tomorrow's challenges. In: TEEB for Agriculture & Food: Scientific and Economic Foundations. Geneva: UN Environment. Chapter 3, 57-109. Disponible en: [link](#)

Díaz de Astarloa, D. and Pengue, W. (2018). Nutrient metabolism of agricultural production in Argentina: NPK flows from 1961 to 2015. *Ecological Economics* 147: 74-83, doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.01.001

Díaz de Astarloa, D. and Pengue, W. (2016). Soils Health and Agriculture Sustainability: Nutrients Metabolism in Argentina. The 4th International One Health Congress and the 6th Biennial Congress of the International Association for Ecology and Health. Melbourne, Australia. December 3-7, 2016. Disponible en: [link](#)

Pengue, W., Rodríguez, A. y **Díaz de Astarloa, D.** (2015). Metabolismo rural, huella de nutrientes y estabilidad agroecosistémica. Congreso Argentina y Ambiente: Enfoques Interdisciplinarios para la Sustentabilidad del Ambiente. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Buenos Aires. 1 a 4 de Diciembre. Buenos Aires, Argentina. Disponible en: [link](#)

Pengue, W., **Díaz de Astarloa, D.** y Zuberma, F. (2014). Metabolismo de nutrientes, suelo virtual y sustentabilidad agroambiental. 1er Congreso Latinoamericano de Conflictos Ambientales (COLCA1). Universidad Nacional de General Sarmiento. 30 y 31 de Octubre, 2014. Los Polvorines, Argentina. Disponible en: [link](#)

Agradecimientos

Mucha gente me ha ayudado a sobrellevar y llevar a buen puerto esta tesis. A todos ellos: mi profundo agradecimiento. A mi maestro, Walter Pengue; por creer en mí y ayudarme a cruzar Las Pampas. A mis compañeros de Ecología en el ICO, mi casa en los años de Buenos Aires: Carlos, Federico, Pancho, Leandro, Rubén, y todos aquellos que no nombro, pero que recuerdo. Al personal no docente del ICO. A Leandro y el personal de la Agencia INTA de San Pedro.

A José, por ser el hermano al otro lado del océano. A Esteban, por ser el hermano en la tierra a la que vuelvo. A Javier, mi hermano-padre. A Miga, por las noches arábicas de canasta blanca, las peñas de chorizos secos y el asilo espiritual. A Zurita, Movia y el tren maya. A la cofradía de la Peña de los Martes, el Carucha en la silla del final. A las leyendas del Escape de Gaby y la Noche del Mercha, y sus correlatos marplatenses versión PyM. A Shamán Herrera, por marcar el ritmo del tambor. A mis viejes y mis hermanos.

Y a mi compañera y amada, Lili, mi barco en este mar (y en esta tesis).

Dedicado a Pablo Laclau. Porque nunca lo he olvidado, y en este día lo recuerdo más que
nunca.

"Todo depende y resulta del cultivo de las Tierras; sin él, no hay materias primas para las Artes, por consiguiente la Industria que no tiene como ejercitarse, no puede proporcionar materias para que el Comercio se execute, pues toda riqueza que no tiene su origen en el suelo es incierta (...) Los países civilizados se cuidan de no exportar materia prima, porque de lo contrario están creando desocupación en el país exportador y ocupación en el país importador y manufacturero."

Juan Manuel Belgrano (1796)

"Esta duplicación fantásticamente rápida de nuestro número se producirá en un planeta cuyas zonas más deseables y productivas están ya densamente pobladas, cuyos suelos han sido erosionados por los frenéticos esfuerzos de malos agricultores para obtener más alimentos, cuyo capital mineral de fácil adquisición está siendo despilfarrado con la temeraria prodigalidad de un marinero borracho que se está deshaciendo de sus pagas acumuladas."

Aldous Huxley (1931)

Índice general

Metadatos	II
Resumen	III
Abstract	IV
Publicaciones	V
Agradecimientos	VI
Índice general	1
Índice de Figuras	4
Índice de Tablas	9
I. Introducción General	10
I.1 El suelo y los nutrientes en la agricultura contemporánea	10
I.1.1 El impacto de la agricultura y el estado del suelo	10
I.1.2 La interrupción del ciclo nutriente: de ciclos a flujos	13
I.2 La situación en Argentina	16
I.2.1 Evolución de la historia agrícola	16
I.2.2 Consumo fertilizante	18
I.2.3 Deterioro de la fertilidad y agotamiento de nutrientes	19
I.3 El metabolismo social y el análisis de flujos de materiales	24
I.4 Hipótesis y Objetivos	25
I.5 Bibliografía	27
II. Materiales y Métodos	33
II.1 Descripción de la zona de estudio	33
II.1.1 Ambientes y condiciones edafoclimáticas	33
II.1.2 Usos del suelo	37
II.2 Caracterización de la producción primaria	39
II.2.1 Agricultura extensiva	39
II.2.2 Agricultura intensiva	44
II.2.3 Producción animal	46
II.3 Análisis de flujos de nutrientes. Elementos e indicadores.	49
II.3.1 Flujos de nutrientes en los agroecosistemas	50
II.3.2 Balance de nutrientes	58
II.3.3 Indicadores de uso	60
II.4 Bibliografía	64

III. Metabolismo de nutrientes de la agricultura extensiva	72
III.1 Introducción	72
III.2 Metodología.....	73
III.3 Resultados.....	80
III.4 Discusión.....	130
III.5 Bibliografía.....	136
IV. Metabolismo de nutrientes de la agricultura intensiva	143
IV.1 Introducción.....	143
IV.2 Metodología	144
IV.3 Resultados	150
IV.4 Discusión	192
IV.5 Bibliografía	195
V. Metabolismo de nutrientes de la producción animal	198
V.1 Introducción.....	198
V.2 Metodología	199
V.3 Resultados	204
V.4 Discusión	212
V.5 Bilbiografía	214
VI. Extraccion y exportación de suelo virtual. El caso de la soja.....	218
VI.1 Introducción.....	218
VI.2 Materiales y métodos	226
VI.3 Resultados	228
VI.4 Discusión	248
VI.5 Bibliografía	251
VII. Discusión general	255
VII.1 Alcance y limitaciones del análisis	255
VII.2 Los flujos nutrientes en la producción primaria	257
VII.3 Pérdida de capital natural y alteración de los ciclos biogeoquímicos	259
VII.4 El escenario agroalimentario futuro y el rol de la Argentina	262
VII.5 Reflexión final	267
VII.X Bilbiografía	268

VIII. Anexo: Información estadística complementaria 272

Índice de Figuras

Figura 1. Estado de los suelos en el mundo	12
Figura 2. Tendencia de la productividad de la tierra en América del Sur	12
Figura 3. Representación esquemática del ciclo y flujos de nutrientes	16
Figura 4. Dinámica expansiva de la frontera agrícola en Argentina	18
Figura 5. Contenido de materia orgánica. Condiciones prístinas vs. cultivado	21
Figura 6. Evolución de la disponibilidad de P en la región pampeana	22
Figura 7. Distribución de la disponibilidad de K en la región pampeana.....	22
Figura 8. Distribución de la concentración de Ca en la región pampeana	23
Figura 9. Distribución de la disponibilidad de Mg en la región pampeana	23
Figura 10. Distribución de la disponibilidad de B en la región pampeana.....	24
Figura 11. Distribución de la disponibilidad de Zn en la región pampeana	24
Figura 12. Regiones ecosistémicas de Argentina	37
Figura 13. Tipos de suelo de Argentina	39
Figura 14. Distribución de la superficie terrestre según usos del suelo	41
Figura 15. Distribución geográfica según la orientación productiva.....	42
Figura 16. Distribución territorial de los cultivos cereales.....	46
Figura 17. Distribución territorial de los cultivos oleaginosos	46
Figura 18. Distribución territorial de los cultivos industriales	46
Figura 19. Distribución territorial de los cultivos leguminosos para grano	46
Figura 20. Distribución territorial de los cultivos hortícolas.....	49
Figura 21. Distribución territorial de los cultivos frutales.....	49
Figura 22. Distribución territorial del stock de bovinos para carne	52
Figura 23. Distribución espacial del stock de vacas lecheras.....	52
Figura 24. Distribución territorial del stock ovino.....	52
Figura 25. Diagrama de flujo de nutrientes del agroecosistema	53
Figura 26. Elementos del flujo de balance superficial de N.....	54
Figura 27. Relación de Egresos e Ingresos nutrientes	67
Figura 28. Agricultura extensiva. Extracción nutriente acumulada	90
Figura 29. Agricultura extensiva. Extracción nutriente por unidad de área	91
Figura 30. Agricultura extensiva. Extracción nutriente acumulada por cultivo.....	92
Figura 31. Agricultura extensiva. Extracción nutriente por unidad de área por cultivo	93
Figura 32. Agricultura extensiva. Evolución de la extracción nutriente acumulada	95
Figura 33. Agricultura extensiva. Evolución de la extracción nutriente, unidad de área	96
Figura 34a. Agricultura extensiva. Mapa de extracción acumulada de N	98
Figura 34b. Agricultura extensiva. Mapa de extracción acumulada de P	99
Figura 34c. Agricultura extensiva. Mapa de extracción acumulada de K.....	100

Figura 34d. Agricultura extensiva. Mapa de extracción acumulada de S.....	101
Figura 34e. Agricultura extensiva. Mapa de extracción acumulada de Ca.....	102
Figura 34f. Agricultura extensiva. Mapa de extracción acumulada de Mg	103
Figura 34g. Agricultura extensiva. Mapa de extracción acumulada de B	104
Figura 34h. Agricultura extensiva. Mapa de extracción acumulada de Zn	105
Figura 35a. Agricultura extensiva. Mapa de extracción de N por unidad de área	106
Figura 35b. Agricultura extensiva. Mapa de extracción de P por unidad de área.....	107
Figura 35c. Agricultura extensiva. Mapa de extracción de K por unidad de área	108
Figura 35d. Agricultura extensiva. Mapa de extracción de S por unidad de área.....	109
Figura 35e. Agricultura extensiva. Mapa de extracción de Ca por unidad de área	110
Figura 35f. Agricultura extensiva. Mapa de extracción de Mg por unidad de área.....	111
Figura 35g. Agricultura extensiva. Mapa de extracción de B por unidad de área.....	112
Figura 35h. Agricultura extensiva. Mapa de extracción de Zn por unidad de área.....	113
Figura 36. Agricultura extensiva. Flujos y balance de nutrientes del sistema	116
Figura 37. Agricultura extensiva. Flujos y balance de nutrientes, por nutriente	117
Figura 38. Agricultura extensiva. Balance acumulado de nutrientes por cultivo	118
Figura 39. Agricultura extensiva. Balance de nutrientes por cultivo por unidad de área.....	119
Figura 40. Agricultura extensiva. Evolución del balance acumulado de nutrientes	122
Figura 41. Agricultura extensiva. Evolución del balance de nutrientes, unidad de área.....	122
Figura 42a. Agricultura extensiva. Mapa del balance acumulado de N	125
Figura 42b. Agricultura extensiva. Mapa del balance acumulado de P	126
Figura 42c. Agricultura extensiva. Mapa del balance acumulado de K.....	127
Figura 42d. Agricultura extensiva. Mapa del balance acumulado de S	128
Figura 42e. Agricultura extensiva. Mapa del balance acumulado de Ca.....	129
Figura 42f. Agricultura extensiva. Mapa del balance acumulado de Mg	130
Figura 42g. Agricultura extensiva. Mapa del balance acumulado de B	131
Figura 42h. Agricultura extensiva. Mapa del balance acumulado de Zn	132
Figura 43a. Agricultura extensiva. Evolución de la EUN	135
Figura 43b. Agricultura extensiva. Evolución de la EUN-P.....	135
Figura 43c. Agricultura extensiva. Evolución de la EUN-K.....	136
Figura 43d. Agricultura extensiva. Evolución de la EUN-S.....	136
Figura 43e. Agricultura extensiva. Evolución de la EUN-Ca.....	137
Figura 43f. Agricultura extensiva. Evolución de la EUN-Mg.....	137
Figura 44a. Agricultura extensiva. Evolución del BPN	138
Figura 44b. Agricultura extensiva. Evolución del BPP	138
Figura 44c. Agricultura extensiva. Evolución del BPK	139
Figura 44d. Agricultura extensiva. Evolución del BPS	139
Figura 45. Agricultura extensiva. Evolución del FPP.....	140
Figura 46. Agricultura intensiva. Extracción nutriente acumulada	165

Figura 47. Agricultura intensiva. Extracción nutriente por unidad de área	166
Figura 48. Agricultura intensiva. Extracción nutriente acumulada por cultivo	167
Figura 49. Agricultura intensiva. Extracción nutriente por cultivo por unidad de área	167
Figura 50. Agricultura intensiva. Evolución de la extracción nutriente acumulada.....	169
Figura 51. Agricultura intensiva. Evolución de la extracción nutriente por unidad área.....	170
Figura 52a. Agricultura intensiva. Mapa de extracción acumulada de N	171
Figura 52b. Agricultura intensiva. Mapa de extracción acumulada de P	172
Figura 52c. Agricultura intensiva. Mapa de extracción acumulada de K	173
Figura 52d. Agricultura intensiva. Mapa de extracción acumulada de S	174
Figura 52e. Agricultura intensiva. Mapa de extracción acumulada de Ca	175
Figura 52f. Agricultura intensiva. Mapa de extracción acumulada de Mg	176
Figura 53a. Agricultura intensiva. Mapa de extracción de N por unidad de área	178
Figura 53b. Agricultura intensiva. Mapa de extracción de P por unidad de área	179
Figura 53c. Agricultura intensiva. Mapa de extracción de K por unidad de área.....	180
Figura 53d. Agricultura intensiva. Mapa de extracción de S por unidad de área.....	181
Figura 53d. Agricultura intensiva. Mapa de extracción de Ca por unidad de área.....	182
Figura 53e. Agricultura intensiva. Mapa de extracción de Mg por unidad de área.....	183
Figura 54. Agricultura intensiva. Flujos y balance de nutrientes del sistema.....	185
Figura 55. Agricultura intensiva. Flujos y balance de nutrientes por nutriente	185
Figura 56. Agricultura intensiva. Balance acumulado de nutrientes por cultivo	186
Figura 57. Agricultura intensiva. Balance de nutrientes por cultivo por unidad de área.....	187
Figura 58. Agricultura intensiva. Evolución del balance acumulado de nutrientes	189
Figura 59. Agricultura intensiva. Evolución del balance de nutrientes, unidad de área	190
Figura 60a. Agricultura intensiva. Mapa del balance acumulado de N.....	192
Figura 60b. Agricultura intensiva. Mapa del balance acumulado de P	193
Figura 60c. Agricultura intensiva. Mapa del balance acumulado de K	194
Figura 60d. Agricultura intensiva. Mapa del balance acumulado de S	195
Figura 60e. Agricultura intensiva. Mapa del balance acumulado de Ca	196
Figura 60f. Agricultura intensiva. Mapa del balance acumulado de Mg	197
Figura 61a. Agricultura intensiva. Evolución de la EUN	199
Figura 61b. Agricultura intensiva. Evolución de la EUN-P	199
Figura 61c. Agricultura intensiva. Evolución de la EUN-K.....	200
Figura 61d. Agricultura intensiva. Evolución de la EUN-S	200
Figura 61e. Agricultura intensiva. Evolución del BPS	201
Figura 61f. Agricultura intensiva. Evolución de la EUN-Mg	201
Figura 62a. Agricultura intensiva. Evolución del BPN.....	202
Figura 62b. Agricultura intensiva. Evolución del BPP	202
Figura 62c. Agricultura intensiva. Evolución del BPK	203
Figura 62d. Agricultura intensiva. Evolución del BPCa	203

Figura 62e. Agricultura intensiva. Evolución de la EUN-Ca	204
Figura 62f. Agricultura intensiva. Evolución del BPS	204
Figura 63. Agricultura intensiva. Evolución del FPP	205
Figura 64. Producción animal. Extracción nutriente acumulada.....	220
Figura 65. Producción animal. Extracción nutriente acumulada por actividad.....	221
Figura 66. Producción animal. Evolución de la extracción nutriente acumulada.....	222
Figura 67. Producción animal. Evolución de la extracción nutriente, unidad de área	222
Figura 68. Producción animal. Flujos y balance de nutrientes del sistema	223
Figura 69. Producción animal. Flujos y balance de nutrientes por nutriente.....	224
Figura 70. Producción animal. Evolución del balance acumulado de nutrientes	225
Figura 71. Producción animal. Evolución del balance de nutrientes, unidad de área	225
Figura 72. Producción animal. Evolución de la EUN, por nutriente	227
Figura 73. Producción animal. Evolución del BPN, por nutriente	227
Figura 74. Producción animal. Evolución del FPP, por nutriente.....	228
Figura 75. Cultivo de soja. Distribución territorial.....	236
Figura 76. Cultivo de soja. La cadena sojera en Argentina.....	238
Figura 77. Cultivo de soja. Evolución de la superficie cosechada.....	240
Figura 78. Cultivo de soja. Evolución de la biomasa cosechada	240
Figura 79. Cultivo de soja. Participación de los países en la cadena sojera global	241
Figura 80. Cultivo de soja. Destino de las exportaciones de productos sojeros.....	242
Figura 81. Cultivo de soja. Extracción acumulada de suelo virtual	246
Figura 82. Cultivo de soja. Mapa de extracción acumulada de suelo virtual.....	248
Figura 83. Cultivo de soja. Mapa de extracción de suelo virtual por unidad de área	249
Figura 84. Cultivo de soja. Flujos y balance de nutrientes del sistema.....	251
Figura 85. Cultivo de soja. Flujos y balance de nutrientes, por nutriente	252
Figura 86a. Cultivo de soja. Evolución del balance acumulado y flujos de N.....	254
Figura 86b. Cultivo de soja. Evolución del balance y flujos de N por unidad de área	255
Figura 87a. Cultivo de soja. Evolución del balance acumulado y flujos de P.....	255
Figura 87b. Cultivo de soja. Evolución del balance y flujos de P por unidad de área	256
Figura 88a. Cultivo de soja. Evolución del balance acumulado y flujos de K	256
Figura 88b. Cultivo de soja. Evolución del balance y flujos de K por unidad de área	257
Figura 89a. Cultivo de soja. Evolución del balance acumulado y flujos de S.....	257
Figura 89b. Cultivo de soja. Evolución del balance y flujos de S por unidad de área.....	258
Figura 90a. Cultivo de soja. Evolución del balance acumulado y flujos de Ca.....	258
Figura 90b. Cultivo de soja. Evolución del balance y flujos de Ca por unidad de área.....	259
Figura 91a. Cultivo de soja. Evolución del balance acumulado y flujos de Mg.....	259
Figura 91b. Cultivo de soja. Evolución del balance y flujos de Mg por unidad de área	260
Figura 92a. Cultivo de soja. Evolución del balance acumulado y flujos de B	260
Figura 92b. Cultivo de soja. Evolución del balance y flujos de B por unidad de área	261

Figura 93a. Cultivo de soja. Evolución del balance acumulado y flujos de Zn.....	261
Figura 93b. Cultivo de soja. Evolución del balance y flujos de Zn por unidad de área.....	262
Figura 94. Cultivo de soja. Evolución de la exportación de suelo virtual	263
Figura 95. Cultivo de soja. Destino global del suelo virtual exportado	264
Figura 96. Cultivo de soja. Evolución del valor económico del suelo virtual y granos	266
Figura 97. Evolución del precio internacional de granos y fertilizantes	282
Figura 98. Proyección del crecimiento de la producción y uso de de biomateriales	284
Figura 99. Estatus de los límites biofísicos planetarios.....	286

Índice de Tablas

Tabla 1. Tipos de suelo en Argentina	38
Tabla 2. Cifras de la producción cárnica	50
Tabla 3. Agricultura extensiva. Grupos y especies de cultivo extensivo	83
Tabla 4. Agricultura extensiva. Extracción nutriente por cultivo y grupo de cultivo	94
Tabla 5. Agricultura extensiva. Balances de nutrientes por cultivo	120
Tabla 6. Agricultura intensiva. Grupos y especies de cultivos	158
Tabla 7. Agricultura intensiva. Extracción nutriente por cultivo.....	168
Tabla 8. Agricultura intensiva. Balances de nutrientes por cultivo.....	188
Tabla 9. Cultivo de soja. Extracción nutriente por distrito	250
Tabla 10. Cultivo de soja. Flujos y balances de nutrientes	253
Tabla 11. Cultivo de soja. Valoración económica del suelo virtual	265
Tabla A1. Cultivos extensivos. Parámetros de cálculo para la producción de biomasa y la extracción nutriente.....	295
Tabla A2. Deposición Atmosférica. Tasas de deposición para Argentina	296
Tabla A3. Fijación Biológica. Factores de conversión y coeficientes de fijación en leguminosas graníferas.....	296
Tabla A4. Cultivos intensivos. Parámetros de cálculo para la producción de biomasa y la extracción nutriente	297
Tabla A5. Abonos animales. Excreción nutriente y parámetros de conversión	298
Tabla A6. Producción animal. Parámetros de cálculo para la producción de biomasa y la extracción nutriente	298
Tabla A7. Suelo Virtual. Factores de conversión y costos de reposición nutriente	299
Tabla A8. Suelo virtual. Composición de productos sojeros	299

I. Introducción General

I.1 El suelo y los nutrientes en la agricultura contemporánea

I.1.1 El impacto de la agricultura y el estado del suelo

El sistema agroalimentario global genera una enorme impronta ambiental a nivel mundial sobre el suelo y los recursos naturales. Más de un tercio de la superficie terrestre se encuentra ocupada y transformada por actividades agrícolas o ganaderas. El cambio de uso del suelo vinculado a estas actividades ha sido indicado como el principal factor de deterioro de la biodiversidad a nivel global durante los últimos 50 años (IPBES, 2019). Esto ha ocurrido a través de la destrucción de los hábitats naturales y su transformación en sistemas de manejo intensivo, sumado a múltiples impactos derivados del consumo de energía, el transporte y la emisión de residuos contaminantes (Dudley y Alexander, 2017).

La agricultura también incide en el cambio climático (CC), siendo por sí sola responsable del 10-12% de la emisión de gases de efecto invernadero (GEIs) a nivel mundial (IPCC, 2019). Sumadas a las actividades forestales, el desmonte de tierras, la fertilización y otros efectos derivados de cambios en el uso del suelo, la contribución asciende a un cuarto de las emisiones globales.

Pero el impacto agrícola se constata especialmente en los suelos. El suelo es un medio complejo, organizado y jerarquizado, conformado por la unión de compuestos orgánicos y minerales (Bourguignon y Bourguignon, 2015). Constituye un sistema viviente, biológicamente dinámico, en tanto contiene vida en su superficie y en su interior (Conti, 2009), y su estructura se encuentra en lenta pero permanente evolución, respondiendo al compás de la dinámica ecológica (Panigatti, 2010). El suelo es un recurso natural no renovable (a escala no geológica), imprescindible para la economía global, sobre el que se desarrolla prácticamente la totalidad de la producción agrícola, ganadera y forestal (FAO e ITPS, 2015). Al mismo tiempo, es reservorio de una enorme biodiversidad, y proporciona y regula una multiplicidad de servicios indispensables para la estabilidad ecosistémica (Kibblewhite *et al.*, 2007), como la producción de biomasa o el almacenamiento, filtración y transformación de muchas sustancias, entre ellas agua, carbono o nitrógeno. Las plantas dependen del suelo para la provisión de agua y nutrientes; luego, los animales dependen indirectamente del suelo para alimentarse y sobrevivir, a través de las plantas.

Actualmente, tanto como un cuarto de los suelos de la superficie terrestre (excluyendo la superficie con hielos continentales) se encuentra sometida a diversos eventos de degradación (IPCC, 2019). Esto involucra procesos de erosión, salinización, acidificación, desertificación, compactación, contaminación química y pérdida de fertilidad (FAO e ITPS, 2015), entre otros. La magnitud del deterioro es más dramática en los suelos cultivados, un tercio de los cuales (una superficie aproximada a los dos mil millones de hectáreas), se encuentran moderada a altamente degradados (Fig. 1) (FAO, 2011; Schandl *et al.*, 2016). Anualmente, cerca de 12 Mha de suelos agrícolas se pierden debido a procesos de degradación (Nair, 2014), y la velocidad de su erosión es actualmente entre 10 a más de 100 veces mayor que la tasa de formación (IPCC, 2019).

En muchas regiones, el deterioro de la calidad del suelo afecta a más de la mitad de los suelos cultivados, particularmente en el África sub-Sahariana, América del Sur y el Sudeste Asiático (FAO, 2011; IPCC, 2019). Una imagen de la situación en América del Sur se muestra en la Figura 2. Esto ha ralentizado considerablemente la mejora global del rendimiento agrícola, con temores fundados de que esta tendencia sea irreversible (Alexandratos y Bruinsma, 2012). Sumado a esto, el sometimiento a la presión productiva es aún mayor en tanto se ha convertido en un recurso progresivamente más escaso en términos de disponibilidad per capita, ligado a una competición creciente entre el uso destinado a la producción alimentaria y otros usos distintos.

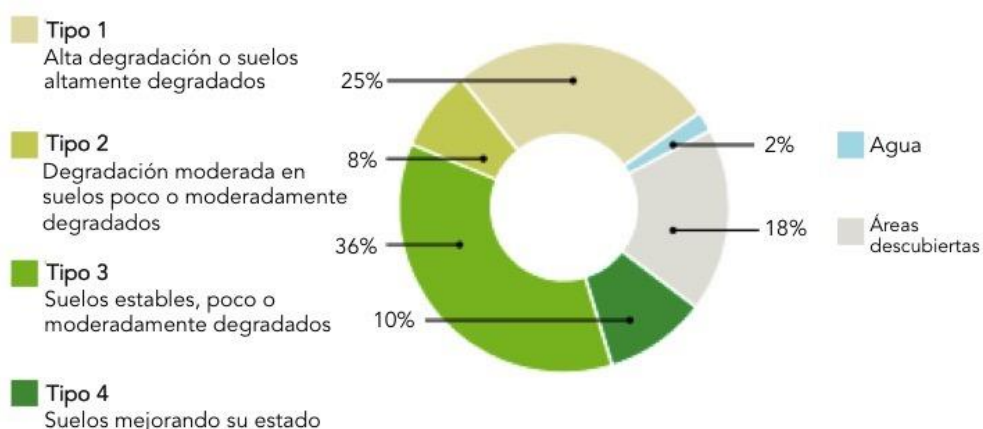


Fig. 1. Estado de los suelos a nivel global. Fuente: FAO (2011).

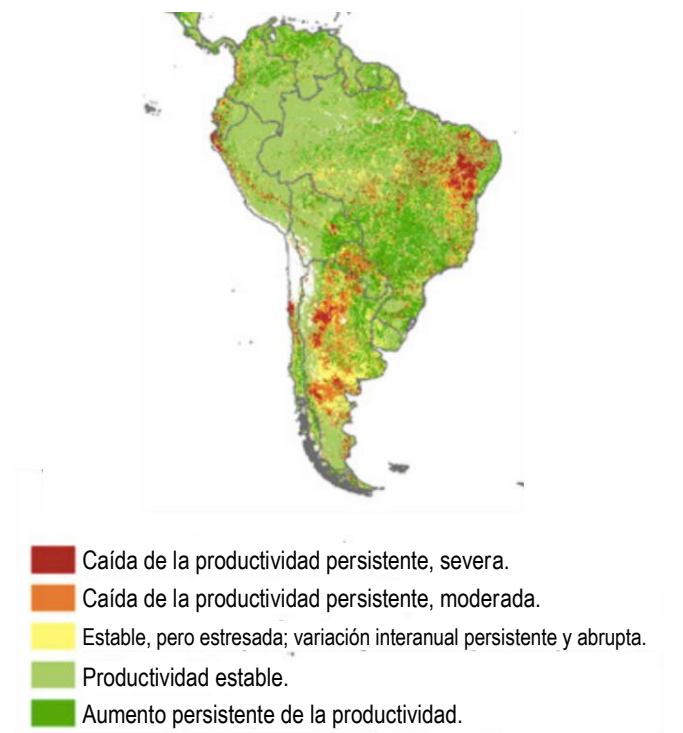


Fig. 2. Tendencia de la productividad relativa de la tierra en América del Sur (1999-2013). Fuente: IPCC (2019).

La magnitud y prevalencia global de estos fenómenos de degradación del suelo encienden una luz de alarma en cuanto a la estabilidad y la funcionalidad ecosistémicas. El deterioro reduce o elimina la capacidad del suelo de cumplir funciones y su capacidad de proveer servicios ecosistémicos que resultan esenciales para la vida humana y las generaciones futuras (Roy *et al.*, 2003). Esto ha llevado a cuestionar seriamente la sostenibilidad de los sistemas agroalimentarios (Pengue *et al.*, 2018), con planteos que remarcan la imposibilidad de continuar con la dinámica de producción clásica (*business as usual*): un esquema de mayor utilización de insumos externos, mayor incidencia de la producción animal, expansión de la cantidad de tierras cultivadas e irrigadas y el transporte de materiales a distancias globales. En este sentido, la necesidad de una "intensificación sostenible" de la producción ha sido ampliamente remarcada (Godfray *et al.*, 2010).

El concepto de sostenibilidad, surgido con el informe Brundtland (Brundtland *et al.*, 1987), refiere a una perspectiva integral del desarrollo, como la capacidad de suplir las necesidades presentes sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras para suplir las propias. Aplicado al suelo, un uso y manejo sostenible implica la adopción de medidas destinadas a mantener o mejorar su capacidad para proveer servicios ecosistémicos de soporte, fuente y regulación, así como servicios culturales, sin afectar o dañar el suelo ni las propiedades que

permiten dichos servicios, solicitando la protección y conservación de su estado funcional y la biodiversidad (FAO e ITPS, 2015). A nivel global, la iniciativa vigente para promover la transición sostenible de la sociedad ha sido plasmada por las Naciones Unidas en la agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible (UN, 2016), que ha formulado diecisiete Objetivos del Desarrollo Sostenible (ODSs), metas concretas y necesarias para lograr un futuro más sostenible. Una de ellas atañe directamente a los procesos de degradación derivados de la agricultura, enfocándose en la protección, restauración y promoción de los ecosistemas terrestres, el manejo sostenible de los bosques, el combate a los procesos de desertificación y la reversión de la degradación de tierras y la pérdida de biodiversidad.

I.1.2 La disrupción del ciclo nutriente: de ciclos a flujos

Con el advenimiento de la Revolución Verde en los 1950s y 1960s, la agricultura comenzó a integrar masivamente una serie de innovaciones tecnológicas que transformaron de manera radical la estructura productiva. La adopción generalizada de nuevas variedades de altos rendimientos en cereales, el uso de insumos externos de síntesis química (fertilizantes, herbicidas, pesticidas), la irrigación, así como nuevos métodos de mecanización y de cultivo, se volvieron partes constitutivas de un nuevo modelo productivo de uso generalizado a nivel global. Por un lado, la integración de estas tecnologías permitió incrementar enormemente la producción alimentaria global, mejorando las perspectivas de seguridad alimentaria de muchos países. Al mismo tiempo, esta transformación dió comienzo a un período de expansión e intensificación agrícolas que constituye una de las principales causas de la crisis ambiental vigente.

Una de las principales críticas de la lógica productiva de la agricultura contemporánea se funda en su concepción reduccionista del agroecosistema (Bourguignon y Bourguignon, 2015), ligada a un fin extractivista basado en un criterio de racionalidad económica cortoplacista (Flores y Sarandón, 2002). En este sentido, ha demostrado en mayor medida un desconocimiento o indiferencia del costo ambiental y social asociado a los distintos usos del suelo (Viglizzo y Jobbàgy, 2010). Este recurso ha sido considerado como un soporte inerte, una fuente de insumo que puede 'reponerse', ligando la sostenibilidad a la reposición nutriente por fertilización mineral. En muchos sistemas agrícolas, como es el caso de la agricultura extensiva en Argentina, esto se ha conjugado con un contexto de fertilización insuficiente y un uso intensivo del suelo (Viglizzo *et al.*, 2011), caracterizado por el monocultivo a gran escala de especies de alto valor comercial y rendimiento económico (en especial, soja y maíz), pero a la vez altamente extractivos. Esto ha promovido un deterioro

del capital natural del suelo (Pengue, 2015), con el agotamiento nutrientes y la pérdida de fertilidad (Sainz Rozas *et al.*, 2013; Cruzate y Casas, 2017).

Los nutrientes son elementos químicos esenciales que los organismos necesitan para sobrevivir y reproducirse, y constituyen elementos básicos para la formación y el funcionamiento de todos los seres vivos. El reciclado continuo de nutrientes a través del suelo es lo que se conoce como ciclo de nutrientes. A nivel de la biósfera (el ecosistema a nivel global), todos los nutrientes son reciclados a cierta escala espacial y temporal. En los ciclos de los ecosistemas naturales, la mayoría de los nutrientes regresan al suelo en las inmediaciones cercanas de donde fueron extraídos (Van Noordwijk, 1999), siendo reconvertidos a formas minerales por procesos de descomposición llevados a cabo por la fauna y microbiota del suelo, y pudiendo ser nuevamente absorbidos por las plantas (Drinkwater y Snapp, 2007). Esto ocurre también, en mayor o menor medida, en sistemas agrícolas en economías de subsistencia (Bourguignon y Bourguignon, 2015), donde el nutriente removido por cosecha queda mayormente dentro de un límite espacial que permite su reciclado en el propio agroecosistema.

Con la creciente integración de la agricultura a los mercados globales y el transporte transoceánico de alimentos, biocombustibles y biomateriales (que podemos entender como biomasa en general), los nutrientes son ahora desplazados a distancias enormes de los ecosistemas de los cuales fueron removidos (Pengue, 2014), volviéndose imposible su reciclado dentro de los mismos o su reutilización por la agricultura sin un elevado gasto energético. En este sentido, la agricultura constituye una disrupción que incrementa la apertura de los ciclos biogeoquímicos (Odum, 1998), particularmente del N y del P (Neeteson, 2000; Röckstrom *et al.*, 2009), convirtiendo los ciclos de nutrientes en flujos (van Noordwijk, 1999; Galloway *et al.*, 2004; Sutton *et al.*, 2013) (Fig. 3). Esto sucede tanto a escala nacional del país productor, en el sentido de las áreas de producción hacia los centros de consumo urbanos y periurbanos, pero más intensamente a escala global, desde los países productores a los países importadores de materias primas. La Unión Europea, por ejemplo, es un importador neto de productos alimenticios (FAO, 2011), en particular granos y subproductos para la alimentación animal. El mismo es el caso para Estados Unidos, donde dos tercios de las frutas y vegetales consumidos provienen desde fuera del país (Johnson, 2014). En estas regiones, la demanda de tierra arable para satisfacer el consumo doméstico de la población supera la oferta provista, y conduce a la 'importación de tierra' de otras regiones productoras (Costello *et al.*, 2011; Bringezu *et al.*, 2012). En contraste, África o América Latina son exportadores netos de agua, tierra y materiales (Tukker *et al.*, 2014;

Alexandratus y Bruinsma, 2012; Pengue *et al.*, 2017), cuyos destinos son, en mayor medida, Europa, Estados Unidos y el Este Asiático.

La salida continua de nutrientes por cosecha genera agotamiento en los sitios de producción, pero también acumulación en las áreas de consumo (Magdoff *et al.*, 1997; Grotte *et al.*, 2008; Pengue, 2014). En las zonas de sumidero nutriente, las preocupaciones se centran en torno a su *destino* (Grote *et al.*, 2005), en tanto las implicancias de la provisión no son mayormente ponderadas (Antikainen *et al.* 2005). El excedente de nutrientes termina eventualmente contribuyendo al proceso de vertido y lavado hacia cuerpos de agua, la causa de un catálogo de conflictos ambientales como la eutrofización, la contaminación del agua para consumo humano o la emisión de gases (Galloway *et al.*, 2003; Rockström *et al.*, 2009). La acumulación de nutrientes en los ecosistemas costeros ha producido más de 400 "zonas muertas", alcanzando 245.000 km² de superficie oceánica (IPBES, 2019).

En las zonas fuente de *origen*, a su vez, el comercio transnacional favorece la exportación sostenida de nutrientes, o "suelo virtual" (Bringezu *et al.*, 2014; Pengue *et al.*, 2014; Zuberma *et al.*, 2019), conducente al agotamiento del stock de nutrientes del suelo en las áreas cultivadas del país productor, un "costo oculto" (Zazo *et al.*, 2011; Trossero *et al.*, 2012), "externalidad" o "intangibles ambiental" (Viglizzo *et al.*, 2001; Pengue, 2009), en tanto carece de una valoración tangible en términos económicos. El minado del suelo y la declinación de su fertilidad están ampliamente esparcidos por el mundo (Drechsel *et al.*, 2001; Roy *et al.*, 2003; Tan *et al.*, 2005). Esto ha llevado a que, en la actualidad, la disponibilidad de nutrientes sea una limitante prevaeciente en las áreas cultivadas de la mayoría de las regiones agrícolas (MEA, 2005).



Fig. 3. Representación esquemática del ciclo y los flujos de nutrientes en los agroecosistemas. Fuente: adaptado de van Noordwijk (1999).

I.2 La situación en Argentina

I.2.1 Evolución de la historia agrícola

El comienzo de la agricultura en Argentina puede situarse hacia el final del siglo XIX, con la llegada de los inmigrantes y la implementación de políticas públicas de colonización (Barsky y Gelman, 2001; Viglizzo y Jobbàgy, 2010). Los cultivos y la cría extensiva de ganado se expandieron sobre las tierras disponibles hasta mediados del siglo XX, mayormente mediante prácticas de producción extensivas, de baja intensidad de uso (Viglizzo y Jobbàgy, 2010). Durante este periodo, la producción se sostuvo con la elevada fertilidad natural de los suelos (Lavado y Taboada, 2009; García y González Sanjuán, 2010), especialmente en la región pampeana, donde el alto contenido original de materia orgánica y una composición derivada de un material loésico rico en bases (Ca, Mg y, particularmente, K) y otros nutrientes, desalentó la práctica fertilizante (García y Darwich, 2009). En este contexto, tuvo lugar un proceso de deterioro moderado a severo de los suelos (SAGyP-CFA, 1995), no sólo

en las áreas predominantes de cultivo sino también en las zonas áridas. Hacia la segunda mitad del siglo XX, el uso agrícola de los suelos comenzó a intensificarse (Viglizzo *et al.*, 2001), especialmente en la región pampeana, con la adopción de variedades de cereales más productivas, híbridos y cultivos genéticamente modificados (Paruelo *et al.*, 2005; Satorre, 2005). Nuevos programas de experimentación y de transferencia tecnológica en nutrición y fertilización comenzaron a ser promovidos (FAO, 2004; García y González Sanjuán, 2010), junto con la incipiente implementación de la siembra directa (Viglizzo *et al.*, 2001). Este proceso de *agriculturización* fue intensificándose hacia los 1980s, volviéndose predominante el uso agrícola del suelo en la mayoría de las regiones de la pampa húmeda (Viglizzo y Jobbàgy, 2010), aunque aún con un uso de fertilizantes tan bajo como c. 5 kg de insumo nutriente por hectárea arable en promedio (IFA, 2018; MinAgri, 2018). El deterioro de la materia orgánica de la capa arable del suelo se tornó palpable, con descensos marcados respecto del contenido original (García y Darwich, 2009), agravados por un déficit neto entre la extracción y la reposición de nutrientes (García y González Sanjuán, 2010). En décadas recientes, en un proceso denominado *pampeanización* (Pengue *et al.*, 2014), la frontera agrícola se expandió hacia el noreste, noroeste y el oeste del país (Fig. 4), hacia zonas con climas más secos y/o suelos menos fértiles (Paruelo *et al.*, 2005; Viglizzo *et al.*, 2011). Entre 1988 y 2015, la superficie con cultivos agrícolas se duplicó, desde c. 15 a 34 millones de hectáreas, al tiempo que la producción de biomasa se quintuplicó, desde c. 27 a 123 millones de toneladas (FAO 2018; MinAgri, 2018). Asimismo, la relación de producción entre los cultivos sufrió importantes cambios: mientras que en 1988 la proporción del total de biomasa cosechada por trigo, soja y maíz era del 62% (27%, 20% y 15%, respectivamente), casi tres décadas más tarde, en 2015, la misma era del 84% (47% soja, 26% maíz y 11% trigo) (FAO, 2018; MinAgri, 2018). Esto se vio motivado por una creciente y vigente demanda internacional de productos sojeros, entre porotos, aceites, harinas proteicas y biocombustibles (Bruinsma, 2009; Pengue, 2014), promoviendo un comportamiento exportador de biomasa (y de nutrientes) a partir del cual el país ha acumulado un severo déficit biofísico en su balanza comercial (Pérez-Manrique *et al.*, 2013). En efecto, Argentina tiene la mayor extracción de materiales per capita de América Latina (c. 16,5 t/cap), siendo la biomasa (productos y subproductos agropecuarios) el 70% de este flujo material (West y Schandl, 2012).

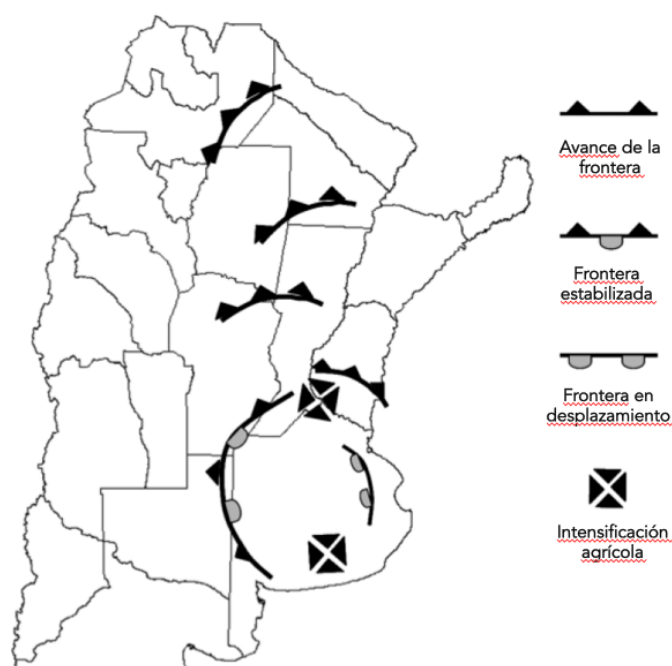


Fig. 4. Dinámica expansiva de la frontera agrícola en Argentina durante 1960-2010. Fuente: tomado de Viglizzo *et al.* (2011).

I.2.2 Consumo fertilizante

Históricamente, el uso fertilizante en Argentina ha sido escaso (García y Darwich, 2009), y la práctica agrícola se ha sostenido en gran medida gracias al relativamente alto nivel de fertilidad natural de los suelos agrícolas locales (García y González Sanjuán, 2013). Hasta la década de 1960s, el consumo de fertilizantes fue prácticamente nulo (FAO, 2004), mientras que durante los años 1960s y 1970s la práctica de fertilización se realizó predominantemente en los cultivos de caña de azúcar, papa, cítricos y otros frutales (FAO, 2004; García, F., 2016, com. pers). El uso fertilizante se expandió en las décadas siguientes, incorporando cereales y otros cultivos extensivos (Melgar, 2001), pero manteniéndose en niveles relativamente bajos hasta principios de 1990s. Este hecho se ha adjudicado en gran medida a las restricciones económicas y la relación desfavorable entre el precio de los granos y los productos fertilizantes, como consecuencia del arancelamiento a la importación (García y González Sanjuán, 2016), pero también a la escasa información por parte de un sector de los productores y la creencia arraigada de la existencia de suelos con elevada fertilidad natural (García y Darwich, 2009; Andrade *et al.*, 2017). La eliminación de barreras arancelarias, sumado a otras políticas de desregulación que se dieron durante esos años (FAO, 2004), llevaron a un aumento inédito de las importaciones de fertilizantes y una adopción creciente de la práctica de fertilización. Sólo entre 1992 y 1997, se consumió un tonelaje mayor al de

todos los años anteriores acumulados (FAC, 2018). Con la profunda crisis socio-económica de 2001-2002, el consumo fertilizante menguó ligeramente, para continuar ascendiendo en los años post-crisis. Es en esta etapa donde comienza a desarrollarse una industria local de producción de fertilizantes, cuya expansión fue vertiginosa. En 2007, se llegó al pico histórico de consumo agregado, con 1.3 millones de toneladas métricas de N, P, K y S (IFA, 2018), adjudicado a la conveniente relación de precio entre los granos y los fertilizantes (García y Darwich, 2009; García y González Sanjuán, 2010). Este apogeo de consumo fertilizante significaba, sin embargo, una dosis de uso agregada para la superficie arable de apenas c. 46 kg ha.a⁻¹ (28 kg N, 9 kg P, 1.6 kg K y 3 kg S por hectárea de superficie cultivada al año) (IFA, 2018; MinAgri, 2018).

Luego del boom agrícola ocurrido durante esos años, y en un contexto fluctuante de crisis económicas desde el 2008, el uso fertilizante durante el quinquenio 2011-2015 se ha ubicado en valores similares a los de la última mitad de la década 1990s, promediando un consumo de c. 24 kg de nutriente por hectárea por año, incluyendo N, P, K y S (IFA, 2018; MinAgri, 2018).

1.2.3 Deterioro de la fertilidad y agotamiento de nutrientes

En condiciones de intensificación y bajo uso de insumos, el deterioro de la fertilidad y los balances deficitarios de nutrientes de los suelos han alcanzado niveles que comprometen seriamente la capacidad productiva en el futuro próximo (Flores y Sarandón, 2003; Pengue, 2014; Cruzate y Casas, 2017). Para la región pampeana, la principal zona agrícola del país, la merma del nivel de materia orgánica (MO) en las últimas décadas ha sido generalizada, con rangos de pérdida reportados entre el 27 al 60% de los contenidos originales anteriores a la actividad agrícola (Fig. 5), según las zonas (Echeverría y Ferrari, 1993; Andriulo *et al.*, 1996; Urricarriet y Lavado, 1999; Studdert y Echeverría, 2000; García, 2001; Steinbach y Álvarez, 2006; Lavado, 2006; Darwich, 2007; García y Darwich, 2009; Lavado y Taboada, 2009; García y González Sanjuán, 2010; Fontanetto y Gambaudo, 2010; Viglizzo *et al.*, 2011; Sainz Rozas *et al.*, 2011, 2013; García y Díaz-Zorita, 2014). La situación más acuciante se manifiesta para la zona núcleo pampeana (Sainz Rozas *et al.*, 2013). En los suelos agrícolas del sur de Santa Fe, por ejemplo, se han registrado disminuciones de MO del orden del 3-5% entre 1977 y 2007 (García y González Sanjuán, 2016) que, considerando las concentraciones modales de N, P y S en la materia orgánica del suelo (MOS), representan aproximadamente 3.000-5.000 kg ha⁻¹ de N y 300-500 kg ha⁻¹ de P y S. En estas zonas, la MO ha sido la principal fuente de nutrientes para los cultivos desde el comienzo de la agricultura (García y González Sanjuán, 2010),

fundamentalmente a partir de la mineralización de las fracciones orgánicas más lábiles (Studdert *et al.*, 2000). La menor reserva de nutrientes en el pool de la MO, sumado a la mayor demanda de extracción, explica la respuesta generalizada a la aplicación de N y P (Echeverría y Sainz Rozas, 2005; García y Díaz Zorita, 2014), junto a otros nutrientes que antes no mostraban limitantes, como S (Melgar *et al.*, 1998; Melgar *et al.*, 2002; Reussi Calvo *et al.*, 2008; Pagani *et al.*, 2009), Ca (Vázquez *et al.*, 2010; Gambaudo y Fontanetto, 2011; Vázquez, 2011), Zn (Carta y Ventimiglia, 2001; Ferraris y Couretot, 2009; Salvagiotti *et al.*, 2013), B (Ferraris *et al.*, 2005; Balboa *et al.*, 2011), Cl y K (Ratto de Míguez y Fatta, 1990; Melgar, 2001; Correndo *et al.*, 2011).

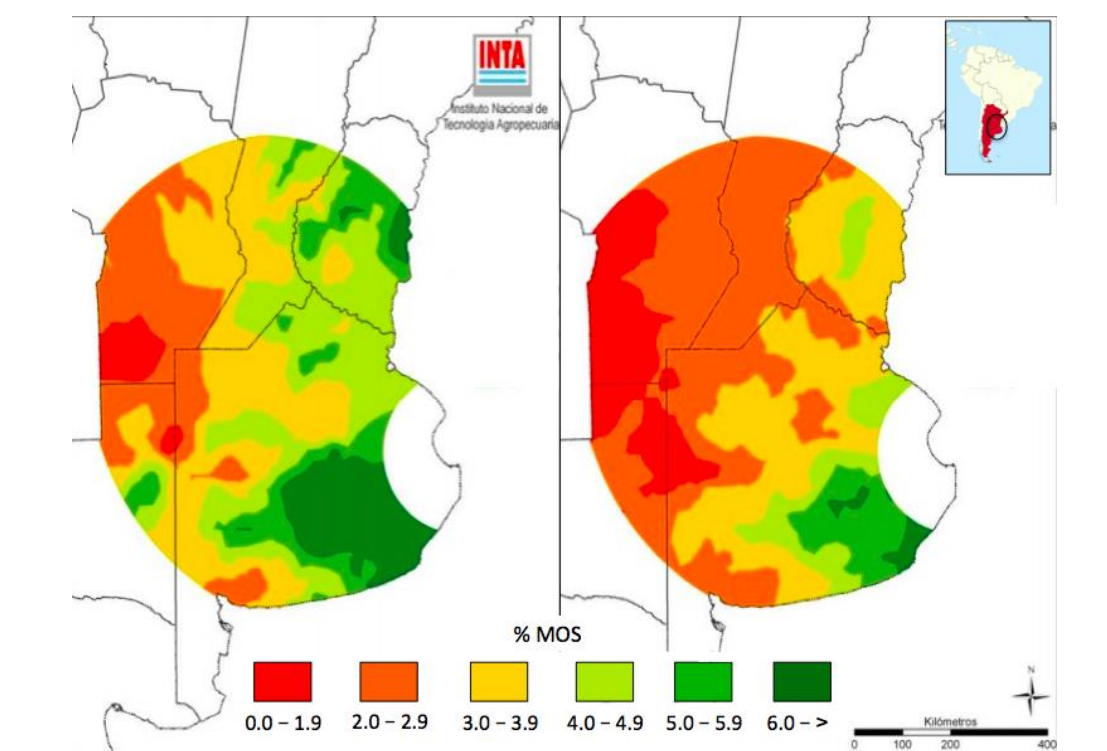


Fig. 5. Contenido de materia orgánica en la capa arable del suelo (0-20 cm) en condiciones prístinas (izquierda) versus post-agricultura (derecha), para la región pampeana. Fuente: Sainz Rozas *et al.* (2011).

La baja particular del nivel de P disponible ha sido la más ampliamente reportada (Darwich, 1983, citado por García, 2001; Andriulo *et al.*, 1996; Gutiérrez-Boem *et al.*, 2008; Sainz Rozas y Echeverría, 2008; Sainz Rozas *et al.*, 2011a, 2013; Viglizzo *et al.*, 2011; Herrera y Rotondaro, 2017; entre otros), y es de las más sensibles. En un análisis comparado entre 1980 y 2006, para la región pampeana, Sainz Rozas *et al.* (2013) reportaron una reducción del contenido de P extractable para la mayoría de los suelos del oeste de Buenos Aires, este de La Pampa, sur y sureste de Córdoba, con niveles de disponibilidad que resultaron notoriamente menores a los contenidos prístinos, habiendo pasado de concentraciones altas (\geq a 20 ppm) a medias, bajas o muy bajas (Fig. 6). En efecto, el 70% de los suelos de la región pampeana cuentan con un

contenido de P extractable menor a 15 ppm (Sainz Rozas y Echeverría, 2008), un valor por debajo del umbral crítico para la mayoría de los cultivos (García, 2001). Para los demás nutrientes (N, K, S, Ca, Mg, Zn y B), el descenso promedio de la disponibilidad en la región pampeana, respecto a los contenidos originales, se ha reportado en un 45% para N, 24% para K, 43% para S, 12 a 20% para Ca, 18 a 25% para Mg, 38 a 72% para Zn, y 31% para B (Fig. 7 a 11) (Andriulo *et al.*, 1996; Volmer Buffa y Ratto, 2005; Sainz Rozas *et al.*, 2013; García y Díaz-Zorita, 2014).

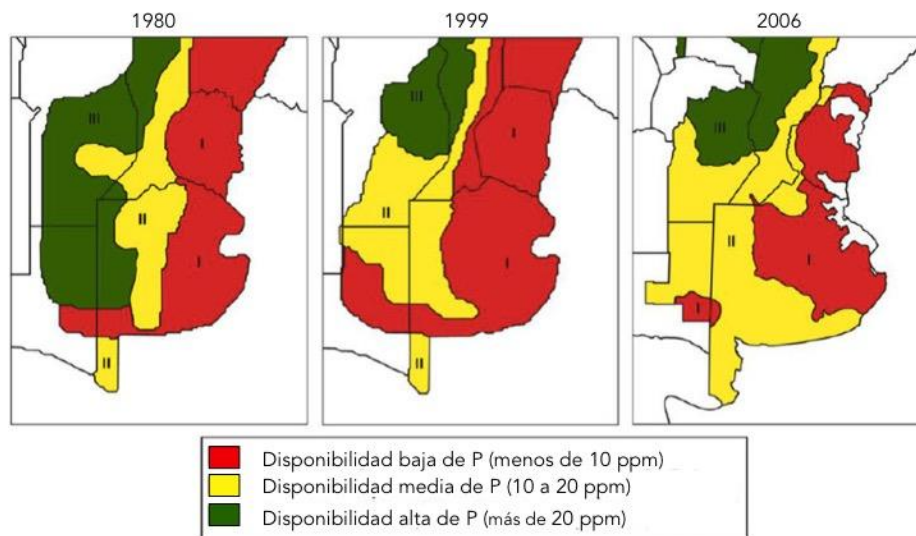


Fig. 6. Distribución promedio de la concentración de P extractable (mg kg^{-1}) (Bray y Kurtz, 1945) en suelos de aptitud agrícola de la región pampeana, entre 1980 y 2006. Fuente: Sainz Rozas *et al.* (2011).

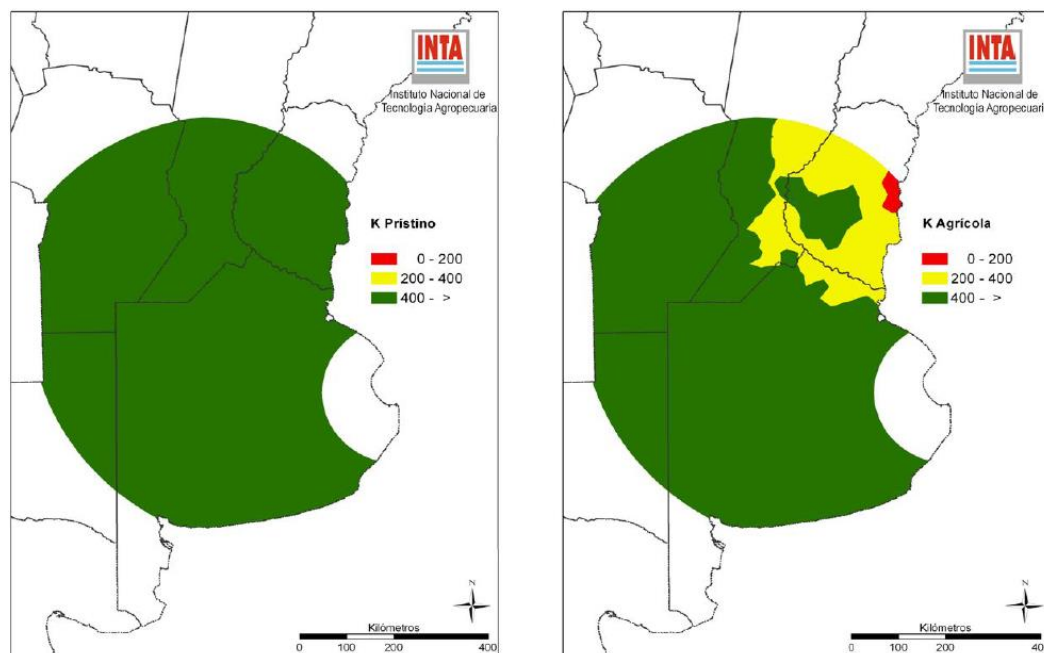


Fig. 7. Distribución de la concentración de K intercambiable (mg kg^{-1}) en el horizonte superficial (0-20 cm) de suelos prístinos (izquierda) y cultivados (derecha) de la región pampeana. Los colores indican los rangos de concentración. Fuente: Sainz Rozas *et al.* (2013).

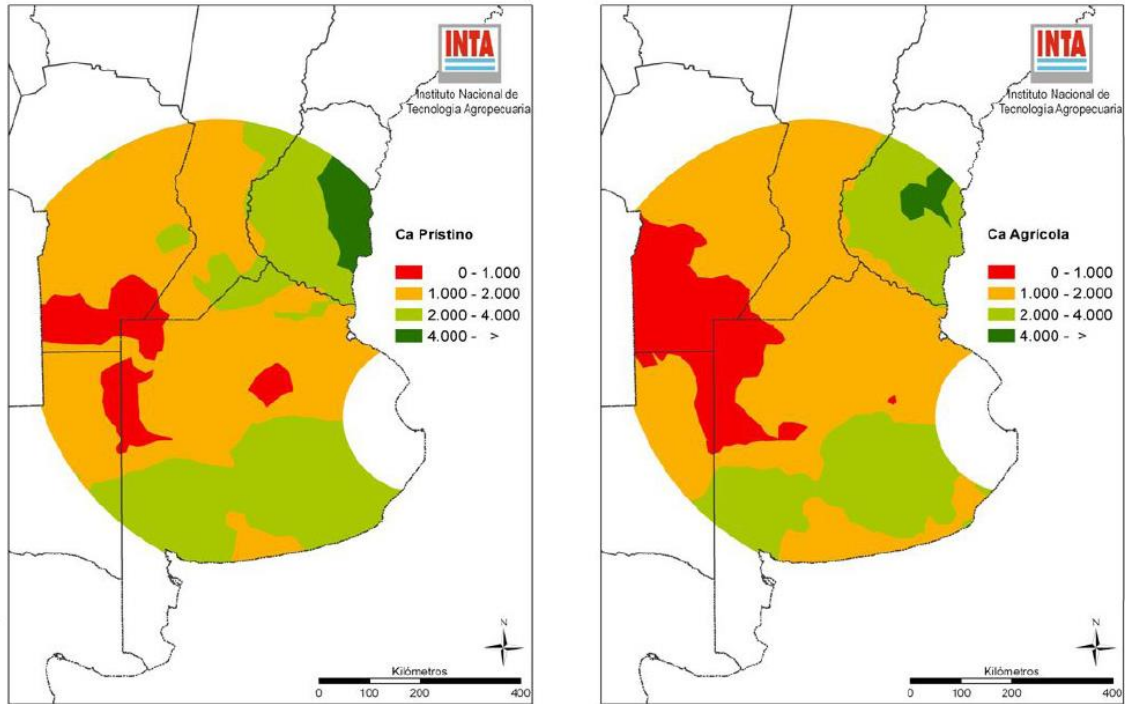


Fig. 8. Distribución de la concentración de Ca intercambiable (mg kg^{-1}) en el horizonte superficial (0-20 cm) de suelos prístinos (izquierda) y cultivados (derecha) de la región pampeana. Los colores indican los rangos de concentración. Fuente: Sainz Rozas *et al.* (2013).

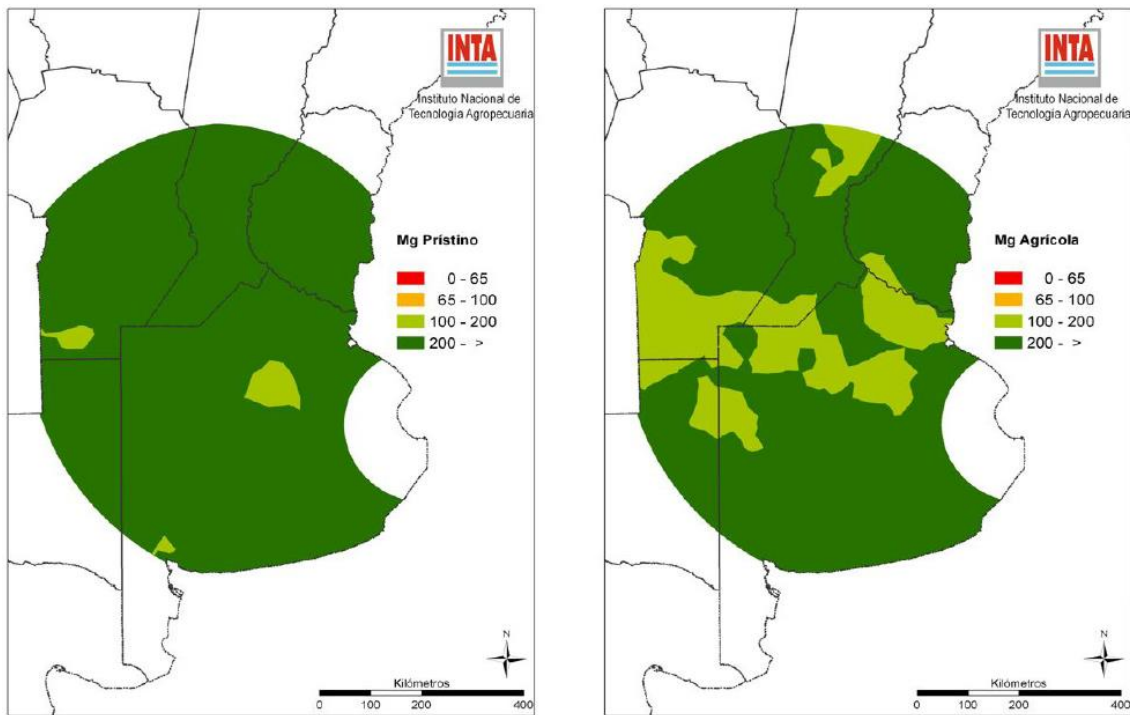


Fig. 9. Distribución de la concentración de Mg intercambiable (mg kg^{-1}) en el horizonte superficial (0-20 cm) de suelos prístinos (izquierda) y cultivados (derecha) de la región pampeana. Los colores indican los rangos de concentración. Fuente: Sainz Rozas *et al.* (2013).

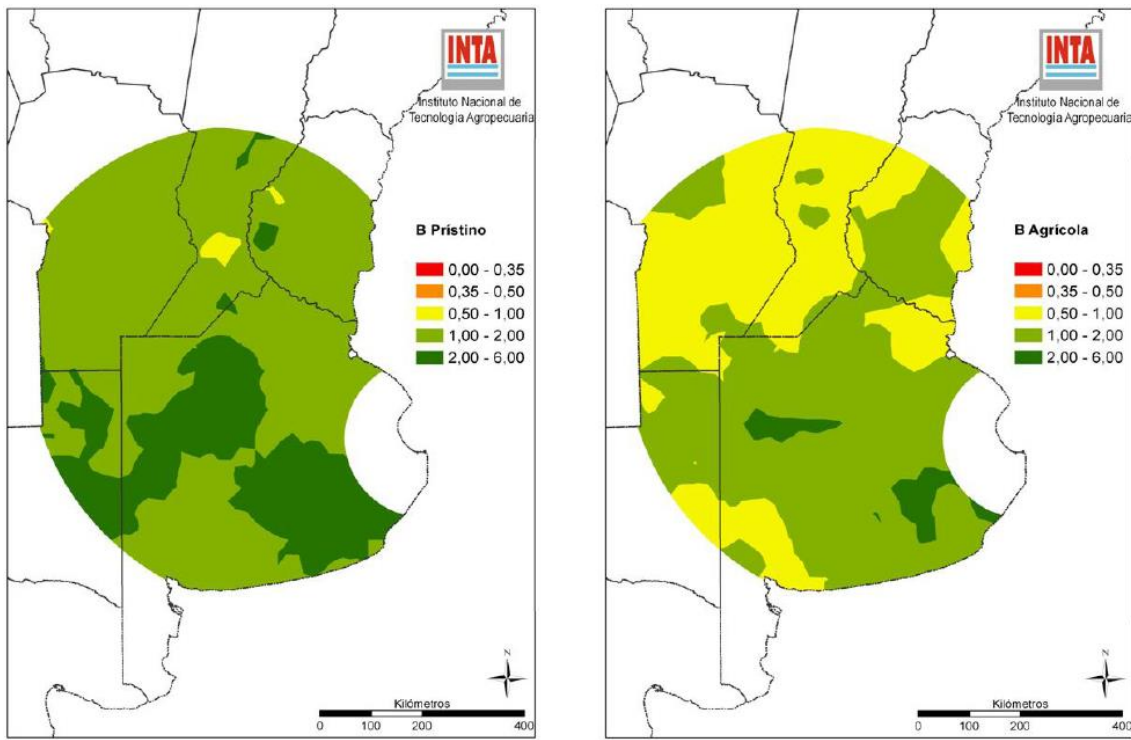


Fig. 10. Distribución de la concentración de B extractable (mg kg^{-1}) con agua caliente en el horizonte superficial (0-20 cm) de suelos prístinos (izquierda) y cultivados (derecha) de la región pampeana. Los colores indican los rangos de concentración. Fuente: Sainz Rozas *et al.* (2013).

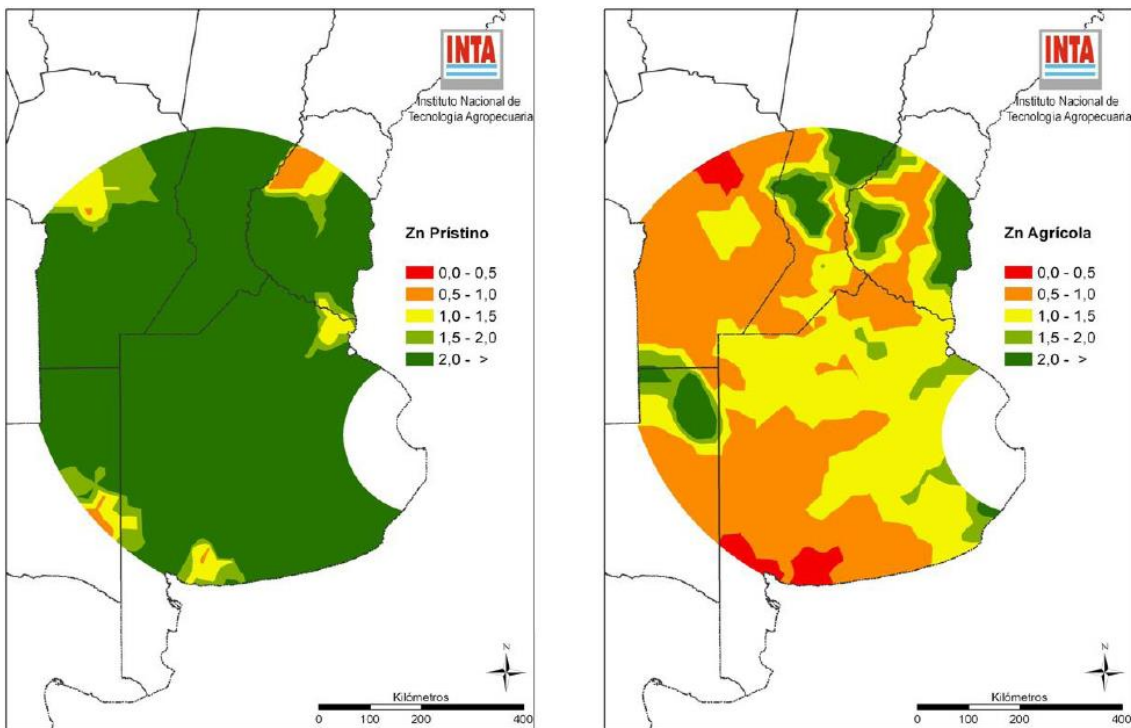


Fig. 11. Distribución de la concentración de Zn extractable (mg kg^{-1}) con DTPA en el horizonte superficial (0-20 cm) de suelos prístinos (izquierda) y cultivados (derecha) de la región pampeana. Los colores indican los rangos de concentración. Fuente: Sainz Rozas *et al.* (2013).

I.3 El metabolismo social y el análisis de flujos de materiales

El concepto de metabolismo surgió a mediados del siglo XIX para explicar el funcionamiento de la célula y los microorganismos en términos de sus procesos químicos y biológicos. El término fue luego adoptado como analogía para describir el funcionamiento de un ecosistema, basado en el consumo de energía y materiales por las plantas, el consumo de energía y materiales por los demás organismos, su muerte y el reciclado de los materiales dentro del ecosistema (González de Molina y Toledo, 2014). El término fue también adoptado por disciplinas como la Economía Ecológica y la Ecología Industrial para referir al flujo de energía y materiales implicado en la economía de una sociedad (Infante-Amate *et al.*, 2017). El funcionamiento metabólico del ecosistema humano, esto es, las cantidades de energía y de materiales extraídas, transformadas, consumidas y excretadas por el sistema socioeconómico, es la causa de muchas distorsiones en los ciclos globales de los materiales (Pauliuk y Herwich, 2015). Los casos más conspicuos son la disrupción de los ciclos del N, C y P (Rockstrom *et al.*, 2009), con severos impactos sobre la contaminación del agua y el calentamiento global. Las principales causas se encuentran relacionadas con la producción agropecuaria, el consumo de recursos y el flujo global de extracción actuales, cuyas transformaciones se han generado tanto a escala local como global.

La perspectiva metabólica puede ser aplicada a los sistemas de producción primaria, en tanto las transferencias de nutrientes pueden ser cuantificadas cuando los ciclos se transforman en flujos (Fernández Mena, 2017). Esto permite inferir cambios en el tamaño del stock de materiales, y predecir cuánto tiempo pueden continuar los flujos (van Noordwijk, 1999). En este sentido, los flujos de materiales se encuentran entre los más importantes indicadores disponibles para el monitoreo y evaluación de los cambios en el patrón y las tasas de consumo de recursos por las economías (OECD, 2008). Con el creciente interés y estímulo por convertir en *verdes* las economías nacionales, alineándolas a principios ecológicos de circularidad, estos análisis han tomado gran relevancia para ayudar a los gobiernos, y a todos los actores involucrados en los sistemas agroalimentarios, a (i) mejorar la comprensión de los patrones de extracción y consumo de recursos naturales, y su impacto sobre el ambiente, y (ii) desarrollar estrategias efectivas para minimizar el uso del recurso no renovable mediante políticas sostenibles de consumo y producción (Shandl *et al.*, 2016).

El proceso vigente de intensificación y expansión agrícola en nuestro país está generando una aceleración de los flujos de nutrientes y la disrupción de sus ciclos (Viglizzo *et al.*, 2001; 2011; Pengue, 2014). Para comprender el agotamiento ambiental a nivel territorial y ampliar positivamente el enfoque al respecto de los modos de valoración de los recursos naturales

estratégicos, es necesaria una propuesta para evaluar el metabolismo propio de la producción de materias primas y sus consecuencias ecológicas y socio-económicas. En este sentido, para comprender el proceso en mayores niveles de integración, a fin de establecer una mejor estrategia en el uso y manejo de nutrientes, es preciso considerar la escala espacial y temporal: el análisis debe extenderse a escalas regionales (e incluso globales), y de años a décadas.

I.4 Hipótesis y Objetivos

Hipótesis general

Las actividades de producción primaria en los agroecosistemas argentinos describen ciclos de nutrientes abiertos, con flujos netos de salida, lo que constituye un comportamiento insostenible.

Hipótesis específicas

1. La agricultura extensiva es la actividad más extractiva y deficitaria respecto de los nutrientes, en virtud de su elevado rendimiento relativo de biomasa seca.
2. La magnitud del déficit de nutrientes en la agricultura extensiva ha evolucionado de manera creciente a lo largo de las décadas, engrosando el déficit negativo acumulado.
3. La fertilización es el flujo nutriente de menor relevancia relativa en la agricultura extensiva; en contraposición, la fijación biológica es el flujo más importante.
4. La soja es el cultivo más extractivo y de balance más deficitario de la agricultura extensiva.
5. La agricultura intensiva presenta balances de nutrientes superavitarios, así como el mayor volumen nutriente excedente por unidad de área.
6. La aplicación de abonos es el flujo de mayor importancia relativa de la agricultura intensiva.
7. La actividad de producción animal presenta un balance positivo, así como los balances más sostenibles.
8. La exportación nutriente por el comercio transnacional de productos constituye un flujo nutriente unidireccional de capital natural ("suelo virtual") de alto valor económico y biofísico relativo.

Objetivo general

Analizar y caracterizar el metabolismo de nutrientes para la extracción doméstica de biomasa de los sistemas de producción primaria en Argentina, y su relación con el capital natural del suelo y la sostenibilidad del agroecosistema.

Objetivos específicos

1. Identificar y cuantificar los flujos de materiales (nutrientes) de las distintas actividades de la producción agropecuaria (agricultura extensiva, intensiva y ganadería), caracterizando su evolución y distribución espacio-temporal en el largo plazo para el territorio nacional.
2. Evaluar la sostenibilidad ecológica y socio-económica de las actividades agropecuarias, en función de atributos de estabilidad, productividad y resiliencia, derivados de indicadores biofísicos de sostenibilidad (e.g. Balance de nutrientes, Suelo Virtual).
3. Estudiar y discutir el caso paradigmático del cultivo de soja, su incidencia en el metabolismo de nutrientes del agroecosistema y sus implicancias ecológicas y socio-económicas, atendiendo con especial énfasis a la exportación de capital natural mediante el comercio internacional de granos.
4. Analizar y discutir las tendencias, potencialidades y limitaciones del paradigma agrícola vigente en Argentina, su implicancia sobre la degradación del capital natural de los suelos y la alteración de los flujos biogeoquímicos, en el contexto global presente y atendiendo las tendencias futuras de los sistemas agroalimentarios.

Contexto

(i) Existe en Argentina un decrecimiento generalizado de la materia orgánica del suelo y del stock de nutrientes, junto con otros procesos de degradación del suelo, por incidencia directa e indirecta de la agricultura. Las respuestas a los principales nutrientes son generalizadas, al ritmo que nuevos elementos comienzan a describir limitantes a la producción.

(ii) La agricultura se encuentra en una fase vigente y creciente de expansión e intensificación en el territorio nacional, involucrando nuevas áreas prístinas, en un contexto de bajo uso de insumos fertilizantes y elevada extracción nutriente.

(iii) La demanda mundial por los alimentos, bioenergía y biomateriales está en un pico histórico y se proyecta al alza para las décadas por venir. Argentina jugará un papel central, y eso tendrá implicancias para la salud y estabilidad de su agroecosistema.

Estructura de la tesis

En este primer capítulo, se ha realizado una introducción de la temática y la discusión de su marco teórico. A través de los capítulos subsiguientes, se proveerá un análisis histórico detallado respecto del metabolismo de nutrientes para los diversos sistemas de producción primaria en Argentina (vegetal y animal), su evolución físico-temporal y su distribución espacial sobre el territorio. En el capítulo II, se presentan y describen los materiales y criterios metodológicos adoptados, así como los marcos conceptuales asumidos. En los capítulos III a V, se analizan los flujos de nutrientes de las actividades de producción primaria (agricultura extensiva, agricultura intensiva y producción animal) a largo plazo. En el capítulo VI, se evalúa con mayor profundidad de análisis el caso paradigmático del cultivo de soja, introduciendo el concepto de *suelo virtual* en el marco de la producción y la exportación de biomasa. En el capítulo VII, se realiza una discusión general comentando los resultados obtenidos y su relación en torno a problemáticas imperantes de los sistemas agroalimentarios y los desafíos a futuro, concluyendo con una reflexión final.

1.5 Bibliografía

- Andriulo, A., Galantini, J., Abrego, F. y Martínez, F. (1996). Exportación y balance edáfico de nutrientes después de ochenta años de agricultura continua. In *13º Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo. Aguas de Lindoia, Sao Paulo, Brasil*.
- Antikainen, R., Lemola, R., Nousiainen, J.I., Sokka, L., Esala, M., Huhtanen, P. y Rekolainen, S. (2005). Stocks and flows of nitrogen and phosphorus in the Finnish food production and consumption system. *Agriculture, ecosystems & environment*, 107(2-3), pp.287-305. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167880904003299>
- Alexandratos, N. y Bruinsma, J. (2012). World agriculture towards 2030/2050: the 2012 revision. Disponible en: <https://ageconsearch.umn.edu/record/288998/>
- Balboa, R., Espósito, G., Castilla, C., y Balboa, G. (2011). Estrategias de fertilización con boro en girasol. Simposio Fertilidad 2011. La nutrición del cultivo integrada al sistema de producción. Mayo 2011. Pág. 154-155. Disponible en: https://www.produccionvegetalunrc.org/images/fotos/149_ESTRATEGIAS%20DE%20FERTILIZACION%20CON%20BORO%20EN%20GIRASOL_CEREALES_2010_AACS_BALBOA%20G.R.pdf
- Barsky, O. y Gelman, J. (2001). Historia del agro argentino. Desde la Conquista hasta fines del siglo XX. Buenos Aires, Grijalbo Mondadori. 460 pp.
- Belgrano, M. (1796). Medios generales de fomentar la agricultura, animar la industria y proteger el comercio en un país agricultor. En: Escritos sobre educación. La Plata: UNIPE: Editorial Universitaria, 2011. Disponible en: http://biblioteca.clacso.edu.ar/Argentina/unipe/20171121062036/pdf_347.pdf
- Bourguignon, C., y Bourguignon, L. (2015). Les sols, la terre et les champs. Pour retrouver une agriculture saine. Sang Terre, 246 p., ISBN-10: 2869853262.
- Bray, R.H. y Kurtz, L.T. (1945). Determination of total, organic, and available forms of phosphorus in soils. *Soil science*, 59(1), pp.39-46.
- Bringezu, S., O'Brien, M. y Schütz, H. (2012). Beyond biofuels: Assessing global land use for domestic consumption of biomass: A conceptual and empirical contribution to sustainable management of global resources. *Land use policy*, 29(1), pp.224-232.
- Bruinsma, J. (2009). The resource outlook to 2050: by how much do land, water and crop yields need to increase by 2050. In *Expert meeting on how to feed the world in* (Vol. 2050, pp. 24-26).
- Brundtland, G.H., Khalid, M., Agnelli, S., Al-Athel, S. y Chidzero, B. (1987). Our common future. *New York*. Disponible en: https://books.google.fr/books?hl=en&lr=&id=3lRtBOAAQBAJ&oi=fnd&pg=PA29&dq=Our+common+future:+The+world+commission+&ots=QRRgyfCiiG&sig=IRGgTxV1VsQFePup_V6IMPogeow&redir_esc=y
- Carta, H. y Ventimiglia, L. (2001). Maíz: Fertilización con zinc. Experimentación en campo de productores. Campaña 2000/2001. UEEA INTA g de Julio. Bs. As., Argentina.

- Conti, M.E. (coord.), 2009. *Principios de edafología: con énfasis en suelos argentinos*. 2a ed., 3a reimpr. Buenos Aires: Universidad de Buenos Aires. Facultad de Agronomía. xii, 430 p. ISBN 9789504393153. Disponible en: <http://files.bgf-inf09.webnode.com/200000212-c98f3ca895/Principios%20Edafolog%C3%ADa%20M%20Conti.pdf>
- Correndo, A., Rubio, G., Ciampitti, I.A. y García, F.O. (2011). Dinámica del Potasio en Molisoles de la Región Pampeana Norte. En: *Simposio Fertilidad*. Disponible en: [http://lacs.ipni.net/ipniweb/region/lacs.nsf/0/D09A89A26555EAF9842579F1002A6B02/\\$FILE/C3-T-Correndo,%20A%20\(1\)-RE-00223.pdf](http://lacs.ipni.net/ipniweb/region/lacs.nsf/0/D09A89A26555EAF9842579F1002A6B02/$FILE/C3-T-Correndo,%20A%20(1)-RE-00223.pdf)
- Cruzate y Casas, 2017. Cruzate, G. A., & Casas, R. R. (2017). Balance de nutrientes en los suelos agrícolas de la Argentina en la campaña 2015/16. *Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica*, 28, 14-23.
- Darwich, N.A. (1983). Niveles de fósforo asimilable en los suelos pampeanos. *IDIA, informativo de investigaciones agrícolas*.
- Darwich, N. (2007). El balance físico-económico de las rotaciones agrícolas. *Proyecto Fertilizar-INTA*. www.fertilizar.org.ar. Disponible en: <http://www.fertilizando.com/articulos/El%20Balance%20Fisico%20Economico%20en%20las%20Rotacione.s.asp>
- Drechsel, P., Gyiele, L., Kunze, D., & Cofie, O. (2001). Population density, soil nutrient depletion, and economic growth in sub-Saharan Africa. *Ecological economics*, 38(2), 251-258.
- Drinkwater, L. E., y Snapp, S. (2007). Nutrients in agroecosystems: rethinking the management paradigm. *Advances in Agronomy*, 92, 163-186.
- Dudley, N. y Alexander, S. (2017). Agriculture and biodiversity: a review, *Biodiversity*, 18:2-3, 45-49, DOI: [10.1080/14888386.2017.1351892](https://doi.org/10.1080/14888386.2017.1351892)
- Echeverría, H.E. y Ferrari, J.L. (1993). Relevamiento de algunas características de los suelos agrícolas del sudeste de la provincia de Buenos Aires. Boletín Técnico N° 112. EEA INTA Balcarce, Balcarce, Buenos Aires. 18 p.
- Echeverría, H.E. y Sainz Rozas, H. (2005). Maíz. p 255-282. *Fertilidad de Suelos y Fertilización de Cultivos*. Ediciones INTA. INPOFOS.
- FAO. (2004). Uso de fertilizantes por cultivo en Argentina. Organización para la Agricultura y la Alimentación de las Naciones Unidas, Roma. Disponible en: http://www.fao.org/tempref/agl/agll/docs/fertuseargent_s.pdf
- FAO. (2011). The state of the world's land and water resources for food and agriculture (SOLAW) – Managing systems at risk. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome and Earthscan, London. Disponible en: <http://www.fao.org/3/a-i1688e.pdf>
- FAO e ITPS. (2015). Status of the World's Soil Resources (SWSR) – Main Report. Food and Agriculture Organization of the United Nations and Intergovernmental Technical Panel on Soils, Rome. Disponible en: <http://www.fao.org/3/a-bc601e.pdf>
- Fernández Mena, H. (2017). Modelling biomass and nutrient flows in agro-food systems at the local scale : scenario simulation and assessment in a French case-study. Business administration. Université de Bordeaux, 2017. Disponible en: <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01866072/document>
- Ferraris, G., Couretot, L. y Ponsa, J. (2005). Evaluación de la utilización de molibdeno, cobalto, boro y otros nutrientes en soja de primera. En soja. Resultados de Unidades demostrativas del Proyecto Regional Agrícola, año 2005. CERBAN, Área de Desarrollo Rural EEA INTA Pergamino y General Villegas pp. 62-65. Disponible en: <http://www.crinigan.com/ensayos/maiz/INTA%20Pergamino%202010.pdf>
- Ferraris, G. y Couretot, L. (2009). Respuesta del maíz a la fertilización complementaria con Zinc, boro, y otros nutrientes. Revista Agromercado. ISSN 1514-2213x. Cuadernillo Fertilidad y Fertilizantes. Vol. 28, pp 22-24. Disponible en: <https://www.engormix.com/agricultura/articulos/respuesta-maiz-fertilizacion-complementaria-t28178.htm>
- Flores, C.C. y Sarandón, S.J. (2003). ¿Racionalidad económica versus sustentabilidad ecológica?. *Revista de la Facultad de Agronomía*, 105. Disponible en: <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/15669>
- Fontanetto, H, Gambaudo, S. (2010). El balance de nutrientes para sistemas agropecuarios sustentables. Ergomix.com. Disponible en: http://www.produccion-animal.com.ar/suelos_ganaderos/77-nutrientes.pdf
- Gambaudo, S., y Fontanetto, H. (2011). Diagnóstico de la acidez edáfica y su corrección. Simposio Fertilidad 2011, Rosario, Argentina.
- Galloway, J.N., Aber, J.D., Erisman, J.W., Seitzinger, S.P., Howarth, R.W., Cowling, E.B. y Cosby, B.J. (2003). The nitrogen cascade. *Bioscience*, 53(4), pp.341-356. Disponible en: <https://academic.oup.com/bioscience/article-abstract/53/4/341/250178>
- Galloway, J.N., Denton, F.J., Capone, D.G., Boyer, E.W., Howarth, R.W., Seitzinger, S.P., Asne, G.P., Cleveland, C.C., Green, P.A., Holland, E.A., Karl, D.M, Michaels, A.F., Porter, H., Townsend, A.R. y Vorosmarty. (2004). Nitrogen cycles: past, present, and future. *Biogeochem* 70:153-226;
- García, F.O. (2001). Balance de fósforo en los suelos de la región pampeana. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur* 9:1-3. Disponible en:

- http://scholar.googleusercontent.com/scholar?q=cache:IV1lh2AKWSoJ:scholar.google.com/+garcia+la+fertilizaci%C3%B3n+fosfatada&hl=en&as_sdt=0,5&as_ylo=2000&as_yhi=2007
- García, F.O. y Darwich, N. (2009). La fertilización: Tecnología para sostener la productividad de nuestros suelos. En: *La Argentina 2050: La revolución tecnológica del agro. Hacia el desarrollo integral de nuestra sociedad*. D. Ricci (coord.). 1a. ed. Buenos Aires. Cámara de Sanidad Agropecuaria y Fertilizantes (CASAFE). pp. 417-445. ISBN 978-987-1563-00-5
- García, F.O. y González Sanjuán, M.F. (2010). Balances de nutrientes en Argentina ¿Cómo estamos? ¿Cómo mejoramos? Informaciones Agronómicas del Cono Sur, IPNI. 48:1-5. Disponible en: <http://www.fertilizando.com/articulos/Balance-Nutrientes-2010.asp>
- García, F.O. y Díaz-Zorita, M. (2014). La fertilidad de los suelos y el uso de nutrientes en la producción agrícola extensiva de Argentina. Buenos Aires: PROSA. Disponible en: [http://lacs.ipni.net/ipniweb/region/lacs.nsf/e0f085ed5f091b1b852579000057902e/251e0b2ce526f8b1032580360060025a/\\$FILE/Garcia%20y%20Diaz%20Zorita%20-%20Estado%20Fertilidad%20-%20PROSA%20-%20Nov%202014%20FINAL.pdf](http://lacs.ipni.net/ipniweb/region/lacs.nsf/e0f085ed5f091b1b852579000057902e/251e0b2ce526f8b1032580360060025a/$FILE/Garcia%20y%20Diaz%20Zorita%20-%20Estado%20Fertilidad%20-%20PROSA%20-%20Nov%202014%20FINAL.pdf)
- García, F.O. y González Sanjuan, M.F. (2016). Consumo de fertilizantes en el mundo y en la Argentina. *Sustentabilidad de los agrosistemas y uso de fertilizantes. Orientación Grafica Editora-AACS-Fertilizar AC, Buenos Aires, Argentina*, pp.61-84. Disponible en: [http://lacs.ipni.net/ipniweb/region/lacs.nsf/e0f085ed5f091b1b852579000057902e/251e0b2ce526f8b1032580360060025a/\\$FILE/Garcia%20y%20Gonzalez%20Sanjuan%20-%20Consumo%20de%20fertilizantes%20en%20el%20mundo%20y%20en%20la%20Argentina.pdf](http://lacs.ipni.net/ipniweb/region/lacs.nsf/e0f085ed5f091b1b852579000057902e/251e0b2ce526f8b1032580360060025a/$FILE/Garcia%20y%20Gonzalez%20Sanjuan%20-%20Consumo%20de%20fertilizantes%20en%20el%20mundo%20y%20en%20la%20Argentina.pdf)
- Godfray, H.C.J., Beddington, J.R., Crute, I.R., Haddad, L., Lawrence, D., Muir, J.F., Pretty, J., Robinson, S., Thomas, S.M. y Toulmin, C. (2010). Food security: the challenge of feeding 9 billion people. *science*, 327(5967), pp.812-818. Disponible en: <https://science.sciencemag.org/content/327/5967/812.abstract>
- González de Molina, M. y Toledo, V.M. (2014). *The social metabolism: a socio-ecological theory of historical change* (Vol. 3). Springer. Disponible en: <https://link.springer.com/book/10.1007%2F978-3-319-06358-4>
- Grote, U., Craswell, E. and Vlek, P. (2005). Nutrient flows in international trade: Ecology and policy issues. *Environmental Science & Policy*, 8(5), pp.439-451. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1462901105000778>
- Grote, U., Craswell, E. T., & Vlek, P. L. (2008). Nutrient and virtual water flows in traded agricultural commodities. In *Land use and soil resources* (pp. 121-143). Springer, Dordrecht.
- Gutiérrez Boem, F.H., Alvarez, C.R., Cabello, M.J., Fernández, P.L., Bono, A., Prystupa, P. y Taboada, M.A. (2008). Phosphorus retention on soil surface of tilled and no-tilled soils. *Soil Science Society of America Journal*, 72(4), pp.1158-1162. Disponible en: <https://dl.sciencesocieties.org/publications/sssaj/abstracts/72/4/1158>
- Herrera, A., y Rotondaro, R. (2017). Relevamiento de fertilidad de los suelos pampeanos Qué nos dicen los análisis de suelo? Informaciones Agronomicas, IPNI, H 28 - Dic. 2017. Disponible en: <https://horizonteadigital.com/relevamiento-de-fertilidad-de-los-suelos-pampeanos-que-nos-dicen-los-analisis-de-suelo-por-herrera-y-rotondaro/>
- Huxley, A. (1931). *Un mundo feliz*. Edición 2007. Traducción Ramón Hernández. Colección Diamante. Barcelona: Editorial Edhasa. ISBN 978-84-350-3340-4.
- IFA. (2018). Fertilizer consumption database. International Fertilizer Association. Disponible en: <http://ifadata.fertilizer.org/ucSearch.aspx>
- Infante-Amate, J., Aguilera, E., Palmeri, F., Guzmán, G., Soto, D., García-Ruiz, R. y de Molina, M.G. (2018). Land embodied in Spain's biomass trade and consumption (1900–2008): Historical changes, drivers and impacts. *Land Use Policy* 78, 493–502. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.07.019>
- IPBES. (2019). Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. S. Díaz, J. Settele, E. S. Brondízio E.S., H. T. Ngo, M. Guèze, J. Agard, A. Arneth, P. Balvanera, K. A. Brauman, S. H. M. Butchart, K. M. A. Chan, L. A. Garibaldi, K. Ichii, J. Liu, S. M. Subramanian, G. F. Midgley, P. Miloslavich, Z. Molnár, D. Obura, A. Pfaff, S. Polasky, A. Purvis, J. Razaque, B. Reyers, R. Roy Chowdhury, Y. J. Shin, I. J. Visseren-Hamakers, K. J. Willis, and C. N. Zayas (eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 56 pages.
- IPCC. (2019). Summary for Policymakers. In: *Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems* [P.R. Shukla, J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H.- O. Pörtner, D. C. Roberts, P. Zhai, R. Slade, S. Connors, R. van Diemen, M. Ferrat, E. Haughey, S. Luz, S. Neogi, M. Pathak, J. Petzold, J. Portugal Pereira, P. Vyas, E. Huntley, K. Kissick, M. Belkacemi, J. Malley, (eds.)]. In press.
- Johnson, R. (2014). *The US trade situation for fruit and vegetable products*. Washington, DC: Congressional Research Service. Disponible en: <https://nationalaglawcenter.org/wp-content/uploads/assets/crs/RL34468.pdf>
- Kibblewhite, M.G., Ritz, K. y Swift, M.J. (2007). Soil health in agricultural systems. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 363(1492), pp.685-701. Disponible en:

- <https://royalsocietypublishing.org/doi/abs/10.1098/rstb.2007.2178>
- Lavado, R. (2006). La región Pampeana: Historia, características y uso de sus suelos. *Materia Orgánica "Valor Agronómico y Dinámica en Suelos Pampeanos"*(ed. R Álvarez). Editorial. Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, pp.1-12.
- Lavado, R.S. y Taboada, M.A. (2009). The Argentinean Pampas: A key region with a negative nutrient balance and soil degradation needs better nutrient management and conservation programs to sustain its future viability as a world agresource. *Journal of Soil and Water Conservation*, 64(5), pp.150A-153A. Disponible en: <http://www.jswnonline.org/content/64/5/150A.short>
- Magdoff, F., Lanyon, L., & Liebhardt, B. (1997). Nutrient cycling, transformations, and flows: implications for a more sustainable agriculture. In *Advances in Agronomy* (Vol. 60, pp. 1-73). Academic Press.
- MEA. (2005). *Ecosystems and human well-being*(Vol. 5). Millenium Ecosystem Assessment, Washington, DC: Island press. Disponible en: <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>
- Melgar, R.J., Díaz Zorita, M. y Caamaño, A. (1998). Sulfur - Another nutrient to consider in cereal fertilization in pampean Argentina. XV International Soil Science Congress. Montpellier, France 1998.
- Melgar, R.J. (2001). El impacto de los fertilizantes en la agricultura argentina: un contexto de globalización. *Panorama Agrario Mundial*.
- Melgar, R.J. y Torres Duggan, M. (2002). Evolución histórica y perspectivas del mercado argentino de fertilizantes. *Productos y Servicios en el Comercio Moderno de Fertilizantes*. INTA, Pergamino, 276.
- MinAgri. (2018). Sistema Integrado de Información Agropecuaria (SIIA). Ministerio de Agroindustria de la República Argentina. Disponible en: http://www.siaa.gov.ar/sst_pcias/estima/estima.php
- Nair, P.K. (2014). 'Solid–fluid–gas': the state of knowledge on carbon-sequestration potential of agroforestry systems in Africa. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 6:22–27. doi:10.1016/j.cosust.2013.07.014
- Neeteson, J. (2000). Nitrogen and phosphorus management on Dutch dairy farms: Legislation and strategies employed to meet the regulations. *Biology and Fertility of Soils* 30, 566-572, doi: [10.1007/s003740050037](https://doi.org/10.1007/s003740050037).
- Odum, H.T. (1984). Energy analysis of the environmental role in agriculture. En G. Stanhill, ed. Springer-Verlag, Berlin. pp. 24-51.
- OECD. (2008). Measuring material flows and resource productivity. Organization for Economic Cooperation and Development. Disponible en: <https://www.oecd.org/environment/indicators-modelling-outlooks/MFA-Guide.pdf>
- Olsson, L., H. Barbosa, S. Bhadwal, A. Cowie, K. Delusca, D. Flores-Renteria, K. Hermans, E. Jobbagy, W. Kurz, D. Li, D.J. Sonwa, L. Stringer (2019). Land Degradation. In: *Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems* [P.R. Shukla, J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H.-O. Pörtner, D. C. Roberts, P. Zhai, R. Slade, S. Connors, R. van Diemen, M. Ferrat, E. Haughey, S. Luz, S. Neogi, M. Pathak, J. Petzold, J. Portugal Pereira, P. Vyas, E. Huntley, K. Kissick, M. Belkacemi, J. Malley, (eds.)]. In press
- Pagani, A., Echeverría, H.E. y Sainz Rozas, H. (2009). Respuesta a nitrógeno y azufre en el cultivo de maíz en diferentes ambientes de la provincia de Buenos Aires. *Ciencia del suelo*, 27(1), pp.21-29. Disponible en: https://www.researchgate.net/profile/Agustin_Pagani/publication/259591947_Respuesta_a_nitrogeno_y_azufre_en_el_cultivo_de_maiz_en_diferentes_ambientes_de_la_Provincia_de_Buenos_Aires/links/odeec52cd4012c4d58000000/Respuesta-a-nitrogeno-y-azufre-en-el-cultivo-de-maiz-en-diferentes-ambientes-de-la-Provincia-de-Buenos-Aires.pdf
- Panigatti, J.L. (2010). *Argentina: 200 años, 200 suelos* (No. P32 INTA 18474 y CD 67). Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca, Buenos Aires (Argentina). Disponible en: <https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-inta-200-suelos.pdf>
- Paruelo, J.M., Guerschman, J.P. y Verón, S.R. (2005). Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. *Revista Ciencia Hoy*, 15(87): 14-23. Disponible en: <https://www.agro.uba.ar/users/paruelo/Publicaciones/2005/Paruelo%20J.M,%20Guerschman%20J.P.%20y%20Vero%20S.R.%202005.%20Cambios%20en%20el%20patro%20especial%20de%20uso%20de%20la%20tierra%20en%20Argentina.%20Ciencia%20Hoy.pdf>
- Pauliuk, S. y Hertwich, E.G. (2015). Socioeconomic metabolism as paradigm for studying the biophysical basis of human societies. *Ecological Economics*. 119: 83–93. doi:10.1016/j.ecolecon.2015.08.012. ISSN 0921-8009.
- Pengue, W.A. (2009). Cuestiones económico-ambientales de las transformaciones agrícolas en las Pampas. *Problemas del desarrollo*, 40(157), pp.137-161. Disponible en: http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0301-70362009000200006
- Pengue, W.A. (2014). Cambios y escenarios en la agricultura argentina del siglo XXI. Programa de Desigualdad y Democracia. Fundación Heinrich Böll. Buenos Aires, Argentina. Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/273058846_CAMBIOS_Y_ESCENARIOS_EN_LA_AGRICULTURA_ARGENTINA_DEL_SIGLO_XXI
- Pengue, W.A. (2015). Dinámicas y perspectivas de la agricultura en el sur de América. GEPAMA. FHB. Buenos Aires y Santiago. Disponible en: https://co.boell.org/sites/default/files/dinamicas_completo.pdf

- Pengue, W.A. (ed). (2017). El pensamiento ambiental del sur: complejidad, recursos y ecología política latinoamericana. Universidad Nacional de General Sarmiento. Disponible en: https://issuu.com/bibliotecacentralizadafhuc-faduism/docs/pengue_w_libro_pensamiento_ambienta_70869fb1bcb617
- Pengue, W.A., Gemmill-Herren, B., Balázs, B., Ortega, E., Viglizzo, E., Acevedo, F., Díaz, D.N., Díaz de Astarloa, D.A., Fernández, R., Garibaldi, L.A., Giampetro, M., Goldberg, A., Khosla, A. y Westhoek, H. (2018). 'Eco-agrifood systems': today's realities and tomorrow's challenges. Chapter 3. In TEEB for Agriculture & Food: Scientific and Economic Foundations. Geneva: UN Environment. Disponible en: <http://teebweb.org/agrifood/wp-content/uploads/2018/11/Ch3.pdf>
- Pérez-Manrique, L.P., Brun, J., González-Martínez, A.C., Walter, M. y Martínez-Alier, J. (2013). The biophysical performance of Argentina (1970–2009). *Journal of Industrial Ecology*, 17(4), pp.590-604. Disponible en: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/jiec.12027>
- Ratto de Míguez, S.R. y Fatta, N. (1990). Disponibilidad de micronutrientes en suelos del área maicera núcleo. *Ciencia del Suelo*, 8, pp.9-15. Disponible en: https://www.suelos.org.ar/publicaciones/vol_8n1/ratto.pdf
- Reussi-Calvo, N.I., Echeverría, H.E. y Sainz Rozas, H.R. (2008). Comparación de métodos de determinación de nitrógeno y azufre en planta: implicancia en el diagnóstico de azufre en trigo. *Ciencia del suelo*, 26(2). Disponible en: https://www.researchgate.net/profile/Nahuel_Reussi_Calvo/publication/237574080_COMPARACION_DE_METODOS_DE_DIAGNOSTICO_DE_DEFICIENCIA_DE_AZUFRE_EN_TRIGO/links/55dca94fo8aec156b9b18645/COMPARACION-DE-METODOS-DE-DIAGNOSTICO-DE-DEFICIENCIA-DE-AZUFRE-EN-TRIGO.pdf
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F.S., Lambin, E.F., Lenton, T.M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H.J., Nykvist, B., de Wit, C.A., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P.K., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R.W., Fabry, V.J., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P., y Foley, J.A. (2009). A safe operating space for humanity. *Nature* 461, 472–475. <https://doi.org/10.1038/461472a>
- Roy, R.N., Misra, R.V., Lesschen, J.P. y Smaling, E.M. (2003). Assessment of soil nutrient balance. *Approaches and Methodologies, FAO Fertilizer and Plant Nutrition Bulletin*, 14. Disponible en: https://www.researchgate.net/profile/Anoop_Srivastava7/post/How_much_of_nutrients_lost_through_leaching_in_various_types_of_Indian_soils/attachment/59d63b4579197b8077998517/AS%3A409790976151553%401474713190865/download/y5066e00.pdf
- Sainz Rozas H.S., y Echeverría, H.E. (2008). Relevamiento de la concentración de fósforo asimilable en suelos agrícolas de la región pampeana y extrapampeanas. Actas CD XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. San Luis. AACs. Disponible en: <https://fertilizar.org.ar/subida/revistas/29.pdf>
- Sainz Rozas, H., Echeverría, H. y Angelini, H. (2011a). Fósforo extractable en suelos agrícolas de las regiones Pampeana y extrapampeana de Argentina. *Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica*, 4, pp.14-18. Disponible en: [http://www.ipni.net/publication/ia-lacs.nsf/0/6D8FCB6FAE2CE012852579820073471F/\\$FILE/14.pdf](http://www.ipni.net/publication/ia-lacs.nsf/0/6D8FCB6FAE2CE012852579820073471F/$FILE/14.pdf)
- Sainz Rozas, H., Echeverría, H., y Angelini, H. (2011b). Niveles de materia orgánica y de pH en suelos agrícolas de la región pampeana y extra-pampeana Argentina. *Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica*, 2, pp. 6-12. Disponible en: [http://www.ipni.net/publication/ia-lacs.nsf/0/763CD09F960A786D852579830071448F/\\$FILE/6.pdf](http://www.ipni.net/publication/ia-lacs.nsf/0/763CD09F960A786D852579830071448F/$FILE/6.pdf)
- Sainz Rozas, H., Eyherabide, M., Echeverría, H.E., Barbieri, P., Angelini, H., Larrea, G.E., Ferraris, G.N. y Barraco, M. (2013). ¿Cuál es el estado de la fertilidad de los suelos argentinos?. En: Simposio Fertilidad 2013. IPNI Cono Sur-Fertilizar, Rosario. Disponible en: <https://ruralnet.com.ar/wp-content/uploads/2017/10/inta.estado-fertilidad-suelos-argentinos.pdf>
- SAGyP-CFA (1995). El deterioro de las tierras en la República Argentina. Alerta Amarillo. Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca & Consejo Federal Agropecuario. 287 pp.
- Salvagiotti F; Castellarin J. M. y Ferraguti F. (2013). Trigo: respuesta a la fertilización con zinc y boro en el sur de Santa Fe. En Actas Simposio Fertilidad 2013. Págs. 163-166. Disponible en: <https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-respuesta-a-fertilizacin-con-zinc-y-boro-cultivo-trig.pdf>
- Satorre, E.H. (2005). Cambios tecnológicos en la agricultura Argentina actual. *Revista Ciencia Hoy*, 15(87): 24-31. Disponible en: https://www.researchgate.net/profile/Emilio_Satorre/publication/284026616_Cambios_tecnologicos_en_la_agricultura_argentina_actual/links/58ef9a2458515ff23a87917/Cambios-tecnologicos-en-la-agricultura-argentina-actual.pdf
- Schandl, H.; Fischer-Kowalski, M; West, J., Giljum, S., Dittrich, M., Eisenmenger, N., Geschke, A., Lieber, M., Wieland, H., Schaffartzik, A., Krausmann, F., Gierlinger, S., Hosking, K., Lenzen, M., Tanikawa, H., Miatto, A., y Fishman, T. (2016). Global Material Flows and Resource Productivity. An Assessment Study of the UNEP International Resource Panel. Disponible en: https://www.resourcepanel.org/sites/default/files/documents/document/media/global_material_flows_full_report_english.pdf

- Steinbach, H.S. y Álvarez, R. (2006). Changes in soil organic carbon contents and nitrous oxide emissions after introduction of no-till in Pampean agroecosystems. *Journal of Environmental Quality*, 35(1), pp.3-13. Disponible en: <https://dl.sciencesocieties.org/publications/jeq/abstracts/35/1/3>
- Studdert, G.A. (2000). Crop rotations and nitrogen fertilization to manage soil organic carbon dynamics. *Soil Science Society of America Journal*, 64(4), pp.1496-1503. Disponible en: <https://dl.sciencesocieties.org/publications/sssaj/abstracts/64/4/1496>
- Sutton, M. A., Bleeker, A., Howard, C. M., Erisman, J. W., Abrol, Y. P., Bekunda, M., (...) y Zhang, F. S. (2013). *Our nutrient world. The challenge to produce more food & energy with less pollution*. Centre for Ecology & Hydrology.
- Tan, Z. X., Lal, R., & Wiebe, K. D. (2005). Global soil nutrient depletion and yield reduction. *Journal of sustainable agriculture*, 26(1), 123-146.
- Trossero, M.E., Cordone, G.E. y Donnet, L. (2012). ¿ Cuánto vale la pérdida de carbono orgánico del suelo. *Publicación INTA Oliveros, Santa Fe*, pp.7-12. Disponible en: <https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-inta-cunto-vale-prdida-carbono-orgnico-del-suelo.pdf>
- UN. (2016). Transforming our world: The 2030 agenda for sustainable development. Disponible en: [link](#).
- Urricariet, S. y Lavado, R.S. (1999). Indicadores de deterioro en suelos de la Pampa Ondulada. *Ciencia del suelo*, 17(1), pp.37-44. Disponible en: http://suelos.org.ar/publicaciones/vol_17n1/ciencia_del_suelo_17_1_37_44.pdf
- Van Noordwijk, M. (1999). Nutrient cycling in ecosystems versus nutrient budgets of agricultural systems. *Nutrient cycles and nutrient budgets in global agro-ecosystems*. CAB International, Wallingford, UK, pp.1-26. Disponible en: <https://www.worldagroforestry.org/region/sea/publications/download?dl=/bookchapter/BCo104-04/BCo104-04-1.PDF&pubID=661>
- Vázquez, M., A. Terminiello, A. Casciani, G. Millán, P. Gelati, J. García Díaz, J. Kostiria, y García, M. (2010). Evaluación del efecto de enmiendas básicas sobre la producción de alfalfa (*Medicago sativa*) y propiedades edáficas en ámbitos templados argentinos. *Ciencia del Suelo*. 28: 141-154.
- Vázquez, M. (2011). Causas de la acidificación en el ámbito templado argentino, consecuencias y avances para su diagnóstico. In *Simposio Fertilidad* (pp. 13-29).
- Viglizzo, E.F., Lértora, F., Pordomingo, A.J., Bernardos, J.N., Roberto, Z.E., y Del Valle, H. (2001). Ecological lessons and applications from one century of low external-input farming in the pampas of Argentina. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 83, 65-81. Disponible en: [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(00\)00155-9](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00155-9)
- Viglizzo, E. y Jobbágy, E.G. (eds). (2010). *Expansión de la frontera agropecuaria en Argentina y su impacto ecológico-ambiental*. Buenos Aires: Ediciones INTA. Disponible en: http://catalog.ipbes.net/system/assessment/3/references/files/16/original/50_Argentina_Expansi%C3%B3n_Frontera_Agropecuaria_2010.pdf?1346944833
- Viglizzo, E.F., Frank, F.C., Carreño, L.V., Jobbágy, E.G., Pereyra, H., Clatt, J., Pincen, D. y Ricard, M.F. (2011). Ecological and environmental footprint of 50 years of agricultural expansion in Argentina. *Global Change Biology*, 17(2), pp.959-973. Disponible en: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1365-2486.2010.02293.x>
- Volmer Buffa, E. y Ratto, S.E. (2005). Disponibilidad de cinc, cobre, hierro y manganeso extraíble con DTPA en suelos de Córdoba (Argentina) y variables edáficas que la condicionan. *Ciencia del suelo*, 23(2), pp.107-114. Disponible en: http://www.suelos.org.ar/publicaciones/vol_23n2/volmer_107-114.l.pdf
- West, J. y Schandl, H. (2012). Material Flows and Material Productivity in China, Australia, and Japan. *Journal of Industrial Ecology*. 16(3):352-364. Disponible en: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1530-9290.2011.00420.x>
- Zazo, F.E., Flores, C.C y Sarandón, S.J. (2011). El "costo oculto" del deterioro del suelo durante el proceso de "sojización" en el Partido de Arrecifes, Argentina. *Revista Brasileira de Agroecologia*, 6(3), pp.3-20. Disponible en: <http://orgprints.org/23060/>
- Zuberman, F. (2019). Suelo Virtual y deuda ecológica. Un cálculo para la expansión de la soja en Argentina. *SaberEs*, 11(1). Disponible en: <http://www.saberes.fcecon.unr.edu.ar/index.php/revista/article/view/194>

II. Materiales y Métodos

El presente capítulo aborda los aspectos metodológicos generales asumidos en la tesis. En él se identifican y describen los elementos y el contexto que conforman el universo de estudio, y se explican y desarrollan los métodos y procedimientos de análisis empleados.

II.1 Descripción de la zona de estudio

II.1.1 Ambientes y condiciones edafoclimáticas

Argentina es el octavo país más extenso del mundo, con un área de c. 2.780.000 km². El espacio terrestre continental argentino puede clasificarse en diversas ecorregiones y complejos ecosistémicos (Morello *et al.*, 2012) (Fig. 12), espacios naturales definidos en función de sus variables ambientales, de biodiversidad y características ecológicas funcionales (Burkart *et al.*, 1999). Cerca del 70% del territorio nacional es árido, semiárido o árido sub-húmedo, con el remanente 30% de clima húmedo o sub-húmedo. Esta última porción del territorio involucra a las regiones de las Pampas, Espinal, Chaco y Mesopotamia (Selva paranaense, Campos y malezales, y Esteros del Iberá), y concentran la mayor superficie destinada a la producción agrícola de cereales, oleaginosas, cultivos industriales y actividades de producción animal del país (MinAgri, 2018).

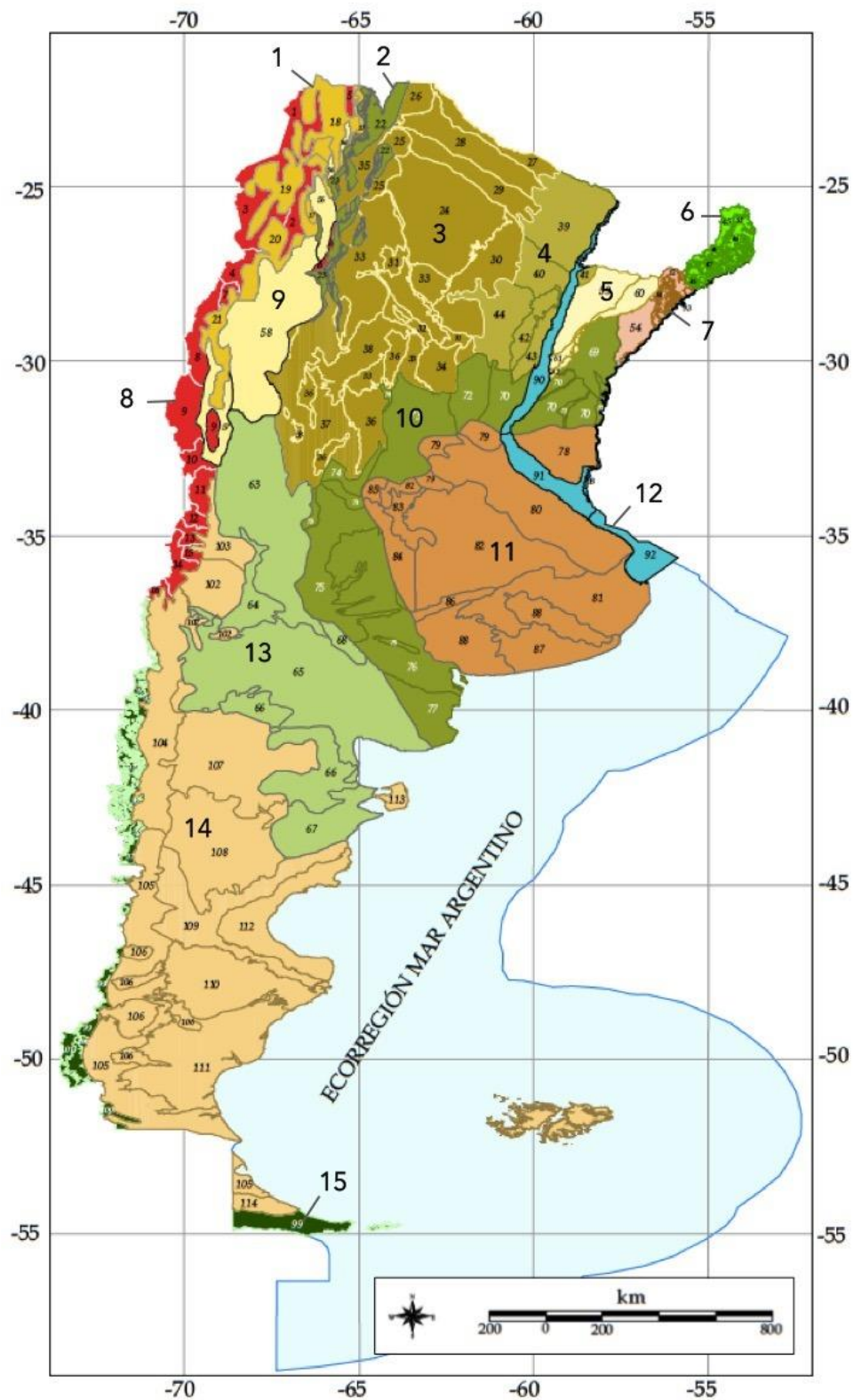


Fig. 12. Ecorregiones y complejos ecosistémicos de Argentina. Ref.: 1) Puna; 2) Selva de Yungas; 3) Chaco seco; 4) Chaco húmedo; 5) Esteros del Iberá; 6) Selva paranaense; 7) Campos y malezales; 8) Altos Andes; 9) Montes de sierras y bolsones; 10) Espinal; 11) Pampas; 12) Delta e Islas de los ríos Paraná y Uruguay; 13) Monte de llanuras y mesetas; 14) Estepa patagónica; 15) Bosques patagónicos. Fuente: Morello *et al.* (2012).

Considerando la superficie terrestre continental, los suelos de mayor predominancia corresponden al orden Molisoles, seguidos por los Entisoles, los Aridisoles y los Alfisoles (Tabla 1). En conjunto, estos cuatro grupos de suelos explican más del 80% de la superficie total (Fig. 13). Los Molisoles y Alfisoles, órdenes predominantes en la extensa llanura chaco-pampeana (Chacos Seco y Húmedo, Espinal y la Pampa), son los suelos de mayor aptitud y potencial agrícola (Panigatti, 2010). Albergan cerca del 90% de la superficie con cultivos anuales de mayor importancia económica y las actividades ganaderas intensivas (tambo e invernada). La formación y desarrollo de estos suelos ha implicado la deposición de un material geológico sedimentario denominado 'loess', de origen volcánico, cuya composición mineral es de elevada fertilidad natural, rica en macro y micronutrientes; y cuyas características físicas han favorecido la formación de suelos profundos y bien estructurados, aptos para el desarrollo radical y con horizontes superficiales oscuros, con buenos valores de MO (Álvarez y Lavado, 1998; Moscatelli y Pazos, 2000). Los Entisoles y Aridisoles, en cambio, son suelos de incipiente desarrollo y con poca capacidad de retención de agua, característicos de las regiones áridas y semiáridas.

Orden de Suelo	Área (km ²)
Molisol	871.569
Entisol	621.420
Aridisol	555.686
Alfisol	205.851
Inceptisol	81.136
Vertisol	15.679
Histosol	872
Ultisol	737
No clasificado (urbano, roca, cuerpo de agua)	427.449
Total	2.780.399

Tabla 1. Órdenes de suelo de la superficie terrestre continental argentina. Fuente: Panigatti (2010).

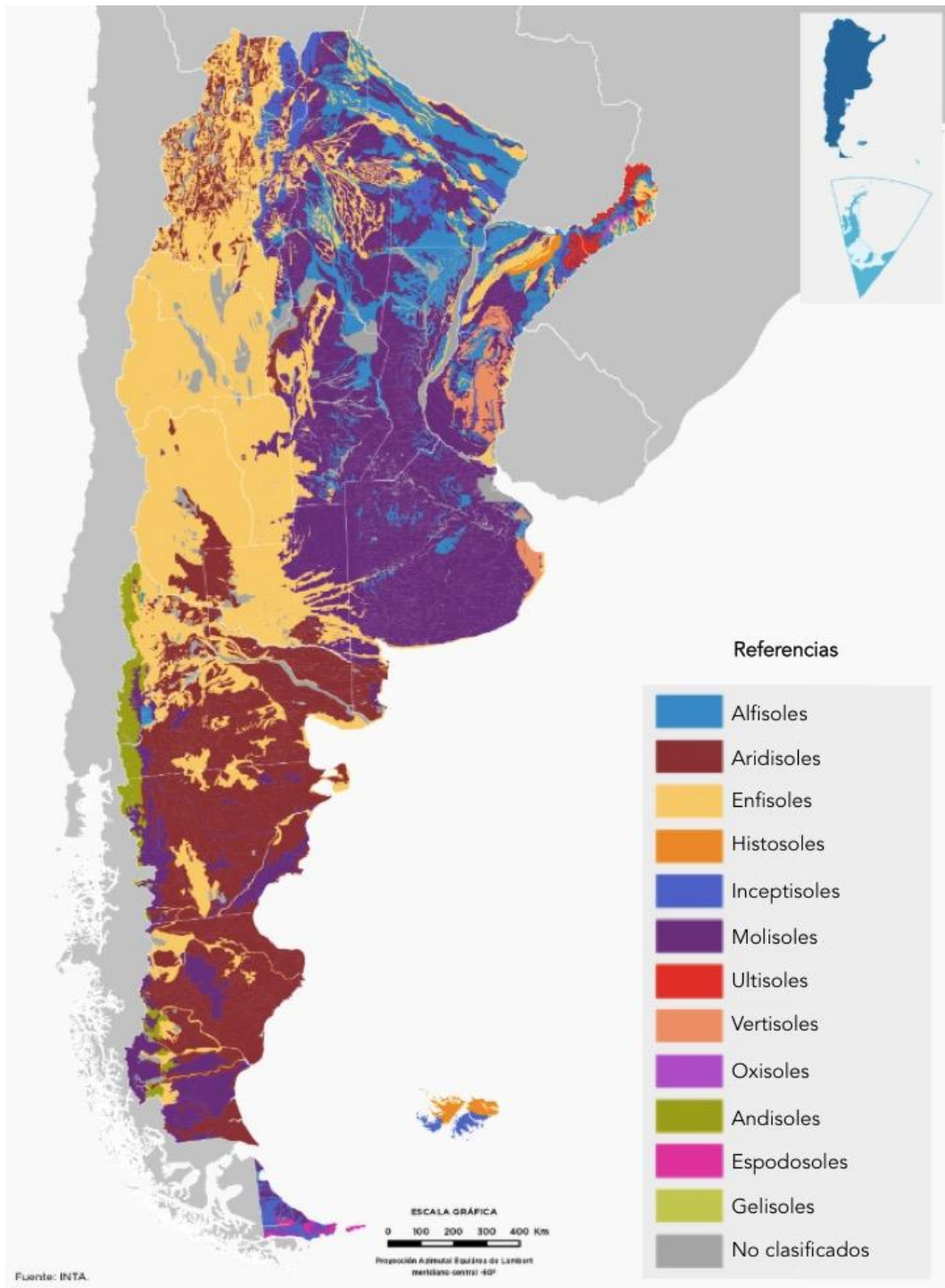


Fig. 13. Tipos de suelo de Argentina, por orden taxonómico. No clasificados incluye zonas urbanas, rocosas y cuerpos de agua. Fuente: INTA (2018).

En las últimas décadas, las regiones de mayor aptitud agrícola del país han experimentado distintos procesos de intensificación del uso (Viglizzo *et al.*, 2011). La región del Chaco Seco, crítica por su elevada y múltiple biodiversidad, ha visto un avance significativo de la frontera agrícola sobre zonas tradicionalmente ganaderas y forestales, en un proceso de transformación que ha sido denominado por algunos ecólogos como *pampeanización* (Viglizzo *et al.*, 2001; Pengue, 2009), en tanto se han adoptado modelos y lógicas productivas, agronómicas, económicas y financieras propias de la región pampeana. En el Espinal, la intensa y continua práctica agrícola (junto con la producción de carbón y la ganadería) ha transformado de manera radical el paisaje nativo, otrora ocupado por bosques bajos, sabanas y pastizales. Pero la región paradigmática sigue siendo la región de las Pampas, aquella de mayor tradición agrícola del país. En ella se acumula, en un esquema integrado de sistemas de producción vegetal y animal, el 81% de la superficie ocupada con cultivos anuales del país, y el 70% de las existencias de ganado bovino (Viglizzo y Jobbàgy, 2010). Su rol estratégico en la producción de alimentos es crítico a nivel planetario, siendo la mayor superficie de área fértil del continente latinoamericano (Gardi *et al.*, 2014), y una de las regiones de mayor potencial agrícola en el mundo (Slafer y Satorre, 1999; Lavado y Taboada, 2009; Bourguignon y Bourguignon, 2015).

II.1.2 Usos del suelo

El 54% de la superficie terrestre argentina (c. 148 Mha) corresponde al área agrícola (AA), un 10% (c. 28 Mha) es superficie boscosa y el 36% restante (c. 97 Mha) representa una superficie miscelánea de áreas urbanas y peri-urbanas, tierras improductivas y otras superficies (*e.g.* caminos, montañas, salinas) (FAO, 2018a). El AA es la suma de las superficies destinadas a la producción animal y vegetal, el área ocupada con cultivos agrícolas temporales y permanentes, tanto extensivos como intensivos (incluyendo a los recursos forrajeros). La superficie con cultivos agrícolas temporarios y permanentes representa una proporción equivalente al 24% del AA, c. 35 Mha (Fig. 14) (FAO, 2018a; MinAgri, 2018). Los cultivos anuales o temporarios son aquéllos cuyo ciclo de producción es inferior a un año, y son sembrados o replantados periódicamente en cada nueva temporada de cultivo (*e.g.* cereales, oleaginosas, hortalizas); ocupan la enorme mayoría de esta porción de tierra agrícola (c. 34 Mha), denominada comúnmente como *superficie arable*. Los cultivos permanentes describen en cambio un ciclo de crecimiento y producción plurianual, y no deben ser replantados en el corto plazo (*e.g.* frutales, algunos cultivos industriales). Ocupan

aproximadamente 1 Mha anuales. En esta tesis, la superficie ocupada conjuntamente por cultivos agrícolas anuales y permanentes será referida como *superficie con cultivos*.

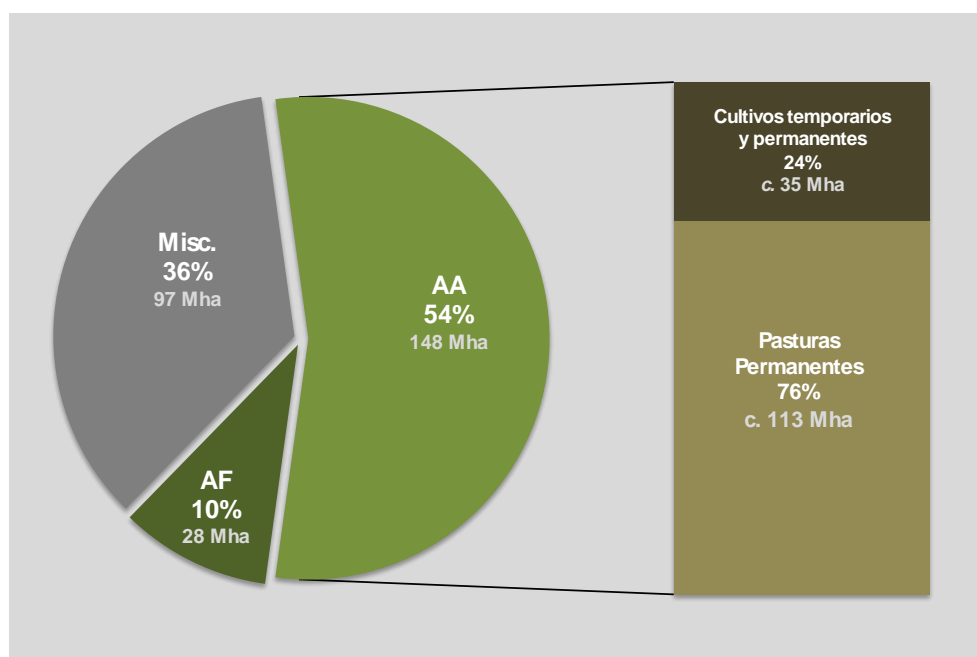


Fig. 14. Distribución de la superficie terrestre continental en Argentina, según los usos del suelo. Los valores son aproximados, y corresponden al promedio del quinquenio 2011-2015. AA: área agrícola; AF: área forestal; Misc.: usos misceláneos o no clasificados. Fuente: elaboración propia en base a datos de FAO (2018a).

Los recursos forrajeros, por su parte, ocupan la mayor extensión del AA, aproximadamente el 76% del total, con una superficie cercana a los 113 millones de hectáreas (INDEC, 2004, 2008; FAO, 2018a). Se compone de pastizales y praderas, tanto naturales como implantadas, que son el insumo alimentario básico de las principales actividades de producción animal extensiva. En términos superficiales, el 96% del área con recursos forrajeros corresponde a pasturas perennes, en su gran mayoría pastizales naturales (c. 90-95%); la superficie restante comprende pasturas implantadas (OFN, 2013; FAO, 2018a). Las pasturas de alfalfa, ya sea en forma pura o consociada, son el recurso forrajero predominante de este último conjunto (INDEC, 2004; Basigalup, 2007), base de las producciones de carne y leche (Aragón, 1986; Basigalup, 2007; Basigalup y Ustarroz, 2007; Basigalup *et al.*, 2007; Peticari *et al.*, 2007). En esta tesis, se hará referencia al área ocupada por el total de recursos forrajeros como a la *superficie forrajera*.

La distribución territorial de la orientación productiva dominante para todo el territorio se muestra en la Fig. 15.

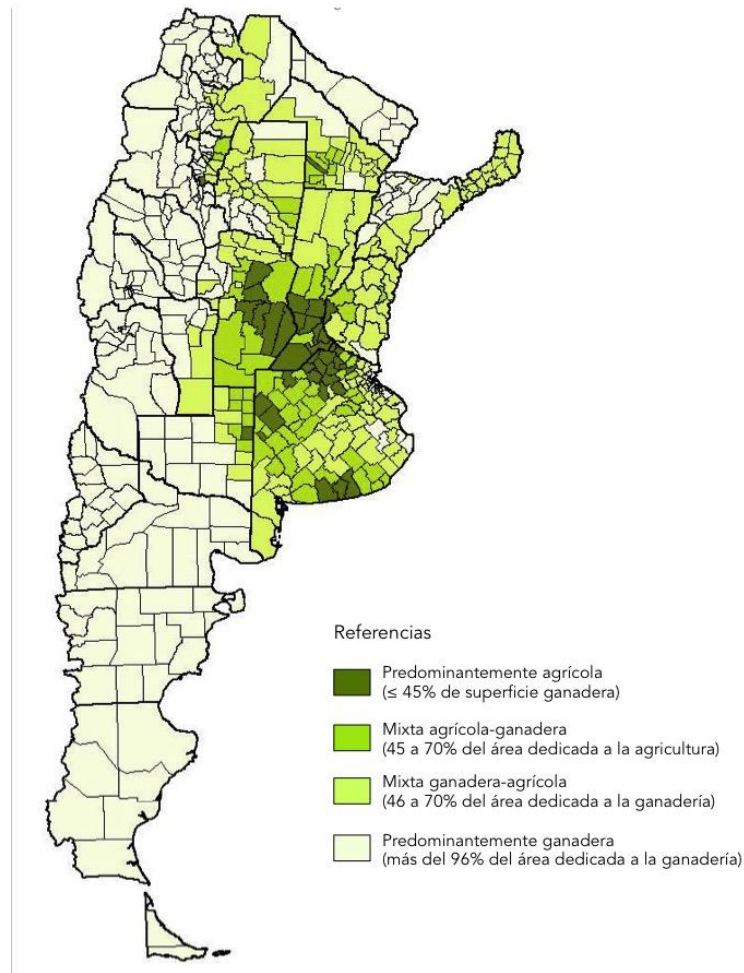


Fig. 15. Distribución geográfica según la orientación productiva dominante. Fuente: adaptado de Rossanigo *et al.* (2012).

II.2 Caracterización de la producción primaria

II.2.1 Agricultura extensiva

Los sistemas de producción agrícola extensiva se caracterizan por utilizar un bajo nivel de medios de producción e insumos (*e.g.* trabajo, fertilizantes, capital) en relación a la gran dimensión de superficie cultivada. En Argentina, representan la principal componente de la superficie con cultivos, ocupando un área de c. 34 Mha (FAO, 2018a; MinAgri, 2018), siendo los cereales y las oleaginosas los exponentes más importantes, pero también abarcando cultivos industriales y legumbres secas.

Cereales

Los cereales son cultivos cuyos productos de cosecha son granos destinados a una diversidad de fines alimenticios e industriales: producción de harinas, panificación, forrajes animales, elaboración de bebidas, jarabes, papel, productos farmacéuticos, entre muchos otros rubros. Constituyen la base de la dieta humana y animal en la mayor parte del mundo, en especial en los sectores más vulnerables de los países en desarrollo, donde conforman más del 70% del consumo energético de la población (Astiasarán y Martínez, 2000).

Históricamente, los cereales han dominado la producción agrícola extensiva en el país, explicando la mitad del área cosechada por cultivos extensivos entre 1961 y 2015 (MinAgri, 2018). En su gran mayoría, la producción está concentrada en las Pampas: las provincias de Buenos Aires, Córdoba y Santa Fe explican más del 70% de la superficie cosechada por estos cultivos (Fig. 16). Esta región productiva es una de las cinco zonas cerealeras de mayor relevancia mundial (Satorre y Slatfer, 1999; Bourguignon y Bourguignon, 2015), sostén material del continuo incremento en el consumo global de cereales y subproductos. Los máximos referentes del grupo son el trigo, el maíz y el sorgo, acumulando en conjunto cerca del 90% del área cosechada y la producción de biomasa cerealera.

Tanto la producción como la exportación cerealera del país, uno de los cinco mayores exportadores de trigo a nivel mundial (USDA, 2018), han visto en las últimas décadas un crecimiento sostenido por la trayectoria ascendente de sus rendimientos y estimulado por la demanda internacional. El principal destino de exportación del trigo argentino es Brasil, siguiendo luego los países del sudeste asiático y los países africanos (UNC, 2018). La mayor parte del maíz, en cambio, se consume localmente, destinando aproximadamente un 80% del volumen total como insumo de producciones animales (*e.g.* carne, leche, huevos), un 10% al consumo humano y un 10% a la elaboración de etanol (MH, 2019).

Oleaginosas

El grupo de cultivos oleaginosos comprende las especies vegetales cuyos productos de cosecha son apreciados en particular por su contenido de aceite extractable. Constituyen semillas y frutos que son destinados a la extracción de aceite, harinas y otros subproductos para uso alimenticio e industrial.

En décadas recientes, el cultivo de oleaginosas ha experimentado un incremento superficial y productivo sin precedentes en el país, desplazando a los cereales como grupo de cultivos

predominante (MinAgri, 2018). El desarrollo y crecimiento de la industria oleaginosa nacional ha sido en efecto el de mayor evolución reciente entre los productores de relevancia a nivel mundial (MH, 2017). La cadena oleaginosa, desde la producción primaria de semillas, el procesamiento industrial para la obtención de aceites, harinas, pellets y otros subproductos, y la venta y distribución, es una de las actividades con mayor preponderancia en la economía nacional y, por lejos, la más importante del sector primario (Giancola *et al.*, 2009). La mayor parte de los productos son destinados al mercado externo, y explican más del 50% del total de exportaciones nacionales de origen agropecuario (INDEC, 2018), superando a todos los demás sectores agroalimentarios. La inserción argentina en el mercado oleaginoso internacional es predominante, siendo el tercer productor y cuarto exportador mundial de oleaginosas, en particular en los mercados de soja, la principal oleaginosa comercializada a nivel mundial: Argentina se posiciona como tercer productor y exportador mundial de porotos de soja; tercer productor mundial de semillas de girasol; cuarto productor y exportador mundial de aceite de girasol; y, con mucha distancia, como primer exportador mundial de aceite y harina de soja, con un 38% y 41% de las exportaciones mundiales, respectivamente (USDA, 2018). La principal región oleaginosa del país es la Pampa húmeda (Fig. 17).

Cultivos Industriales

Los cultivos industriales agrupan aquéllos cuyos productos de cosecha no son consumidos de forma directa, sino comercializados para proseguir algún proceso de transformación industrial (Rago *et al.*, 2013).

En Argentina, aquéllos de mayor importancia son el algodón, la caña de azúcar y el tabaco. Las zonas de producción de mayor envergadura se concentran en las regiones del NOA y el NEA (caña de azúcar, tabaco, yerba mate, té), la provincia de Córdoba (maní) y la región de Cuyo (vid, olivo) (Fig. 18). Su rol es estratégico para las economías regionales (Valeiro, 2016). En la actualidad, ocupan una superficie aproximada a los 2 Mha anuales (FAO, 2018a; MinAgri, 2018).

Leguminosas para grano

Las leguminosas para grano comprenden las semillas de especies leguminosas comercializadas en seco, deshidratadas. Son de alto valor nutritivo, particularmente por su elevado contenido de proteínas, aunque también de carbohidratos, vitaminas y otros

minerales (Astiasarán y Martínez, 2000). Se diferencian de las oleaginosas por su bajo contenido graso.

Localmente, los cultivos de legumbres graníferas de mayor preeminencia son los porotos, seguidos por el cultivo de garbanzos y lentejas. La zona de producción más relevante se encuentra en el noroeste del país, mayormente en la provincia de Salta, seguida por Santiago del Estero, Jujuy y Tucumán, (MHFP, 2016a; MinAgri, 2018) (Fig. 19). Ocupan una superficie cercana a las 260 mil hectáreas por año (FAO, 2018a, MinAgri, 2018). Argentina destina la casi totalidad de la producción local de legumbres graníferas al mercado externo, siendo el noveno exportador mundial de legumbres, y destacando de manera predominante la exportación de porotos secos (MHFP, 2016a).

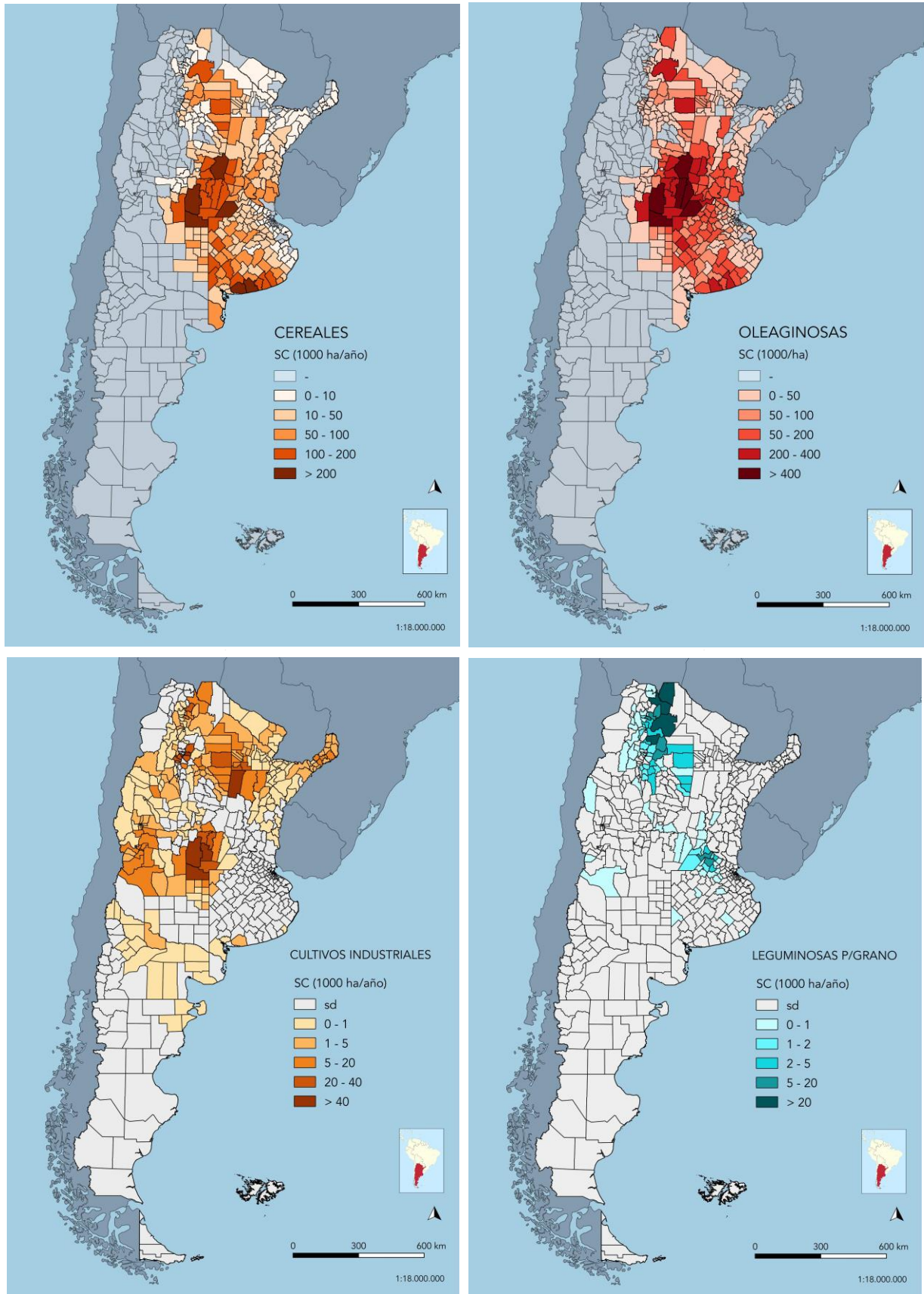


Fig. 16 a 19. Distribución espacial del área cosechada por cultivos extensivos: cereales (izq., arriba), oleaginosas (der. arriba); cultivos industriales (izq. abajo) y legumbres secas (der. abajo). Datos promedio para el período 2011-2015. Elaborado en base a datos de FAO (2018a) y MinAgri (2018).

II.2.2 Agricultura intensiva

Los sistemas de producción de cultivos intensivos son aquellos que utilizan una elevada cantidad de factores de producción (*i.e.* mano de obra, insumos y capital) por unidad de superficie bajo cultivo (Mascarini *et al.*, 2011). Bajo este criterio de análisis es posible agrupar una gran cantidad de cultivos, de grupos muy diversos: hortalizas, frutales, aromáticas, medicinales y ornamentales, entre otros. En Argentina, los primeros dos grupos son los de mayor relevancia económica y productiva (FAO, 2018a).

Cultivos hortícolas

Las hortícolas agrupan una cantidad significativa de cultivos anuales de diversas categorías botánicas, comúnmente denominados hortalizas o verduras, cuyos productos de cosecha incluyen hojas, tallos, inflorescencias, semillas, frutos, raíces, bulbos y tubérculos, entre otros. La mayoría de estos productos presentan como características generales un elevado contenido de agua, oscilante entre 70-90%, entre 3-20% de hidratos de carbono y 1-5% de compuestos nitrogenados, además de aportar cantidades significativas de fibras, vitaminas y otros minerales (Astiasarán y Martínez, 2000).

Localmente, la superficie conjunta implantada con hortalizas ronda las 275 mil hectáreas por año (FAO, 2018a; MinAgri, 2018), menos del 1% de la superficie con cultivos. La producción se caracteriza por una distribución geográfica repartida por todo el país (Fig. 20), en distintos sectores de las provincias de (en orden de importancia): Buenos Aires, Mendoza, Córdoba, Santiago del Estero, Misiones, Santa Fe, Corrientes, Tucumán, Formosa, Salta, Chaco, Jujuy, San Juan y Río Negro (INDEC, 2004); las primeras tres acaparan más del 50% de la superficie hortícola total. Las zonas de cultivo están concentradas en los cinturones verdes cercanos a los grandes centros urbanos, destino de más del 90% del volumen total producido (Fernández Lozano, 2012). También existen zonas especializadas en el cultivo intensivo de productos de consumo fresco (*e.g.* tomate, pimiento, melón), más alejados de los centros urbanos, y áreas de horticultura extensiva con algún grado de mecanización, rotaciones con cultivos no hortícolas y/o destinadas a la industria (*e.g.* papa, batata, tomate) (Castagnino, 2001). Los emprendimientos productivos son mayormente familiares (MCBA, 2012), siendo un sector que contribuye fuertemente a la alimentación cotidiana de la población, y altamente demandante en cuanto a mano de obra (MinEdu, 2010).

Frutales

Los frutales son cultivos permanentes, en general de especies arbóreas, arbustivas o herbáceas, destinados a la producción de frutos. Éstos presentan un contenido elevado de agua (70-90%), carbohidratos en niveles variables, un muy bajo aporte proteínico (usualmente menor al 1%) y están prácticamente exentos de grasas (con excepción de la palta) (Astiasarán y Martínez, 2000). También proveen elementos esenciales de la dieta como vitaminas, minerales, ácidos orgánicos y fibra alimentaria.

Argentina es uno de los grandes países frutícolas del mundo, siendo el primer productor del hemisferio sur en frutas de pepita, de carozo y cítricos (MHFP, 2016b; MH, 2018). El área local destinada al cultivo de frutales se aproxima al 1% de la superficie agrícola del país, un valor de c. 255 mil ha por año (MinAgri, 2018; FAO, 2018a). Los centros de producción más relevantes del país se localizan en los valles patagónicos del Alto Río Negro, en las provincias de Neuquén y Río Negro (producción de frutos de pepita y carozo), en la región de Cuyo (Mendoza) y el NOA (producción de cítricos, en Jujuy, Salta y Tucumán), aunque su distribución se da por todo el territorio (Fig. 21). La región del norte de la provincia de Buenos Aires, una región históricamente significativa en la producción de cítricos y frutos de carozo, ha visto su producción desplazada en décadas recientes por los cultivos extensivos, principalmente la soja (Pengue, 2009).

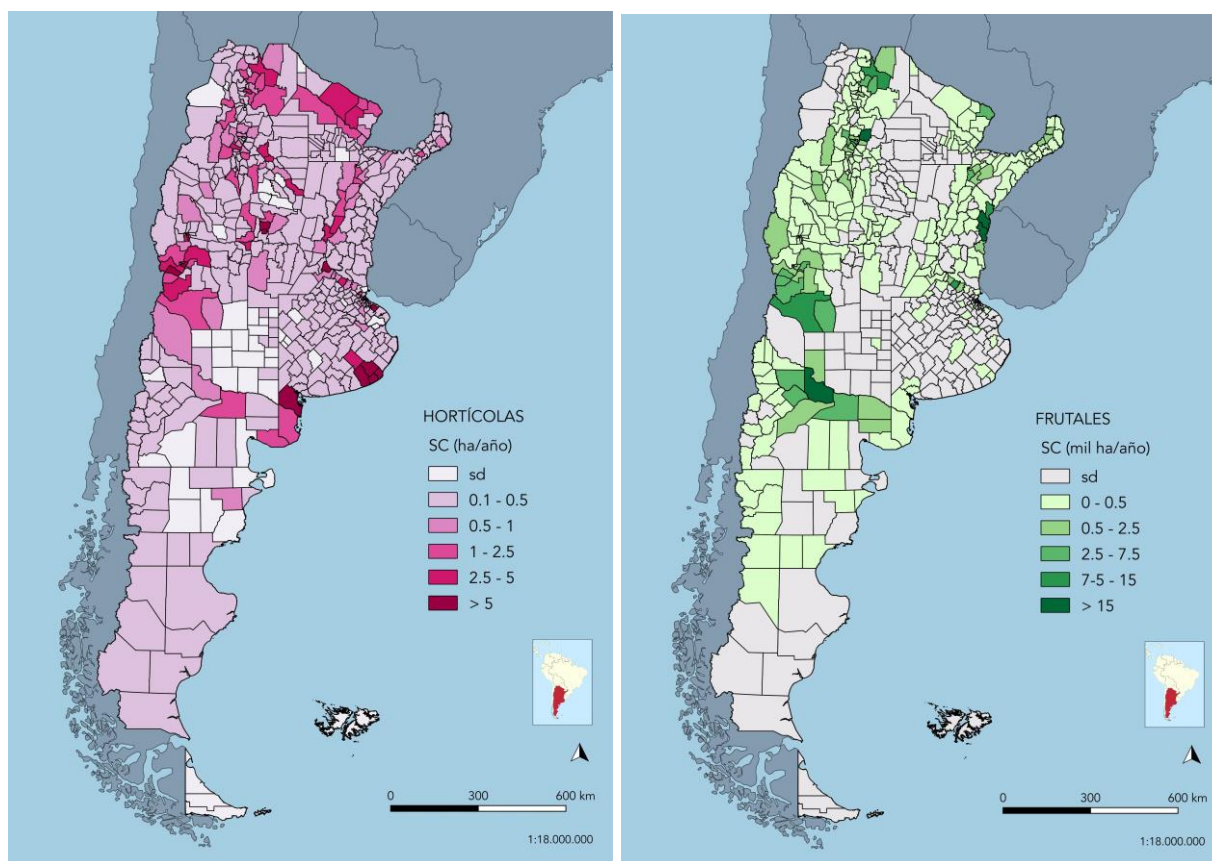


Fig. 20 y 21. Distribución territorial del área cosechada con hortalizas (izquierda) y frutales (derecha). Los datos corresponden al promedio del período 2011-2015. Incluye los principales subgrupos de hortalizas (vegetales de hoja, tallo, inflorescencia, bulbos, tubérculos, entre otros) y frutales (cítricos, frutos de pepita y carozo, tropicales y subtropicales, frutos secos, etc.). Elaboración propia en base a datos de FAO (2018a) y MinArgi (2018).

II.2.3 Producción animal

Si bien las actividades de producción animal pueden ser consideradas secundarias, en tanto se componen de individuos heterótrofos que se alimentan del producto de la fotosíntesis de especies vegetales, el análisis de estas actividades sirve como *proxy* para comprender la extracción nutriente en la superficie con cultivos forrajeros, para los que no existen estadísticas de producción o cosecha de biomasa.

En Argentina, la principal actividad animal es la producción extensiva de carne, principalmente vacuna, aunque también ovina y de otras especies (FAO, 2018a). El país cuenta con uno de los mayores stocks animales para producción cárnica a nivel mundial, entre bovinos, porcinos, ovinos, aves y otros animales. Del volumen total de carne producida anualmente, c. 52% corresponde a carne vacuna, 39% a carne avícola, 8% a carne porcina y 1% a carne ovina, entre otras (Tabla 2) (FAO, 2018a). La carne vacuna está muy arraigada en los hábitos de consumo y producción locales: es el principal componente en la dieta de la

población, siendo el país uno de los mayores consumidores de carne per cápita del mundo (Aydogdu y Kucuk, 2018).

El ganado vacuno promedió, entre 2011 y 2015, un stock de poco más de 50 millones de cabezas por año, contando machos, hembras y crías para todo propósito. Para el mismo período, la faena rondó las 11.8 millones de cabezas anuales, una producción cárnica de un poco más de 2.6 millones de toneladas. La mayor parte de la actividad ganadera se realiza de manera extensiva sobre pasturas implantadas y naturales (Rossanigo *et al.*, 2012), aunque el ganado estabulado (*feedlots*) para el consumo interno, viene creciendo como resultado de las presiones por el cambio de uso del suelo hacia la agricultura.

En las últimas décadas, la producción pecuaria ha perdido superficie frente a expansión de la producción agrícola, traccionada particularmente por el cultivo de soja (Álvarez *et al.*, 2004). La región pampeana, base de la producción vacuna del país, con un 55-60% del stock nacional, ha visto en décadas recientes un leve desplazamiento de las existencias animales hacia regiones extrapampeanas, del orden al 6-8% del total del stock existente a mediados de los 1990s (Rearte, 2007; Rossanigo *et al.*, 2012). El NEA concentra c. 25% del stock vacuno, y el NOA c. 8% (INDEC, 2004; Rearte, 2007; INDEC, 2008) (Fig. 22).

Actividad	Stock (cab/año)	Faena (cab/año)	Producción (t/año)
Carne bovina ¹	50.382.263	11.835.340	2.663.475
Carne aviar ²	113.023.800	732.733.600	1.972.050
Carne porcina ³	4.236.253	4.540.287	394.713
Carne ovina y caprina ⁴	19.104.408	4.719.806	70.275
Otras ⁵	8.090.124	1.700.000	111.109
Total	186.746.724	753.829.033	5.211.622

Tabla 2. Cifras de la producción cárnica en Argentina. Datos promedio para el período 2011-2015. 1: incluye vacas, toros, novillos y terneras/os; 2: incluye ponedoras, pollos, patos, gansos y aves de caza; 3: incluye cerdas/os y lechonas/es; 4: incluye carneros, ovejas, borregos, capones, corderos y cabritos; 5: incluye carne equina, cunícola y otras. Elaboración propia en base a datos de FAO (2018a).

Otra actividad animal de gran relevancia productiva y económica es la producción láctea, que se realiza principalmente a partir del ganado vacuno. La cantidad de vacas en ordeño durante el quinquenio 2011-2015 promedió aproximadamente 2.4 millones de animales, con una producción para el mismo período cercana a los 11 millones de toneladas de leche cruda anuales (FAO, 2018a). La existencia de vacas lecheras se concentra en la región pampeana (Fig. 23), donde se ubican el 95% de los tambos (INDEC, 2004). El recurso alimenticio de base son las pasturas cultivadas, donde predominan aquéllas de alfalfa, tanto puras como consociadas, consumidas bajo pastoreo directo o como forraje conservado (Basigalup, 2007).

También se recurre a la suplementación con granos y subproductos, que ha ganado incidencia a partir de los años 1980s (Viglizzo *et al.*, 2001).

Finalmente, dentro de las actividades de producción animal más relevantes se encuentra la actividad lanar ovina. La misma se distribuye por todo el país de manera desigual, pero se concentra en la Patagonia (Fig. 24): tanto como el 66% del stock nacional se localiza en los pastizales naturales de la estepa patagónica, mayoritariamente en las provincias de Chubut, Santa Cruz y Tierra del Fuego, bajo un esquema de producción de monocultivo extensivo: 15% se ubica en Las Pampas (Buenos Aires, La Pampa, Córdoba, Santa Fe), en sistemas de producción mixta de doble propósito (carne y lana) (Cardellino y Mueller, 2008); 14% en la región del Espinal (Entre Ríos y Corrientes), también con destino de doble propósito; y un 5% en las provincias del norte cordillerano del NOA y otros sectores, con predominio de la producción a pequeña escala y para autoconsumo (Cardellino y Mueller, 2009). A nivel nacional, la majada alcanza aproximadamente los 14.7 millones de cabezas (promedio 2011-2015; FAO, 2018a), siendo uno de los stocks ovinos más grandes del mundo. Las razas más comunes son la Merino tipo australiano y la Corriedale (Mueller, 2013).

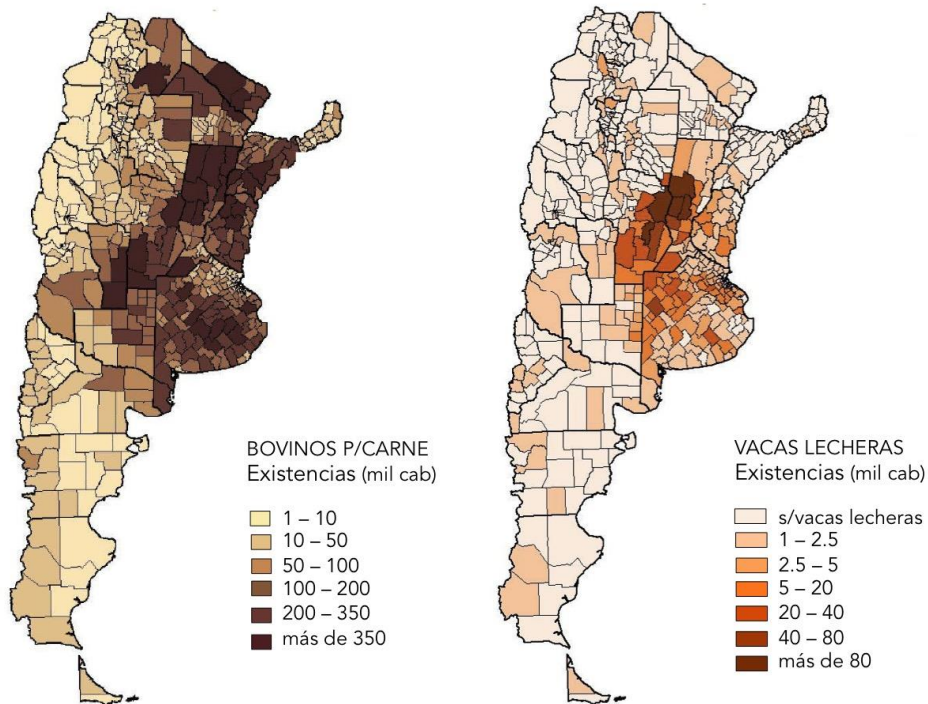


Fig. 22 y 23. Distribución de las existencias bovinas para la producción de carne (izq.) y leche (der.). Fuente: adaptado de Rossanigo *et al.*, 2012.

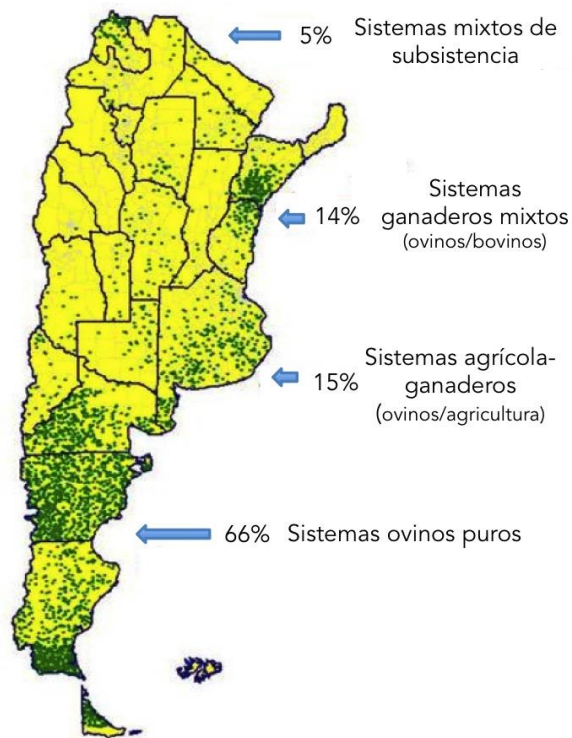


Fig. 24. Distribución geográfica del stock y los sistemas de producción ovina en Argentina. Un punto son 1000 cabezas. Fuente: adaptado de Mueller (2013).

II.3 Análisis de flujos de nutrientes. Elementos e indicadores.

II.3.1 Flujos de nutrientes en los agroecosistemas

Los flujos a determinar para la confección de un balance de nutrientes del suelo fueron inicialmente sintetizados por Stoorvogel y Smaling (1990) (Fig. 25), en su estudio sobre la evaluación de la extracción nutriente en el África sub-Sahariana. El suelo conforma y almacena el stock físico de nutrientes minerales utilizados por las plantas; los flujos ilustran los procesos de entrada y salida de estos minerales al suelo, tanto antrópicos como ambientales.

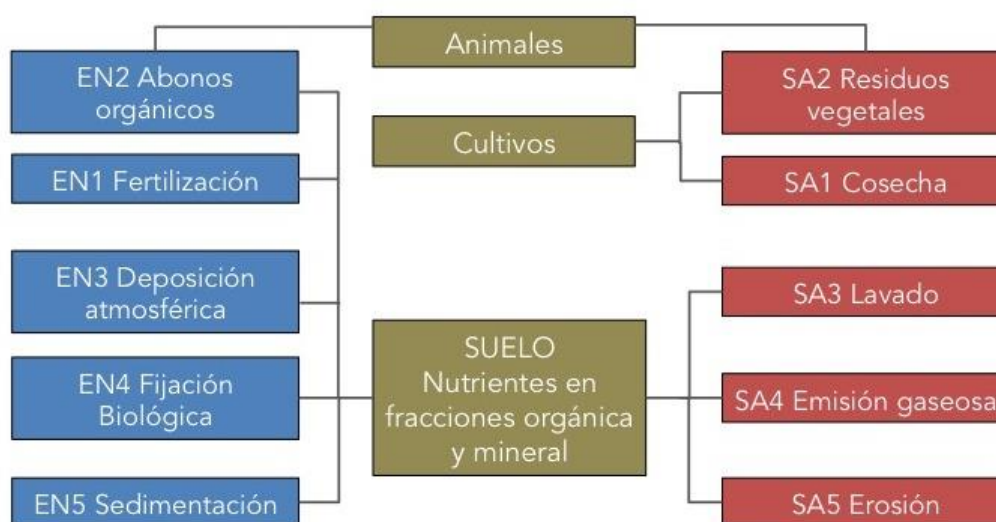


Fig. 25. Flujos de nutrientes del suelo. Fuente: adaptado de Stoorvogel y Smaling (1990).

En la práctica, la validación absoluta del balance de nutrientes, comprendiendo la totalidad de los flujos teóricos, es considerado un ejercicio impracticable (Roy *et al.*, 2003). Por tanto, para su cálculo se recurre generalmente a la estimación de aquellos flujos centrales o determinantes (OECD, 2008) (Fig. 26). En los métodos de balance de nutrientes más recientes (OECD y EUROSTAT, 2007; EUROSTAT, 2013), ciertos flujos de compleja estimación, o cuya información es escasa (*e.g.* pérdidas por lavado, gases, erosión, escurrimiento, sedimentación), o bien son excluidos del análisis, con el objetivo de disminuir la incertidumbre del resultado obtenido (Oenema *et al.*, 2003), o bien son determinados en aproximación. Los flujos ignorados se encuentran igualmente enmascarados en el resultado del balance y, en función del caso, su determinación puede profundizarse *a posteriori*.

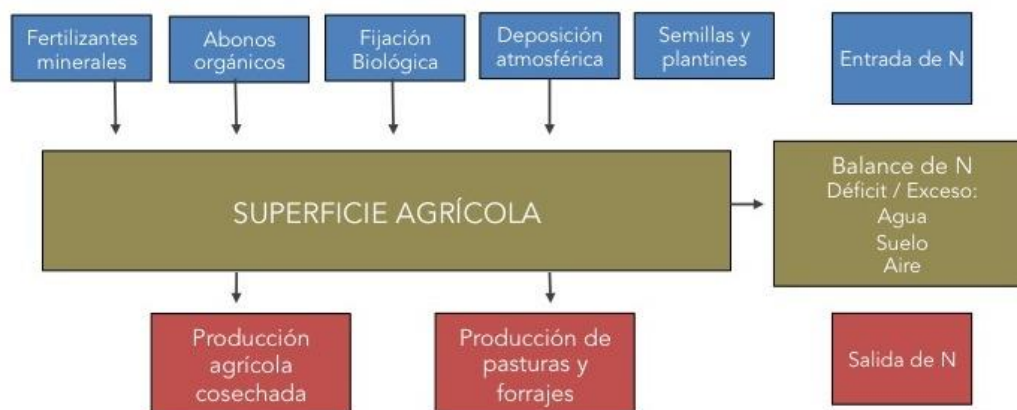


Fig. 26. Principales flujos de nutrientes en el balance superficial de N. Fuente: adaptado de EUROSTAT, 2013.

Los distintos balances de nutrientes confeccionados en esta tesis, con diversas consideraciones para cada caso, implicaron estimaciones de los flujos de entrada EN₁ (fertilización mineral), EN₂ (abonos orgánicos), EN₃ (deposición atmosférica), EN₄ (fijación biológica); y los flujos de salida SA₁ (cosecha de productos), SA₂ (lavado) y SA₃ (emisión gaseosa). Los mismos fueron considerados, según criterios y supuestos especificados en cada sección, para los minerales nitrógeno (N), fósforo (P), potasio (K), azufre (S), calcio (Ca), magnesio (Mg), boro (B) y zinc (Zn).

EN₁: Fertilización mineral (F)

Este flujo corresponde al ingreso de nutriente mediante la aplicación de fertilizantes minerales de síntesis química para disponer y/o reponer nutrientes para el consumo vegetal. Globalmente, los fertilizantes nitrogenados son los más utilizados, obteniéndose a partir de un proceso de fijación industrial del N atmosférico (Leigh, 2004); para los demás nutrientes se recurre al minado de depósitos fósiles (Roberts, 2009).

El mineral que más se aplica como fertilizante en Argentina es el N, mayoritariamente como urea granulada, aunque también bajo la forma del fertilizante líquido urea-nitrato de amonio (UAN) y otras formas (García y Darwich, 2009). El uso de fertilizantes fosforados sigue en cuanto al volumen de consumo, aplicado en aproximadamente un 70% como fosfato diamónico y monoamónico (García y González Sanjuán, 2016). El tercer nutriente en importancia es el S, cuya práctica de fertilización ha cobrado mayor relevancia en décadas recientes frente a ocurrencias de respuesta a la fertilización en soja y otros cultivos (Melgar *et al.*, 1998; Melgar *et al.*, 2002). El S se consume como sulfato amónico, superfosfato simple, sulfato de magnesio o azufre elemental, entre otros materiales. El uso de K, históricamente

muy restringido y limitado sólo a ciertos cultivos industriales, hortícolas, frutales y arroz (FAO, 2004), se aplica bajo la forma de cloruro, nitrato o sulfato de potasio, y es el menos relevante de los cuatro nutrientes del insumo fertilizante.

En este trabajo, se ha considerado el ingreso de nutrientes por fertilización para los casos del N, P, K y S, en distintas instancias y criterios, especificados en cada caso.

EN2: Abonos orgánicos animales (AB)

El ingreso de nutriente por AB atañe a la cantidad de nutriente mineral que ingresa al suelo a partir de la deposición y/o aplicación de heces animales (estiércol y orina). A medida que aumentan de peso, los animales retienen una parte de los nutrientes del alimento en su cuerpo, mientras que otra es contenida en leche, huevos y demás productos. Los nutrientes que no se exportan con la producción animal son secretados con las heces (Flaten *et al.*, 2003) y contienen usualmente entre 50-90% del total de nutrientes consumidos (Larney *et al.*, 2006; Fontanetto *et al.*, 2011), dependiendo de la especie, la edad y la dieta del animal, entre otros factores (Ajiboye *et al.*, 2004).

En Argentina, tanto como el 90% del abono animal es depositado de manera directa sobre pasturas y praderas durante la producción animal extensiva (FAO, 2018b). La aplicación diferida de abonos concentrados, mayoritariamente cama de pollo y abono de cerdo provenientes de la producción de aves de corral y porcina, respectivamente, es relevante en cultivos hortícolas, y en menor medida en frutales (FAO, 2004; 2018b). La concentración nutriente del fertilizante es mayor a la de los abonos orgánicos, pero en función de las altas dosis de aplicación por unidad de área, el ingreso nutriente mediante AB representa un enorme insumo nutriente.

En esta tesis, los ingresos de nutrientes por AB fueron considerados para los casos del N, P, K, S, Ca, Mg, B y Zn, según criterios indicados en cada sección.

EN3: Deposición atmosférica (DA)

La entrada de nutrientes por DA refiere a los elementos en forma de iones solubles que ingresan al suelo mediante el agua de lluvia (deposiciones húmedas) o por su propio peso (deposiciones secas) (Seinfeld y Pandis, 2006; Fowler *et al.*, 2009).

La magnitud de la DA está asociada principalmente con los niveles de nutriente en la atmósfera, la combinación de las fuentes de emisión y la circulación atmosférica a nivel regional, que mueve y mezcla las masas de aire (Schlesinger, 2000; Celle-Jeanton *et al.*, 2009;

Wei *et al.* 2017; Canelos *et al.*, 2019). En sociedades con elevada producción industrial, los eventos de DA pueden ser muy significativos (Schlesinger, 2000). Por otro lado, si bien la deposición natural es generalmente despreciable en comparación con las deposiciones originadas por eventos industriales (Baker *et al.*, 2007), este mecanismo puede representar una de las principales vías de ingreso en los ecosistemas naturales (Canelos *et al.*, 2014).

Para el caso del N, la deposición ocurre bajo las formas de NH_4^+ , NH_3 , HNO_3 y NO_3 , a partir de procesos de reducción y oxidación de gases emitidos por la industria, la combustión y la agricultura (IPCC, 2006). Estos fenómenos tienen mayor incidencia en las regiones con significativa actividad industrial, mientras que en zonas con ausencia de industrias o bajas poblaciones de herbívoros, la deposición se ha estimado cercana a los $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Holland *et al.*, 1999).

La DA del S también es más relevante en regiones con significativa actividad industrial, siendo su fuente la combustión del carbón y el aceite, asociados típicamente a la industria pesada y la generación de energía (FAO e ITPS, 2015).

El resto de los minerales comprendidos en este estudio (P, K, Ca, Mg, B y Zn) no existen naturalmente como gases, y la cantidad que pueda encontrarse en la atmósfera estará asociada a partículas transportadas por el aire (Schlesinger, 2000).

El aporte nutriente de la DA ha sido tradicionalmente considerado de poca relevancia para los sistemas de producción locales (Echeverría y García, 2014; Álvarez y Rimski-Korsakov, 2016), y existen pocos registros experimentales (De Hein *et al.*, 1981; Morrás, 1983; Lavado, 1983; Piñeiro *et al.*, 2007; Michel *et al.*, 2010; Canelos *et al.*, 2014; Canelos *et al.*, 2019). Sin embargo, ha sido señalada como la principal contribución nutriente en épocas anteriores al desarrollo agrícola (Piñeiro *et al.*, 2007; Canelos, D.A, 2017, com. pers.), y el único insumo de N cuando las especies leguminosas se encontraban prácticamente ausentes en los ecosistemas de la región (Chaneton *et al.*, 1996) o el ingreso por abono animal era mínimo (Álvarez *et al.*, 2016).

En esta tesis, se han considerado los ingresos de nutriente por DA para los casos del N, P, K, S, Ca y Mg.

EN₄: Fijación biológica (FBN)

Este flujo de entrada, exclusivo para el caso de N, identifica la entrada en suelo mediante el proceso de simbiosis específica entre ciertas especies vegetales (principalmente, leguminosas) y bacterias del suelo, que se manifiesta por la fijación de N atmosférico en nódulos radiculares.

El N fijado por las leguminosas, en cualquier agroecosistema, está directamente relacionado a la producción de materia seca (Herridge *et al.*, 2008; Salvagiotti *et al.*, 2015). En promedio, la FBN cubre entre el 50-60% del N cosechado en leguminosas para grano y el 70-80% del N acumulado en las leguminosas forrajeras (Peticari *et al.*, 2007). Esto representa entre 30 a 120 kg N ha⁻¹ año⁻¹ en leguminosas de grano, dependiendo de la especie y la productividad, llegando incluso hasta los 450-600 kg N ha⁻¹ año⁻¹ en leguminosas forrajeras (Racca *et al.*, 2001; Álvarez y Rimski-Korsakov, 2016). A nivel global, la FBN reviste una especial consideración, dado su carácter central como fuente de N activo en los agroecosistemas (Rockström *et al.*, 2009; Austin *et al.*, 2013). Según Röckstrom *et al.* (2009), la FBN en cultivos leguminosos aporta tanto como 40 Mt de N al año, un 27% del total de N convertido en activo a nivel global por actividades antrópicas, y equivalente a la mitad de N fijado industrialmente.

SA1: Cosecha de biomasa (C)

La biomasa es la cantidad de materia vegetal producto de la fotosíntesis. La cuantificación de esta variable representa uno de los insumos estadísticos centrales para la elaboración de un análisis del flujo de nutrientes: la extracción nutriente del suelo con la cosecha de materias primas se determina indirectamente a partir de la biomasa cosechada, y es el principal flujo de salida nutriente de los agroecosistemas (EUROSTAT, 2013).

Los requerimientos nutricionales de los cultivos pueden variar en función del nivel de producción, el tipo de suelo, el clima y el ambiente (García y Correndo, 2016). Para su determinación se recurre al uso de índices de cosecha o de extracción (IC), que expresan la extracción nutriente por unidad de biomasa cosechada, expresado en términos de kilogramos de nutriente por tonelada biomasa, o como porcentaje del mismo (Ciampitti y García, 2007a, 2007b). Si bien pueden existir diferencias en los contenidos de elementos de los granos y órganos de cosecha, debido al ambiente edáfico y las características genéticas de los materiales de cultivo (Gelati y Vázquez, 2008), se acepta convencionalmente un estándar de concentración para los análisis a nivel regional y suprarregional, en virtud de la reducida variabilidad entre los mismos y la ocurrencia de efectos compensatorios (Sarandón, 2002).

En esta tesis, fueron consideradas las salidas por C para los casos del N, P, K, S, Ca, Mg, B y Zn, según las consideraciones indicadas para cada caso en las secciones específicas.

SA2: Lavado (L)

El lavado o lixiviación (L) es un proceso de pérdida de nutrientes del perfil del suelo originado por el arrastre descendente con el agua de percolación. Este proceso puede ser un mecanismo relevante de pérdida para determinados nutrientes (Roy *et al.*, 2003), en particular N, de gran movilidad en el suelo (Bjorneberg *et al.*, 1996; Ladha *et al.*, 2005). Al presentar cargas negativas, los iones de nitrato no son retenidos por las partículas del suelo y son fácilmente lavables del perfil (Aparicio *et al.*, 2015).

Una parte considerable del N aplicado con fertilizantes y abonos se pierde mediante el lavado, depositándose en aguas subterráneas, otros cuerpos de agua y, finalmente, el océano. Su magnitud y ocurrencia, sin embargo, son dependientes de un amplio rango de ambientes, cultivos y prácticas de fertilización (Rimski-Korsakov *et al.*, 2004; Fageria y Baligar, 2005). A escala global, Dobermann (2007) ha observado que la pérdida conjunta del N aplicado como fertilizante no es inferior al 50% del total de N aplicado en los sistemas agrícolas, siendo el lavado el mecanismo de salida indirecta de mayor incidencia (Ladha *et al.*, 2005).

Los estudios de lavado de N llevados a cabo en Argentina refieren a observaciones y casos puntuales, insuficientes para establecer parámetros que permitan extrapolar los resultados espacialmente. En situaciones de producción extensiva y sin uso de fertilizantes, las pérdidas por lixiviación (a partir del N mineralizado de la materia orgánica) pueden oscilar entre 0 y 50 kg N ha⁻¹ año⁻¹ (Álvarez y Rimski-Korsakov, 2016). En planteos de aplicación fertilizante, se han indicado pérdidas de tanto como c. 0 a 61% del N aplicado, según las condiciones edafoclimáticas, el cultivo y las dosis de aplicación (Echeverría y Sainz Rozas, 2001; Sainz Rozas *et al.*, 2004; Aparicio *et al.*, 2005; Zamora *et al.*, 2005; Portela *et al.*, 2006; Barbieri *et al.*, 2008; Rimski-Korsakov *et al.*, 2008; Rimski-Korsakov *et al.*, 2012; Picone *et al.*, 2014; Wyngaard, N., 2017, com. pers.), siendo una pérdida de 25 a 35% del N aplicado una medida usual (Sainz-Rozas *et al.*, 2004; Rimski-Korsakov *et al.*, 2008; Wyngaard, N., 2017, com. pers.).

Contrariamente al N, el movimiento del P en el suelo se expresa por un mecanismo de difusión lenta, siendo que aquella cantidad no absorbida por las raíces de las plantas en un periodo inicial será adsorbida a las partículas del suelo o conformará precipitados (Condrón *et al.*, 2005), quedando potencialmente disponible para campañas posteriores (Selles *et al.*, 2011). En efecto, si bien la eficiencia de recuperación de P a partir de una primera aplicación fertilizante varía entre 0.1 y 0.35 (García *et al.*, 2009; Johnston y Syers, 2009), el P fertilizado ha demostrado ser casi completamente recuperable por los cultivos en ensayos de larga duración (Selles *et al.*, 2011; García, F., com. pers, 2016). Esto es concordante con lo indicado en mediciones de recuperación de P marcado a largo plazo (Syers *et al.*, 2008, Johnston y

Syers, 2009), con eficiencias de recuperación que exceden con frecuencia el 90% del P total aplicado. Este hecho se exagera en suelos cuyo nivel de P es crítico (Syers *et al.*, 2011), como resulta para los suelos de Argentina (Sainz Rozas *et al.*, 2011).

En contraste con el N o el P, la información disponible sobre el lavado del K es exigua (Fixen *et al.*, 2015). Baligar y Bennet (1986) han indicado que, de manera similar al P, la difusión del K en el suelo es lenta, siendo poco móvil y encontrándose con frecuencia fuertemente fijado en arcillas. En el mismo sentido, Johnston y Syers (2009) han observado que en la mayoría de los suelos el K residual se acumula en el perfil como reserva, siendo su escape por lavado muy infrecuente.

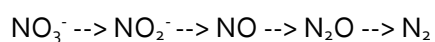
En esta tesis, las pérdidas por L han sido consideradas sólo para el caso del N, con criterios y supuestos indicados en las secciones correspondientes.

SA₃: Emisión gaseosa (EG)

Este flujo de egreso representa la pérdida de nutrientes bajo formas gaseosas a partir de procesos directos e indirectos de emisión (*i.e.* desnitrificación y volatilización) a partir de fuentes de insumo nutriente (*i.e.* deposición y aplicación de fertilizantes y abonos), la descomposición de residuos vegetales, el cultivo de suelos orgánicos, y la combustión (*e.g.* quema de residuos vegetales, montes, praderas) (IPCC, 2006).

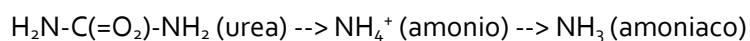
El caso más conspicuo y estudiado en cuanto a las emisiones agrícolas es el del N (Nishio *et al.*, 2002), cuya emisión se genera a partir de distintos eventos. La quema *in situ* de residuos vegetales y praderas conlleva a la emisión de N₂O producto de la combustión. El cultivo de suelos orgánicos (histosoles) conlleva a pérdidas de N₂O asociadas a procesos de drenaje. Finalmente, otras emisiones de N son generadas por procesos de desnitrificación microbiana y volatilización, a partir de los residuos vegetales remanentes *in situ*, los abonos depositados y los fertilizantes aplicados al suelo.

La desnitrificación es el proceso de conversión de nitratos a formas gaseosas (óxidos de N y N₂) (IPCC, 2006):



Sucede en condiciones anaeróbicas, siendo más propensa con altas dosis de fertilización y suelos arcillosos, en particular en cultivos que absorben relativamente poca cantidad de N del suelo (Sainz-Rozas *et al.*, 2001). En Argentina, se han registrado pérdidas de N por desnitrificación a partir de la aplicación fertilizante de entre 0 y 12% del total de N aplicado (Palma *et al.*, 1997; Sainz-Rozas *et al.*, 2004; Barbieri *et al.*, 2008; Rimski-Korsakov *et al.*, 2012; Picone *et al.*, 2014).

La volatilización es la pérdida de N a partir de la conversión del amonio contenido en la urea en amoniaco (IPCC, 2006):



Ocurre a partir del proceso de hidrólisis de la urea en superficie cuando ésta no es incorporada al suelo (Echeverría *et al.*, 2000). Los rangos de pérdida de N por volatilización en condiciones de campo reportados para Argentina varían entre 1 a 48% del total de N aplicado como fertilizante, en función de distintos factores ambientales (humedad, temperatura y viento), del suelo (pH, capacidad buffer, capacidad de intercambio catiónico, materia orgánica), del cultivo (cantidad y tipo de residuos de cosecha) y el momento, el tipo y la dosis de N aplicada (Palma *et al.*, 1998; Sainz Rozas *et al.*, 1999; Echeverría *et al.*, 2000; Fontanetto *et al.*, 2001; Salvagiotti, 2005; Boutell y Toribio, 2006; Rimski-Korsakov *et al.*, 2008, 2009, 2012, 2014; Palma *et al.*, 2013).

En esta tesis, se han considerado las pérdidas por EG para el caso del N, siguiendo los criterios indicados en las secciones correspondientes.

Otros flujos de ingreso

Ciertos flujos de ingreso y egreso de nutrientes de compleja estimación no han sido considerados en esta tesis, con el objetivo de reducir la incertidumbre del resultado (Oenema *et al.*, 2003). El ingreso nutriente por sedimentación, producto del arrastre y la deposición de nutrientes con el material de erosión en zonas naturalmente inundables, fue excluído del análisis. La falta de información y la complejidad para el cálculo de este proceso a nivel nacional son las razones principales de su omisión.

El flujo de salida por erosión también fue descartado. Este proceso implica la remoción y transporte de nutrientes en materiales desgastados por arrastre del viento y la escorrentía del agua. En Argentina, los eventos más significativos de erosión del suelo se registran en las zonas áridas (Pietraglia y Corso, 2008), principalmente en la región de montes de llanuras y mesetas (la zona de Cuyo, y la zona de confluencia entre las provincias de Buenos Aires y Río Negro) y la región patagónica (IPCC, 2019). En la principal región agropecuaria, la región de las Pampas, este proceso se ha manifestado de manera reducida y estable (Rubio y Lavado, 1994), en tanto su marcado relieve de llanura, la producción en condiciones de secano (menos del 1.6% del área agrícola cuenta con equipo de riego) y el imperante sistema de labranza cero, reducen los movimientos de partículas por eventos de erosión (y sedimentación) (Echeverría y García, 2014; López *et al.*, 2015).

Otros flujos no considerados implicaron la salida nutriente por consumo animal de residuos vegetales (rastros de pasturas y cultivos), que fueron ponderados indirectamente con los productos animales. En consideración a la fijación no simbiótica de N, ante la ausencia o escasez de datos obtenidos por mediciones locales (Piñeiro, 1999), el proceso fue descartado. Finalmente, tampoco se incluyó el ingreso de nutriente con semillas y materiales de plantación, considerada una entrada menor (Roy *et al.*, 2003), por la falta de información. Flujos de este tipo son usualmente dejados de lado en el cálculo del balance de nutrientes (OECD y EUROSTAT, 2007; EUROSTAT, 2013).

II.3.2 Balance de nutrientes

El balance de nutrientes se asume como la diferencia entre los flujos de entrada y salida de un sistema en un periodo definido (Stoorvogel y Smaling, 1990; OECD y EUROSTAT, 2007; EUROSTAT, 2013). Cuando el cultivo de la tierra es continuo y se realiza sin prácticas de reposición de nutrientes, la sustentabilidad de las actividades agropecuarias se ve comprometida (Roy *et al.*, 2003). En este contexto, los balances de masas se vuelven herramientas muy valiosas para comprender el ciclado de nutrientes en los agroecosistemas (Oenema *et al.*, 2003; Galloway *et al.*, 2004), predecir la evolución y las tendencias de uso futuras (Howarth *et al.*, 2002) y evaluar el potencial de impacto sobre el ambiente (Eickhout *et al.*, 2006). Se utilizan como indicadores para medir la presión de uso del recurso suelo, como herramientas útiles para la comprensión cabal de la dinámica de nutrientes en el suelo, la identificación de zonas de riesgo por contaminación o áreas críticas de agotamiento, su alcance y factores causales (OECD, 2018). Ulteriormente, permiten conocer la afectación de la fertilidad del suelo como capital natural y tomar conciencia sobre la sostenibilidad del recurso (FAO e ITP, 2015), comprendiendo esta última como la capacidad de un sistema para mantener el potencial de producción en el tiempo sin la degradación de los factores que lo permiten (Altieri, 1999).

Las distintas metodologías utilizadas para la confección del balance de nutrientes (Smaling y Frexo, 1993; Roy *et al.*, 2003; OECD y EUROSTAT, 2007; EUROSTAT, 2013) han determinado un marco teórico de referencia para conformar y evaluar el sistema de análisis. Para esta tesis, los elementos y criterios asumidos fueron:

a) Escala físico-temporal: los balances pueden construirse para diferentes periodos temporales y a cualquier escala territorial, desde el nivel de granja hasta una escala nacional o global (Roy *et al.*, 2003). En esta tesis, se realizaron balances de nutrientes para las distintas actividades del sistema de producción primaria, definido espacialmente por el área con

cultivos y pasturas. Estos representaron al agroecosistema a nivel nacional, en tanto conjunto agregado de ecosistemas alterados o domesticados por el hombre donde se realizan actividades a partir de las cuales se obtienen productos y servicios de consumo (Odum, 1984; Gliessman, 2002; Ruiz, 2006).

La superficie efectiva de análisis consistió en el área cosechada por los cultivos agrícolas y el área implantada con recursos forrajeros. Se entendió como área de cosecha aquella superficie (en hectáreas) donde el cultivo fue efectivamente recolectado, excluyendo el área sembrada o plantada no cosechada por daños, fallas, impedimentos, u otros. Si el cultivo considerado se realizó de modo continuo más de una vez en el año (el mismo cultivo fue sembrado o plantado más de una vez en la misma superficie durante el año), el área fue contada tantas veces como fue cosechada. Las series estadísticas de área cosechada se construyeron utilizando fuentes oficiales locales e internacionales (FAO, 2018a; MinAgri, 2018). La cobertura geográfica de la producción primaria abarcó todo el territorio nacional, considerando cincuenta y cinco campañas de producción agrícola entre 1961 y 2015.

b) Límites espaciales del sistema: se asumieron límites teóricos para la conformación de los distintos sistemas de análisis: límites laterales, representados por el área superficial (en hectáreas) ocupada por los distintos cultivos; un límite inferior, establecido por la capacidad de exploración de las raíces (fijada en un punto teórico de 1 metro de profundidad); y un límite superior, definido por la altura de los cultivos. El establecimiento de estos límites se realizó con el interés de simplificar la estimación de los flujos de ingreso y egreso, evitando tomar en cuenta ciertos flujos que son considerados internos al sistema (e.g. residuos vegetales, mineralización e inmovilización de nutrientes).

c) Unidades de análisis: se consideraron 493 divisiones administrativas, entre partidos y departamentos, incluyendo todas las provincias a nivel nacional.

d) Nutrientes: el criterio de selección se ligó a la función de su importancia relativa en la nutrición y producción vegetal, y la existencia y disponibilidad de fuentes estadísticas e información.

El N, y luego el P, son los nutrientes que con mayor frecuencia se analizan en el cálculo de balances (Roy *et al.*, 2003; EUROSTAT, 2013), sobre todo en países desarrollados de elevado consumo fertilizante, donde son los principales factores de riesgo de contaminación ambiental (Galloway *et al.*, 2003), pero también en países en vías de desarrollo, donde tienen lugar intensos procesos de agriculturización en contextos de bajo uso de insumos, y la falta de N y P es la principal limitante para la producción, siendo la respuesta a su aplicación es generalizada (Echeverría y Sainz Rozas, 2007). En un orden inmediato de macronutrientes, prosigue el K, mientras que la inclusión de otros macronutrientes como S, Ca o Mg es menos

frecuente (Roy *et al.*, 2003). B y Zn, por su parte, son mencionados entre los micronutrientes que más frecuentemente limitan el rendimiento de los cultivos localmente (Sainz Rozas *et al.*, 2013), pero rara vez son incluidos en cálculos de balance.

Los nutrientes analizados en las distintas instancias fueron N, P, K, S, Ca, Mg, B y Zn.

Cálculo del balance

El cálculo siguió un principio de balance de masas, asumiendo que todo el material que ingresa en un sistema debe ser igual a los egresos más la acumulación de material, permitiendo la construcción y mantenimiento (o agotamiento) de los compartimentos de stock del sistema (Fischer-Kowalski *et al.*, 2011), que son considerados esenciales para su desempeño. Para cada nutriente, un resultado positivo del balance representará una medida de la cantidad potencialmente perdida del agroecosistema, emitida hacia la atmósfera como gases, lavada o erosionada hacia cuerpos de agua (cuando estos flujos no son considerados en los egresos), y/o adicionada al stock de nutrientes del suelo (Sheldrick *et al.*, 2002). Un resultado neutro representará un nivel ideal de compensación, situación necesaria para la conservación del stock nutriente, aunque esto no será indicativo de la inalteración en la calidad de la fertilidad del suelo (*e.g.* con un balance netruo, igualmente pueden ocurrir cambios en las formas disponibles/indisponibles de los nutrientes, menor disponibilidad por procesos de acidificación, etc.) (Dobermann, 2007). Un resultado deficitario expondrá el minado y agotamiento del capital natural conformado por el stock de nutrientes del suelo (Roy *et al.*, 2003). En cualquier caso, el resultado del balance aportará información a nivel nacional y regional sobre la dinámica de remoción de nutrientes del suelo y el impacto en su degradación.

Las ecuaciones específicas del cálculo de balance de nutrientes son indicadas para cada caso en las secciones correspondientes.

II.3.3 Indicadores de uso

Los indicadores de uso de nutrientes transmiten conceptos de crítica importancia para la evaluación de los sistemas de producción primaria, la comprensión de su impacto sobre el ambiente y su sostenibilidad a través del tiempo (Abbona *et al.*, 2007; Gaj y Bellaloui, 2012; Fixen *et al.*, 2015; Norton *et al.*, 2015). En esta tesis, se ha trabajado con distintas eficiencias para describir y comprender la dinámica de consumo de nutrientes, su relación con las fuentes de insumo y la sostenibilidad en el uso del recurso mineral.

a) Eficiencia de Uso Nutriente (EUN)

La EUN puede ser definida de numerosas formas dependiendo del propósito para el cual se utilice el indicador. Usualmente, se hace referencia a este indicador como la relación fertilización/cosecha, lo que es confuso, dado que la misma corresponde en sentido estricto al Balance Parcial de Nutrientes (BPN) (Dobermann, 2007). Para una evaluación a nivel regional y/o nacional, se ha sugerido que la EUN debe ponderar la relación entre las salidas de nutrientes por cosecha y la suma de las entradas de nutriente (aplicación de insumos, procesos de fijación y deposición atmosférica), para un determinado sistema de análisis en un período concreto (Snyder y Bruulsema, 2007). La ecuación que describe el cálculo de la EUN es:

$$EUN_i = \frac{E_i}{I_i}$$

Donde:

EUN_i : eficiencia de uso del nutriente i (sin unidades).

E_i : cantidad de nutriente i que egresa del sistema por C, en toneladas.

I_i : cantidad de nutriente i que ingresa al sistema por F, FBN y DA, en toneladas.

La EUN suele utilizarse como indicador en estudios de mediano y largo plazo para evaluar la tendencia general del flujo de nutrientes de un sistema, inferir el impacto sobre los nutrientes del suelo y/o el potencial de contaminación ambiental. Permite identificar un proceso de agotamiento (egresos mayores que ingresos) o enriquecimiento (ingresos mayores que egresos) del pool de nutrientes.

Para alcanzar la sostenibilidad en el largo plazo, la EUN de los sistemas productivos debe tender a 1 (Norton *et al.*, 2015), configurando un equilibrio entre los ingresos y los egresos. Valores de EUN menores a 1 indican una mayor entrada/reposición que salida/remoción, indicativo tanto de una potencial acumulación de nutrientes en el stock del suelo, como de un mayor potencial de contaminación por lavado, escurrimiento o emisión gaseosa del excedente. Cuando la EUN es mayor a 1 (la remoción por C excede a la reposición total), la situación es conducente al minado de nutrientes, con la consecuente degradación del suelo (Fig. 27).

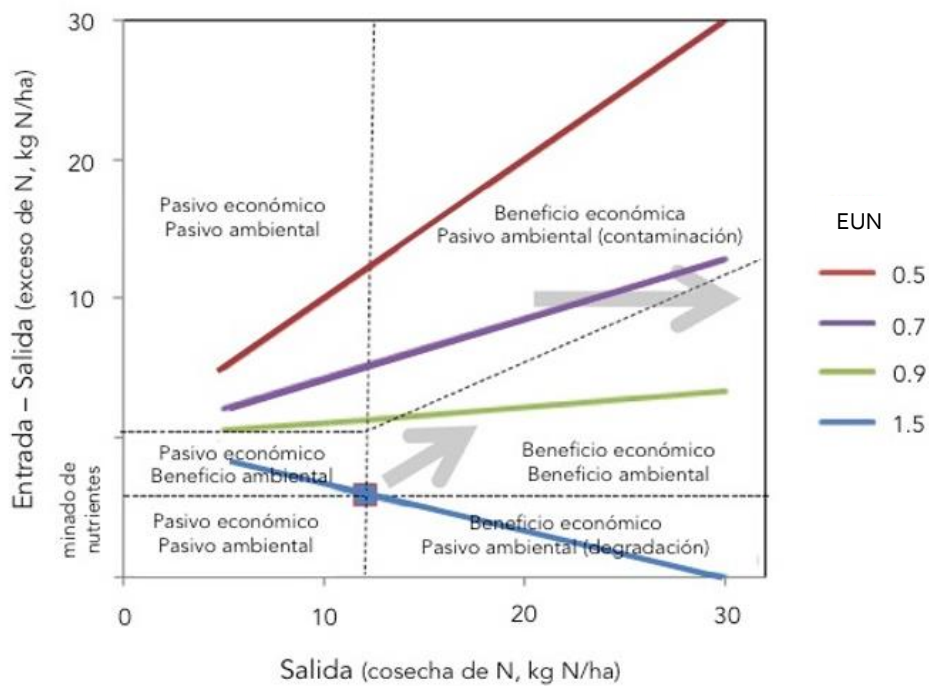


Fig. 27. Distintos escenarios según la resultante de la EUN y el exceso de nutriente para el caso del N. Fuente: adaptado de Norton *et al.* (2015).

b) Balance Parcial de Nutrientes (BPN)

Esta eficiencia define la relación *remoción/aplicación*, como la proporción entre la cantidad de nutriente cosechada en los productos y la cantidad nutriente aplicada como insumo directo mediante fertilización (Dobermann, 2007; Selles *et al.*, 2011; Fixen *et al.*, 2015). Se utiliza generalmente como un indicador de largo plazo para dilucidar la tendencia de consumo y uso nutriente (Norton *et al.*, 2015). Su resultado debe ser interpretado considerando que otros flujos de entrada/salida (*e.g.* erosión, lavado, volatilización, fijación biológica, deposición atmosférica) no son ponderados.

La ecuación que describe el cálculo de la BPN es:

$$BPN_i = \frac{C_i}{F_i}$$

Donde:

BPN_i: balance parcial para el nutriente *i* (sin unidades).

C_i: cantidad nutriente *i* extraído en la biomasa cosechada, en toneladas.

F_i: cantidad de nutriente *i* aplicado como fertilizante, en toneladas.

Valores de BPN menores a 1 (baja relación remoción/aplicación) indican que el insumo nutriente es mayor que la extracción, y podría sugerir tanto una potencial pérdida por vías de escape, o su incorporación a la materia orgánica del suelo por metabolización de la fauna edáfica (Snyder y Bruulsema, 2007). Valores por encima de 1 (alta relación remoción/aplicación) describen en cambio una tendencia extractiva de minado, en perjuicio de la fertilidad del suelo y su uso sostenible (Fixen *et al.*, 2015). Esto ha sido observado con frecuencia para muchos países africanos y latinoamericanos (Smaling y Storvogel, 1993; Bleken y Bakken, 1997; Bouwman *et al.*, 2009). Cuando la concentración de nutrientes del suelo se encuentra en un nivel crítico, BPN mayores a 1 deben ser en efecto considerados signo de insostenibilidad (Brentrup y Pallière, 2010).

c) Productividad Parcial del Factor Nutriente (PPF)

Este indicador es definido por la proporción de biomasa seca cosechada por unidad de nutriente aplicado con la fertilización (Dobermann, 2007; Selles *et al.*, 2011; Fixen *et al.*, 2015; Norton *et al.*, 2015). Indica la relación productiva entre la biomasa y el insumo de nutriente, y se utiliza como indicador de sostenibilidad de largo plazo de la actividad productiva en sistemas producción agrícola (Snyder y Bruulsema, 2007). Puede calcularse a escala regional o nacional, provistas las bases estadísticas de producción primaria y consumo fertilizante. La ecuación que describe el cálculo de la PPF para una determinada actividad productiva es:

$$PPF_{ie} = \frac{B_e}{F_i}$$

Donde,

PPF_{ie} : productividad parcial del nutriente i para el producto e (sin unidades).

B_e : biomasa cosechada con la producción de e , en toneladas.

F_i : nutriente i aplicado como fertilizante o abonos en la producción de e , en toneladas.

En condiciones de cultivo y de manejo comparables, valores de PPF elevados indican o bien un gran retorno en la producción de materia seca por unidad de nutriente fertilizante aplicado (cuando un alto PPF coincide con balances positivos para dicho nutriente), o bien una situación de minado del nutriente del suelo (cuando un alto PPF coincide con balances deficitarios para ese nutriente) (MacDonald *et al.*, 2011). Esta última situación expone el carácter de factor limitante del nutriente en cuestión, y sucede con frecuencia en situaciones de bajas dosis de aplicación fertilizante (Dobermann y Casmán, 2002). Aumentos de la PPF

frente a valores estáticos de aplicación fertilizante sugerirían, de igual manera, un minado de nutrientes del pool del suelo. Valores de PPF bajos podrían indicar una condición de alta fertilidad del suelo (advertido por la menor respuesta al agregado fertilizante), o una sobre-aplicación del insumo nutriente.

II.4 Bibliografía

- Abbona, E., Sarandón, S., Marasas, M. y Astier, M. (2007). Ecological sustainability evaluation of traditional management in different vineyard systems in Berisso, Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 119. 335-345. doi: [10.1016/j.agee.2006.08.001](https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.08.001).
- Ajiboye, B., Akinremi, O. y Racz, G. (2004). Laboratory Characterization of Phosphorus in Fresh and Oven-Dried Organic Amendments. *Journal of environmental quality*. 33. 1062-9. doi: [10.2134/jeq2004.1062](https://doi.org/10.2134/jeq2004.1062).
- Altieri, M. (1999). Applying Agroecology to Enhance the Productivity of Peasant Farming Systems in Latin America. *Environment, Development and Sustainability*. 1. 197-217. doi: [10.1023/A:1010078923050](https://doi.org/10.1023/A:1010078923050).
- Álvarez, R. y Lavado, R.S. (1998). Climate, Organic Matter and Clay Content Relationships in the Pampa and Chaco Soils, Argentina. *Geoderma*, 83, 127-141. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016706197001419>
- Álvarez, C.R. y Rimski-Korsakov., H. (2016). Manejo de la fertilidad del suelo en planteos orgánicos. 1Ra Edición. Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires. Argentina. 167 pp. Disponible en: http://www.ciaorganico.net/documypublic/126_libro_fertilidad_de_suelos-pvo_isbn.pdf
- Álvarez, R., Steinbach, H. y De Paepe, J. (2016). Historical balance of nitrogen, phosphorus, and sulfur of the Argentine Pampas. *Ciencia del Suelo* (34), 231-244. Disponible en: <https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/44045>
- Andrade, F.H., Taboada, M.A., Lema, R.D., Maceira, N.O., Echeverría, H.E., Posse Beaulieu, G., Prieto Garra, D., Sanchez, E.E., Ducasse, D.A., Bogliani, M.P. y Gamundi, J.C. (2017). *Los desafíos de la agricultura argentina: satisfacer las futuras demandas y reducir el impacto ambiental*. Ediciones INTA. Disponible en: <http://repositorio.inta.gob.ar/handle/20.500.12123/2149>
- Aragón, J.R. (1986). Investigación, tecnología y producción de alfalfa. *Colec. Científica del INTA*.
- Astiasarán, I. y Martínez, A. (2000). Alimentos. Composición y propiedades. Madrid: Mcgraw-Hill- Interamericana; p. 11-17, 27-28. Disponible en: https://www.academia.edu/32485392/ALIMENTOS_Composici%C3%B3n_y_Propiedades
- Austin, A., Bustamante, M., Nardoto, G., Mitre, S., Pérez, T., Ometto, J., Ascarrunz, N., Forti, M., Longo de Freitas, K., Gavito, M., Enrich-Prast, A. y Martinelli, L. (2013). Latin America's Nitrogen Challenge. *Science* 340 (6129):149. doi: [10.1126/science.1231679](https://doi.org/10.1126/science.1231679)
- Aydogdu, M.H. y Kucuk, N. (2018). General Analysis of Recent Changes in Red Meat Consumption in Turkey. *IOSR Journal of Economics and Finance (IOSRJEF)*, 9(6), pp.1-8. Disponible en: https://www.researchgate.net/profile/Mustafa_Aydogdu/publication/329907302_General_Analysis_of_Recent_Changes_in_Red_Meat_Consumption_in_Turkey/links/5c22069792851c22a3446434/General-Analysis-of-Recent-Changes-in-Red-Meat-Consumption-in-Turkey.pdf
- Baker, J.M., Ochsner, T.E, Venterea, R.T. y Griffis, T.J. (2007). Tillage and soil carbon sequestration-What do we really know? *Agriculture Ecosystems & Environment* (118), 1-5. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167880906001617>
- Baligar, V.C. y Bennett, O.L. (1986). NPK-fertilizer efficiency, a situation analysis for the tropics. *Fertilizer research*, 102, 147-164. Disponible en: <https://link.springer.com/article/10.1007/BF01074369>
- Barbieri, P.A., Echeverría, H.E. y Sainz Rozas, H.R. (2008). Presidedress Soil Nitrogen Test for No-Tillage Maize at Different Row Spacing. *Agronomy Journal* 100, 1101-1113. <https://doi.org/10.2134/agronj2007.0130>
- Basigalup, D.H. (2007). El cultivo de la alfalfa en la Argentina. Daniel H. Basigalup (Ed.) Buenos Aires: Ediciones INTA. 479 p. Disponible en: <http://www.sidalc.net/cgi-bin/wxis.exe/?lslisScript=LIBROS.xis&method=post&formato=2&cantidad=1&expresion=mfn=008905>
- Basigalup, D.H. y Ustarroz, E. (2007). Grazing alfalfa systems in the Argentinean Pampas. Proceedings of the 37th California Alfalfa and Forage Symposium. Pp. 53-62. Disponible en: <http://alfalfa.ucdavis.edu/+symposium/proceedings/2007/07-51.pdf>
- Basigalup, D.H., Rossanigo, R.O., Rodríguez, N.E., Spada, M.D.C., Collino, D.J., Dardanelli, J.L., De Luca, M.J., Racca, R.W., González, N.S., Ríos, R.D. y Ardila, F. (2007). *El cultivo de la alfalfa en la Argentina*. Disponible en: <http://www.sidalc.net/cgi-bin/wxis.exe/?lslisScript=LIBROS.xis&method=post&formato=2&cantidad=1&expresion=mfn=008905>
- Bjorneberg, D.L., Kanwar, R. y Melvin, S. (1996). Seasonal Changes in Flow and Nitrate-N Loss from Subsurface Drains. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*. 39. [10.13031/2013.27582](https://doi.org/10.13031/2013.27582).

- Bleken, M.A. y Bakken L.R. (1997). The nitrogen cost of food production: Norwegian Society. *Ambio* 26: 134–142. Disponible en: <https://www.jstor.org/stable/4314571>
- Bourguignon, C., y Bourguignon, L. (2015). Les sols, la terre et les champs. Pour retrouver une agriculture saine. Sang Terre, 246 p., ISBN-10: 2869853262.
- Boutell, C. y Toribio, M. (2006). Volatilización del amoníaco 14. Volatilización del amoníaco Parte II. *Investigación y Desarrollo*, Vol. 7.1 - 8 p.
- Bouwman, A.F., Beusen, A.H.W. y Billen, G. (2009). Human alteration of the global nitrogen and phosphorus soil balances for the period 1970-2050: Nitrogen and phosphorus soil balance. *Global Biogeochem. Cycles* 23, 234-245, doi.org/10.1029/2009GB003576
- Brentrup, F. y Palliere, C. (2010). Nitrogen use efficiency as an agro-environmental indicator. In Proceedings of the OECD Workshop on Agrienvironmental Indicators, March pp. 23-26. Disponible en: https://www.researchgate.net/profile/Frank_Brentrup/publication/312595805_Nitrogen_Use_Efficiency_as_an_Agro-Environmental_Indicator/links/5885d29992851c21ff4d27e7/Nitrogen-Use-Efficiency-as-an-Agro-Environmental-Indicator.pdf
- Burkart, R., Bárbaro, N.O., Sánchez, R.O. y Gómez, D.A. (1999). Eco-regiones de la Argentina. Secretaría de Recursos Naturales y Desarrollo Sustentable, Buenos Aires, 42 pp
- Cardellino, R. y Mueller, J. (2008). Wool and other animal fibers in South America. In: Proceedings of the symposium on natural fibres. 20 October 2008, Rome. <http://fao.org/docrep/fao/011/i0709e/i0709e07.pdf>
- Cardellino, R. y Mueller, J. (2009). Fiber production and sheep breeding in South America. *Proc Assoc Advmt Anim Breed Genet* 18:366-373. Disponible en: https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-inta-fiber_production_and_sheep_breeding_in_south_ame.pdf
- Carnelos, D., Michel, C., Portela, S., Jobbágy, E., Jackson, R., Di Bella, C., Panario, D., Fagúndez, C., Clara Grion, L., Carreño, L. y Piñeiro, G. (2014). Variación espacial y temporal de las deposiciones atmosféricas en Argentina y Uruguay, [doi 10.13140/2.1.4403.9368](https://doi.org/10.13140/2.1.4403.9368).
- Carnelos, D.A (2017). Comunicación personal, 21 de diciembre de 2017.
- Carnelos, D.A., Portela, S.I., Jobbágy, E.G., Jackson, R.B., Di Bella, C.M., Panario, D., Fagúndez, C., Piñeiro-Guerra, J.M., Grion, L. y Piñeiro, G. (2019). A first record of bulk atmospheric deposition patterns of major ions in southern South America. *Biogeochemistry*, pp.1-11. Disponible en: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10533-019-00584-3>
- Castagnino, A.M. (2001). Análisis cualitativo de la horticultura en la Región Centro de la Provincia de Buenos Aires, bajo el enfoque de cadena. Grupo Horticultura. Facultad de Agronomía, Univ. Nacional del Centro de la Prov. de Buenos Aires, Azul. 6 p.
- Celle-Jeanton, H., Travi, Y., Loÿe-Pilot, M.D., Huneau, F. y Bertrand, G. (2009). Rainwater chemistry at a Mediterranean inland station Avignon, France: local contribution versus long-range supply. *Atmos Res* 91: 118-126. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169809508001634>
- Chaneton, E.J., Lemco, J.H. y Lavado, R.S. (1996). Nitrogen and phosphorus cycling in grazed and ungrazed plots in a temperate subhumid grassland in Argentina. *J. Appl. Ecol.* 33:291–302. Disponible en: <https://www.jstor.org/stable/2404751>
- Ciampitti, I.A. y García, F.O. (2007a). Requerimientos nutricionales, absorción y extracción de macronutrientes y nutrientes secundarios. I Cereales, Oleaginosos e Industriales. *Informaciones Agronómicas* Nº 33, Archivo Agronómico Nº 11. IPNI Cono Sur. Acassuso, Buenos Aires, Argentina. Disponible en: [http://lacs.ipni.net/0/0BoEE369040F863003257967004A1A41/\\$FILE/AA%2012.pdf](http://lacs.ipni.net/0/0BoEE369040F863003257967004A1A41/$FILE/AA%2012.pdf)
- Ciampitti, I.A. y García, F.O. (2007b). Requerimientos Nutricionales. Absorción y extracción de macronutrientes y nutrientes secundarios. II. Hortalizas, frutales y forrajeras. *Informaciones Agronómicas*, 33, pp.1-4. Disponible en: https://www.academia.edu/3407081/REQUERIMIENTOS_NUTRICIONALES_ABSORCION_Y_EXTRACCION_DE_MACRONUTRIENTES_Y_NUTRIENTES_SECUNDARIOS
- Condon, L.M., Turner, B.L., Cade-Menun, B.J., Sims, J.T. y Sharpley, A.N. (2005). Chemistry and dynamics of soil organic phosphorus. *Agronomy*, 46, p.87. Disponible en: <https://pdfs.semanticscholar.org/ab18/bdbd28edbd27754cf19da3e4cb9ce76f2398.pdf>
- Conway, G.R (1987). The properties of agroecosystems. *Agricultural Systems* 24 (2), 95-117.
- De Hein, W., Panigatti, J. y Pirolo, T. (1981). Nitrógeno del agua de lluvia en Rafaela. Publicación Técnica 17, INTA, Rafaela.
- Dobermann, A. y Cassman, K.G. (2002). Plant nutrient management for enhanced productivity in intensive grain production systems of the United States and Asia. *Plant Soil* 247: 153-175. Disponible en: <https://link.springer.com/article/10.1023/A:1021197525875>
- Dobermann, A. (2007). Nutrient Use Efficiency, Measurement and management. IFA Internacional Workshop on fertilizar best management practices. 7-9 Marzo, Bruselas, Bélgica. Disponible en: http://www.flipbooksoft.com/upload/books/10-2011/d04ebdcf58f732b3a57e168a032fa516/2007_ifa_fbmp_workshop_brussels.pdf#page=8
- Echeverría, H.E, San Martín, N.F. y Bergonzi, R. (2000). Rapid methods for assessing potentially mineralizable soil nitrogen. *Ciencia del Suelo* 18, 9-16. Disponible en: http://suelos.org.ar/publicaciones/vol_18n1/echeverria_9-16.pdf

- Echeverría, H.E. y Sainz Rozas, H.R. (2001). Eficiencia de recuperación del nitrógeno aplicado al estadio de seis hojas del maíz bajo riego en siembra directa y labranza convencional. *Ciencia del suelo*, 19(1), 57-66. Disponible en: http://www.suelos.org.ar/publicaciones/vol_19n1/19_1_echeverria_57_66.pdf
- Echeverría, H.E. y Sainz Rozas, H.R. (2007). Nitrógeno. En: Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos. H.E. Echeverría y García, F.O (eds). Ediciones INTA, Buenos Aires, Argentina. pp 69-97.
- Echeverría, H.E. y García, F.O. (2014). Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos No. 631.8. INTA. Disponible en: <http://www.sidalc.net/cgi-bin/wxis.exe/?IsisScript=UCC.xis&method=post&formato=2&cantidad=1&expresion=mfn=079718>
- Eickhout, B., Bouwman, A. y Zeijts, H. (2006). The role of nitrogen in world food production and environmental sustainability. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 116. 4-14. [10.1016/j.agee.2006.03.009](https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.03.009).
- Eurostat, 2013. Nutrient Budgets – Methodology and Handbook. Version 1.02. Eurostat and OECD, Luxembourg. Disponible en: https://ec.europa.eu/eurostat/documents/2393397/2518760/Nutrient_Budgets_Handbook_%28CPSA_AE_1_09%29_corrected3.pdf/4a3647de-da73-4d23-b94b-e2b23844dc31
- FAC (Fertilizar Asociación Civil). (2018). Bases estadísticas de consumo fertilizante. Disponible en: https://www.fertilizar.org.ar/?page_id=468
- Fageria, N.K y Baligar, V.C. (2005). Enhancing Nitrogen Use Efficiency in Crop Plants. *Advances in Agronomy*, 88, 97-185. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0065211305880046>
- FAO (2004). Uso de fertilizantes por cultivo en Argentina. Organización para la Agricultura y la Alimentación de las Naciones Unidas, Roma. Disponible en: http://www.fao.org/tempref/agl/agll/docs/fertuseargent_s.pdf
- FAO e ITPS (2015). Status of the World's Soil Resources (SWSR) – Main Report. Food and Agriculture Organization of the United Nations and Intergovernmental Technical Panel on Soils, Rome. Disponible en: <http://www.fao.org/3/a-bc601e.pdf>
- FAO (2018a). FAOSTAT Statistical Database. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. Disponible en: <http://faostat.fao.org>
- FAO (2018b). Nitrogen inputs from agricultural soils from livestock manure. *Integrated Crop Management*, vol. 24, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. Disponible en: <http://www.fao.org/3/I8153EN/I8153en.pdf>
- Fernández Lozano, J. (2012). La producción de hortalizas en Argentina. Caracterización del sector y zonas de producción. Secretaría de comercio Interior. Corporación del Mercado Central de Buenos Aires. 29pp. Disponible en: https://www.academia.edu/23974120/La_produccion_de_hortalizas_en_argentina
- Fischer-Kowalski, M., Krausmann, F., Giljum, S., Lutter, S., Mayer, A., Bringezu, S., Moriguchi, Y., Schütz, H., Schandl, H. y Weisz, H. (2011). Methodology and indicators of economy wide material flow accounting. State of the art and reliability across sources. *Journal of Industrial Ecology* 15(6):855-876 Disponible en: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1530-9290.2011.00366.x>
- Fixen, P., Brentrup, F., Bruulsema, T., García, F., Norton, R. y Zingore, S. (2015). Nutrient/fertilizer use efficiency: measurement, current situation and trends. *Managing water and fertilizer for sustainable agricultural intensification*, 270. Disponible en: https://www.researchgate.net/profile/Amare_Hailesslassie/post/How_can_I_assess_the_new_formula_about_N_use_efficiency/attachment/59d6445bc49f478072ead27f/AS:273811339972614@1442293118574/download/managing_water_and_fertilizer_for_sustainable_agricultural_intensification.pdf#page=20
- Flaten, D., Snelgrove, K., Halket, I., Buckley, K., Penn, G., Akinremi, W., Wiebe, B. y Tyrchniewicz, E., (2003). Acceptable Phosphorus Concentrations in Soils and Impact on the Risk of Phosphorus Transfer from Manure Amended Soils to Surface Waters: A Review of Literature for the Manitoba Livestock Manure Management Initiative Phase 1 of MLMMI Project #02-HERS-01. Disponible en: <http://www.manure.mb.ca/projects/pdfs/02-hers-01.pdf>
- Fontanetto, H., Vivas, H., Keller, O. y Llambías, F. (2001). Volatilización de amoníaco desde diferentes fuentes nitrogenadas aplicadas en trigo con siembra directa. V Congreso Nacional de Trigo, III Simposio Nacional de Cereales de siembra otoño invernal. Resúmenes. Disponible en: <https://www.agrositio.com.ar/noticia/19690-volatilizacion-de-amoniaco-desde-diferentes-fuentes-nitrogenadas-aplicadas-en-trigo-con-siembra-directa>
- Fontanetto, H., Gambaudo, S., Keller, O., Albretch, J., Merioi, G., Weder, E., Gianinetta, G. y Sillón, M. (2011). Fertilización nitrogenada en maíz. *Maíz en Siembra Directa*. Aapresid. pp. 39-42
- Fowler, D., Pilegaard, K., Sutton, M., Ambus, P., Raivonen, M., Duyzer, J., Simpson, D., Fagerli, H., Sandro, F., Schjoerring, J. & Granier, C., Neftel, A., Isaksen, I., Laj, P., Maione, M., Monks, P., Burkhardt, J., Daemmgen, U., Neiryck, J. y Erismann, J.W. (2009). Atmospheric Composition Change: ecosystems-Atmosphere Interactions. *Atmospheric Environment* 43, 5193-5267. [10.1016/j.atmosenv.2009.07.068](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.07.068).
- Gaj, R. y Bellaloui, N. (2012). Evaluation of phosphorus and nitrogen balances as an indicator for the impact of agriculture on environment: A comparison of a case study from Poland and Mississippi US. *Agricultural Sciences*, 3, 317-329. Disponible en: <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.932.9167&rep=rep1&type=pdf>

- Galloway, J.N., Aber, J.D., Erisman, J.W., Seitzinger, S.P., Howarth, R.H., Cowling, E.B. y Cosby, B.J. (2003). The nitrogen cascade. *BioScience* 53: 341–356. Disponible en: <https://academic.oup.com/bioscience/article-abstract/53/4/341/250178>
- Galloway, J.N., Dentener, F., Capone, D.G., Boyer, E., Howarth, R., Seitzinger, S., Asner, G., Cleveland, C., Green, P., Holland, E., Karl, M.D., Michaels, A., Porter, J., Townsend, A. y Vöös, C. (2004). Nitrogen Cycles: Past, Present, and Future. *Biogeochemistry*, 70, 153-226. [10.1007/s10533-004-0370-0](https://doi.org/10.1007/s10533-004-0370-0).
- García, F.O., Ciampitti, I.A., Rubio, G. y Picone, L.I. (2009). Fertilización Fosfatada en Argentina Actualidad, Manejo y Perspectivas. *Jornadas Nacionales "Sistemas Productivos Sustentables: Fósforo, Nitrógeno y Cultivos de Cobertura"*. Bahía Blanca, Argentina. Disponible en: <http://www.creaeste.org.ar/wp-content/uploads/2015/02/Garcia-Ciampitti-Rubio-Picone-Fosforo-2009.pdf>
- García, F.O y Darwich, N. (2009). La fertilización: Tecnología para sostener la productividad de nuestros suelos. In: *La Argentina 2050: La revolución tecnológica del agro. Hacia el desarrollo integral de nuestra sociedad*. D. Ricci coord.. 1a. ed. Buenos Aires. Cámara de Sanidad Agropecuaria y Fertilizantes CASAFE. pp.417-445. ISBN 978-987-1563-00-5.
- García, F.O. y González Sanjuán, M.F. (2010). Balances de nutrientes en Argentina ¿Cómo estamos? ¿Cómo mejoramos? *Informaciones Agronómicas del Cono Sur*, IPNI. 48:1-5. Disponible en: <http://www.agrosustentable.com.ar/Archivos/FernandoGarciaINPI%20y%20MFGonzalezSanjuan%20-%20Balances%20Nutrientes%202010.pdf>
- García, F. y González Sanjuan, M. (2013). La nutrición de suelos y cultivos y el balance de nutrientes: ¿Cómo estamos?. *Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica*, 9, pp.2-7. Disponible en: [http://www.ipni.net/publication/ia-lacs.nsf/o/6E55A4956F44419585257B3400548C6E/\\$FILE/2.pdf](http://www.ipni.net/publication/ia-lacs.nsf/o/6E55A4956F44419585257B3400548C6E/$FILE/2.pdf)
- García, F.O. (2016). Comunicación personal, 20 de agosto, Buenos Aires.
- García, F.O y Correndo, A.A. (2016). Cálculo de Requerimientos Nutricionales - Versión 2016. IPNI. Disponible en: <http://lacs.ipni.net/article/LACS-1024>
- García, F.O. y González Sanjuan, M.F. (2016). Consumo de fertilizantes en el mundo y en la Argentina. *Sustentabilidad de los agrosistemas y uso de fertilizantes. Orientación Grafica Editora-AACS-Fertilizar AC, Buenos Aires, Argentina*, pp.61-84. Disponible en: [http://lacs.ipni.net/ipniweb/region/lacs.nsf/e0f085ed5f091b1b852579000057902e/251e0b2ce526f8b1032580360060025a/\\$FILE/Garcia%20y%20Gonzalez%20Sanjuan%20-%20Consumo%20de%20fertilizantes%20en%20el%20mundo%20y%20en%20la%20Argentina.pdf](http://lacs.ipni.net/ipniweb/region/lacs.nsf/e0f085ed5f091b1b852579000057902e/251e0b2ce526f8b1032580360060025a/$FILE/Garcia%20y%20Gonzalez%20Sanjuan%20-%20Consumo%20de%20fertilizantes%20en%20el%20mundo%20y%20en%20la%20Argentina.pdf)
- Gardi, C., Angelini, M., Barceló, S., Comerma, J., Cruz Gaistardo, C., Encina Rojas, A., Jones, A., Krasilnikov, P., Mendonça Santos Brefin, M.L., Montanarella, L. y Muñiz Ugarte, O. (2014). *Atlas de suelos de America Latina y el Caribe*. Luxembourg: Comisión Europea, Oficina de Publicaciones de la Unión Europea, 2014. Disponible en: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/1001699/1/ATLASLAC.pdf>
- Gelati, P.R. y Vázquez, M.E. (2008). Extracción agrícola de bases en el norte de la provincia de Buenos Aires, Argentina: costo de su remediación e implicancias económicas. *Revibec: revista iberoamericana de economía ecológica*, 7, 117-129. Disponible en: <https://www.raco.cat/index.php/Revibec/article/view/87238>
- Giancola, S.I., Salvador, M.L., Covacevich, M. y Iturrioz, G. (2009). Análisis de la cadena de soja en la Argentina. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, 117p. Estudios socioeconómicos de los sistemas agroalimentarios y agroindustriales. Disponible en: <http://www.sidalc.net/cgi-bin/wxis.exe/?IisScript=agrisa.xis&method=post&formato=2&cantidad=1&expresion=mfn=00445>
- Gliessman, S.R. (2002). Agroecología. Procesos ecológicos en agricultura sostenible. Turrialba, C.R.: CATIE
- Herridge, D.F., Peoples, M.B. y Boddey, R.M. (2008). Global inputs of biological nitrogen fixation in agricultural systems. *Plant Soil* 311, 1–18. <https://doi.org/10.1007/s11104-008-9668-3>
- Holland, E., Dentener, F., Braswell, B. y Sulzman, J. (1999). Contemporary and pre-industrial global reactive nitrogen budgets. *Biogeochemistry*, 46, 7–43. Disponible en: <https://link.springer.com/article/10.1023/A:1006148011944>
- Howarth, R.W., Boyer, E., Pabich, W. y Galloway, J. (2002). Nitrogen use in the United States from 1961–2000, and estimates of potential future trends. *Ambio* 31:88–96. Disponible en: <https://bioone.org/journals/ambio-a-journal-of-the-human-environment/volume-31/issue-2/0044-7447-31.2.88/Nitrogen-Use-in-the-United-States-from-19612000-and-Potential/10.1579/0044-7447-31.2.88.short>
- IFA (International Fertilizer Association) (2018). Fertilizer consumption database. Disponible en: <http://ifadata.fertilizer.org/ucSearch.aspx>
- INDEC (Instituto Nacional de Estadísticas y Censos) (2004). Censo Nacional Agropecuario 2002. Ministerio de Economía y Producción de la República Argentina, Buenos Aires. Disponible en: <https://www.indec.gob.ar/>
- INDEC (Instituto Nacional de Estadísticas y Censos) (2008). Censo Nacional Agropecuario. Ministerio de Economía y Producción de la República Argentina. Disponible en: <https://www.indec.gob.ar/>
- INDEC (Instituto Nacional de Estadísticas y Censos) (2018). Estadísticas de Comercio Exterior. Ministerio de Economía y Producción de la República Argentina. Disponible en: <https://www.indec.gob.ar/indec/web/Nivel3-Tema-3-2>
- INTA (Instituto Nacional de tecnología Agropecuaria) (2018). GeoINTA. Disponible en: <http://www.geointa.inta.gob.ar/2013/05/26/suelos-de-la-republica-argentina/>

- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2006). Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Vol.4, Ch. 10, Annex 10A.2 Tabs. 10A-4 to 10A-9. Disponible en: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html>
- Johnston, A.E. y Syers, J.K. (2009). A new approach to assessing phosphorus use efficiency in agriculture. *Better Crops*, 93(3), pp.14-16. Disponible en: http://umanitoba.ca/faculties/afs/MAC_proceedings/proceedings/2009/Fixen_Johnston_Syers_BC.pdf
- Ladha, J., Pathak, D.S., Krupnik, T., Six, J. y Kessel, C. (2005). Efficiency of Fertilizer Nitrogen in Cereal Production: Retrospects and Prospects. *Advances in Agronomy*, 87, 85-156. [10.1016/S0065-2113\(05\)87003-8](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(05)87003-8).
- Larney, F., Buckley, K., Hao, X. y McCaughey, P.W. (2006). Fresh, Stockpiled, and Composted Beef Cattle Feedlot Manure. *Journal of Environment Quality*. 35. 2439. [10.2134/jeq2006.0002er](https://doi.org/10.2134/jeq2006.0002er).
- Lavado, R.S. (1983). Evaluación de la relación entre composición química del agua de lluvia y el grado de salinidad y sodicidad de distintos suelos. *Revista Facultad de Agronomía*, 4, pp.135-139. Disponible en: <https://core.ac.uk/download/pdf/144234756.pdf>
- Lavado, R.S. y Taboada, M.A. (2009). The Argentinean Pampas: A key region with a negative nutrient balance and soil degradation needs better nutrient management and conservation programs to sustain its future viability as a world agresource. *Journal of Soil and Water Conservation*, 64(5), pp.150A-153A. Disponible en: <http://www.jswconline.org/content/64/5/150A.short>
- López, F.M., Duval, M.E., Martínez, J.M. y Galantini, J.A. (2015). Cobertura en el sudoeste bonaerense en suelos bajo siembra directa. Disponible en: <https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/11575>
- MacDonald, G.K., Bennett, E.M., Potter, P.A. y Ramankutty, N. (2011). Agronomic phosphorus imbalances across the world's croplands. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108, 3086-3091. <https://doi.org/10.1073/pnas.1010808108>
- Mascarini, L., Lorenzo, G.A. y Follati, A. (2011). Sistemas de producción vegetal intensiva I. Ed. UNAJ. ISBN 978-987-2794-1-1. 168pp.
- Melgar, R.J., M. Diaz Zorita y Caamaño, A. (1998). Sulfur - Another nutrient to consider in cereal fertilization in pampean Argentina. XV International Soil Science Congress. Montpellier, France 1998.
- Melgar, R.J., Lavandera, J. y Camozzi, M. (2002). Elemental Sulfur as Nutrient for Crops in the Pampean Mollisols of Argentina. XVI International Soil Science Congress. Bangkok, Thailand 2002.
- MH (Ministerio de Hacienda) (2017). Informe de la cadena de valor. Oleaginosas. Ministerio de Hacienda de la República Argentina. Disponible en: https://www.economia.gob.ar/peconomica/docs/2017/SSPMicro_Cadena_de_Valor_Oleaginosa.pdf
- MH (Ministerio de Hacienda) (2018). Informe de la cadena de valor. Limón. Ministerio de Hacienda de la República Argentina. Disponible en: https://www.economia.gob.ar/peconomica/docs/2018/SSPMicro_Cadenas_de_valor_Limon.pdf
- MH (Ministerio de Hacienda) (2019). Informes de Cadena de Valor. Maíz. Ministerio de Hacienda de la República Argentina. Disponible en: https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/ssp_micro_cadenas_de_valor_maiz.pdf
- MHFP (Ministerio de Hacienda y Finanzas Públicas) (2016a). Informe de la cadena de valor. Legumbres. Ministerio de Hacienda y Finanzas Públicas de la República Argentina. Disponible en: https://www.economia.gob.ar/peconomica/docs/SSPE_Cadenas_de_valor_Legumbres.pdf
- MHFP (Ministerio de Hacienda y Finanzas Públicas) (2016b). Informe de la cadena de valor. Frutícola - Manzana y Pera. Ministerio de Hacienda y Finanzas Públicas de la República Argentina. Disponible en: https://www.economia.gob.ar/peconomica/docs/Complejo_fruta_pepita.pdf
- MinAgri (2018). Sistema Integrado de Información Agropecuaria (SIIA). Ministerio de Agroindustria de la República Argentina. Disponible en: http://www.sii.gov.ar/sst_pcias/estima/estima.php
- MinEdu (2010). La Horticultura en la Argentina. Instituto Nacional de Educación Tecnológica. Disponible en: http://catalogo.inet.edu.ar/files/pdfs/info_sectorial/horticultura-informe-sectorial.pdf
- Morábito, J.A., Salatino, S.E., Hernández, R. y Mirábito, C. (2014). Identificación de potenciales nuevas áreas de regadíos y áreas de riego complementario en las cuencas de la zona noreste de Argentina. Determinación de demandas hídricas de modelos productivos. *Reunión Internacional de Riego*. 4. 2014 10 15-16, 15-16 de octubre 2014. Manfredi, Córdoba. AR.
- Morello, J., Matteucci, S.D., Rodríguez, A.F. y Silva, M.E. (2012). Ecorregiones y Complejos Ecosistémicos Argentinos. Buenos Aires: Editorial Orientación Gráfica Argentina; 2012.
- Morrás, H.J.M. (1983). Composición química de las aguas de lluvia en el area de Castelar (provincia de Buenos Aires). *IDIA, informativo de investigaciones agricolas*.
- Moscatelli, G. y Pazos, M.S. (2000). Soils of Argentina: nature and use. *April*, pp.17-22. Disponible en: <https://pdfs.semanticscholar.org/6b8f/3889817e93af97cef808679of32efd980b15.pdf>
- Mueller, J. (2013). El mejoramiento genético de ovinos en Argentina. Primer Congreso Panamericano de ovinos. Querétaro, México, 20-22 de marzo. Disponible en: <http://agro.unc.edu.ar/~mejoramientoanimal/wp-content/uploads/2014/10/Mueller-2013Progreso.pdf>
- Nishio, T., Li, X. y Komada, M. (2002). Comparison of fate of nitrogen applied to 4 different kinds of soils with particular reference to denitrification. *Soil Science and Plant Nutrition* 48. 307-313. [10.1080/00380768.2002.10409206](https://doi.org/10.1080/00380768.2002.10409206).

- Norton, R., Davidson, E. y Roberts, T. (2015). Nitrogen use efficiency and nutrient performance indicators. *Global Partnership on Nutrient Management*. Disponible en: <http://wedocs.unep.org/handle/20.500.11822/10750>
- Odum, H.T. (1984). Energy analysis of the environmental role in agriculture. pp. 24-51 in *Energy and Agriculture*, G. Stanhill, ed. Springer-Verlag, Berlin. 192 pp. Disponible en: https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-642-69784-5_3
- OECD y EUROSTAT. (2007). Gross Nitrogen Balances. Handbook. Organisation for Economic Co-operation and Development and Eurostat (EU). Disponible en: <https://www.oecd.org/greengrowth/sustainable-agriculture/40820234.pdf>
- Oenema, O., Kros, H. y Vries, W. (2003). Approaches and Uncertainties in Nutrient Budgets: Implications for Nutrient Management and Environmental Policies. *European Journal of Agronomy* 20, 3-16. [10.1016/S1161-031003000674](https://doi.org/10.1016/S1161-031003000674).
- OFN (Observatorio Forrajero Nacional) (2013). Sistema nacional de diagnóstico, planificación, seguimiento y prospección forrajera en sistemas ganaderos. Disponible en: <http://produccionforrajes.org.ar/>
- Palma, R.M., Rímolo, M., Saubidet, M.I. y Conti, M.E. (1997). Influence of tillage system on denitrification in maize cropped soils. *Biology and Fertility of Soils*, 25: 142-146. Disponible en: <https://link.springer.com/article/10.1007/s003740050294>
- Palma, R.M., Saubidet, M.I., Rimolo, M. y Utsumi, J. (1998). Nitrogen losses by volatilization in a corn crop with two tillage systems in the Argentine Pampa. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 29, 2865-2879. <https://doi.org/10.1080/00103629809370161>
- Palma, R.M., Kietzmann, D.A., Bressan, G.S., Martín-Chivelet, J., López-Gómez, J., Farias, M.E. e Iglesia Llanos, M.P. (2013). Peri-tidal cyclic sedimentation from La Manga Formation (Oxfordian), Neuquén Basin, Mendoza, Argentina. *Journal of South American Earth Sciences* 47, 1-11. doi: [10.1016/j.jsames.2013.05.008](https://doi.org/10.1016/j.jsames.2013.05.008)
- Panigatti, J. L. (2010). Argentina 200 Años, 200 Suelos. Buenos Aires: INTA. Ed. INTA Buenos Aires. 345 pp. Disponible en: <http://www.sidalc.net/cgi-bin/wxis.exe/?IscScript=agrisa.xis&method=post&formato=2&cantidad=1&expresion=mf=004585>
- Pengue, W.A. (2009). *Fundamentos de economía ecológica: bases teóricas e instrumentos para la resolución de los conflictos sociedad naturaleza*. Editorial Kaicron Kaicron, 367 p.
- Perticari, A., Puente, M., Echegaray, R. y Piccinetti C. (2007). Uso eficiente de los inoculantes y de la fijación biológica de nitrógeno. De la biología del Suelos a la Agricultura, pp.277-291. Río Cuarto.
- Pietragalia, V. y Corso, M.L., 2008. Proyecto de evaluación de la degradación de tierras de zonas áridas (LADA). Informe de avance a escala local. Secretaría de Medio Ambiente de la Nación, Argentina.
- Picone, L.I., Videla, C., Picaud, C.L., García, F.O. y Rizzalli, R.H. (2014). Denitrification in a Soil under Wheat Crop in the Humid Pampas of Argentina. *OJSS* 4, 312-322. <https://doi.org/10.4236/ojss.2014.49033>
- Piñeiro, D.E. (1999). Trabajadores Rurales y Flexibilización Laboral. El caso de Uruguay. In: Empleo Rural en Tiempos de Flexibilidad. S. Aparicio y R. Benencia (Eds.). Buenos Aires: La Colmena. pp: 29-81.
- Piñeiro, G., Jobbágy, E.G., Jackson, R.B., Santoni, C.S., Portela, S.I. y Di Bella, C. (2007). RP-RainNet: The Rio de la Plata Atmospheric Deposition Network. Set up and Preliminary Results. In *AGU Spring Meeting Abstracts*. Disponible en: <http://adsabs.harvard.edu/abs/2007AGUSM.B33A..07P>
- Portela S.I., A.E. Andriulo, M.C. Sasal, B. Mary y Jobbágy, E.G. (2006). Fertilizer vs. organic matter contributions to nitrogen leaching in cropping systems of the Pampas: 15N application in field lysimeters. *Plant and Soil* 289: 265-277.
- Racca, R., Collino, D., Dardanelli, J., Basigalup, D., Gonzalez, N., Brenzoni, E., Hein, N. y Balzarini, M., (2001). Contribución de la Fijación Biológica de Nitrógeno a la Nutrición Nitrogenada de la Alfalfa en la Región Pampeana. INTA. Disponible en: <https://forratec.com.ar/uploads/191-20180215162608-pdfEs.pdf>
- Rago, A., Erazzu, L., Cafrune, E., Mayol, M., Bongiovanni, R., Sopena, A., Etchart, V., Acreche, M. y Valeiro, A. (2013). El cultivo de maní en el Programa Nacional de Cultivos Industriales del INTA. *Jornada Nacional de Maní*. 28. 2013 09 19, 19 de setiembre 2013. General Cabrera, Córdoba. AR. <http://www.ciacabrera.com.ar/docs/JORNADA%2028/17-%20RAGO.pdf>
- Rearte, D. (2007). Situación actual y prospectiva de la producción de carne vacuna. Documento SAGPyA/INTA.
- Rimski-Korsakov, H., Rubio, G. y Lavado, R.S. (2004). Potential nitrate losses under different agricultural practices in the pampas region, Argentina. *Agricultural Water Management* 65, 83-94. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378377403002208>
- Rimski-Korsakov, H., Rubio, G., Pino, I. y Lavado, R.S. (2008). Destino del nitrógeno del fertilizante en un cultivo de maíz. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur*, 39, 1-5. Disponible en: [http://www.ipni.net/publication/ia-lacs.nsf/0/E753B6895A8029FC8525799500775BBC/\\$FILE/1.pdf](http://www.ipni.net/publication/ia-lacs.nsf/0/E753B6895A8029FC8525799500775BBC/$FILE/1.pdf)
- Rimski-Korsakov, H., Rubio, G. and Lavado, R.S. (2009). Effect of water stress in maize crop production and nitrogen fertilizer fate. *Journal of plant nutrition*, 32(4), pp.565-578. Disponible en: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/01904160802714961>
- Rimski-Korsakov, H., Rubio, G. y Lavado, R.S. (2012). Fate of the nitrogen from fertilizers in field-grown maize. *Nutr Cycl Agroecosyst* 93, 253-263. Disponible en: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10705-012-9513-1>

- Rimski-Korsakov, H., Alvarez, C.R. y Lavado, R.S. (2014). Cover crops in the agricultural systems of the Argentine Pampas. *Journal of Soil and Water Conservation*, 70(6), 134A-140A. Disponible en: <http://www.jswnonline.org/content/70/6/134A.short>
- Roberts, T.L. (2009). The role of fertilizer in growing the world's food. *Better crops*, 93(2), pp.12-15. Disponible en: [http://www.ipni.net/publication/bettercrops.nsf/0/D21DBC864569368D85257980006FC3DB/\\$FILE/Better%20Crops%202009-2%20p12.pdf](http://www.ipni.net/publication/bettercrops.nsf/0/D21DBC864569368D85257980006FC3DB/$FILE/Better%20Crops%202009-2%20p12.pdf)
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin III, F.S., Lambin, E.F., Lenton, T.M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H.J. y Nykvist, B. (2009). A safe operating space for humanity. *Nature*, 461(7263), p.472. Disponible en <https://www.nature.com/articles/461472a>
- Rossanigo, C.E, Arano, A. y Rodríguez Vázquez, G. (2012). Stock de ganado bovino. Mapas de existencias e indicadores ganaderos. INTA-SENASA. Disponible en: <http://inta.gob.ar/documentos/stock-2012-del-ganadobovino.-mapas-de-existencias-e-indicadores-ganaderos>
- Roy, R.N., Misra, R.V., Lesschen, J.P. y Smaling, E.M. (2003). Assessment of soil nutrient balance. *Approaches and Methodologies, FAO Fertilizer and Plant Nutrition Bulletin*, 14. Disponible en: https://www.researchgate.net/profile/Anoop_Srivastava7/post/How_much_of_nutrients_lost_through_leaching_in_various_types_of_Indian_soils/attachment/59d63b4579197b8077998517/AS%3A409790976151553%401474713190865/download/y5066e00.pdf
- Rubio, G. y Lavado, R.S. (1994). Non-exchangeable ammonium behavior of a grassland soil of the flooding Pampa under water logging. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 25: 2455-2465. Disponible en: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/00103629409369199>
- Sainz Rozas, H.R, Echeverría, H.E., Studdert, G.A. y Andrade, F.H. (1999). No-till maize N uptake and yield: Effect of urease inhibitor and application time. *Agronomy Journal*, 91: 950-955. Disponible en: <https://dl.sciencesocieties.org/publications/aj/abstracts/91/6/950>
- Sainz Rozas, H.R., Echeverría, H.E. y Picone, L. (2001). Denitrification in maize under no-tillage: Effect of nitrogen rate and application time. *Soil Science Society of America Journal*, 65, 1314-1323. Disponible en: <https://dl.sciencesocieties.org/publications/sssaj/abstracts/65/4/1314>
- Sainz Rozas, H.R., Echeverría, H.E. y Barbieri, P.A. (2004). Nitrogen balance as affected by application time and nitrogen fertilizer rate in irrigated no-tillage maize. *Agron. J.* 96:1622-1631. Disponible en: <https://dl.sciencesocieties.org/publications/aj/abstracts/96/6/1622>
- Sainz Rozas, H., Echeverría, H. y Angelini, H. (2011). Fósforo extractable en suelos agrícolas de las regiones Pampeana y extrapampeana de Argentina. *Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica*, 4, pp.14-18. Disponible en: [http://www.ipni.net/publication/lacs.nsf/0/6D8FCB6FAE2CE012852579820073471F/\\$FILE/14.pdf](http://www.ipni.net/publication/lacs.nsf/0/6D8FCB6FAE2CE012852579820073471F/$FILE/14.pdf)
- Sainz Rozas, H., Eyherabide, M., Echeverría, H.E., Barbieri, P., Angelini, H., Larrea, G.E., Ferraris, G.N. y Barraco, M. (2013). ¿Cuál es el estado de la fertilidad de los suelos argentinos?. En *Simposio Fertilidad 2013. IPNI Cono Sur-Fertilizar, Rosario, Mayo 2013. Int. Inst.* Disponible en: <https://ruralnet.com.ar/wp-content/uploads/2017/10/inta.estado-fertilidad-suelos-argentinos.pdf>
- Salvagiotti, F. (2005). Cuantificación de las pérdidas de nitrógeno por volatilización y su efecto en el rendimiento del cultivo de maíz. EEA INTA Oliveros. Convenio INTA Oliveros - Profertil, 2004/05
- Salvagiotti, F., Collino, D.J., Peticari, A., Piccinetti, C., Ovando, G., Urquiaga, S. y Racca, R.W. (2015). El aporte de la fijación biológica de nitrógeno en el cultivo de soja en Argentina. *Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica*. Disponible en: <https://inta.gob.ar/sites/default/files/inta-16.fijacion-biologica-nitrogeno-en-soja-argentina.pdf>
- Sarandón, S.J. (2002). El desarrollo y uso de indicadores para evaluar la sustentabilidad de los agroecosistemas, en: *Agroecología. El camino hacia una agricultura sustentable*. Cap. 20:393-414. La Plata, Argentina: Ediciones Científicas Americanas. Disponible en: <http://wp.ufpel.edu.br/consagro/files/2010/10/SARANDON-cap-20-Sustentabilidad.pdf>
- Schlesinger, W.H. (2000). Carbon sequestration in soils: Some caution amidst optimism. *Agric. Ecosyst. Environ.* 82:121-127. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167880900002218>
- Seinfeld, J.H. y Pandis, S.N. (2006). *Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change*. 2nd Edition, John Wiley & Sons, New York. Disponible en: https://books.google.fr/books?hl=en&lr=&id=n_RmCgAAQBAJ&oi=fnd&pg=PR5&dq=Atmospheric+Chemistry+and+Physics:+From+Air+Pollution+&ots=gRLbFRpbIP&sig=K9XgxJnuJxElboVFRXoCyUcMPjU#v=onepage&q=Atmospheric%20Chemistry%20and%20Physics%3A%20From%20Air%20Pollution&f=false
- Selles, F., Campbell, C., P.Zentner, R., Curtin, D., C. James, D. y Basnyat, P. (2011). Phosphorus use efficiency and long-term trends in soil available phosphorus in wheat production systems with and without nitrogen fertilizer. *Canadian Journal of Soil Science*. 91. 39-52. 10.4141/cjss10049. Disponible en: <https://www.nrcresearchpress.com/doi/abs/10.4141/CJSS10049>
- Sheldrick, F., Syers, W., Syers, K. y Lingard, J. (2002). A conceptual model for conducting nutrient audits at national, regional, and global scales. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 62. 61-72. 10.1023/A:1015124930280. Disponible en: <https://link.springer.com/article/10.1023/A:1015124930280>

- Slafer, G. y Satorre, E. (1999). An introduction to the physiological-ecological análisis of wheat yield. In: Satorre, E. y Slafer, G. Wheat: Ecology and physiology of yield determination. The Harworth Press Inc. New York. pp 3-13. Disponible en: <https://books.google.fr/books?hl=en&lr=&id=GlmkpdPjfooC&oi=fnd&pg=PA3&dq=An+introduction+to+the+physiological-ecological+an%C3%A1lisis+of+wheat+yield&ots=qPaVAq1cAi&sig=B6PuXsWxmspyvAa2oH9HD87UBmM#v=onepage&q=An%20introduction%20to%20the%20physiological-ecological%20an%C3%A1lisis%20of%20wheat%20yield&f=false>
- Sly, M.J.H. (2017). The Argentine portion of the soybean commodity chain. *Palgrave Communications*, 3, p.17095. Disponible en: <https://www.nature.com/articles/palcomms201795>
- Smaling, E.M.A. y Fresco, L.O. (1993). A decision-support model for monitoring nutrient balances under agricultural land use (NUTMON). *Geoderma*, 60(1-4): 235-256. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/001670619390029K>
- Snyder, C.S. y Bruulsema, T. (2007). Nutrient use efficiency and effectiveness in North America: Indices of Agronomic and Environmental Benefit. Norcross, International Plant Nutrition Institute. Disponible: [http://www.ipni.net/ipniweb/portal.nsf/e0f085ed5f091b1b852579000057902e/d58a3c2deca9d7378525731e006066d5/\\$FILE/Revised%20NUE%20update.pdf](http://www.ipni.net/ipniweb/portal.nsf/e0f085ed5f091b1b852579000057902e/d58a3c2deca9d7378525731e006066d5/$FILE/Revised%20NUE%20update.pdf)
- Stoorvogel, J.J. y Smaling, E.M.A. (1990). Assessments of Soil Nutrient Depletion in sub-Saharan Africa 1983–2000. Report28. The Winand Staring Center for Integrated Land, Soil and Water Research SC-DLO, Wageningen. Disponible en: <https://library.wur.nl/WebQuery/wurpubs/fulltext/305170>
- Stoorvogel, J.J., Smaling, E.M. y Janssen, B.H. (1993). Calculating soil nutrient balances in Africa at different scales. *Fertilizer research*, 35(3), pp.227-235. Disponible en: <https://link.springer.com/article/10.1007/BF00750641>
- Syers, J.K., Johnston, A.E. y Curtin, D. (2008). Efficiency of Soil and Fertilizer Phosphorus: Reconciling Changing Concepts of Soil Phosphorus Behaviour with Agronomic Information. *FAO Fertilizer and Plant Nutrition Bulletin* 18, 108. FAO: Rome.
- Syers, K., Bekunda, M., Cordell, D., Corman, J., Johnston, J., Rosemarin, A. y Salcedo, I. (2011). Phosphorus and food production, in: UNEP, editor. *UNEP Year Book 2011. Emerging issues in our environment*. New York, UNEP, pp. 34–45. Disponible en: <https://books.google.fr/books?hl=en&lr=&id=X8lomfOITqwC&oi=fnd&pg=PA21&dq=UNEP+Year+Book+2011.+Emerging+issues+in+our+environment&ots=C9NXInTQM9&sig=zNkyV9VzP5SAK056iVi7vO6FzM4#v=onepage&q=UNEP%20Year%20Book%202011.%20Emerging%20issues%20in%20our%20environment&f=false>
- UNC (2018). International Trade Statistics. United Nations Comtrade. Disponible en: <https://comtrade.un.org/pb/>
- USDA (2018). Production, Supply and Distribution Data, Foreign Agricultural Service, United States Department of Agriculture. Disponible en: <https://apps.fas.usda.gov/psdonline/app/index.html#/app/home>
- Valeiro, A.H. (2016). ¿Qué son los cultivos industriales? Disponible en: <https://inta.gob.ar/documentos/bfque-son-los-cultivos-industriales>
- Van Noordwijk, M. (1999). Productivity of intensified crop-fallow rotations in the Trenbath model. *Agroforestry Systems*, 47: 223-237. Disponible en: <https://link.springer.com/article/10.1023/A:1006223715411>
- Viglizzo, E.F., Lértora, F., Pordomingo, A.J., Bernardos, J.N., Roberto, Z.E. y Del Valle, H. (2001). Ecological lessons and applications from one century of low external-input farming in the pampas of Argentina. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 83, 65–81. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/S0167-88090000155-9>
- Viglizzo, E.F., Pordomingo, A.J., Castro, M.G. y Lertora, F.A. (2003). Environmental Assessment of Agriculture at a Regional Scale in the Pampas of Argentina. *Environmental monitoring and assessment*, 87: 169-95. 10.1023/A:1024654316879.
- Viglizzo, E. y Jobbágy, E.G. (eds). (2010). *Expansión de la frontera agropecuaria en Argentina y su impacto ecológico-ambiental*. Buenos Aires: Ediciones INTA. Disponible en: http://catalog.ipbes.net/system/assessment/3/references/files/16/original/50_Argentina_Expansi%C3%B3n_Frontera_Agropecuaria_2010.pdf?1346944833
- Wei, X., Lyu, S., Yu, Y., Wang, Z., Liu, H., Pan, D. y Chen, J. (2017). Phylloremediation of Air Pollutants: Exploiting the Potential of Plant Leaves and Leaf-Associated Microbes. *Frontiers in Plant Science* 8: 1318. 10.3389/fpls.2017.01318.
- Wyngaard, N. (2017). Comunicación personal, septiembre de 2017.
- Zamora M.S., Costa, J.L., Echeverría, H.E. y Báez, A.. 2005. Lavado de nitrógeno en un cultivo de maíz en tres Arroyos, Buenos Aires. VIII Congreso Nacional de Maíz. Rosario. 16-18 de Noviembre de 2005. Actas: 182-185.

III. Metabolismo de nutrientes de la agricultura extensiva

III.1 Introducción

El cultivo extensivo de cereales, oleaginosas, cultivos industriales y leguminosas para grano se lleva a cabo en la superficie arable, un área de cosecha anual aproximada a los 33 Mha año⁻¹ (FAO, 2018a; MinAgri, 2018). Los primeros dos grupos son los dominantes en cuanto a la proporción ocupada, tanto como el 61% (oleaginosas) y el 33% (cereales) de la superficie con cultivos extensivos, respectivamente, siguiendo en orden de importancia los cultivos industriales (5%) y las leguminosas graníferas (1%).

Históricamente, la producción agrícola extensiva en Argentina se ha caracterizado por una baja reposición de nutrientes mediante fertilización, oscilante entre el 20 al 60% de la cantidad extraída por los cultivos más importantes (*e.g.* soja, trigo, maíz, girasol) (García y González Sanjuán, 2010; 2013; 2016). Las dosis de aplicación para todos los nutrientes son muy inferiores al promedio mundial (García y Díaz-Zorita, 2015; Heffer, 2017), siendo Argentina uno de los países de menor consumo fertilizante de América Latina (FAO e ITPS, 2015). Esta situación ha contribuido a la degradación de los suelos por pérdida de fertilidad (Pengue *et al.*, 2014).

Diversos autores han realizado estimaciones del balance de nutrientes para los cultivos extensivos en Argentina. En muchos casos (Cruzate y Casas, 2003; Gelati y Vázquez, 2008; Iglesias *et al.*, 2008; Cabrini y Calcaterra, 2009; García y Vázquez, 2011; Cruzate y Casas, 2012), la estimación ha considerado sólo los flujos del uso fertilizante y la salida por cosecha, que refiere al indicador de Balance Parcial de Nutrientes (García y González Sanjuán, 2013). Otros han incorporado más flujos, como la fijación biológica (FBN) (Viglizzo *et al.*, 1995; 2001; 2003; Frank y Viglizzo, 2010; Manchado, 2010; Ghida Daza, 2013; Mancassola y Casanova, 2015 [este para el caso de Uruguay]; Abonna, 2017; Cruzate y Casas, 2017), algunos pocos también incluyendo la deposición atmosférica (DA) (Viglizzo *et al.*, 2003; 2011; Cano y Cabrini, 2015; Álvarez *et al.*, 2016). En la mayoría de estos trabajos, los análisis sólo han comprendido los cinco o seis cultivos de mayor predominancia (*i.e.* soja, trigo, maíz, girasol, sorgo), enfocándose en la región pampeana (o una zona de influencia contenida dentro de esta región), principalmente para los casos del N, P y K, incorporando sólo en algunas ocasiones otros elementos como el S, Ca o Mg. La gran mayoría son también análisis para campañas agrícolas específicas.

Los dos estudios más integrales corresponden a Viglizzo *et al.* (2011) y Álvarez *et al.* (2016). En el primero, se ofrece un estudio de amplio alcance espacial (63% del territorio) para tres períodos temporales (1960; 1986-90; 2001-05), abarcando 399 distritos en las regiones de las Yungas, Espinal, Chaco, Pampas, Bosques Atlánticos, Esteros del Iberá e Islas del Delta de Paraná. En él se evalúan los balances de N y P, incluyendo los flujos de ingreso por F, FBN, DA (sólo para N) y suplementos animales; y las salidas por cosecha (trigo, maíz, arroz, soja, lino, girasol, avena, centeno, caña de azúcar y algodón), erosión y emisión gaseosa. En el segundo, circunscripto a la región pampeana, el periodo temporal es continuo entre 1870 y 2010, para los casos del N, P y S, tomando como entradas F, FBN (en soja y pasturas de alfalfa), DA y suplementos; y como salidas la cosecha (trigo, soja, maíz, lino y girasol). Por su parte, el balance de los micronutrientes ha sido muy poco estudiado, habiéndose encontrado sólo en dos trabajos de balances: uno para el caso del B en los cultivos principales, para la campaña 2001/02 (Cruzate y Casas, 2003); otro para los casos del B, Zn, Fe y Mn, también en los cultivos principales (*i.e.* soja, maíz, trigo, girasol), durante la campaña 2010/11 en el centro sur de Santa Fe (Manila *et al.*, 2013).

En este apartado, se persiguió el objetivo de caracterizar el metabolismo de nutrientes de la producción agrícola extensiva entre 1961 y 2015, para los casos de N, P, K, S, Ca, Mg, B y Zn, considerando 26 cultivos extensivos, entre cereales, oleaginosas, cultivos industriales y legumbres graníferas. Como objetivos específicos, se buscó (i) cuantificar la extracción y el balance de nutrientes de la agricultura extensiva; (ii) caracterizar su evolución temporal y distribución espacial, y (iii) evaluar la performance de los indicadores de uso. Las hipótesis particulares en el marco de este capítulo fueron: (i) que la agricultura extensiva describe la mayor magnitud de extracción y déficit nutriente de entre todas las actividades, (ii) que ambas variables (extracción y déficit) han evolucionado de manera incremental, acrecentando un déficit acumulado, (iii) que la fertilización juega un rol menor en cuanto al ingreso nutriente, mientras que la FBN es el flujo más predominante, y (iv) que la soja es el cultivo más extractivo y más deficitario.

III.2 Metodología

Producción de biomasa

Para dilucidar los flujos y balances de nutrientes de la producción agrícola extensiva, se tuvo en cuenta la producción histórica de biomasa de 26 cultivos extensivos, incluyendo cereales, oleaginosas, cultivos industriales y leguminosas para grano (Tabla 3). Para todos los cultivos,

se cotejaron los datos de superficie cosechada y producción de biomasa para cada campaña agrícola durante el período entre 1961 y 2015, que fueron tomados de FAO (2018a) y MinAgri (2018a).

El contenido de agua de los distintos productos de cosecha determina los niveles de otros componentes (Greenfield y Southgate, 2003). Para realizar un análisis consistente entre productos de cosecha muy diversos, se estimaron todos los montos de biomasa en base seca (0% H₂O). En las bases estadísticas fuente, los datos de biomasa, consignados 'en base fresca', fueron convertidos a biomasa seca utilizando los porcentajes de humedad en base a los estándares comerciales de cada producto; éstos se indican en la Tabla A1 (Anexo).

Grupo	Especie	Código	Nombre científico
Cereales	Alpiste	AP	<i>Phalaris arundinacea</i>
	Avena	AV	<i>Avena sativa</i>
	Arroz	AZ	<i>Oryza sativa</i>
	Cebada	CD	<i>Hordeum vulgare</i>
	Centeno	CT	<i>Secale cereale</i>
	Mijo	MJ	<i>Panicum miliaceum</i>
	Maíz	MZ	<i>Zea mays</i>
	Sorgo	SG	<i>Sorghum bicolor</i>
	Trigo candeal	TR	<i>Triticum durum</i>
Oleaginosas	Cártamo	CM	<i>Carthamus tinctorius</i>
	Colza	CZ	<i>Brassica napus</i>
	Girasol	GS	<i>Helianthus annuus</i>
	Lino	LN	<i>Linum usitatissimum</i>
	Soja	SJ	<i>Glycine max</i>
Cultivos	Algodón	AG	<i>Gossypium spp.</i>
Industriales	Caña de azúcar	CA	<i>Saccharum officinarum</i>
	Mandioca	MC	<i>Manihot esculenta</i>
	Maní	MN	<i>Arachis hypogaea</i>
	Tabaco	TB	<i>Nicotiana tabacum</i>
	Té	TE	<i>Camellia sinensis</i>
	Tung	TG	<i>Aleurites cordata</i>
	Yerba mate	YM	<i>Ilex paraguayensis</i>
Legumbres	Arveja seca	ARS	<i>Pisum sativum</i>
	Garbanzo	GZ	<i>Cicer arietinum</i>
	Lenteja	LJ	<i>Lens culinaris</i>
	Poroto seco	PS	<i>Phaseolus vulgaris</i>

Tabla 3. Agricultura extensiva. Cultivos comprendidos en el análisis metabólico de nutrientes.

Flujos y balances de nutrientes

a) Flujos de ingreso

Los flujos de ingreso de nutrientes considerados en la producción de cultivos agrícolas extensivos fueron: la fertilización mineral (F), la deposición atmosférica (DA) y la fijación biológica (FBN).

Los datos de consumo nutriente de N, P y K mediante fertilización mineral para todo el periodo fueron tomados de la base estadística de IFA (2018). Para el caso de S, ausente en las estadísticas de IFA, se utilizaron informes anuales de fuentes locales (FAC, 2018), junto con información provista por consultores expertos (Torres Duggan, M., 2017 [com. pers.]). El consumo local de fertilizantes azufrados con anterioridad a 1993 fue considerado irrelevante (FAO, 2004). Para los demás nutrientes (Mg, Ca, B y Zn), cuya práctica de fertilización es de muy reducido alcance en la producción agrícola local, no se contó con datos de uso fertilizante y fueron desestimados. El uso fertilizante por cultivo fue tomado para cada año a partir de la información publicada disponible y la consulta a expertos (FAO/IFA/IFDC, 1992; 1996; 1999; 2002; FAO, 2004; García y Darwich, 2009; Heffer, 2009, 2013; García y González Sanjuán, 2010; Rosas, 2012; BCBA, 2013, 2015, 2016; González Sanjuán *et al.*, 2013; Melgar y Torres Duggan, 2014; García, F., 2016, [com. pers.]; Heffer *et al.*, 2017; Torres Duggan, M., 2018 [com. pers.]; FAC, 2018). Para los años en que no se contó con la proporción detallada de consumo fertilizante, se asumió que los cereales, oleaginosas y cultivos industriales consumieron el 90% del volumen total a nivel nacional (el restante 10% destinado a frutales, hortícolas y pasturas cultivadas) (FAO, 2004; García y Darwich, 2009; García y González Sanjuán, 2010, 2013, 2016), con un uso por cultivo extensivo equivalente al indicado en el CNA (INDEC, 2004).

El cálculo de uso fertilizante por cultivo fue:

$$F_{ic} = \sum_j F_i \times F_c$$

Donde, para cada año j:

F_{ic} : consumo de nutriente i por el cultivo c mediante fertilización, en toneladas.

F_i : consumo del nutriente i mediante fertilización mineral, en toneladas.

F_c : consumo fertilizante por cultivo c , en porcentaje.

El cálculo del aporte nutricional por DA siguió la metodología propuesta por EUROSTAT (2013), en donde se recurre al uso de tasas de deposición de referencia local por unidad de superficie. A pesar de que la DA varía en el espacio en función de la combinación particular de las fuentes de emisión, la capacidad de transporte a larga escala y las características propias de la región que afectan el movimiento atmosférico de los elementos (Carnelos, D.,

2017 [com. pers.]), al no existir datos precisos de DA para las diversas regiones del país, se asumió un nivel de deposición uniforme a lo largo del territorio y equivalente al promedio de las mediciones locales existentes (IPCC, 2006). Se contó con referencias de las tasas de DA obtenidas de investigaciones locales o regionales para todos los nutrientes (De Hein *et al.*, 1981; Morrás, 1983; Lavado, 1983; Piñeiro *et al.*, 2007; Michel *et al.*, 2010; Carnelos *et al.*, 2014, Carnelos *et al.*, 2019), con excepción de B y Zn, cuyo ingreso por este medio fue desestimado. El ingreso de DA por cultivo se calculó multiplicando las tasas de DA por la superficie cosechada por año. Las tasas de DA para cada caso se consignaron en la Tabla A2 (Anexo). La ecuación de cálculo fue:

$$DA_{ic} = \sum_j \frac{tDA_i \times SC_c}{1000} \quad (\text{adaptada de EUROSTAT, 2013})$$

Donde, para cada año j:

DA_{ic} : ingreso de nutriente i para el cultivo c por DA, en toneladas.

tDA_i : tasa de deposición atmosférica del nutriente i , en kg por hectárea por año.

SC_c : superficie cosechada del cultivo c , en hectáreas.

Finalmente, se consideró el ingreso de N mediante FBN para los cultivos leguminosos: arveja, garbanzo, lenteja, poroto, maní y soja (Castro *et al.*, 2006; Peticari *et al.*, 2007; Collino *et al.*, 2015; Piccinetti *et al.*, 2015; Carreras *et al.*, 2016; Cerioni, G., 2016 [com. pers.]; Monteleone, E., 2016 [com. pers.]; Salvagiotti *et al.*, 2015).

El N fijado por las leguminosas, en cualquier agroecosistema, está directamente relacionado a la producción de materia seca (Herridge *et al.*, 2008; Salvagiotti *et al.*, 2015). Consecuentemente, el cálculo siguió los pasos del método indirecto a partir de la biomasa producida por la planta fijadora (IPCC, 2006; EUROSTAT, 2013), partiendo de los datos de biomasa cosechada. Este procedimiento se basó en (a) las proporciones de cosecha de biomasa aérea y radicular, (b) el contenido total del N en planta (contemplando tanto partes aéreas como subterráneas), y (c) el porcentaje de N en planta atribuible a la FBN de cada especie. El conjunto de estos parámetros fue obtenido de la bibliografía científica y la consulta a expertos (Herridge *et al.*, 1990; Herridge y Holland, 1992; Jefing *et al.*, 1992; Guafa *et al.*, 1993; Racca *et al.*, 2001; Gan *et al.*, 2002, 2003; Herridge y Peoples, 2002; Shutsrirung *et al.*, 2002; Castro *et al.*, 2006; Peticari *et al.*, 2007; Salvagiotti *et al.*, 2008; Collino *et al.*, 2015; Piccinetti *et al.*, 2015; Salvagiotti *et al.*, 2015; Carreras *et al.*, 2016; Cerioni, G., 2016 [com. pers.]; Monteleone, E., 2016 [com. pers.]). Los factores de cálculo y las fuentes específicas para cada caso se indicaron en la Tabla A3 (Anexo).

Es de especial interés contemplar que en el cálculo de la FBN se ha comprendido tanto la biomasa aérea como subterránea. Esta última suele no ser computada, dando lugar a subestimaciones de la FBN, en tanto su cálculo está basado sólo en la cantidad de biomasa cosechada o la biomasa aérea. Sin embargo, para los cultivos de soja, vicia, garbanzo, arveja y otras leguminosas, se han reportado contenidos de N en la biomasa radicular de entre 22 al 68% del N total en planta (Zebarth *et al.*, 1991; Russell y Fillery, 1996; McNeill *et al.* 1997; Jørgensen y Ledgard 1997; Rochester *et al.*, 1998; Khan *et al.*, 2002, 2003; Yasmin *et al.*, 2006; Mahieu *et al.*, 2007; McNeill y Fillery 2008; Herridge *et al.*, 2008), variando en función de la especie, el suelo y las condiciones climáticas.

Por último, para otros cultivos extensivos donde la FBN pudiera manifestarse, como el arroz (*Oryza sativa*) o la caña de azúcar (*Saccharum spp.*) (Herridge *et al.*, 2008), su contribución no fue considerada debido a la insuficiencia de evidencia de referencia local.

La ecuación de cálculo de la FBN fue:

$$FBN_c = \sum_j \frac{B_c \times f_c \times N_c \times N_{FBNc}}{IC_c} \quad (\text{adaptada de EUROSTAT, 2013})$$

Donde, para año j :

FBN_c : N fijado al suelo por el cultivo c , en toneladas.

B_c : biomasa cosechada del cultivo c , en toneladas.

f_c : factor de proporción entre biomasa aérea y biomasa subterránea para el cultivo c (sin unidades).

N_c = N contenido en biomasa (aérea y subterránea) para c , en porcentaje.

N_{FBNc} = N en biomasa atribuido a la FBN para c , en porcentaje.

IC_c : índice de cosecha de biomasa para el cultivo c , como la relación entre la biomasa cosechada y la biomasa aérea (sin unidades).

b) Flujos de egreso

Se consideraron como flujos de salida nutriente: la cosecha (C), la pérdida por lavado (L) y las pérdidas por emisión gaseosa (EG).

Para C, se calculó la extracción nutriente en los productos de cosecha combinando el total de biomasa cosechada y los índices de cosecha de nutrientes (IC_{nut}). La estimación se realizó para todos los minerales considerados (N, P, K, S, Ca, Mg, B y Zn), aunque para muchos cultivos no se contó con el IC_{nut} respectivo (mayormente, para los casos del B y el Zn). Los IC_{nut} para cada caso y sus fuentes detalladas se consignaron en la Tabla A1 (Anexo).

El cálculo de C por cultivo siguió la ecuación:

$$C_{ic} = \sum_j \frac{B_c \times IC_{ic}}{1000} \quad (\text{adaptada de EUROSTAT, 2013})$$

Donde, para año j :

C_{ic} : nutriente i extraído con la biomasa cosechada por c , en toneladas.

B_c : biomasa cosechada del cultivo c , en toneladas.

IC_{ic} : índice de cosecha del nutriente i en el producto de cosecha c , en $\text{kg } i \text{ t}^{-1}$ biomasa de c .

Para la salida de nutriente por L, se consideraron las pérdidas a partir de la fertilización, según lo propuesto por el método del balance de la EUROSTAT (2013), ajustado al protocolo del IPCC. Este último se basa en el uso de coeficientes de lavado de referencia para cada fuente nutriente en función de las condiciones generales de evapotranspiración potencial y balance hídrico del país (IPCC, 2006). Se tuvo en cuenta sólo para el caso de N, de gran movilidad en suelo (Bjorneberg *et al.*, 1996; Ladha *et al.*, 2005), mientras que fue desestimado para los demás nutrientes, cuya pérdida a partir de procesos de lavado fue considerada de menor relevancia (Johnston y Syers, 2009; Selles *et al.*, 2011; García, F., 2016 [com. pers.]). El lavado de S, también probable dada la elevada movilidad en suelo (Gutiérrez-Boem, 2008), fue desestimado por falta de información sobre las eficiencias de recuperación a partir de las fuentes fertilizantes, y por los muy bajos volúmenes de aplicación por unidad de área en Argentina (FAO, 2004).

El valor de referencia para el lavado de N a partir de la fuente fertilizante indicado para Argentina es de $0.3 \text{ kg N kg}^{-1} \text{ N aplicado}$ (IPCC, 2006, Vol. 4, Tabla 11.3), que fue el utilizado. Este valor se encontró dentro del rango obtenido a partir de mediciones locales (Echeverría y Sainz Rozas, 2001; Rimski-Korsakov *et al.*, 2008, 2012; Picone *et al.*, 2014; Aparicio *et al.*, 2015; Wyngaard, N. 2016 [com. pers.]).

La ecuación de cálculo para cada cultivo fue:

$$L_{Nc} = \sum_j F_{Nc} \times \text{frac}F_{NL} \quad (\text{adaptada de EUROSTAT, 2013})$$

Donde, para cada año j :

L_{Nc} : N lavado para el caso del cultivo c , en toneladas.

F_{Nc} : N aplicado con fertilizantes para el cultivo c , en toneladas.

$\text{frac}F_{NL}$: fracción del N aplicado con fertilizantes que se lixivia, en porcentaje.

Por último, se tuvo en cuenta la salida de nutrientes por EG, considerado de manera exclusiva para el caso del N, cuya pérdida por procesos de desnitrificación y volatilización es el más relevante y estudiado en cuanto a las emisiones agrícolas (IPCC, 2006). Las EG fueron estimadas a partir de la fuente fertilizante y la emisión de restos vegetales por descomposición y combustión. En el primer caso, se siguió el criterio metodológico sugerido por EUROSTAT (2013), basado en la aplicación de coeficientes estándar de pérdida por procesos de emisión (*i.e.* desnitrificación y volatilización) para el N proveniente de la fuente fertilizante, tomando el valor de referencia indicado para Argentina de 0.2 kg N kg⁻¹ N aplicado (IPCC, 2006, Vol. 4, Tabla 11.3). Este valor fue congruente con el rango de pérdida de N mediante emisión gaseosa referido a partir de mediciones locales y por expertos (Sainz Rozas *et al.*, 2004; Barbieri *et al.*, 2008; Rimski-Korsakov *et al.*, 2012; Picone *et al.*, 2014; Wyngaard, N., 2016 [com. pers.]).

Para la emisión de N por descomposición y quema de restos vegetales, se adoptaron los valores estimados para Argentina por FAO (2018a), disponibles en todos los períodos para los rastrojos de arroz, avena, caña de azúcar, cebada, centeno, maíz, mijo, porotos, sorgo, soja y trigo.

La estimación de EG por cultivo siguió la ecuación:

$$EG_{Nc} = \sum_j F_{Nc} \times fracF_{N-EG} + EG_{N-QRVc} + EG_{N-RVc} \quad (\text{adaptada de EUROSTAT, 2013})$$

Donde, para cada año j :

EG_{Nc} : N emitido para el caso del cultivo c , en toneladas.

F_{Nc} : N aplicado con fertilizantes para el cultivo c , en toneladas.

$fracF_{N-EG}$: fracción del N aplicado con fertilizantes que escapa por emisión gaseosa, en porcentaje.

EG_{N-QRVc} : N emitido por la quema de residuos vegetales de c , en toneladas (sólo para los casos correspondientes).

EG_{N-RVc} : N emitido por la descomposición de residuos vegetales de c , en toneladas (sólo para los casos correspondientes).

c) Cálculo de balance

El cálculo del balance se determinó de forma anual y acumulada para cada cultivo, siguiendo la ecuación:

$$\Delta_{ic} = \sum_j F_{ci} + DA_{ic} + FBN_c - C_{ci} - L_{ci} - EG_{ci} \quad (\text{adaptada de EUROSTAT, 2013})$$

Donde, para cada año j :

Δ_{ic} : balance del nutriente i para el cultivo c .

F_{ci} : nutriente i aplicado al cultivo c por fertilización, en toneladas.

DA_{ic} : nutriente i como insumo del cultivo c por DA , en toneladas.

FBN_{ic} : nutriente i fijado al suelo por el cultivo c , en toneladas (sólo para el caso del N en cultivos leguminosos).

C_{ci} : nutriente i extraído con la biomasa cosechada por c , en toneladas.

L_{ci} : nutriente i lavado para el cultivo c , en toneladas (sólo para el caso de N).

EG_{ic} : nutriente emitido para el cultivo c , en toneladas (sólo para el caso del N).

Representación espacial de los atributos cuantitativos

Se generaron mapas indicativos de la distribución espacial de los resultados de extracción y balance de nutrientes. Para ello, los datos se convirtieron a formato vectorial usando el software QGIS 2.18, tomando como fuente la capa base de Departamentos de la República Argentina, escala 1:100.000, del Instituto Geográfico Nacional (IGN, 2018). En el caso particular de los cultivos extensivos, se contó con la distribución por distrito (MinAgri, 2018), con excepción para los cultivos de arveja, garbanzo, mandioca y tabaco, en cuyos casos se asumió una distribución territorial proporcional a la indicada en el CNA (INDEC, 2004). Se procedió de igual manera para el caso de todos los cultivos con respecto al período 1961-69, donde la información por distrito no se encontró disponible, asumiendo una distribución territorial equivalente a aquella durante el período 1970-79.

III.3 Resultados

Magnitud, evolución y distribución de la extracción nutriente

Entre 1961 y 2015, el conjunto acumulado de los cultivos extensivos de cereales, oleaginosas, cultivos industriales y leguminosas graníferas, extrayeron una suma agregada de c. 125 millones de toneladas (Mt) de nutrientes (Fig. 28); en orden decreciente: 75.4 Mt de N (60%);

23.3 Mt de K (19%); 11 Mt de P (9%); 6.8 Mt de Ca (5%); 5.3 Mt de S (4%); 3.3 Mt de Mg (3.0%); 70 mil t de Zn (0.01%) y 26 mil t de B (menos del 0.01%).

Analizado por unidad de superficie, la producción agrícola extensiva removi6 en promedio una cantidad agregada de 108 kg de nutrientes por hect6rea cosechada por a6o (ha.a⁻¹) (Fig. 29). El mayor nivel de extracci6n por unidad de superficie fue para el N, con una media de 65 kg N ha.a⁻¹, siguiendo en orden decreciente K, con cerca de 20 kg K ha.a⁻¹; P, con 10 kg ha.a⁻¹; Mg, con 6 kg ha.a⁻¹; S, con 4.6 kg ha.a⁻¹; Ca, con 2.8 kg ha.a⁻¹; B y Zn, ambos con una cifra inferior a 0.1 kg ha.a⁻¹.

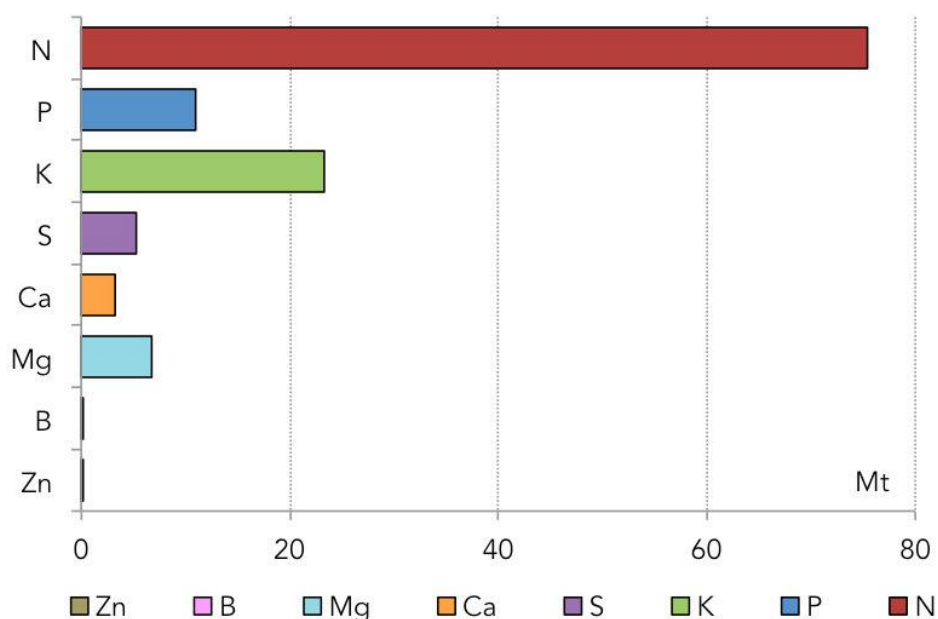


Fig. 28. Agricultura extensiva. Extracci6n nutriente acumulada, para el per6odo entre 1961 y 2015.

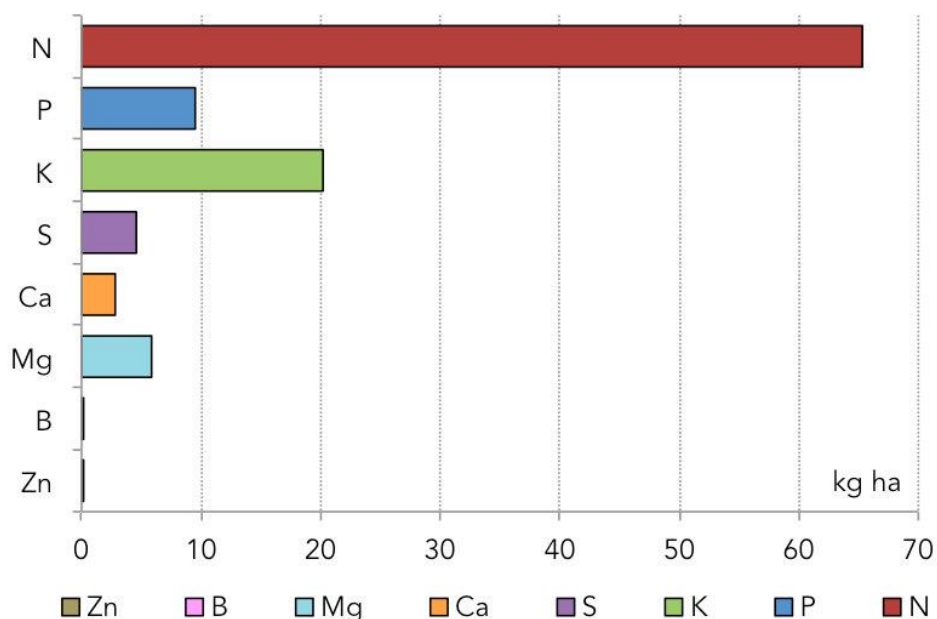


Fig. 29. Agricultura extensiva. Extracción nutriente promedio por unidad de área, para el período entre 1961 y 2015.

Las oleaginosas y los cereales dominaron la participación en la extracción, alcanzando en conjunto más del 95% de la remoción nutriente agregada por la agricultura extensiva (Tabla 4). La soja contrastó de manera abrupta, siendo por mucho el cultivo que mayor cantidad agregada de nutrientes removió con la cosecha de biomasa (Fig. 30): tanto como el 57% de la extracción nutriente acumulada por los cultivos extensivos durante todo el periodo de análisis, un monto cercano a los 71 Mt de nutrientes. Este monto fue más de cuatro veces superior al cultivo posicionado en segundo lugar, el trigo, con una participación de poco más del 13% de la extracción agregada (16.7 Mt); siguiendo luego el maíz, con 12% (15.4 Mt); el girasol con el 4.5% (5.6) y el sorgo con el 4.2% (5.2 Mt) del total removido con la cosecha de los cultivos extensivos. La soja sobresalió nuevamente como el cultivo de mayor intensidad de extracción, al describir la mayor extracción agregada por unidad de superficie (Fig. 31), con una cantidad de 197 kg de nutrientes ha.a⁻¹, de la cual cerca de dos tercios correspondió a N. Más atrás, con una extracción agregada de 122 kg ha.a⁻¹, se posicionó el tabaco, seguido de la colza, el garbanzo y la caña de azúcar.

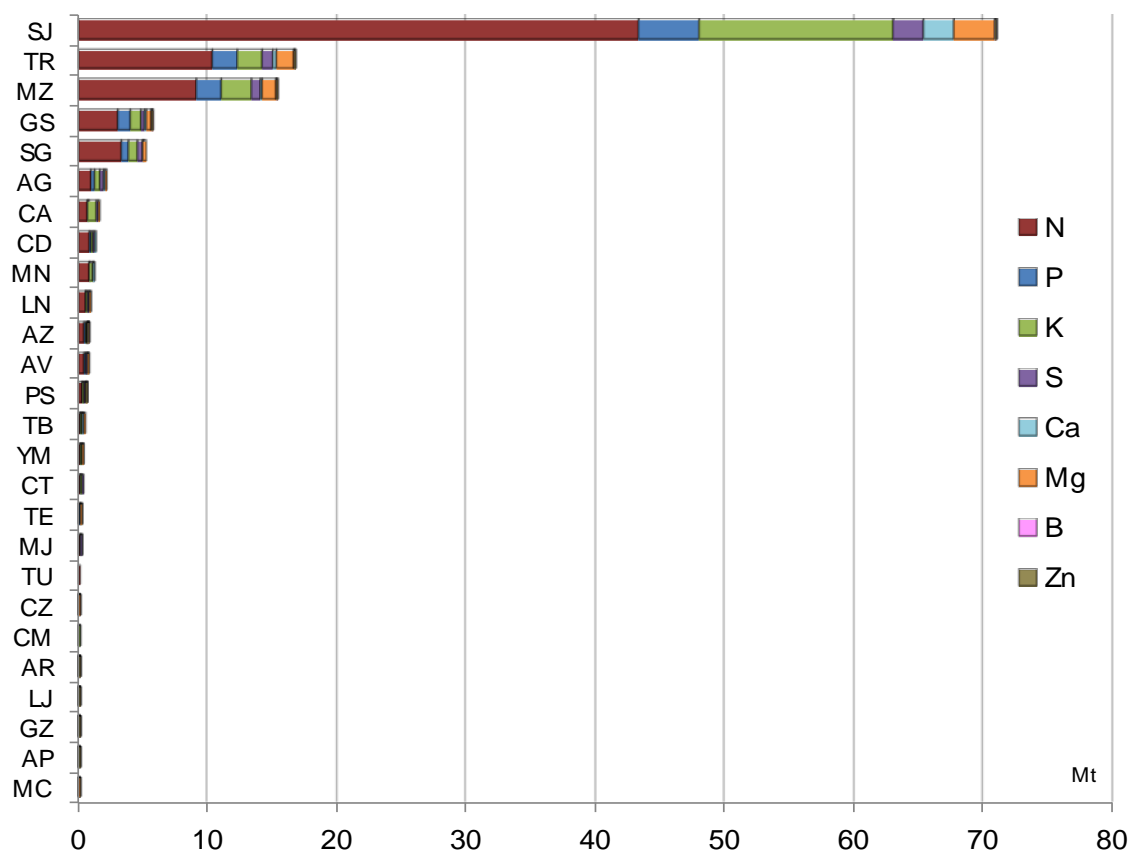


Fig. 30. Agricultura extensiva. Extracción nutriente acumulada por cultivo, para el período 1961-2015. Referencias: AG: algodón; AP: alpiste; AR: arveja seca; AV: avena; AZ: arroz; CA: caña de azúcar; CD: cebada; CM: cártamo; CT:

centeno; CZ: colza; GS: girasol; GZ: garbanzo; LJ: lenteja; LN: lino; MC: mandioca; MJ: mijo; MN: maní; MZ: maíz; PS: porotos seco; SG: sorgo; SJ: soja; TB: tabaco; TE: té; TR: trigo; TU: tung; YM: yerba mate.

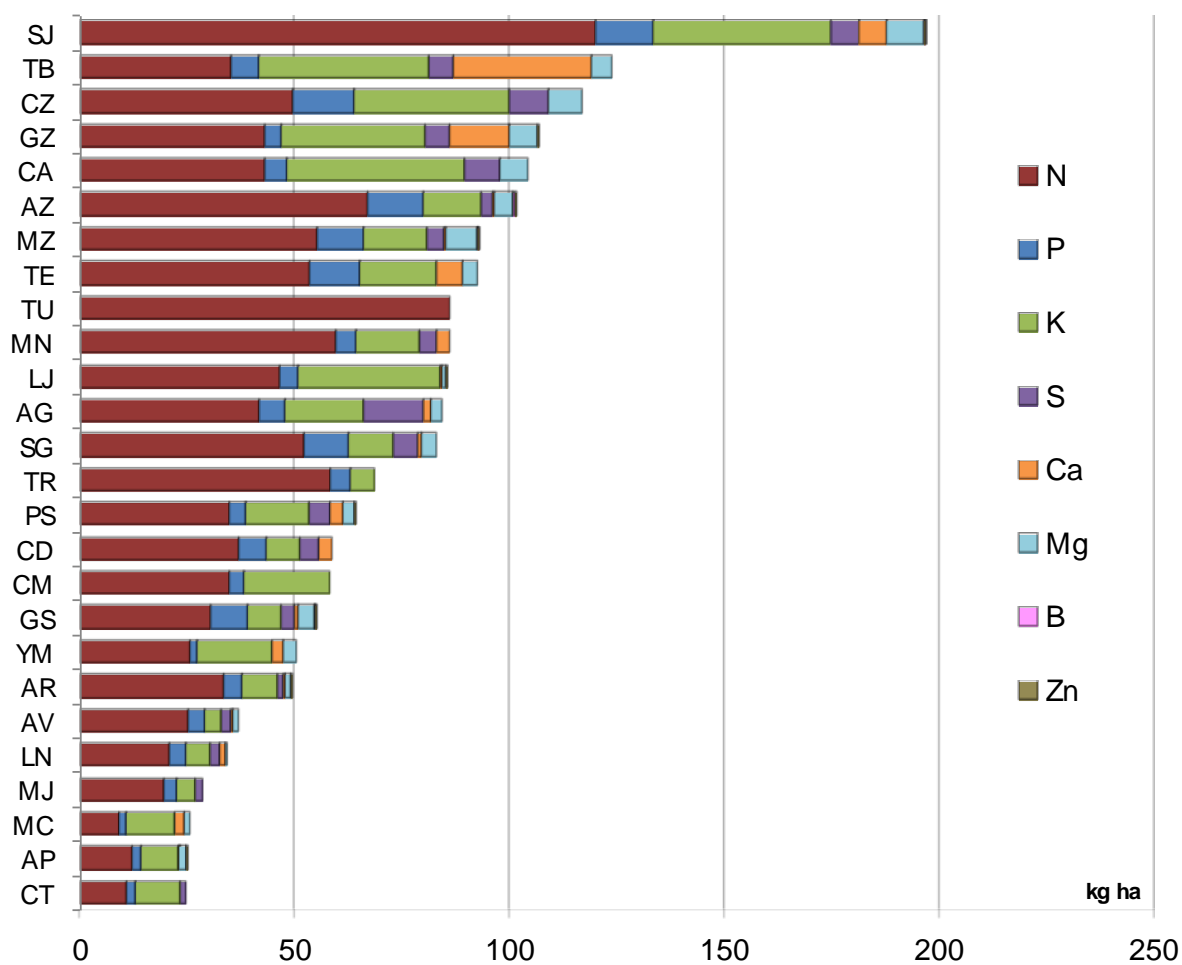


Fig. 31. Agricultura extensiva. Extracción nutriente promedio por cultivo, por unidad de área para el período 1961-2015. Referencias: AG: algodón; AP: alpiste; AR: arveja seca; AV: avena; AZ: arroz; CA: caña de azúcar; CD: cebada; CM: cártamo; CT: centeno; CZ: colza; GS: girasol; GZ: garbanzo; LJ: lenteja; LN: lino; MC: mandioca; MJ: mijo; MN: maní; MZ: maíz; PS: porotos seco; SG: sorgo; SJ: soja; TB: tabaco; TE: té; TR: trigo; TU: tung; YM: yerba mate.

CULTIVO	Extracción nutriente de los cultivos extensivos (1961-2015)												Acumulado							
	SC Mha	PBS Mt	N mil t	kg ha	P mil t	kg ha	K mil t	kg ha	S mil t	kg ha	Ca mil t	kg ha	Mg mil t	kg ha	Zn mil t	kg ha	B mil t	kg ha	mil t	kg ha
Oleaginosas	491	1.080	47.039	96	5.755	12	15.933	32	2.721	6	2.528	5	3.561	7	13	0	38	0	77.587	158
Soja	361	910	43.309	120	4.725	13	14.961	41	2.362	7	2.362	7	3.150	9	8	0,02	31	0,1	70.909	197
Girasol	103	149	3.120	30	910	9	780	8	299	3	130	1	390	4	5	0,1	7	0,1	5.641	55
Lino	26	20	531	21	106	4	142	6	53	2	35	1	16	1	-	-	-	-	884	34
Cártamo	1	-	45	35	4	3	26	20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	74	58
Colza	1	1	33	49	10	14	25	36	6	9	-	-	5	8	-	-	-	-	79	117
Cereales	582	1.618	24.851	43	4.814	8	5.591	10	1.963	3	461	1	2.957	5	13	0,02	32	0,1	40.682	70
Trigo	282	566	10.220	36	1.947	7	1.947	7	827	3	195	1	1.460	5	6	0,02	13	0,04	16.614	59
Maíz	166	715	9.165	55	1.833	11	2.444	15	611	4	122	1	1.222	7	6	0,04	18	0,1	15.421	93
Sorgo	63	194	3.301	52	660	10	660	10	347	5	66	1	215	3	-	-	-	-	5.248	83
Cebada	23	53	833	37	139	6	185	8	93	4	65	3	-	-	-	-	-	-	1.314	58
Avena	19	28	479	25	72	4	72	4	43	2	10	1	24	1	-	-	-	-	700	37
Centeno	11	9	120	11	24	2	120	11	14	1	-	-	-	-	-	-	-	-	278	25
Arroz	7	38	489	67	98	13	98	13	20	3	3	0,4	33	4	0,3	0,04	1	0,1	741	101
Mijo	5	6	103	19	17	3	24	4	9	2	-	-	-	-	-	-	-	-	151	29
Alpiste	2	2	24	12	5	2	17	9	-	-	0,5	0,2	4	2	-	-	0,1	0,03	50	25
CVs Industriales	69	895	3.096	45	364	5	1.601	23	553	8	229	3	212	3	-	-	-	-	6.055	87
Algodón	25	30	1.057	42	157	6	459	18	348	14	50	2	67	3	-	-	-	-	2.137	84
Caña de azúcar	16	813	675	43	81	5	651	41	127	8	-	-	106	7	-	-	-	-	1.640	104
Maní	14	3	850	60	67	5	210	15	58	4	38	3	-	-	-	-	-	-	1.223	86
Yerba mate	6	18	153	26	11	2	102	17	-	-	17	3	17	3	-	-	-	-	300	50
Tabaco	3	5	119	35	23	7	134	39	20	6	110	32	15	4	-	-	-	-	423	124
Té	2	12	101	53	22	12	34	18	-	-	11	6	7	4	-	-	-	-	175	92
Tung	2	3	132	86	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	132	86
Mandioca	1	11	9	9	2	2	12	11	-	-	2	2	1	1	-	-	-	-	26	25
Legumbres	12	13	425	35	48	4	191	16	52	4	36	3	34	3	-	-	0,5	0,04	786	65
Poroto seco	10	11	331	34	38	4	142	15	47	5	28	3	28	3	-	-	0,4	0,04	615	64
Arveja	1	2	42	33	6	4	11	8	2	1	0,3	0,2	2	1	-	-	0,1	0,04	61	49
Lenteja	1	1	31	46	3	4	22	33	-	-	0,4	1	0,5	1	-	-	0,02	0,03	57	85
Garbanzo	0	0	21	43	2	4	16	34	3	6	7	14	3	7	-	-	0,005	0,01	52	106
TOTAL	1.155	3.605	75.410	65	10.981	10	23.316	20	5.288	5	3.254	3	6.764	6	26	0,02	70	0,1	125.110	108

Tabla 4. Agricultura extensiva. Extracción nutriente acumulada por cultivo y grupo de cultivo, para el período entre 1961 y 2015. Ref.: SC) Superficie cosechada; PBS) Producción de biomasa seca.

La extracción agregada de nutrientes, o *suelo virtual* (Pengue, 2010; Bringezu *et al.*, 2014), ha seguido una tendencia de crecimiento continuo a lo largo del período de estudio (Fig. 32), incrementándose a un ritmo del 4% anual durante la década del 1960, 8% en los 1970s, 5% en los 1980s, 7% en los 1990s y 6% entre 2000 y 2015. Sólo entre el período 1993-2015, se removió el 75% del total, alcanzándose el pico histórico máximo en el año 2014, con 6.5 Mt de extracción nutriente en los productos de cosecha.

La intensidad de la extracción fue *in crescendo* para todos los nutrientes (Fig. 33), siendo el ejemplo más palmario el caso del N, donde la extracción por unidad de superficie aumentó a un ritmo del 4% anual, incrementándose más de cuatro veces desde el comienzo del período, de una remoción promedio de 24 kg N ha.a⁻¹ hacia 1961-1965, hasta 102 kg N ha.a⁻¹, en el último quinquenio del período.

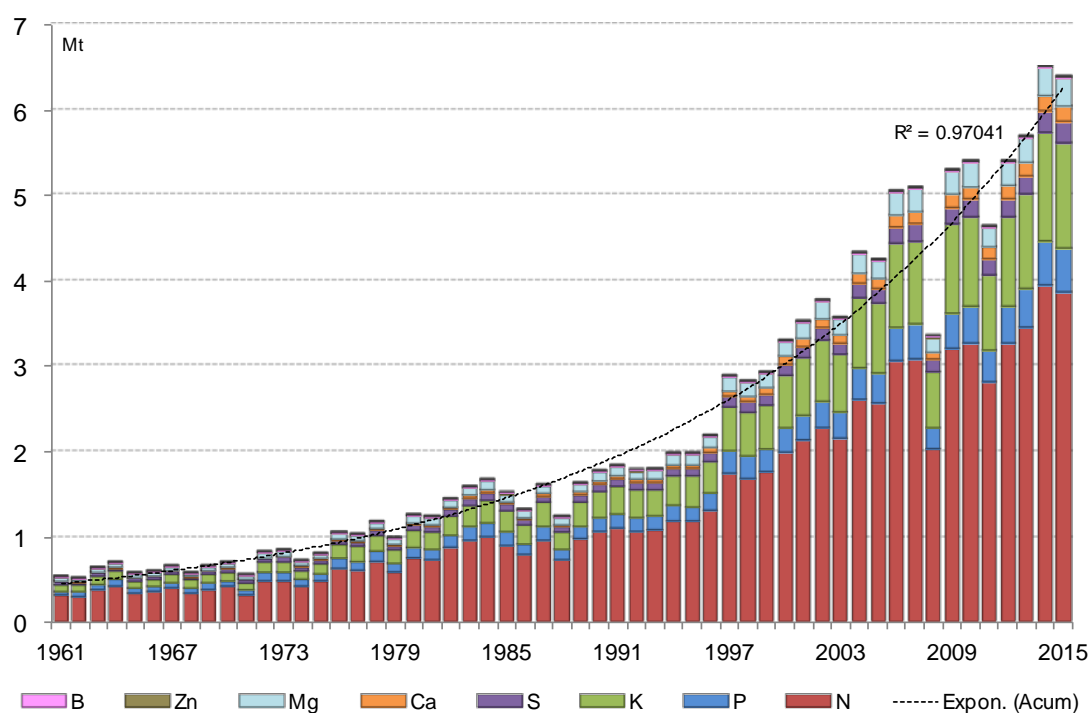


Fig. 32. Agricultura extensiva. Evolución de la extracción nutriente, durante el periodo 1961-2015.

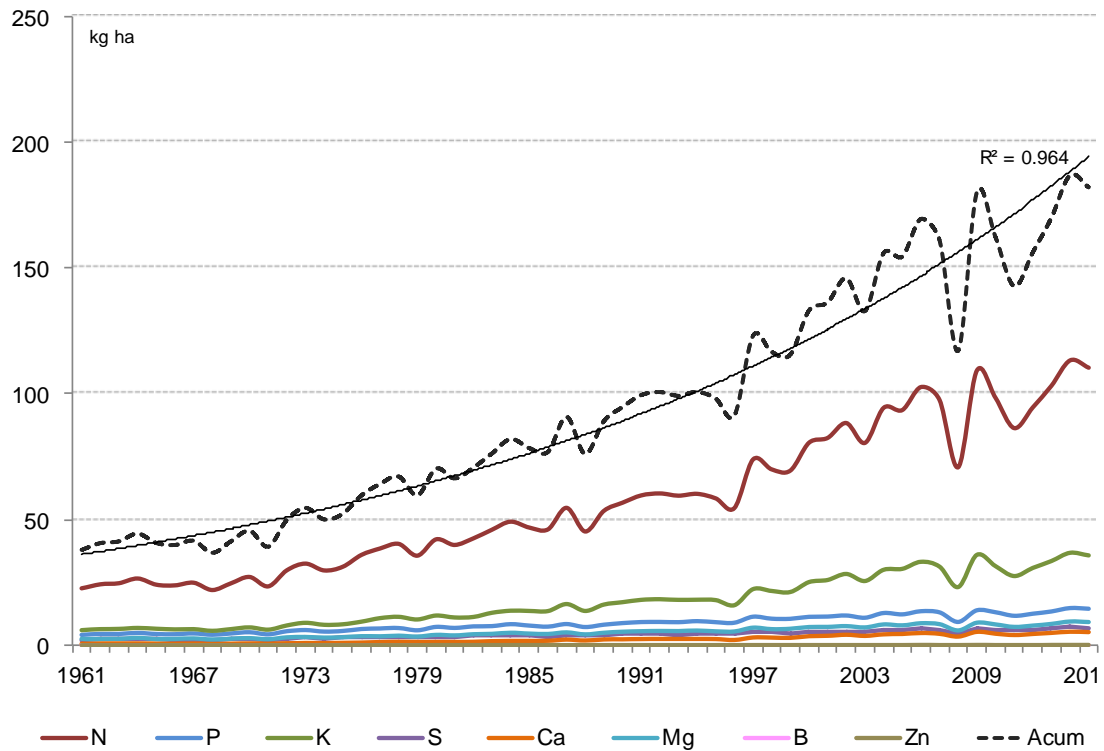


Fig. 33. Agricultura extensiva. Evolución de la extracción nutriente por unidad de superficie, durante el período 1961-2015.

La distribución espacial de la extracción nutriente acumulada a lo largo del ciclo de estudio se muestra para cada elemento en las Fig. 34a-h. A primera vista, se identifica un núcleo agrícola principal donde los volúmenes de remoción acumulados son máximos. Esta zona comprende una zona circundante al límite tripartito entre las provincias de Córdoba, Santa Fe y Buenos Aires, el corazón agrícola de la región pampeana; más específicamente: sur, centro-este y noreste de la provincia de Córdoba (Marcos Juárez, Unión, Río Cuarto, Tercero Arriba, San Justo, Río Segundo, Juárez Celman, General Roca), centro y sur de Santa Fe (General López, Caseros, Iriondo, Constitución, San Martín, San Jerónimo, Belgrano, Castellanos) y noroeste de Buenos Aires (Pergamino, General Villegas). En este epicentro, los niveles de remoción agregada rondaron entre 1.5 a 5.5 millones de toneladas para el período de estudio. De igual manera, pueden advertirse otros dos polos donde se conforma una aglomeración de distritos con signos crecientes de extracción, como el sudeste bonaerense, o el más reciente, ubicado en la zona de las Yungas, umbral entre el Chaco seco y el Chaco húmedo.

Las mayores exportaciones de N ocurrieron en el centro y sur de la provincia de Santa Fe (General López, Caseros, Iriondo, Constitución, San Martín) y en el este de la provincia de Córdoba (Marcos Juárez, Unión, Río Cuarto, Tercero Arriba), con un rango de remoción entre 1.2 a 3.3 Mt (Fig. 34a). Una situación similar se dió para el P, donde los departamentos de General López, Caseros y San Martín (Santa Fe), Marcos Juárez, Río Cuarto, Unión, Tercero

Arriba y San Justo (Córdoba) y Tres Arroyos (Buenos Aires), donde la exportación acumulada rondó entre 160 a 450 mil toneladas de P (Fig. 34b). Para K, las mayores extracciones se dieron en General López, Caseros, Iriondo, Constitución y San Martín (Santa Fe); Marcos Juárez, Unión, Río Cuarto y Tercero Arriba (Córdoba); y Pergamino (Buenos Aires), en un rango de 300 mil a un poco más de 1 millón de toneladas. La remoción acumulada de S fue máxima en General López, Caseros y San Martín (Santa Fe); Marcos Juárez, Río Cuarto, Unión, San Justo, Tercero Arriba y Río Segundo (Córdoba), con extracciones de 80 mil hasta 200 mil toneladas. Para Ca y Mg, los departamentos de General López y Caseros (Santa Fe), Marcos Juárez, Unión y Río Cuarto, con rangos de 70 a 145 mil t y 130 a 300 mil t, respectivamente. Finalmente, el B fue extraído en mayor cantidad en General López y Caseros (Santa Fe); Marcos Juárez, Río Cuarto y Unión (Córdoba); Tres Arroyos y Necochea (Buenos Aires), con valores entre 400 a más de 1000 t; mientras que para el Zn: General López, Caseros, Constitución e Iriondo (Santa Fe); Marcos Juárez, Río Cuarto, Unión y Tercero Arriba (Córdoba), con entre 1 a 3 mil toneladas.

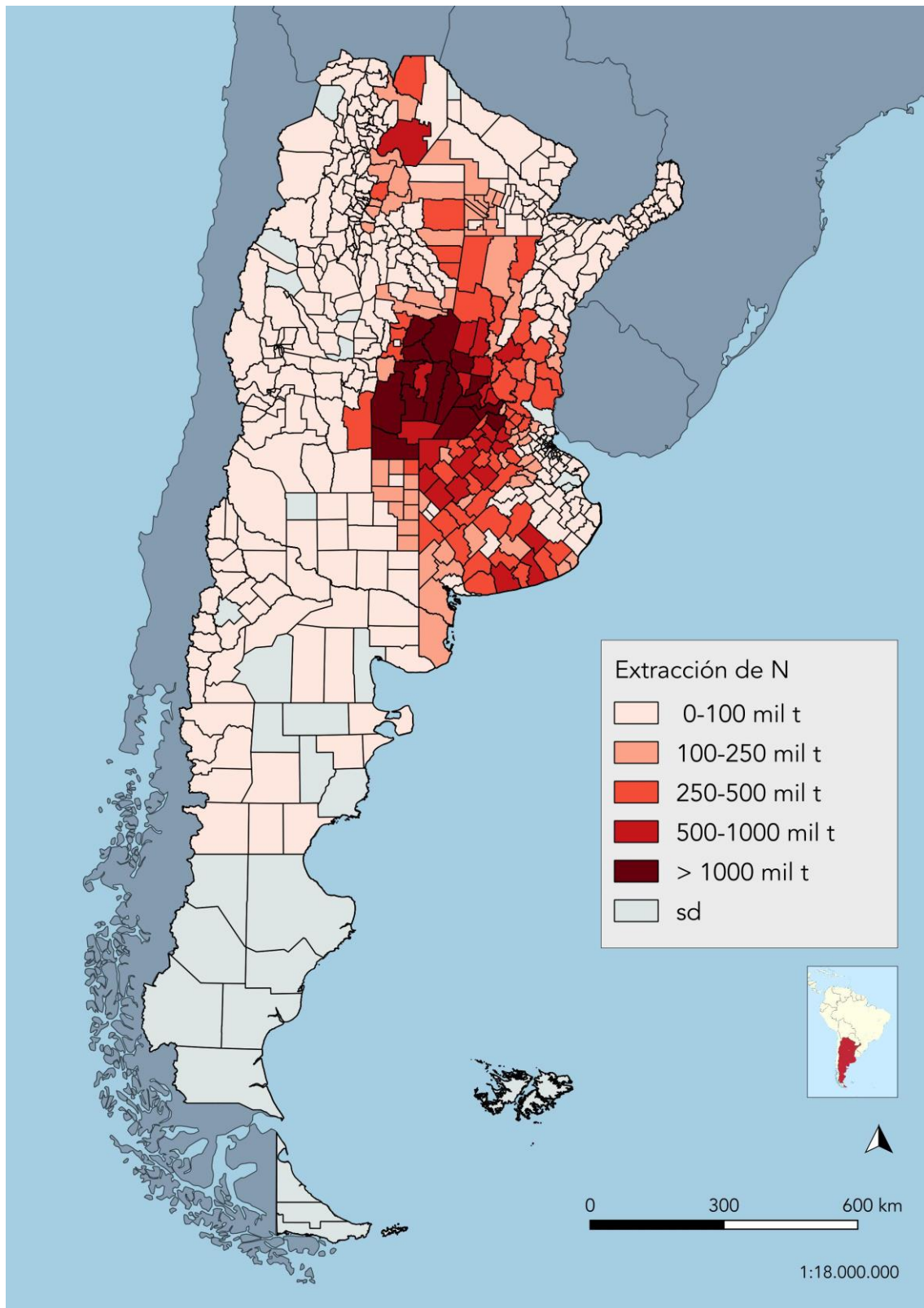


Fig. 34a. Agricultura extensiva. Mapa de extracción acumulada de N entre 1961-2015, por distrito, en miles de toneladas.

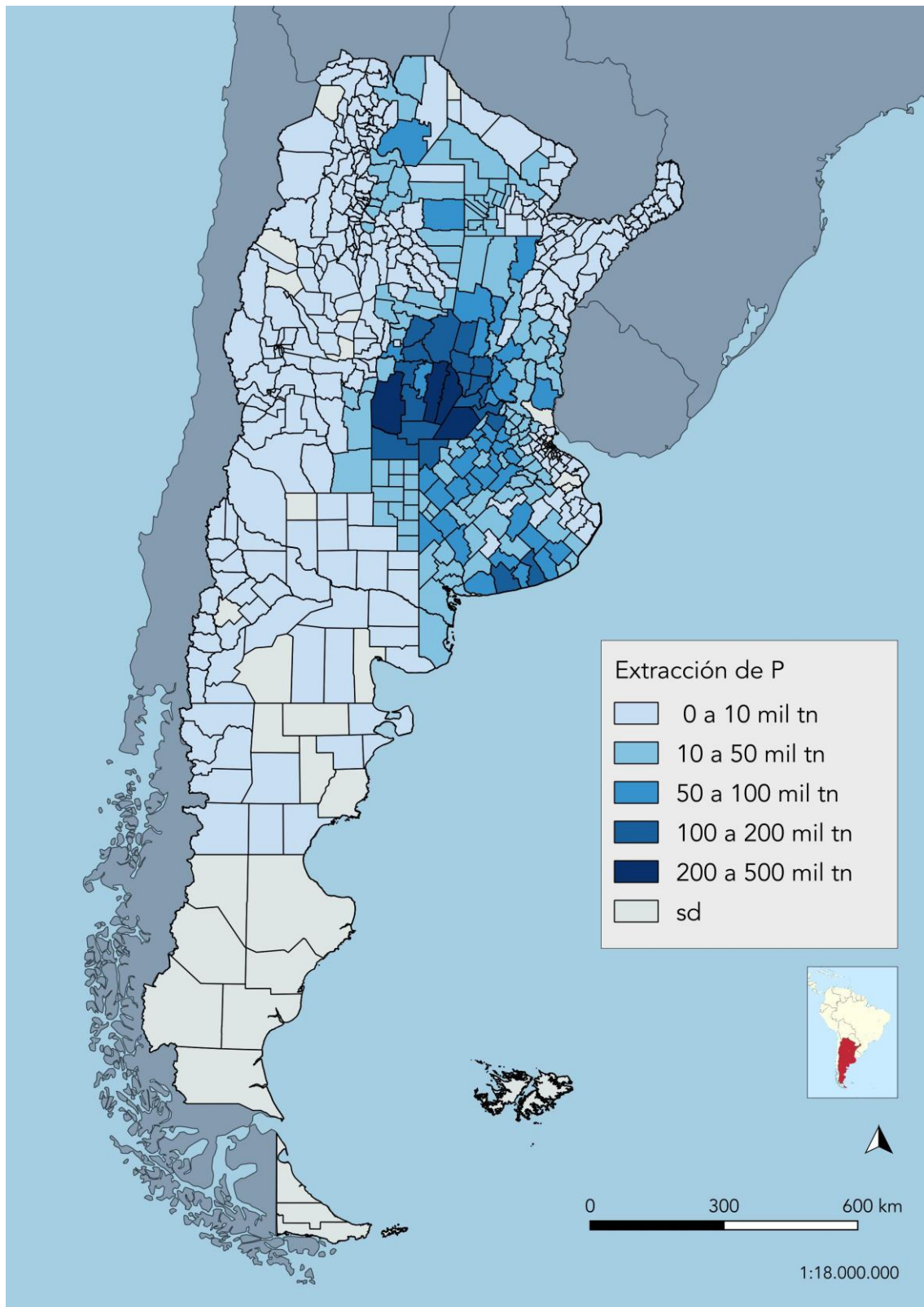


Fig. 34b Agricultura extensiva. Mapa de extracción acumulada de P entre 1961-2015, por distrito, en miles de toneladas.

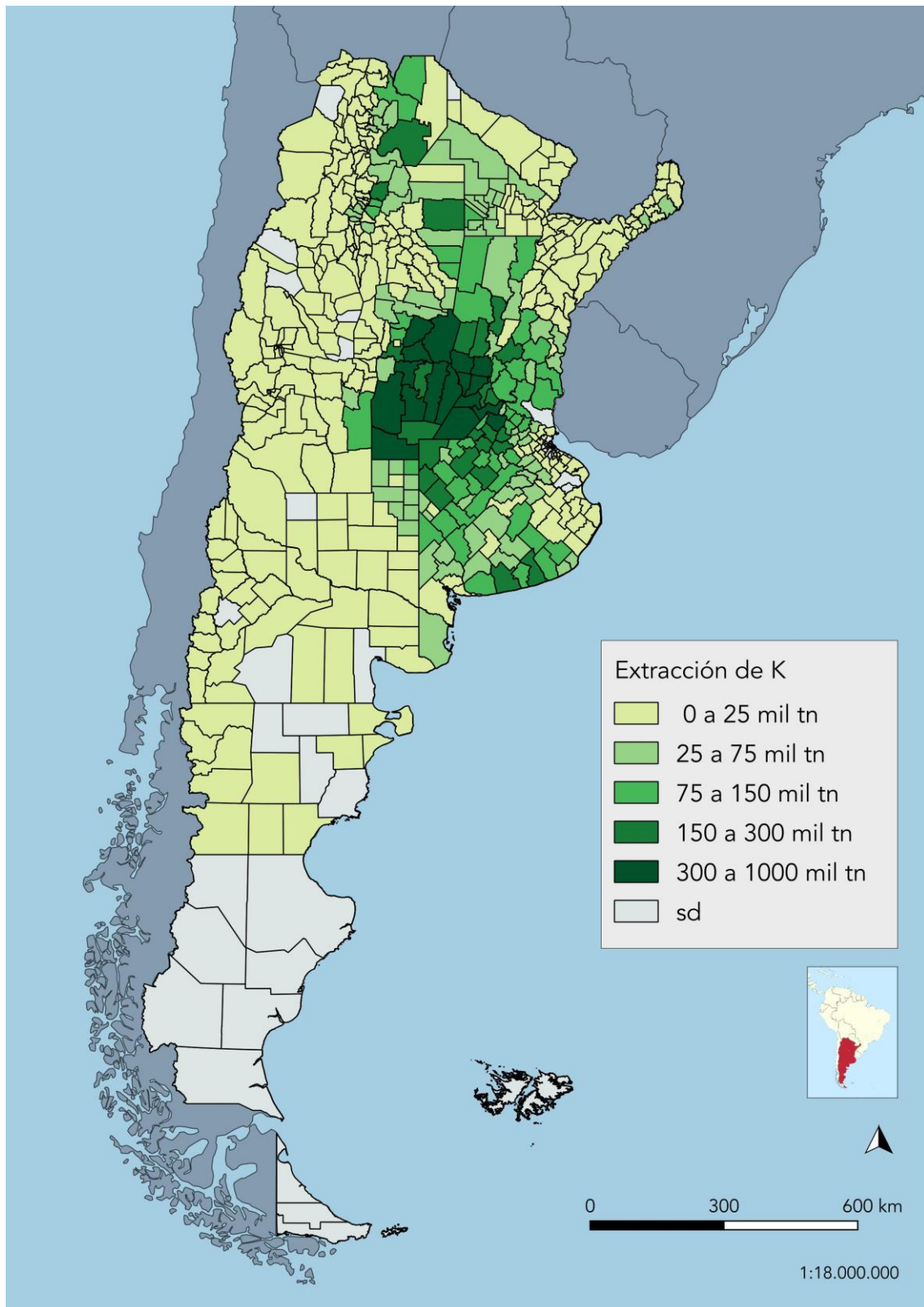


Fig. 34c. Agricultura extensiva. Mapa de extracción acumulada de K entre 1961-2015, por distrito, en miles de toneladas..

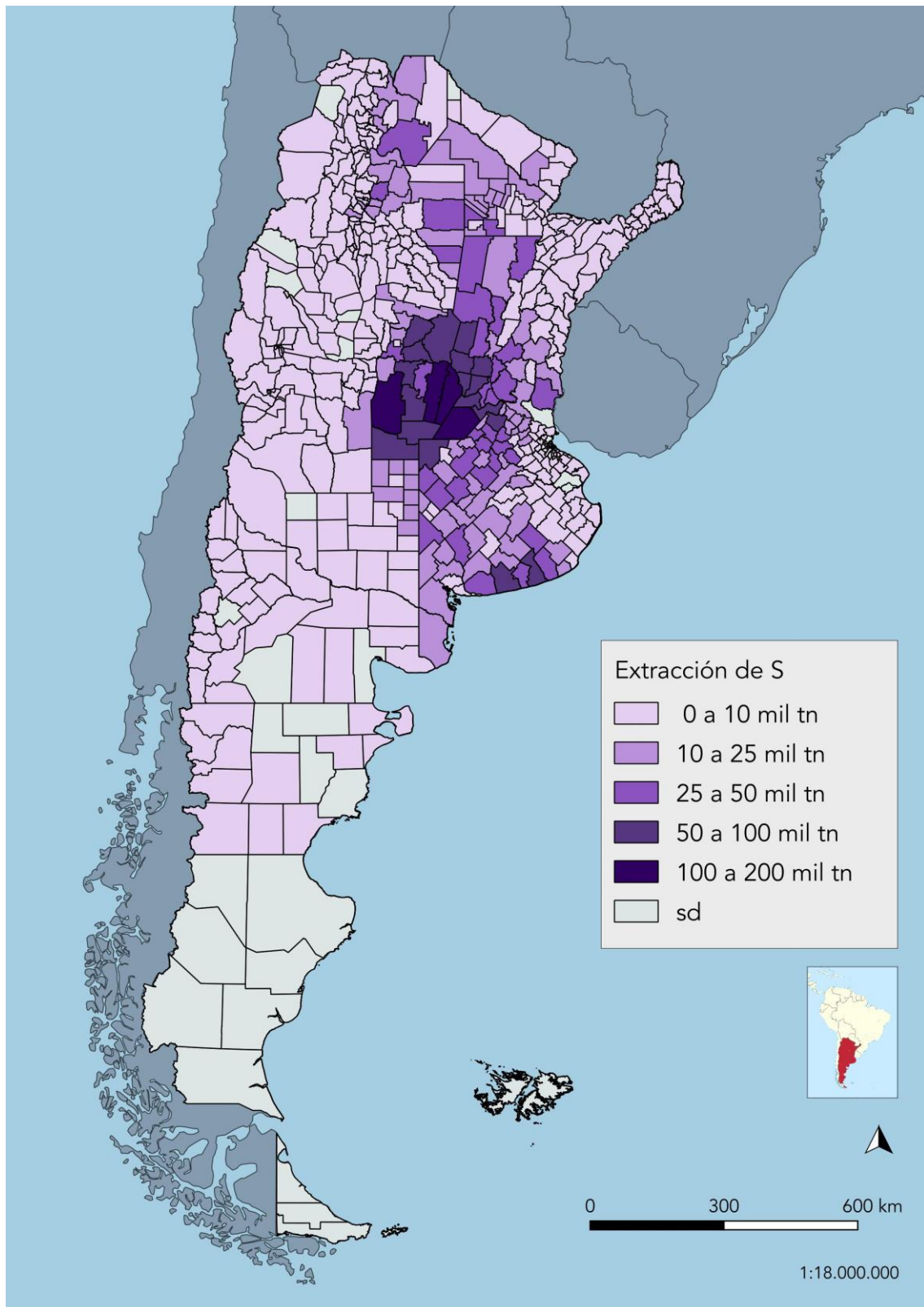


Fig. 34d. Agricultura extensiva. Mapa de extracción acumulada de S entre 1961-2015, por distrito, en miles de toneladas.

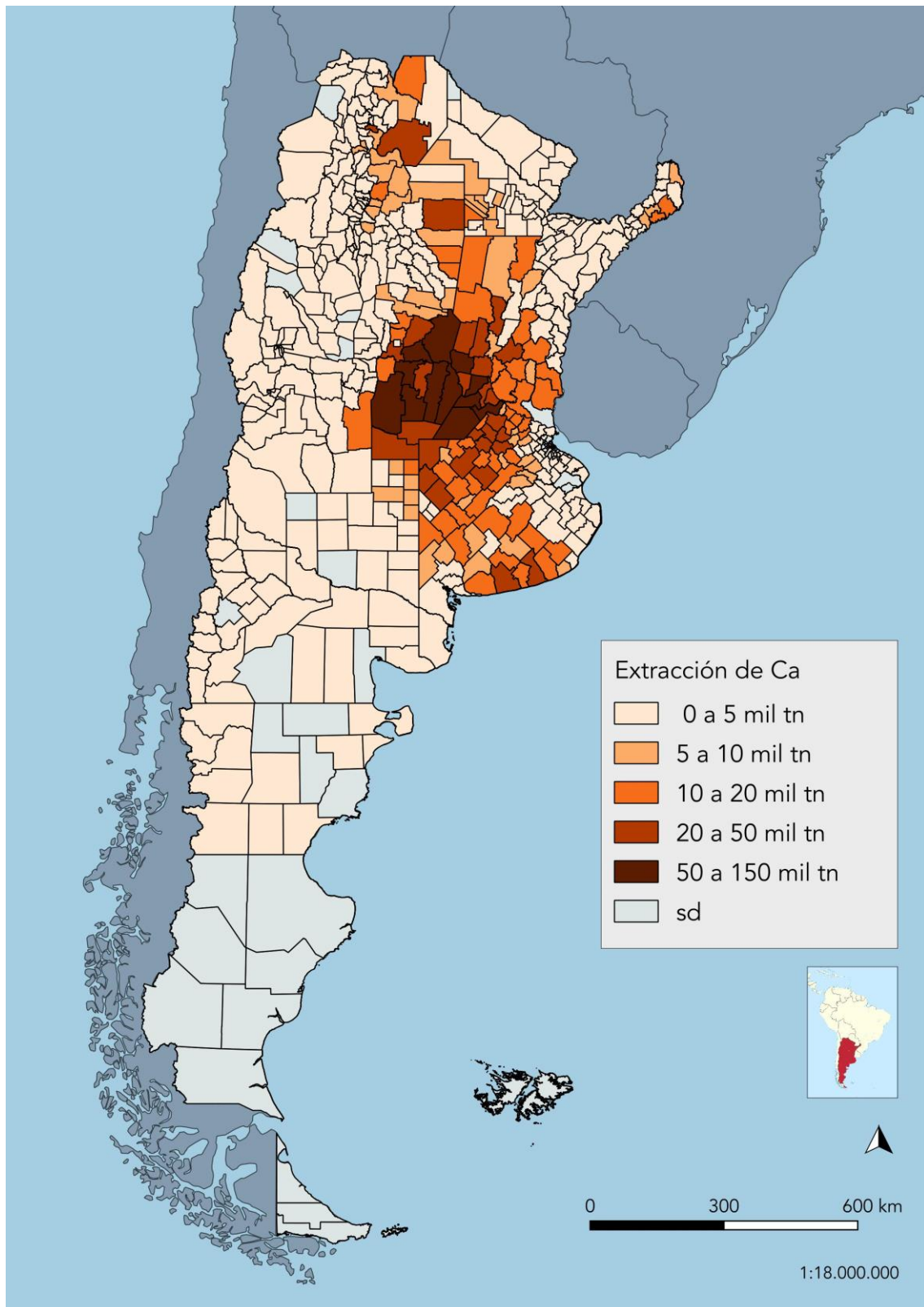


Fig. 34e. Agricultura extensiva. Mapa de extracción acumulada de Ca entre 1961-2015, por distrito, en miles de toneladas..

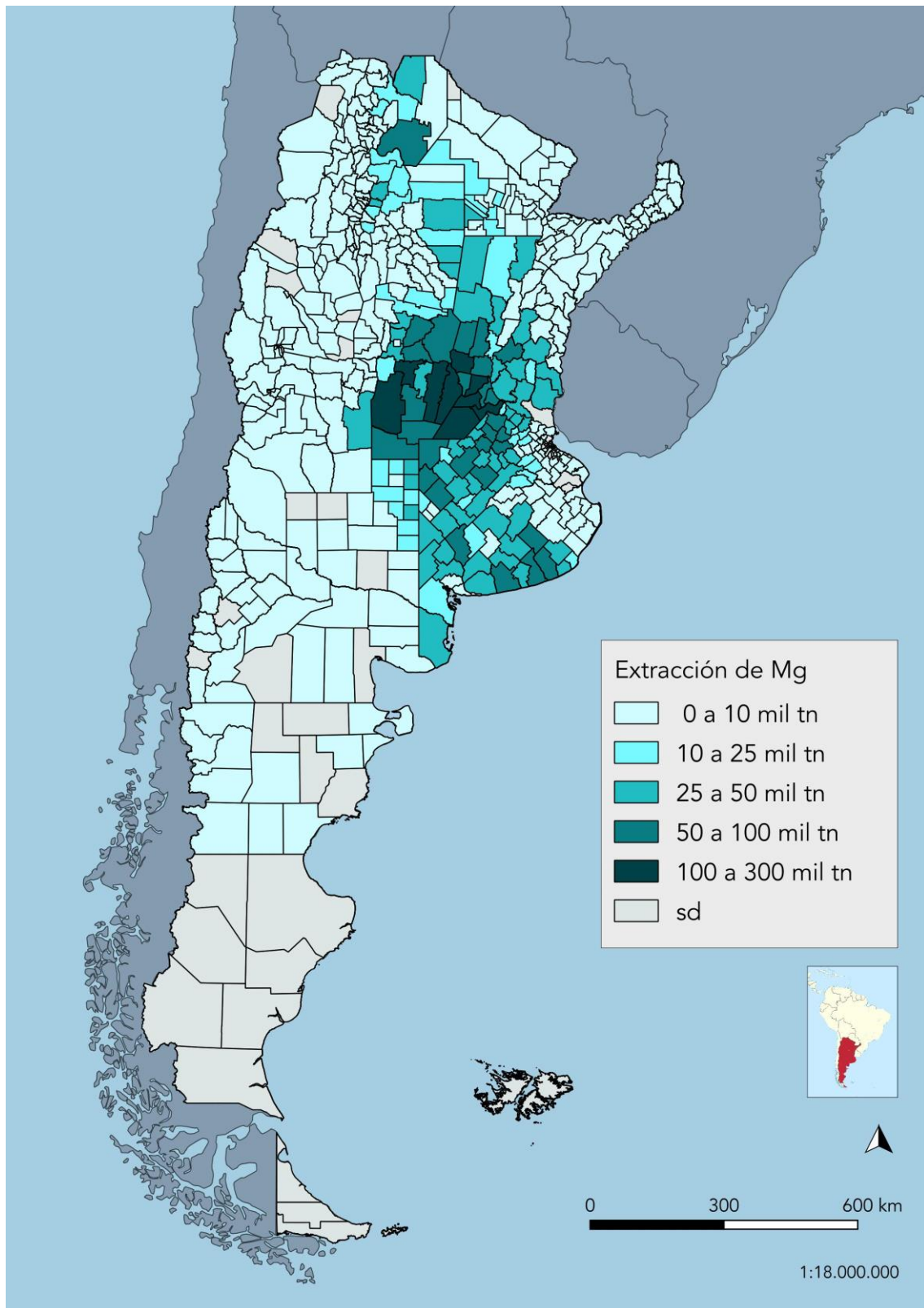


Fig. 34f. Agricultura extensiva. Mapa de extracción acumulada de Mg entre 1961-2015, por distrito, en miles de toneladas.

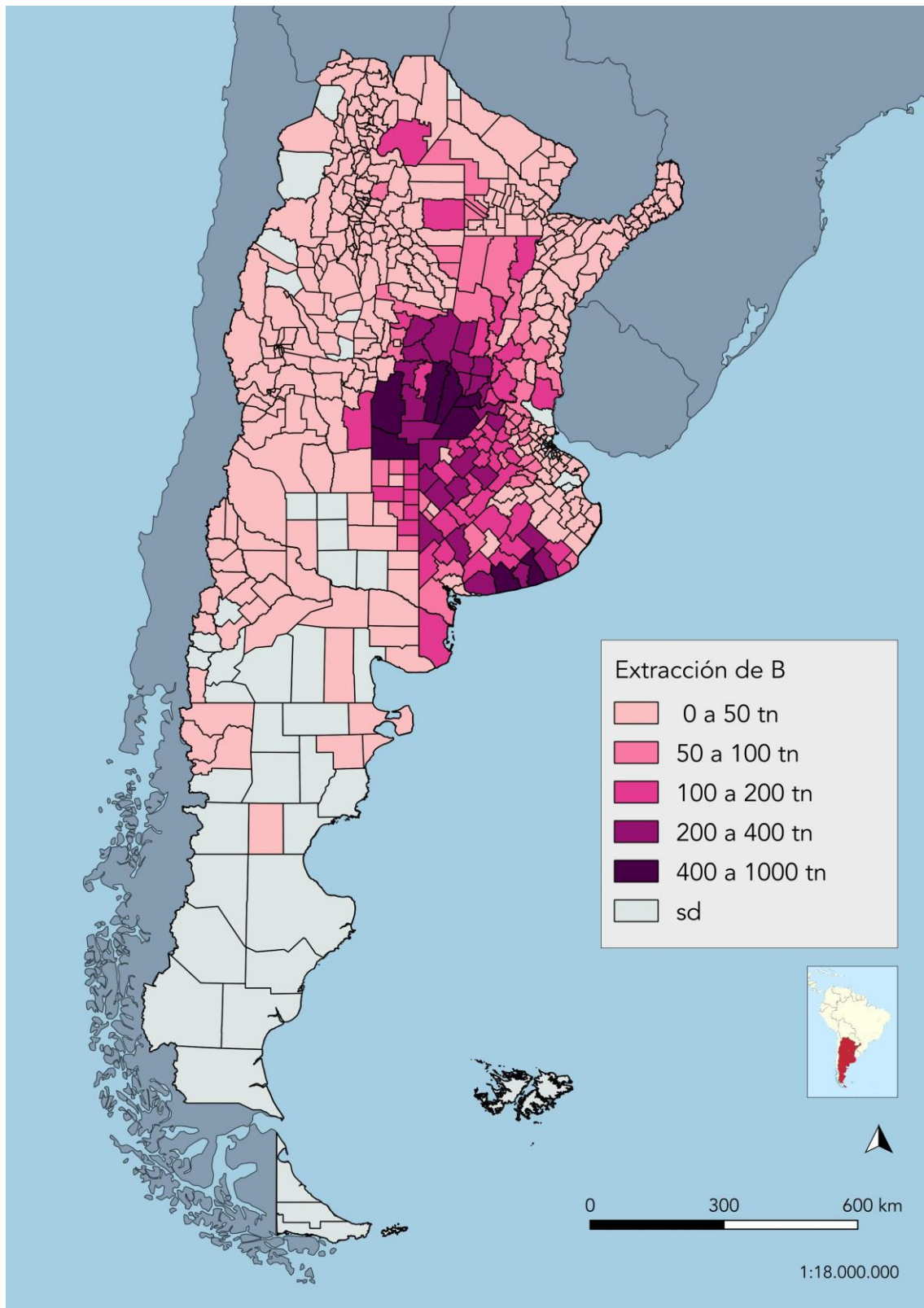


Fig. 34g. Agricultura extensiva. Mapa de extracción acumulada de B entre 1961-2015, por distrito, en miles de toneladas..

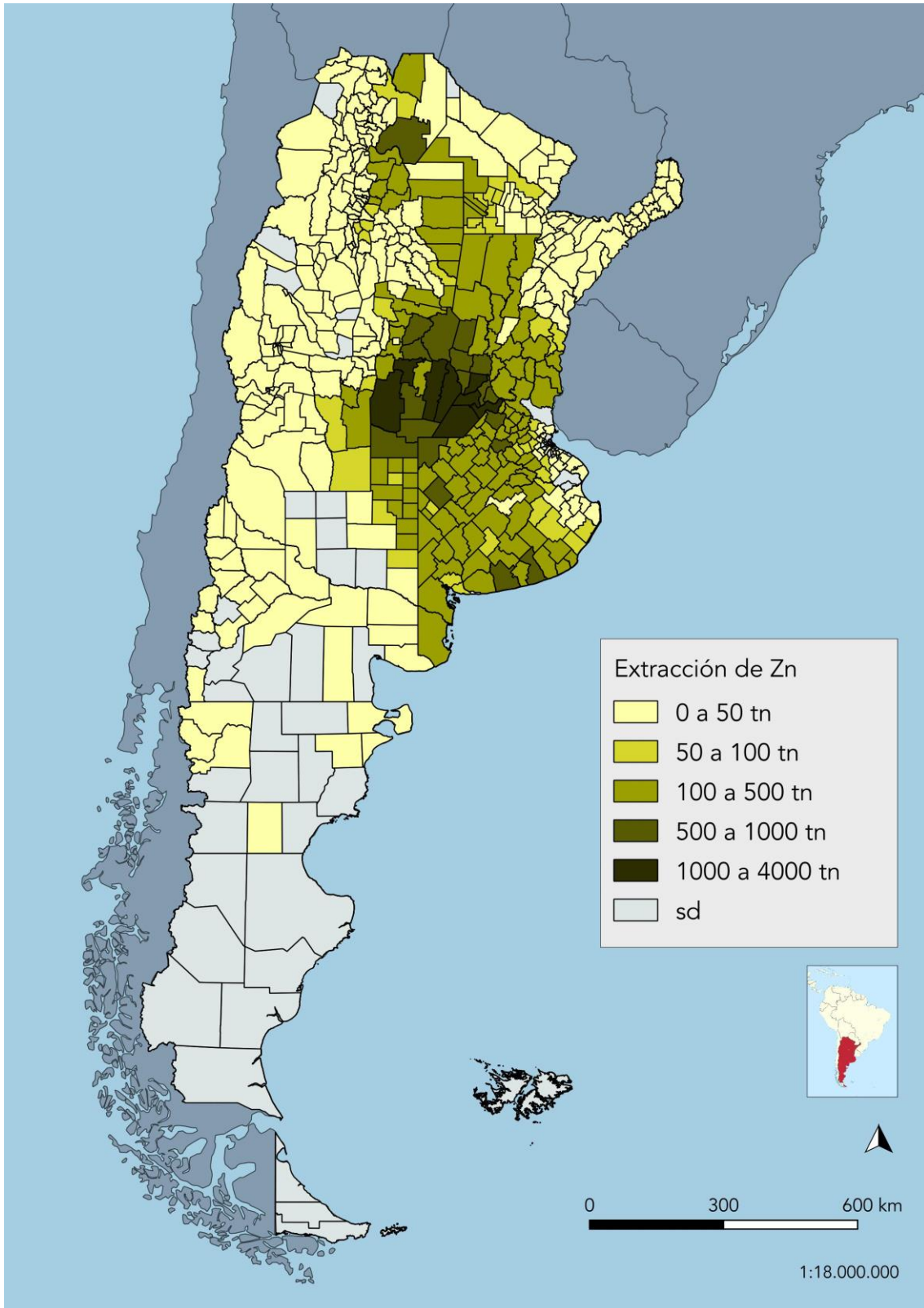


Fig. 34h. Agricultura extensiva. Mapa de extracción acumulada de Zn entre 1961-2015, por distrito, en miles de toneladas..

En las Figuras 35a-h se muestran las extracciones de cada elemento por unidad de superficie. Para el período 1961-2015, la extracción agregada a nivel nacional arrojó una media de 108 kg ha.a⁻¹. El N fue el elemento de mayor intensidad de extracción, con 65 kg ha.a⁻¹, seguido por K, con 20 kg ha.a⁻¹; P, con 10 kg ha.a⁻¹; S, con 5 kg ha.a⁻¹; Mg, con 6 kg ha.a⁻¹; Ca, con 3 kg ha.a⁻¹; Zn, con 0.06 kg ha.a⁻¹; y B, con 0.02 kg ha.a⁻¹. Las mayores exportaciones de N por unidad de área ocurrieron en el noroeste de la provincia de Buenos Aires (partidos de Colón, Pergamino, Chacabuco, Salto, Leandro N. Alem y Junín); y en el sur-centro de Santa Fe (Iriondo, San Lorenzo), con remociones de 100 a 108 kg N ha.a⁻¹. Para el P, las zonas de máxima intensidad extractiva se encontraron mayormente en el noroeste de la provincia de Buenos Aires, partidos de Leandro N. Alem, Colón, Chacabuco, Rojas, Pergamino, Florentino Ameghino, Salto y Carmen de Areco, con niveles del orden de 14 kg P ha.a⁻¹. En la región de Yungas del NOA y el umbral entre el Chaco húmedo y el Chaco seco, se dieron las mayores extracciones de K por unidad de área, superando a aquéllas del núcleo agrícola pampeano. A la cabeza estuvieron los departamentos de Ledesma, San Pedro y Santa Bárbara (Jujuy); Lules, Capital, Famaillá, Monteros y Río Chico (Tucumán); Capital (La Rioja) y Valle Viejo (Catamarca), con variaciones entre los 38 y los 62 kg K ha.a⁻¹. El S fue extraído con mayor intensidad en La Rioja (Capital, General Ocampo); Catamarca (Valle Viejo) y San Juan (Valle Fértil, Capital, Angaco, Albardón), por montos de entre 14 a 29 kg S ha.a⁻¹. El mapa del Ca mostró por su parte las máximas extracciones en el NOA, provincias de Jujuy (Palpalá, El Carmen, Dr. Manuel Belgrano) y Salta (Chicoana, La Caldera, Rosario de Lerma, Cerrillos, La Viña), en rango de entre 15 a 27 kg Ca ha.a⁻¹. Las máximas tasas de extracción de Mg, de entre 8 a 10 kg de Mg ha.a⁻¹, se dieron en Ledesma (Jujuy); los partidos de Colón, Chacabuco, Leandro N. Alem, Rojas, Salto, Pergamino y Florentino Ameghino; General López e Iriondo (Santa Fe); y Marcos Juárez (Córdoba). Finalmente, el Zn se extrajo con mayor intensidad en los departamentos de San Javier (Córdoba), y los partidos de Chacabuco, Colón, Leandro N. Alem, General Villegas, Florentino Ameghino, Salto, Rojas y San Vicente (Buenos Aires), a una tasa de 0.1 kg Zn ha.a⁻¹.

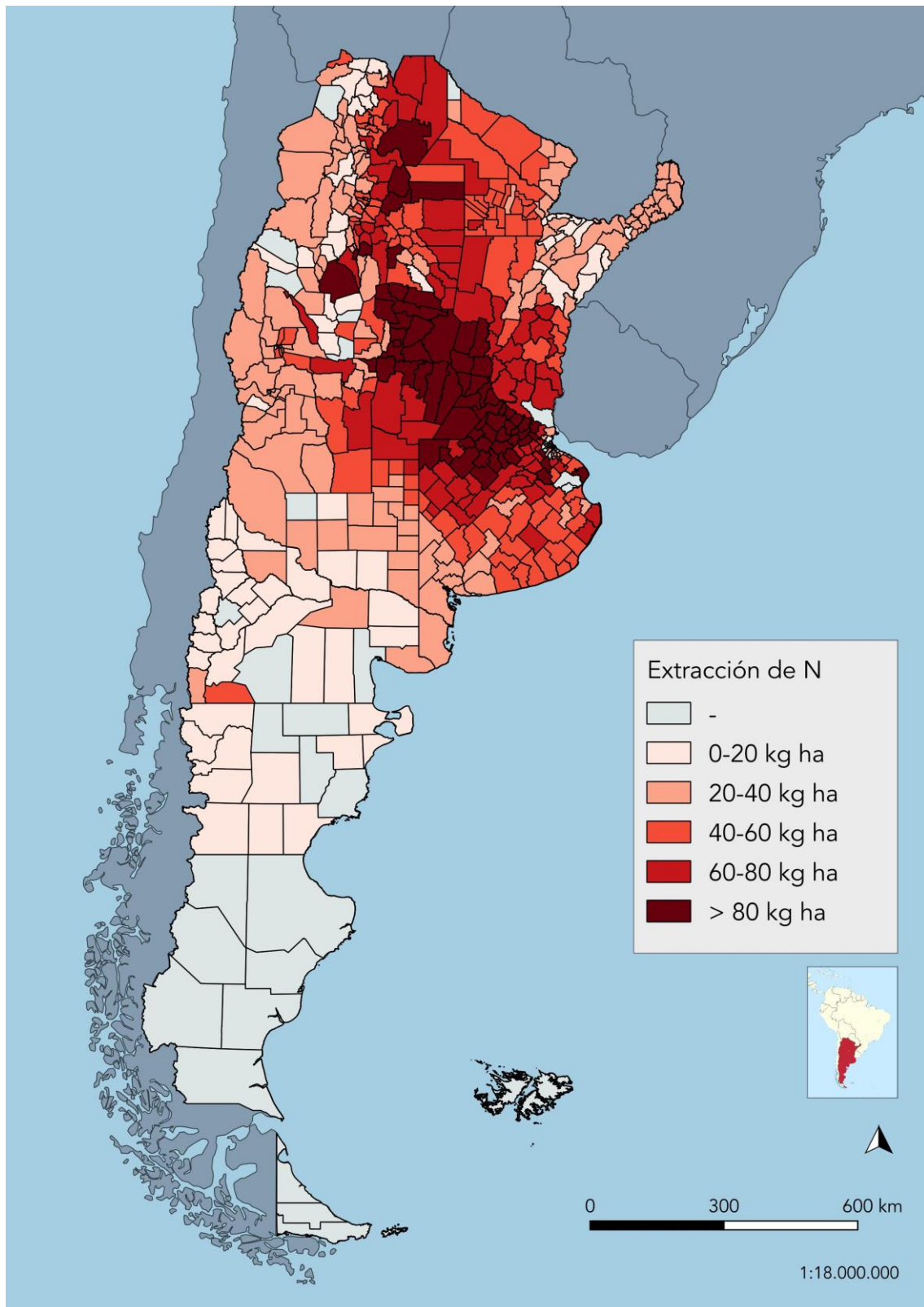


Fig. 35a. Agricultura extensiva. Mapa de extracción promedio de N por unidad de superficie entre 1961-2015, por distrito, en kilogramos por hectárea y por año.

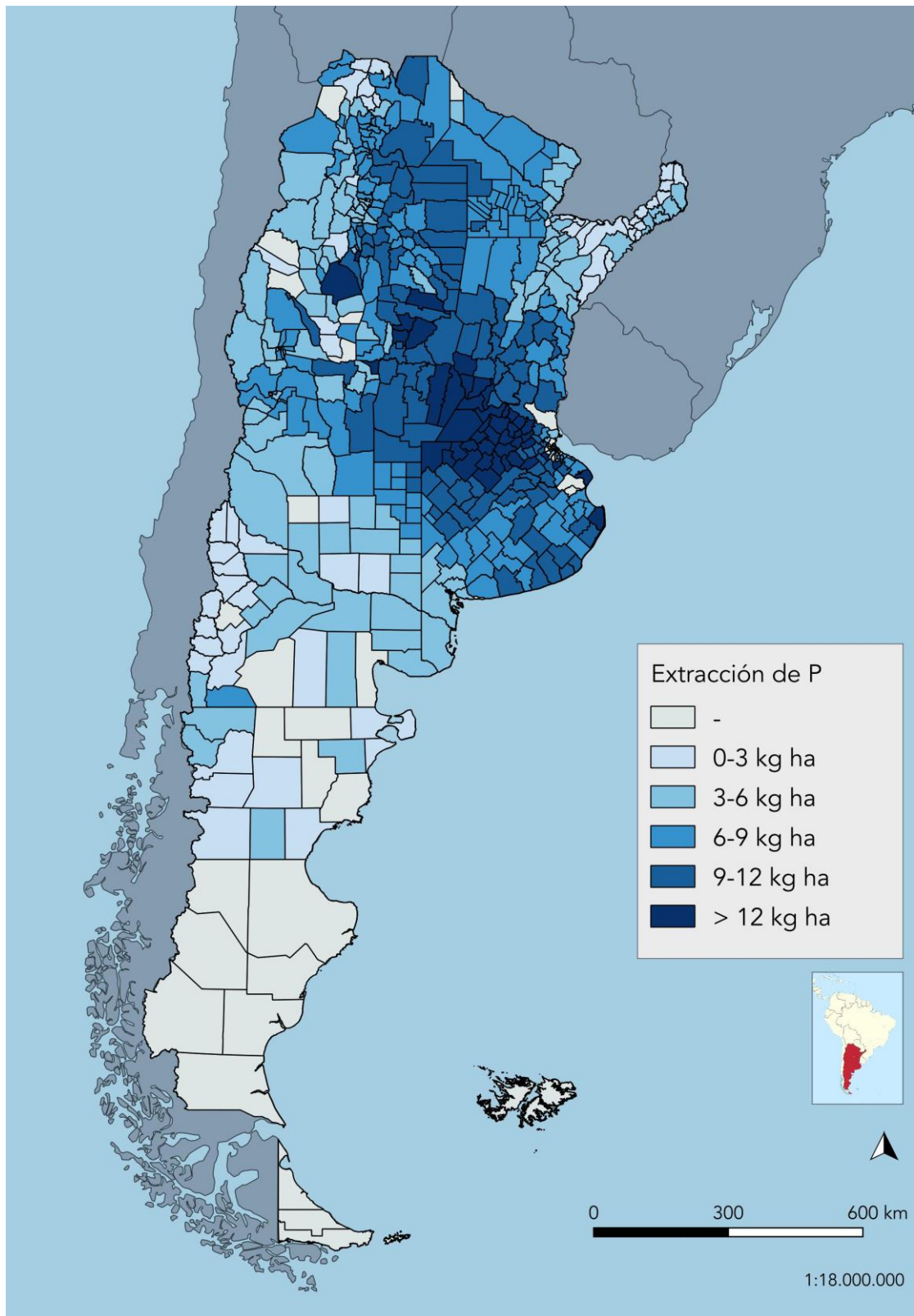


Fig. 35b. Agricultura extensiva. Mapa de extracción promedio de P por unidad de superficie entre 1961-2015, por distrito, en kilogramos por hectárea y por año.

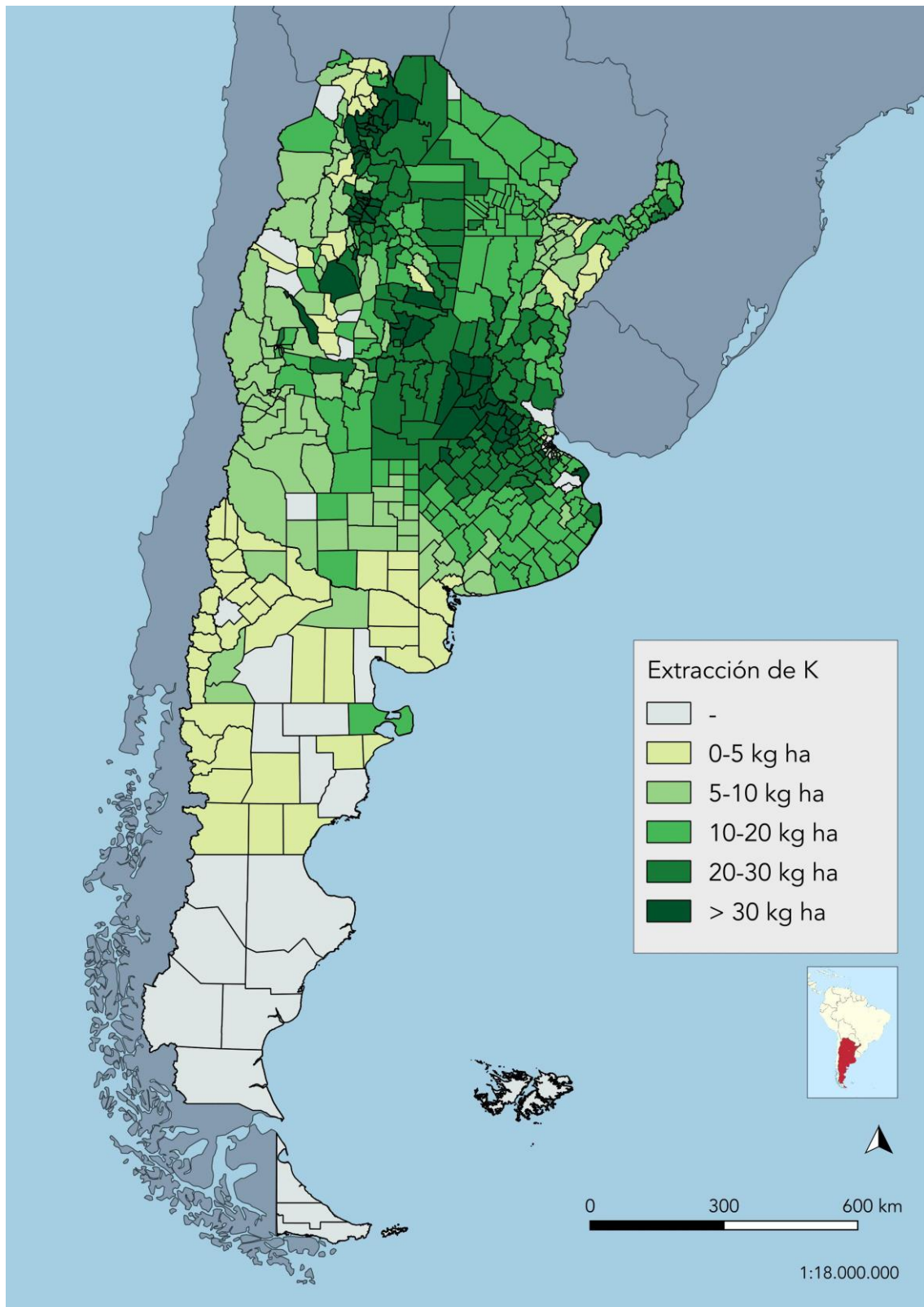


Fig. 35c. Agricultura extensiva. Mapa de extracción promedio de K por unidad de superficie entre 1961-2015, por distrito, en kilogramos por hectárea y por año.

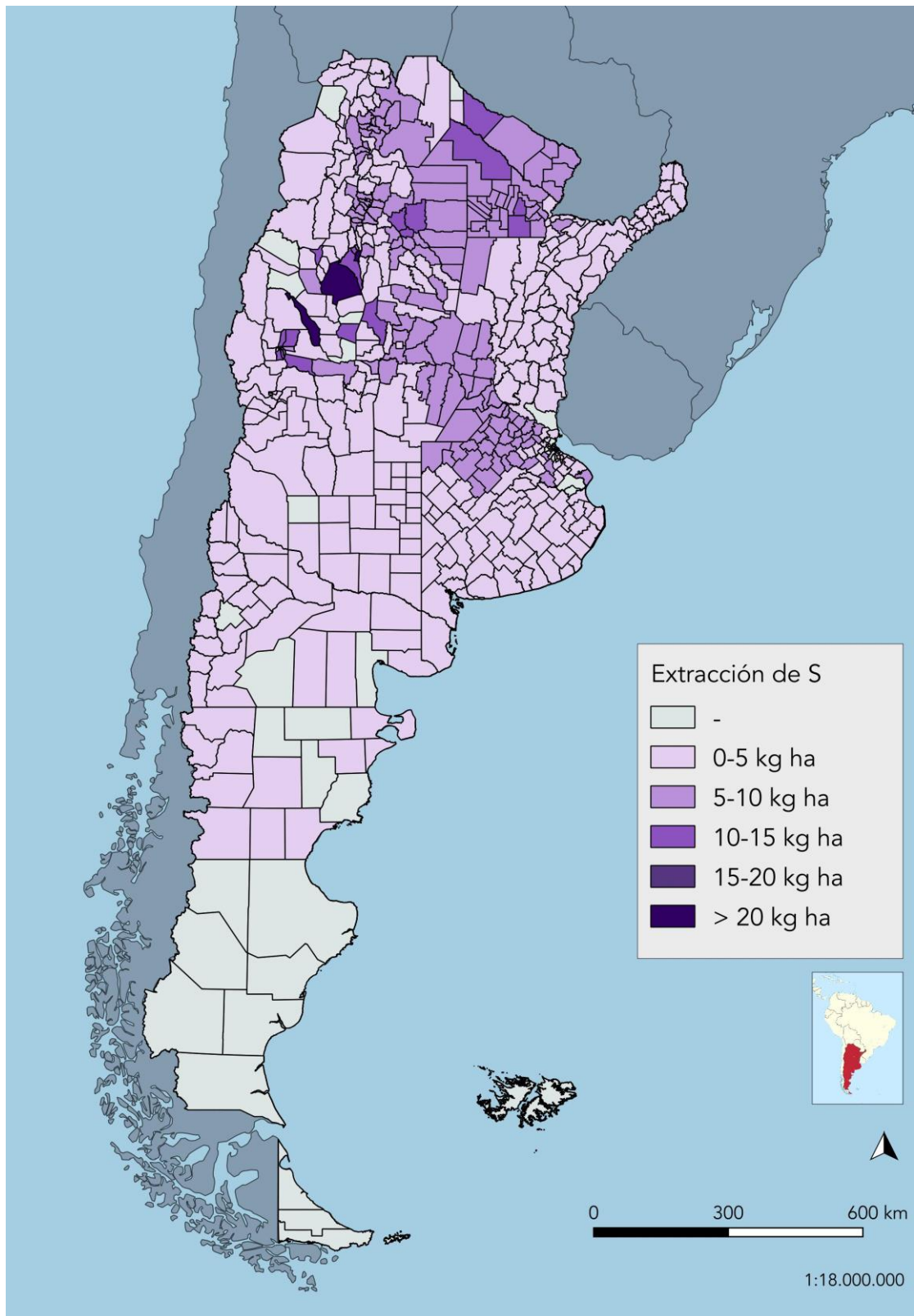


Fig. 35d. Agricultura extensiva. Mapa de extracción promedio de S por unidad de superficie entre 1961-2015, por distrito, en kilogramos por hectárea y por año.

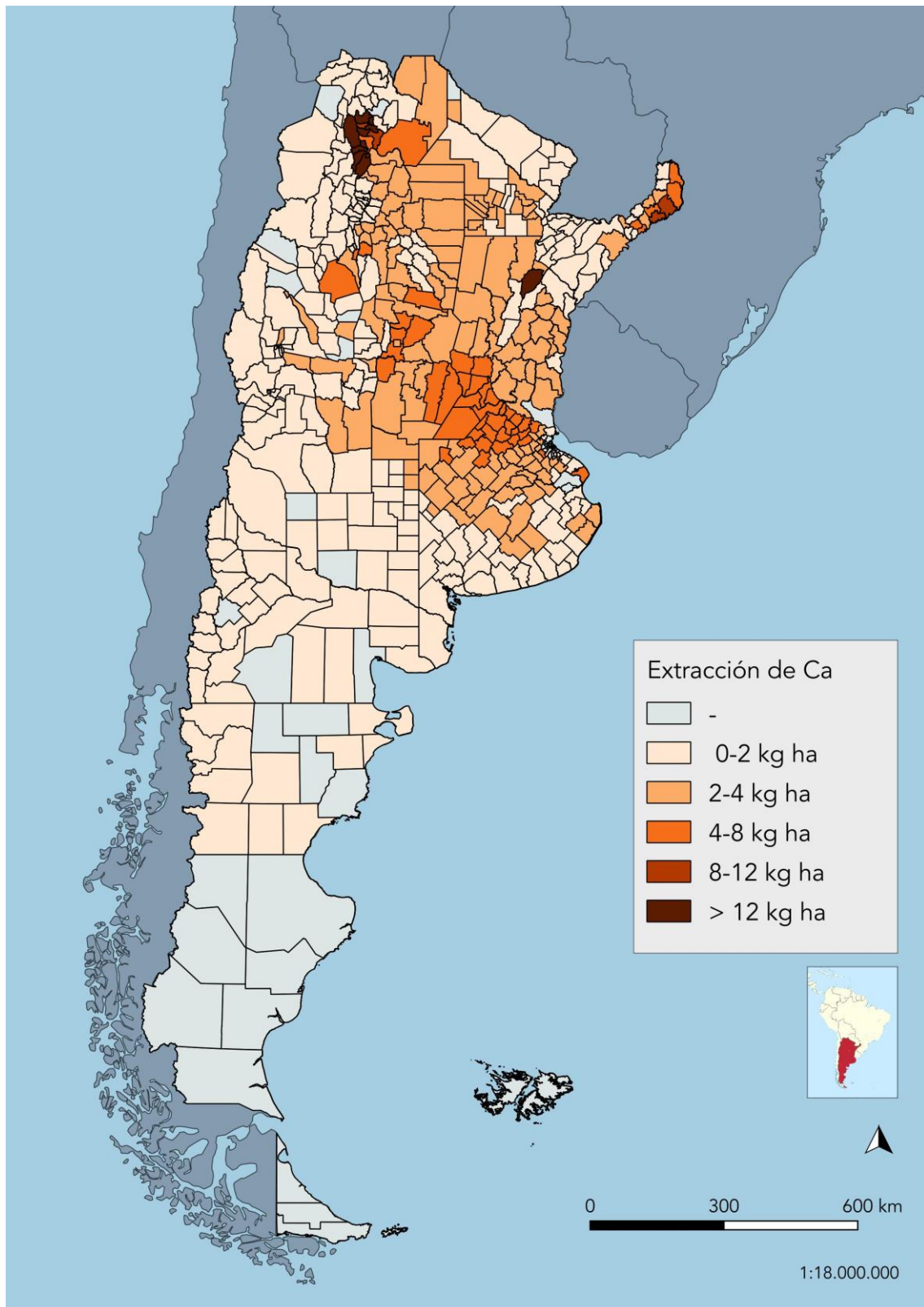


Fig. 35e. Agricultura extensiva. Mapa de extracción promedio de Ca por unidad de superficie entre 1961-2015, por distrito, en kilogramos por hectárea y por año.

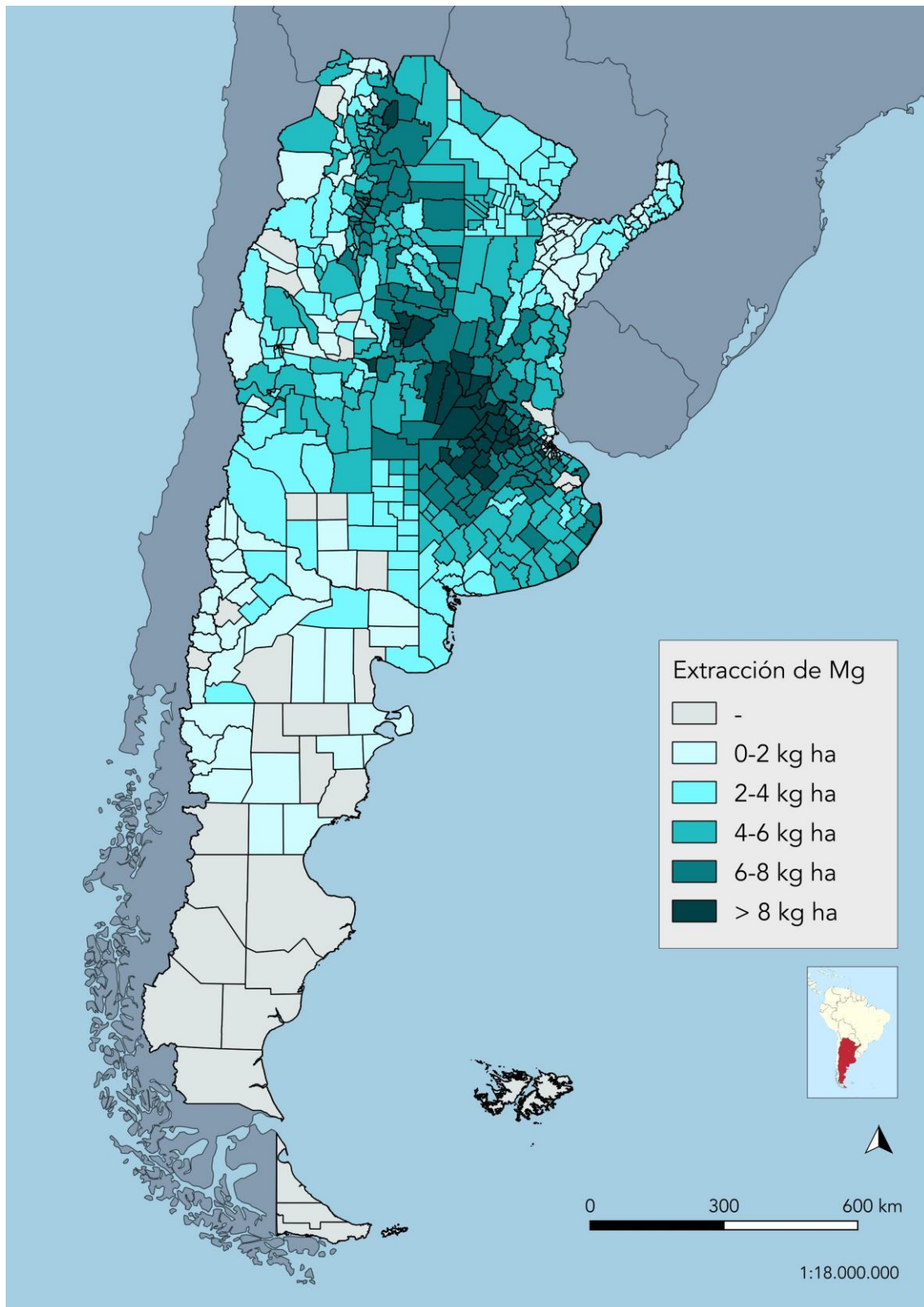


Fig. 35f. Agricultura extensiva. Mapa de extracción promedio de Mg por unidad de superficie entre 1961-2015, por distrito, en kilogramos por hectárea y por año.

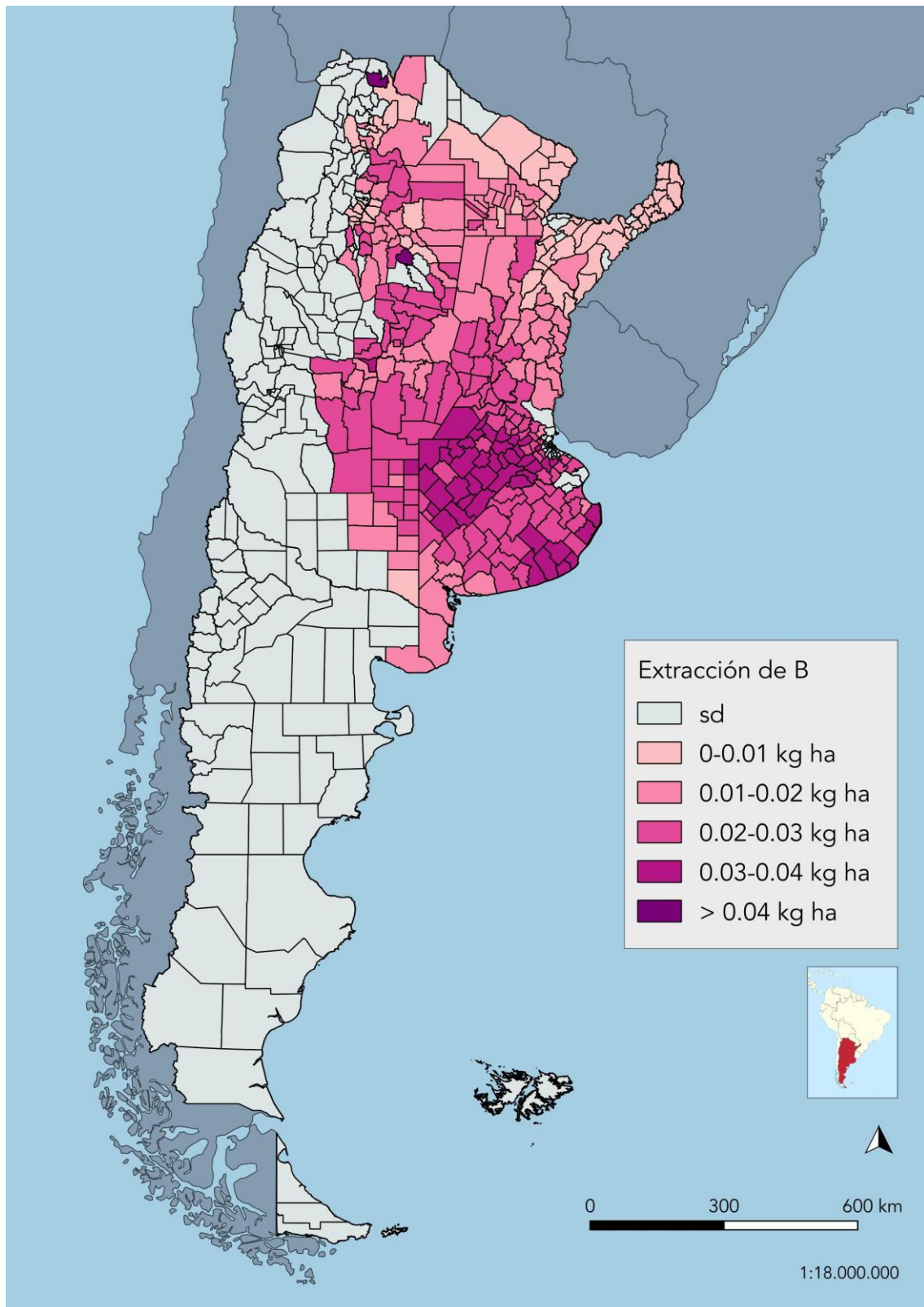


Fig. 359. Agricultura extensiva. Mapa de extracción promedio de B por unidad de superficie entre 1961-2015, por distrito, en kilogramos por hectárea y por año.

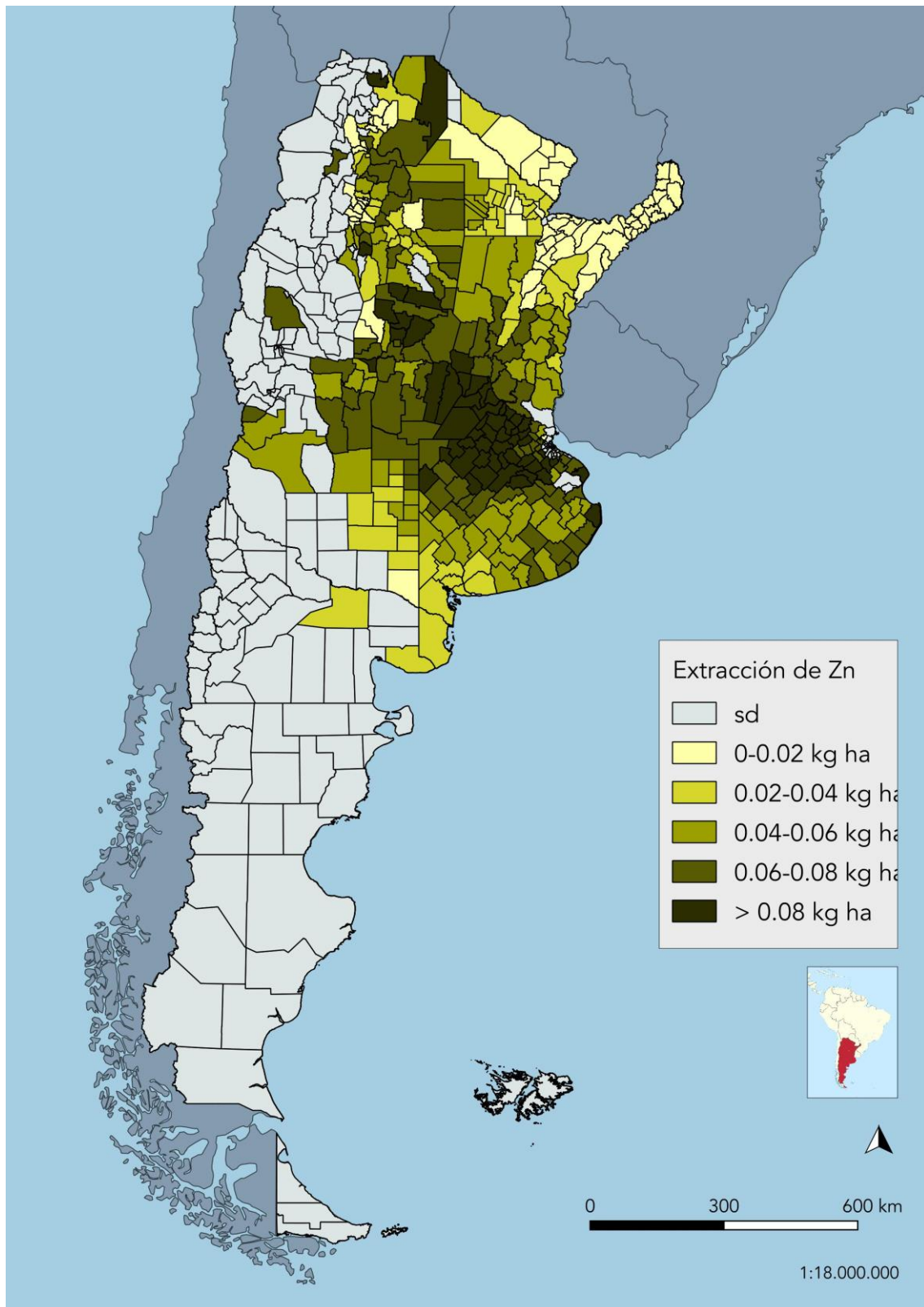


Fig. 35h. Agricultura extensiva. Mapa de extracción promedio de Zn por unidad de superficie entre 1961-2015, por distrito, en kilogramos por hectárea y por año.

Balance de nutrientes

Luego de casi seis décadas de agricultura extensiva, la superficie arable ha quedado con un saldo negativo de más de 34 Mt de nutrientes (Fig. 36 y 37), o un promedio de tanto como -30 kg de nutrientes por hectárea cosechada por año. Los balances fueron negativos para el N, P, K, Mg, B y Zn, con déficits de -6.4 Mt, -6.5 Mt, -18.8 Mt, -5.9 Mt, -25 mil t y -69 mil t, respectivamente. Por el contrario, se encontraron balances positivos para los casos del S y el Ca, de 1.9 y 2 Mt, correspondientemente.

Por el lado de la entrada nutriente, la FBN fue el flujo de ingreso más importante, con un aporte de 54.5 Mt de N, representando 56% del ingreso agregado, y 72% del ingreso de N. La fertilización aportó por su parte 18.8 Mt de nutrientes, 19% del total de ingreso acumulado: 13.1 Mt de N (17% del ingreso total de N), 4.1 Mt de P (92% del ingreso de P), 0.5 Mt de K (12% del ingreso de K) y 1.0 Mt de S (14% del ingreso de S). Estos montos han supuesto una reposición equivalente al 38% del P, 20% del S, 16% del N y 2% del K removidos por cosecha (descontadas las pérdidas por lavado y emisión). Finalmente, la deposición atmosférica contribuyó por su parte con 24.6 Mt, tanto como un 25% del ingreso nutriente: 8.2 Mt de N, 0.4 Mt de P, 3.9 Mt de K, 6.1 Mt de S, 5.2 Mt de Ca y 0.8 Mt de Mg.

En cuanto a la salida nutriente, además de la extracción por cosecha (desarrollada con mayor profundidad de análisis anteriormente), las salidas por lavado y emisión gaseosa del N fueron de 3.9 y 3.0 Mt, respectivamente (3% y 2% del egreso total de N).

Los balances de nutrientes por cultivo se muestran graficados en las Fig. 38 y 39 y se indican en la Tabla 5. El balance agregado fue negativo para todos los cultivos, con excepción de tres casos: arveja (30 mil t), té (1000 t) y maní (0.1 mil t). Los mayores déficits absolutos fueron para el cultivo de maíz, con -9.1 Mt; seguido por la soja, con -8.3 Mt; el trigo, con -6 Mt; el sorgo; con -3.6 y el girasol, con -3 Mt. El maíz tuvo igualmente el balance de N más deficitario (Fig. 37), un descubierto de más de 6 Mt, mientras que la soja describió los mayores desbalances de P (-3.2 Mt), K (-13.7 Mt), Ca (-0.7 Mt), Mg (-2.9 Mt), B (-7.9 mil t) y Zn (-31 mil t). Por otro lado, la leguminosa tuvo un fenomenal aporte de N, con un saldo positivo de 12.4 Mt, debido en casi su totalidad a la contribución de la FBN. En ese sentido, todas las leguminosas tuvieron saldos favorables de N: 132 mil t para el maní, 34 mil t para el poroto, 33 mil t para el cultivo de arvejas, 6 mil t para el garbanzo y 3 mil t para las lentejas.

Analizado por unidad de superficie (Fig. 38), los mayores déficits fueron para los cultivos de colza (-96 kg ha.a^{-1}), tung (-65 kg ha.a^{-1}), algodón (-62 kg ha.a^{-1}), sorgo (-57 kg ha.a^{-1}) y maíz (-55 kg ha.a^{-1}), entre otros, mientras que la arveja tuvo un superávit de 24 kg ha.a^{-1} , el té 1 kg ha.a^{-1} y el maní un muy pequeño margen positivo inferior a 1 kg ha.a^{-1} .

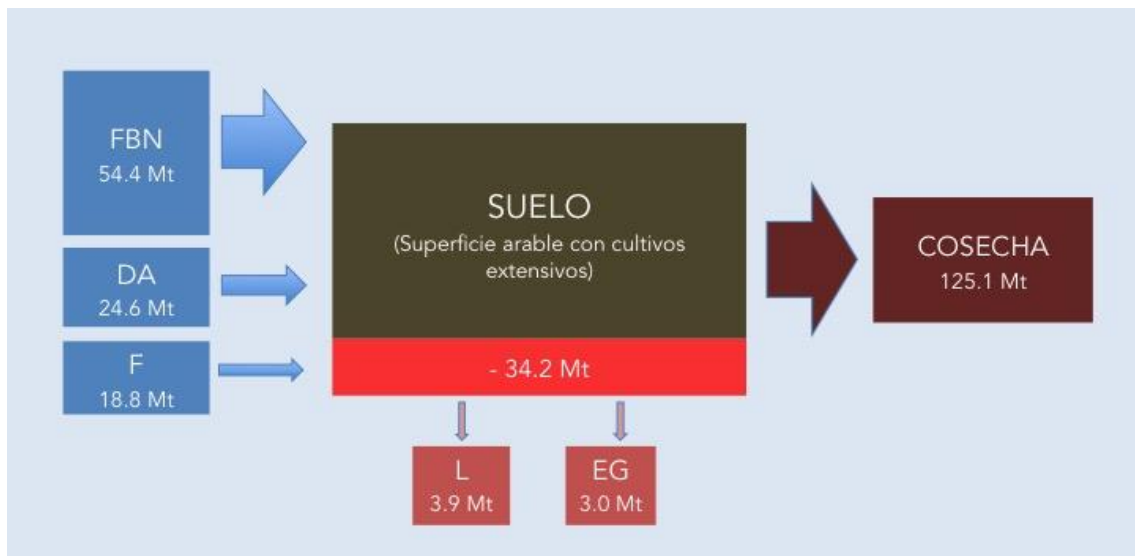


Fig. 36. Agricultura extensiva. Flujos y balance de nutrientes del sistema, para el período acumulado entre 1961 y 2015, en millones de toneladas.

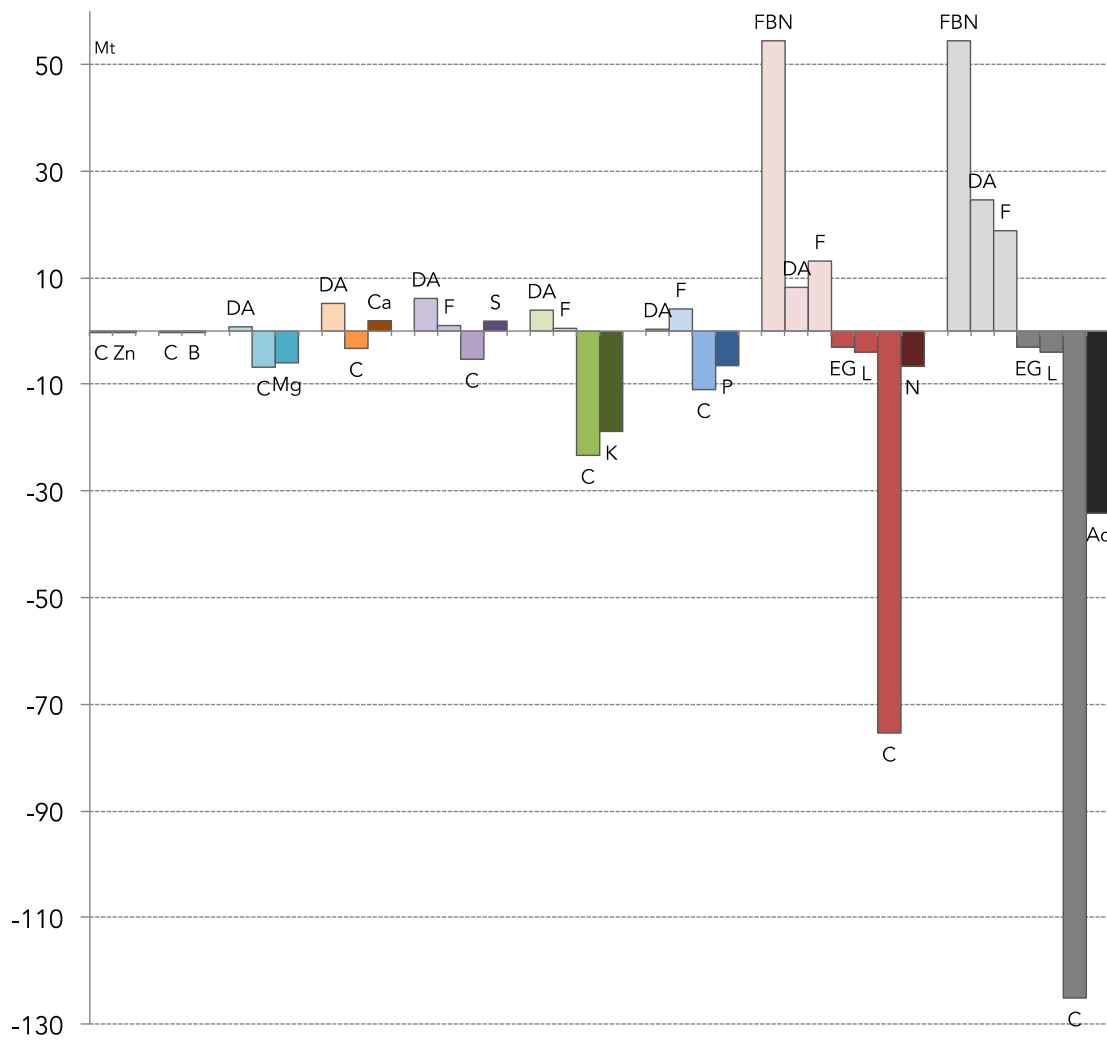


Fig. 37. Agricultura extensiva. Flujos de entrada, salida y balance de nutrientes para el período entre 1961 y 2015, en millones de toneladas. Ref.: Ac, acumulado; C, cosecha; DA, deposición atmosférica; EG, emisión gaseosa; F, fertilización; FBN, fijación biológica; L, lavado.

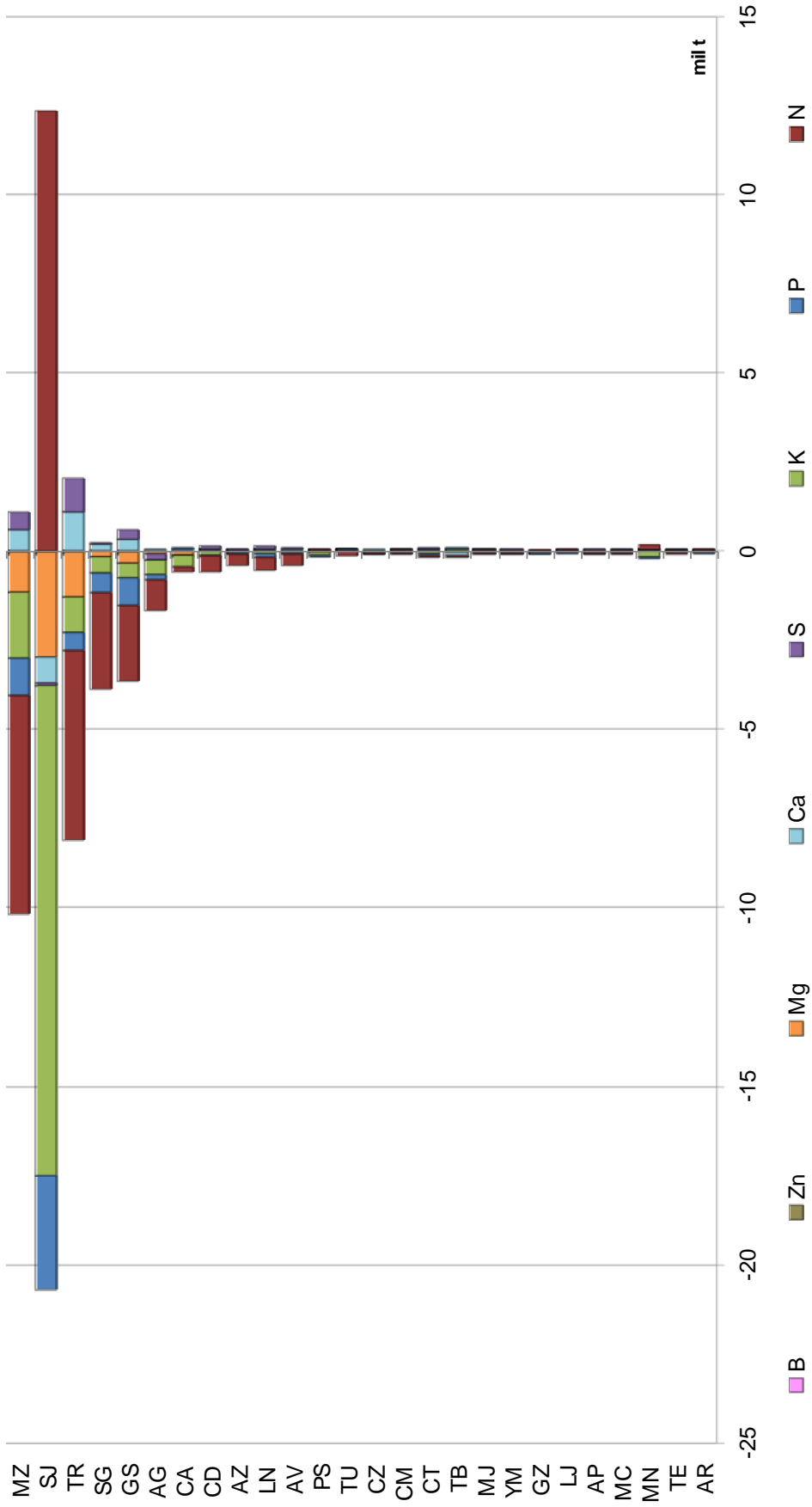


Fig. 38. Agricultura extensiva . Balance acumulado de nutrientes por cultivo, para el período entre 1961 y 2015, en miles de toneladas. Referencias: AG: algodón; AP: alpiste; AR: arveja seca; AV: avena; AZ: arroz; CA: caña de azúcar; CD: cebada; CM: cártamo; CT: centeno; CZ: colza; GS: girasol; GZ: garbanzo; LJ: lenteja; LN: lino; MC: mandioca; MJ: mijo; MN: maní; MZ: maíz; PS: porotos seco; SG: sorgo; SJ: soja; TB: tabaco; TE: té; TR: trigo; TU: tung; YM: yerba mate.

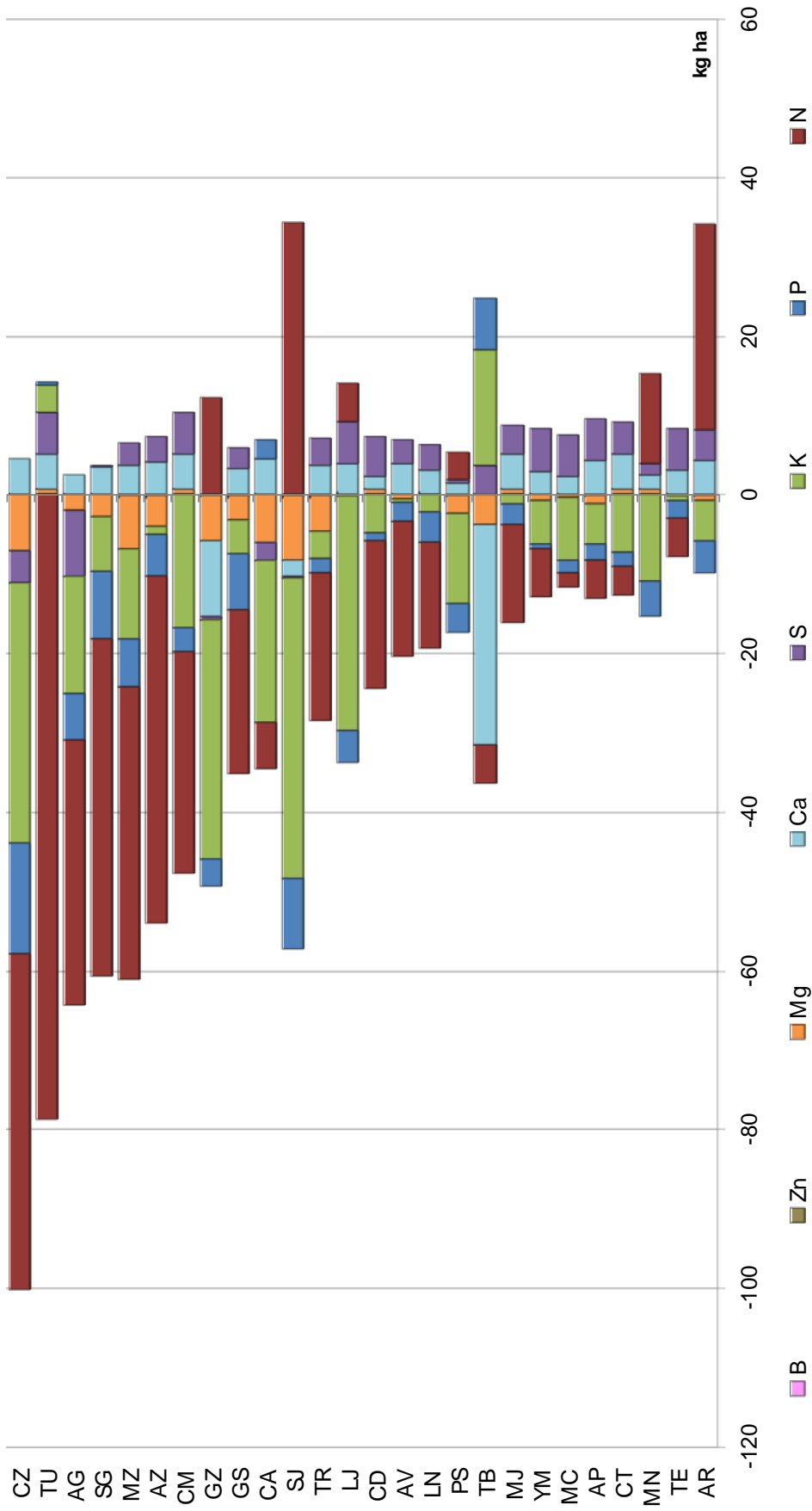


Fig. 39. Agricultura extensiva. Balance promedio de nutrientes por cultivo, por unidad de área, para el período entre 1961 y 2015, en kilogramos por hectárea y por año. Referencias: AG: algodón; AP: alpiste; AR: arveja seca; AV: avena; AZ: arveja seca; CA: caña de azúcar; CD: cebada; CM: cártamo; CT: centeno; CZ: colza; GS: girasol; GZ: garbanzo; LJ: lenteja; LN: lino; MC: mandioca; MJ: mijo; MN: maní; MZ: maíz; PS: porotos seco; SG: sorgo; SJ: soja; TB: tabaco; TE: té; TR: trigo; TU: tung; YM: yerba mate.

Balances de nutrientes para los cultivos extensivos (1961-2015)

Cultivo	N mil t	kg ha	P mil t	kg ha	K mil t	kg ha	S mil t	kg ha	Ca mil t	kg ha	Mg mil t	kg ha	Zn mil t	kg ha	B mil t	kg ha	Acumulado mil t	kg ha
Alpiste	-10	-5	-4	-2	-10	-5	11	5	9	4	-2	-1	-0,1	0,0	sd	-6	-4	
Mijo	-65	-12	-15	-3	-6	-1	19	4	24	5	4	1	sd	sd	sd	-39	-7	
Centeno	-42	-4	-21	-2	-82	-7	45	4	51	5	8	1	sd	sd	sd	-41	-4	
Avena	-323	-17	-45	-2	-7	0	58	3	76	4	-11	-1	sd	sd	sd	-252	-13	
Arroz	-322	-44	-39	-5	-8	-1	25	3	30	4	-27	-4	-0,1	-0,1	-0,3	-341	-47	
Cebada	-423	-19	-21	-1	-108	-5	114	5	37	2	16	1	sd	sd	sd	-385	-17	
Sorgo	-2.700	-43	-528	-8	-445	-7	17	0	219	3	-170	-3	sd	sd	sd	-3.607	-57	
Trigo	-5.316	-19	-497	-2	-1.001	-4	968	3	1.088	4	-1.261	-4	-13	0,0	-6	-6.038	-21	
Maiz	-6.135	-37	-1.023	-6	-1.874	-11	460	3	626	4	-1.106	-7	-18	-0,1	-6	-9.076	-55	
Cereales	-15.336	-26	-2.193	-4	-3.541	-6	1.717	3	2.160	4	-2.549	-4	-31	-0,1	-12	-19.786	-34	
Cártamo	-34	-28	-4	-3	-20	-17	7	5	6	5	1	1	sd	sd	sd	-44	-37	
Colza	-29	-42	-9	-14	-22	-33	-3	-4	3	5	-5	-7	sd	sd	sd	-65	-96	
Tung	-121	-79	1	0,3	5	3	8	5	7	5	1	1	sd	sd	sd	-99	-65	
Lino	-349	-14	-98	-4	-54	-2	83	3	80	3	2	0	sd	sd	sd	-336	-13	
Girasol	-2.124	-21	-746	-7	-426	-4	280	3	333	3	-318	-3	-7	-0,1	-5	-3.013	-29	
Soja	12.374	34	-3.200	-9	-13.734	-38	-68	0	-739	-2	-2.897	-8	-31	-0,1	-8	-8.303	-23	
Oleaginosas	9.717	20	-4.057	-8	-14.251	-29	307	1	-310	-1	-3.216	-7	-38	-0,1	-13	-11.861	-24	
Algodón	-848	-33	-149	-6	-373	-15	-213	-8	64	3	-49	-2	sd	sd	sd	-1568	-62	
Caña de azúcar	-92	-6	38	2	-323	-21	-33	-2	71	5	-95	-6	sd	sd	sd	-434	-28	
Mandioca	-2	-2	-2	-2	-8	-8	5	5	2	2	0	0	sd	sd	sd	-5	-4	
Tabaco	-17	-5	22	7	50	15	13	4	-95	-28	-13	-4	sd	sd	sd	-40	-12	
Té	-9	-5	-4	-2	-1	-1	10	5	6	3	0	0	sd	sd	sd	2	1	
Yerba mate	-40	-6	-4	-1	-36	-5	35	5	20	3	-5	-1	sd	sd	sd	-30	-5	
Cultivos Industriales	-1.008	-15	-99	-2	-691	-10	-183	-3	68	1	-163	-2	sd	sd	sd	-2.076	-30	
Arveja	33	26	-5	-4	-6	-5	5	4	5	4	-1	-1	sd	sd	sd	31	24	
Garbanzo	6	12	-2	-3	-15	-30	-0,1	0	-5	-10	-3	-6	sd	sd	sd	-19	-37	
Lenteja	3	5	-3	-4	-20	-30	4	5	3	4	0	0	sd	sd	sd	-13	-20	
Maní	160	11	-61	-4	-154	-11	19	1	26	2	10	1	sd	sd	sd	0	0	
Poroto	34	3	-35	-4	-109	-11	4	0	15	2	-22	-2	sd	sd	sd	-113	-12	
Leguminosas	236	20	-106	-9	-304	-25	32	3	44	4	-16	-1	sd	sd	sd	-114	-10	
Total	-6.391	-6	-6.455	-6	-18.787	-16	1.873	2	1.962	2	-5.944	-5	-69	-0,1	-25	-33.837	-30	

Tabla 5. Agricultura extensiva. Balance acumulado de nutrientes por cultivo, para el período entre 1961 y 2015.

La evolución del balance de nutrientes de la agricultura extensiva se muestra en las Fig. 40 y 41. El balance agregado fue negativo durante todo el período, con una marcada tendencia al déficit que, en efecto, alcanzó el récord en el año 2015, con un saldo negativo de -1616 Mt de nutrientes. Tanto P como K, Mg, B y Zn han arrojado balances negativos para todos los años del lapso de estudio. Todos, asimismo, alcanzaron valores deficitarios récord en los últimos años: -325 mil t de P (2015); -1.1 Mt de K (2014); -303 mil t de Mg (2014); -1100 t de B (2014) y -3500 t de Zn (2015). El N describió déficits anuales para un poco más de la mitad del período, oscilando entre -130 a -450 mil t año⁻¹, situación que comenzó a revertirse sólo hacia el último tercio del período de análisis, en parte gracias a la mayor contribución de la fertilización mineral pero, particularmente, debido al creciente aporte de la FBN con la expansión del cultivo de soja. El Ca describió balances positivos hasta mediados de la década de 2010s, cuando luego de una gradual tendencia decreciente, comenzó a alternar entre años deficitarios y años superavitarios, entre un rango de -30 a 30 mil t año⁻¹. Finalmente, el balance del S fue positivo casi la totalidad del periodo, oscilando en un rango de 4 a 86 mil t año⁻¹, con la excepción del año 2015, en que el balance arrojó un déficit de mil toneladas.

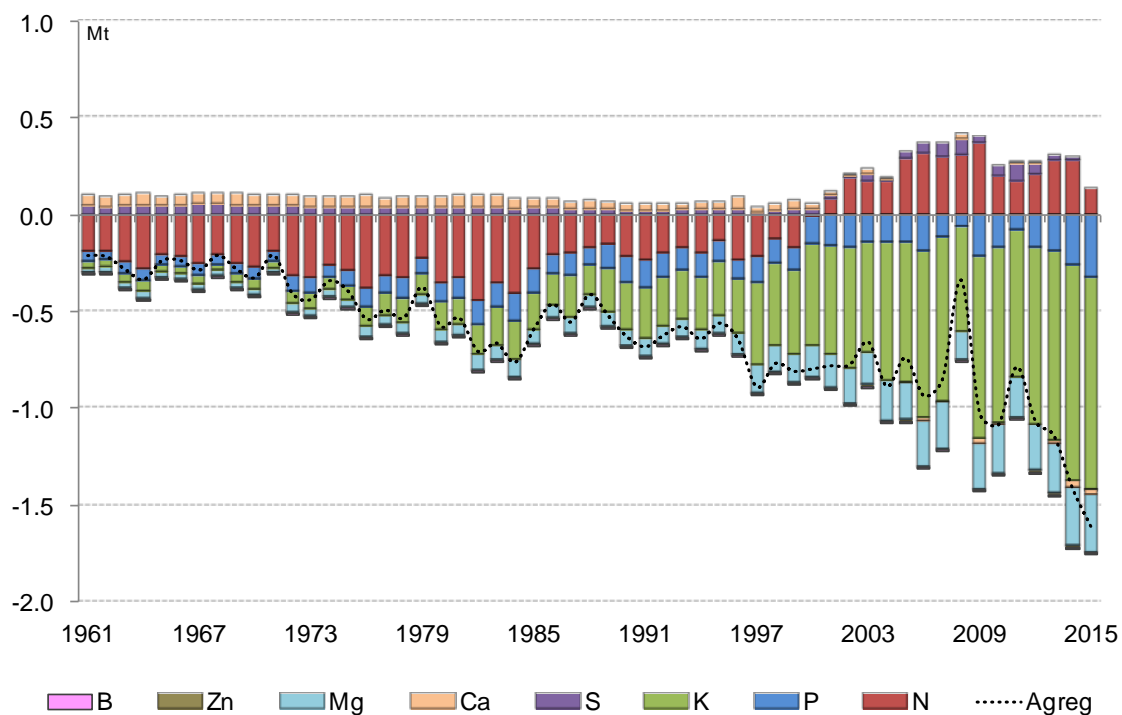


Fig. 40. Agricultura extensiva. Evolución del balance acumulado de nutrientes durante el período 1961-2015, en millones de toneladas.

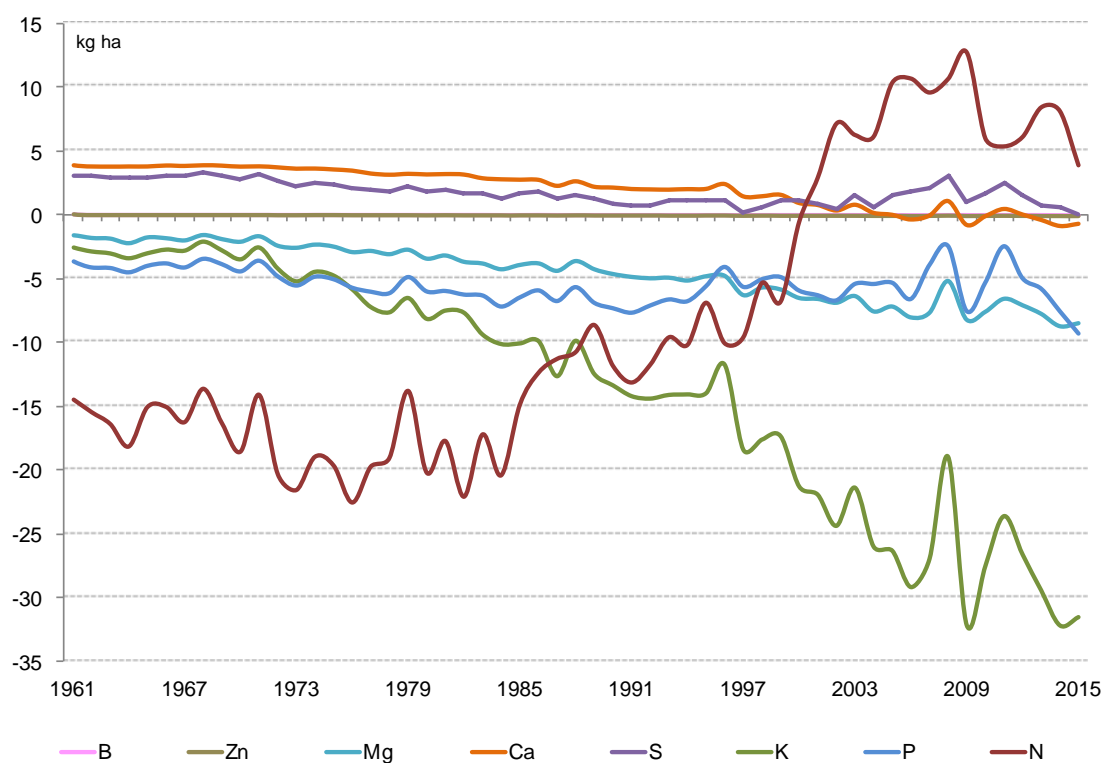


Fig. 41. Agricultura extensiva. Evolución del balance de nutrientes por unidad de área, durante el período entre 1961 y 2015, en kilogramos por hectárea.

Las resultantes espaciales de los balances de nutrientes para el período acumulado se muestran en las Fig. 42a-h. Una significativa cantidad de distritos presentaron balances positivos de N, con saldos positivos de entre 50 a 200 mil t de N: Iriondo, Caseros, Constitución, San Jerónimo, Rosario, San Lorenzo (Santa Fe); Marcos Juárez, Unión, Tercero Arriba, Río Primero (Córdoba); Anta (Salta); entre otros. La mayoría, sin embargo, tuvieron balances negativos, los más relevantes situados en el sudeste bonaerense (Tres Arroyos, Necochea, Balcarce, Lobería, Tandil, Coronel Dorrego), centro-sur de Córdoba (Río Cuarto, General Roca, Presidente Roque Sáenz Peña); centro-oeste y sudoeste bonaerense (Adolfo Alsina, Trenque Láuquen, Pehuajó, Puán, Coronel Suárez, Saavedra).

El P también tuvo balances positivos en ciertos distritos, la mayoría de poca relevancia agrícola, y de baja magnitud relativa (superávit de 0 a 5 mil t). La mayoría de los distritos, sin embargo, presentaron un déficit de P para el período de análisis, siendo los desbalances más severos del orden de -100 a -300 mil t de P, en departamentos de la zona núcleo agrícola como General López, Caseros, Constitución e Iriondo (Santa Fe); y Marcos Juárez, Río Cuarto, Tercero Arriba, Unión, San Justo y Río Segundo (Córdoba).

De entre todos los elementos, el K fue el que presentó los desbalances más drásticos, así como la mayor cantidad de distritos con desbalances (con excepción del B y el Zn). La zona más afectada fue el núcleo agrícola, con departamentos como General López, Caseros, Iriondo, Constitución y San Martín (Santa Fe); Marcos Juárez, Unión, Río Cuarto y Tercero Arriba (Córdoba); o Pergamino (Buenos Aires), entre otros, donde se computaron deficiencias acumuladas de entre -100 mil t a -1 Mt de K.

Junto con el Ca, el S fue uno de los elementos que tuvieron mayormente balances superavitarios, aunque de baja magnitud. Los excedentes más importantes se observaron para los cultivos extensivos implantados en el sudeste y sudoeste bonaerense, así como el centro-este y sudeste cordobés. Por el contrario, aparecieron déficits en la zona norte del Gran Chaco, junto con otros distritos aledaños; departamentos como Mayor Luis J. Fontana, O'Higgins, General Güemes, Comandante Fernández, Libertador General San Martín, Fray Justo Santa María de Oro y Quitilipi (Chaco); Ledesma y San Pedro (Jujuy); o Moreno y Banda (Sgo. del Estero), tuvieron déficits de entre -1 a -15 mil t de S.

La mayoría de los departamentos presentaron saldos positivos de Ca, con la excepción de algunos pocos donde el ingreso por deposición atmosférica no logró compensar las pérdidas, particularmente en el noreste de la provincia de Misiones, zona donde es predominante el cultivo de la yerba mate, altamente extractivo en Ca. El Mg tuvo los balances más negativos en los departamentos de General López, Caseros, Iriondo y Constitución (Santa Fe); Marcos Juárez, Unión y Río Cuarto (Córdoba), con saldos de entre -90 mil t a -274 mil t.

Finalmente, para los casos del B y el Zn, los balances son negativos en todos los distritos, en tanto no existen medios de ingreso para reponer lo exportado en la cosecha. Para B, los departamentos de General López (Santa Fe); Marcos Juárez, Río Cuarto y Unión (Córdoba); Tres Arroyos y Necochea (Buenos Aires), presentaron los déficits más pronunciados, entre -450 a -1100 t. Para Zn, los mismo fueron General López, Caseros, Constitución e Iriondo (Santa Fe); Marcos Juárez, Río Cuarto y Unión (Córdoba), con saldos negativos de entre -1000 a -3300 t.

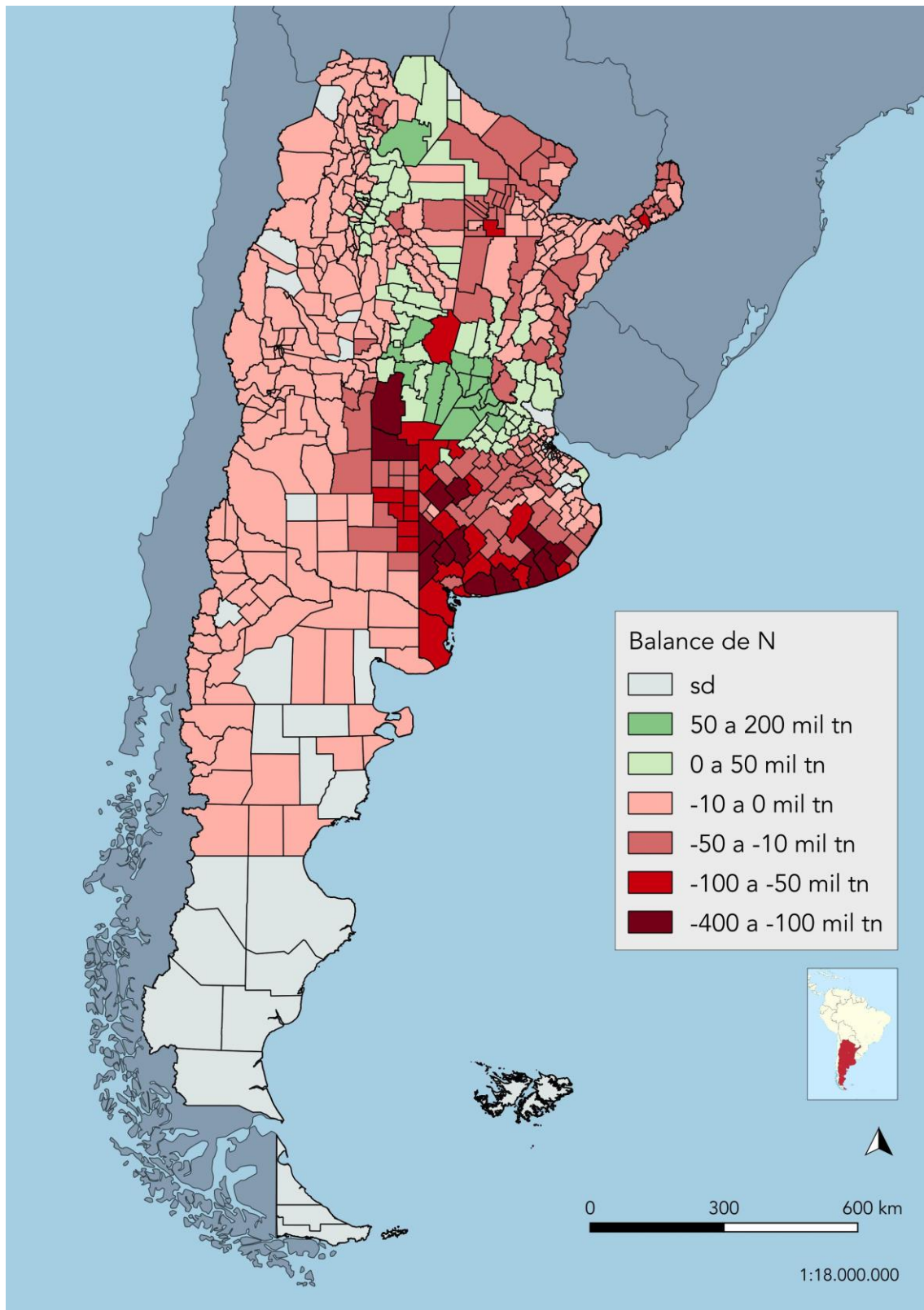


Fig. 42a. Agricultura extensiva. Balance acumulado de N por distrito, para el período entre 1961 y 2015, en miles de toneladas.

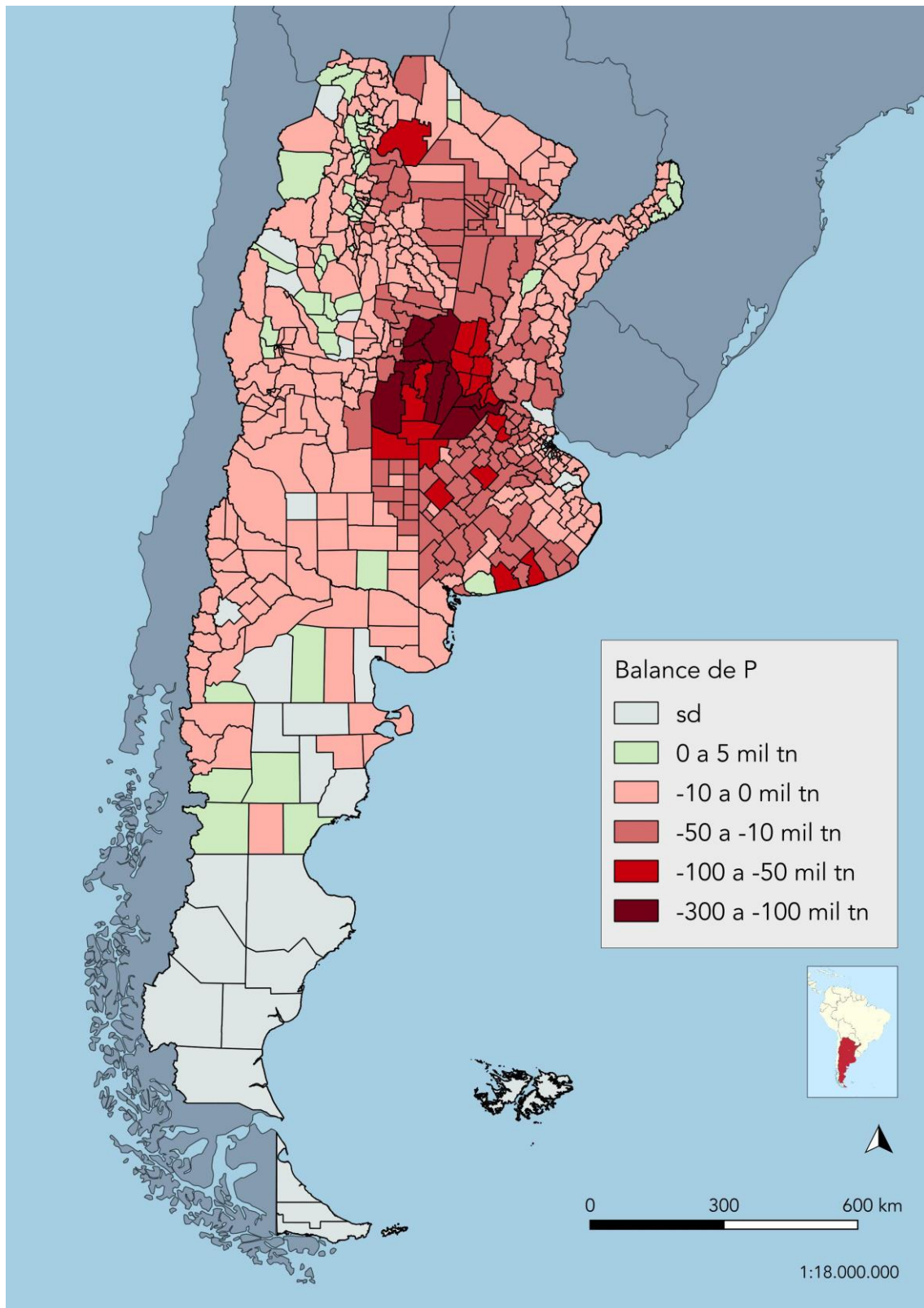


Fig. 42b. Agricultura extensiva. Balance acumulado de P por distrito, para el período entre 1961 y 2015, en miles de toneladas.

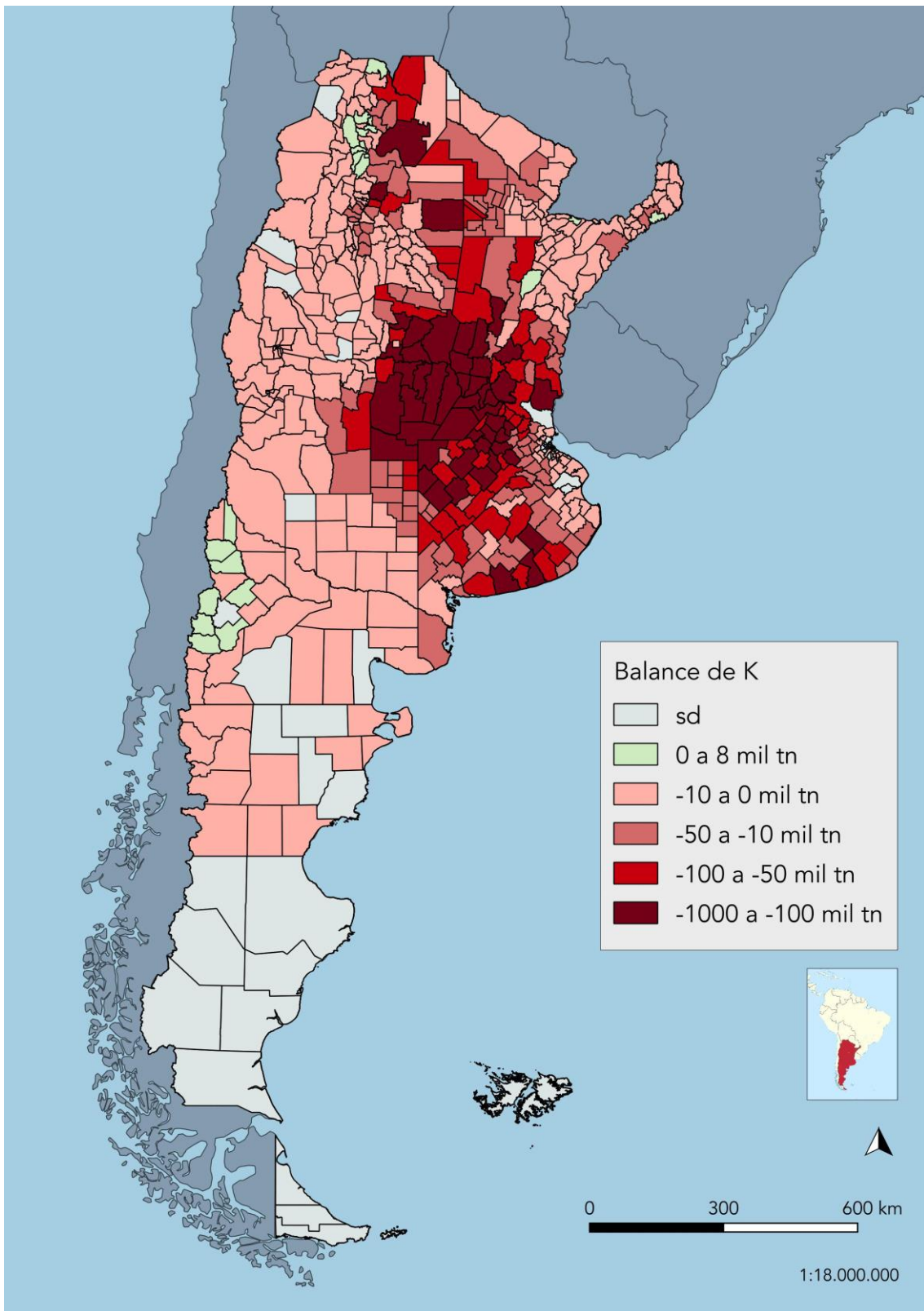


Fig. 42c. Agricultura extensiva. Balance acumulado de K por distrito, para el período entre 1961 y 2015, en miles de toneladas.

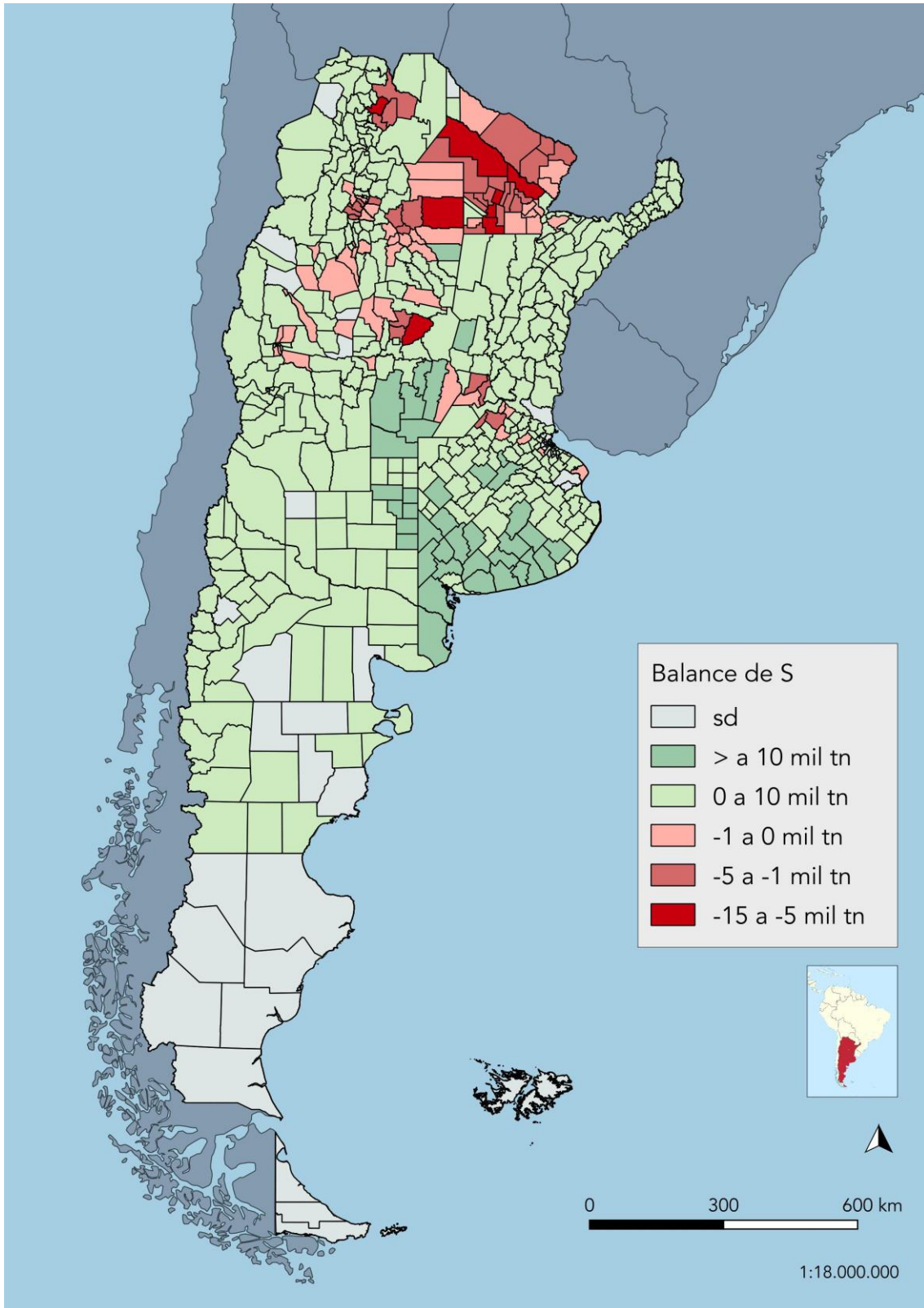


Fig. 42d. Agricultura extensiva. Balance acumulado de S por distrito, para el período entre 1961 y 2015, en miles de toneladas.

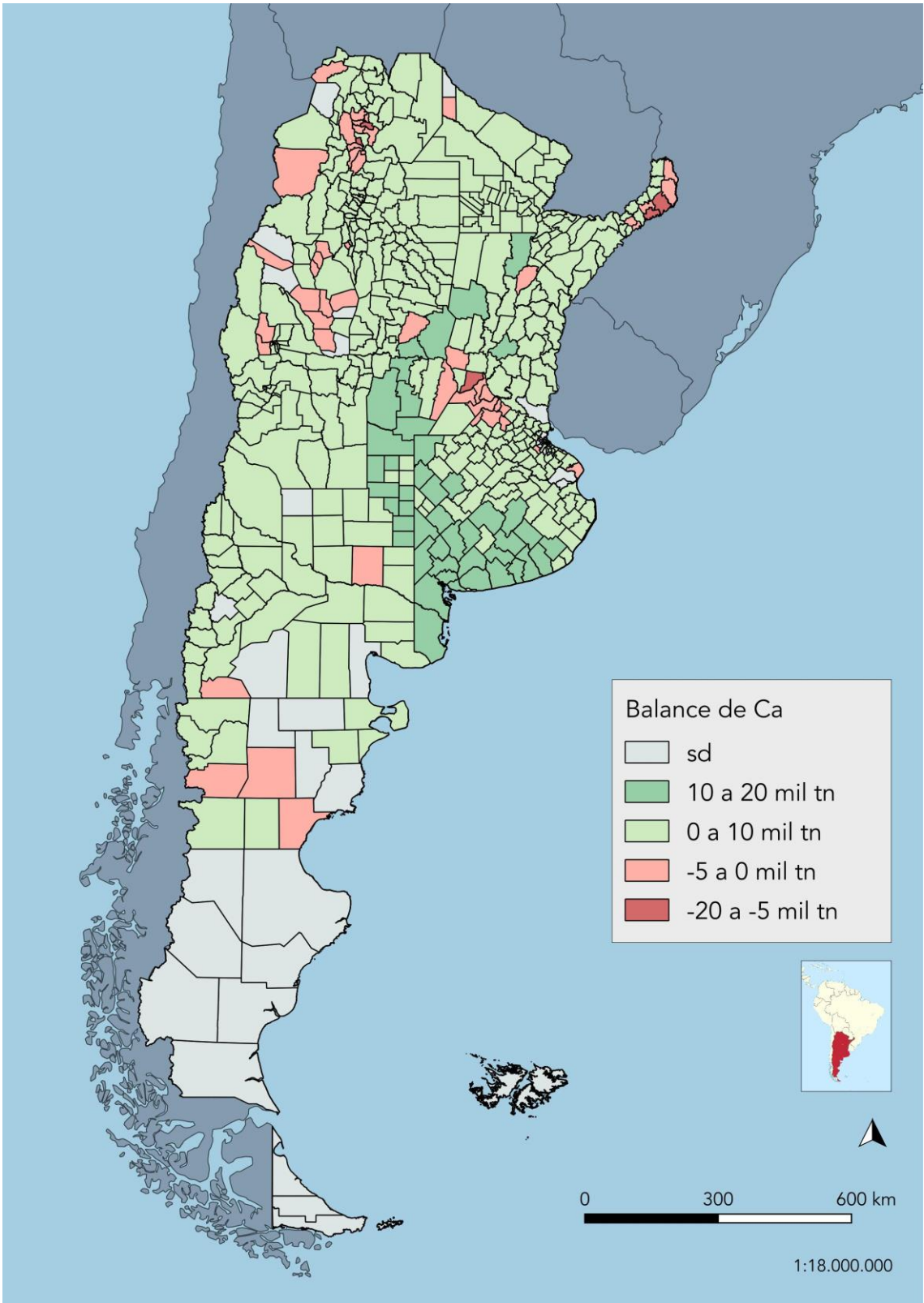


Fig. 42e. Agricultura extensiva. Balance acumulado de Ca por distrito, para el período entre 1961 y 2015, en miles de toneladas.

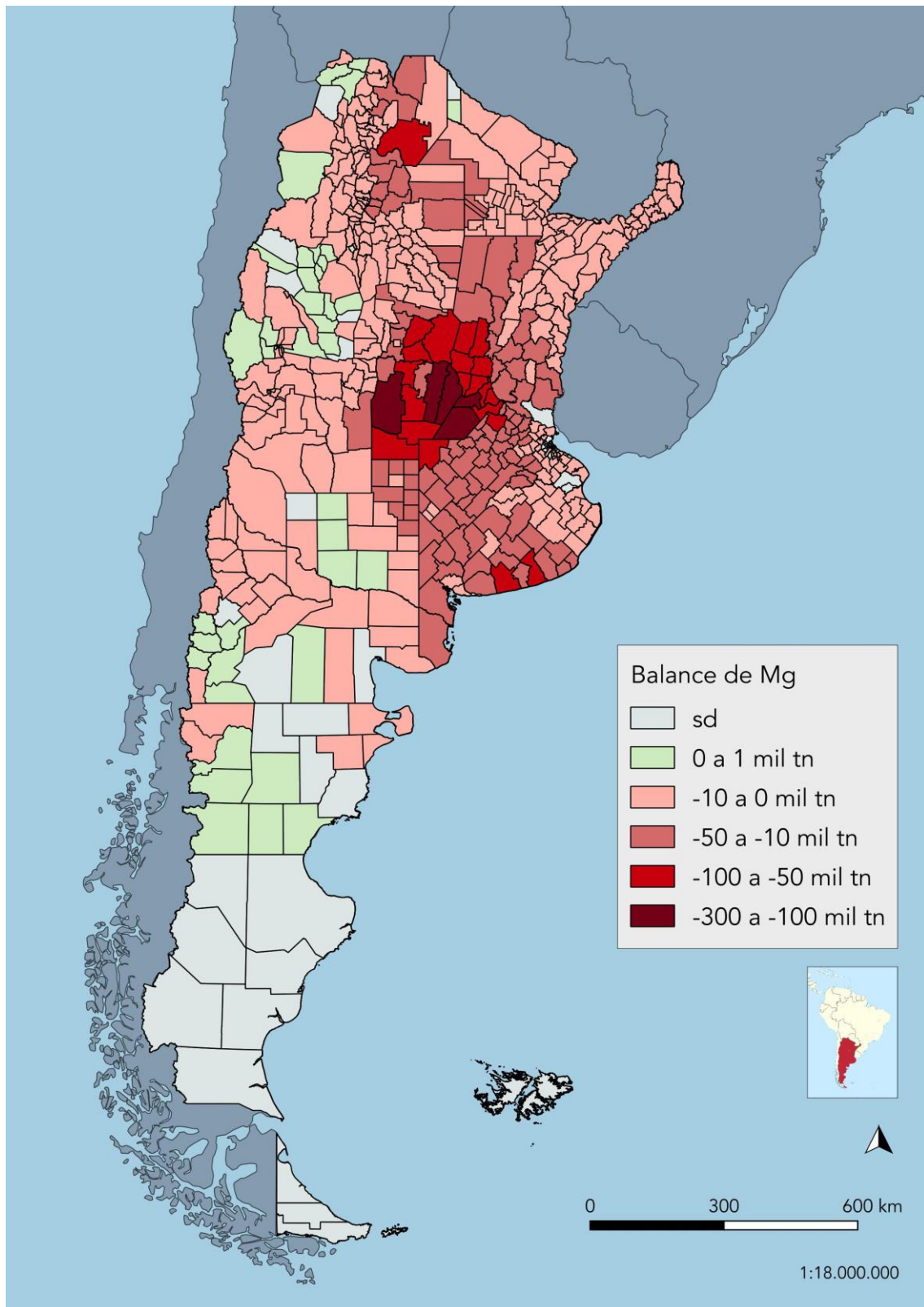


Fig. 42f. Agricultura extensiva. Balance acumulado de Mg por distrito, para el período entre 1961 y 2015, en miles de toneladas.

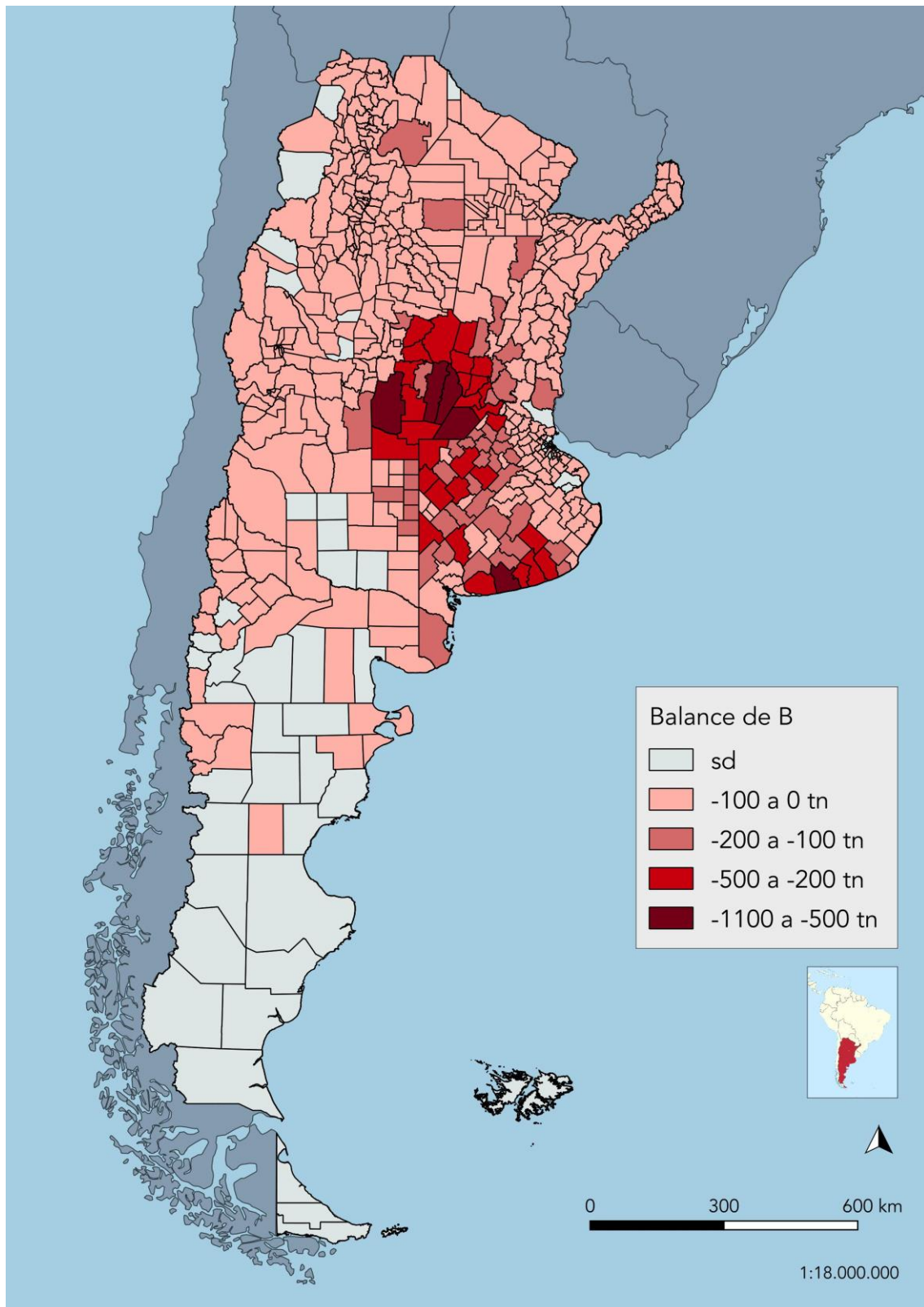


Fig. 42g. Agricultura extensiva. Balance acumulado de B por distrito, para el período entre 1961 y 2015, en miles de toneladas.

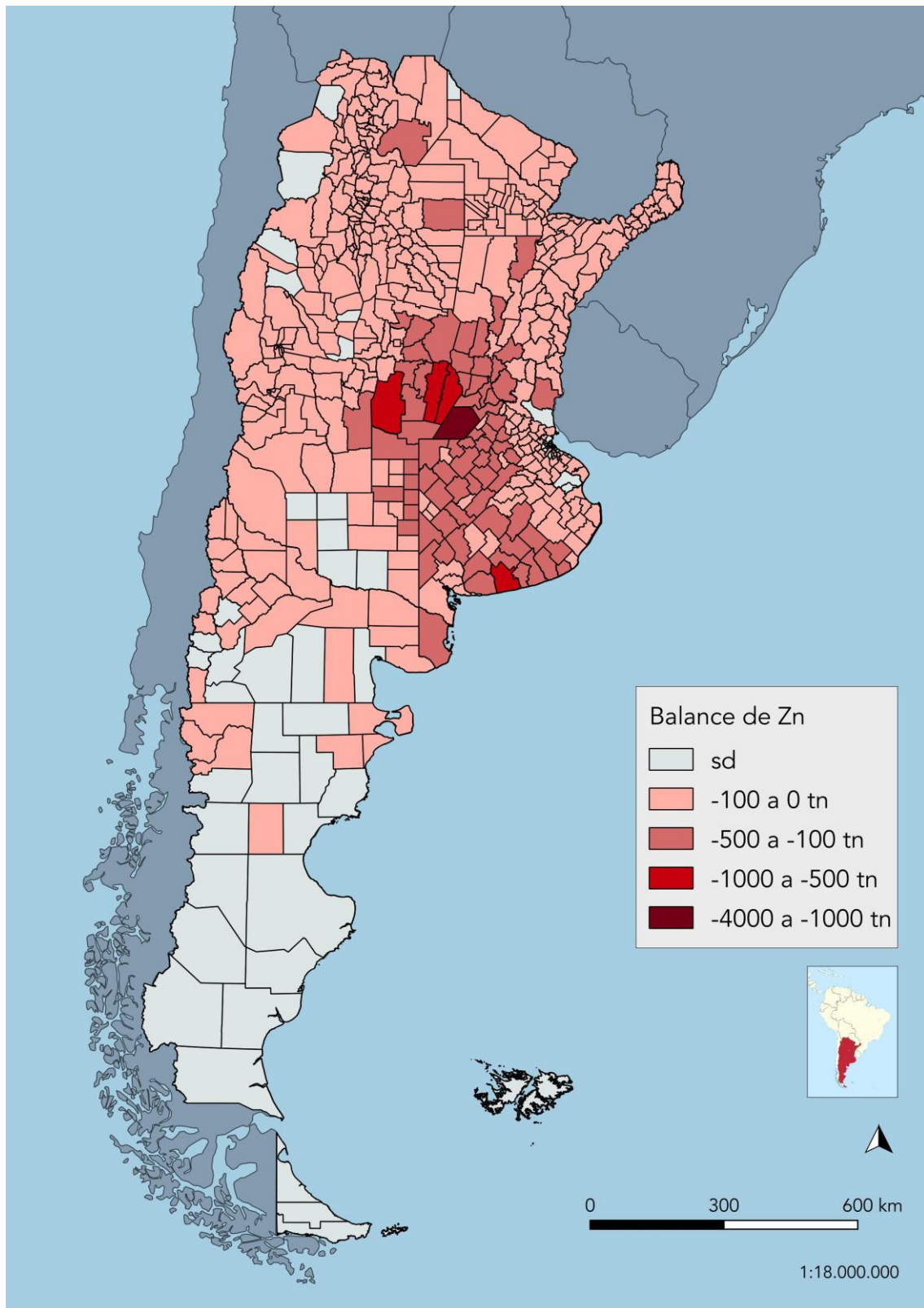


Fig. 42h. Agricultura extensiva. Balance acumulado de Zn por distrito, para el período entre 1961 y 2015, en miles de toneladas.

Indicadores de uso

Las distintas medidas indicadoras del uso de nutrientes para la agricultura extensiva se muestran en las Fig. 43a-f, 44a-d y 45. La relación de egreso/ingreso nutriente (EUN) mostró una tendencia decreciente para N y el P. En el primer caso, la EUN-N osciló entre 2.3 y 3 al comienzo del período (1961-1975), para luego descender y estabilizarse entre 0.9 y 1.1, durante el último tercio (2000-2015). En el segundo caso, la situación fue mucho más fluctuante, y partiendo desde eficiencias muchísimo mayores. Entre 1961 y 1991, la EUN-P osciló entre 13.3 y 4.7, para luego descender a valores entre 1.7 y 2.2, donde se mantuvo hasta casi el final del ciclo, en que ascendió hasta 2.8. Para los demás elementos, la situación fue opuesta, en tanto las eficiencias tuvieron una dinámica creciente desde el inicio al fin del período: de aproximadamente 2 a 8 para la EUN-K; 0.4 a 1 para la EUN-S; 0.2 a 1.2 para la EUN-Ca y 3 a 14 para la EUN-Mg. Considerando el período acumulado, las eficiencias medias de uso nutriente fueron 1.1 (EUN), 2.4 (EUN-P), 5.2 (EUN-K), 0.7 (EUN-S), 0.6 (EUN-Ca) y 8.4 (EUN-Mg).

En cuanto a los Balances Parciales de Nutrientes (Fig. 44a-d), ninguno de los resultados arrojó una relación favorable a la reposición de nutrientes. Para el caso del BPN-N, la situación pasó de valores radicalmente elevados a valores elevados, en tanto el rango fluctuó entre 77.1 al inicio del periodo (cuando el consumo fertilizante era prácticamente nulo), y el mínimo histórico de 2.9 en 1996. Los promedios por década fueron 1960s: 41; 1970s: 23; 1980s: 12.3; 1990s: 6.3; 2000s: 4.5; mientras que el último quinquenio tendió a la suba: 5.5, en tanto el consumo fertilizante no acompañó el continuo crecimiento de la cosecha nutriente. La BPN-N para el total del periodo fue de 5.7, lo que representa una restitución vía fertilizantes del 17.4% del total de N cosechado por los cultivos extensivos.

Al igual que para el caso del N, la BPN-P describió valores extremos al inicio del período, en donde la fertilización fosfatada era casi inexistente frente a la cosecha nutriente. Luego de un descenso brusco al mejorar el consumo fertilizante, la relación fue tomando una perspectiva más favorable que para el N, alcanzando valores más razonables; los promedios por década fueron: 1960s: 68.5; 1970s: 17.1; 1980s: 7.9; 1990s: 3.8; 2000s: 2.0; y 2.0 para el último quinquenio del período. El valor del BPN-P para el periodo acumulado fue de 2.6., representativa de un retorno por fertilización del 37.7% del total de P removido por la agricultura extensiva.

Los BPN-K fueron los de peor performance, en tanto el consumo de fertilizantes potásicos en la agricultura extensiva es una práctica muy poco frecuente: a medida que la cosecha de K fue en aumento continuo, la fertilización quedó completamente rezagada, apenas superando

las 40 mil t de K en el momento pico del consumo. Los valores de BPN-K oscilaron entre un mínimo de 20.6 (1996) y un máximo de 121.8 (1983), siendo el total para el período acumulado de 44.7. Esta elevada BPN-K es equivalente a una reposición por fertilización de tan poco como 2.2% del K removido en los productos de cosecha por los cultivos extensivos.

La BPN-S fue particular, en tanto el consumo de fertilizantes azufrados en los cultivos extensivos comenzó recién a principios de los 1990s. Su tendencia fue decreciente, a la par del incremento en el consumo de fertilizantes. Entre 1993 y 2002, promedió un valor de 14.3, el cual bajó a 2.7 para el decenio 2003-2012, y fue igual a 3.6 para los últimos años del ciclo analizado. Este último valor representa una devolución vía fertilización del 23.7% del S removido por cosecha.

Finalmente, la Productividad Parcial del Factor nutriente de la agricultura extensiva, considerando el consumo agregado de nutrientes NPKS por fertilización (Fig. 45), fue decreciente a lo largo del período, pasando de valores tan extremos como 701 kg materia seca kg.a^{-1} nutriente (promedio de los 1960s), a valores aún relativamente elevados como 82 kg MS kg.a^{-1} nutriente (promedio de la década 2006-2015). La FPP para el periodo acumulado arrojó un valor de 123 kg MS kg.a^{-1} nutriente.

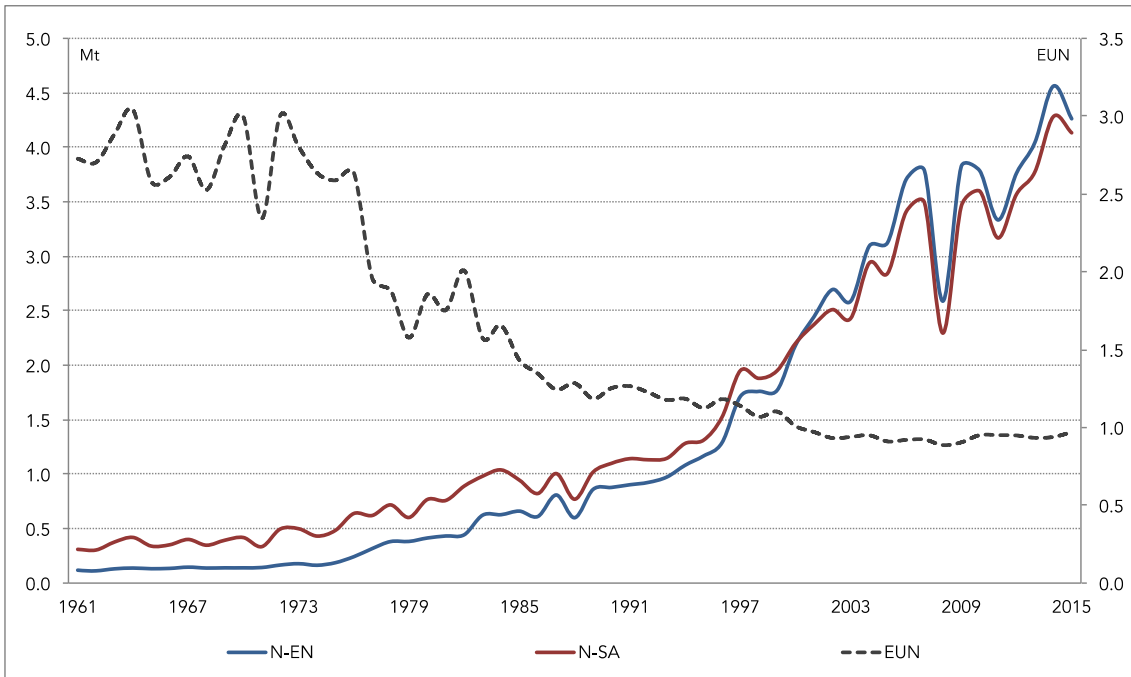


Fig. 43a. Agricultura extensiva. Eficiencia de Uso Nutriente para N, (línea punteada, eje derecho), como la relación entre la salida por cosecha (SA, línea roja) y la entrada total de N (EN, línea azul), para el período 1961-2015.

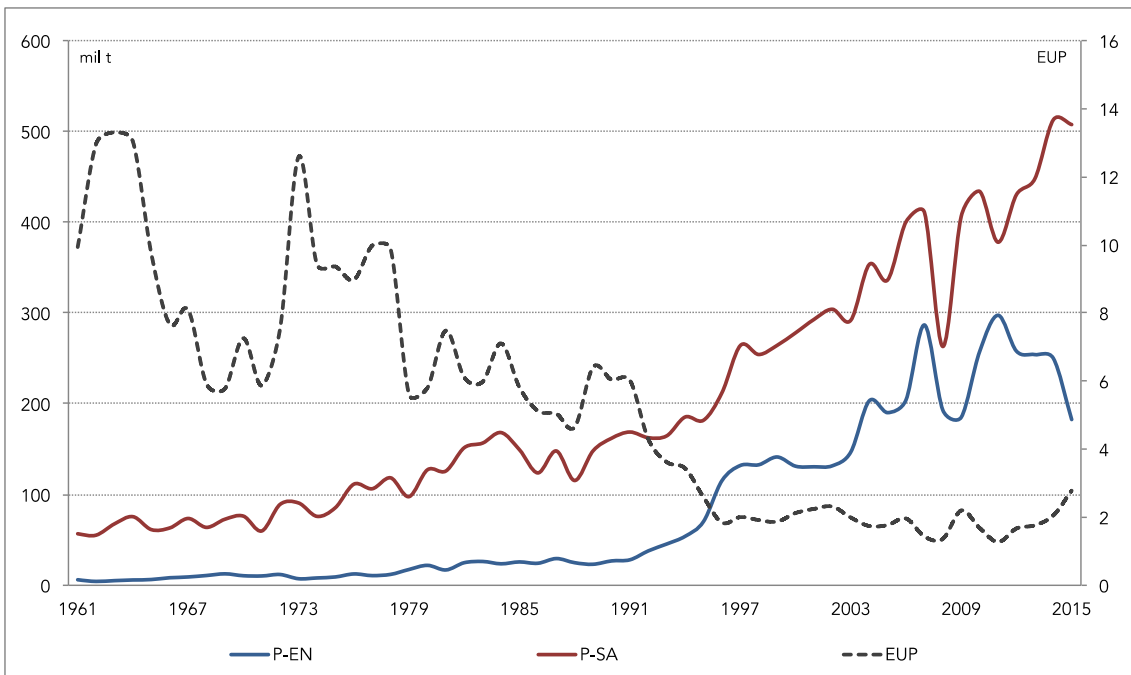


Fig. 43b. Agricultura extensiva. Eficiencia de Uso Nutriente para P, (línea punteada, eje derecho), como la relación entre la salida por cosecha (SA, línea roja) y la entrada total de P (EN, línea azul), para el período 1961-2015.

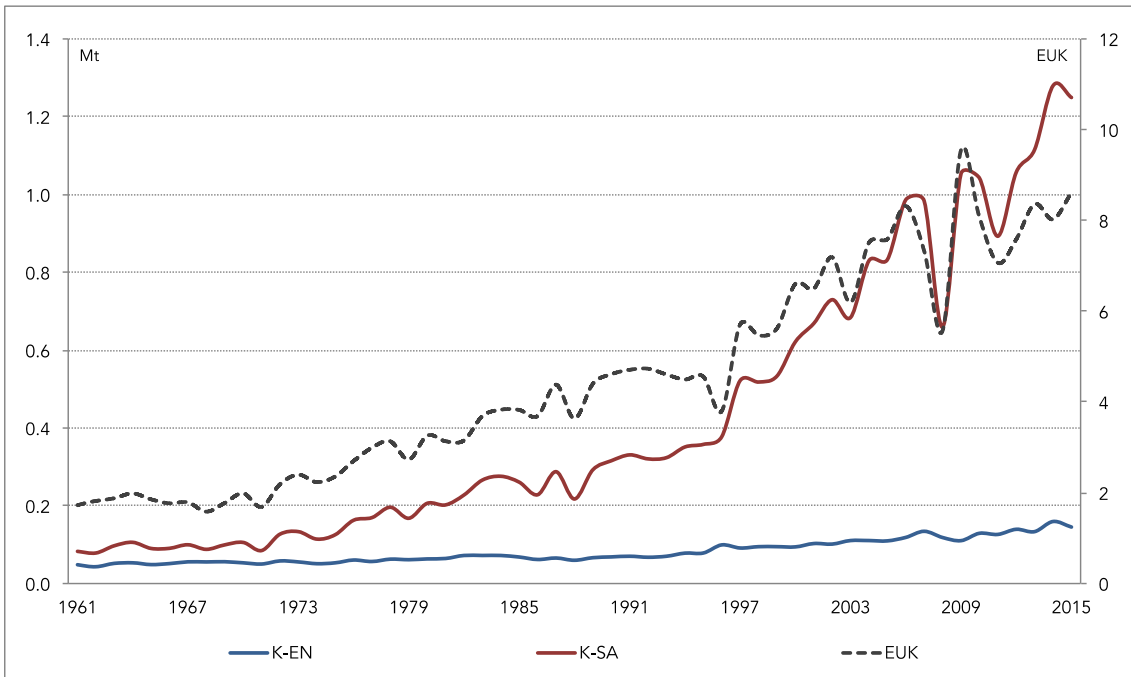


Fig. 43c. Agricultura extensiva. Eficiencia de Uso Nutriente para K, (línea punteada, eje derecho), como la relación entre la salida por cosecha (SA, línea roja) y la entrada total de K (EN, línea azul), para el período 1961-2015.

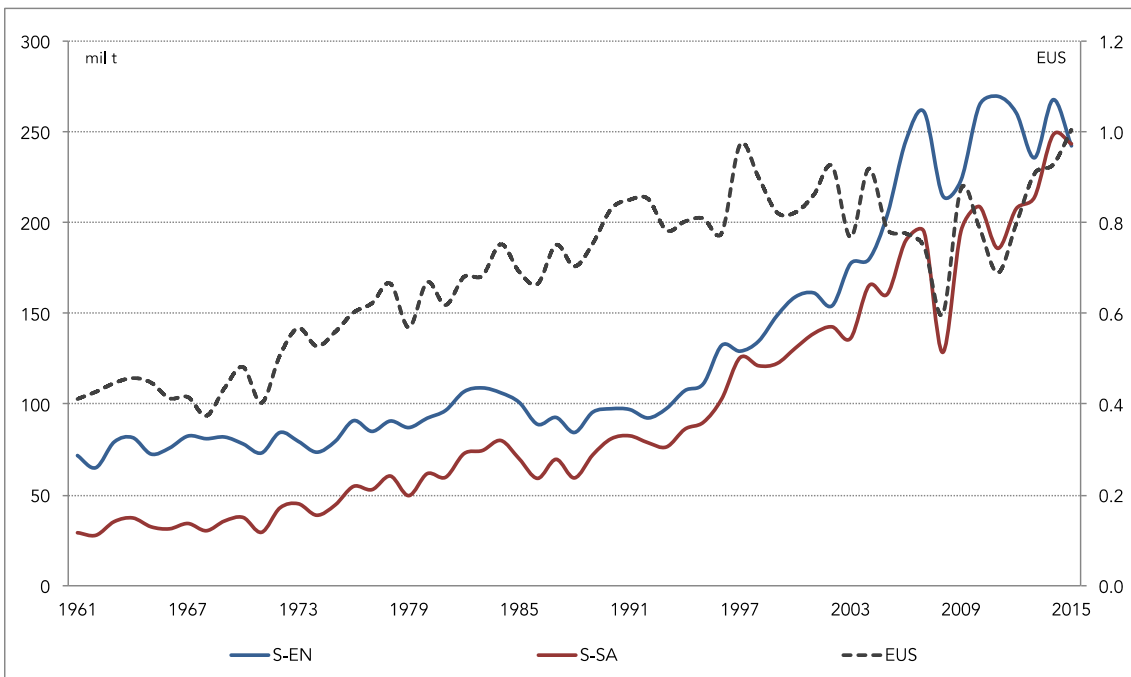


Fig. 43d. Agricultura extensiva. Eficiencia de Uso Nutriente para S, (línea punteada), como la relación entre la salida por cosecha (SA, línea roja) y la entrada total de S (EN, línea azul), para el período 1961-2015.

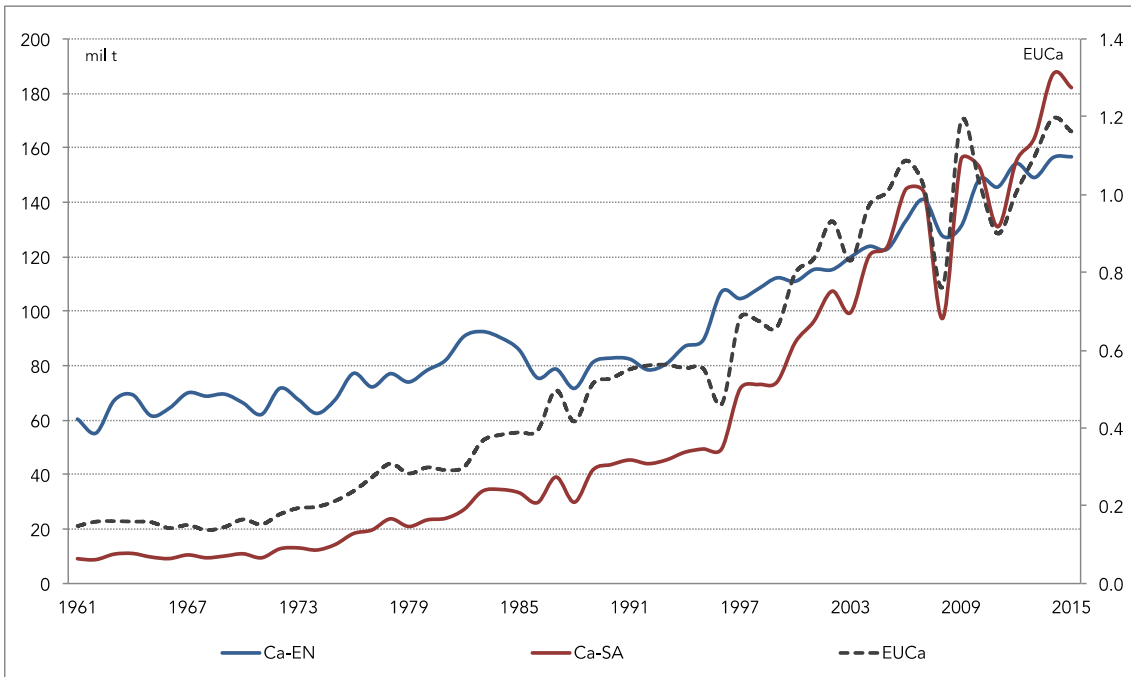


Fig. 43e. Agricultura extensiva. Eficiencia de Uso Nutriente para Ca, (línea punteada), como la relación entre la salida por cosecha (SA, línea roja) y la entrada total de Ca (EN, línea azul), para el período 1961-2015.

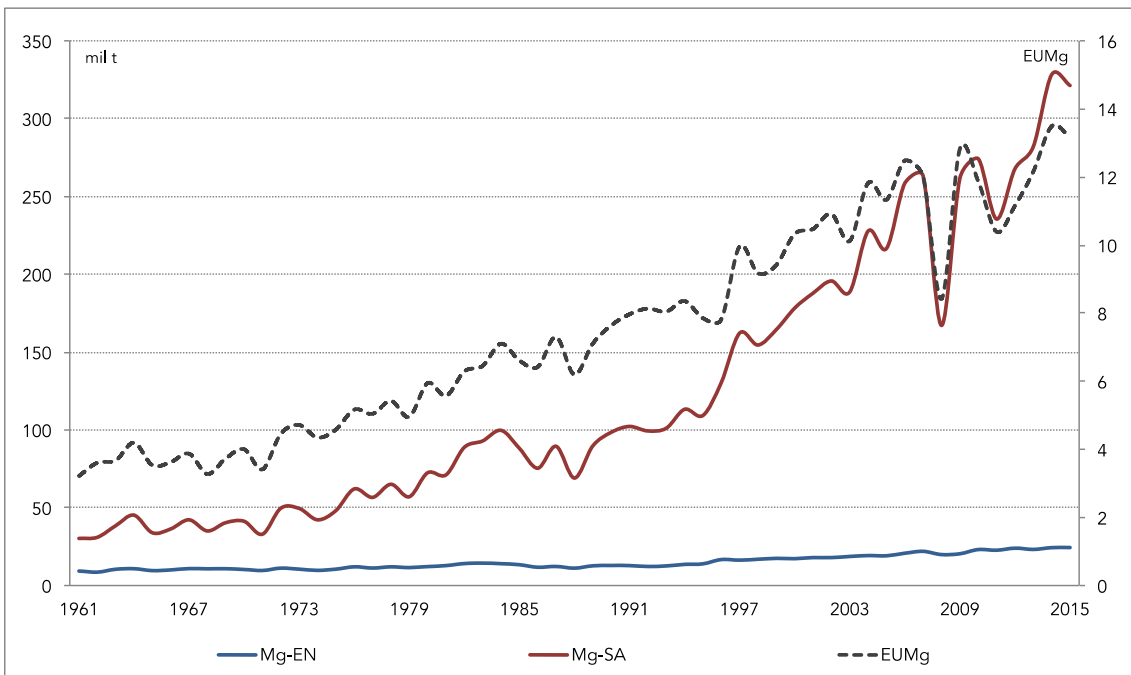


Fig. 43f. Agricultura extensiva. Eficiencia de Uso Nutriente para Mg, (línea punteada), como la relación entre la salida por cosecha (SA, línea roja) y la entrada total de Mg (EN, línea azul), para el período 1961-2015.

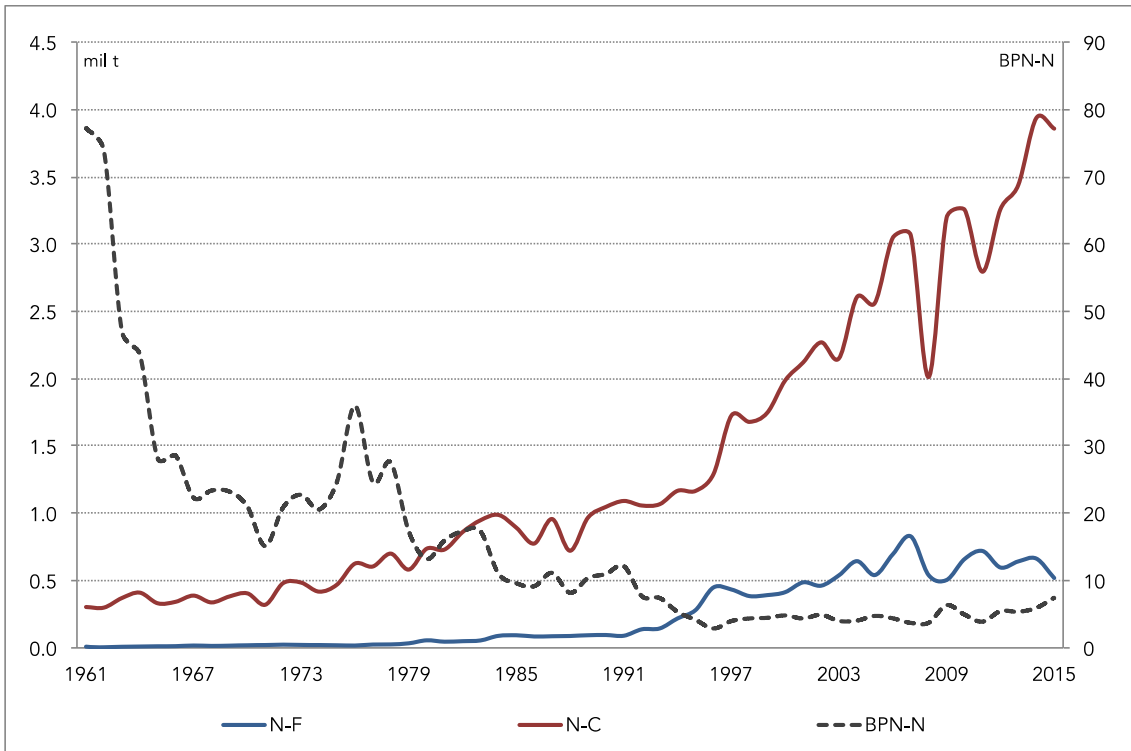


Fig. 44a. Agricultura extensiva. Balance Parcial de N (BPN-N, línea punteada, eje derecho), como la relación entre la salida por cosecha (C, línea roja) y la entrada por fertilización (F, línea azul), para el período 1961-2015.

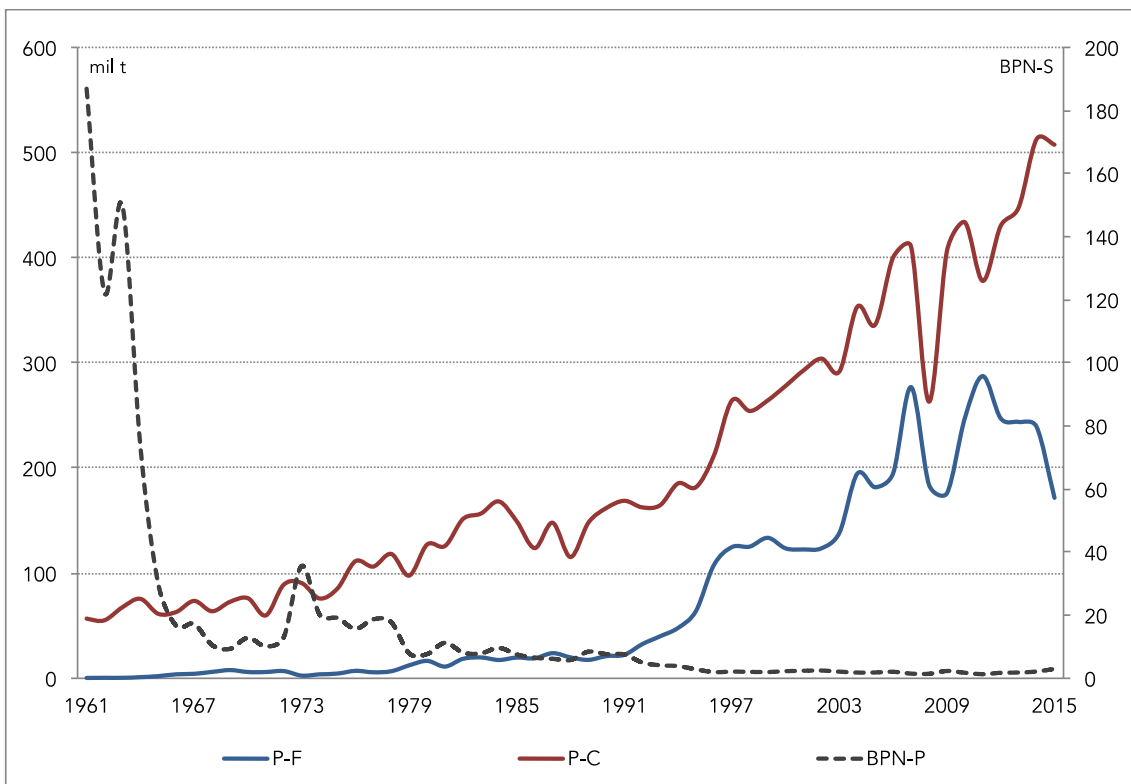


Fig. 44b. Agricultura extensiva. Balance Parcial de P (BPN-P, línea punteada, eje derecho), como la relación entre la salida por cosecha (C, línea roja) y la entrada por fertilización (F, línea azul), para el período 1961-2015.

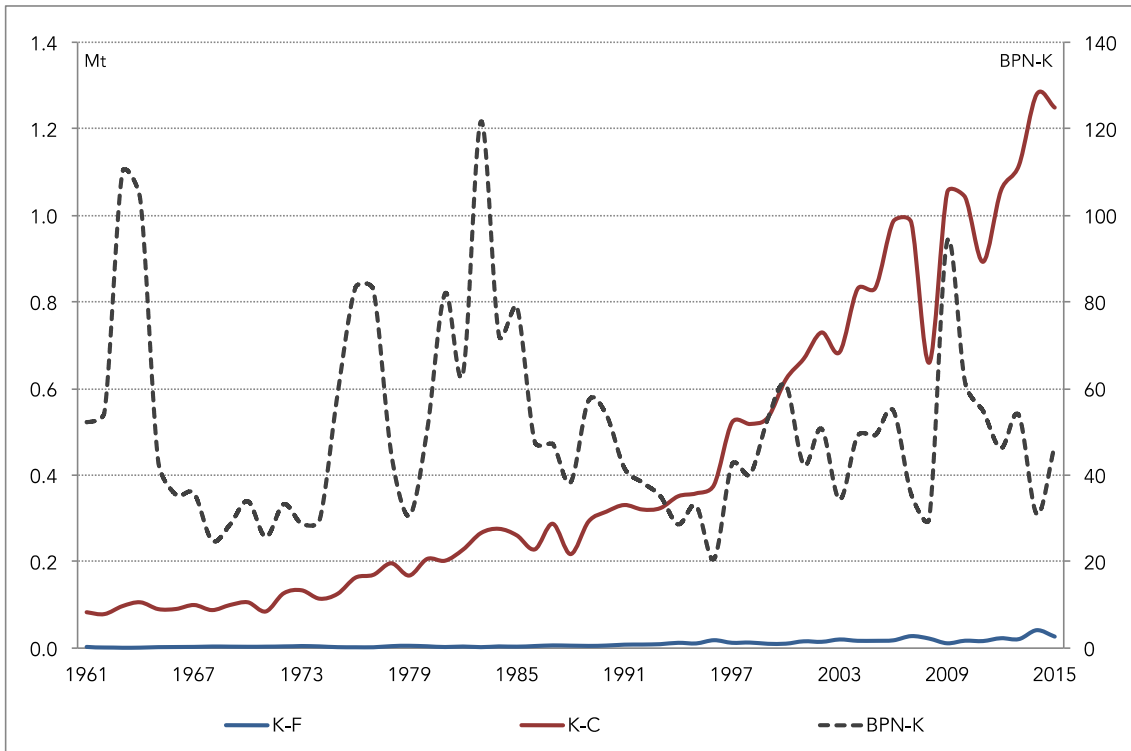


Fig. 44c. Agricultura extensiva. Balance Parcial de K (BPN-K, línea punteada, eje derecho), como la relación entre la salida por cosecha (C, línea roja) y la entrada por fertilización (F, línea azul), para el período 1961-2015.

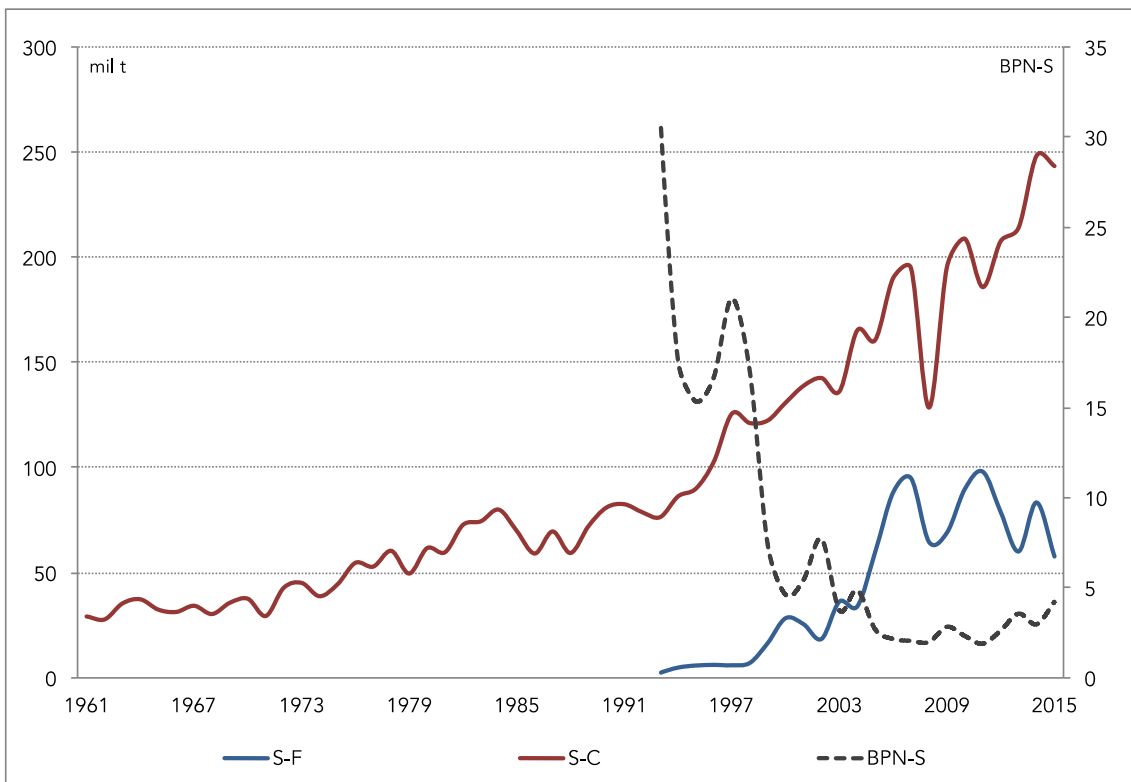


Fig. 44d. Agricultura extensiva. Balance Parcial de S (BPN-S, línea punteada, eje derecho), como la relación entre la salida por cosecha (C, línea roja) y la entrada por fertilización (F, línea azul), para el período 1961-2015.

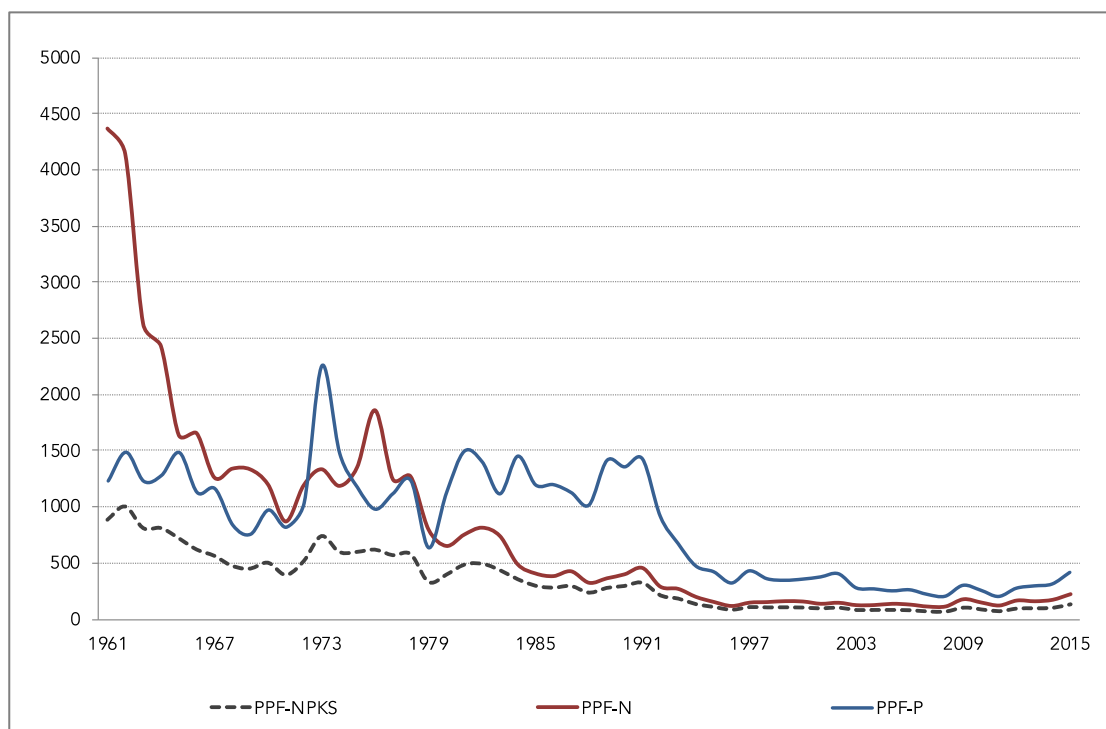


Fig. 45. Agricultura extensiva. Productividad Parcial del Factor nutriente (FPP), en kilogramos de biomasa seca cosechada por kilogramo de fertilizante aplicado, entre 1961 y 2015. La PPF-NPKS comprende el consumo acumulado de fertilizantes nitrogenados, fosforados, potásicos y sulfúricos.

III.4 Discusión

Flujos nutrientes en la agricultura extensiva

La cosecha ha significado la principal vía de salida nutriente (c. 95% del total egresado), el resto atribuible al lavado (c. 3%) y la emisión gaseosa (c. 2%). El N fue el nutriente extraído en mayor proporción en la cosecha, con c. 60% del total, seguido por el K (c. 19%), el P (c. 9%), el Mg (c. 5%), el S (c. 4%), el Ca (c. 3%), el B y el Zn (ambos con menos del 1% del total cosechado). Esta dinámica de extracción ha sido concordante con los resultados indicados por otros autores para ciertos años cubiertos por el período de estudio en esta tesis (Cruzate y Casas 2003, 2009; Gelati y Vázquez, 2008; García y Sanjuán, 2010; Manchado, 2010; Ghida Daza, 2013; Álvarez *et al.*, 2016; Abbona, 2017, entre otros). Por otro lado, se desprende del análisis que la remoción se ha encontrado muy concentrada en unos pocos cultivos, al punto que tan sólo cinco: soja, trigo, maíz, sorgo y girasol, en orden descendente, han explicado más del 90% del volumen total de nutrientes extraídos por los cultivos de la superficie arable. La soja representó más de la mitad del total removido (57%), sosteniendo la hipótesis que lo postulaba como el cultivo más extractivo. Los cultivos de verano (*e.g.* soja, maíz, girasol), de grandes volúmenes de producción de biomasa y elevada extracción nutriente, han ido

aumentando su participación en las rotaciones agrícolas con el correr de las décadas, en un fenómeno denominado por Viglizzo *et al.* (2010) como "veranización" de la agricultura.

Que el N haya sido el nutriente de mayor extracción absoluta y por unidad de superficie resulta lógico al observar la composición nutricional de los órganos cosechados donde, sin excepción, todos los cultivos extraen una cantidad de N en sus productos de cosecha de entre 2 a 14 veces superior que el del resto de los elementos. En este sentido, el factor crítico que subyace a la elevada extracción de N en la superficie arable es la incidencia de la soja en la rotación agrícola imperante: la leguminosa ha representado la mayor extracción absoluta y por unidad de área de N de entre todos los cultivos. Esto mismo ha sido encontrado por varios autores para años específicos (Cruzate y Casas, 2003, 2012; García *et al.*, 2005; Gelatti y Vázquez, 2008; Álvarez *et al.*, 2016; Abbona, 2017, entre otros). El índice de cosecha de N del cultivo de soja es, en efecto, uno de los más elevados, en tanto los porotos sojeros se caracterizan por un alto contenido proteico (por ello algunos autores llaman al grano proteinoso en lugar de oleaginoso), lo que explica su vigente destino de consumo en la alimentación balanceada para el engorde animal. El caso paradigmático de la soja, el metabolismo de nutrientes que implica su producción, y su rol en la remoción y exportación de capital natural (*suelo virtual*) es abordado con mayor detalle y profundidad de análisis en el capítulo VI.

La FBN se destacó sobremanera en cuanto a su magnitud y relevancia. Representó el 72% del ingreso total de N, y el 56% del ingreso nutriente agregado, siendo el flujo nutriente más cuantioso, y confirmando la hipótesis inicial al respecto. A pesar de tal aporte, el balance global de N para la superficie arable fue negativo, por lo que sólo restaría imaginar la magnitud del déficit de no mediar esta contribución. Paradójicamente, la misma se manifestó en casi su totalidad por el cultivo de soja, aquél de mayor extracción acumulada y por unidad de área de todos los cultivos extensivos evaluados. En efecto, el cultivo de soja cuenta con un balance de N positivo, aunque es el único caso de entre todos los elementos para la leguminosa.

Con respecto a F, a pesar del incremento significativo del consumo fertilizante, que despegó en los primeros años de los 1990s (el consumo agregado anual aumentó casi 5 veces entre 1991-1994 y 2011-2015), esta fuente apenas ha cubierto un 14% del total de N, P, K y S egresados durante todo el período evaluado (descontadas las pérdidas post-aplicación): 16% del N, 38% del P, 2% del K y 20% del S. En el año de mayor consumo fertilizante (2007), los montos de aplicación por hectárea apenas alcanzaron un acumulado de c. 39 kg de nutriente por hectárea (26.4 kg ha⁻¹ de N, 8.8 kg ha⁻¹ de P, 0.9 kg ha⁻¹ de K y 3 kg ha⁻¹ de S), un valor que se encuentra muy por debajo de la media en los países agrícolas predominantes. Su

contribución fue aún menor que la DA, validando la hipótesis que postulaba al flujo de F como el menos relevante de todos los ingresos en la agricultura extensiva en Argentina. La DA, a su vez, ha sido la única fuente de ingreso para los casos del Ca y el Mg, y por lejos la mayor contribución para los casos del K y el S (c. 88% y 86% del total de K y S cosechados, respectivamente).

Balances de nutrientes

La agricultura extensiva en su conjunto describió balances negativos para todos los nutrientes, en todos los años del período de análisis. La evolución del déficit agregado mostró una tendencia *in crescendo*, alcanzando su máximo histórico en el último año del período, y confirmando de esta manera la hipótesis de un comportamiento deficitario que se profundiza con el correr de los años. Por el contrario, la soja no fue el cultivo de mayor desbalance, como se hubiera esperado inicialmente, siendo así por el significativo aporte de la FBN, comentado anteriormente.

De entre todos los elementos, el déficit del K fue el más acuciante. La salida de K se ha sostenido a un ritmo creciente a lo largo de casi seis décadas; el total cosechado entre 1961 y 2015 ascendió a más de cinco veces la cantidad de K ingresada. Este nivel de pérdida de K, que hacia el final del período promedió c. 29 kg K ha.a⁻¹ (2011-2015), es similar a lo encontrado para otros países en vías de desarrollo. En el África Subsahariana, se ha estimado una pérdida anual de c. 20 kg K ha⁻¹ (Stoorvogel *et al.*, 1993), mientras que en países como la India e Indonesia, donde la salida también ha sostenido un ritmo creciente durante los últimos 40 años, oscila entre 20 a 40 kg de K ha.a⁻¹ (Sheldrick *et al.*, 2002). La pérdida neta de K es coincidente con el cambio en el stock de K en suelos advertido por otros autores (Correndo *et al.*, 2011; Sainz Rozas *et al.*, 2013). El déficit potásico es usualmente soslayado en el ámbito local, ya que los suelos cuentan con un contenido prístino relativamente alto, producto del rico nivel de K del material loésico depositado (Conti y García, 2006), con elevados niveles de K extractable que han conducido a no considerarlo un factor limitante en el mediano plazo (Sainz Rozas *et al.*, 2013).

El déficit del P también ha sido crítico, en tanto la reposición por la suma de ingresos (F y DA) ha sido equivalente al 41% del total de P extraído por cosecha. La situación del P significa una de las más preocupantes, en tanto es un mineral fósil, de baja movilidad, cuyo stock en los suelos depende de la composición de los materiales originarios y el aporte de la materia orgánica. En Argentina, la principal la disponibilidad de minerales fosfatadoses muy baja, y prácticamente la totalidad del P insumido es importado. La escasez del recurso se traduce así

en un costo de reposición así muy elevado por unidad de nutriente, del orden de 2000 a 2300 u\$s por tonelada de P (BM, 2018).

Argentina ha mantenido un nivel deficitario de aplicación de fertilizantes fosforados durante todo el período, por lo que la cosecha ha reducido el stock de P del suelo de manera sostenida. Hacia 2011-2015, el déficit fue de c. 6 kg de P ha.a⁻¹. Este nivel es superior a lo reportado para los países del África Subsahariana, con pérdidas de 4 kg P ha.a⁻¹ (Stoorvogel *et al.*, 1993), o para China, con pérdidas de 5 kg P ha.a⁻¹ (Sheldrick *et al.*, 2003).

Los distritos que describieron los máximos niveles de extracción fueron conformantes del núcleo agrícola, lo que es coincidente con los sustanciales descensos en los niveles de fósforo extractable indicados para ese área (Sainz Rozas *et al.*, 2013).

El balance del N fue el menos deficitario de todos, cuando tanto como 92% de la cantidad extraída fue repuesta por la suma de los ingresos directos (fertilización) e indirectos (FBN y DA). Esta resultante es debida en gran medida al N ingresado por el proceso de fijación biológica mediante el cultivo de soja. A pesar de esta resultante positiva, y en virtud de la elevada movilidad del N en el perfil del suelo, es difícil asegurar que todo el excedente se haya incorporado a la materia orgánica. Sin dudas, una significativa porción de este exceso ha seguido su camino hacia los cuerpos de agua.

Para los restantes nutrientes cuyos balances fueron deficitarios (Mg, B, y Zn), esta situación era esperable. Para Mg, la única fuente de ingreso teórica considerada ha sido la deposición atmosférica, mientras que B y Zn carecieron de cualquier forma de ingreso nutriente a parte del reciclado del material *in situ* (considerado en este trabajo un flujo interno). Para los tres casos, la fertilización mineral es muy infrecuente, practicada en situaciones sumamente específicas (FAO, 2004). Estos resultados deficitarios están en línea con los cambios en el nivel de disponibilidad para estos elementos indicados para la región pampeana en el trabajo de Sainz Rozas *et al.* (2013). En efecto, en esta zona ya se han reportado respuestas positivas al agregado de Zn en maíz, o B en soja (Fontanetto *et al.*, 2009; Espósito *et al.*, 2011; Ferraris, 2011; Michiels y Ruffo, 2012).

Finalmente, para S y Ca, a pesar de haber resultado en balances con saldos positivos, estos han dependido exclusivamente del aporte de la deposición atmosférica, para el Ca, mientras que esta vía significó tanto como el 86% del ingreso total, para el caso del S. El descenso en el nivel de disponibilidad de S y Ca ha sido reportado para Argentina (Sainz Rozas *et al.*, 2013; García y González Sanjuán, 2016); para S, incluso, se han detectado deficiencias que limitan el rendimiento (Pagani *et al.*, 2009).

Performance del uso nutriente

A la luz de los resultados obtenidos, las peores relaciones de EUN se han dado para el B y el Zn, cuyas fuentes de ingreso han sido inexistentes, y por tanto la salida nutriente no ha tenido contrapartida. Las EUN han tendido por tanto al infinito. Para el resto de los elementos, las EUN se comportaron de manera distinta. En aquellos nutrientes que han visto incrementar el consumo vía fertilización (N y P), la tendencia de la EUN fue hacia la baja. Para N, la situación se aproximó al ideal de 1, mientras que para P, si bien la relación de extracción ha bajado desde valores elevadísimos, hacia el último quinquenio se encontraba aún cercana a 3. Para S y Ca, la situación ha sido similar, en tanto los ingresos fueron superiores a los egresos para la mayor parte del período. Si bien la tendencia para ambos ha sido el aumento de la salida nutriente, la situación inicial partía desde valores inferiores a la unidad. Hacia el final del período (2011-2015), la relación para estos dos elementos se ha acercado al balance ideal: 0.87 y 1.07 anual, respectivamente. Por otro lado, en virtud del ritmo creciente de la extracción nutriente por biomasa, sería esperable que siguiesen aumentando, sobre todo para Ca, cuya infrecuente práctica de fertilización no ayudará a contrarrestar la creciente salida. Para K y Mg, la situación es opuesta a la del resto: las relaciones de egreso han sido elevadas y crecientes durante todo el período; esta situación es considerada como insostenible (Brentup y Pallière, 2010). Hacia al final del ciclo (2011-2015), describían c. 8 y 12 puntos, respectivamente.

En general, muchos autores estiman la EUN teniendo en cuenta sólo los egresos por cosecha y los ingresos por fertilización mineral (Fixen *et al.*, 2014; Norton *et al.*, 2015), aquellos dos flujos directos más relevantes en la agricultura convencional. En sentido estricto, esta relación se conoce como Balance Parcial de Nutrientes (Dobermann, 2007). Es por eso que no existen muchas medidas de la EUN como relación entre todos los egresos e ingresos para servir de contraste a los resultados encontrados en esta tesis, sobre todo para el caso de Argentina.

Con respecto al BPN, los valores aquí estimados para los cultivos extensivos han sido mayores a los indicados por otros autores para Argentina (Norton *et al.*, 2015), y para ninguno de los años analizados, ni para ninguno de los nutrientes, el BPN ha sido favorable a la reposición nutriente. Por otro lado, se ha corroborado la misma tendencia decreciente de esta relación, como también ha sido advertido en décadas pasadas para países como la India, China y otros países latinoamericanos (Fixen *et al.*, 2015). Esto indicaría que el uso fertilizante se está incrementando a tasas mayores que el rendimiento de los cultivos. En efecto, para la agricultura extensiva en Argentina durante el período entre 1991 y 2015, el consumo fertilizante ha crecido a un ritmo promedio del 10% anual, mientras que, para el mismo lapso,

la producción de biomasa de la agricultura extensiva lo ha hecho al 7% por año. Por otro lado, evaluar la situación con anterioridad a la década de 1990s sería infructuoso, ya que el consumo fertilizante era radicalmente marginal, en el mejor de los casos, y por ende los BPN entre 1960 y 1990 han oscilado en valores tan extremos como 82 a un mínimo de 9; es decir, en las primeras tres décadas del período de análisis se extrajo anualmente por cosecha entre un 8200% a un 900% más que lo agregado por fertilización. En años más recientes (2011-2015), los BPN se han encontrado aún muy altos en comparación con otras regiones agrícolas (Dobermann, 2007), y distan mucho de una situación sostenible (Brentup y Pallière, 2010). Éstos han oscilado entre 3.8 (el mínimo, obtenido para el año de mayor consumo fertilizante, 2007) y 8. Para el caso del P, por ejemplo, a escala global, los BPN se aproximan a 0.4 (Sheldrick *et al.*, 2002), con un rango que oscila entre 0.2 y 0.9, según el país (Mac Donald *et al.*, 2011). Esto implicaría que cerca del 40% del P aplicado como fertilizante globalmente es consumido por los cultivos, el remanente acumulado en los suelos. La situación argentina, en tanto, es opuesta: las BPN-P han oscilado entre valores tan mínimos como 1.3 (2011) y tan máximos como 187 (1961), con una media para el período de 2.6 por año. Más que una elevada eficiencia en el uso del P aplicado con fertilizantes, estos altos valores de BPN-P son indicativos de un proceso intensivo de minado de P proveniente de las fracciones minerales y orgánicas del suelo. Argentina comparte esta realidad con gran parte de los países de América del Sur (MacDonald *et al.*, 2011), entre otras regiones del mundo.

Finalmente, en cuanto al PPF nutriente, ha sido advertido que en países que transitan una intensificación agrícola este indicador usualmente describe una tendencia decreciente, en tanto las tasas de consumo fertilizante suelen crecer a tasas más elevadas que los rendimientos de los cultivos (Norton *et al.*, 2015). Esto se ha observado en ciertas regiones de América Latina, India y China (Fixen *et al.*, 2015). En la agricultura extensiva en Argentina, a la vista de la magnitud del consumo fertilizante a lo largo de las décadas, y los resultados de los BPN, el descenso del PPF ha sido traccionado en efecto por un incremento sustancial, relativamente reciente, del consumo fertilizante. Advertida esta mejora, la situación dista de ser ideal, en tanto se ha pasado desde valores radicalmente extremos a valores aún elevadísimos. A modo de ejemplo, las PPF de los cereales a nivel global se encuentran actualmente en valores cercanos a los 65 kg grano kg⁻¹ N aplicado, 175 kg de grano kg⁻¹ P aplicado, o 138 kg grano por kg⁻¹ K aplicado (Fixen *et al.*, 2014); para Argentina, las PPF nutriente de los cereales¹ para el mismo año fueron: 82 kg grano kg⁻¹ N, 468 kg grano kg⁻¹ P, 5410 kg grano kg⁻¹ K y 887 kg grano kg⁻¹ S aplicado. En este contexto, el elevado rango de las

¹ Comprende el consumo fertilizante conjunto del trigo, maíz, sorgo, arroz y cebada.

PPF más parecieran indicar un intenso consumo de nutrientes del suelo enmascarado que una extrema eficiencia en el uso del suplemento fertilizante, en tanto este ha sido muy bajo. Sea como fuere, los valores actuales de la PPF para la agricultura extensiva local muestran una elevada productividad de biomasa por unidad de insumo nutriente, en comparación con otras regiones agrícolas del globo, superlativa eficiencia frente a una marcada subutilización de insumos fertilizantes.

III.5 Bibliografía

- Abbona, E.A. (2017). *Flujos de nutrientes en la agricultura y la alimentación para un ecosistema alimentario sostenible en la provincia de Buenos Aires* (Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales de La Plata). Disponible en: <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/61599>
- Álvarez, R., Steinbach, H. y De Paepe, J. (2016). Historical balance of nitrogen, phosphorus, and sulfur of the Argentine Pampas, *Ciencia del Suelo* 34: 231-244. Disponible en: <https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/44045>
- Andrade, F.H. y Uhart, S.A. (1995). Nitrogen deficiency in maize: II. Carbon-nitrogen interaction effects on kernel number and grain yield. *Crop Science*, 35, 1384-1389. Disponible en: <https://dl.sciencesocieties.org/publications/cs/abstracts/35/5/CS0350051384>
- Andrade, F.H., Taboada, M.A., Lema, R.D., Maceira, N.O., Echeverría, H.E., Posse Beaulieu, G., Prieto Garra, D., Sanchez, E.E., Ducasse, D.A., Bogliani, M.P. y Gamundi, J.C. (2017). *Los desafíos de la agricultura argentina: satisfacer las futuras demandas y reducir el impacto ambiental*. Ediciones INTA. Disponible en: <http://repositorio.inta.gob.ar/handle/20.500.12123/2149>
https://inta.gob.ar/sites/default/files/lib_desafiosagricultura_2017_online_b.pdf
- Aparicio, V., Costa, J.L., Sainz Rozas, H., Giménez, D. y García, F. (2015). Comparing Nitrate-N Losses through Leaching by Field Measurements and Nitrogen Balance Estimations, *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 46:10, 1229-1243, doi: 10.1080/00103624.2015.1033533
- Barbieri, P.A., Echeverría, H.E. y Sainz Rozas, H.R. (2008). Presidedress Soil Nitrogen Test for No-Tillage Maize at Different Row Spacing. *Agronomy Journal* 100, 1101-1019, <https://doi.org/10.2134/agronj2007.0130>
- BCBA (Bolsa de Cereales de Buenos Aires). (2013). Relevamiento de tecnología agrícola aplicada, campaña 2010/11. Departamento de Estimaciones Agrícolas. Instituto de Estudios Económicos. Buenos Aires. Disponible en: <http://www.bolsadecereales.com/retaa-informes-anuales>
- BCBA (Bolsa de Cereales de Buenos Aires). (2015). Relevamiento de tecnología agrícola aplicada, campaña 2013/14. Departamento de Estimaciones Agrícolas. Instituto de Estudios Económicos. Buenos Aires. Disponible en: <http://www.bolsadecereales.com/retaa-informes-anuales>
- BCBA (Bolsa de Cereales de Buenos Aires). (2016). Relevamiento de tecnología agrícola aplicada, campaña 2014/15. Departamento de Estimaciones Agrícolas. Instituto de Estudios Económicos. Buenos Aires. Disponible en: <http://www.bolsadecereales.com/retaa-informes-anuales>
- BM (Banco Mundial). (2018). Commodity Price Data (the Pink Sheet). Commodity Markets. Disponible en: <https://www.worldbank.org/en/research/commodity-markets>
- Bjorneberg, D.L., Kanwar, R. y Melvin, S. (1996). Seasonal Changes in Flow and Nitrate-N Loss from Subsurface Drains. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 39, 961-976, doi: 10.13031/2013.27582. https://lib.dr.iastate.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1969&context=abe_eng_pubs
- Brenttrup, F. y Pallière, C. (2010). Nitrogen use efficiency as an agro-environmental indicator. In *Proceedings of the OECD Workshop on Agrienvironmental Indicators, March* (pp. 23-26). Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/312595805_Nitrogen_Use_Efficiency_as_an_Agro-Environmental_Indicator
- Bringezu, S., Schütz, H., Pengue, W., O'Brien, M., Garcia, F., Sims, R., Howarth, R.W., Kauppi, L., Swilling, M. y Herrick, J. (2014). *Assessing global land use: balancing consumption with sustainable supply*. United Nations Environment Programme. Disponible en: <https://www.cabdirect.org/cabdirect/abstract/20163108272>
- Cabrini, S.M. y Calcaterra, C.P. (2009). Sistemas de Producción en el Partido de Pergamino. Valoración Económica del Impacto sobre la Capacidad Productiva de los Suelos. Publicación INTA ISSN 1851-6955, No. 12. <https://inta.gob.ar/documentos/sistemas-de-produccion-en-el-partido-de-pergamino-valoracion-economica-del-impacto-sobre-la-capacidad-productiva-de-los-suelos>
- Cano, P.B. y Cabrini, S.M. (2015). Determinación del Costo Ambiental Asociado a los Balances de Nitrógeno y Fósforo en Sistemas Agropecuarios del Partido de Pergamino. Disponible en: <http://repositorio.inta.gob.ar/handle/20.500.12123/1820>

- Carnelos, D., Michel, C., Portela, S., Jobbágy, E., Jackson, R., Di Bella, C., Panario, D., Fagúndez, C., Clara Grion, L., Carreño, L. y Piñeiro, G. (2014). Variación espacial y temporal de las deposiciones atmosféricas en Argentina y Uruguay, doi: [10.13140/2.1.4403.9368](https://doi.org/10.13140/2.1.4403.9368)
- Carnelos, D.A., 2017. Comunicación personal, 21 de diciembre.
- Carnelos, D.A., Portela, S.I., Jobbágy, E.G., Jackson, R.B., Di Bella, C.M., Panario, D., Fagúndez, C., Piñeiro-Guerra, J.M., Grion, L. y Piñeiro, G. (2019). A first record of bulk atmospheric deposition patterns of major ions in southern South America. *Biogeochemistry*, pp.1-11. Disponible en: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10533-019-00584-3>
- Carreras, J.J.D.C., Mazzuferi, V.E., Karlin, M.S., Ackermann, B.A., Aguilar, R., Albrecht, J.C., Alemanno, G.A., Allende, M.J., Ateca, N.S., Avalos, D.S. y Badini, R. (2016). El cultivo de garbanzo (*Cicer arietinum* L.) en Argentina. Disponible en: <https://rdu.unc.edu.ar/handle/11086/6010>
- Castro, S., Cerioni, G., Giayetto, O. y Fabra, A. (2006). Relative contribution of biological fixed nitrogen and soil nitrogen to the nutrition economy of peanut (*Arachis hypogaea* L.) under different conditions of soil fertility. *Agriscientia* 23 (2): 55-66. Disponible en: [https://www.researchgate.net/publication/239607969_Contribucion_relativa_del_nitrogeno_del_suelo_y_d_el_fijado_biologicamente_a_la_economia_de_la_nutricion_nitrogenada_de_mani_Arachis_hypogaea_L_en_diferentes_condiciones_de_fertilidad](https://www.researchgate.net/publication/239607969_Contribucion_relativa_del_nitrogeno_del_suelo_y_del_fijado_biologicamente_a_la_economia_de_la_nutricion_nitrogenada_de_mani_Arachis_hypogaea_L_en_diferentes_condiciones_de_fertilidad)
- Cerioni, G. (2016). Comunicación personal, septiembre de 2016.
- Correndo, A., Rubio, G., Ciampitti, I.A. y García, F.O. (2011). Dinámica del Potasio en Molisoles de la Región Pampeana Norte. En: *Simposio Fertilidad*. Disponible en: [http://lacs.ipni.net/ipniweb/region/lacs.nsf/o/Do9A89A2655EAF9842579F1002A6B02/\\$FILE/C3-T-Correndo,%20A%20\(1\)-RE-00223.pdf](http://lacs.ipni.net/ipniweb/region/lacs.nsf/o/Do9A89A2655EAF9842579F1002A6B02/$FILE/C3-T-Correndo,%20A%20(1)-RE-00223.pdf)
- Collino, D.J., Salvaggiotti, F., Peticari, A., Piccinetti, C., Ovando, G., Urquiaga, S. y Racca, R.W. (2015). Biological nitrogen fixation in soybean in Argentina: relationships with crop, soil, and meteorological factors. *Plant Soil* 392, 239–252. <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2459-8>
- Conti, M. y García, F.O. (2006). Potasio. En: *Fertilidad de Suelos y Fertilización de Cultivos* eds. HE Echeverría y FO García. Ediciones INTA, Buenos Aires, Argentina. p. 123-137.
- Cruzate, G.A. y Casas, R.R. (2003). Balance de nutrientes. *Revista Fertilizar*, INTA, Año 8, Número Especial "Sostenibilidad" ISSN 1666-8812 diciembre 2003 pp.7-13. Disponible en: <http://fertilizando.com/articulos/BalanceDeNutrientes.pdf>
- Cruzate, G. A. y Casas, R.R. (2009). Extracción de Nutrientes en la Agricultura Argentina. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur* 44 IPNI, 21-26. Disponible en: https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-extraccion_de_nutrientes.pdf
- Cruzate, G.A. y Casas, R.R. (2012). Extracción y balance de nutrientes en los suelos agrícolas de Argentina. *Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica* 6:7-14. IPNI. Disponible en: [http://www.ipni.net/publication/ia-lacs.nsf/o/DoFo5E377CB382B68525799500757379/\\$FILE/21.pdf](http://www.ipni.net/publication/ia-lacs.nsf/o/DoFo5E377CB382B68525799500757379/$FILE/21.pdf)
- Cruzate, G.A. y Casas, R.R. (2017). Balance de nutrientes en los suelos agrícolas de la Argentina en la campaña 2015/16. *Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica* 28:14-23 Disponible en: [http://www.ipni.net/publication/ia-lacs.nsf/o/58CB2D937A72EAC60325821900448FF9/\\$FILE/14.pdf](http://www.ipni.net/publication/ia-lacs.nsf/o/58CB2D937A72EAC60325821900448FF9/$FILE/14.pdf)
- De Hein, W., Panigatti, J. y Pirolo, T. (1981). Nitrógeno del agua de lluvia en Rafaela. *Publicación Técnica* 17, INTA, Rafaela. http://rafaela.inta.gov.ar/info/pubtecnicas/inta_rafaela_publicaci
- Dobermann, A. (2007). Nutrient Use Efficiency-Measurement and management. IFA Internacional Workshop on fertilizar best management practices. 7-9 Marzo, Bruselas, Bélgica. Disponible en: [https://www.scrip.org/\(S\(i43dyn45teexjx455qlt3d2q\)\)/reference/ReferencesPapers.aspx?ReferenceID=383212](https://www.scrip.org/(S(i43dyn45teexjx455qlt3d2q))/reference/ReferencesPapers.aspx?ReferenceID=383212)
- Echeverría, H.E. y Sainz Rozas, H.R. (2001). Eficiencia de recuperación del nitrógeno aplicado al estadio de seis hojas del maíz bajo riego en siembra directa y labranza convencional. *Ciencia del Suelo*, 19(1), 57-66.
- Espósito, G., Balboa, G., Castillo, C. y Balboa, R. (2011). Disponibilidad de zinc y respuesta a la fertilización del maíz en el sur de Córdoba. En: *Simposio Fertilidad* (pp. 172-173). Disponible en: https://www.produccionvegetalunrc.org/images/fotos/181_DISPONIBILIDAD%20DE%20ZINC%20Y%20RESPUESTA%20A%20LA%20FERTILIZACION%20DEL%20MAIZ%20EN%20EL%20SUR%20DE%20CORDOBA.pdf
- Eurostat (2013). *Nutrient Budgets – Methodology and Handbook*. Version 1.02. Eurostat and OECD, Luxembourg. Disponible en: https://ec.europa.eu/eurostat/documents/2393397/2518760/Nutrient_Budgets_Handbook_%28CPSA_AE_1_09%29_corrected3.pdf/4a3647de-da73-4d23-b94b-e2b23844dc31
- FAC (Fertilizar Asociación Civil) (2018). Bases estadísticas de consumo fertilizante. Disponible en: https://www.fertilizar.org.ar/?page_id=468
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) (2004). *Uso de fertilizantes por cultivo en Argentina*. Organización para la Agricultura y la Alimentación de las Naciones Unidas, Roma. Disponible en: <http://www.fao.org/tempref/agl/agll/docs/fertuseagents.pdf>
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) (2018). *FAOSTAT Statistical Database*. Rome. Disponible en: <http://faostat.fao.org>

- FAO e ITPS (2015). Status of the World's Soil Resources (SWSR) – Main Report. Food and Agriculture Organization of the United Nations and Intergovernmental Technical Panel on Soils, Rome. Disponible en: <http://www.fao.org/3/a-bc601e.pdf>
- FAO/IFA/IFDC. (1992). Fertilizer use by crop. International Fertilizer Association (IFA), International Fertilizer Development Center (IFDC), Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Rome.
- FAO/IFA/IFDC. (1996). Fertilizer use by crop. International Fertilizer Association (IFA), International Fertilizer Development Center (IFDC), Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Rome.
- FAO/IFA/IFDC. (1999). Fertilizer use by crop. International Fertilizer Association (IFA), International Fertilizer Development Center (IFDC), Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Rome.
- FAO/IFA/IFDC. (2002). Fertilizer use by crop. International Fertilizer Association (IFA), International Fertilizer Development Center (IFDC), Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Rome.
- Ferraris, G. (2011). Micronutrientes en cultivos extensivos. ¿Necesidad actual o tecnología para el futuro? En: Simposio Fertilidad 2011: García, F.O., y A.A. Correndo (Eds.). La nutrición de cultivos integrada al sistema de producción. Actas Simposio Fertilidad 2011. 18 y 19 de Mayo del 2011. Rosario, Santa Fe, Argentina, IPNI Cono Sur - Fertilizar AC: 121-133. <http://geadecolon.com.ar/micronutrientes-en-cultivos-extensivo-necesidad-actual-o-tecnologia-para-el-futuro/>
- Fixen, P., Brentrup, F., Bruulsema, T., Garcia, F., Norton, R. y Zingore, S. (2014). Nutrient/fertilizer use efficiency: measurement, current situation and trends. In Managing Water and Fertilizer for Sustainable Agricultural Intensification by FA, IWMI, IPNI, and IPI, due to be published during the fourth quarter of 2014. ISBN 979-10-92366-02-0. <https://pdfs.semanticscholar.org/4efc/c3c517d07573dfcbeeb7b6ca98874879dba6.pdf>
- Fixen P., Brentrup, F., Bruulsema, T., Garcia, F., Norton, R. y Zingore, S. (2015). In P. Drechsel, P. Heffer, H. Magen, R. Mikkelsen, and D. Wichelns (Eds). Managing Water and Fertilizer for Sustainable Agricultural Intensification. International Fertilizer Industry Association, International Water Management Institute, International Plant Nutrition Institute, and International Potash Institute. First edition, Paris, France. pp.8-38.
- Flores, C.C. y Sarandón, S.J. (2003). ¿Racionalidad económica versus sustentabilidad ecológica? El ejemplo del costo oculto de la pérdida de fertilidad del suelo durante el proceso de Agricultura en la Región Pampeana Argentina. *Revista de la Facultad de Agronomía*. Universidad Nacional de La Plata. V. 105 1, p. 52-67
- Fontanetto, H., Gambaudo S., Albretch J., Sosa N., Boschetto H., Meroi G. y Rufino P. (2009). El Manejo sitio específico para la caracterización y manejo de suelos halomórficos. INTA, Estación Experimental Agropecuaria Paraná. Jornada Nacional de Agricultura de Precisión: Integrando tecnologías para una agricultura sustentable. 1ª ed. – Buenos Aires: Ediciones INTA 2009 ISBN978-987-1623-21-1: 79-88. http://rafaela.inta.gov.ar/info/miscelaneas/115/misc115_021.pdf
- Frank F. y Viglizzo, E. (2010). Balances de carbono, nitrógeno y fósforo. En: Viglizzo, E. y E. Jobbágy (Editores). Expansión de la frontera agropecuaria en Argentina y su impacto ecológico-ambiental. Ediciones INTA, Buenos Aires. 102 pp
- Gan, Y., Stulen, I., Posthumus, F., Keulen, H. y Pieter, J.C. (2002). Effects of N management on growth, N₂ fixation and yield of soybean. *Nutrient Cycling Agrosyst.* 62:163-174. <https://link.springer.com/article/10.1023/A:1015528132642>
- Gan, Y., Stulen, I., Keulen, H. y Pieter, J.C. (2003). Effect of N fertilizer top - dressing at various reproductive stages on growth, N₂ fixation and yield of three soybean Glycine max L. Merr. genotypes. *Field Crops Research* 80, 147-155. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378429002001715>
- García, F.O. (2016). Comunicación personal, 20 de agosto, Buenos Aires.
- García, F.O y Correndo, A.A. (2016). Cálculo de Requerimientos Nutricionales - Versión 2016. IPNI. Disponible en: <http://lacs.ipni.net/article/LACS-1024>
- García, F.O. y Darwich, N. (2009). La fertilización: Tecnología para sostener la productividad de nuestros suelos. En: La Argentina 2050: La revolución tecnológica del agro. Hacia el desarrollo integral de nuestra sociedad. D. Ricci (coord.) 1a. ed. Buenos Aires. Cámara de Sanidad Agropecuaria y Fertilizantes CASAFE. pp. 417-445. ISBN 978-987-1563-00-5
- García, F.O. y Díaz-Zorita, M. (2015). La fertilidad de los suelos y el uso de nutrientes en la producción agrícola extensiva de Argentina. En: Casas, R., Albarracín, G. Eds. El Deterioro del Suelo y del Ambiente en la Argentina. Centro para la Promoción de la Conservación del Suelo y del Agua. PROSA. Disponible en: [http://lacs.ipni.net/ipniweb/region/lacs.nsf/e0f085ed5f091b1b85257900057902e/251e0b2ce526f8b1032580360060025a/\\$FILE/Garcia%20y%20Diaz%20Zorita%20-%20Estado%20Fertilidad%20-%20PROSA%20-%20Nov%202014%20FINAL.pdf](http://lacs.ipni.net/ipniweb/region/lacs.nsf/e0f085ed5f091b1b85257900057902e/251e0b2ce526f8b1032580360060025a/$FILE/Garcia%20y%20Diaz%20Zorita%20-%20Estado%20Fertilidad%20-%20PROSA%20-%20Nov%202014%20FINAL.pdf)
- García, F.O. y González Sanjuán, M.F. (2010). Balances de nutrientes en Argentina ¿Cómo estamos? ¿Cómo mejoramos? *Informaciones Agronómicas del Cono Sur*, IPNI. 48:1-5. Disponible en: <http://www.agrosustentable.com.ar/Archivos/FernandoGarciaIPNI%20y%20MFGonzalezSanjuan%20-%20Balances%20Nutrientes%202010.pdf>
- García, F. y González Sanjuan, M. (2013). La nutrición de suelos y cultivos y el balance de nutrientes: ¿Cómo estamos?. *Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica*, 9, pp.2-7. Disponible en: [http://www.ipni.net/publication/ia-lacs.nsf/0/6E55A4956F44419585257B3400548C6E/\\$FILE/2.pdf](http://www.ipni.net/publication/ia-lacs.nsf/0/6E55A4956F44419585257B3400548C6E/$FILE/2.pdf)

- García, F.O. y González Sanjuan, M.F. (2016). Consumo de fertilizantes en el mundo y en la Argentina. *Sustentabilidad de los agrosistemas y uso de fertilizantes. Orientación Grafica Editora-AACS-Fertilizar AC, Buenos Aires, Argentina*, pp.61-84. Disponible en: [http://lacs.ipni.net/ipniweb/region/lacs.nsf/e0f085ed5f091b1b852579000057902e/251e0b2ce526f8b1032580360060025a/\\$FILE/Garcia%20y%20Gonzalez%20Sanjuan%20-%20Consumo%20de%20fertilizantes%20en%20el%20mundo%20y%20en%20la%20Argentina.pdf](http://lacs.ipni.net/ipniweb/region/lacs.nsf/e0f085ed5f091b1b852579000057902e/251e0b2ce526f8b1032580360060025a/$FILE/Garcia%20y%20Gonzalez%20Sanjuan%20-%20Consumo%20de%20fertilizantes%20en%20el%20mundo%20y%20en%20la%20Argentina.pdf)
- García, M., y Vázquez, M. (2011). Impacto de la evolución de la agricultura santafesina en la pérdida de nutrientes básicos de los suelos. Valoración económico-ecológica. V Congreso Iberoamericano sobre Desarrollo y Ambiente/V Jornada de la Asociación Argentino Uruguaya de Economía Ecológica. Universidad Nacional del Litoral de Sta Fe, 9/2011.
- Gelati, P.R. y Vázquez, M.E. (2008). Extracción agrícola de bases en el norte de la provincia de Buenos Aires, Argentina: costo de su remediación e implicancias económicas. *Revista de la Red Iberoamericana de Economía Ecológica*. ISSN 13902776
- Ghida Daza, C. (2013). Valoración económica del balance de nutrientes en la provincia de Córdoba. Información para Extensión N° 141. EEA INTA Marcos Juárez, 9 pp. Disponible en: <https://inta.gob.ar/documentos/valoracion-economica-del-balance-de-nutrientes-en-la-provincia-de-cordoba>
- González Sanjuán, M.F., Grasso A.A. y Bassi, J. (2013). Fertilizantes en Argentina. Análisis del Consumo. *Revista Fertilizar* 25:25-29. <https://www.fertilizar.org.ar/?p=1997>
- Greenfield, H. y Southgate, D.A. (2003). Food Composition Data 2nd Edition: Production, Management and Use. Elsevier Science Publishers, FAO, Rome. http://www.fao.org/fileadmin/templates/food_composition/images/FCD.pdf
- Gutiérrez Boem, F.H., Álvarez, C.R., Cabello, M.J., Fernández, P.L., Bono, A., Prystupa, P. y Taboada, M.A. (2008). Phosphorus retention on soil surface of tilled and no-tilled soils. *Soil Science Society of America Journal*, 724, pp.1158-1162. Disponible en: <https://dl.sciencesocieties.org/publications/sssaj/abstracts/72/4/1158>
- Heffer, P. (2009). Assessment of fertilizer use by crops at the global level 2006/07-2007/08. International Fertilizer Industry Association. Paris, France. p. 11.
- Heffer, P. (2013). Assessment of fertilizer use by crops at the global level 2010-2010/11. International Fertilizer Industry Association. Paris, France. p. 9.
- Heffer, P., Gruère, A., y Roberts, T. (2017). Assessment of Fertilizer Use by Crop at the Global Level 2014–2014/15, International Fertilizer Association (IFA) and International Plant Nutrition Institute (IPNI) Report A/17/134, rev. Disponible en: https://www.fertilizer.org/En/Statistics/Agriculture_Databases/Agriculture_Committee_Databases.aspxNew_ContentCollectionOrganizerCommon=1#New_ContentCollectionOrganizerCommon
- Herridge, D.F., Bergersen, F.J. y Peoples, M.B. (1990). Measurement of nitrogen fixation by soybean in the field using the ureide and natural ^{15}N abundance methods. *Plant Physiol* 93:708–716. Disponible en: <http://www.plantphysiol.org/content/93/2/708>
- Herridge, D.F. y Holland, J.F. (1992). Production of summer crops in northern New South Wales. I. Effects of tillage and double cropping on growth, grain and N yields of six crops. *Aust. J. Agric. Res.* 43, 105-122.
- Herridge, D.F. y Peoples, M.B. (2002). Timing of xylem sampling for ureide analysis of nitrogen fixation. *Plant Soil* 238:57–67. <https://link.springer.com/article/10.1023/A:1014292328435>
- Herridge, D.F., Peoples, M.B. y Boddey, R.M. (2008). Global inputs of biological nitrogen fixation in agricultural systems. *Plant Soil* 311, 1–18. <https://doi.org/10.1007/s11104-008-9668-3>
- IFA (International Fertilizer Association) (2018). Fertilizer consumption database. Disponible en: <http://ifadata.fertilizer.org/ucSearch.aspx>
- Iglesias, D.H., Zanotti, N.L., Iturrioz, G., Costa, E.Á., D'adam, H., Wiedenhöfer, K. y Vasallo, J.J. (2008). El balance de nutrientes en la Provincia de La Pampa y sus implicancias económicas. *Revibec: revista iberoamericana de economía ecológica*, 9:19-30. Disponible en: <https://www.raco.cat/index.php/Revibec/article/view/123042>
- INDEC (Instituto Nacional de Estadísticas y Censos) (2004). Censo Nacional Agropecuario 2002. Instituto Nacional de Estadística y Censos, Ministerio de Economía y Producción de la República Argentina, Buenos Aires. Disponible en: <https://www.indec.gob.ar/>
- IGN (Instituto Geográfico Nacional). (2018). Capas SIG. Ministerio de Defensa de la República Argentina. Disponible en: <http://www.ign.gob.ar/NuestrasActividades/InformacionGeoespacial/CapasSIG>
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). (2006). 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Preparado por el National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (Eds), IGES, Hayama, Japan. Disponible en: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html>
- Johnston, A.E. y Syers, J.K. (2009). A new approach to assessing phosphorus use efficiency in agriculture. *Better Crops* 933:14–15. Disponible en: [http://www.ipni.net/publication/bettercrops.nsf/0/CC9085DA99881B1785257980006F82B4/\\$FILE/Better%20Crops%202009-3%20p14.pdf](http://www.ipni.net/publication/bettercrops.nsf/0/CC9085DA99881B1785257980006F82B4/$FILE/Better%20Crops%202009-3%20p14.pdf)
- Jørgensen FV, Ledgard SF (1997) Contribution from stolons and roots to estimates of the total amount of N_2 fixed by white clover (*Trifolium repens* L.). *Ann Bot (Lond)* 80:641–648

- Khan, D.F., Peoples, M.B., Chalk, P.M. y Herridge, D.F. (2002). Quantifying below-ground nitrogen of legumes 2. A comparison of ^{15}N and non isotopic methods. *Plant Soil* 239:277–289
- Khan, D.F., Peoples, M.B., Schwenke, G.D., Felton, W.L., Chen, D. y Herridge, D. (2003). Effects of below ground nitrogen on N balances of field-grown fababean, chickpea, and barley. *Aust J Agric Res* 54:333–340
- Ladha, J., Pathak, D.S., Krupnik, T., Six, J. y Kessel, C. (2005). Efficiency of Fertilizer Nitrogen in Cereal Production: Retrospects and Prospects. *Advances in Agronomy* 87:85-156. 10.1016/S0065-21130587003-8. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0065211305870038>
- Lavado, R.S. (1983). Evaluación de la relación entre composición química del agua de lluvia y el grado de salinidad y sodicidad de distintos suelos. *Revista Facultad de Agronomía* 4:135–139. Disponible en: <http://ri.agro.uba.ar/files/download/revista/facultadagronomia/1983lavadors.pdf>
- MacDonald, G.K., Bennett, E.M., Potter, P.A. y Ramankutty, N. (2011). Agronomic phosphorus imbalances across the world's croplands. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108, 3086–3091. <https://doi.org/10.1073/pnas.1010808108>
- Mahieu, S., Fustec, J., Faure, M-L., Corre-Hellou, G. y Crozat, Y. (2007). Comparison of two ^{15}N labelling methods for assessing nitrogen rhizodeposition of pea. *Plant Soil* 295:193–205
- Mancassola, V. y Casanova, O. (2015). Balance de nutrientes de los principales productos agropecuarios de Uruguay para los años 1990, 2000 y 2010. *Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica IPNI* 910: 1-28. Disponible en: [http://www.ipni.net/publication/ia-lacs.nsf/01FBFE76748E1474185257E0A0065CD05/\\$FILE/2.pdf](http://www.ipni.net/publication/ia-lacs.nsf/01FBFE76748E1474185257E0A0065CD05/$FILE/2.pdf)
- Manchado, J. (2010). La sustentabilidad en la agricultura pampeana: Valoración económica del balance de nutrientes para las principales actividades agropecuarias extensivas en la Región Centro Sur de la Provincia de Buenos Aires. <https://inta.gob.ar/documentos/la-sustentabilidad-en-la-agricultura-pampeana-valoracion-economica-del-balance-de-nutrientes-para-las-principales-actividades-agropecuarias-extensivas-en-la-region-centro-sur-de-la-provincia-de-buenos-aires>
- Manlla, A., Vicente, G., Castellarín, J., Pagani, R. (2013). Valoración Económica del Balance de micronutrientes en los principales cultivos extensivos de la provincia de Santa Fe. INTA. Disponible en: https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-inta-valoracion-economica-balance_micronutrientes-san.pdf
- McNeill, A.M. y Fillery, I.R.P. (2008). Field measurement of lupin belowground nitrogen accumulation and recovery in the subsequent cereal–soil system in a semi-arid Mediterranean- type climate. *Plant Soil* 302:297–316
- McNeill, A.M., Zhu, C. y Fillery, I.R.P. (1997). Use of in situ ^{15}N labelling to estimate the total below-ground nitrogen of pasture legumes in intact soil-plant systems. *Aust J Agric Res* 48:295–304
- Melgar, R. y Torres Duggan, M. (2014). El mercado de fertilizantes en Argentina y su relación con el sector agropecuario. En: Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos. Segunda edición. Parte IV. El uso de fertilizantes y enmiendas. H. Echeverría & F.O. García (Eds). INTA. 801-812.
- Michel, C., Piñeiro, G., Jobbágy, E.G., Portela, S., Santoni, C.S., Bella, C.M.D.I. y Jackson, R.B. (2010). RP-RainNet: The Rio de la Plata Atmospheric Deposition Network-Evaluation of a new collector design and first year's results. *American Geophysical Union Meeting of the Americas*.
- Michiels, C.L.Y. y Ruffo, M.L. (2012). El zinc limita el rendimiento del maíz en la región pampeana argentina. Actas CD XIX Congreso Latinoamericano -XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. 16-20 de Abril de 2012. Mar del Plata, Buenos Aires. Argentina.
- MinAgri (2018). Datos Agroindustriales, Ministerio de Agroindustria de la República Argentina. Disponible en: <https://datos.agroindustria.gob.ar/>
- Monteleone, E. (2016). Comunicación personal.
- Morrás, H.J.M. (1983). Composición química de las aguas de lluvia en el area de Castelar (provincia de Buenos Aires). *IDIA, informativo de investigaciones agricolas*.
- Monteleone, E. (2016). Comunicación personal, 8 septiembre de 2016, Buenos Aires.
- Norton, R., Davidson, E. y Roberts, T. (2015). Nitrogen use efficiency and nutrient performance indicators. *Global Partnership on Nutrient Management*. Disponible en: <http://wedocs.unep.org/handle/20.500.11822/10750>
- Pagani, A., Echeverría, H.E. y Sainz Rozas, H. (2009). Respuesta a nitrógeno y azufre en el cultivo de maíz en diferentes ambientes de la provincia de Buenos Aires. *Ciencia del Suelo* 271: 21-29. Disponible en: https://www.researchgate.net/profile/Agustin_Pagani/publication/259591947_Respuesta_a_nitrogeno_y_azufre_en_el_cultivo_de_maiz_en_diferentes_ambientes_de_la_Provincia_de_Buenos_Aires/links/odeec52cd4012c4d58000000/Respuesta-nitrogeno-y-azufre-en-el-cultivo-de-maiz-en-diferentes-ambientes-de-la-Provincia-de-Buenos-Aires.pdf
- Pengue, W.A. (2010). Suelo virtual, biopolítica del territorio y comercio internacional. *Fronteras*, 10: 1-20. Disponible en: <http://www.sidalc.net/cgi-bin/wxis.exe/?IsisScript=bibunfa.xis&method=post&formato=2&cantidad=1&expresion=mfn=018913>
- Pengue, W.A., Díaz de Astarloa, D.A., y Zuberhan, F. (2014). Metabolismo de nutrientes, suelo virtual y sustentabilidad agroambiental. In: Primer Congreso Latinoamericano de Conflictos Ambientales (COLCA). Buenos Aires, Argentina. Disponible en:

- <https://www.researchgate.net/publication/322581552> Metabolismo de nutrientes suelo virtual y sustentabilidad agroambiental/citations
- Perticari, A., Puente, M., Echeagaray, R. y Piccinetti C. (2007). Uso eficiente de los inoculantes y de la fijación biológica de nitrógeno. De la biología del Suelos a la Agricultura, pp.277–291. Río Cuarto.
- Piccinetti, C.F., García Medina, S. y Perticari, A. (2015). Estimación del aporte de nitrógeno biológico en el cultivo de poroto en tres localidades del NOA. X Reunión Nacional Científico-Técnica de Biología del Suelo, II Congreso Nacional de Biología Molecular de Suelos. UNJU, San Salvador de Jujuy. Disponible en: <https://inta.gob.ar/sites/default/files/inta-piccinetti-ii.pdf>
- Picone, L.I., Videla, C., Picaud, C.L., García, F.O. y Rizzalli, R.H. (2014). Denitrification in a Soil under Wheat Crop in the Humid Pampas of Argentina. *OJSS* 4, 312–322. <https://doi.org/10.4236/ojss.2014.49033>
- Piñeiro, G., Jobbágy, E.G., Jackson, R.B., Santoni, C.S., Portela, S.I. y Di Bella, C. (2007). RP-RainNet: The Rio de la Plata Atmospheric Deposition Network. Set up and Preliminary Results. In *AGU Spring Meeting Abstracts*. Disponible en: <http://adsabs.harvard.edu/abs/2007AGUSM.B33A..07P>
- Racca, R., Collino, D., Dardanelli, J., Basigalup, D., González, N., Brenzoni, E., Hein, N. y Balzarini, M. (2001). Contribución de la Fijación Biológica de Nitrógeno a la Nutrición Nitrogenada de la Alfalfa en la Región Pampeana. INTA. Disponible en: <https://www.researchgate.net/publication/286929004> Contribucion de la Fijacion Biologica de Nitrogeno a la Nutricion Nitrogenada de la Alfalfa en la Region Pampeana
- Rimski-Korsakov, H., Rubio, G., Pino, I. y Lavado, R.S. (2008). Destino del nitrógeno del fertilizante en un cultivo de maíz. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur* 39: 1-5.
- Rimski-Korsakov, H., Rubio, G. y Lavado, R.S. (2012). Fate of the nitrogen from fertilizers in field-grown maize. *Nutr Cycl Agroecosyst* 93, 253–263. Disponible en: <https://www.researchgate.net/publication/257564027> Fate of the nitrogen from fertilizers in field-grown maize
- Rochester, IJ, Peoples, MB, Constable, GA y Gault, RR (1998). Faba beans and other legumes add nitrogen to irrigated cotton cropping systems. *Aust J Exp Agric* 38:253–260
- Rosas, F. (2012). Fertilizer Use by Crop at the Country Level 1990-2010. Working Paper 12-WP 535, Iowa State University, Center for Agricultural and Rural Development, Ames, Iowa. Disponible en: https://lib.dr.iastate.edu/card_workingpapers/555/
- Russell CA, Fillery IRP (1996a) In situ ¹⁵N labelling of lupin below-ground biomass. *Aust J Agric Res* 47:1035–1046
- Sainz Rozas, H.R., Echeverría, H.E. y Barbieri, P.A. (2004). Nitrogen balance as affected by application time and nitrogen fertilizer rate in irrigated no-tillage maize. *Agron. J.* 96:1622–163. Disponible en: <https://www.researchgate.net/publication/274246523> Nitrogen Balance as Affected by Application Time and Nitrogen Fertilizer Rate in Irrigated No-Tillage Maize
- Sainz Rozas, H., Eyherabide, M., Echeverría, H.E., Barbieri, P., Angelini, H., Larrea, G.E., Ferraris, G.N. y Barraco, M. (2013). ¿Cuál es el estado de la fertilidad de los suelos argentinos?. En Simposio Fertilidad 2013. IPNI Cono Sur-Fertilizar, Rosario, Mayo 2013. Int. Inst. Disponible en: <https://ruralnet.com.ar/wp-content/uploads/2017/10/inta.estado-fertilidad-suelos-argentinos.pdf>
- Salvagiotti, F., Cassman, K.G., Specht, J.E., Walters, D.T., Weiss, A. y Dobermann, A. (2008). Nitrogen uptake, fixation and response to fertilizer N in soybeans: a review. *Field Crops Res.* 108, 1–13. doi: [10.1016/j.fcr.2008.03.001](https://doi.org/10.1016/j.fcr.2008.03.001)
- Salvagiotti, F., Enrico, J. M., Barraco, M., Prieto, G. y Agosti, M.B. (2015). Componentes de la eficiencia de N en maíz de siembra tardía con diferentes antecesores. Actas XXV Congreso Argentino de Ciencia del Suelo. Río Cuarto. AACS. Disponible en: [http://www.ipni.net/publication/ia-lahp.nsf/0/56AA54BA6F6FCEC705257B5D006EA42E/\\$FILE/Art%201.pdf](http://www.ipni.net/publication/ia-lahp.nsf/0/56AA54BA6F6FCEC705257B5D006EA42E/$FILE/Art%201.pdf)
- Selles, F., Campbell, C., P.Zentner, R., Curtin, D., C. James, D. y Basnyat, P. (2011). Phosphorus use efficiency and long-term trends in soil available phosphorus in wheat production systems with and without nitrogen fertilizer. *Canadian Journal of Soil Science* 91:39-52. [10.4141/cjss10049](https://doi.org/10.4141/cjss10049).
- Sheldrick, F., Syers, W., Syers, K. y Lingard, J. (2002). A conceptual model for conducting nutrient audits at national, regional, and global scales. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 62: 61-72. [10.1023/A:1015124930280](https://doi.org/10.1023/A:1015124930280).
- Sheldrick, F., Syers, W., Syers, K. y Lingard, J. (2003). Contribution of livestock excreta to nutrient balances. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 66: 119-131. [10.1023/A:1023944131188](https://doi.org/10.1023/A:1023944131188).
- Shutsrirung, A., Sutigooolabud, P., Santasup, C., Senoo, K., Tajima, S., Hisamatsu, M. y Bhromsiri, A. (2002). Symbiotic efficiency and compatibility of native rhizobia in northern Thailand with different soybean cultivars: I. Field experiment in irrigated traditional soybean-growing area. *Soil Science and Plant Nutrition* 48: 491-499. Disponible en: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/00380768.2002.10409232>
- Stoorvogel, J.J., Smaling, E.M.A. y Janssen, B.H. (1993). Calculating soil nutrient balances in Africa at different scales. I. Supra-national scale. *Fert. Res.* 35: 227–235. Disponible en: <https://link.springer.com/article/10.1007/BF00750641>
- Torres Duggan, M. (2017). Comunicación personal, 19 de octubre de 2017.
- Van Eys, J.E., Offner, A. y Bach, A. (2004). Manual of quality analysis for soya bean products in the feed industry. Chapter 4, Chemical and nutritional composition of soya bean products.

- Viglizzo, E.F., Roberto, Z.E., Filippin, M.C. y Pordomingo, A.J. (1995). Climate variability and agroecological change in the Central Pampas of Argentina. *Agriculture, ecosystems & environment*, 55(1):7-16. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/016788099500608U>
- Viglizzo, E.F., Lértora, F., Pordomingo, A.J., Bernardos, J.N., Roberto, Z.E., y Del Valle, H. (2001). Ecological lessons and applications from one century of low external-input farming in the pampas of Argentina. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 83: 65–81. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/S0167-88090000155-9>
- Viglizzo, E.F., Pordomingo, A.J., Castro, M.G. y Lertora, F.A. (2003). Environmental Assessment of Agriculture at a Regional Scale in the Pampas of Argentina. *Environmental Monitoring and Assessment* 87, 169–195. Disponible en: <https://doi.org/10.1023/A:1024654316879>
- Viglizzo E.F., Carreño L.V., Pereyra H., Ricard F., Clatt J. y Pincén D. (2010). Dinámica de la frontera agropecuaria y cambio tecnológico. In: Viglizzo E.F., Jobbágy E.G. (Eds.). *Expansión de la Frontera Agropecuaria en Argentina y su Impacto Ecológico-Ambiental*. INTA, Buenos Aires. ISBN N° 978-987-1623-83-9. pp. 9-16. Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/289941982_Dinamica_de_la_frontera_agropecuaria_y_cambio_tecnologico
- Viglizzo, E.F., Frank, F.C., Carreño, L.V., Jobbágy, E.G., Pereyra, H., Clatt, J., Pincen, D. y Ricard, M.F. (2011). Ecological and environmental footprint of 50 years of agricultural expansion in Argentina. *Global Change Biology* 17: 959-973. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1365-2486.2010.02293.x>
- Wyngaard, N. (2017). Comunicación personal, septiembre de 2017.
- Yasmin, K., Cadisch, G. y Baggs, E. (2006). Comparing ¹⁵N labelling techniques for enriching above- and below ground components of the plant–soil system. *Soil Biol Biochem* 38:397–400
- Zebarth, B.J., Alder, V. y Sheard, R.W. (1991). In situ labelling of legume residues with a foliar application of an N-¹⁵ enriched urea solution. *Commun Soil Sci Plant Anal* 22:437–447

IV. Metabolismo de nutrientes de la agricultura intensiva

IV.1 Introducción

Al igual que en otros cultivos, los cultivos hortícolas y frutícolas vieron un incremento en el uso de insumos nutrientes con el comienzo de los años noventa (Fernández Lozano, 2012). Tradicionalmente, el uso nutriente ha perseguido la provisión de elevadas cantidades de nutriente disponible para la obtención de máximos rendimientos productivos, con nula o poca atención a la relación entre el nutriente realmente exportado y el aplicado (Flores *et al.*, 2007). En la actualidad, las dosis de aplicación nutriente en los sistemas hortícolas y frutícolas son muy elevadas, en ocasiones hasta 20 veces superior al resto del sector agrícola (Flores *et al.*, 2007; Fernández Lozano, 2012). En este sentido, una presunción inicial podría suponer un exceso de insumo nutriente, y por tanto un potencial de impacto ambiental como producto de la contaminación por excedente. Altas dosis de aplicación de enmiendas orgánicas facilitan el lavado y la acumulación de nitratos, fósforo y otras sustancias en el subsuelo, aguas subsuperficiales y cuerpos de agua aledaños, significativos agentes contaminantes en países donde el uso nutriente ha sido extensivo a lo largo del tiempo (Stoate, 2001). En el ámbito local, coincidentemente, la promoción de elevadas dosis de aplicación en las producciones intensivas locales ha conducido al aporte de nutrientes muy por encima de los requerimientos de los cultivos (Flores *et al.*, 2004), conllevando a un riesgo de impacto ambiental por contaminación de acuíferos (Blandi *et al.*, 2015; Blandi, 2016).

En este contexto, tanto el nivel de extracción como la reposición de nutrientes en las actividades de producción intensiva son mayormente desconocidos en Argentina (Abbona, 2017), siendo muy pocos los trabajos publicados, y en ningún caso a nivel de escala espacio-temporales macro. Por caso, Flores *et al.* (2007) evaluaron el balance de N, P y K en fincas hortícolas del partido de La Plata, tomando como ingresos F y AB, y como salidas la cosecha de 21 cultivos. Más recientemente, Abbona (2017) realizó un balance de nutrientes para la actividad hortícola abarcando todos los partidos de la provincia de Buenos Aires, contemplando 26 cultivos, entre hortalizas de hoja, tallo, flor, fruto, tubérculos, bulbos y otros. Los flujos de ingreso considerados fueron F y AB, siendo la única salida la cosecha de productos, en ambos casos, para N, P, K y Ca.

En este capítulo, se persiguió el objetivo de caracterizar el metabolismo de nutrientes de la producción agrícola intensiva entre 1961 y 2015, para los casos de N, P, K, S, Ca y Mg, contemplando 51 cultivos entre hortícolas, frutícolas e industriales. Como objetivos

específicos, se buscó (i) cuantificar el nivel de extracción, (ii) estimar los balances de nutrientes, (iii) caracterizar su dinámica temporal y distribución espacial, y (iv) evaluar la performance de los indicadores de uso nutriente en esta actividad. Las hipótesis planteadas en el marco de este apartado fueron: (i) la agricultura intensiva se caracteriza por presentar balances superavitarios, y (ii) es la actividad de mayor excedente nutriente por unidad de área cultivada.

IV.2 Metodología

Producción de biomasa

Se estimó la biomasa de la producción agrícola intensiva a partir de los productos de cosecha de 51 cultivos, entre hortalizas, frutales y cultivos industriales (Tabla 6). Algunos de los cultivos incorporados en este análisis podrían clasificarse como extensivos o semi-extensivos, como las hortalizas pesadas (*e.g.* papa, zanahoria, ajo) o algunas de fruto (*e.g.* tomate y pimiento para industria). Sin embargo, en función de las características de sus sistemas de producción, de elevado rendimiento, uso de insumos y mano de obra por unidad de área, se analizaron bajo la categoría de producción intensiva. De igual manera, los cultivos de vid y pimiento seco, clasificados como cultivos industriales en función de sus destinos productivos, fueron agrupados dentro de la categoría de frutales y hortalizas, respectivamente.

Para cada uno de estos cultivos, se cotejaron los datos de superficie cosechada y producción de biomasa durante el período entre 1961 y 2015, tomados de las bases estadísticas de FAO (2018a) y MinAgri (2018). Para la categoría de cultivos hortícolas no especificados ('Vegetables fresh, nes'; ver FAO [2018a]), los atributos cuantitativos de producción fueron adjudicados a la acelga, ají, apio, berenjena, brócoli, cebolla de verdeo, chaucha, choclo, espinaca, lechuga y remolacha (cultivos predominantes de la serie 'Hortalizas, total del país' del CNA [INDEC, 2004]), asumiendo una proporción de superficie y producción por distrito equivalente a lo indicado en el mismo CNA. Para todos los casos, los montos de biomasa cosechada fueron calculados en 'base seca' (ver Tabla A4, Anexo).

Grupo	Subgrupo	Especie	Código	Nombre científico	
Hortalizas	Hoja	Acelga	ACG	<i>Beta vulgaris var. cycla</i>	
		Cebolla de verdeo	CBV	<i>Allium fistulosum</i>	
		Espinaca	ES	<i>Spinacia oleracea</i>	
		Lechuga	LC	<i>Lactuca sativa</i>	
		Menta	MT	<i>Mentha spp.</i>	
	Tallo, infrutescencia y fruto	Aji	AJI	<i>Capsicum spp.</i>	
		Alcaucil	AC	<i>Cynara scolymus</i>	
		Apio	API	<i>Apium graveolens</i>	
		Arveja fresca	ARF	<i>Pisum sativum</i>	
		Berenjena	BJ	<i>Solanum melongena</i>	
		Brócoli	BR	<i>Brassica oleracea sub. Itálica</i>	
		Calabaza	ZP3	<i>Cucurbita pepo</i>	
		Chaucha	CH	<i>Phaseolus vulgaris</i>	
		Choclo	CC	<i>Zea mays</i>	
		Esparárrago	EP	<i>Asparagus officinalis</i>	
		Frutilla	FT	<i>Fragaria spp.</i>	
		Haba	HB	<i>Vicia faba</i>	
		Melón	ME	<i>Cucumis melo</i>	
		Pimiento fresco	PIF	<i>Capsicum annum</i>	
		Sandía	SD	<i>Citrullus lanatus</i>	
		Tomate	TM	<i>Lycopersicum esculentum</i>	
		Zapallo	ZP	<i>Cucurbita maxima Dutch.</i>	
		Zapallito	ZP2	<i>Cucurbita pepo L. var. Giromontina</i>	
		Raíz, bulbo y tubérculo	Ajo	AJ	<i>Allium sativum</i>
			Batata	BT	<i>Ipomoea batatas</i>
	Cebolla valenciana		CB	<i>Allium cepa</i>	
	Papa		PP	<i>Solanum tuberosum</i>	
	Remolacha		RM	<i>Beta vulgaris</i>	
	Zanahoria		ZH	<i>Daucus carota</i>	
	Cultivos industriales	Pimiento seco	PIS	<i>Capsicum annum</i>	
	Frutales	Cítricos	Limón	LM	<i>Citrus limon</i>
			Mandarina	MD	<i>Citrus reticulata</i>
			Naranja	NJ	<i>Citrus sinensis</i>
			Pomelo	PM	<i>Citrus grandis</i>
		Carozo y pepita	Ciruela	CI	<i>Prunus domestica</i>
			Cereza	CR	<i>Prunus spp.</i>
			Damasco	DM	<i>Prunus armeniaca</i>
			Durazno	DN	<i>Prunus persica</i>
			Manzana	MA	<i>Malus domestica</i>
			Membrillo	MB	<i>Cydonia oblonga</i>
			Pera	PE	<i>Pirus communis</i>
		Tropicales y subtropicales	Ananá	AN	<i>Ananassa comosus</i>
			Banana	BN	<i>Musa sapientum</i>
Higo			HG	<i>Ficus carica</i>	
Mango			MG	<i>Mangifera indica</i>	
Palta			PT	<i>Persea americana</i>	
Papaya			PY	<i>Carica papaya</i>	
Frutas secas		Almendra	AM	<i>Prunus dulcis</i>	
		Nuez	NZ	<i>Juglans regia</i>	
Cultivos Industriales		Olivo	OL	<i>Olea europaea</i>	
		Vid	VD	<i>Vitis vinifera</i>	

Tabla 6. Agricultura intensiva. Cultivos comprendidos en el análisis metabólico de nutrientes.

Flujos y balance de nutrientes

a) Flujos de ingreso

Se consideraron como fuentes de ingreso nutriente: la fertilización mineral (F), el abono animal (AB), la deposición atmosférica (DA) y la fijación biológica (FBN).

El consumo fertilizante anual por nutriente (N, P, K y S) se tomó de IFA (2018), mientras que el uso fertilizante por cultivo se tomó de las fuentes disponibles y la consulta a expertos (FAO/IFA/IFDC, 1992; 1996; 1999; 2002; FAO, 2004; García y Darwich, 2009; Heffer, 2009, 2013; García y González Sanjuán, 2010; 2013; 2016; BCBA, 2013; 2015; 2016; González Sanjuán *et al.*, 2013; Melgar y Torres Duggan, 2014; García, F., 2016, com. pers.; Heffer *et al.*, 2017; Torres Duggan, M., com. pers.; FAC, 2018). Para los años en que no se contó con la proporción detallada de consumo fertilizante por cultivo, se asumió un consumo fertilizante para el conjunto de cultivos frutihortícolas equivalente al 5% del consumo nacional (FAO, 2004; FAC, 2018), estimando un uso por cultivo proporcional a las dosis modales de aplicación (FAO, 2004) y la superficie fertilizada por cultivo (INDEC, 2004). El uso de fertilización azufrada fue contemplado exclusivamente para el caso de la vid, la papa y los frutales cítricos (FAO, 2004; Heffer, 2009, 2013; Heffer *et al.*, 2017). No se encontró información referida a la práctica de fertilización para los cultivos de ananá, mango, papaya ni palta, cuyo ingreso por este medio fue desestimado. El cálculo de uso fertilizante por cultivo fue:

$$F_{ic} = \sum_j F_j \times F_{ic}$$

Donde, para cada año j :

F_{ic} : ingreso de nutriente i cultivo c por fertilización, en toneladas.

F_j : consumo de nutriente i mediante fertilización para el cultivo c , en toneladas.

F_{ic} : proporción de uso nutriente i por cultivo c , en porcentaje.

Para la estimación de la entrada nutriente por abonos animales, se tomaron los datos de aplicación de abonos a suelos agrícolas indicada anualmente para Argentina por FAO (2018a), considerando las categorías de ganado bovino y aviar. Se asumió que la totalidad de este insumo es destinada a cultivos frutihortícolas (FAO, 2004).

Los datos de FAO son proporcionados en cantidad de N excretado, cuyo cálculo está basado en el procedimiento metodológico sugerido por el IPCC (2006), donde se combina el stock animal, coeficientes de masa animal típica y tasas de excreción nutriente por categoría

animal. La cantidad de los demás nutrientes aplicados con los abonos fue calculada usando como proxy la de proporción promedio con respecto al N en las deyecciones animales del ganado bovino y aviar (ASAE, 2005; IPCC, 2006; FAO, 2018b). Esta información se encontró disponible para los casos de P, K, S, Ca y Mg. Los parámetros de cálculo se indicaron en la Tabla A5 (Anexo).

Para obtener la proporción de abono aplicado por cultivo, primero se calculó un consumo potencial para cada uno en función de las dosis modales de aplicación para Argentina (FAO, 2004) y la superficie ocupada por cultivo (INDEC, 2004), resultando una distribución estimada del abono consumido por cultivo respecto del total aplicado, según lo indicado por FAO (2018a). La estimación del ingreso nutriente por abonos siguió la ecuación:

$$AB_{ic} = \sum_j AB_i \times AB_c$$

Donde, para cada año j :

AB_{ic} : ingreso de nutriente i al cultivo c mediante abonos animales, en toneladas.

AB_i : nutriente i aplicado en suelos con abonos animales, en toneladas.

AB_c : abono aplicado al cultivo c , en porcentaje.

El aporte por DA fue calculado de igual manera que para los cultivos extensivos, mediante la combinación del área por cultivo y tasas de deposición atmosférica de referencia (Tabla A2, Anexo). Estas se contaron para los casos de N, P, K, S, Ca y Mg. La ecuación de cálculo fue:

$$DA_{ic} = \sum_j \frac{tDA_i \times SC_c}{1000} \quad (\text{adaptada de EUROSTAT, 2013})$$

Donde, para cada año j :

DA_{ic} : nutriente i como insumo del cultivo c por DA, en toneladas.

tDA_i : tasa de deposición atmosférica del nutriente i , en kg por hectárea por año.

SC_c : superficie cosechada del cultivo c , en hectáreas.

Finalmente, se estimó el aporte de N mediante FBN siguiendo el mismo procedimiento que para los cultivos extensivos, utilizando el método indirecto a partir de la producción de biomasa (IPCC, 2006; Herridge *et al.*, 2008; EUROSTAT, 2013). En esta instancia, fueron considerados los casos de los cultivos leguminosos de arveja fresca (*Pisum sativum*) y chaucha

(*Phaseolus vulgaris*), cuyos parámetros de cálculo se indicaron en la Tabla 3 (A3, Anexo). La ecuación de cálculo fue:

$$FBN_c = \sum_j \frac{B_c \times f_c \times N_c \times N_{FBN_c}}{IC_c} \quad (\text{adaptada de EUROSTAT, 2013})$$

Donde, para año j :

FBN_c : N fijado al suelo por el cultivo c , en toneladas.

B_c : biomasa cosechada del cultivo c , en toneladas.

f_c : factor de proporción entre biomasa aérea y biomasa subterránea para el cultivo c (sin unidades).

N_c : N contenido en biomasa (aérea y subterránea) para c , en porcentaje.

N_{FBN_c} : N en biomasa atribuido a la FBN para c , en porcentaje.

IC_c : índice de cosecha de biomasa para el cultivo c , como la relación entre la biomasa cosechada y la biomasa aérea (sin unidades).

b) Flujos de egreso

Se consideraron como flujos de salida nutriente: la cosecha de biomasa (C), la pérdida por lavado (L) y las pérdidas por emisión gaseosa (EG).

Para C, el procedimiento fue el mismo que para los cultivos extensivos, estimando la extracción nutriente en los productos de cosecha a partir de la combinación del total de biomasa cosechada por cultivo y los índices de cosecha de nutrientes (IC). Esta información se encontró disponible para los casos de N, P, K, S, Ca y Mg, y se indicó en la Tabla 4 (A4, Anexo). La ecuación que describió el cálculo fue:

$$C_{ic} = \sum_j \frac{B_c \times IC_{ic}}{1000} \quad (\text{adaptada de EUROSTAT, 2013})$$

Donde, para año j :

C_{ic} : nutriente i extraído con la biomasa cosechada por c , en toneladas.

B_c : biomasa cosechada (base seca) del cultivo c , en toneladas.

IC_{ic} : índice de cosecha del nutriente i en el producto de cosecha c , en $kg \ i \ t^{-1}$ biomasa seca de c .

De igual manera que para los cultivos extensivos, las pérdidas por L y EG fueron estimadas sólo para el caso del N, utilizando parámetros de pérdida modales a partir de la fuente de

insumo nutriente, aunque considerando en este caso tanto fertilizantes minerales como las enmiendas orgánicas animales. Para los primeros, los coeficientes de lavado y emisión gaseosa fueron los mismos que los indicados en la metodología de los cultivos extensivos (ver III.2). Para los abonos animales, se asumió un coeficiente de lavado de $0.3 \text{ kg N kg}^{-1} \text{ N}$ aplicado con abonos, y un coeficiente de emisión de $0.2 \text{ kg N kg}^{-1} \text{ N}$ aplicado con abonos (IPCC, 2006). La ecuación de cálculo para el caso del lavado de N fue:

$$L_{Nc} = \sum_j F_{Nc} \times \text{frac}F_{NL} + AB_{Nc} \times \text{frac}AB_{NL} \quad (\text{adaptada de EUROSTAT, 2013})$$

Donde, para cada año j :

L_{Nc} : N lavado para el cultivo c , en toneladas.

F_{Nc} : N aplicado con fertilizantes para el cultivo c , en toneladas.

$\text{frac}F_{NL}$: fracción del N aplicado con fertilizantes que se lixivia, en porcentaje.

AB_{Nc} : N aplicado al cultivo c con abonos animales, en toneladas.

$\text{frac}AB_{NL}$: fracción del N aplicado con abonos animales que se lixivia, en porcentaje.

A su vez, la ecuación de cálculo para el caso del N emitido fue:

$$EG_{Nc} = \sum_j F_{Nc} \times \text{frac}F_{NEG} + AB_c \times \text{frac}AB_{NEG} \quad (\text{adaptada de EUROSTAT, 2013})$$

Donde, para cada año j :

EG_{Nc} : N emitido para el cultivo c , en toneladas.

F_{Nc} : N aplicado con fertilizantes para el cultivo c , en toneladas.

$\text{frac}F_{NEG}$: fracción del N aplicado con fertilizantes que escapa por emisión gaseosa, en porcentaje.

AB_{Nc} : N aplicado con abonos para el cultivo c , en toneladas.

$\text{frac}AB_{NEG}$: fracción del N aplicado con abonos que escapa por emisión gaseosa, en porcentaje.

No se tuvo en cuenta la emisión gaseosa a partir de los residuos vegetales.

c) Cálculo del balance

El cálculo del balance se determinó de forma anual y acumulada para cada cultivo, siguiendo la ecuación:

$$\Delta_{ic} = \sum_j F_{ic} + DA_{ic} + AB_{ic} + FBN_c - C_{ci} - L_{ci} - EG_{ci} \quad (\text{adaptada de EUROSTAT, 2013})$$

Donde, para cada año j :

Δ_{ic} : balance del nutriente i para el cultivo c .

F_{ic} : nutriente i aplicado al cultivo c por fertilización, en toneladas.

DA_{ic} : nutriente i como insumo del cultivo c por DA, en toneladas.

AB_{ic} : nutriente i aplicado al cultivo c por abonos animales, en toneladas.

FBN_{ic} : nutriente i fijado al suelo por el cultivo c , en toneladas (sólo para el caso del N en cultivos leguminosos).

C_{ci} : nutriente i extraído con la biomasa cosechada por c , en toneladas.

L_{ic} = nutriente i lavado para el cultivo c , en toneladas (sólo para el caso de N).

EG_{ic} = nutriente emitido para el cultivo c , en toneladas (sólo para el caso del N).

Representación espacial de los atributos cuantitativos

La distribución de los atributos cuantitativos por distrito sólo se encontró disponible para los cultivos de ajo, banana, cebolla, limón, mandarina, naranja, papa y pomelo. Para los demás casos, se asumió una proporción de uso del suelo por distrito equivalente a la del CNA (INDEC, 2004), ajustando la distribución de la producción y la superficie cosechada anuales tomadas de las bases estadísticas (FAO, 2018 y MinAgri, 2018) a esta proporción.

IV.3 Resultados

Magnitud, evolución y distribución de la extracción nutriente

Entre 1961 y 2015, la agricultura intensiva en su conjunto describió una extracción acumulada en sus productos de cosecha de 5.4 Mt de nutriente (Fig. 46). El K fue el nutriente removido en mayor cantidad, tanto como 2.3 Mt (43% de la extracción agregada), seguido por el N, con 2 Mt (37%); el S, con 443 mil t (8%); el P, con 318 mil t (6%); el Ca, con 285 mil t (5%); y, finalmente, el Mg, con 49 mil t (1%). La intensidad de extracción fue equivalente a una cantidad promedio de 114.8 kg por hectárea cosechada promedio por año: 42.7 kg ha.a⁻¹ de N, 6.8 kg ha.a⁻¹ de P, 49.7 kg ha.a⁻¹ de K, 9.4 kg ha.a⁻¹ de S, 6.1 kg ha.a⁻¹ de Ca y 1.1 kg ha.a⁻¹ de Mg (Fig. 47).

Los cultivos de mayor extracción agregada acumulada para el período de análisis fueron la vid (2 Mt), la papa (1.2 Mt), la naranja (0.3 Mt) y la manzana (0.2 Mt) (Fig. 48). La berenjena fue el cultivo de mayor extracción nutriente por unidad de superficie, con 310 kg ha.a⁻¹, seguido por la papa (188 kg ha.a⁻¹), el brócoli (183 kg ha.a⁻¹) y la banana (177 kg ha.a⁻¹), entre otros (Fig. 49).

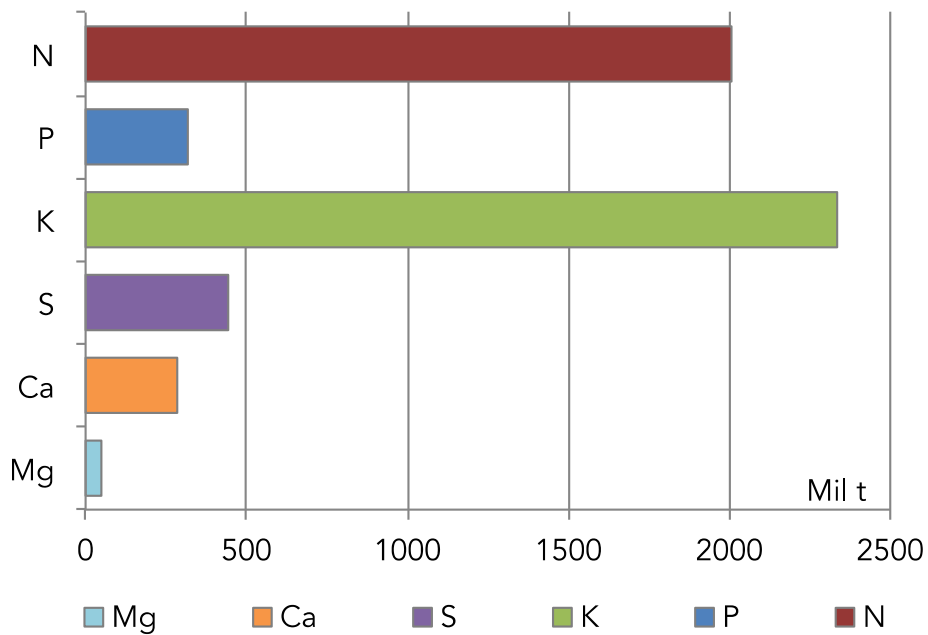


Fig. 46 Agricultura intensiva. Extracción nutriente acumulada entre 1961 y 2015, en miles de toneladas.

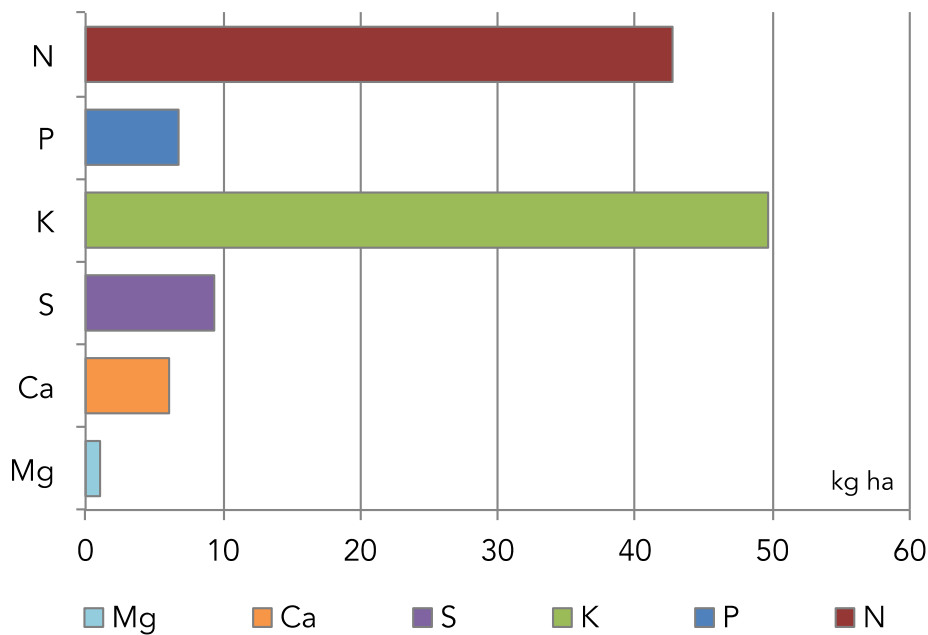


Fig. 47. Agricultura intensiva. Extracción nutriente promedio por unidad de área, entre 1961 y 2015, en kilogramos por hectárea por año.

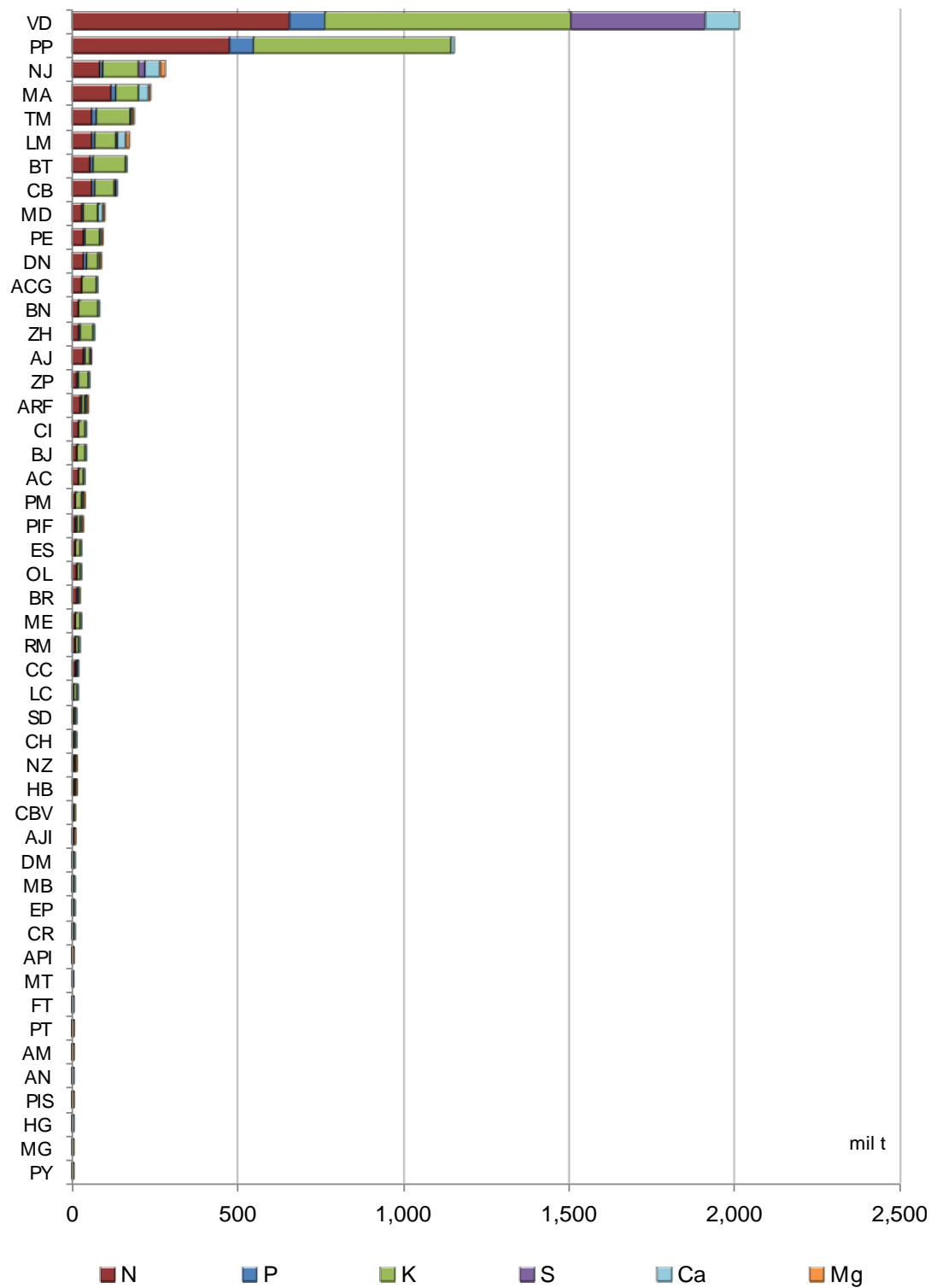


Fig. 48. Agricultura intensiva. Extracción nutriente acumulada por cultivo, durante el período 1961-2015, en miles de toneladas. Ref: AC: alcaucil; ACG: acelga; AJI: ají; AJ: ajo; AN: ananá; AM: almendra; API: apio; ARF: arveja fresca; BN: banana; BJ: berenjena; BR: brócoli; BT: batata; CB: cebolla valenciana; CBV: cebolla de verdeo; CC: choclo; CH: chaucha; CI: ciruela; CR: cereza; DM: damasco; DN: durazno; EP: espárrago; ES: espinaca; FT: frutilla; HB: haba; HG: higo; LC: lechuga; LM: limón; MA: manzana; MB: membrillo; MD: mandarina; ME: melón; MG: mango; MT: menta; NJ: naranja; NZ: nuez; OL: olivo; PE: pera; PIF: pimiento fresco; PIS: pimiento seco; PM: pomelo; PP: papa; PT: palta; PY: papaya; RM: remolacha; SD: sandía; TM: tomate; VD: vid; ZH: zanahoria; ZP: zapallo; ZP2: zapallito; ZP3: calabaza.

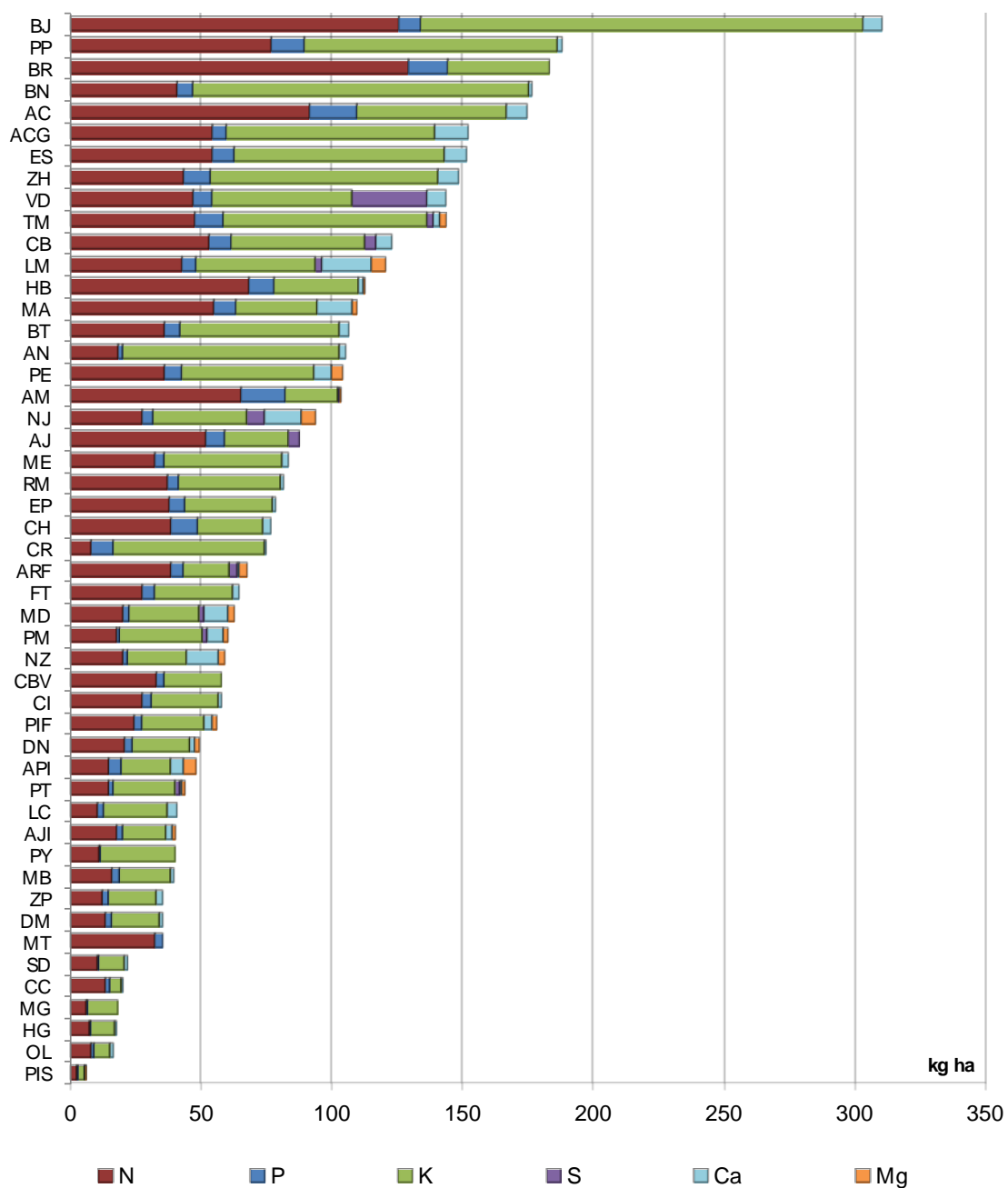


Fig. 49. Agricultura intensiva. Extracción nutriente promedio por cultivo, durante el período 1961-2015, en kilogramos por hectárea por año. Ref: AC: alcaucil; ACG: acelga; AJI: ají; AJ: ajo; AN: ananá; AM: almendra; API: apio; ARF: arveja fresca; BN: banana; BJ: berenjena; BR: brócoli; BT: batata; CB: cebolla valenciana; CBV: cebolla de verdeo; CC: choclo; CH: chaucha; CI: ciruela; CR: cereza; DM: damasco; DN: durazno; EP: espárrago; ES: espinaca; FT: frutilla; HB: haba; HG: higo; LC: lechuga; LM: limón; MA: manzana; MB: membrillo; MD: mandarina; ME: melón; MG: mango; MT: menta; NJ: naranja; NZ: nuez; OL: olivo; PE: pera; PIF: pimiento fresco; PIS: pimiento seco; PM: pomelo; PP: papa; PT: palta; PY: papaya; RM: remolacha; SD: sandía; TM: tomate; VD: vid; ZH: zanahoria; ZP: zapallo; ZP2: zapallito; ZP3: calabaza.

CULTIVO	Extracción nutriente de los cultivos intensivos (1961-2015)															
	SC	PBS	N		P		K		S		Ca		Mg		Acumulado	
	mil ha	mil t	mil t	kg ha	mil t	kg ha	mil t	kg ha	mil t	kg ha	mil t	kg ha	mil t	kg ha	mil t	kg ha
Hortalizas	18.186	43.036	915,3	50,3	148,2	8,1	1.102,3	61	12,7	0,7	51,6	2,8	6,9	0,4	2.237,1	123,0
Hoja	1.286	1.156	49,8	38,7	5,7	4,5	69,6	54	-	-	9,7	7,5	-	-	134,8	104,8
Acelga	533	681	29,0	54,4	2,8	5,3	42,6	80	-	-	6,8	12,8	-	-	81,2	152,4
Cebolla de verdeo	130	106	4,2	32,6	0,4	3,1	2,9	22	-	-	-	-	-	-	7,6	58,1
Espinaca	189	128	10,3	54,5	1,5	8,1	15,2	81	-	-	1,6	8,3	-	-	28,6	151,5
Lechuga	360	127	3,8	10,6	0,8	2,1	8,9	25	-	-	1,3	3,5	-	-	14,7	41,0
Menta	74	115	2,4	32,3	0,2	3,1	-	-	-	-	-	-	-	-	2,6	35,4
Raíz, bulbo y tubérculo	10.125	33.346	649,5	64,2	106,4	10,5	807,4	80	7,5	0,7	27,4	2,7	-	-	1.598,2	157,8
Ajo	648	1.231	33,4	51,5	5,1	7,9	15,6	24	2,7	4,2	-	-	-	-	56,8	87,7
Batata	1.557	4.140	56,5	36,3	9,4	6,0	94,1	60	-	-	6,4	4,1	-	-	166,4	106,8
Cebolla	1.118	1.262	59,5	53,3	9,5	8,5	57,2	51	4,8	4,3	6,2	5,5	-	-	137,2	122,8
Papa	6.133	25.050	472,4	77,0	76,9	12,5	593,3	97	-	-	11,0	1,8	-	-	1.153,6	188,1
Remolacha	229	318	8,5	37,2	1,0	4,5	8,8	39	-	-	0,3	1,3	-	-	18,6	81,5
Zanahoria	441	1.345	19,2	43,6	4,4	10,0	38,4	87	-	-	3,6	8,1	-	-	65,6	148,7
Tallo, infrutescencia y fruto	6.775	8.533	216,0	31,9	36,1	5,3	225,3	33	5,2	0,8	14,6	2,2	6,9	1,0	504,1	74,4
Aji	180	199	3,2	17,6	0,4	2,2	3,1	17	-	-	0,4	2,2	0,3	1,5	7,3	40,4
Alcaucil	201	644	18,3	91,2	3,7	18,5	11,5	57	-	-	1,6	7,9	-	-	35,1	174,5
Apio	57	166	0,8	14,5	0,3	4,8	1,1	19	-	-	0,3	4,8	0,3	4,8	2,8	48,2
Arveja fresca	660	482	25,1	38,1	3,4	5,1	11,7	18	2,0	3,0	0,4	0,5	2,0	3,0	44,6	67,6
Berenjena	124	646	15,6	125,3	1,1	8,5	21,0	169	-	-	0,9	7,1	-	-	38,6	310,4
Brócoli	135	365	17,5	129,3	2,0	14,7	5,3	39	-	-	-	-	-	-	24,8	183,2
Chaucha	165	139	6,4	38,7	1,7	10,1	4,1	25	-	-	0,5	3,2	-	-	12,7	76,9
Choclo	901	462	12,2	13,5	1,8	2,0	3,5	4	-	-	0,1	0,1	-	-	17,6	19,6
Espárrago	72	20	2,7	37,7	0,5	6,3	2,4	33	-	-	0,1	1,0	-	-	5,6	78,4
Frutilla	38	36	1,0	27,4	0,2	4,7	1,2	30	-	-	0,1	2,1	-	-	2,5	64,5
Haba	82	139	5,6	68,0	0,8	10,0	2,6	32	-	-	0,2	2,3	0,1	0,6	9,3	112,8
Melón	286	269	9,2	32,1	1,1	3,9	12,9	45	-	-	0,6	2,2	-	-	23,8	83,2
Pimiento fresco	523	799	12,8	24,4	1,6	3,1	12,2	23	-	-	1,6	3,1	1,1	2,0	29,3	56,0
Sandía	592	622	6,3	10,6	0,2	0,4	5,7	10	-	-	0,9	1,5	-	-	13,1	22,2
Tomate	1.286	1.939	61,4	47,7	13,9	10,8	100,2	78	3,2	2,5	2,9	2,3	3,2	2,5	184,9	143,7
Zapallo	1.472	1.607	17,9	12,1	3,6	2,4	26,8	18	-	-	4,1	2,8	-	-	52,3	35,5
Frutales	13.273	30.362	420,3	31,7	63,5	4,8	475,5	36	27,5	2,1	127,2	9,6	42,2	3,2	1.156,1	87,1
Cítricos	6.578	13.861	185,2	28,2	25,1	3,8	232,5	35	27,4	4,2	86,4	13,1	29,2	4,4	585,8	89,1
Mandarina	1.594	2.564	32,0	20,1	4,3	2,7	64,8	45	3,8	2,7	15,0	9,4	4,3	2,7	139,2	87,3
Naranja	2.991	6.582	82,3	27,5	12,3	4,1	42,7	27	2,1	1,3	41,1	13,8	16,5	5,5	158,7	53,1
Limón	1.424	4.077	61,0	42,8	7,6	5,4	107,0	36	20,6	6,9	26,7	18,7	7,6	5,4	253,7	178,2
Pomelo	569	639	9,9	17,4	0,9	1,6	18,0	32	0,9	1,6	3,6	6,3	0,9	1,6	34,2	60,1
Carozo y pepita	5.929	13.477	211,0	35,6	35,0	5,9	178,7	30	-	-	37,8	6,4	12,4	2,1	474,9	80,1
Cereza	56	43	0,5	8,1	0,5	8,6	18,8	26	-	-	0,0	0,7	-	-	20,8	373,1
Ciruela	735	640	20,1	27,4	2,7	3,6	3,2	58	-	-	1,1	1,5	-	-	26,1	35,5
Damasco	181	170	2,4	13,5	0,5	2,6	3,3	18	-	-	0,2	1,3	-	-	6,4	35,4
Durazno	1.772	1.694	36,2	20,4	6,5	3,7	38,8	22	-	-	2,6	1,5	3,9	2,2	87,9	49,6
Manzana	2.121	7.403	116,4	54,9	18,6	8,8	65,2	31	-	-	27,9	13,2	4,7	2,2	232,8	109,7
Membrillo	152	174	2,4	15,6	0,5	3,1	3,0	20	-	-	0,2	1,1	-	-	6,0	39,3
Pera	913	3.354	33,0	36,1	5,8	6,4	46,5	51	-	-	5,8	6,4	3,9	4,2	95,0	104,0
Tropicales y subtropicales	566	2.571	19,6	34,7	2,8	5,0	59,8	106	0,1	0,1	0,8	1,4	0,0	0,1	83,1	146,9
Ananá	9	25	0,2	18,4	0,0	1,5	0,8	83	-	-	0,0	2,2	-	-	1,0	105,1
Banana	446	2.401	18,3	41,0	2,7	6,0	57,2	128	-	-	0,7	1,5	-	-	78,8	176,7
Higo	42	30	0,3	7,2	0,0	1,0	0,4	9	-	-	0,0	1,1	-	-	0,7	17,9
Mango	15	20	0,1	6,1	0,0	0,8	0,2	12	-	-	-	-	-	-	0,3	18,6
Palta	47	86	0,7	14,7	0,1	2,1	1,1	24	0,1	1,6	0,0	0,8	0,0	1,0	2,1	43,8
Papaya	7	9	0,1	10,9	0,0	0,6	0,2	29	-	-	-	-	-	-	0,3	40,2
Frutos secos	200	453	4,5	22,5	0,5	2,7	4,5	23	0,0	0,0	2,2	11,0	0,5	2,3	12,2	61,3
Almendra	11	20	0,7	65,3	0,2	16,8	0,2	20	0,0	0,4	-	-	0,0	0,4	1,2	103,2
Nuez	189	433	3,8	20,0	0,4	1,9	4,3	23	-	-	2,2	11,7	0,4	2,4	11,1	58,8
Cultivos industriales	15.889	31.374	671,3	42,2	106,1	6,7	757,3	48	403,0	25,4	106,4	6,7	0,0	0,0	2.044,0	128,6
Oliva	1.736	1.382	14,1	8,1	1,6	0,9	10,6	6	-	-	1,8	1,1	-	-	28,2	16,2
Pimiento seco	147	141	0,4	2,6	0,0	0,3	0,4	3	-	-	0,0	0,3	0,0	0,2	0,9	6,0
Vid	14.006	29.851	656,7	46,9	104,5	7,5	746,3	53	403,0	28,8	104,5	7,5	-	-	2.014,9	143,9
TOTAL	47.348	104.771	2.006,8	42,4	317,8	6,7	2.335,1	49	443,2	9,4	285,2	6,0	49,1	1,0	5.437,2	114,8

Tabla 7. Agricultura intensiva. Extracción acumulada y por unidad de área para los cultivos intensivos, por grupos.

La evolución de la extracción nutriente en la agricultura intensiva ha sido progresiva, pero a un ritmo poco acelerado (Fig. 50). Su magnitud relativa es baja en comparación a los cultivos extensivos. El promedio de la remoción agregada para el quinquenio 2011-2015, del orden de 110 mil t.a⁻¹ de nutrientes, fue un 40% mayor al del quinquenio 1961-1965, de 77 mil t.a⁻¹. Esto ha supuesto una tasa de crecimiento promedio del 1% anual desde el comienzo al final del período de análisis.

El crecimiento de la intensidad de la extracción nutriente tuvo igualmente una tasa promedio del 1% anual, pasando de un promedio de 94 kg ha.a⁻¹, durante 1961-1965, a 136 kg ha.a⁻¹, hacia 2011-2015 (Fig. 51). El N y el K fueron los nutrientes más relevantes en el incremento, pasando el primero de 35 a 50 kg ha.a⁻¹, y el segundo de 40 a 58 kg ha.a⁻¹, entre 1961-1965 y 2011-2015, respectivamente.

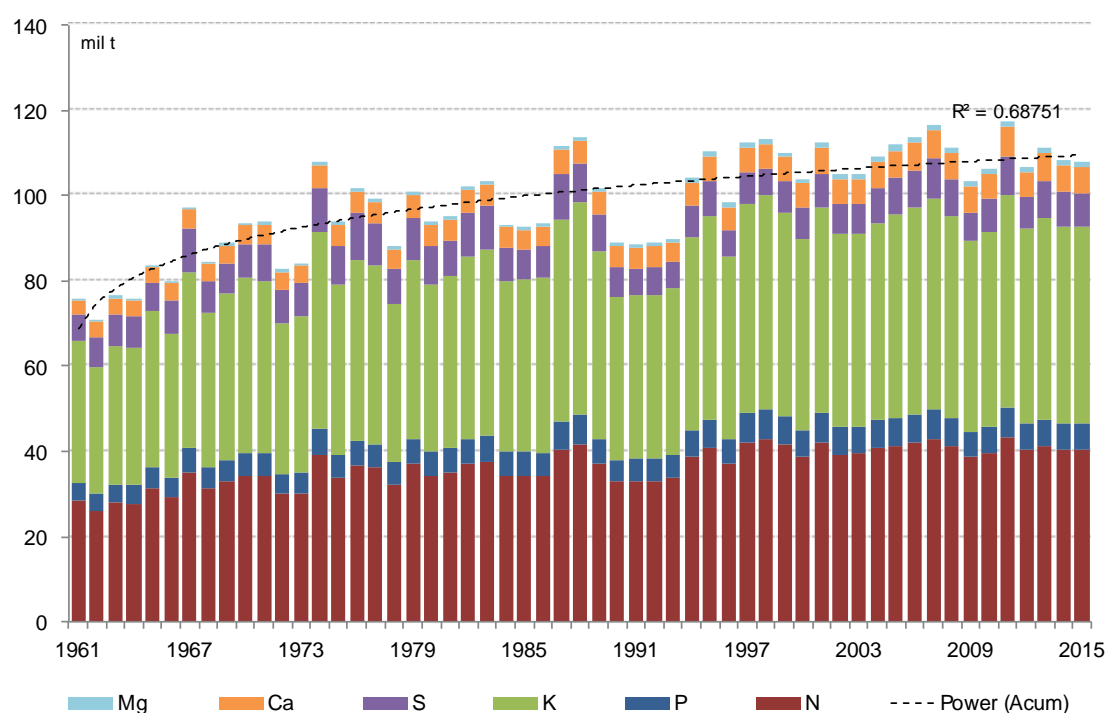


Fig. 50. Agricultura intensiva. Evolución de la extracción nutriente acumulada, durante el periodo 1961-2015, en miles de toneladas.

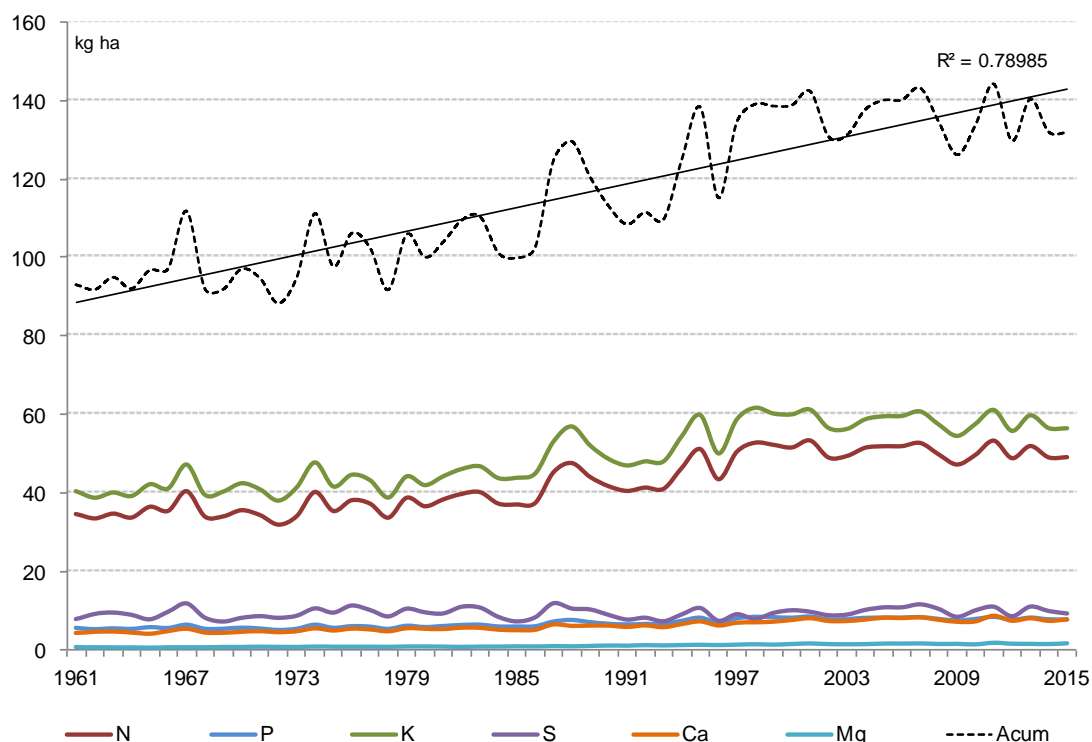


Fig. 51. Agricultura intensiva. Evolución de la extracción nutriente por unidad de superficie, durante el período 1961-2015, en kilogramos por hectárea.

La distribución territorial de la remoción nutriente acumulada para la agricultura intensiva se muestra en las Figuras 52a-f. Los principales polos de extracción fueron el centro y sur de la provincia de Mendoza, el valle frutícola de Neuquén y Río Negro y el sudeste bonaerense. En los primeros puestos se destacaron los departamentos de San Martín, San Rafael, Rivadavia, Maipú, Lavalle, Luján de Cuyo, Tupungato, Junín, Santa Rosa y Capital (Mendoza); Balcarce, General Pueyrredón, General Alvarado y Lobería (Buenos Aires); General Roca (Río Negro) y Orán (Salta), con entre 80 mil y 270 mil toneladas de nutriente cosechado. Otros núcleos menores de extracción se observaron ubicados en las Yungas, provincia de Salta (Orán); Tucuman (Burruyacú, Chiciglaste) y Entre Ríos (Concordia, Federación), entre otros.

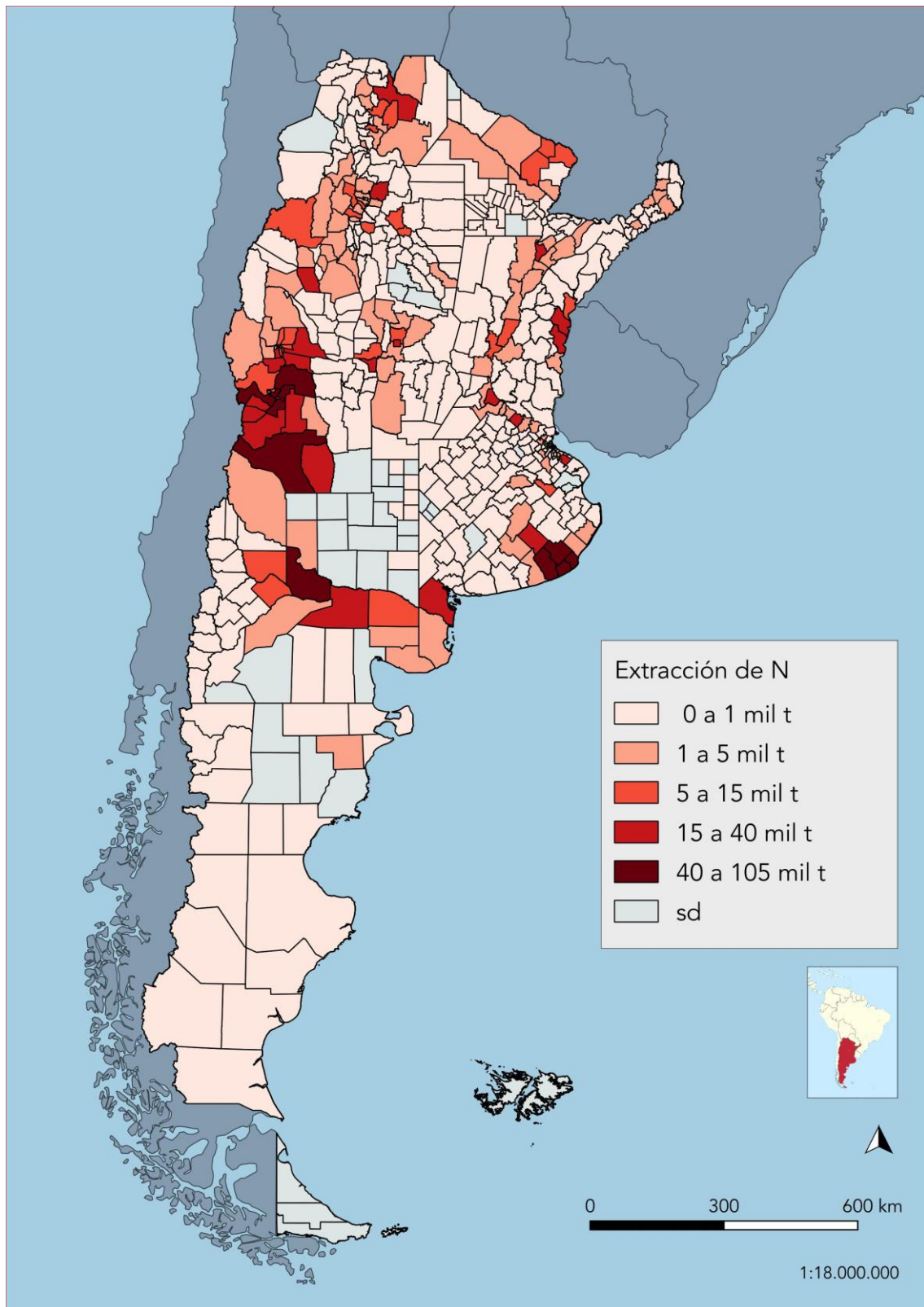


Fig. 52a. Agricultura intensiva. Mapa de extracción acumulada de N entre 1961-2015, por distrito, en miles de toneladas.

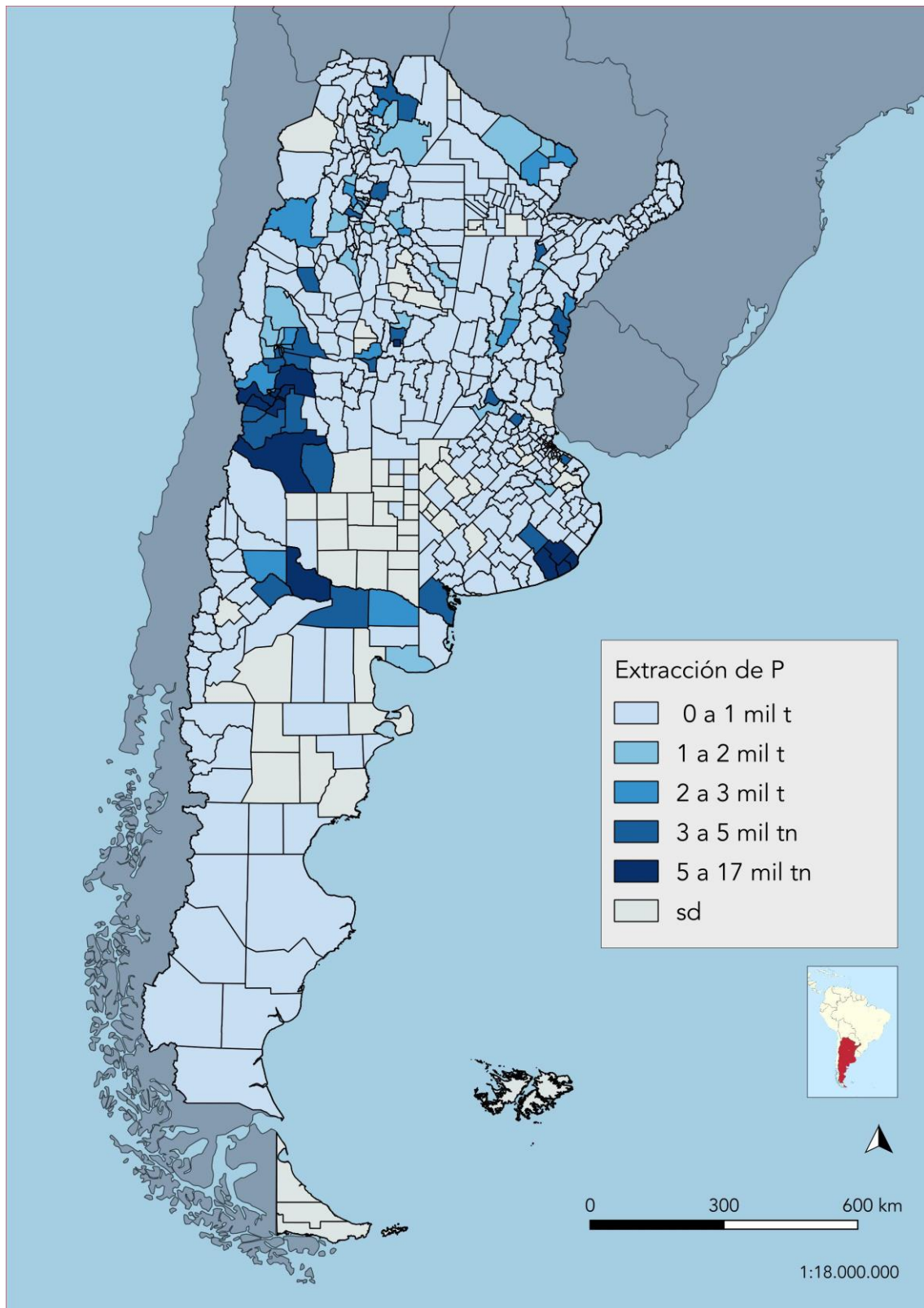


Fig. 52b. Agricultura intensiva. Mapa de extracción acumulada de P entre 1961-2015, por distrito, en miles de toneladas.

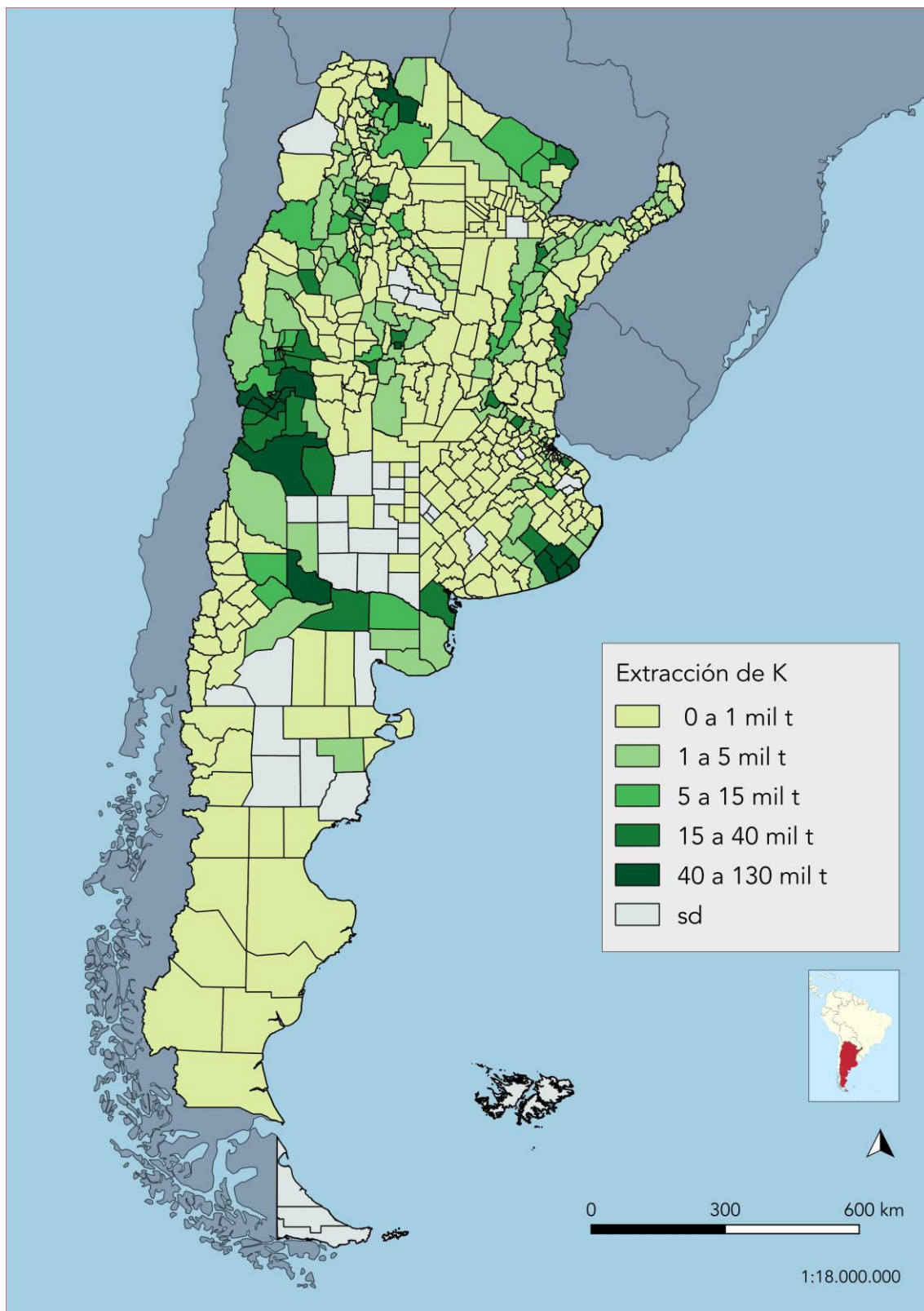


Fig. 52c. Agricultura intensiva. Mapa de extracción acumulada de K entre 1961-2015, por distrito, en miles de toneladas.

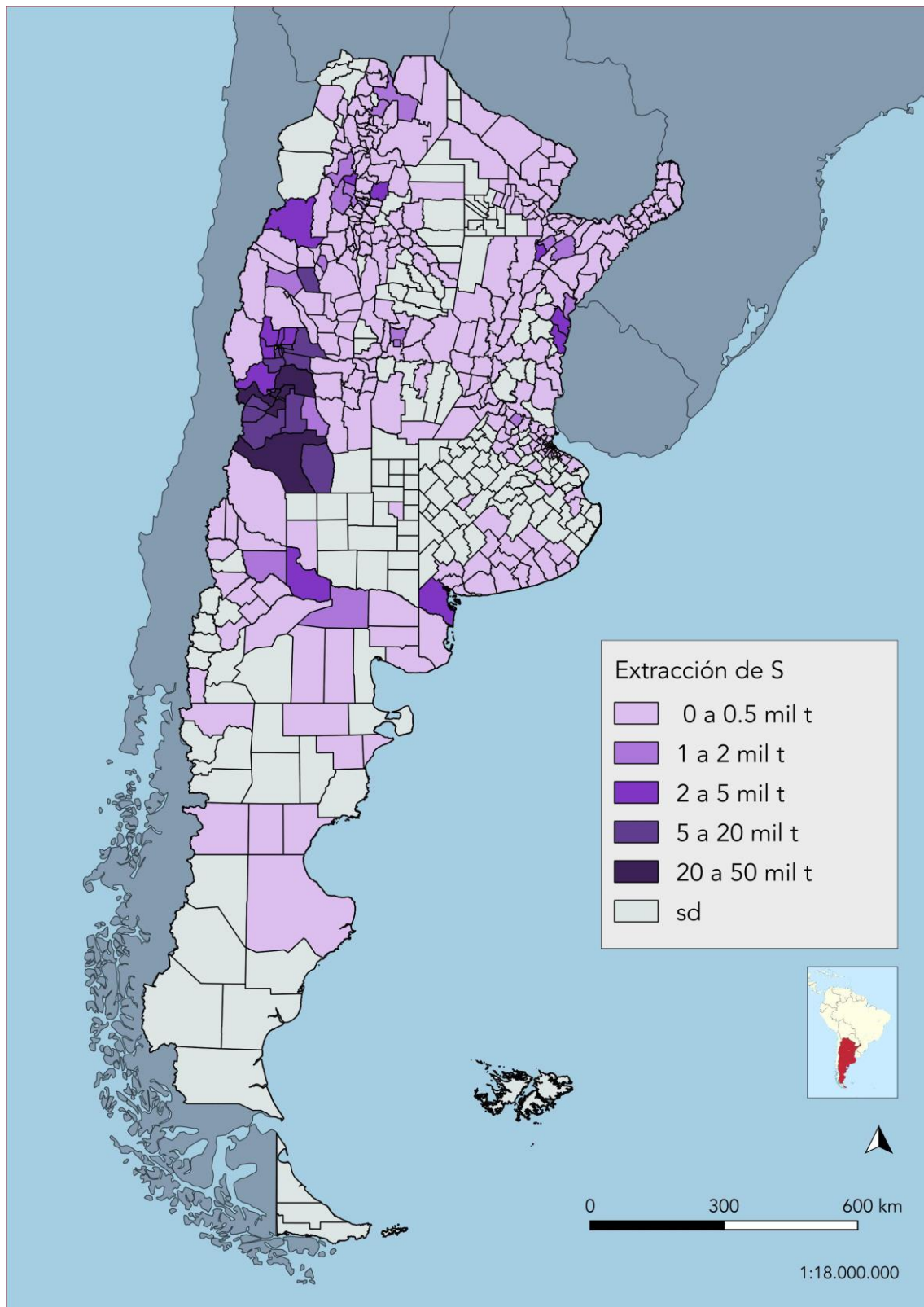


Fig. 52d. Agricultura intensiva. Mapa de extracción acumulada de S entre 1961-2015, por distrito, en miles de toneladas.

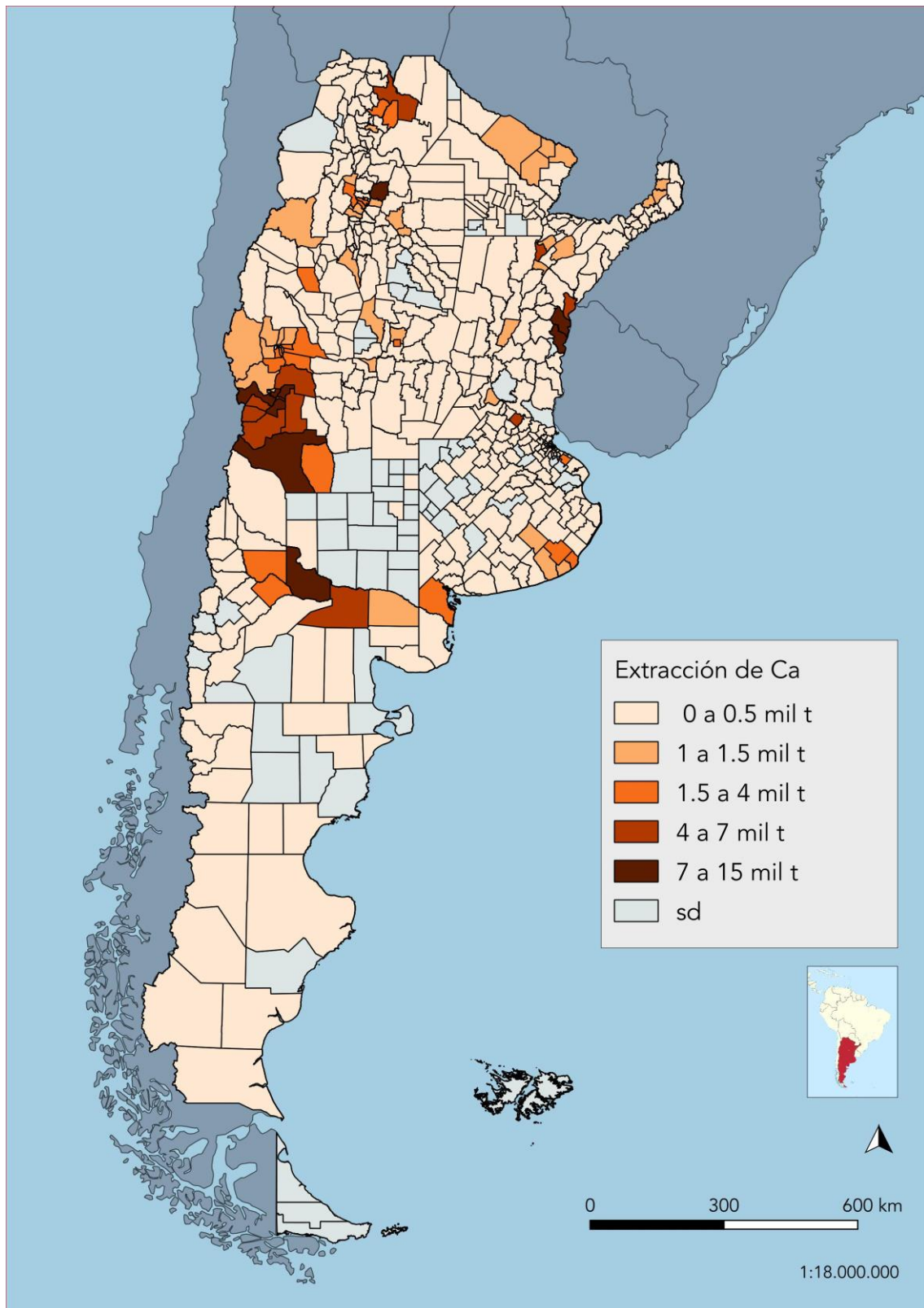


Fig. 52e. Agricultura intensiva. Mapa de extracción acumulada de Ca entre 1961-2015, por distrito, en miles de toneladas.

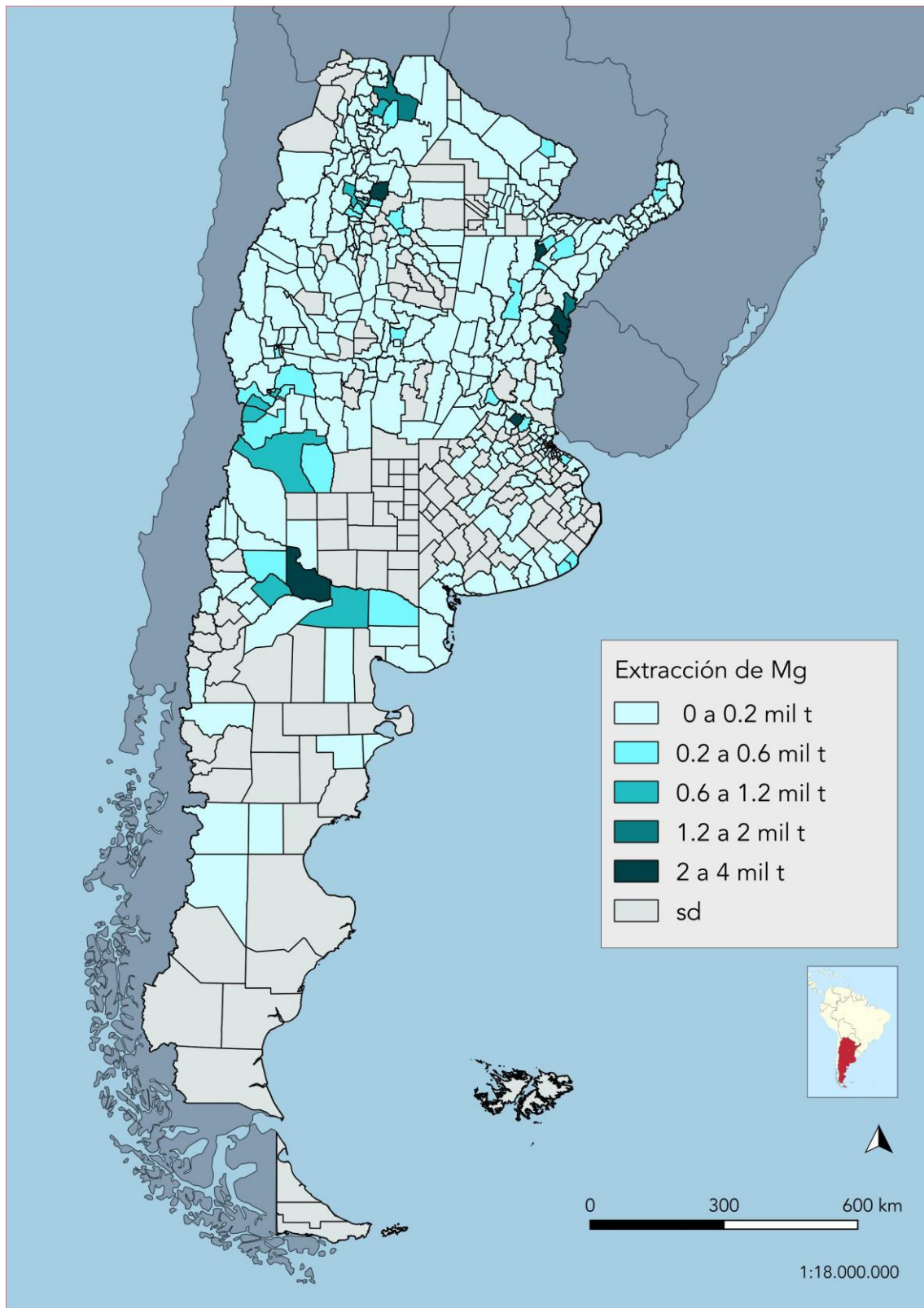


Fig. 52f. Agricultura intensiva. Mapa de extracción acumulada de Mg entre 1961-2015, por distrito, en miles de toneladas.

La intensidad de la extracción describió un patrón distinto al de la extracción acumulada (Fig. 53a-f), reflejando tanto las distintas dinámicas de extracción y productividad de los cultivos en cada zona. Los distritos con mayor nivel de remoción por unidad de área se encontraron en la provincia de Buenos Aires (General Belgrano, Coronel Suárez, Monte, Tandil, Lobería, Balcarce, Chascomús, Benito Juárez, General Alvarado, Azul, Hipólito Yrigoyen, General Alvear, Pellegrini), Córdoba (Calamuchita, San Alberto, San Javier) y Mendoza (Godoy Cruz, Capital, Malargüe).

La situación fue disímil para los distintos nutrientes. Para N, P y K, la mayoría de los distritos con alto nivel de remoción por unidad de superficie se encontraron en la provincia de Buenos Aires: partidos de General Belgrano, Coronel Suárez, Monte, Tandil, Lobería, Balcarce, Chascomús, Benito Juárez, Alvarado y Azul; además de algunos distritos de Córdoba: Calamuchita y San Alberto. El S, en cambio, tuvo las mayores relaciones de extracción por hectárea cosechada en la provincia de Mendoza (Godoy Cruz, Santa Rosa, Rivadavia, San Martín), Salta (Cafayate), San Juan (Caucete, Angaco, 9 de Julio, San Martín) y la Rioja (Coronel Felipe Varela). Si bien en estas zonas se producen cultivos que son altamente extractivos en S (*i.e.* vid, ajo), lo cierto es que este resultado es parcial dado que para la mayoría de los cultivos de producción intensiva no se encontraron disponibles los índices de cosecha de S. Finalmente, para Ca, las máximas remociones por hectárea se localizaron en Tucumán (Yerba Buena, Burreucayú, Luls, Famailla, Tafí del Valle, Capital, Cruz Alta, Monteros) y Mendoza (Godoy Cruz y Capital); mientras que para el Mg, éstas se dieron en los mismos distritos tucumanos, y en la provincia de Corrientes (Concepción, General Alvear, San Martín y Monte Caseros).

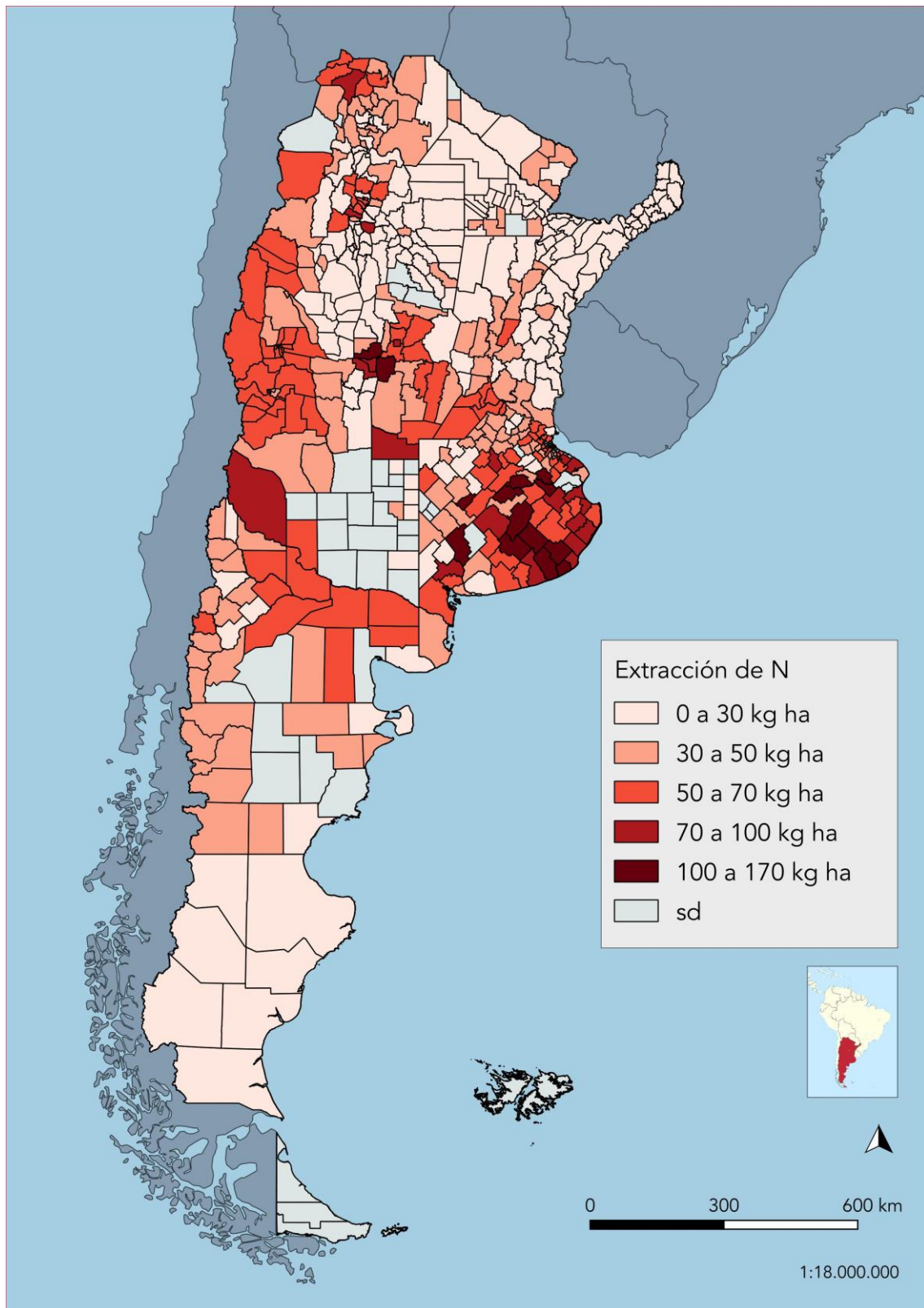


Fig. 53a. Agricultura intensiva. Mapa de extracción promedio de N por unidad de superficie, entre 1961-2015, por distrito, en kilogramos por hectárea y por año.

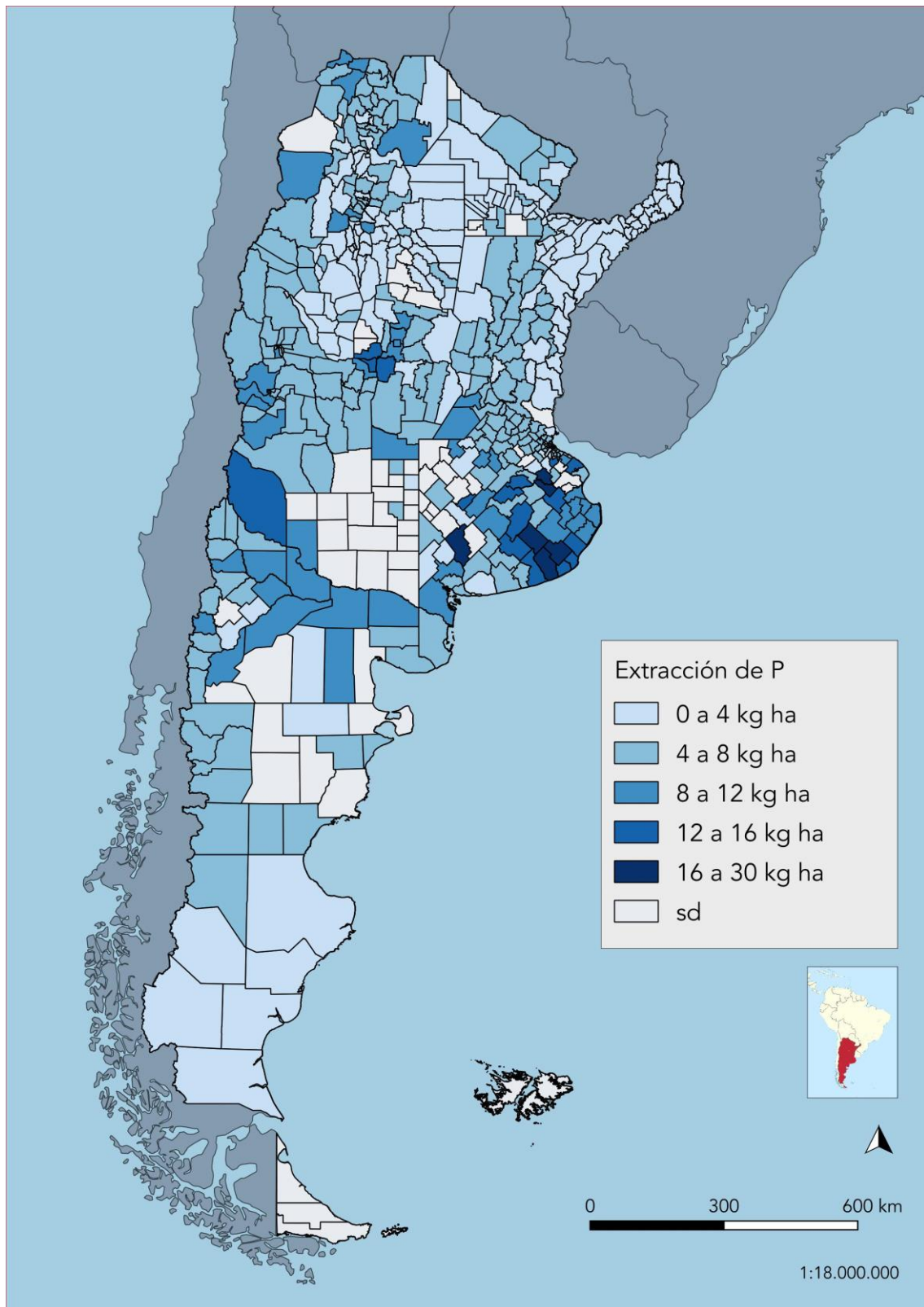


Fig. 53b. Agricultura intensiva. Mapa de extracción promedio de P por unidad de superficie entre 1961-2015, por distrito, en kilogramos por hectárea y por año.

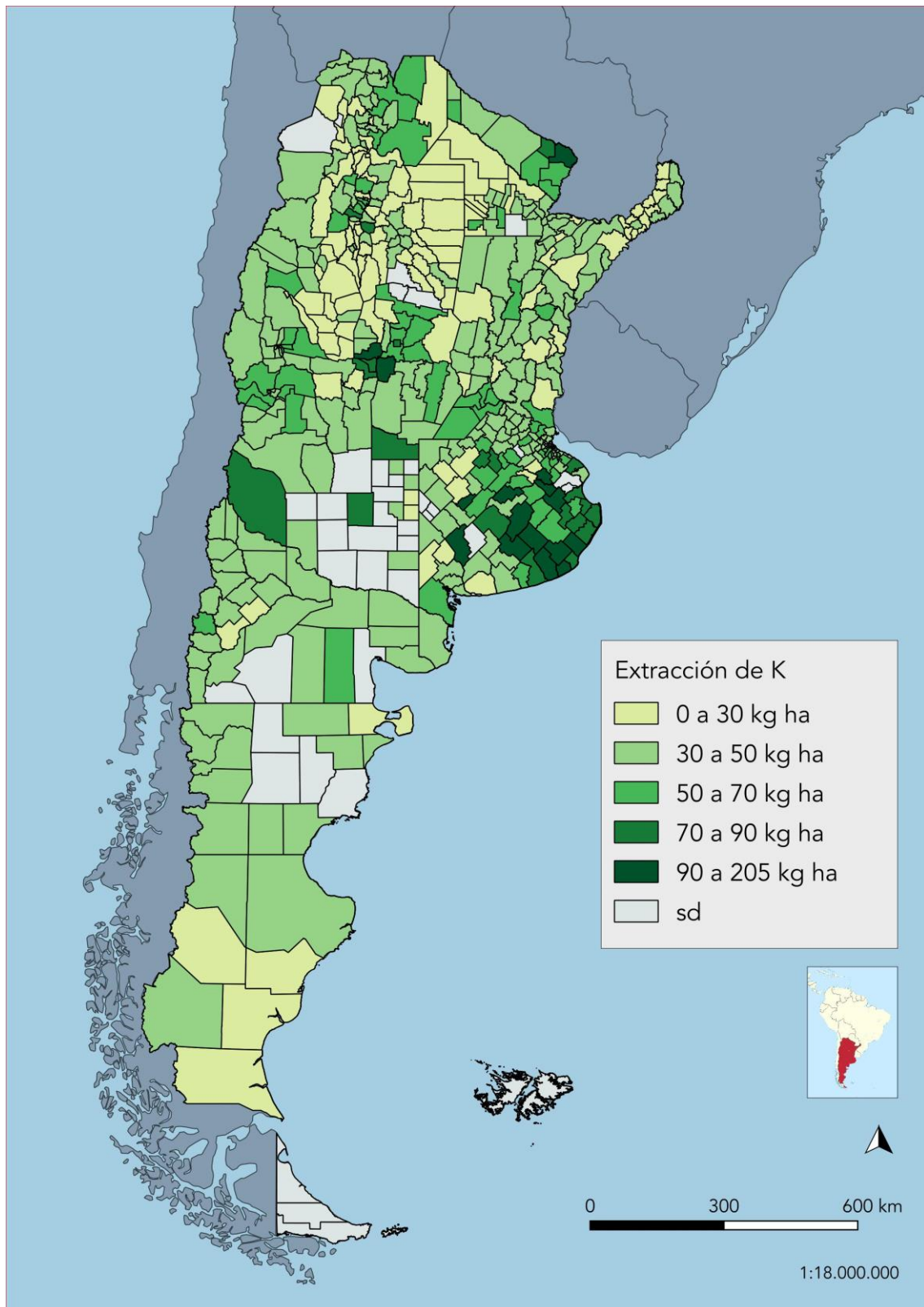


Fig. 53c. Agricultura intensiva. Mapa de extracción promedio de K por unidad de superficie entre 1961-2015, por distrito, en kilogramos por hectárea y por año.

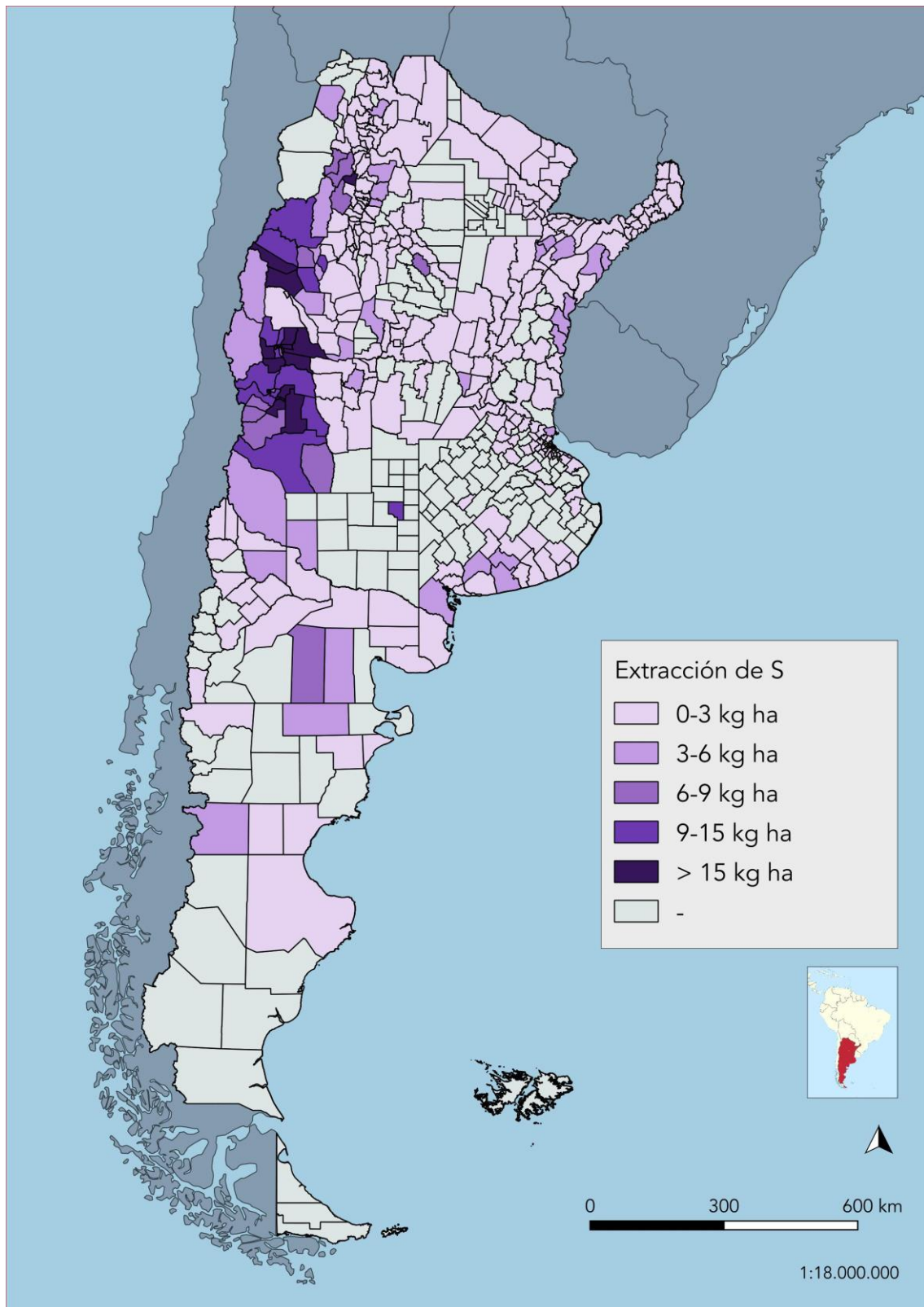


Fig. 53d. Agricultura intensiva. Mapa de extracción promedio de S por unidad de superficie entre 1961-2015, por distrito, en kilogramos por hectárea y por año.

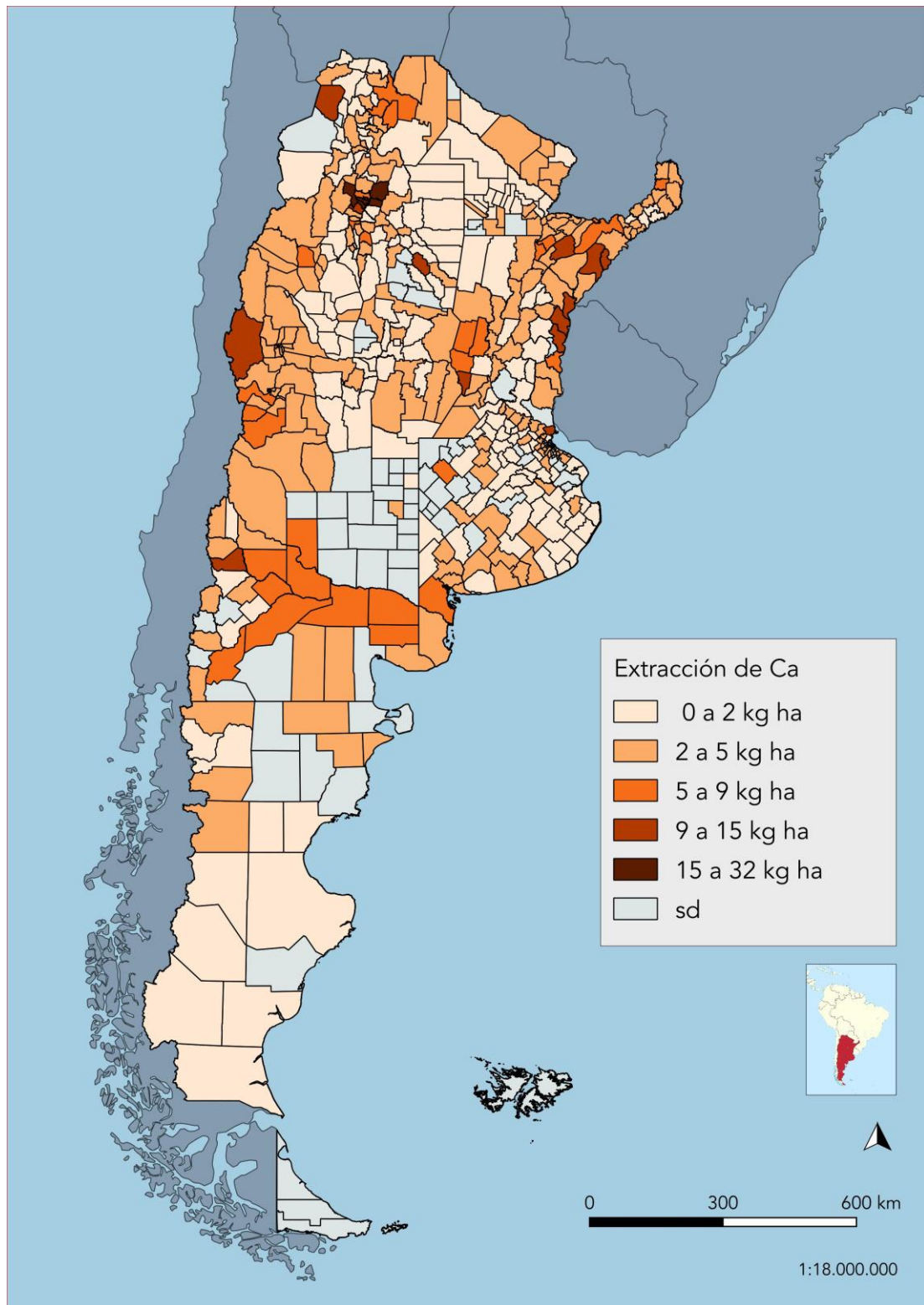


Fig. 53e. Agricultura intensiva. Mapa de extracción promedio de Ca por unidad de superficie entre 1961-2015, por distrito, en kilogramos por hectárea y por año.

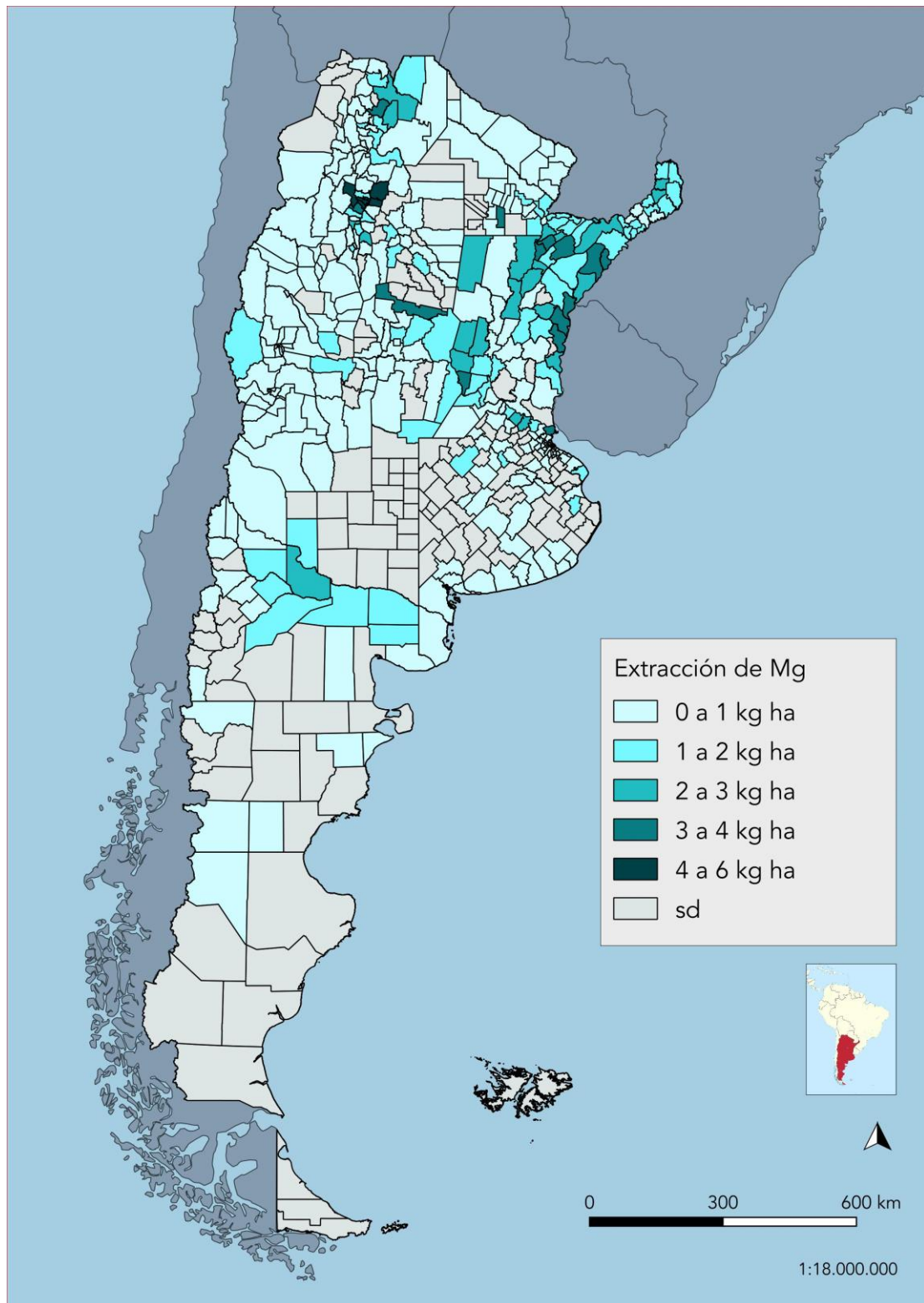


Fig. 53f. Agricultura intensiva. Mapa de extracción promedio de Mg por unidad de superficie entre 1961-2015, por distrito, en kilogramos por hectárea y por año.

b) Balance de nutrientes

Luego de casi seis décadas de producción agrícola, el balance agregado de nutrientes para los cultivos intensivos dejó un saldo positivo de 10.7 Mt (Fig. 54 y 55; Tabla 8). El superávit se encontró para todos los nutrientes: N, 2.6 Mt; P, 1.6 Mt; K, 2.1 Mt; S, 0.6 Mt; Ca, 2.8 Mt y Mg, 1 Mt. Las entradas estimadas totalizaron un monto de 20.5 Mt, de las cuales la FBN aportó 23 mil t (menos del 1% del ingreso total); la deposición atmosférica, cerca de 1 Mt (c. 5% del ingreso total); el consumo fertilizante, 2.7 Mt (c. 13% del ingreso total); y los abonos animales aplicados a los cultivos frutihortícolas, 16.7 Mt (c. 82% del ingreso total). Por su parte, las salidas contabilizaron 9.7 Mt: 5.4 Mt por cosecha (56% del egreso total); 2.6 Mt por lavado (26% del egreso total) y 1.7 Mt por emisión gaseosa (18% del egreso total), ambas considerando la aplicación de fertilizantes y los abonos orgánicos.

Los balances de nutrientes por cultivo se muestran en las Fig. 56 y 57. El balance agregado a nivel nacional fue positivo para todos los cultivos, con excepción de cuatro casos: banana, palta, ananá y papaya, cuyos saldos fueron -50 mil t, -1000 t, -800 t y -100 t, respectivamente. Los cultivos encabezando el listado de saldos positivos fueron, en orden decreciente, la vid (1.6 Mt), la papa (0.7 Mt) y el zapallo (0.7 Mt), entre otros.

El balance agregado por unidad de superficie para los cultivos intensivos fue de c. 227 kg ha⁻¹ cosechada, de los cuales: 56.3 kg de N ha⁻¹, 35.2 kg de P ha⁻¹, 43.5 kg de K ha⁻¹, 12.7 kg de S ha⁻¹, 59.3 kg de Ca ha⁻¹ y 21.2 kg de Mg ha⁻¹. A la cabeza de los cultivos con mayor aporte agregado de nutrientes por hectárea, se encontraron el choclo (486 kg ha⁻¹), la sandía (483 kg ha⁻¹), el zapallo (470 kg ha⁻¹) y el ají (465 kg ha⁻¹), entre otros, siendo el saldo para los cultivos negativos de -112 kg ha⁻¹ (banana), -84 kg ha⁻¹ (ananá), -22 kg ha⁻¹ (palta) y -19 kg ha⁻¹ (papaya).

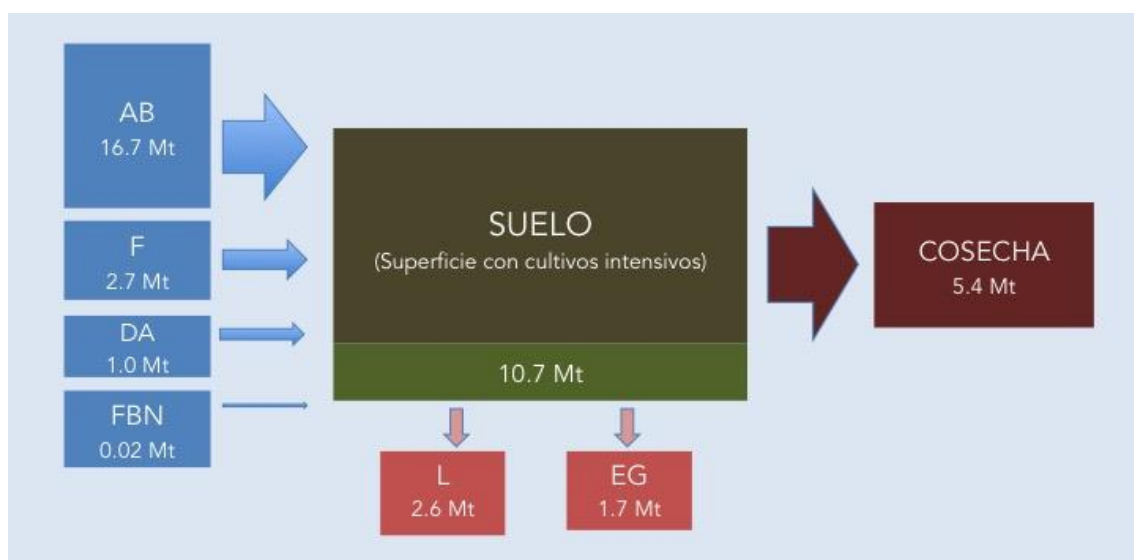


Fig. 54. Agricultura intensiva. Flujos y balance de nutrientes del sistema, para el período acumulado entre 1961 y 2015 en Argentina, en millones de toneladas.

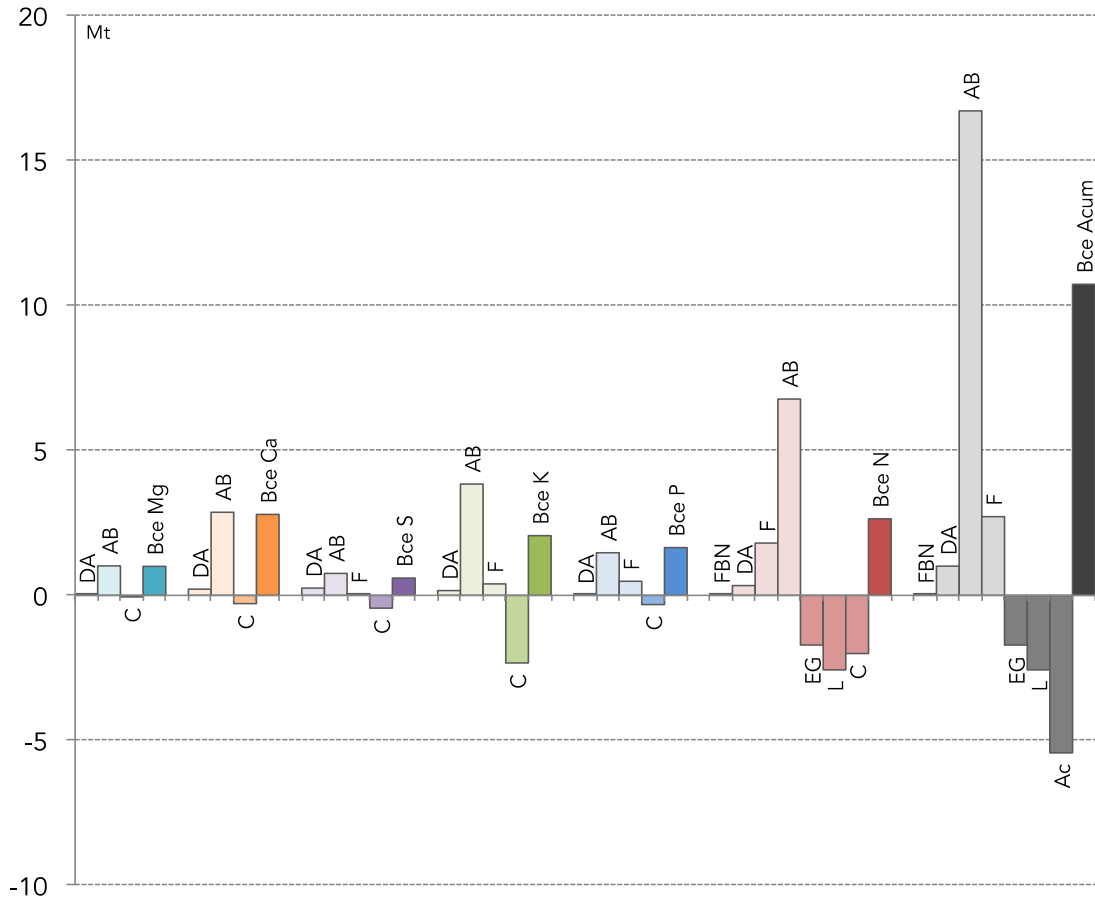


Fig. 55. Agricultura intensiva. Flujos de entrada, salida y balance de nutrientes para el período entre 1961 y 2015, en millones de toneladas. Ref.: Ac: acumulado; AB: abonos animales; C: cosecha; DA: deposición atmosférica; EG: emisión gaseosa; F: fertilización; FBN: fijación biológica; L: lavado.

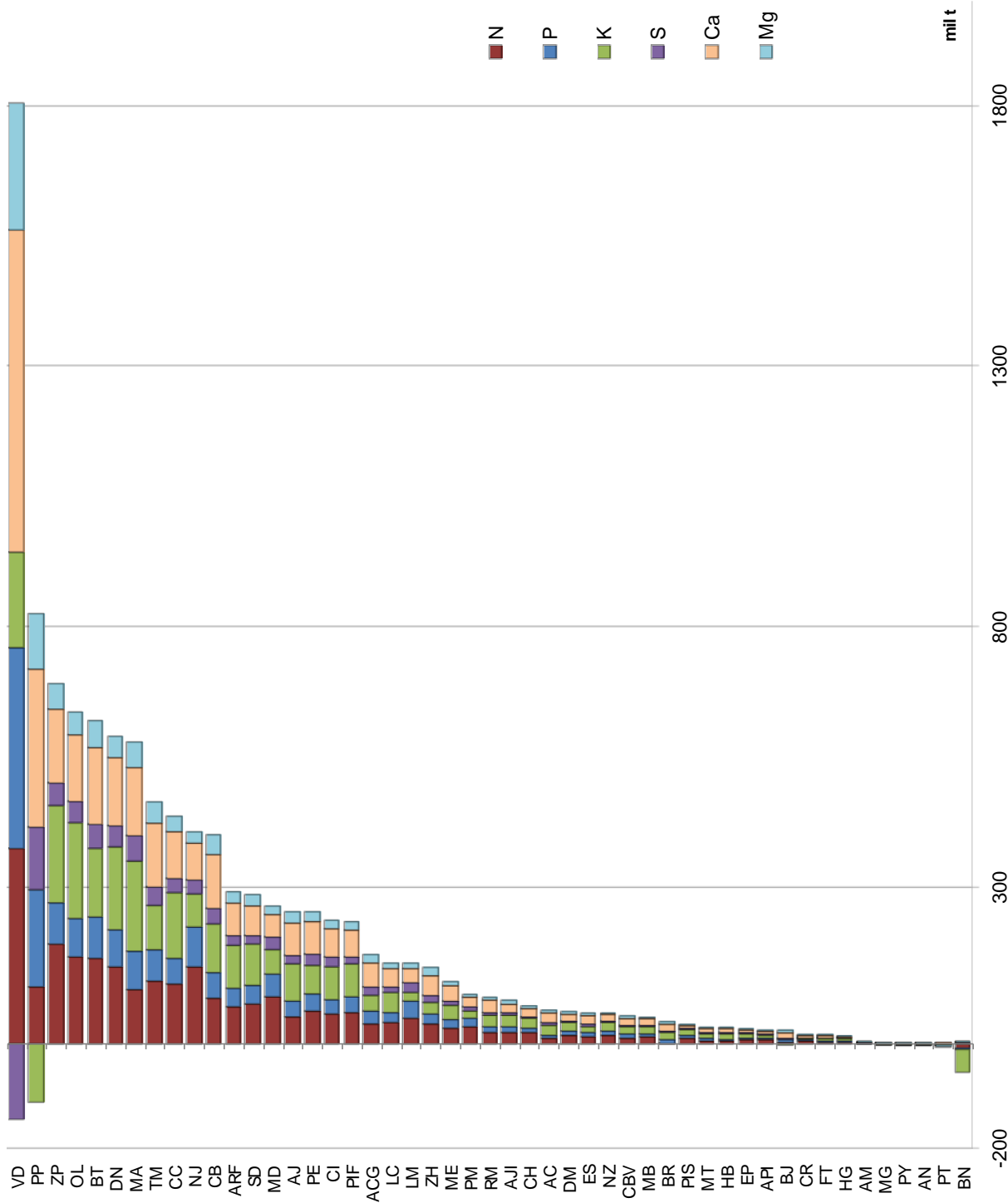


Fig. 56. Agricultura intensiva. Balance de nutrientes acumulado por cultivo, durante el período entre 1961 y 2015, en miles de toneladas. Ref: AC: alcaucil; ACG: acelga; AJ: ají; AJI: ajo; AN: ananá; AM: almendra; API: apio; ARF: arveja fresca; BN: banana; BJ: berenjena; BR: brócoli; BT: batata; CB: cebolla valenciana; CBV: cebolla de verdeo; CC: choclo; CH: chaucha; CI: ciruela; CR: cereza; DM: damasco; DN: durazno; EP: espárrago; ES: espinaca; FT: frutilla; HB: haba; HG: higo; LC: lechuga; LM: limón; MA: manzana; MB: membrillo; MD: mandarina; ME: melón; MG: mango; MT: menta; NJ: naranja; NZ: nuez; OL: olivo; PE: pera; PIF: pimiento fresco; PIS: pimiento seco; PM: pomelo; PP: papa; PT: palta; PY: papaya; RM: remolacha; SD: sandía; TM: tomate; VD: vid; ZH: zanahoria; ZP: zapallo; ZP2: zapallito; ZP3: calabaza.

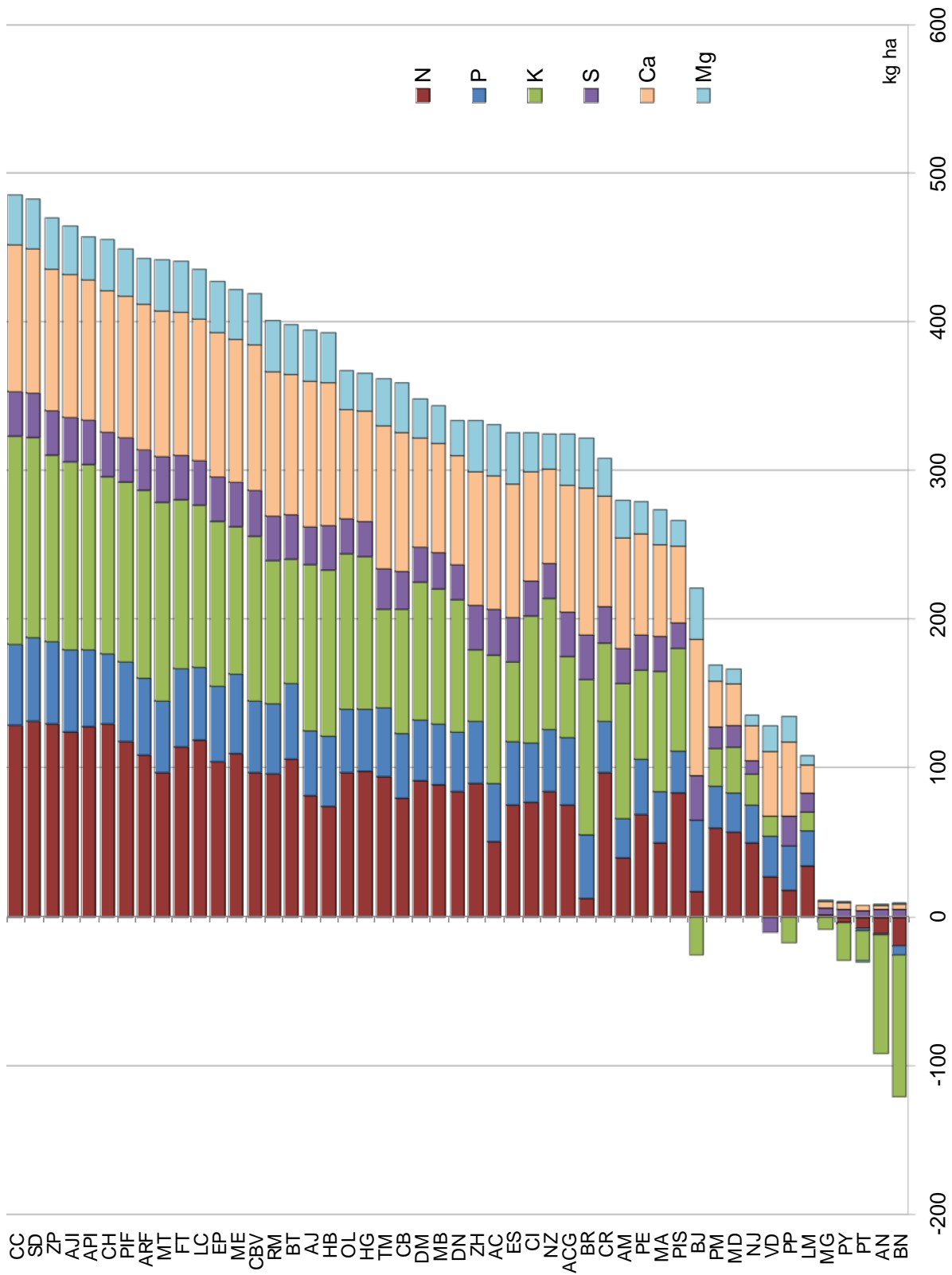


Fig. 57. Agricultura intensiva. Balance de nutrientes promedio por cultivo, por unidad de área, durante el período entre 1961 y 2015, en kilogramos por hectárea y por año.
 Ref: AC: alcaucil; ACG: acelga; AJ: ají; AJ: ajo; AN: ananá; AM: almendra; API: apio; ARF: arveja fresca; BN: berenjena; BR: brócoli; BT: batata; CB: cebolla valenciana; CBV: cebolla de verdeo; CC: choclo; CH: chaucha; CI: ciruela; CR: cereza; DM: damasco; DN: durazno; EP: espárrago; ES: espinaca; FT: frutilla; HB: haba; HG: higo; LC: lechuga; LM: limón; MA: manzana; MB: membrillo; MD: mandarina; ME: melón; MG: mango; MT: menta; NJ: naranja; NZ: nuez; OL: olivo; PE: pera; PIF: pimiento fresco; PIS: pimiento seco; PM: pomelo; PP: papa; PT: palta; PY: papaya; RM: remolacha; SD: sandía; TM: tomate; VD: vid; ZH: zanahoria; ZP: zapallo; ZPz: zapallito; ZP3: calabaza.

Balances de nutrientes para los cultivos intensivos (1961-2015)																							
Cultivos Intensivos	N		P		K		S		Ca		Mg		Acumulado										
	mil t	kg ha	mil t	kg ha	mil t	kg ha	mil t	kg ha	mil t	kg ha	mil t	kg ha	mil t	kg ha									
Hortalizas	1.345	74	785	43	1.080	59	470	26	1.453	80	511	28	5.643	310									
Hoja	117	91	60		103		39		117		44		479										
Acelga	40	75	24	46	29	54	16	30	46	86	18	34	173	325									
Lechuga	43	119	18	49	39	109	11	30	34	95	12	34	157	436									
Espinaca	14	75	8	43	10	53	6	30	17	90	6	34	61	326									
Cebolla de verdeo	13	97	6	48	15	112	4	30	13	99	4	34	55	419									
Menta	7	97	4	48	10	134	2	30	7	99	3	34	33	442									
Raíz, bulbo y tubérculo	476	47	373	37	228	23	233	23	682	67	243	24	2.235	221									
Papa	109	18	186	30	110	18	120	20	305	50	107	17	717	117									
Batata	164	105	80	51	130	83	47	30	147	94	53	34	621	399									
Cebolla	89	80	49	43	94	84	29	26	104	93	38	34	402	360									
Ajo	53	81	29	44	72	111	17	26	64	99	22	34	256	395									
Zanahoria	39	89	19	42	21	48	13	30	40	91	15	34	147	334									
Remolacha	22	96	11	48	22	96	7	30	22	97	8	34	92	401									
Tallo, infrutescencia y fruto	752	111	353	52	749	111	199	29	653	96	224	33	2.929	432									
Zapallo	191	130	81	55	185	126	44	30	141	96	50	34	692	470									
Tomate	121	94	60	47	85	66	35	28	124	96	41	32	466	362									
Choclo	115	128	50	55	126	140	27	30	89	98	31	34	438	486									
Arveja fresca	71	108	34	52	83	126	18	27	65	98	20	31	292	443									
Sandía	78	131	34	57	79	134	18	30	57	97	20	34	286	483									
Pimiento fresco	61	117	28	54	63	120	16	30	50	96	17	32	235	450									
Melón	31	110	15	54	28	99	9	30	28	96	10	34	121	422									
Aji	22	124	10	55	23	127	5	30	17	96	6	33	84	465									
Chaucha	21	130	8	47	20	119	5	30	16	95	6	34	75	455									
Alcaucil	10	51	8	39	17	87	6	30	18	91	7	34	67	331									
Brócoli	2	12	6	43	14	105	4	30	13	99	5	34	44	322									
Haba	6	74	4	47	9	112	2	30	8	96	3	33	32	393									
Espirárrago	7	104	4	51	8	110	2	30	7	98	2	34	31	427									
Apio	7	127	3	53	7	125	2	30	5	94	2	29	26	457									
Berenjena	2	16	6	49	3	26	4	30	11	91	4	34	24	195									
Frutilla	4	114	2	53	4	114	1	30	4	97	1	34	17	441									
Frutales	746	56	393	30	624		219	17	568	44	193		2.726	207									
Cítricos	321	49	169	26	145		77	12	160	24	52		923	140									
Naranja	148	49	76	25	65	22	27	9	71	24	21	7	406	136									
Mandarina	91	57	43	27	49	31	23	15	45	28	15	10	265	166									
Limón	49	34	34	24	17	12	19	13	27	19	10	7	155	109									
Pomelo	34	59	16	28	15	26	8	14	18	31	6	11	96	169									
Carozo y pepita	409	69	224	38	478		142		407		140		1.800	304									
Durazno	149	84	71	40	157	89	42	24	130	74	42	24	592	334									
Manzana	105	50	74	35	170	80	51	24	131	62	50	24	581	274									
Pera	62	68	34	37	55	60	22	24	63	69	20	21	255	280									
Ciruela	57	77	29	40	63	85	18	24	54	74	19	26	239	326									
Damasco	16	91	7	41	17	93	4	24	13	74	5	26	63	348									
Membrillo	13	89	6	41	14	91	4	24	11	74	4	26	52	344									
Cereza	5	96	2	35	3	53	1	24	4	74	1	26	17	308									
Tropicales y subtropicales	-	5	-	9	-	1	-	2	-	40	-	71	-	4	7	5	8	1	2	-	37	-	65
Higo	4	97	2	43	4	102	1	24	3	74	1,1	25,7	15	366									
Mango	0,01	1	-	0,01	-	1	-	0,1	-	8	0,1	5	0,01	0,7	0,04	3							
Papaya	-	0,03	-	4	-	0,002	-	0,2	-	25	0,03	5	0,005	0,7	-	0,1	-	19					
Ananá	-	0,1	-	11	-	0,01	-	1	-	80	0,05	5	0,02	2	0,01	0,7	-	0,8	-	84			
Palta	-	0,4	-	8	-	0,1	-	2	-	20	0,2	4	0,2	4	-	0,02	-	0,3	-	1,1	-	22	
Banana	-	9	-	20	-	3	-	6	-	96	2	5	1	3	0,3	0,7	-	50,1	-	112			
Frutos secos	16	82	0	41	1	88	0	24	1	64	0	23	3	322									
Nuez	16	85	8	42	17	88	5	24	12	63	4	23	61	325									
Almendra	0,4	39	0,3	27	1	90	0,3	24	1	75	0,3	25	3	280									
Cultivos industriales	555	-	463	-	376	-	-	101	-	754	-	291	-	2.338	-								
Vid	375	27	384	27	185	13	-	145	-	10	618	44	244	17	1.661	119							
Oliva	167	96	74	43	182	105	41	24	129	74	45	26	638	367									
Pimiento seco	12	83	4	28	10	69	3	18	8	51	3	17	39	267									
TOTAL	2.645	56	1.641	35	2.080	43	588	13	2.774	59	994	21	10.707	227									

Tabla 8. Agricultura intensiva. Balances de nutrientes por cultivo, para el período entre 1961 y 2015.

La evolución del balance de nutrientes para la agricultura intensiva se muestra en las Fig. 58 y 59. El balance agregado fue positivo para todos los años del período analizado, con un mínimo histórico de 147 mil t (1967) y un máximo de c. 228 mil t (2013). En contraste con el quinquenio 1961-1965, el balance agregado total al final del período fue un 40% superior, desde 157 mil t a 221 mil t en 2011-2015.

Para todos los nutrientes, con excepción del K, el balance agregado por unidad de superficie tuvo un aumento del saldo favorable desde el comienzo (1961-1965) al final (2011-2015) del periodo: de 44 a 81 kg ha.⁻¹, para N; de 24 a 45 kg ha.⁻¹, para P; de 11 a 15 kg ha.⁻¹, para S; de 52 a 67 kg ha.⁻¹, para Ca; y de 20 a 22 kg ha.⁻¹, para Mg. El balance promedio del K arrojó el mismo resultado tanto al inicio y como al fin, equivalente a 21 kg ha.⁻¹ año.⁻¹.

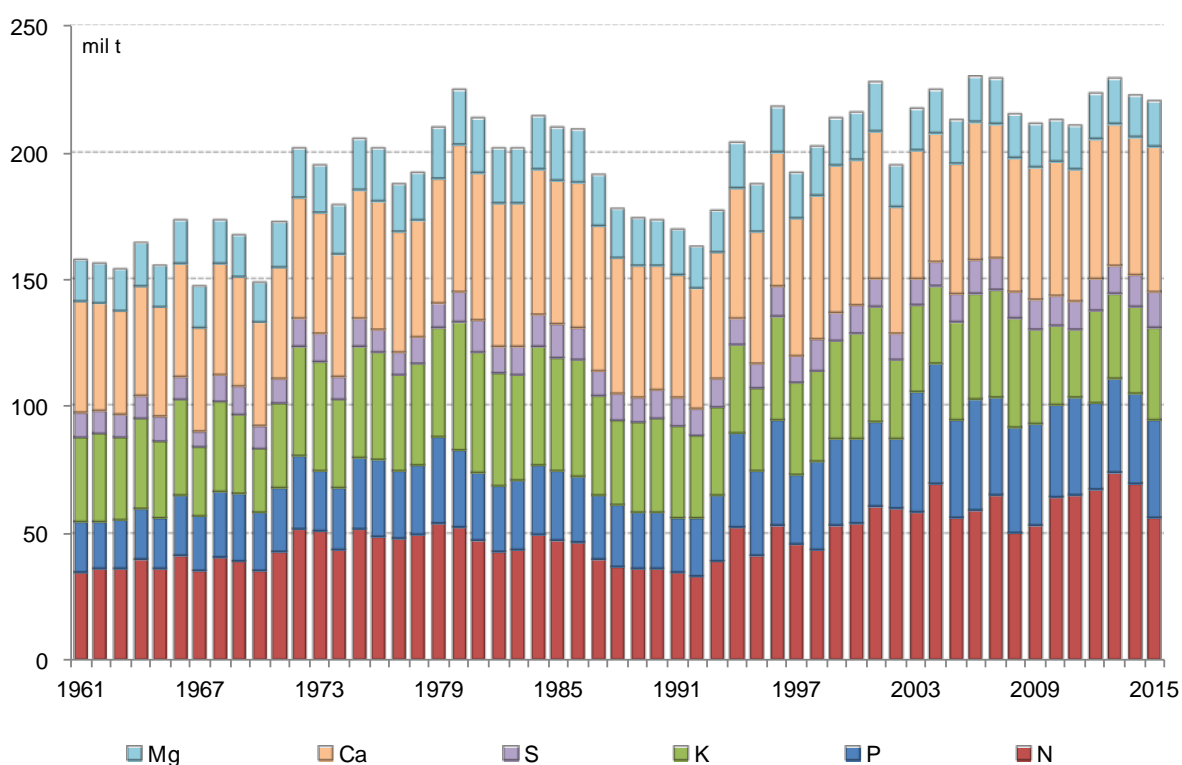


Fig. 58. Agricultura intensiva. Evolución del balance acumulado de nutrientes, durante el período 1961-2015, en miles de toneladas.

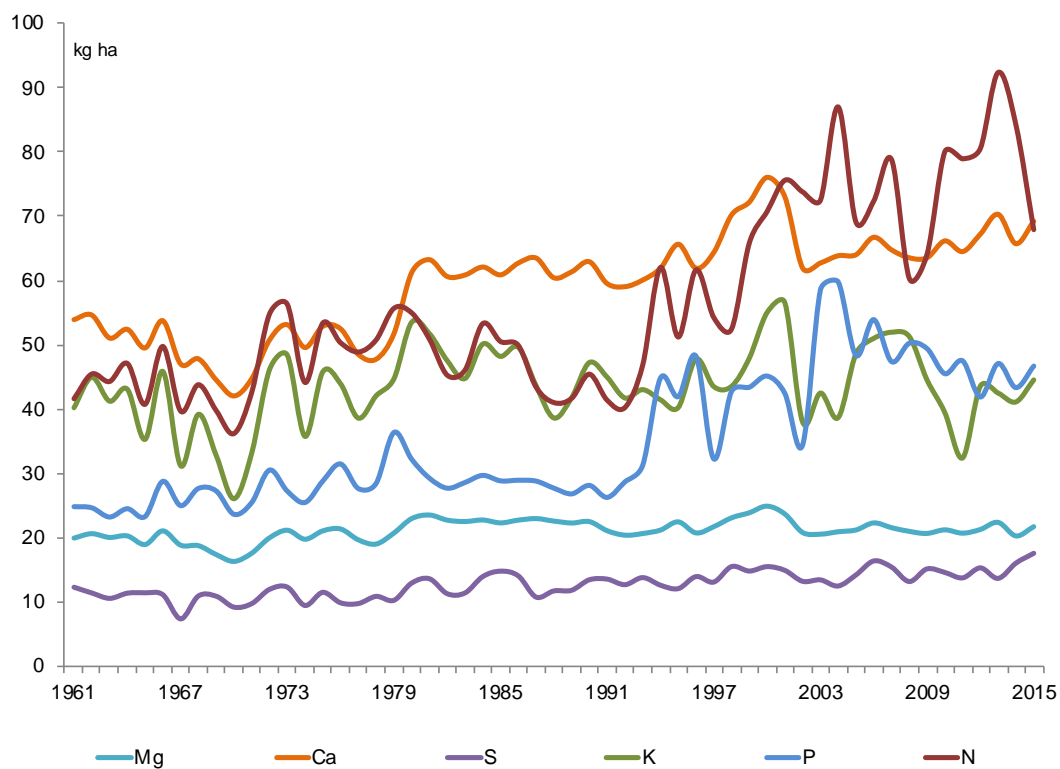


Fig. 59. Agricultura intensiva. Evolución del balance de nutrientes por unidad de área, durante el período durante 1961-2015, en kilogramos por hectárea..

La distribución espacial de los balances sobre el territorio nacional se muestra en los mapas de las Fig. 60a-f. La gran mayoría de los distritos tuvieron balances superavitarios, con excepción de algunos pocos: se obtuvieron balances negativos de N en el partido de General Belgrano (Buenos Aires) y el departamento de Ramón Lista (Formosa), que también tuvieron déficits de K, al igual que los partidos de Balcarce, Lobería, Tandil, Coronel Suárez, Monte, Azul, Benito Juárez y Chascomús (Buenos Aires) y Pilcomayo (Formosa). Al mismo tiempo, en las provincias de Mendoza (San Martín, Rivadavia, Santa Rosa y Junín), San Juan (Caucete, San Martín, 9 de Julio, Angaco, Sarmiento, 25 de Mayo, Santa Lucía y Zonda), Salta (Cafayate) y La Rioja (Coronel Felipe Varela y General Lamadrid), se dieron balances negativos de S, en gran medida por la incidencia del cultivo de vid, de elevada extracción de S. Para todo el resto de los distritos, los balances fueron positivos, fluctuando entre 0.1 a 120 mil t de nutriente para el N y Ca, 0.1 a 70 mil t para P y K, 0.1 a 45 mil t para Mg y 0.1 a 35 mil t para S. Las zonas de mayor superávit se encontraron en el centro y sur de la provincia de Mendoza (departamentos de San Rafael, San Martín, Maipú, Llavallán, Luján de Cuyo, Tupungato, Rivadavia, General Alvear, Tunuyán, San Carlos, Junín), el Alto Valle del Río Negro (departamentos de General Roca, Avellaneda), el noreste, sudeste y sudoeste de Buenos Aires (San Pedro, Escobar, Baradero, General Pueyrredón, General Alvarado, Balcarce, La Plata, Villarino, Patagones), donde el balance agregado superó los 150 mil t.

Otras zonas tuvieron asimismo importantes balances positivos, en las provincias de Córdoba (Capital), La Rioja (Chilecito), Santa Fe (Rosario), Salta (Orán), San Juan (Pocito, 25 de Mayo, Sarmiento), Entre Ríos (Concordia, Federación), entre otras, con balances agregados de más de 100 mil t.

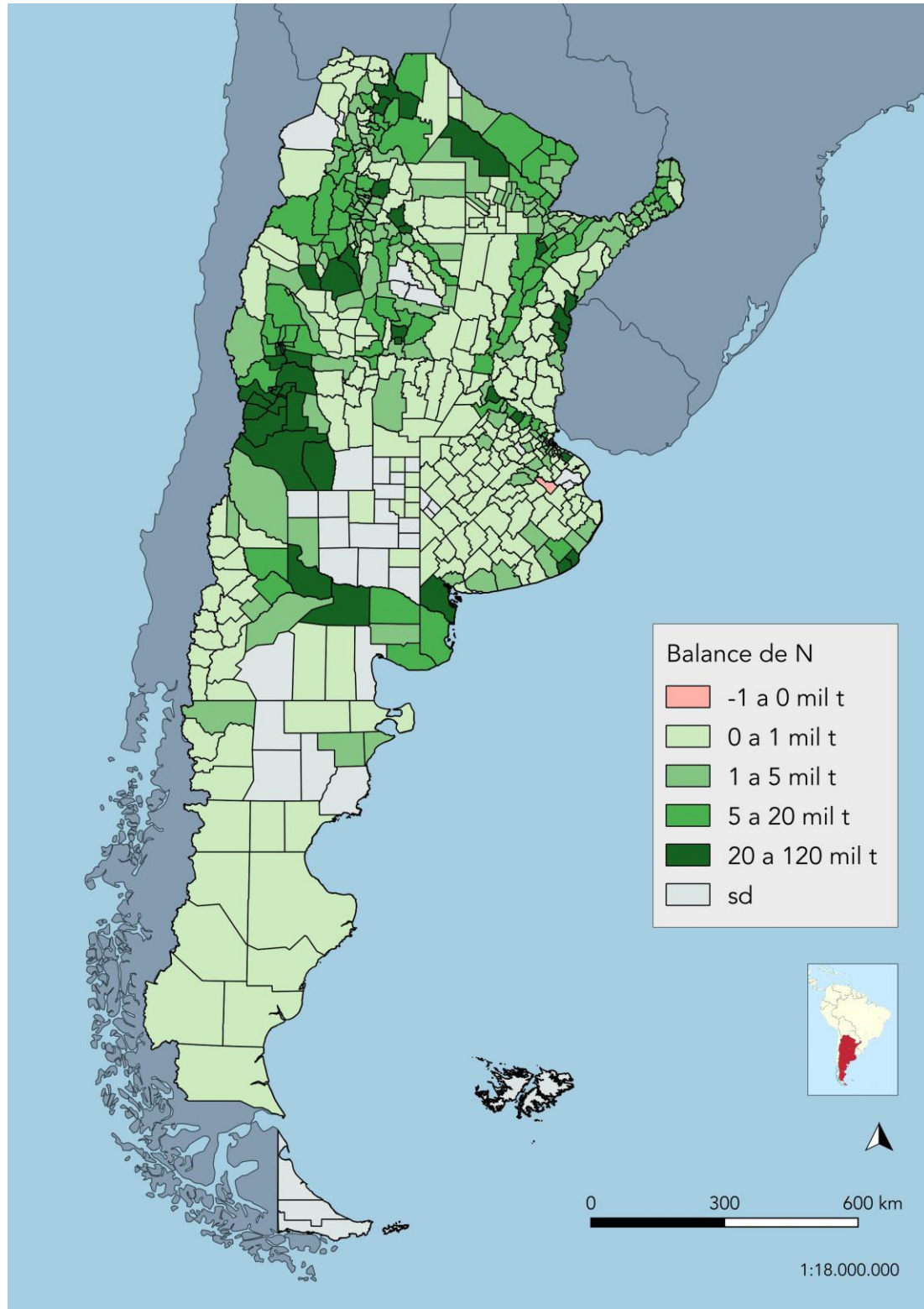


Fig. 6oa. Agricultura intensiva. Mapa del balance acumulado de N por distrito, para el período 1961-2015, en miles de toneladas.

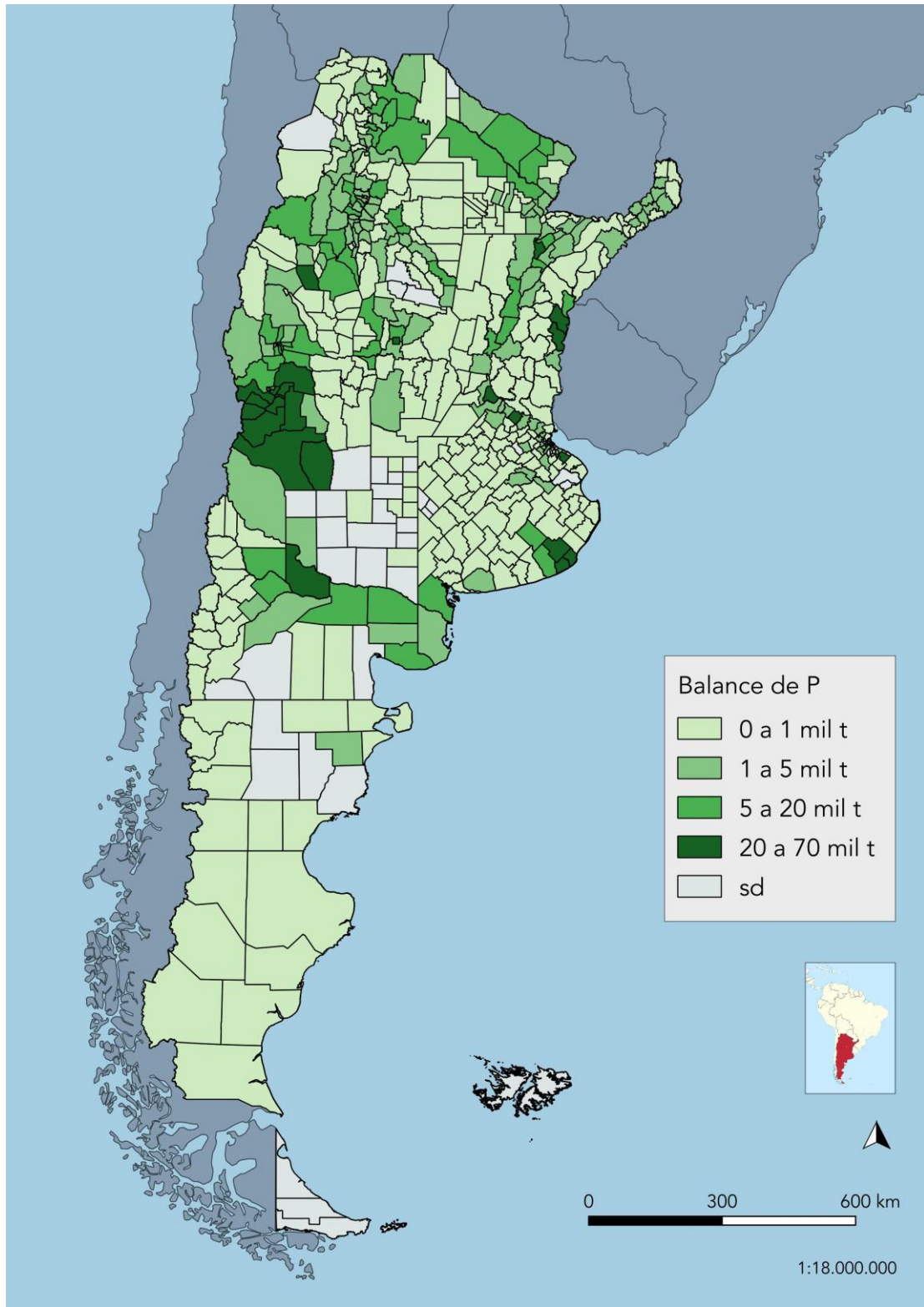


Fig. 6ob. Agricultura intensiva. Mapa de balance acumulado de P por distrito, para el período 1961-2015, en miles de toneladas.

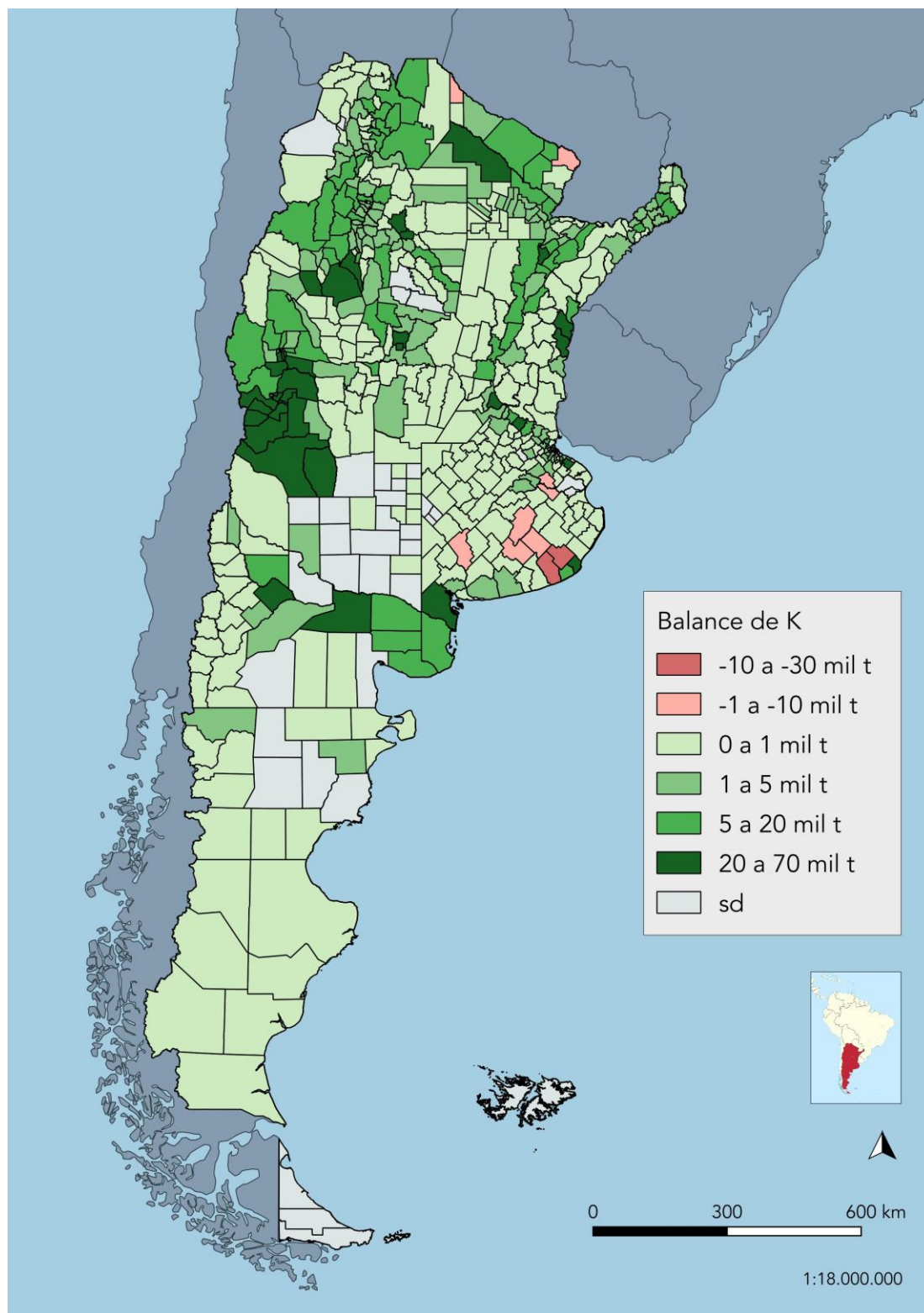


Fig. 6oc. Agricultura intensiva. Mapa del balance acumulado de K por distrito, para el período 1961-2015, en miles de toneladas.

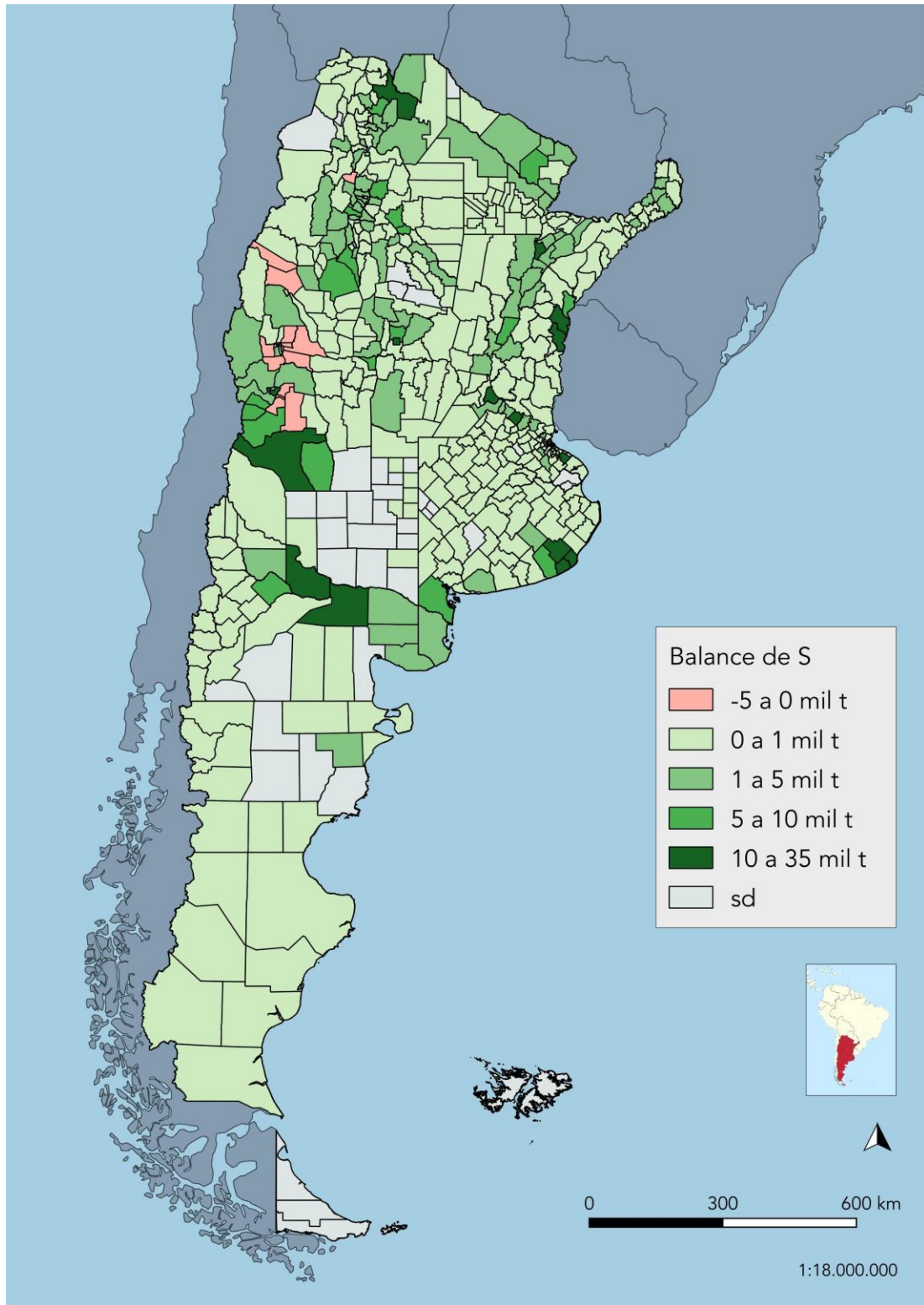


Fig. 6od. Agricultura intensiva. Mapa del balance acumulado de S por distrito, para el período 1961-2015, en miles de toneladas.

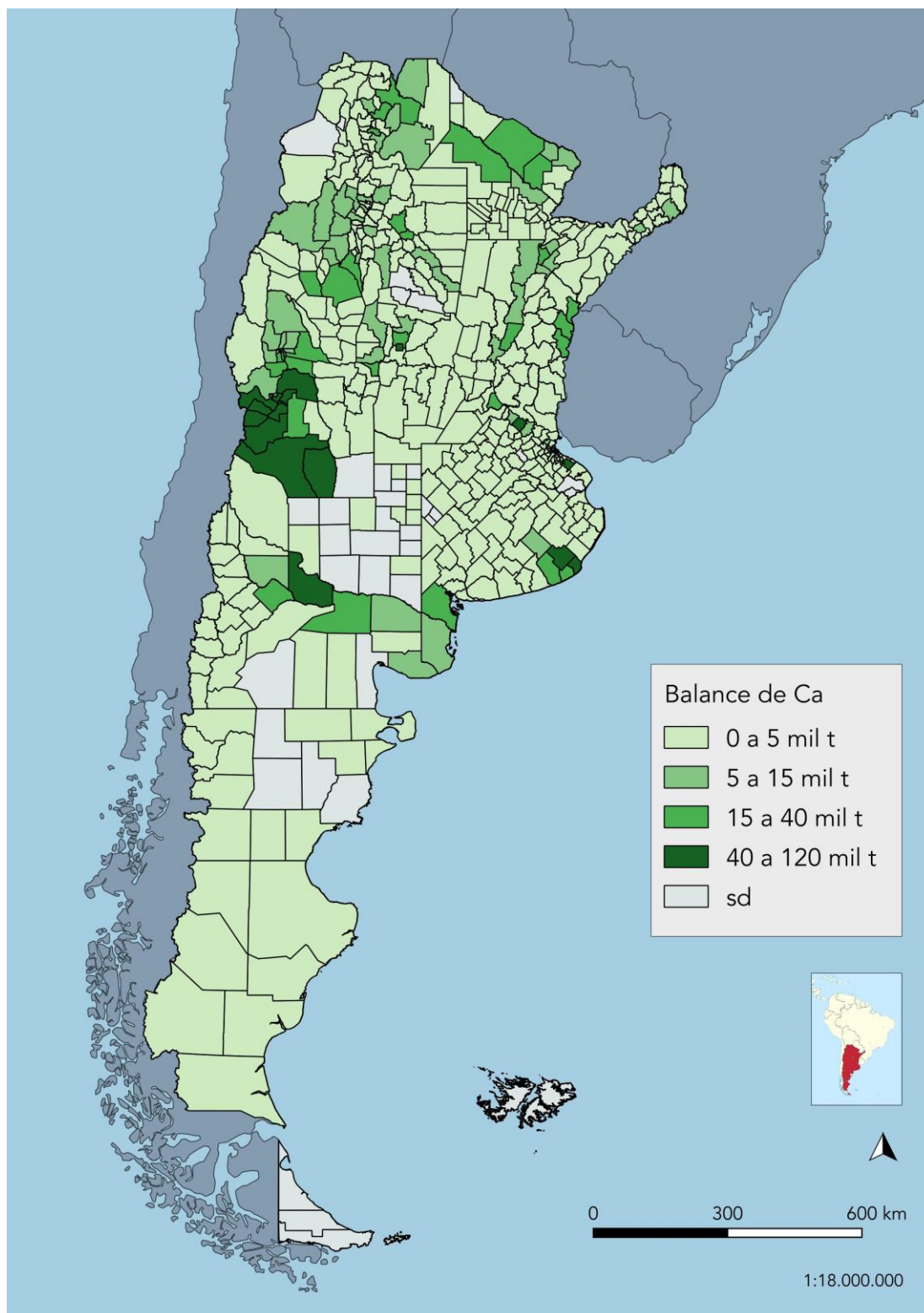


Fig. 60e. Agricultura intensiva. Mapa del balance acumulado de Ca por distrito, para el período 1961-2015, en miles de toneladas.

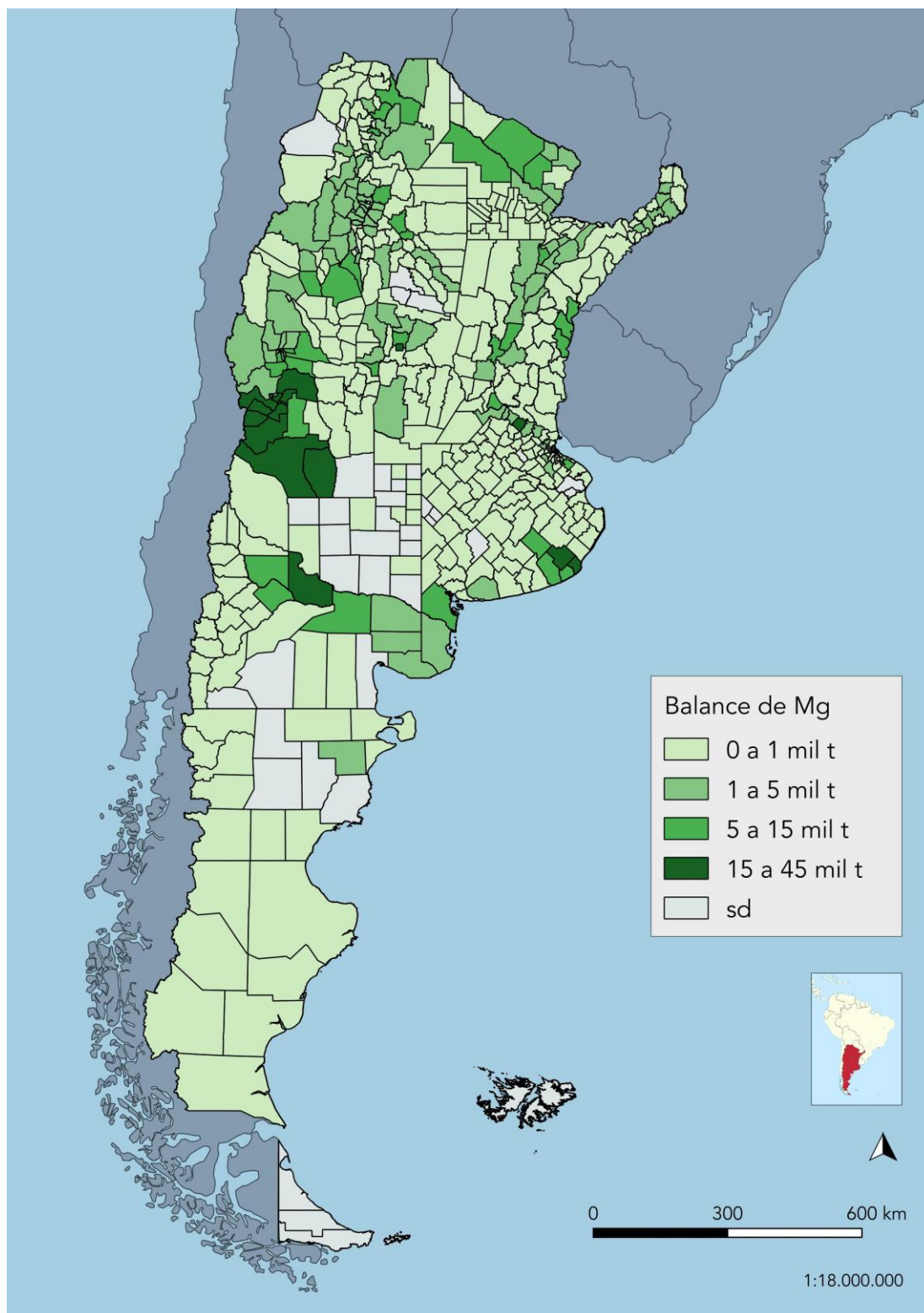


Fig. 6of. Agricultura intensiva. Mapa del balance acumulado de Mg por distrito, para el período 1961-2015, en miles de toneladas.

c) Indicadores de uso

Los indicadores del uso de nutrientes para el conjunto de los cultivos intensivos se muestran en las Figs. 61a-f, 62a-d y 63. Para todos los elementos, los ingresos nutrientes fueron superiores a los egresos, por lo que las EUN fueron siempre menores al dígito, y en algunos casos, muy bajas. Para el caso del N, la EUN osciló durante todo el período entre 0.67 y 0.76, siendo la media de 0.7; para P, los valores fluctuaron entre 0.12 y 0.21, con un promedio de 0.16; la EUN-K varió entre 0.44 y 0.55, con una media de 0.53; para S, los valores oscilaron entre 0.33 y 0.62, con un promedio de 0.43; para Ca, los mismos fueron 0.07 y 0.12, promediando una EUN-Ca de 0.09; y, finalmente, para Mg, el rango fluctuó entre 0.03 y 0.08, con una media de 0.05.

En cuanto a los BPN, para todos los elementos se tuvieron valores muy bajos, en tanto la cantidad de nutriente aplicado por enmiendas fertilizantes fue mucho mayor a la cantidad cosechada, mayormente por la elevada cantidad de abonos orgánicos aplicados. Los rangos de BPN oscilaron entre 0.19 a 0.29, para N; 0.12 a 0.22, para P; 0.46 a 0.68, para K; 0.43 a 0.85, para el S; 0.08 a 0.13, para Ca; y 0.03 a 0.08 para, el Mg. Los valores medios de BPN para cada nutriente fueron: para N, 0.23, equivalente a 4.3 veces la cantidad de N cosechado; para P, 0.16, igual a 6.3 veces la cantidad removida por cosecha; para K, 0.55, o tanto como 1.8 veces la cantidad cosechada; para S, 0.56, igual a 1.8 veces lo removido; 0.1 para Ca, equivalente a 10 veces la cantidad de nutriente removida; y 0.05 para el Mg, igual a un ingreso nutriente 20 veces superior al extraído.

Finalmente, el PPF de la agricultura intensiva, considerando el consumo agregado de nutrientes mediante fertilización y abonos, tuvo una dinámica fluctuante pero entre un rango acotado, entre 4 y 8 kg de materia seca kg^{-1} nutriente aplicado, con una media para todo el período de 5 kg MS kg^{-1} nutriente.

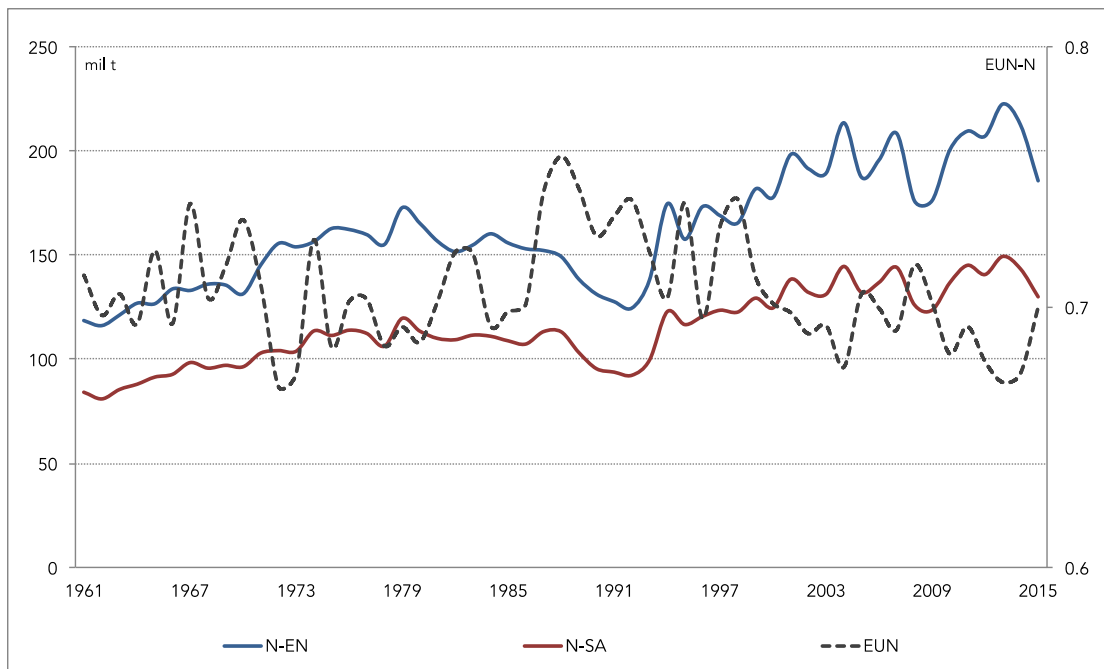


Fig. 61a. Agricultura intensiva. Evolución de Eficiencia de Uso Nutriente para N (EUN-N, línea punteada, eje derecho), como la relación entre la salida por cosecha (SA, líneas rojas) y la entrada total de N (EN, líneas azules), para el período 1961-2015.

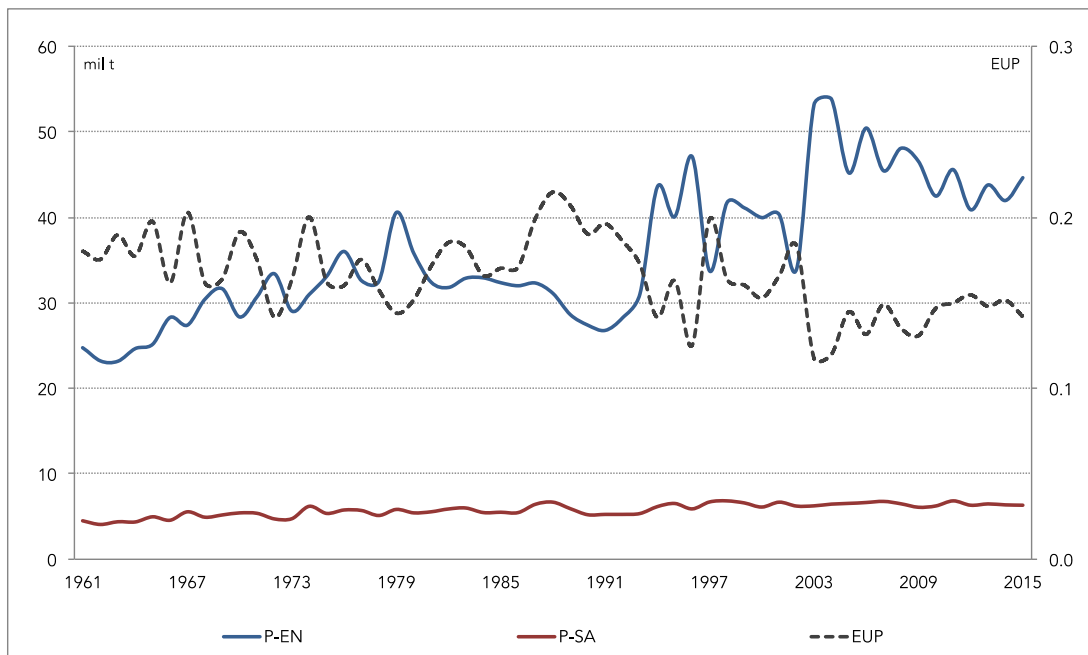


Fig. 61b. Agricultura intensiva. Evolución de la Eficiencia de Uso Nutriente para P (EUN-P, línea punteada, eje derecho), como la relación entre la salida por cosecha (SA, líneas rojas) y la entrada total de P (EN, líneas azules), para el período 1961-2015.

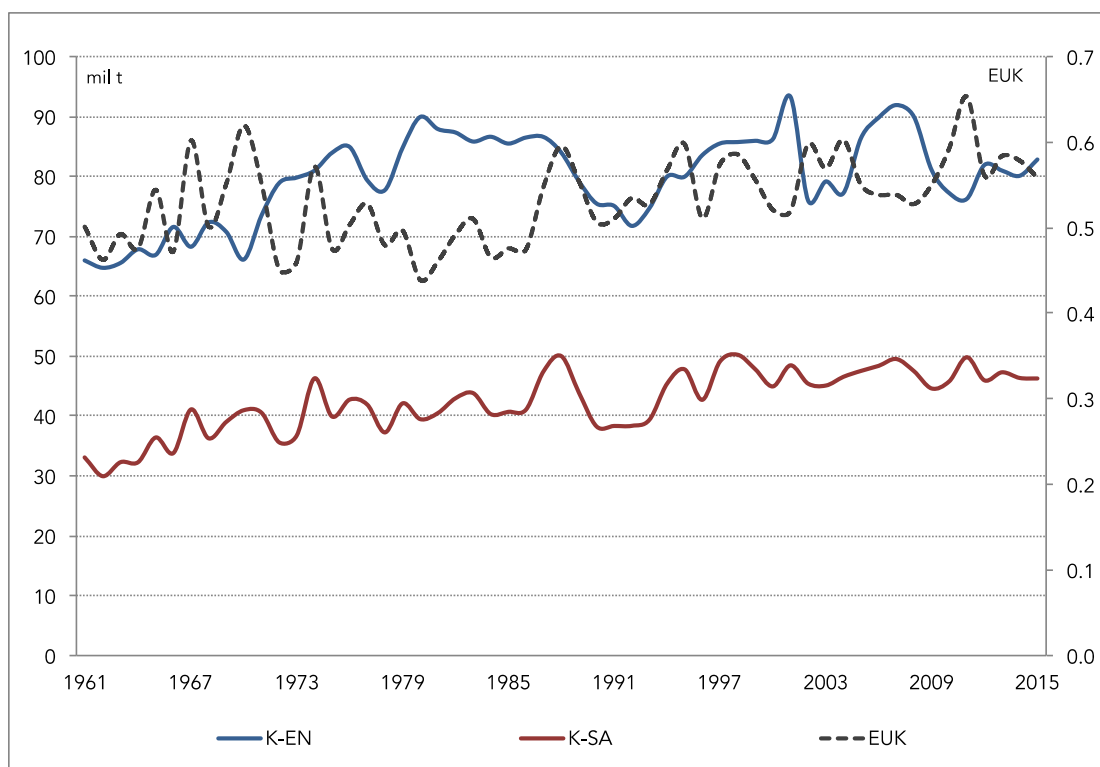


Fig. 61c. Agricultura intensiva. Evolución de la Eficiencia de Uso Nutriente para K (EUN-K, línea punteada, eje derecho), como la relación entre la salida por cosecha (SA, líneas rojas) y la entrada total de K (EN, líneas azules), para el período 1961-2015.

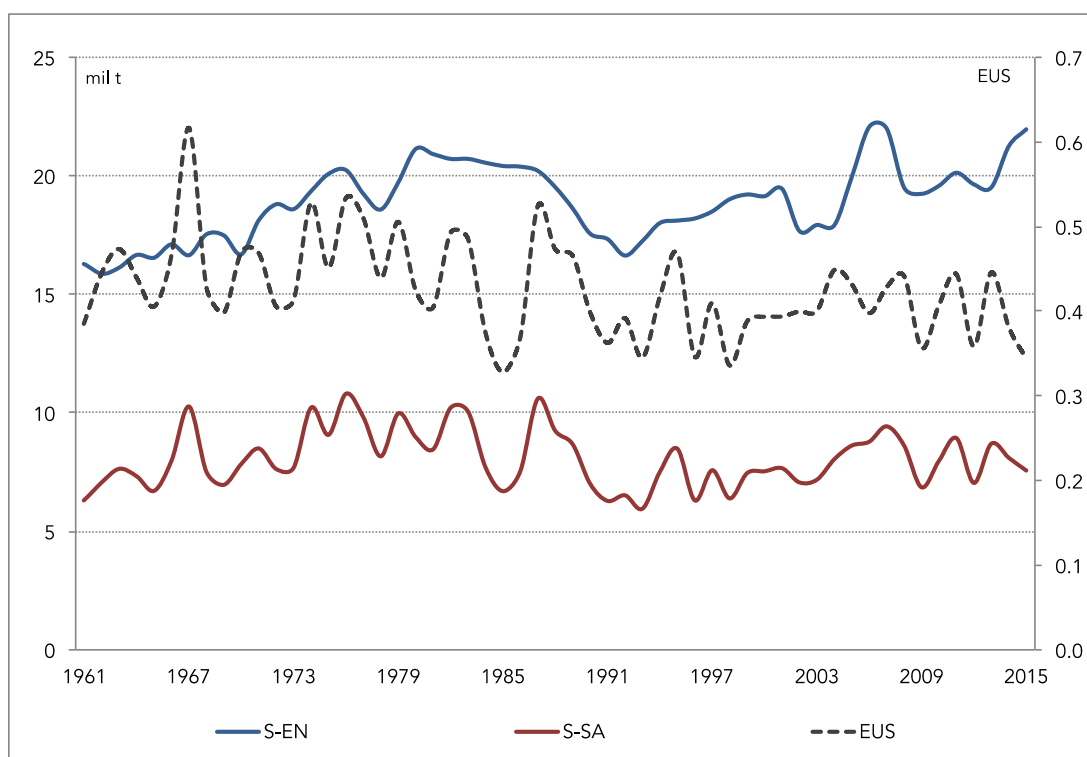


Fig. 61d. Agricultura intensiva. Evolución de la Eficiencia de Uso Nutriente para S (EUN-S, línea punteada, eje derecho), como la relación entre la salida (SA, líneas rojas) y la entrada total de S (EN, líneas azules), para el período 1961-2015.

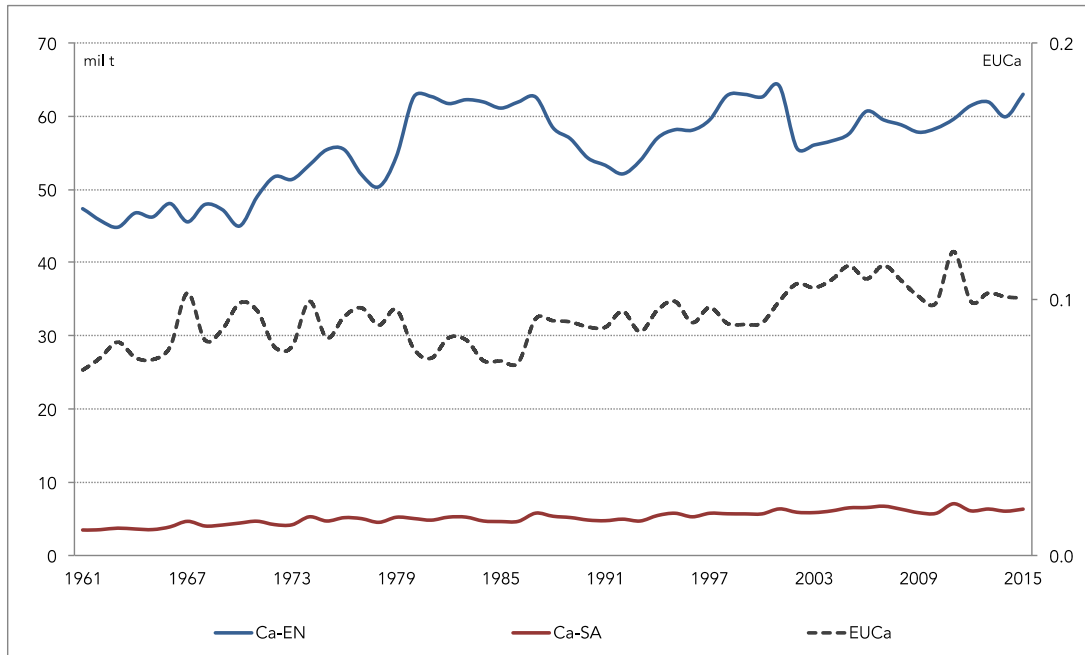


Fig. 61e. Agricultura intensiva. Evolución de Eficiencia de Uso Nutriente para Ca (EUN-Ca, línea punteada, eje derecho), como la relación entre la salida por cosecha (SA, líneas rojas) y la entrada total de Ca (EN, líneas azules), para el período 1961-2015.

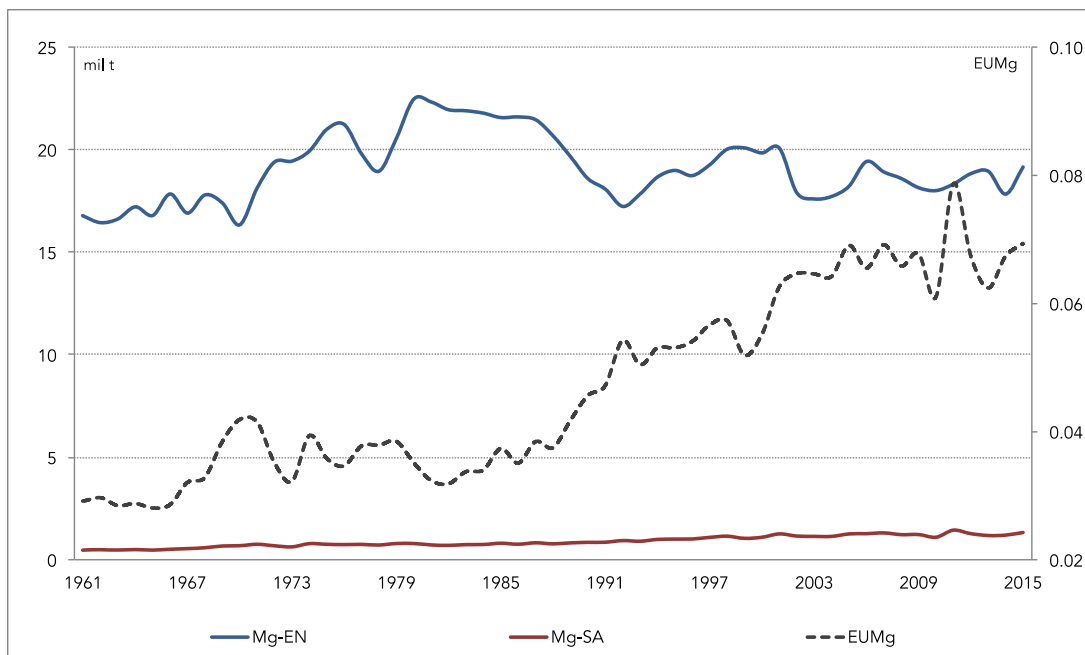


Fig. 61f. Agricultura intensiva. Evolución de la Eficiencia de Uso Nutriente para Mg (EUN-Mg, línea punteada, eje derecho), como la relación entre la salida por cosecha (SA, líneas rojas) y la entrada total de Mg (EN, líneas azules), para el período 1961-2015.

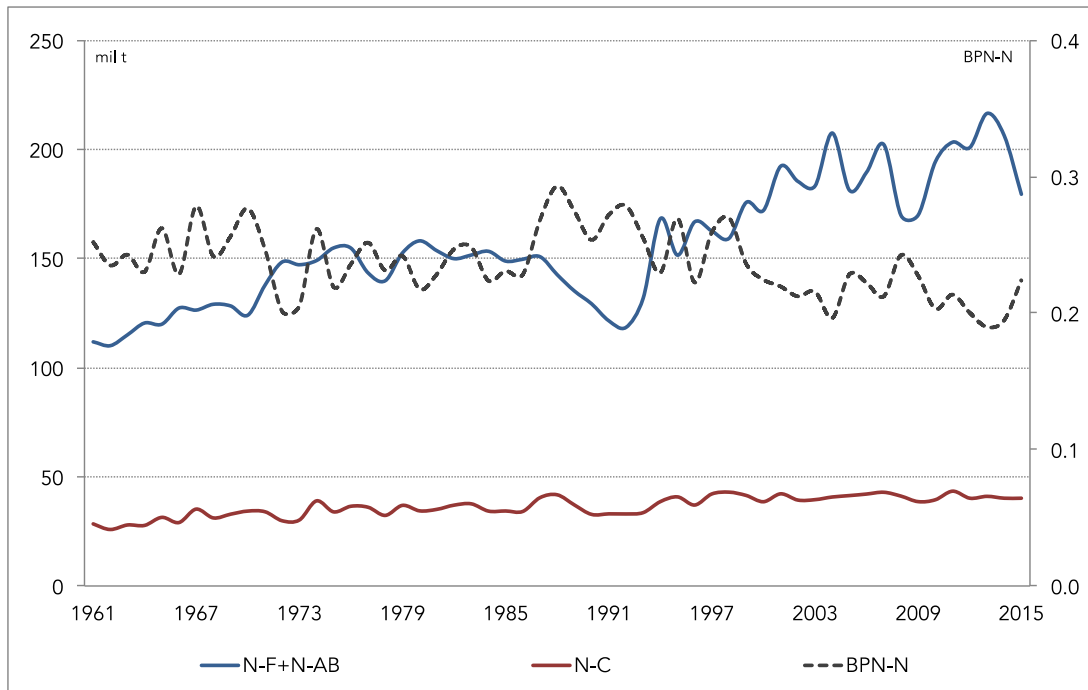


Fig. 62a. Agricultura intensiva. Evolución del Balance Parcial de N (BPN-N, línea punteada, eje derecho), como la relación entre la salida por cosecha (línea roja) y la entrada por fertilización y abonos (línea azul), para el período 1961-2015.

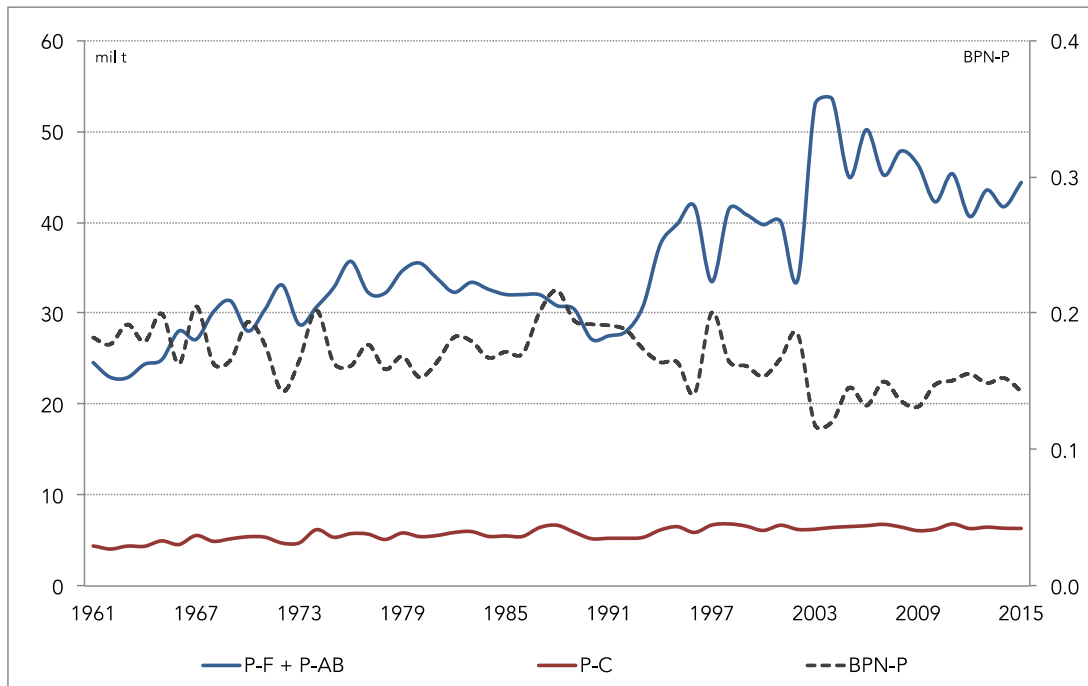


Fig. 62b. Agricultura intensiva. Evolución del Balance Parcial de P (BPN-P, línea punteada, eje derecho), como la relación entre la salida por cosecha (línea roja) y la entrada por fertilización y abonos (línea azul), para el período 1961-2015.

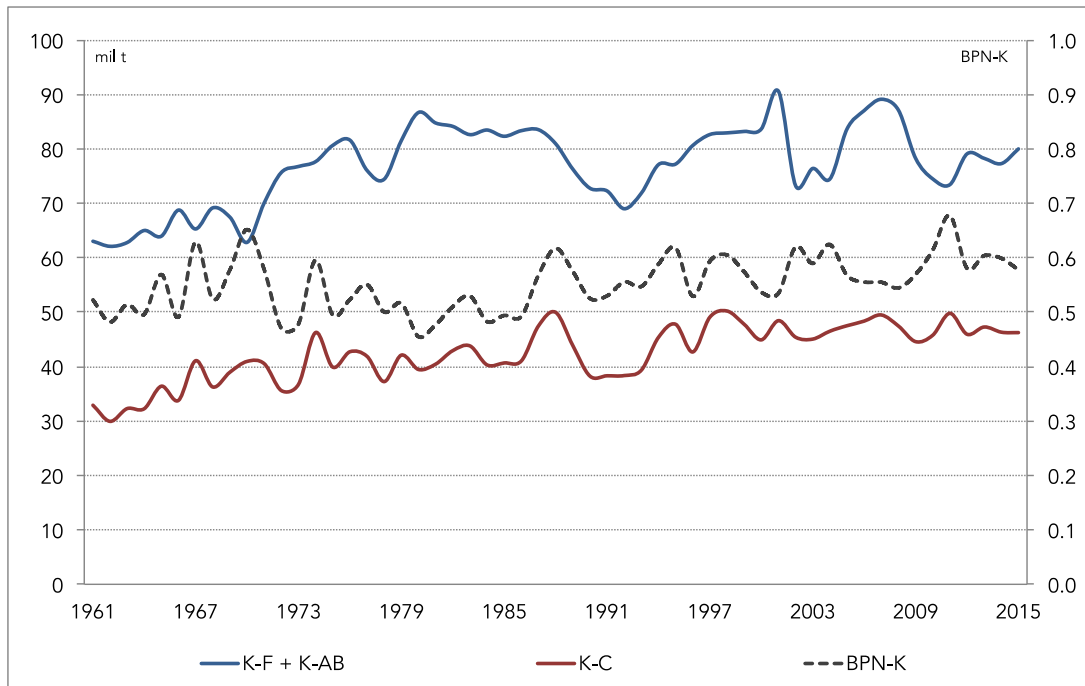


Fig. 62c. Agricultura intensiva. Evolución del Balance Parcial de K (BPN-K, línea punteada, eje derecho), como la relación entre la salida por cosecha (línea roja) y la entrada por fertilización y abonos (línea azul), para el período 1961-2015.

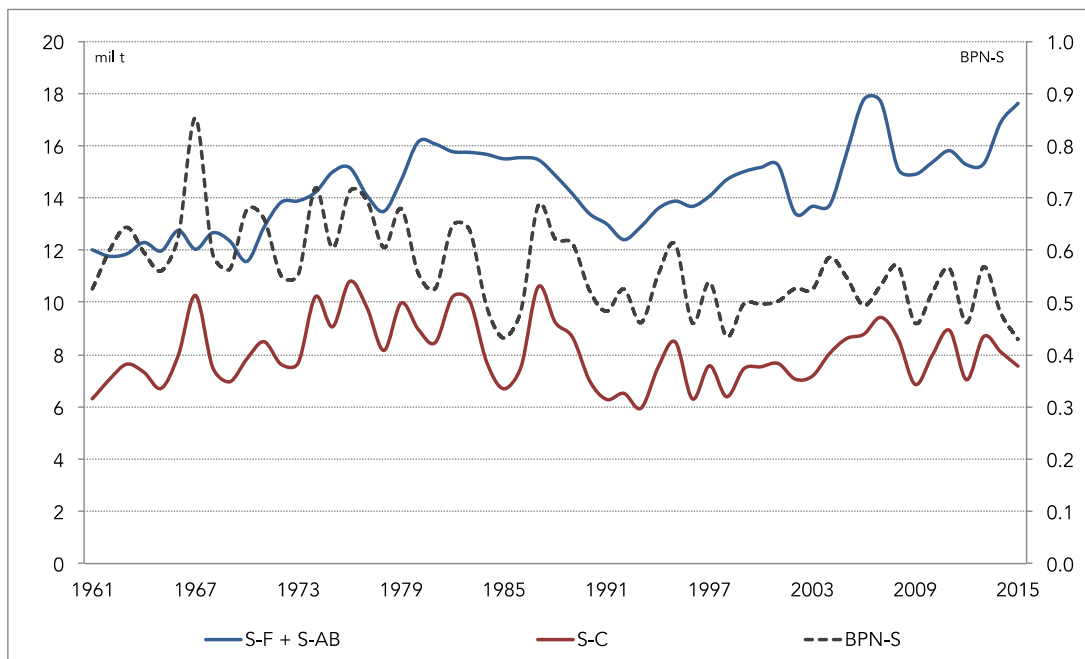


Fig. 62d. Agricultura intensiva. Evolución del Balance Parcial de S (BPN-S, línea punteada, eje derecho), como la relación entre la salida por cosecha (C, línea roja) y la entrada por fertilización y abonos (línea azul), para el período 1961-2015.

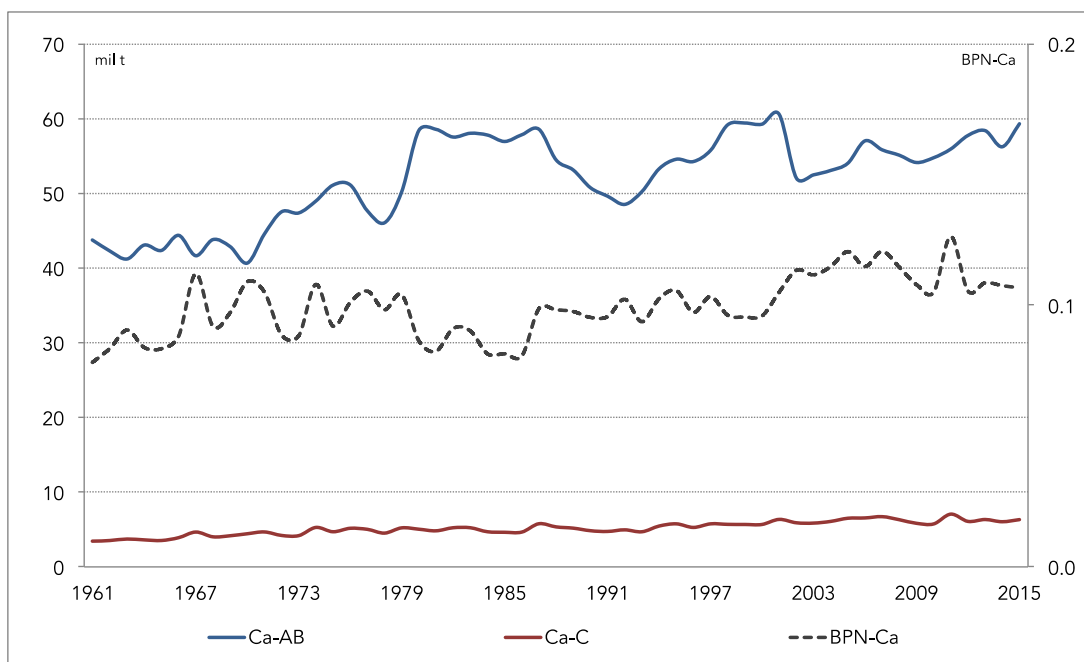


Fig. 62e. Agricultura intensiva. Evolución del Balance Parcial de Ca (BPN-Ca, línea punteada, eje derecho), como la relación entre la salida por cosecha (C, líneas rojas) y la entrada por abonos (AB, líneas azules), para el período 1961-2015.

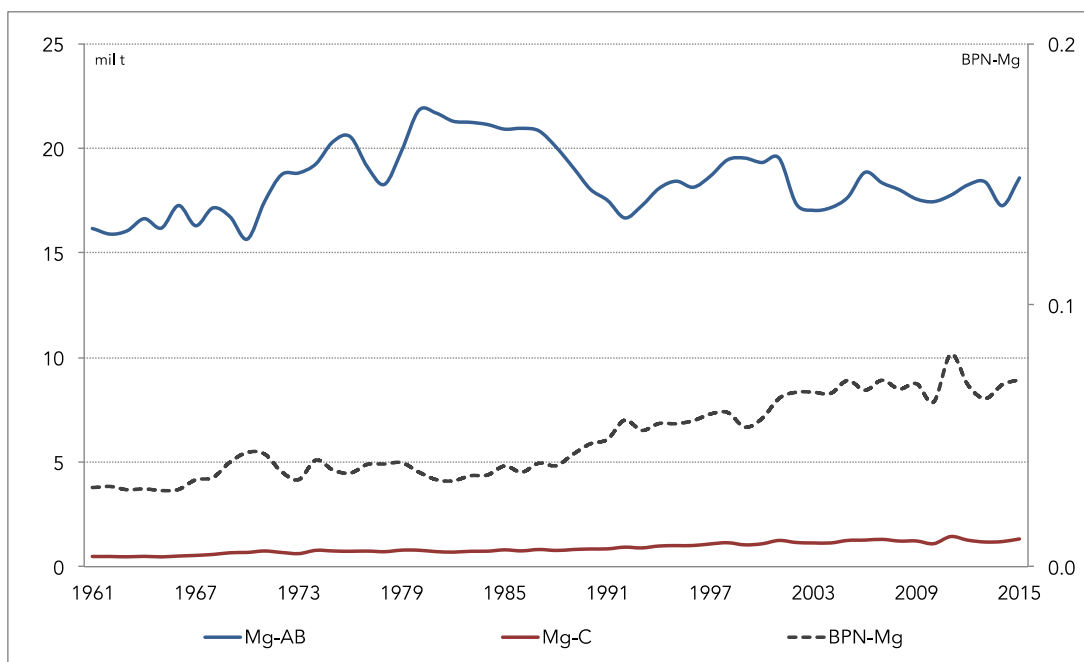


Fig. 62f. Agricultura intensiva. Evolución del Balance Parcial de S (BPN-S, línea punteada, eje derecho), como la relación entre la salida por cosecha (línea roja) y la entrada por abonos (línea azul), para el período 1961-2015.

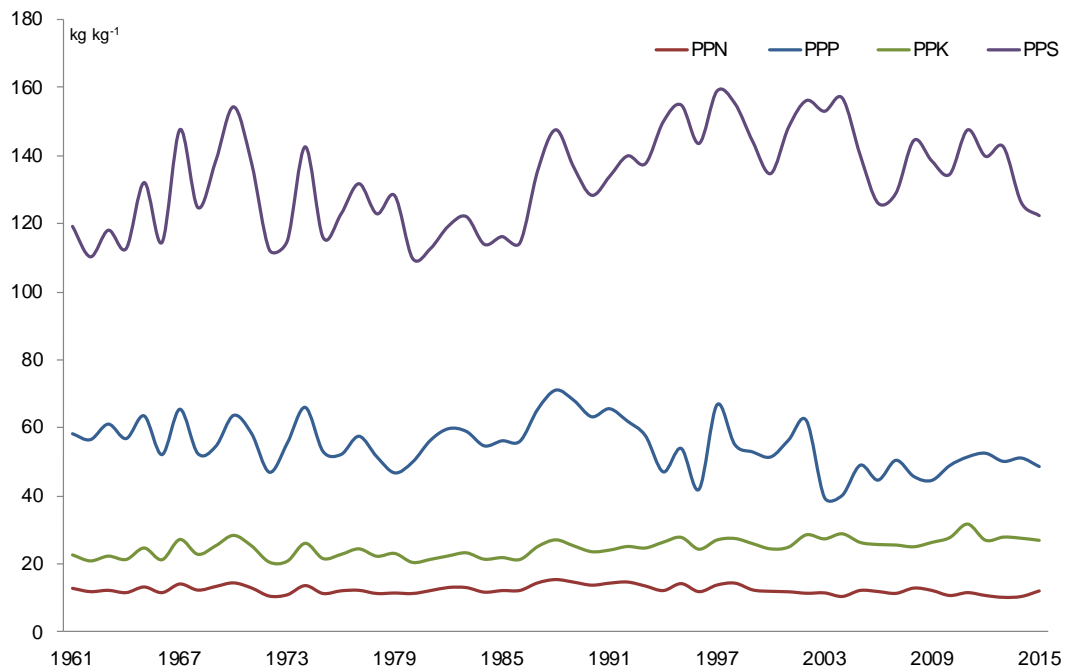


Fig. 63. Agricultura intensiva. Evolución del Factor Parcial de Productividad (FPP) para N, P, K y S, en kilogramos de biomasa seca cosechada por kilogramo de enmienda aplicada (F+AB), entre 1961 y 2015. Comprende la aplicación de abonos y fertilizantes nitrogenados, fosforados, potásicos y azufrados.

IV.4 Discusión

Flujos nutrientes en la agricultura intensiva

Lo primero que salta a la luz con respecto a los flujos de ingreso y egreso de la agricultura intensiva es la relevancia predominante del ingreso nutriente por aplicación de abonos orgánicos animales. El mismo ha representado la mayor contribución para todos los elementos: 76% del N, 75% del P, 87% del K, 73% del S, 93% del Ca y 97% del Mg, con respecto al total de cada elemento ingresado en la superficie con cultivos intensivos durante todo el período, respectivamente. Esta aplicación de abonos ha significado un elevado monto de aplicación por unidad de área, de tanto como 353 kg de nutriente por hectárea implantada: 143 kg de N, 31 kg de P, 81 kg de K, 16 kg de S, 61 kg de Ca y 22 kg de Mg por hectárea, para cada caso. La fertilización se sucedió como la segunda fuente de ingreso, representativo del 13% del ingreso acumulado, y luego la deposición atmosférica, con un 5%. La FBN apenas significó una parte ínfima del ingreso nutriente en la agricultura intensiva (0.3% del ingreso de N), en tanto el único cultivo con esta facultad fue el de arveja fresca, de baja incidencia en la proporción de superficie y biomasa cosechadas del sistema de cultivos intensivos.

En cuanto a los egresos, y a diferencia de la agricultura extensiva, la cosecha significó el 56% de la salida nutriente acumulada, tomando una mayor incidencia relativa las salidas por lavado (26%) y las emisiones gaseosas (18%). Estas últimas ocurrieron a partir de la pérdida de N por aplicación de abonos y fertilizantes, alcanzando el 68% del total de N egresado, y superando en conjunto las salidas de N por cosecha. Es decir, se ha perdido más N aplicado como enmienda que lo que se ha cosechado en biomasa.

El K ha sido el nutriente de mayor extracción acumulada de la agricultura intensiva, con el 43% del total. Esto es coincidente con lo obtenido en su análisis de balance para los cultivos hortícolas en la provincia de Buenos Aires por Abbona (2017). Su causa radica principalmente a la incidencia productiva de cultivos con significativo nivel de extracción de potasio, como la vid y la papa. En orden decreciente de extracción, han seguido el N, con el 37% de la extracción acumulada, el S (8%), el P (6%), el Ca (5%) y el Mg (1%).

Balances de nutrientes

El conjunto de la agricultura intensiva ha tenido balances superavitarios para todos los nutrientes y para todos los años, con un excedente que ha oscilado en un rango entre 147 mil y 230 mil toneladas por año. Esto confirma en pleno la hipótesis de balance superavitario planteada para esta actividad. La evolución superavitaria se ha dado en un contexto de crecimiento moderado, casi estabilizado, tanto del rendimiento como del consumo de enmiendas (comprendiendo tanto fertilizantes como abonos); el saldo positivo se incrementó a un ritmo medio anual del 1% entre 1961 y 2015.

El ingreso nutriente ha duplicado en cantidad a la salida por cosecha y los procesos de pérdida estimados. Esto es congruente con el nivel de aplicación nutriente (por abonos animales, principalmente) de c. 410 kg ha^{-1} , entre N, P, K, S, Ca y Mg, una media 25 veces superior a la cantidad nutriente aplicada por superficie para la agricultura extensiva. Esta cifra es aún menor que la obtenida por Flores *et al.* (2007), quienes reportaron un excedente de más de 600 kg por hectárea, sólo para N, en fincas hortícolas del partido de La Plata (aunque sin el cómputo de otras salidas más que la cosecha).

El mayor saldo positivo en términos absolutos ha sido para el Ca, en tanto las salidas por cosecha han sido relativamente bajas, pero la cantidad aportada por abonos ha sido más que sustancial: las entradas de Ca, sólo por este medio, han sido diez veces superiores a las salidas. El N y el K han secundado como los elementos con saldos más superavitarios, en términos absolutos, mientras que en orden decreciente siguieron el P, el Mg y el S.

Mediciones de balances de nutrientes reportadas por diversos autores para la actividad hortícola local muestran usualmente resultados positivos para todos los nutrientes. Flores *et al.* (2007) han indicado balances positivos para N, P y K, en fincas hortícolas del partido de La Plata, mientras que balances positivos de N, P y Ca han sido reportados para 19 cultivos en más de cien partidos de la provincia de Buenos Aires (Abbona *et al.*, 2011; Abbona, 2016). Este exceso de nutriente es la causal de numerosos problemas ambientales (García *et al.*, 2013; Schandl *et al.*, 2016). Para el caso del N, por ejemplo, su excedente está implicado en procesos de lixiviación hacia aguas subterráneas, conducente al aumento del contenido de nitratos a niveles excesivos que resultan perjudiciales para el consumo humano, peces y otros organismos acuáticos (Volpedo, 2009). La escorrentía y la acumulación del P en cuerpos de agua, por su parte, desmejora la calidad organoléptica del agua de consumo (mal gusto y olor) y, más importante, provoca eventos de eutrofización, implicando el crecimiento acelerado de algas acuáticas, que al morir desencadenan un proceso de anoxigenación que afecta la salud del ambiente acuático (Quirós, 2000). El exceso de N también incide en este último proceso.

La contaminación de acuíferos y otros cuerpos de agua es un fenómeno recurrente en los cinturones hortícolas de las grandes urbes en Argentina (Baccaro *et al.*, 2006; D'Elía *et al.*, 2008, 2011; Durán *et al.*, 2015), donde se conjugan la utilización de altas dosis de enmiendas por unidad de área y la práctica del riego artificial, incrementando el riesgo de lixiviación y escorrentía.

Performance del uso nutriente

En líneas generales, los indicadores de uso nutriente para la agricultura intensiva mostraron variaciones entre un rango acotado, sin una particular tendencia al alza o la baja. La relación de egresos/ingresos fue en general baja, siendo los nutrientes de uso más eficiente el N y el K, con rangos oscilantes entre el 0.6 y 0.8 para el primero, y 0.4 a 0.7 para el segundo, durante todo el período. Los nutrientes con menor relación de egresos/ingresos fueron, en orden creciente, el Mg, el Ca y el P, todos menores al 10% durante todos los años evaluados. El elevado nivel de insumo nutriente (principalmente, mediante abonos), permite comprender la baja relación de egresos/ingresos general, siempre por debajo de 1, para todos los nutrientes.

Los elevados ingresos de nutrientes por abonos también definieron BPN menores a la unidad para todos los casos, indicando que más nutriente ingresa por enmiendas que aquel cosechado en productos, para todos los casos. Para el Mg, la situación fue la más excedente,

donde las extracciones con productos fueron inferiores al 10% de las entradas por abonos y DA, en todos los años. En oposición, para el K y el S se vieron los BPN más "ajustados", con un nivel cosechado que nunca excedió el 60 a 70% del total de ingresos.

Finalmente, con respecto la PPF, su comportamiento relativamente estable estuvo ligado a una extracción prácticamente planchada. Su magnitud fue sumamente baja en comparación con la agricultura extensiva, oscilando entre 12 y más de 200 veces inferior, dependiendo del año. Esto fue producto del ingente caudal de entrada nutriente, que lleva hacia abajo la productividad de biomasa, característica de una producción muy ineficiente en el uso del insumo nutriente.

IV.5 Bibliografía

- Abbona, E.A., Sarandón, S. y Vázquez, M. (2011). Balance de nutrientes como indicador del manejo sustentable del suelo y el agua en la producción hortícola a campo de la provincia de Buenos Aires, Argentina. Resúmenes del VII Congreso Brasileiro de Agroecología – Fortaleza/CE – 12 a 16/12/2011. Disponible en: http://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:UTJoyoN_A28J:revistas.aba-agroecologia.org.br/index.php/cad/article/download/11707/8084+&cd=6&hl=fr&ct=clnk&gl=fr
- Abbona, E.A. (2017). *Flujos de nutrientes en la agricultura y la alimentación para un ecosistema alimentario sostenible en la provincia de Buenos Aires* (Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales de La Plata). Disponible en: <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/61599>
- ASAE, A. (2005). Manure production and characteristics. *Standard D384. 2. American Society of Agricultural and Biological Engineers*. Disponible en: <http://www.agronext.iastate.edu/imag/pubs/manure-prod-char-d384-2.pdf>
- Baccaro, K., Degorgue, M., Lucca, M., Zamuner, E., Picone, L. y Andreoli, Y. (2006). Calidad del agua para consumo humano y riego en muestras del cinturón hortícola de Mar del Plata. *Revista de Investigaciones Agropecuarias*, 35(3):1669-2314.
- BCBA (Bolsa de Cereales de Buenos Aires). (2013). Relevamiento de tecnología agrícola aplicada, campaña 2010/11. Departamento de Estimaciones Agrícolas. Instituto de Estudios Económicos. Buenos Aires. Disponible en: <http://www.bolsadecereales.com/retaa-informes-anuales>
- BCBA (Bolsa de Cereales de Buenos Aires). (2015). Relevamiento de tecnología agrícola aplicada, campaña 2013/14. Departamento de Estimaciones Agrícolas. Instituto de Estudios Económicos. Buenos Aires. Disponible en: <http://www.bolsadecereales.com/retaa-informes-anuales>
- BCBA (Bolsa de Cereales de Buenos Aires). (2016). Relevamiento de tecnología agrícola aplicada, campaña 2014/15. Departamento de Estimaciones Agrícolas. Instituto de Estudios Económicos. Buenos Aires. Disponible en: <http://www.bolsadecereales.com/retaa-informes-anuales>
- Blandi, M.L., Sarandón, S.J., Flores, C.C. y Veiga, I. (2015). Evaluación de la sustentabilidad de la incorporación del cultivo bajo cubierta en la horticultura platense. *Revista de la Facultad de Agronomía* 114: 251-264. Disponible en: <http://revista.agro.unlp.edu.ar/index.php/revagro/article/view/300>
- Blandi, M.L. (2016). Tecnología del invernáculo en el Cinturón Hortícola Platense: análisis de la sustentabilidad y los factores que condicionan su adopción por parte de los productores. 303pp. Tesis doctoral. Disponible en: http://sedici.unlp.edu.ar/bitstream/handle/10915/52015/Documento_completo_.pdf?sequence=1
- D'Elia, M., Paris, M., Pérez, M., Tujchneider, O., Pusineri, G., Gualini, S. y Pagliano, M. (2008). Evaluación del peligro de contaminación de las aguas subterráneas en situaciones de riesgo hídrico en la ciudad de Santa Fe, Argentina. Primera fase. Trabajo enviado al XXIII Congreso Latinoamericano de Hidráulica. Cartagena de Indias Colombia, Septiembre.
- D'Elia, M., Paris, M., Tujchneider, O., Pérez, M., Pagliano, M., Gualini, S. y Fedele, A. (2011). Agua subterránea en áreas urbanas. VII Congreso Argentino de Hidrogeología y V Seminario Hispano-Latinoamericano sobre temas actuales de la hidrología subterránea. Captación y Modelación de Agua Subterránea. Salta, Argentina.
- Durán, A., Paris, M., Inés, M.M. y Fernanda, M. (2015). Diagnóstico ambiental en la zona del cinturón hortícola de la ciudad de Santa Fe 15. <https://core.ac.uk/download/pdf/158835190.pdf>
- Eurostat. (2013). Nutrient Budgets – Methodology and Handbook. Version 1.02. Eurostat and OECD, Luxembourg. Disponible en: https://ec.europa.eu/eurostat/documents/2393397/2518760/Nutrient_Budgets_Handbook_%28CPSA_AE_1_09%29_corrected3.pdf/4a3647de-da73-4d23-b94b-e2b23844dc31

- FAC (Fertilizar Asociación Civil). (2018). Bases estadísticas de consumo fertilizante. Disponible en: https://www.fertilizar.org.ar/?page_id=468
- FAO (Food and Agriculture Organisation). (2004). Uso de fertilizantes por cultivo en Argentina. Organización para la Agricultura y la Alimentación de las Naciones Unidas, Roma. Disponible en: <http://www.fao.org/tempref/agl/agll/docs/fertuseagents.pdf>
- FAO (Food and Agriculture Organisation). (2018a). FAOSTAT Statistical Database. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. Disponible en: <http://faostat.fao.org>
- FAO (Food and Agriculture Organisation). (2018b). Nitrogen inputs from agricultural soils from livestock manure. Integrated Crop Management, vol. 24, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. Disponible en: <http://www.fao.org/3/l8153EN/l8153en.pdf>
- FAO/IFA/IFDC. (1992). Fertilizer use by crop. International Fertilizer Association (IFA), International Fertilizer Development Center (IFDC), Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Rome.
- FAO/IFA/IFDC. (1996). Fertilizer use by crop. International Fertilizer Association (IFA), International Fertilizer Development Center (IFDC), Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Rome.
- FAO/IFA/IFDC. (1999). Fertilizer use by crop. International Fertilizer Association (IFA), International Fertilizer Development Center (IFDC), Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Rome.
- FAO/IFA/IFDC. (2002). Fertilizer use by crop. International Fertilizer Association (IFA), International Fertilizer Development Center (IFDC), Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Rome.
- Fernández Lozano, J. (2012). La producción de hortalizas en Argentina. Caracterización del sector y zonas de producción. Secretaría de comercio Interior. Corporación del Mercado Central de Buenos Aires. 29pp. Disponible en: https://www.academia.edu/23974120/La_produccion_de_hortalizas_en_argentina
- García, F.O. (2016). Comunicación personal, 20 de agosto, Buenos Aires.
- García, F.O. y Darwich, N. (2009). La fertilización: Tecnología para sostener la productividad de nuestros suelos. En: La Argentina 2050: La revolución tecnológica del agro. Hacia el desarrollo integral de nuestra sociedad. D. Ricci (coord.) 1a. ed. Buenos Aires. Cámara de Sanidad Agropecuaria y Fertilizantes CASAFE. pp. 417-445. ISBN 978-987-1563-00-5
- García, F.O. y González Sanjuán, M.F. (2010). Balances de nutrientes en Argentina ¿Cómo estamos? ¿Cómo mejoramos? *Informaciones Agronómicas del Cono Sur* IPNI 48:1-5. Disponible en: <http://www.agrosustentable.com.ar/Archivos/FernandoGarciaIPNI%20y%20MFGonzalezSanjuan%20-%20Balances%20Nutrientes%202010.pdf>
- García, F. y González Sanjuan, M. (2013). La nutrición de suelos y cultivos y el balance de nutrientes: ¿Cómo estamos?. *Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica*, 9:2-7. Disponible en: [http://www.ipni.net/publication/ia-lacs.nsf/0/6E55A4956F44419585257B3400548C6E/\\$FILE/2.pdf](http://www.ipni.net/publication/ia-lacs.nsf/0/6E55A4956F44419585257B3400548C6E/$FILE/2.pdf)
- García F.O., Taboada, M.A., González Sanjuán M.F. y Picone, L.I. (2013). El nitrógeno en la agricultura argentina. Alternativas para incrementar la eficiencia de uso en los cultivos de grano y mitigar las emisiones de óxido nitroso. Jornada de Fertilizar Asociación Civil. Disponible en: [http://lacs.ipni.net/ipniweb/region/lacs.nsf/0/188A08183F7E22F603257C32006E1C31/\\$FILE/N%20en%20Argentina%20-%20Consumo%20y%20eficiencia%20de%20uso%20-%2020131031.pdf](http://lacs.ipni.net/ipniweb/region/lacs.nsf/0/188A08183F7E22F603257C32006E1C31/$FILE/N%20en%20Argentina%20-%20Consumo%20y%20eficiencia%20de%20uso%20-%2020131031.pdf)
- García, F.O. y González Sanjuán, M.F. (2016). Consumo de fertilizantes en el mundo y en la Argentina. *Sustentabilidad de los agrosistemas y uso de fertilizantes. Orientación Grafica Editora-AACS-Fertilizar AC, Buenos Aires, Argentina*, pp.61-84. Disponible en: [http://lacs.ipni.net/ipniweb/region/lacs.nsf/e0f085ed5f091b1b852579000057902e/251e0b2ce526f8b1032580360060025a/\\$FILE/Garcia%20y%20Gonzalez%20Sanjuan%20-%20Consumo%20de%20fertilizantes%20en%20el%20mundo%20y%20en%20la%20Argentina.pdf](http://lacs.ipni.net/ipniweb/region/lacs.nsf/e0f085ed5f091b1b852579000057902e/251e0b2ce526f8b1032580360060025a/$FILE/Garcia%20y%20Gonzalez%20Sanjuan%20-%20Consumo%20de%20fertilizantes%20en%20el%20mundo%20y%20en%20la%20Argentina.pdf)
- González Sanjuán, M.F., Grasso A.A. y Bassi, J. (2013). Fertilizantes en Argentina. Análisis del Consumo. *Revista Fertilizar* 25:25-29. <https://www.fertilizar.org.ar/?p=1997>
- Heffer, P. (2009). Assessment of fertilizer use by crops at the global level 2006/07-2007/08. International Fertilizer Industry Association. Paris, France. p. 11.
- Heffer, P. (2013). Assessment of fertilizer use by crops at the global level 2010-2010/11. International Fertilizer Industry Association. Paris, France. p. 9.
- Heffer, P., Gruère, A., y Roberts, T. (2017). Assessment of Fertilizer Use by Crop at the Global Level 2014-2014/15, International Fertilizer Association (IFA) and International Plant Nutrition Institute (IPNI) Report A/17/134 rev. Disponible en: https://www.fertilizer.org/En/Statistics/Agriculture_Databases/Agriculture_Committee_Databases.aspxNew_ContentCollectionOrganizerCommon=1#New_ContentCollectionOrganizerCommon
- Herridge, D.F., Peoples, M.B. y Boddey, R.M. (2008). Global inputs of biological nitrogen fixation in agricultural systems. *Plant Soil* 311:1-18. <https://doi.org/10.1007/s11104-008-9668-3>
- IFA (International Fertilizer Association). (2018). Fertilizer consumption database. Disponible en: <http://ifadata.fertilizer.org/ucSearch.aspx>
- INDEC (Instituto Nacional de Estadísticas y Censos). (2004). Censo Nacional Agropecuario 2002. Instituto Nacional de Estadística y Censos, Ministerio de Economía y Producción de la República Argentina, Buenos Aires. Disponible en: <https://www.indec.gob.ar/>
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). (2006). Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Vol.4, Ch. 10, Annex 10A.2 Tabs. 10A-4 to 10A-9. Disponible en:

- <https://www.ipccnggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html>
- MinAgri. (2018). Datos Agroindustriales, Ministerio de Agroindustria de la República Argentina. Disponible en: <https://datos.agroindustria.gob.ar/>
- Melgar, R. y Torres Duggan, M. (2014). El mercado de fertilizantes en Argentina y su relación con el sector agropecuario. En: Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos. Segunda edición. Parte IV. El uso de fertilizantes y enmiendas. H. Echeverría & F.O. García (Eds.) INTA. P 801-812.
- Quirós, R. (2000). La eutrofización de las aguas continentales de Argentina p:43-47. En A. Fernández ed. El Agua en Iberoamérica: Acuíferos, Lagos y Embalses. CYTED. Subprograma XVII. Aprovechamiento y Gestión de Recursos Hídricos. 147p. Disponible en: <https://www.agro.uba.ar/users/quiros/Eutrofizacion/EutroArgentina.pdf>
- Schandl, H.; Fischer-Kowalski, M; West, J., Giljum, S., Dittrich, M., Eisenmenger, N., Geschke, A., Lieber, M., Wieland, H., Schaffartzik, A., Krausmann, F., Gierlinger, S., Hosking, K., Lenzen, M., Tanikawa, H., Miatto, A., y Fishman, T. (2016). Global Material Flows and Resource Productivity. An Assessment Study of the UNEP International Resource Panel. Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/305597138_Global_Material_Flows_and_Resource_Productivity_An_Assessment_Study_of_the_UNEP_International_Resource_Panel
- Stoate, C., Boatman, N.D., Borralho, R.J., Carvalho, C.R., De Snoo, G.R. y Eden, P. (2001). Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of environmental management* 63(4):337-365. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479701904736>
- Torres Duggan, M. (2017). Comunicación personal, 19 de octubre de 2017.
- Volpedo, A. (2009). El proceso de eutrofización de la región pampeana argentina. En: Los recursos hídricos en la región del Mercosur: estudios de caso. Fernández Cirelli, A. y Augusto do Amaral, L. (coords.), ISBN: 978-85-7805-041-21, 157 p.

V. Metabolismo de nutrientes de la producción animal

V.1 Introducción

Argentina es uno de los principales productores y mayores consumidores per cápita de proteína animal del mundo (FHB, 2014), con una larga tradición ganadera. El país era el mayor exportador de carne de América Latina hasta hace pocos años, situación que se ha ido revirtiendo por diversos factores ambientales (sequías), sanitarios y políticas sectoriales.

Los sistemas de producción ganadera locales se basan mayormente en el forraje de pastizales naturales y recursos forrajeros cultivados (Díaz-Zorita, 2002; Rossanigo *et al.*, 2012), fundamentalmente, pasturas de gramíneas y leguminosas, incluyendo pasturas puras y consociadas de alfalfa (*Medicago sativa*). Estas últimas han sido históricamente el principal recurso forrajero cultivado para la producción de carne y leche (Basigalup, 2007; Basigalup y Ustarroz, 2007), aunque en un contexto de expansión reciente de sistemas de producción animal basados en el engorde a corral, sujeto al uso creciente de concentrados, suplementos energéticos y proteicos, y núcleos vitamínicos minerales (Antuña *et al.*, 2011). Este fenómeno se ha acrecentado en años recientes, siendo más conspicuo en la región pampeana (la principal zona ganadera), y es parte de un proceso de transformación e intensificación ganadera ligado a la creciente agriculturización y la consecuente pérdida de zonas de pastoreo. Esto ha afectado la superficie forrajera con pasturas cultivadas, que ha declinado a más de la mitad entre 1961 y 2015 (FAO, 2018), en favor de cultivos agrícolas más rentables. Según un informe de la Fundación Heinrich Böll (2014), tanto como 13 millones de hectáreas de superficie ganadera han pasado de la ganadería a la producción de cultivos de cereales y oleaginosas, principalmente la soja. Al mismo tiempo, esta expansión de la frontera agrícola ha desplazado las actividades ganaderas hacia zonas extrapampeanas y prístinas, aumentando directa o indirectamente la deforestación (FHB, 2014). La superficie con pastizal natural, localizada mayormente en suelos de menor aptitud agrícola, se mantuvo por el contrario mayormente inalterada (FAO, 2018).

Los suelos ocupados por forrajeras reciben generalmente una elevada y diversa cantidad de materiales orgánicos. Además de las deposición de los abonos, los pastos forrajeros generan residuos vegetales y exudados radicales de manera sostenida (Díaz-Zorita, 2002). La continuidad de esta situación es usualmente conducente a una mejora de la calidad y salud del suelo, en tanto produce al aumento de los niveles de carbono orgánico, biomasa microbiana y actividad enzimática del suelo (Hall *et al.*, 1992; Díaz-Zorita *et al.*, 1995), así

como un mejoramiento de la estructura física en los estratos superiores de suelos degradados (Siri Prieto y Ernst, 2010). En este sentido, el paso de un uso forrajero a un uso agrícola implica un deterioro de las condiciones de fertilidad y la salud del suelo. Suelos con alta frecuencia de cultivos anuales se caracterizan por la producción de fracciones más lábiles de materia orgánica, cuya vida útil declina en condiciones de exposición que conduzcan a una mayor mineralización. De este modo, el consiguiente deterioro de las tierras otrora ganaderas o mixtas con el pasaje a un uso agrícola exclusivo se produce en detrimento del stock nutriente de los suelos (Viglizzo *et al.*, 2001).

El interés por conocer el comportamiento de los flujos de nutrientes en los sistemas de producción animal es relativamente reciente (Díaz-Zorita, 2002; Bouldin *et al.*, 2002). Los trabajos que han incluido una estimación del balance nutriente para producción animal han sido en casi su totalidad para la carne y leche vacunas (Viglizzo *et al.*, 2003; 2011; Herrero *et al.*, 2006; Manchado, 2010; Guida Dhaza, 2013; Abbona *et al.*, 2016; Abbona, 2017), encontrándose sólo dos que contemplaran productos ovinos, carne y lana (Mancassola y Cassanova, 2015 [para el caso de Uruguay]; Álvarez *et al.*, 2016). Todos estos trabajos han contemplado el ingreso de la FBN como central, ligado principalmente al cultivo de alfalfa, mientras que sólo unos pocos (Viglizzo *et al.*, 2011; Álvarez *et al.*, 2016) han incluido otros ingresos, como la DA. De igual manera, en todos ellos es posible identificar un resultado transversal: una resultante positiva del balance de N. Para P, la situación es disímil, existiendo tanto resultados positivos como negativos, mientras que para el resto de los nutrientes (K, Ca, S), los balances se han reportado negativos (Manchado, 2010; Guida Dhaza, 2013; Abbona *et al.*, 2016; Abbona, 2017).

En este apartado, se buscó caracterizar la dinámica de flujos nutrientes de las producciones animales de carne y leche vacunas, y carne y lana ovinas, entre 1961 y 2015, para todo el territorio nacional. Como objetivos específicos, se persiguió (i) cuantificar la magnitud de los flujos de ingreso y egreso nutriente y (ii) la resultante y la evolución de los balances a lo largo del tiempo y (iii) la evaluación de la performance de uso. Las hipótesis referentes plantearon que las actividades de producción animal poseen un balance de nutrientes positivo, y que las mismas describen el metabolismo de nutrientes más sostenible de entre todas las actividades.

V.2 Metodología

Superficie forrajera y producción de biomasa animal

Se consideró que las actividades de producción animal se encontraron delimitadas a la superficie forrajera, constituida por el conjunto de pasturas cultivadas, tanto anuales como perennes, y el pastizal natural. La superficie implantada con estos recursos para todo el período se tomó de la ya mencionada base estadística de FAO (2018), en base a las categorías *pasturas y praderas temporarias* y *pasturas y praderas permanentes* (tanto cultivadas y naturales), estableciendo en su conjunto la *superficie forrajera*.

El análisis fue ponderado para las actividades de la producción bovina (carne y leche) y ovina (carne y lana). Los datos de la producción cárnica, láctea y lanar fueron tomados de las bases estadísticas de FAO (2018) y MinAgri (2018) para el período entre 1961 y 2015. En el caso de la carne, en las fuentes estadísticas la información es consignada en toneladas de res con hueso, ítem que fue comprendido como "el animal mamífero de elaboración permitida en establecimientos habilitados, después del sacrificio, con el cuerpo animal desprovisto de vísceras, piel, patas y cabeza" (De Gea, 2007). Se asumió un porcentaje de carne del 56% del peso para la res vacuna (Garriz, 2012) y del 60% para la res ovina (Sañudo y González, 2008). Con respecto a la leche bovina, los datos utilizados correspondieron a la producción de leche cruda, previo a cualquier proceso de concentración, homogeneización, pasteurización, esterilización u otros métodos de preservación.

En cuanto a la producción de lana, cuya cantidad es indicada en la fuente como *lana sucia*, se asumió un 40% del peso correspondiente a impurezas (Cardellino y Mueller, 2008; 2009), monto que fue debitado de la producción anual. No se contó con información suficiente para reconstruir la distribución histórica de cada recurso y el stock animal para cada categoría por distrito, por lo que no se realizaron mapas de extracción o balance para las actividades animales.

Tanto la producción avícola como la porcina, que se llevan a cabo mayoritariamente bajo esquemas de producción intensivos, y cuyos insumos alimentarios son productos balanceados, subproductos y suplementos a base de maíz y otros cereales (e.g. soja, trigo, sorgo) (Carcaño *et al.*, 1993; Eyherabide *et al.*, 2012), no fueron tenidos en cuenta.

Flujos y balance de nutrientes

a) Flujos de ingreso

Los flujos de entrada tenidos en cuenta para la estimación del balance nutriente en las actividades de producción animal fueron: (1) la fertilización mineral, F; (2) la deposición atmosférica, DA; (3) la fijación biológica, FBN; y (4) el consumo por suplemento de granos (S).

La deposición de abonos animales se consideró un flujo interno al sistema, en tanto en Argentina la gran mayoría de las deyecciones son depositadas de manera directa sobre pasturas y praderas (FAO, 2018b).

El ingreso nutriente por fertilización mineral fue adjudicado en su totalidad a las pasturas cultivadas perennes y anuales (FAO, 2004). Al igual que para los cultivos agrícolas extensivos e intensivos, el consumo fertilizante anual fue tomado de IFA (2018), contemplando los casos de N, P y S. La proporción del consumo fertilizante por cultivos forrajeros para cada año se contruyó a partir de las fuentes disponibles y la consulta a expertos (FAO/IFA/IFDC, 1992; 1996; 1999; 2002; FAO, 2004; García y Darwich, 2009; Heffer, 2009, 2013; BCBA, 2013; 2015; 2016; González Sanjuán *et al.*, 2013; Melgar y Torres Duggan, 2014; García, F., 2016, com. pers.; García y González Sanjuán, 2016; Heffer *et al.*, 2017; Torres Duggan, M., com. pers.; FAC, 2018). Para los años en que no se contó con la proporción detallada de consumo fertilizante en pasturas cultivadas, se asumió un equivalente al 5% del consumo nacional (FAO, 2004; FAC; 2018), estimando un uso por cultivo proporcional a las dosis modales de aplicación (FAO, 2004) y la superficie fertilizada con pasturas perennes y anuales (INDEC, 2004). El ingreso nutriente por fertilización siguió la ecuación de cálculo:

$$F_{ic} = \sum_j F_i \times F_c$$

Donde, para cada año j :

F_{ic} : insumo de nutriente i por fertilización para el recurso forrajero c , en toneladas.

F_i : consumo de nutriente i mediante fertilización mineral, en toneladas.

F_c : proporción de consumo fertilizante insumido en el recurso forrajero c , en porcentaje.

El ingreso nutriente por DA fue calculado de igual manera que para los cultivos extensivos y frutihortícolas, mediante la combinación del área implantada con pasturas cultivadas y campo natural (superficie forrajera), y tasas de deposición atmosférica de referencia (Tabla A2, Anexo). Se contemplaron los casos del N, P, K, S, Ca y Mg. La ecuación de cálculo fue:

$$DA_{ic} = \sum_j \frac{tDA_i \times SF}{1000}$$

Donde, para cada año j :

DA_i : ingreso del nutriente i en la superficie forrajera por DA, en toneladas.

tDA_i : tasa de deposición atmosférica del nutriente i , en kg por hectárea por año.

SF: superficie forrajera, en hectáreas.

Ante la ausencia de registros de producción de biomasa, y a diferencia de los cultivos extensivos e intensivos, el aporte de N mediante FBN para los cultivos forrajeros se calculó siguiendo el criterio metodológico sugerido en el balance de N de OECD/EUROSTAT (2007), utilizando el área implantada y coeficientes de fijación por unidad de área de referencia local. Este ingreso se consideró exclusivamente para el caso de las pasturas de alfalfa, tanto puras como consociadas, principal recurso forrajero leguminoso utilizado en Argentina, y base de la producción tampera local durante el período de estudio (Aragón, 1986; Basigalup, 2007; Basigalup y Ustarroz, 2007; Basigalup *et al.*, 2007; Peticari *et al.*, 2007). Para ello, se calculó una tasa media de aporte por unidad de área a partir de los datos publicados en la bibliografía científica de referencia local (Peticari *et al.*, 2007). La misma fue de 217 kg N ha⁻¹ para pasturas de alfalfa puras, y 113 kg N ha⁻¹ para pasturas de alfalfa consociada. Los datos de superficie forrajera implantada con pasturas de alfalfa fueron construidos a partir de fuentes estadísticas oficiales, publicaciones locales y consultores expertos (INDEC, 1964, 1969, 1974, 1991, 2001, 2002, 2004, 2016; Aragón, 1986; Hijano y Navarro, 1995, 2007; Basigalup, 2007; Basigalup y Ustarroz, 2007; Peticari *et al.*, 2007; FAO, 2018a; Basigalup, D., 2018, com. pers.). Cuando no se contó con la información detallada, se asumió una proporción de pasturas de alfalfa dentro de la categoría de *pasturas permanentes cultivadas* (FAO, 2018a), equivalente a la del CNA (INDEC, 2004) o información más reciente (Basigalup, 2007; Basigalup *et al.*, 2007; OFN, 2013). La estimación del ingreso nutriente por FBN se plasmó con la ecuación:

$$FBN_c = \sum_j \frac{A_c \times f_c}{1000} \quad (\text{adaptada de OECD/EUROSTAT, 2007})$$

Donde, para cada año *j*:

FBN_{*c*}: ingreso de N mediante FBN para *c*, en toneladas.

A_{*c*}: área implantada con *c* (pasturas puras y consociadas de alfalfa), en hectáreas.

f_{*c*}: fijación de N por unidad de área para *c*, en kg ha.a⁻¹.

Finalmente, se tuvo en cuenta que, en promedio, un 25% de la cosecha anual de maíz es destinada a la alimentación de ganado vacuno para la producción de carne y leche (Chimicz y Gambuzzi, 2007; Mancuso y Terán, 2008; Eyhérbide *et al.*, 2012; MH, 2019), por lo que se sumó un ingreso nutriente adicional equivalente a un cuarto de la extracción nutriente del maíz.

b) Flujos de egreso

Como flujos de salida, se consideraron: (1) la cosecha con los productos animales, C ; (2) el lavado, L ; y (3) la emisión gaseosa, EG ; estos dos últimos, a partir de la deposición directa de abonos.

La remoción nutriente con la carne, lana y leche fue estimada a partir de los datos de producción indicados con antelación (FAO, 2018) y los índices de cosecha de los productos animales (Tabla A6, Anexo). Tanto en la carne vacuna como ovina, se incluyó el contenido nutriente en los tejidos óseos, representante de más del 80% del P y el 90% del Ca del total extraído por el animal (Engelhardt y Breves, 2005). Para la res vacuna, se asumió un contenido óseo del 15.7% del peso de res (Garriz, 2000), mientras que para la canal ovina el mismo se estipuló en un 20% del peso (Sañudo y González, 2008). También fueron tenidas en cuenta los huesos despojados luego del sacrificio (garrones y cráneo), representativos del 33% del hueso total al peso vivo de faena (Garriz, 2000), asumiendo una relación peso res/peso vivo de faena del 58% (Garriz, 2012). Esta información sólo se encontró disponible para el caso de la res vacuna, y no fue calculada para los demás. Para todos los casos, sólo se consideró la extracción nutriente con los productos ganaderos, no teniendo en cuenta la cantidad necesaria para el mantenimiento de los animales.

El egreso de nutriente con los productos animales se esquematizó mediante la ecuación:

$$C_{ie} = \sum_j \frac{B_c \times IC_{ic}}{1000} \quad (\text{adaptado de EUROSTAT, 2013})$$

Donde, para cada año j :

C_{ic} : cantidad de nutriente i extraído con el producto animal c , en toneladas.

B_c : producción de c (carne, lana o leche), en toneladas.

IC_i : índice de cosecha nutriente, en $\text{kg } i \text{ t}^{-1}$ biomasa de c .

Las salidas nutriente por lavado y emisión gaseosa fueron calculadas a partir del lixiviado de N de las deyecciones animales depositadas en el suelo y la aplicación de fertilizantes, siguiendo el mismo procedimiento metodológico que para los cultivos agrícolas extensivos e intensivos (ver III.2 o IV.2). Para ello se recurrieron a coeficientes de lavado y emisión gaseosa a partir de estos insumos según lo indicado para Argentina por el IPCC (2006). La cantidad de N depositada con los abonos animales de los bovinos y ovinos fue tomada directamente de la base estadística de FAO (2018a), según lo indicado para la superficie forrajera para cada año. Estos datos son calculados por FAO según el procedimiento metodológico sugerido por el IPCC (2006).

c) Cálculo del balance

Al no ser posible discernir la proporción de cada recurso forrajero que fue adjudicada a las distintas actividades de producción animal, se consideró el balance de nutrientes de las distintas actividades de forma agregada, para la superficie forrajera. El cálculo se determinó de forma anual y acumulada para N, P, K, S, Ca y Mg, siguiendo la ecuación:

$$\Delta_{ic} = \sum_j F_{ci} + DA_{ic} + FBN_c + S_i - C_{ci} - L_{ci} - EG_{ci}$$

Donde, para cada año j :

Δ_{ic} : balance del nutriente i para la actividad c .

F_{ci} : ingreso del nutriente i por fertilización, en toneladas.

DA_{ic} : ingreso del nutriente i por DA, en toneladas.

FBN_{ic} : ingreso de N por FBN, en toneladas (sólo para el caso de pasturas de alfalfa).

S_{ic} : cantidad de nutriente i consumida como suplemento (maíz).

C_{ic} : nutriente i extraído con la biomasa cosechada por c , en toneladas.

L_{ic} : nutriente que lixivia a partir de la deposición de abonos, en toneladas (sólo para el caso de N).

EG_{ic} : nutriente que escapa por emisión gaseosa a partir de la deposición de abonos, en toneladas (sólo para el caso del N).

V.3 Resultados

Magnitud y evolución de la extracción nutriente

Entre 1961 y 2015, la producción conjunta de carne, leche y lana acumuló una remoción agregada de 21.5 Mt, de las cuáles 6.6 Mt de N (31%), 4.4 Mt de P (21%), 0.9 Mt de K (4%), 0.6 Mt de S (3%), 8.8 Mt de Ca (41%) y 0.2 Mt de Mg (1%) (Fig. 64). La producción de carne vacuna representó la mayor remoción acumulada del conjunto, tanto como el 76% del total, equivalente a cerca de 16.4 Mt de nutrientes, en mayor medida Ca, seguido de P y N. La leche fue la segunda actividad más extractiva, con 3.6 Mt, un 17% del acumulado, mientras que lana sumó 0.9 Mt (4%) y la carne ovina 0.6 Mt (1%) (Fig. 65).

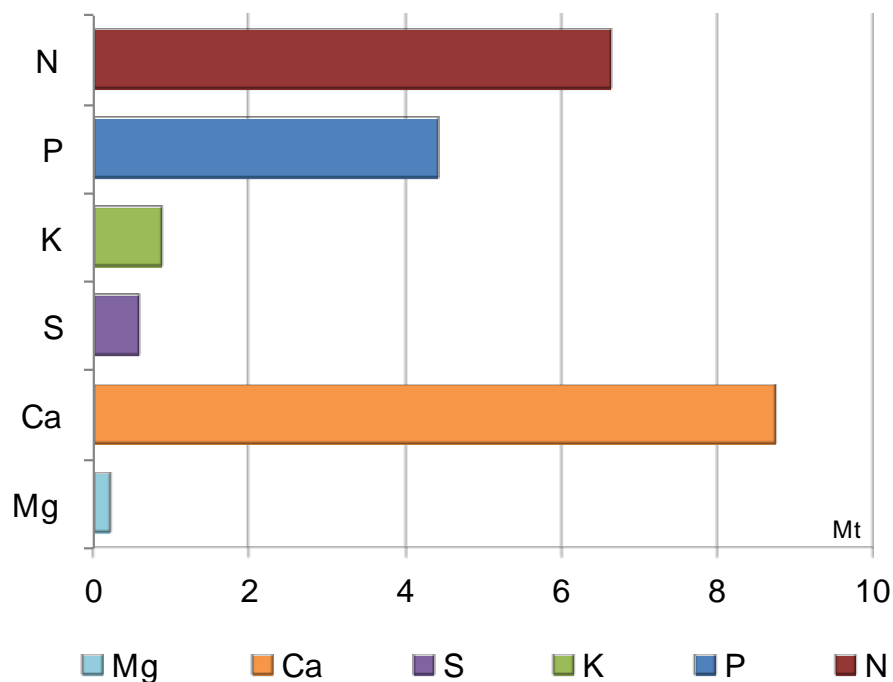


Fig. 64. Producción animal. Extracción nutriente acumulada durante el período entre 1961 y 2015. Comprende la producción de vacunos y ovinos (carne, lana y leche).

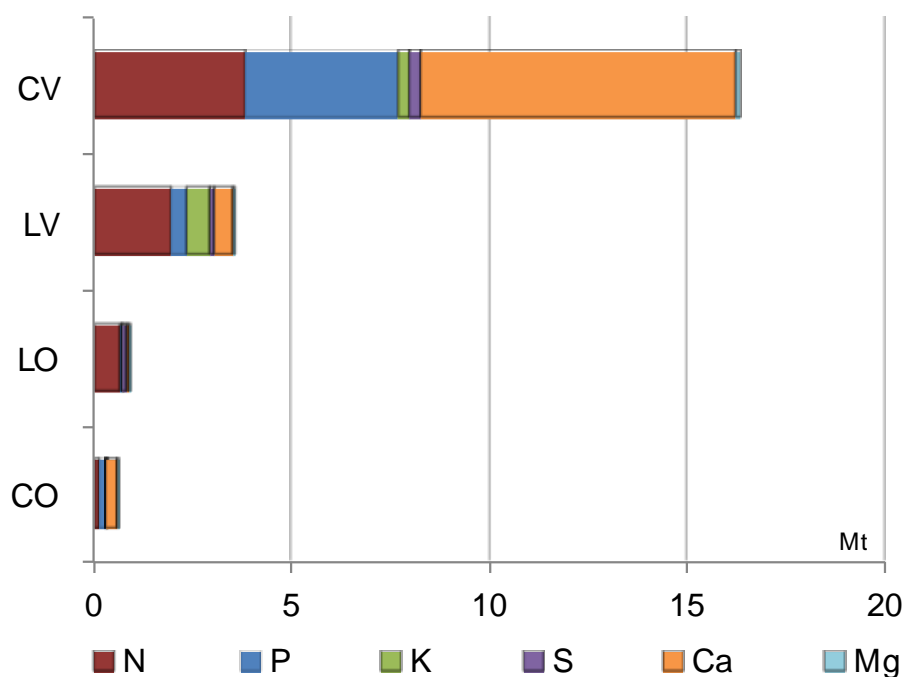


Fig. 65. Producción animal. Extracción nutriente acumulada por actividad animal, durante el período entre 1961 y 2015. CV: carne vacuna; LV: leche vacuna; LO: lana ovina; CO: carne ovina.

A lo largo de los años, la remoción acumulada con los productos animales marcó un tendencia al incremento con una leve pendiente (Fig. 66). El nivel de extracción aumentó en promedio un 0.6% por año desde 1961 a 2015, pasando de un valor inicial de c. 330 mil t (1961-1965) a 412 mil t (2011-2015) por año, considerando el conjunto de las actividades. El rango de

extracción promedio por unidad de área bajo producción fue muy bajo para todos los casos (Fig. 67), en gran medida por la gran extensión de la superficie forrajera. El Ca describió los mayores valores de remoción por hectárea, seguido por el N y el P, en valores que oscilaron entre 1 a 1.8 kg ha.a⁻¹; 0.8 a 1.3 kg ha.a⁻¹; y 0.5 a 0.9 kg ha.a⁻¹, respectivamente. Para K, S y Mg, la intensidad fue todavía menor, siempre por debajo de 0.2 kg ha.a⁻¹.

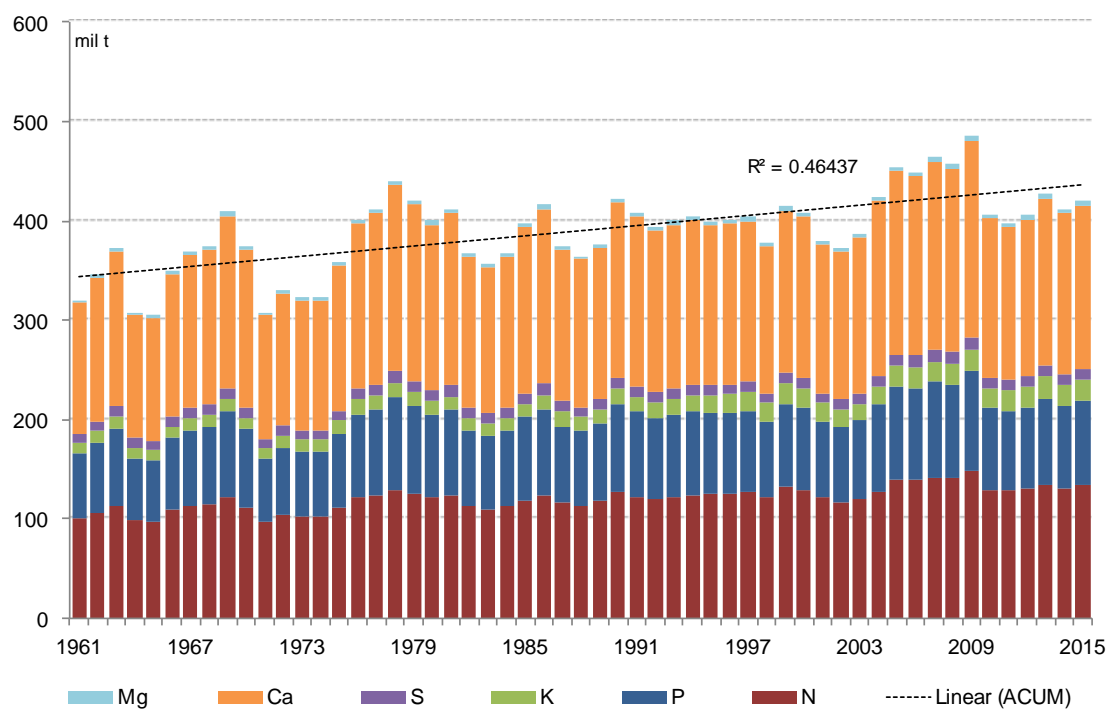


Fig. 66. Producción animal. Evolución de la extracción nutriente acumulada, durante el período entre 1961 y 2015, en miles de toneladas. Comprende la producción de vacunos y ovinos (carne, lana y leche).

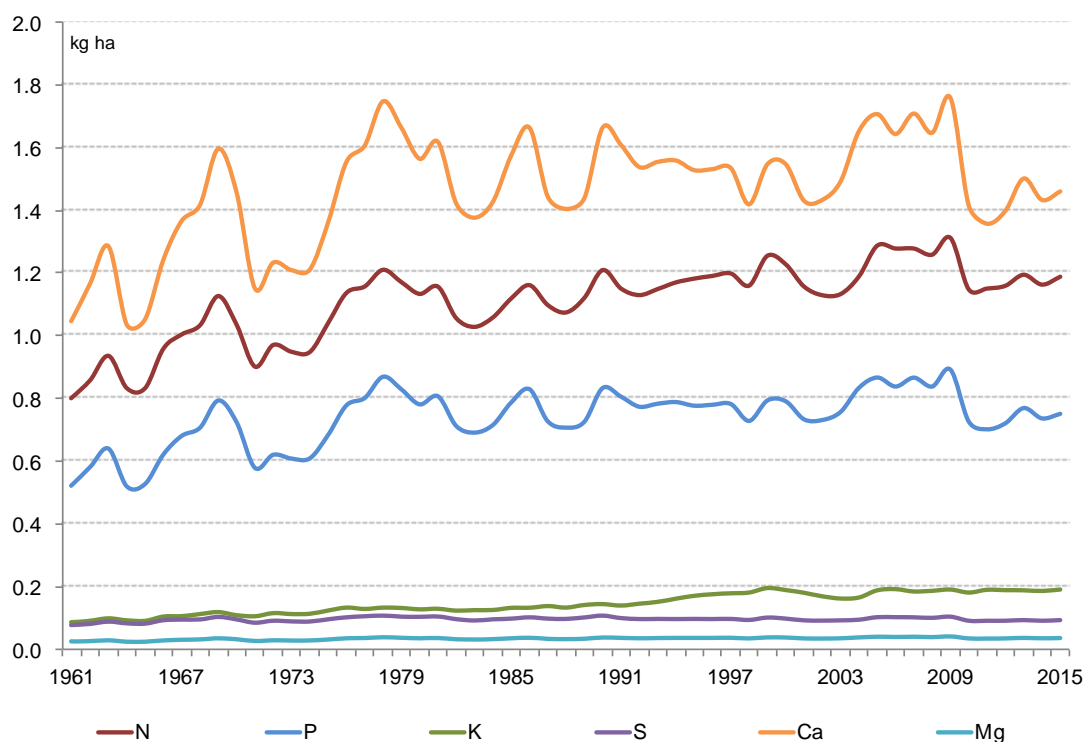


Fig. 67. Producción animal. Extracción nutriente por unidad de área para la superficie forrajera, durante el período entre 1961 y 2015 en Argentina. Comprende la producción de vacunos y ovinos (carne, lana y leche).

Balance de nutrientes

La producción animal en su conjunto fue superavitaria respecto de su balance de agregado de nutrientes (Fig. 68 y 69), arrojando un superávit de c. 82.4 Mt. El saldo positivo acumulado fue positivo para todos los nutrientes, con excepción del P. Las resultantes para cada caso fueron de 9.5 Mt de N, 20.2 Mt de K, 32.2 Mt de S, 18.3 Mt de Ca, 4.3 Mt de Mg y c. -2.0 Mt para el P. Considerando el total de la superficie forrajera (comprendiendo pasturas naturales e implantadas), el balance anual promedio por unidad de área fue de c. 14 kg ha.a⁻¹: 1.6 kg de N ha.a⁻¹, -0.3 kg de P ha.a⁻¹, 3.4 kg de K ha.a⁻¹, 5.4 kg de S ha.a⁻¹, 3.0 kg de Ca ha.a⁻¹ y 0.7 kg de Mg ha.a⁻¹.

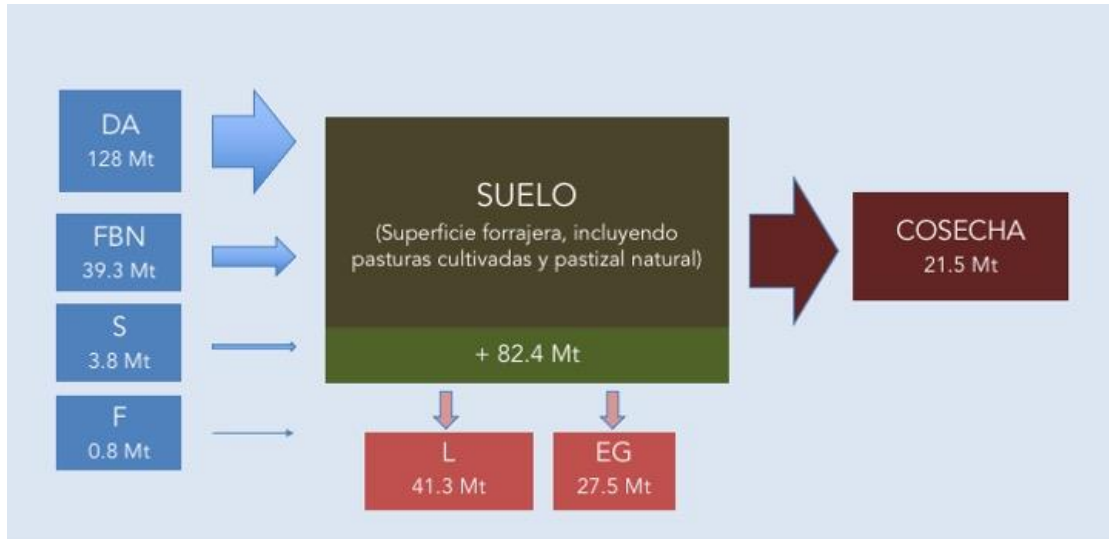


Fig. 68. Producción animal. Flujos y balance de nutrientes del sistema, para el período durante 1961 y 2015. Ref: DA: deposición atmosférica; FBN: fijación biológica de N; S: suplemento (maíz); F: fertilización; L: lavado; EG: emisión gaseosa.

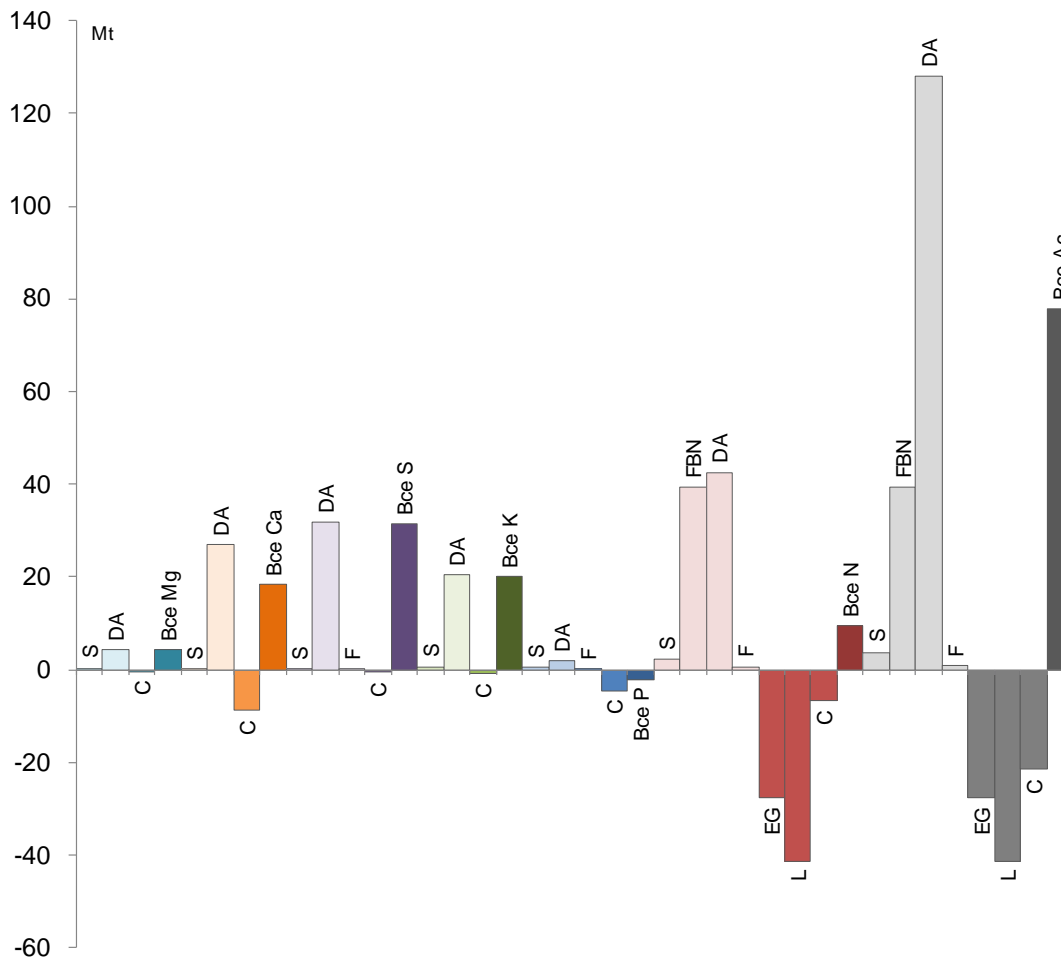


Fig. 69. Producción animal. Flujos de entrada, salida y balance de nutrientes, para el período entre 1961 y 2015. Ref.: Ac, acumulado; C, cosecha; DA, deposición atmosférica; EG, emisión gaseosa; F, fertilización; FBN, fijación biológica; L, lavado; Bce: balance.

De manera complementaria a la extracción, el balance agregado de nutrientes de la producción animal mostró una moderada tendencia decreciente, habiendo disminuído un 32% entre el inicio y el fin del periodo, desde un superávit de c. 3.7 Mt por año, en 1961-1965, a cerca de 2.5 Mt por año, en 2011-2015. El ritmo decreciente promedió una tasa de c. -0.4% anual. Esta dinámica se vió traccionada por el menor aporte de N, que pasó de c. 2.3 Mt (1961-1965) a 1.3 Mt (2011-2015), y se debió en mayor medida a la marcada disminución del área con leguminosas forrajeras, y una consiguiente menor contribución de la FBN. Para todos los demás nutrientes, los balances se mantuvieron estables en el tiempo (Fig. 70).

Cuando se analiza la situación por unidad de área, el saldo positivo arrojó un promedio anual que varió entre 10 a 22 kg de nutrientes ha.a⁻¹, dependiendo del año (Fig. 71), variando en función del menor aporte de N por FBN. Para el resto de los nutrientes, cuyo aporte de DA por superficie es una constante, la variación del balance fue mínima.

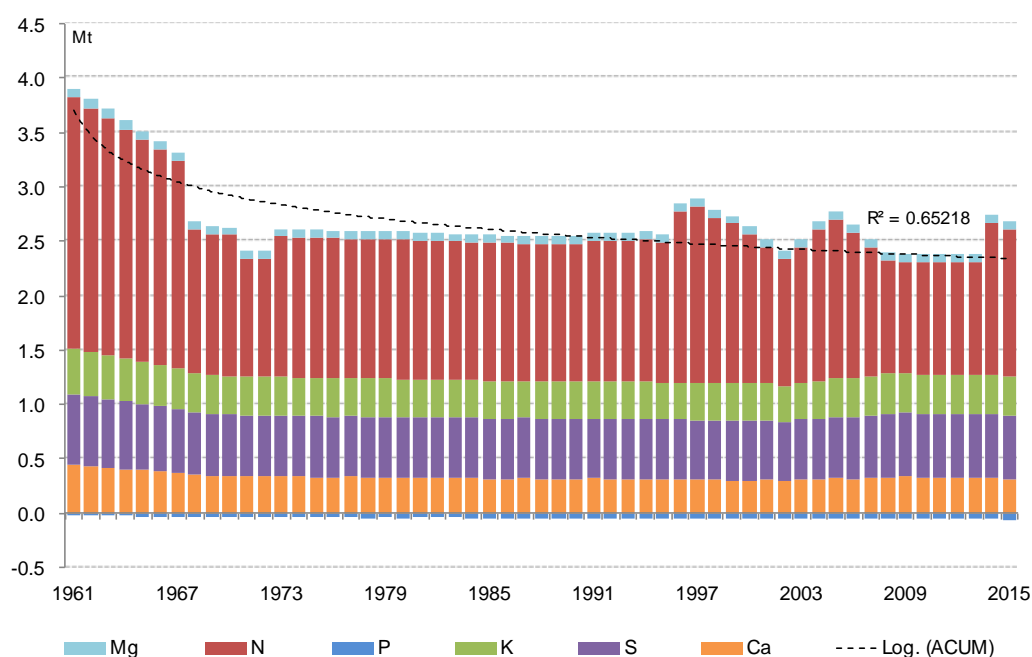


Fig. 70. Producción animal. Evolución del balance acumulado de nutrientes, durante el período 1961-2015, en millones de toneladas. Comprende la producción de vacunos y ovinos (carne, lana y leche).

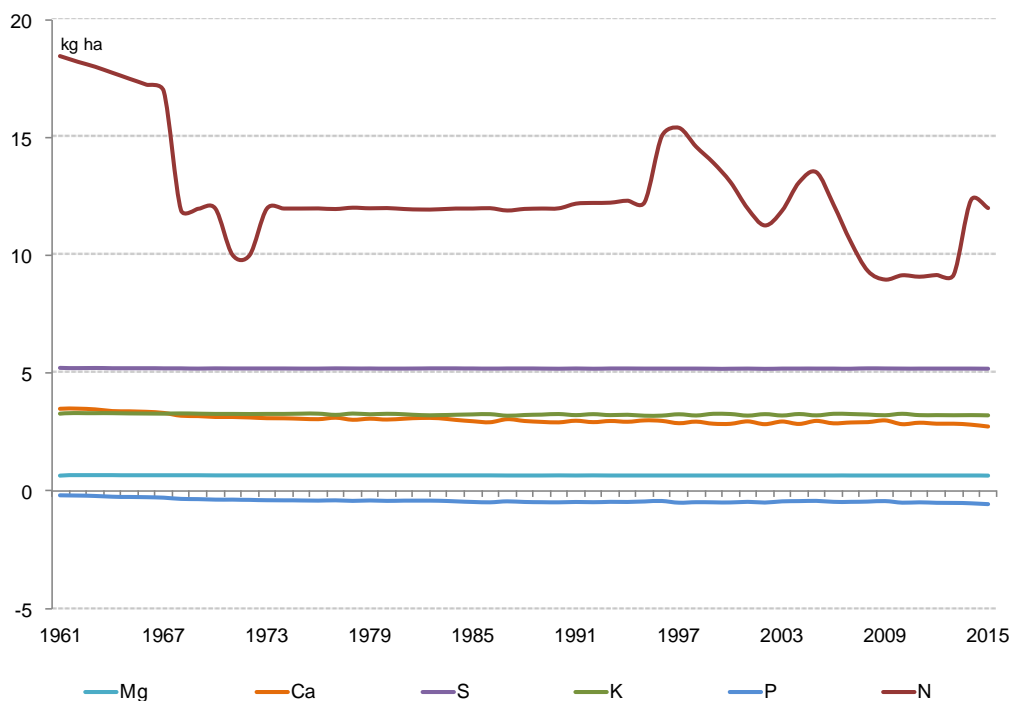


Fig. 71. Producción animal. Evolución del balance de nutrientes en la superficie forrajera, por unidad de área, para el período entre 1961 y 2015 en Argentina. Comprende la producción de vacunos y ovinos (carne, lana y leche).

Indicadores de uso

Los resultados de los distintos indicadores de uso nutriente de la producción animal se muestran en las Figuras 72, 73 y 74. En líneas generales, el egreso nutriente agregado osciló en valores cercanos a la mitad del total ingresado. La mayor EUN fue para el P, que mostró un rango de salida de entre 1.5 a 3 veces superior al ingreso. El N vió valores más cercanos a la unidad, y el Ca describió relaciones entre 0.23 y 0.39. Para el resto de los nutrientes, el rango estuvo siempre por debajo de 0.1.

En virtud del exiguu consumo de fertilizantes en la producción animal, las relaciones de BPN fueron elevadísimas, aunque tendiendo a la baja, al ritmo de un mayor consumo nutriente, siempre muy escaso. Al inicio, la BPN agregada superó los 300 puntos, mientras que hacia el final del periodo, ya había bajado significativamente, a la aún elevada relación de c. 4.3. La peor relación de reposición fue para el S, cuyos ingresos por fertilización recién comenzaron a efectuarse hacia comienzos de la década de 1990s; la mejor relación fue para el N. Las BPN agregada media para el período acumulado fue de 14.5; para el N, fue de 9.5; 48.7 para P, y 50.1 para S.

En función del bajo uso nutriente, los valores de PPF también fueron exorbitantes, sobre todo para S y P. La PPF agregada media para el período fue de 3275, siendo para N de c. 3750, para P de c. 29000, y para S de c. 230000.

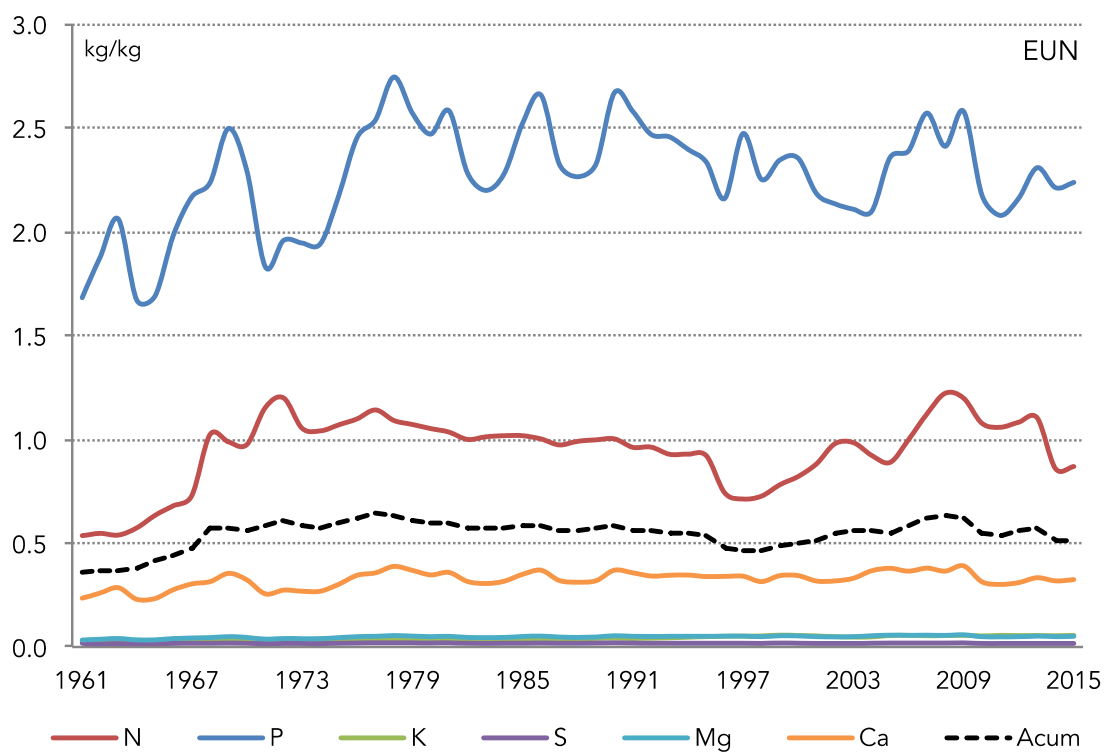


Fig. 72. Producción animal. Evolución de la Eficiencia de Uso Nutriente (kilogramo de entrada por kilogramo de salida de cosecha), para el período 1961-2015 en Argentina.

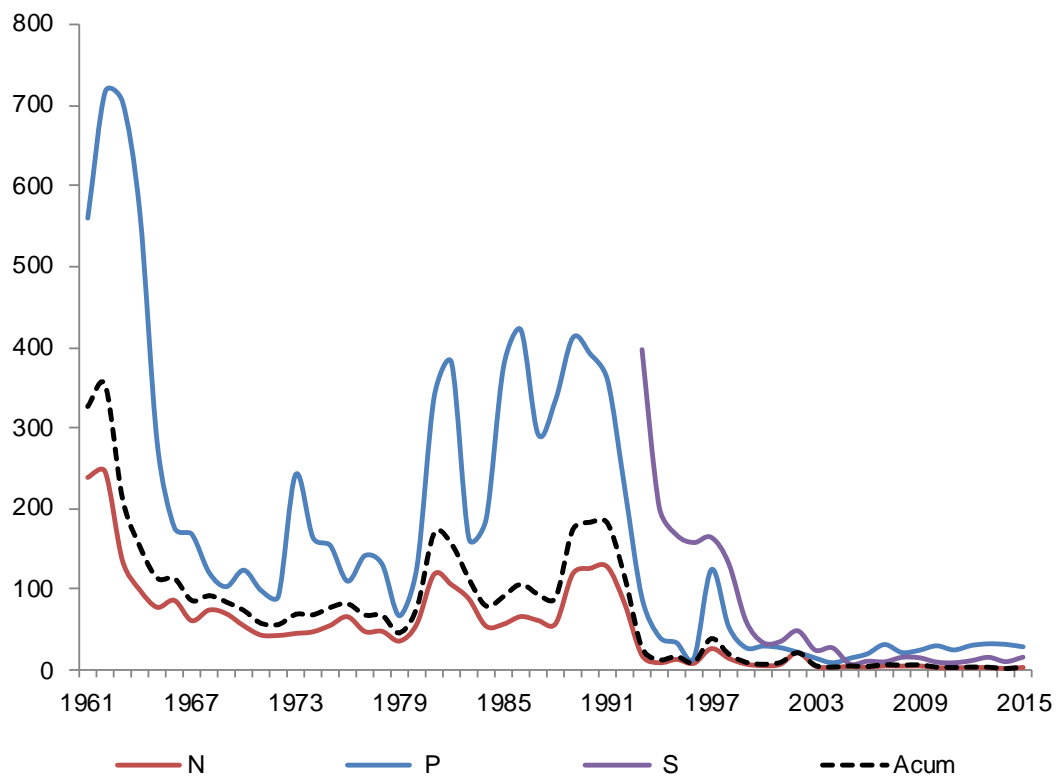


Fig. 73. Producción animal. Evolución del Balance Parcial de Nutrientes (kilogramo cosechado por kilogramo fertilizado), para el período 1961-2015 en Argentina.

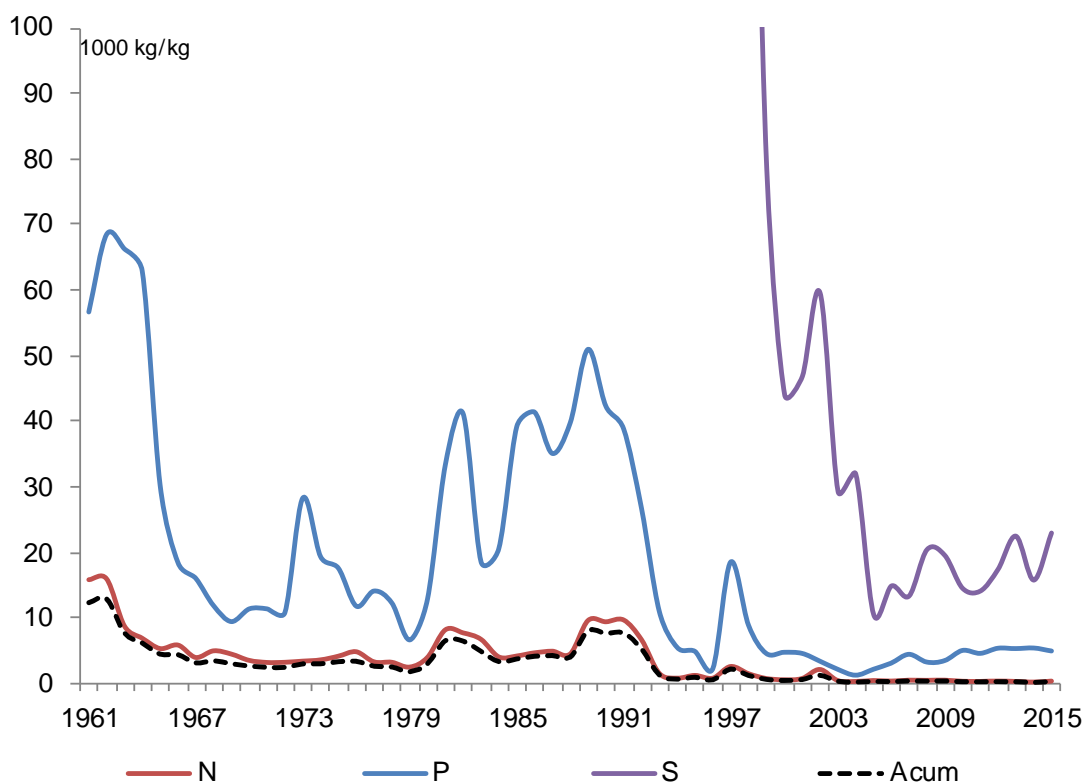


Fig. 74. Producción animal. Evolución del Factor Parcial de Productividad (kilogramo de biomasa cosechada por kilogramo fertilizado), para el período 1961-2015. Comprende el conjunto de biomasa animal (carne, leche, lana).

V.4 Discusión

Flujos nutrientes en la producción animal

De todas las actividades primarias evaluadas, la producción animal fue la de menor intensidad extractiva, cerca de 27 veces menor que para la agricultura extensiva, y 28 veces menor que para la agricultura intensiva, considerando la extracción agregada por unidad de área. Durante el último quinquenio 2011-2015, la remoción agregada fue de 412 mil t por año, equivalente a 3.6 kg ha.a⁻¹ para la superficie forrajera.

El ingreso nutriente más importante para las actividades de producción animal fue la deposición atmosférica, aportando tanto como el 76% del ingreso nutriente agregado. La DA fue la única fuente de nutriente para K, Ca y Mg, y de gran incidencia para el resto de los nutrientes, con la excepción del P, con muy reducida ocurrencia de DA. La FBN, por su parte, incidió de manera menos decisiva que para los cultivos extensivos, pero igualmente sustancial (c. 23% del ingreso agregado), en tanto la contribución de las pasturas cultivadas puras y mixtas de alfalfa aportaron c. 18% del ingreso de N. Al inicio del período, su

contribución era más del doble, pero fueron perdiendo terreno frente al avance de la soja, principalmente, y otros cultivos más rentables (Álvarez *et al.*, 2014). Finalmente, el aporte por F fue prácticamente despreciable (menor al 1% del total ingresado).

Las pérdidas de N por L y EG de la producción animal, a partir del abono orgánico depositado sobre pasturas y praderas, fueron cercanas al doble que para la agricultura extensiva. Aunque de bajo nivel relativo (e.g. 11 kg N ha.a-1 en 2011-2015), fueron las salidas más significativas de esta producción: más de dos tercios del egreso total, ambas por encima de la cosecha. Estas salidas a partir de los abonos han sido igualmente indicadas como la mayor determinante de las pérdidas de N en sistemas de producción animal en Nueva Zelanda (Ledgard, 2001; Di y Cameron 2002), y son la principal causa de contaminación de aguas subterráneas en el país oceánico (Dymond *et al.*, 2013).

Balance de nutrientes

El balance nutriente positivo de la producción animal fue el más sostenible de todos, en el sentido en que fue el que más se acercó a la unidad. Este resultado corrobora una de las hipótesis planteadas para esta actividad. Ponderado por su superficie efectiva, en 2011-2015 este excedente promediaba c. 22 kg ha⁻¹ anuales, entre N, P, K, S, Ca y Mg. Balances positivos para los casos del N, K y S han sido reportados para la ganadería durante el ciclo productivo 2006/07 (Cabriní y Calcaterra, 2009), aunque (con excepción del N) de menor magnitud que los obtenidos en el presente trabajo, para ese mismo año. Al mismo tiempo, balances negativos de K, Ca y S fueron reportados por otros autores (Manchado, 2010; Ghida Daza, 2013; Abbona *et al.*, 2016; Abbona, 2017). Estas diferencias podrían ser producto de la no consideración por estos autores de mecanismos de ingreso como la deposición atmosférica. Por otro lado, la resultante negativa encontrada para el P está en línea con similares resultados encontrados para la ganadería en varios trabajos (Viglizzo *et al.*, 2001; 2003; 2011; Manchado, 2010), aunque de menor tenor que en el presente para los mismos años, en tanto aquí se ha considerado también las partes óseas y el producto lana, ambos de significativa cantidad de P. Déficits de P han sido igualmente advertidos en los balance de la producción animal de países con tradición ganadera como Nueva Zelanda, Australia e Irlanda (OECD, 2018), atribuidos igualmente a un bajo uso de insumo fertilizante fosforado en estas actividades.

Definir si estos sistemas de producción conllevan a una mejora de la fertilidad en todas las situaciones es incierto. En sistemas donde la distribución de la deposición de abonos es uniforme, de baja intensidad, esto puede significar un aporte para la construcción de mayores

contenidos de nutriente en la materia orgánica, provisto que éstos sean inmovilizados o absorbidos por las pasturas. Sin embargo, sin dudas existirán situaciones diversas, en tanto la distribución de la deposición de abonos puede ser muy irregular a nivel de lote, tendiendo a depositarse en áreas discretas (Díaz-Zorita, 2002). Así, existirán sitios de deposición excesiva (próximos a aguadas, alambrados, callejones, comederos), susceptibles a la ocurrencia de fenómenos de contaminación ambiental, e incluso sitios con niveles de nutrientes deprimidos. En modelos intensivos de producción de carne para el distrito de Gral. Villegas, por ejemplo, se han reportado deficiencias en el contenido de P extractable luego de 20 años de producción sobre pasturas (Díaz-Zorita *et al.*, 2000). A la par, en el mismo trabajo, la diferencia del nivel de materia orgánica fue superior que al inicio. Las deficiencias de P reportadas por estos autores están en línea con los resultados negativos del balance de P encontrado en este trabajo.

V.5 Bibliografía

- Abbona, E.A. (2017). *Flujos de nutrientes en la agricultura y la alimentación para un ecosistema alimentario sostenible en la provincia de Buenos Aires* (Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales de La Plata). Disponible en: <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/61599>
- Abbona, E., Presutti, M., Vázquez, M. y Sarandón, S.J. (2016). Bovine milk and meat systems production in the Province of Buenos Aires conserve soil nutrients?. *Rev. Fac. Agron.* 115 (2):251-263. Disponible en: <http://revista.agro.unlp.edu.ar/index.php/revagro/article/view/744/504>
- Álvarez, R., De Paepe, J., Steinbach, H., Berhongaray, G., Mendoza, M.M., Bono, A.A., Romano, N.F. y Cantet, R. (2014). Land use effects on soil carbon and nitrogen stocks and fluxes in the Pampas: Impact on productivity. Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/298853882_Land_use_effects_on_soil_carbon_and_nitrogen_stocks_and_fluxes_in_the_Pampas_Impact_on_productivity
- Álvarez, R., Steinbach, H. y De Paepe, J. (2016). Historical balance of nitrogen, phosphorus, and sulfur of the Argentine Pampas. *Ciencias del Suelo* 34: 231-244. Disponible en: <https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/44045>
- Antuña, J.C., Rossanigo, C., Arano, A. y Bartel, M. (2011). Escenario internacional y análisis de la actividad ganadera bovina por estrato de productores 2011 – Argentina, comparativo por provincias. INTA. Disponible en: <http://rian.inta.gov.ar/ganaderia/Pais-2011.pdf>
- Aragón, J.R. (1986). Investigación, tecnología y producción de alfalfa. *Colec. Científica del INTA*.
- Basigalup, D.H. (2007). El cultivo de la alfalfa en la Argentina. Ed. Daniel H. Basigalup Buenos Aires: Ediciones INTA. 479 p. Disponible en: <http://www.sidalc.net/cgi-bin/wxis.exe/?IsisScript=LIBROS.xis&method=post&formato=2&cantidad=1&expresion=mfn=008905>
- Basigalup, D.H. (2018). Comunicación personal, 2 de julio de 2018.
- Basigalup, D.H., Rossanigo, R.O., Rodríguez, N.E., Spada, M.D.C., Collino, D.J., Dardanelli, J.L., De Luca, M.J., Racca, R.W., González, N.S., Ríos, R.D. y Ardila, F. (2007). *El cultivo de la alfalfa en la Argentina*. Disponible en: <http://www.sidalc.net/cgi-bin/wxis.exe/?IsisScript=LIBROS.xis&method=post&formato=2&cantidad=1&expresion=mfn=008905>
- Basigalup, D.H. y Ustarroz, E. (2007). Grazing alfalfa systems in the Argentinean Pampas. Proceedings of the 37th California Alfalfa and Forage Symposium. Pp. 53-62. Disponible en: <http://alfalfa.ucdavis.edu/+symposium/proceedings/2007/07-51.pdf>
- BCBA (Bolsa de Cereales de Buenos Aires). (2013). Relevamiento de tecnología agrícola aplicada, campaña 2010/11. Departamento de Estimaciones Agrícolas. Instituto de Estudios Económicos. Buenos Aires. Disponible en: <http://www.bolsadecereales.com/retaa-informes-anuales>
- BCBA (Bolsa de Cereales de Buenos Aires). (2015). Relevamiento de tecnología agrícola aplicada, campaña 2013/14. Departamento de Estimaciones Agrícolas. Instituto de Estudios Económicos. Buenos Aires. Disponible en: <http://www.bolsadecereales.com/retaa-informes-anuales>
- BCBA (Bolsa de Cereales de Buenos Aires). (2016). Relevamiento de tecnología agrícola aplicada, campaña 2014/15. Departamento de Estimaciones Agrícolas. Instituto de Estudios Económicos. Buenos Aires. Disponible en: <http://www.bolsadecereales.com/retaa-informes-anuales>

- Bouldin, D.R., Klausner, S.D., Hatfield, J.L. y Stewart, B.A. (2002). Managing nutrients in manure: General principles and applications to dairy manure in New York. *Animal Waste Utilization: Effective use of manure as a soil resource*, pp.65-88. Disponible en: https://books.google.fr/books?hl=en&lr=&id=sL3e09_DWUDUC&oi=fnd&pg=PA65&dq=Managing+nutrients+in+manure:+General+principles+and+applications+to+dairy+manure+&ots=1djx7505m1&sig=vIJYNSpVVEWk2mNdvpdgTuUFqBw#v=onepage&q=Managing%20nutrients%20in%20manure%3A%20General%20principles%20and%20applications%20to%20dairy%20manure&f=false
- Cabrini, S.M. y Calcaterra, C.P. (2009). Sistemas de Producción en el Partido de Pergamino. Valoración Económica del Impacto sobre la Capacidad Productiva de los Suelos. Publicación INTA ISSN 1851-6955, No. 12. <https://inta.gob.ar/documentos/sistemas-de-produccion-en-el-partido-de-pergamino-valoracion-economica-del-impacto-sobre-la-capacidad-productiva-de-los-suelos>
- Cardellino, R. y Mueller, J. (2008). Wool and other animal fibers in South America. In: Proceedings of the symposium on natural fibres. 20 October 2008, Rome. <ftp://fao.org/docrep/fao/011/i0709e/i0709e07.pdf>
- Cardellino, R. y Mueller, J. (2009). Fiber production and sheep breeding in South America. *Proc Assoc Advmt Anim Breed Genet* 18:366-373. Disponible en: https://inta.gob.ar/sites/default/files/scripttmp-inta-fiber_production_and_sheep_breeding_in_south_ame.pdf
- Carcaño, A.D., Cordone, G., Eyherabide, G.H., Fernández, G., Giorda, L.M., Lattanzi, A.R., Ludueña, P.M., Macagno, L.F., Milisich, H.J., Nisi, J.E. y Pizarro, J.B. (1993). Caracterización preliminar para la fijación de prioridades en el PAN Cereales y Oleaginosas. *Publicación Miscelánea. DNA de Planificación*, (4).
- Chimicz, J. y Gambuzzi, E.L. (2007). Producción primaria y regiones productivas. EN: *Idia XXI. Lechería*. 7 (9): p 18-24. Disponible en: http://rafaela.inta.gov.ar/info/miscelaneas/111/dr_economia_o8.htm
- De Gea, G. (2007). El ganado lanar en la Argentina. 2da edición. Río Cuarto, Córdoba. Universidad Nacional de Río Cuarto, 2007. 280 p.: 25x18 cm. Disponible en: http://www.produccion-animal.com.ar/produccion_ovina/produccion_ovina/ooo-ganado_lanar_en_argentina_libro/06-capitulo_2.pdf
- Di, H.J. y Cameron, K.C. (2002). Nitrate leaching in temperate agroecosystems: sources, factors and mitigating strategies. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 64: 237-256. (17).
- Díaz-Zorita, M. y Davies P. (1995). Cobertura vegetal y propiedades edáficas de pasturas perennes en la región noroeste bonaerense. *Revista Argentina de Producción Animal* 15: 213-215.
- Díaz-Zorita, M., Duarte, G.A. y Fernández Canigia, M.V. (2000). La siembra directa y los sistemas mixtos de producción en el oeste de Buenos Aires. *Publicación Técnica* N° 33. EEA INTA General Villegas, CC 153 (Drabble, Pcia de Bs. As). Pp.1-15.
- Díaz-Zorita, M. (2002). Nutrición mineral y fertilización. En: Díaz-Zorita, M., y Duarte, G.A. *Manual práctico para el cultivo de girasol*, p. 77-96, Editorial Hemisferio Sur-INTA, Buenos Aires, Argentina. Disponible en: http://www.produccion-animal.com.ar/suelos_ganaderos/52-ciclado_nutrientes.pdf
- Dymond, J., Ausseil, A.G. y Parfitt, R., Herzig, A. y Mcdowell, R. (2013). Nitrate and phosphorus leaching in New Zealand: A national perspective, *New Zealand Journal of Agricultural Research* 56. 10.1080/00288233.2012.747185.
- Engelhardt, W. y Breves G. (2005). *Fisiología Veterinaria*. Editorial Acirbia S. A. España. P. 610-611
- Eyherabide, G.H. (2012). Bases para el manejo del cultivo de maíz (No. 633.15). Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (Argentina).
- FAC (Fertilizar Asociación Civil). (2018). Bases estadísticas de consumo fertilizante. Disponible en: https://www.fertilizar.org.ar/?page_id=468
- FAO (2004). Uso de fertilizantes por cultivo en Argentina. Organización para la Agricultura y la Alimentación de las Naciones Unidas, Roma. Disponible en: <http://www.fao.org/tempref/agl/agll/docs/fertuseargents.pdf>
- FAO. (2018a). FAOSTAT Statistical Database. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. Disponible en: <http://faostat.fao.org>
- FAO. (2018b). Nitrogen inputs from agricultural soils from livestock manure. *Integrated Crop Management*, vol. 24, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. Disponible en: <http://www.fao.org/3/I8153EN/i8153en.pdf>
- FAO/IFA/IFDC (1992). Fertilizer use by crop. International Fertilizer Association (IFA), International Fertilizer Development Center (IFDC), Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Rome.
- FAO/IFA/IFDC. (1996). Fertilizer use by crop. International Fertilizer Association (IFA), International Fertilizer Development Center (IFDC), Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Rome.
- FAO/IFA/IFDC. (1999). Fertilizer use by crop. International Fertilizer Association (IFA), International Fertilizer Development Center (IFDC), Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Rome.
- FAO/IFA/IFDC. (2002). Fertilizer use by crop. International Fertilizer Association (IFA), International Fertilizer Development Center (IFDC), Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Rome.
- FHB (Fundación Heinrich Böll). (2014). Atlas de la carne. Hechos y cifras sobre los animales que comemos. Disponible en: <https://mx.boell.org/es/atlas-de-la-carne>
- García, F.O. (2016). Comunicación personal, 20 de agosto, Buenos Aires.
- García, F.O. y Darwich, N. (2009). La fertilización: Tecnología para sostener la productividad de nuestros suelos. En: *La Argentina 2050: La revolución tecnológica del agro. Hacia el desarrollo integral de nuestra sociedad*. D.

- Ricci coord.. 1a. ed. Buenos Aires. Cámara de Sanidad Agropecuaria y Fertilizantes CASAFE. pp. 417-445. ISBN 978-987-1563-00-5
- García, F.O. y González Sanjuan, M.F. (2016). Consumo de fertilizantes en el mundo y en la Argentina. *Sustentabilidad de los agrosistemas y uso de fertilizantes. Orientación Grafica Editora-AACS-Fertilizar AC, Buenos Aires, Argentina*, pp.61-84. Disponible en: [http://lacs.ipni.net/ipniweb/region/lacs.nsf/e0fo85ed5f091b1b852579000057902e/251e0b2ce526f8b1032580360060025a/\\$FILE/Garcia%20y%20Gonzalez%20Sanjuan%20-%20Consumo%20de%20fertilizantes%20en%20el%20mundo%20y%20en%20la%20Argentina.pdf](http://lacs.ipni.net/ipniweb/region/lacs.nsf/e0fo85ed5f091b1b852579000057902e/251e0b2ce526f8b1032580360060025a/$FILE/Garcia%20y%20Gonzalez%20Sanjuan%20-%20Consumo%20de%20fertilizantes%20en%20el%20mundo%20y%20en%20la%20Argentina.pdf)
- Garriz, C.A. (2000). Subproductos ganaderos: Huesos. Instituto de Promoción de la Carne Vacuna: Buenos Aires.
- Garriz, C.A. (2012). Rendimientos, peso, composición de res y cortes vacunos en la argentina. Efectos del genotipo, edad y peso vivo de faena. ¿Producir carne con la raza criolla Argentina? Sitio Argentino de Producción Animal, 1–39. Disponible en: http://www.produccion-animal.com.ar/informacion_tecnica/carne_y_subproductos/144-criollo_Garriz.pdf
- González Sanjuán, M.F., Grasso A.A. y Bassi, J. (2013). Fertilizantes en Argentina. Análisis del Consumo. *Revista Fertilizar* 25:25-29. <https://www.fertilizar.org.ar/?p=1997>
- Ghida Daza, C. (2013). Valoración económica del balance de nutrientes en la provincia de Córdoba. Información para Extensión N° 141. EEA INTA Marcos Juárez, 9 pp. Disponible en: <https://inta.gob.ar/documentos/valoracion-economica-del-balance-de-nutrientes-en-la-provincia-de-cordoba>
- Heffer, P. (2009). Assessment of fertilizer use by crops at the global level 2006/07-2007/08. International Fertilizer Industry Association. Paris, France. p. 11.
- Heffer, P. (2013). Assessment of fertilizer use by crops at the global level 2010-2010/11. International Fertilizer Industry Association. Paris, France. p. 9.
- Heffer, P., Gruère, A., y Roberts, T. (2017). Assessment of Fertilizer Use by Crop at the Global Level 2014–2014/15, International Fertilizer Association (IFA) and International Plant Nutrition Institute (IPNI) Report A/17/134 rev. Disponible en: https://www.fertilizer.org/En/Statistics/Agriculture_Databases/Agriculture_Committee_Databases.aspxNew_ContentCollectionOrganizerCommon=1#New_ContentCollectionOrganizerCommon
- Herrero, M.A., Gil, S.B., Flores, M.C., Sardi, G.M. y Orlando, A.A. (2006). Balances de nitrógeno y fósforo a escala predial, en sistemas lecheros pastoriles en Argentina. *InVet*, 8(1), pp.9-21. Disponible en: <https://www.redalyc.org/pdf/1791/179114159001.pdf>
- Herridge, D.F., Peoples, M.B. y Boddey, R.M. (2008). Global inputs of biological nitrogen fixation in agricultural systems. *Plant Soil* 311, 1–18. <https://doi.org/10.1007/s11104-008-9668-3>
- Hijano, E.H. y Navarro, A. (1995). *La alfalfa en la Argentina*(p. 15). INTA.
- IFA (International Fertilizer Association) (2018). Fertilizer consumption database. Disponible en: <http://ifadata.fertilizer.org/ucSearch.aspx>
- INDEC (Instituto Nacional de Estadísticas y Censos) (1964). Censo Nacional Agropecuario 1960. Ministerio de Economía y Producción de la República Argentina, Buenos Aires. Disponible en: <https://www.indec.gob.ar/>
- INDEC (Instituto Nacional de Estadísticas y Censos). (1969). Censo Nacional Agropecuario 1969. Ministerio de Economía y Producción de la República Argentina, Buenos Aires. Disponible en: <https://www.indec.gob.ar/>
- INDEC (Instituto Nacional de Estadísticas y Censos). (1974). Empadronamiento nacional agropecuario y censo ganadero, 1974.
- INDEC (Instituto Nacional de Estadísticas y Censos) (1991). Censo Nacional Agropecuario 1988. Ministerio de Economía y Producción de la República Argentina, Buenos Aires.
- INDEC (Instituto Nacional de Estadísticas y Censos). (2001). Encuesta Nacional Agropecuaria, 1993-2000. Ministerio de Economía y Producción de la República Argentina, Buenos Aires.
- INDEC (Instituto Nacional de Estadísticas y Censos). (2002). Encuesta Nacional Agropecuaria, 2001. Ministerio de Economía y Producción de la República Argentina, Buenos Aires.
- INDEC (Instituto Nacional de Estadísticas y Censos). (2004). Censo Nacional Agropecuario 2002. Ministerio de Economía y Producción de la República Argentina, Buenos Aires. Disponible en: <https://www.indec.gob.ar/>
- INDEC (Instituto Nacional de Estadísticas y Censos). (2016). Encuesta Nacional Agropecuaria 2007. Ministerio de Economía y Producción de la República Argentina, Buenos Aires.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). (2006). Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Vol.4, Ch. 10, Annex 10A.2 Tabs. 10A-4 to 10A-9. Disponible en:
- Ledgard, S.F. (2001). Nitrogen cycling in low input legume-based agriculture, with emphasis on legume/grass pastures. *Plant and Soil* 228: 43–59.
- Manchado, J. (2010). La sustentabilidad en la agricultura pampeana: Valoración económica del balance de nutrientes para las principales actividades agropecuarias extensivas en la Región Centro Sur de la Provincia de Buenos Aires. <https://inta.gob.ar/documentos/la-sustentabilidad-en-la-agricultura-pampeana-valoracion-economica-del-balance-de-nutrientes-para-las-principales-actividades-agropecuarias-extensivas-en-la-region-centro-sur-de-la-provincia-de-buenos-aires>
- Mancuso, W. y Terán, J.C. (2008). El Sector Lácteo Argentino. XXI Curso Internacional de lechería para profesionales de América Latina. INTA. Rafaela. Disponible en: http://www.acdicar.com.ar/sitio/files/archivos/1248439301_o_23el_sector...pdf

- Melgar, R. y Torres Duggan, M. (2014). El mercado de fertilizantes en Argentina y su relación con el sector agropecuario. En: Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos. Segunda edición. Parte IV. El uso de fertilizantes y enmiendas. H. Echeverría & F.O. García Editores. INTA. P 801-812.
- MH (Ministerio de Hacienda). (2019). Informes de Cadena de Valor. Maíz. Ministerio de Hacienda de la República Argentina. Disponible en: https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/sspmicro_cadenas_de_valor_maiz.pdf
- MinAgri (2018). Datos Agroindustriales, Ministerio de Agroindustria de la República Argentina. Disponible en: <https://datos.agroindustria.gob.ar/>
- OECD/EUROSTAT. (2007). Gross Nitrogen Balances. Hanbook. Organisation for Economic Co-operation and Development and Eurostat (EU). Disponible en: <https://www.oecd.org/greengrowth/sustainable-agriculture/40820234.pdf>
- OECD. (2018). Agri-environmental indicators, Disponible en: <http://dx.doi.org/www.oecd.org/agriculture/sustainable-agriculture/agri-environmentalindicators.htm>.
- OFN (Observatorio Forrajero Nacional). (2013). Sistema nacional de diagnóstico, planificación, seguimiento y prospección forrajera en sistemas ganaderos. Disponible en: <http://produccionforrajes.org.ar/>
- Peticari, A., Puente, M., Echegaray, R. y Piccinetti C. (2007). Uso eficiente de los inoculantes y de la fijación biológica de nitrógeno. De la biología del Suelos a la Agricultura, pp.277–291. Río Cuarto.
- Sañudo, A. y González, C. (2008). Aspectos estratégicos para obtener carne ovina de calidad en el Cono Sur americano. *Buenos Aires, Argentina: Agencia Española de Cooperación Internacional (AECI)*.
- Siri Prieto, G. y Ernst, O. (2010). Manejo del suelo y rotación con pasturas: Efecto sobre la calidad del suelo, el rendimiento de los cultivos y el uso de insumos. Disponible en: [http://www.ipni.net/publication/ia-lacs.nsf/0/6c6ed79a384121ea8525798400581129/\\$file/22.pdf](http://www.ipni.net/publication/ia-lacs.nsf/0/6c6ed79a384121ea8525798400581129/$file/22.pdf)
- Torres Duggan, M. (2017). Comunicación personal, 19 de octubre de 2017.
- Viglizzo, E.F., Lértora, F., Pordomingo, A.J., Bernardos, J.N., Roberto, Z.E. y Del Valle, H. (2001). Ecological lessons and applications from one century of low external-input farming in the pampas of Argentina. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 83, 65–81. <https://doi.org/10.1016/S0167-88090000155-9>
- Viglizzo, E.F., Pordomingo, A.J., Castro, M.G. y Lertora, F.A. (2003). Environmental Assessment of Agriculture at a Regional Scale in the Pampas of Argentina. *Environmental monitoring and assessment* 87:169-95. [10.1023/A:1024654316879](https://doi.org/10.1023/A:1024654316879).
- Viglizzo, E.F., Frank, F.C., Carreño, L.V., Jobbágy, E.G., Pereyra, H., Clatt, J., Pincen, D. y Ricard, M.F., (2011). Ecological and environmental footprint of 50 years of agricultural expansion in Argentina. *Global Change Biology*, 17(2), pp. 959-973. Disponible en: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1365-2486.2010.02293.x>

VI. Extracción y exportación de suelo virtual. El caso de la soja

VI.1 Introducción

Caracterización de la cadena de producción sojera

El primer eslabón de la cadena sojera comienza con la producción primaria de porotos, cuya producción en Argentina se encuentra distribuída entre los paralelos 22-39° S y los meridianos 56-66°, con epicentro productivo en la zona de convergencia de las provincias de Córdoba, Buenos Aires y Santa Fe (Fig. 75). Alrededor del 90% de la producción se genera en la región de las Pampas (MinAGri, 2018).

El esquema productivo predominante se basa en el cultivo extensivo de soja genéticamente modificada (GM), bajo siembra directa y el uso intensivo de pesticidas (Pengue, 2000; OSAS, 2015), a través de un modelo de negocios basado en el arrendamiento y la aparcería de la tierra, la contratación de equipos y maquinarias, y el uso de una amplia variedad de insumos y servicios agrícolas (Giancola *et al.*, 2009). El modelo ha sido muy exitoso por la versatilidad agronómica del cultivo, su alta rentabilidad y la relativa simplicidad técnica del manejo (Teubal, 2006; Pengue, 2016).

La principal y más popular variedad de soja GM implantada localmente es aquella resistente al herbicida glifosato, la soja 'RR' (por las siglas comerciales del glifosato *Round-up Ready*), cuya efectividad y conveniencia económica radican en un menor laboreo del suelo y el abandono de herbicidas selectivos, típicamente aplicados en esquemas productivos de soja no modificada (Penna y Lema, 2003). La dosis de aplicación modal del glifosato es cercana a los 12 l ha⁻¹ (OSAS, 2015), y suele ser combinada con la aplicación de graminicidas y herbicidas hormonales (BCBA, 2017). Además de la soja 'RR', en el país se comercializan otras siete variedades sojeras con eventos transgénicos, con distintas características de tolerancia y resistencia.

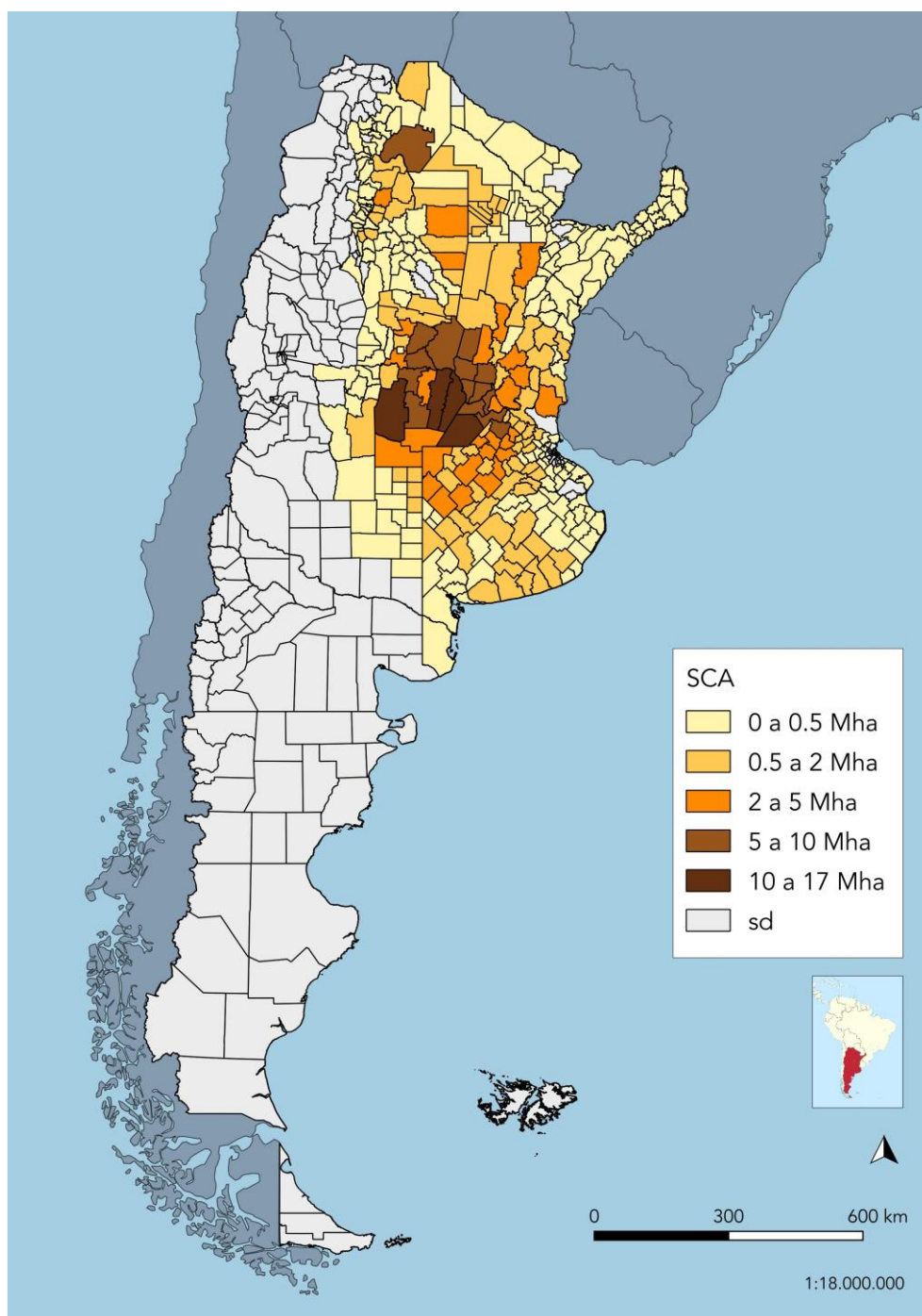


Fig. 75. Cultivo de soja. Superficie cosechada acumulada (SCA) por distrito, en millones de hectáreas (Mha), para el período entre 1961 y 2015. Elaborado en base a datos de FAO (2018a) y MinAgri (2018a).

Luego de la cosecha, los granos de soja son transportados a los sitios de almacenamiento y condicionado. De la producción anual, alrededor de un 10-15% se exporta sin mayor transformación, mientras que el resto continúa un proceso industrial de extracción de aceite y obtención de tortas y harinas, destinados al consumo humano, la manufactura de combustibles y como alimento para engorde de animales.

La harina de soja es el producto mayoritario del procesado industrial, representando cerca del 80% del volumen de soja procesado anualmente (Fig. 76)². Este producto es utilizado como componente de base en alimentos balanceados destinados a la producción intensiva de ganado vacuno, porcino y avícola. El restante 20% del volumen procesado se convierte en aceite de soja, la mayoría del cual (63%) se exporta crudo, mientras el resto continúa un proceso industrial para la obtención de biodiesel (22%) y aceite refinado (5%), ambos destinados tanto al mercado local como internacional.

Toda la cadena sojera, desde la producción primaria, hasta el procesado industrial y la comercialización, presentan un elevado grado de concentración en pocos actores. En 2010, el 2.6% del total de agricultores sojeros, la gran mayoría de escala mediana o grande (con una superficie de cultivo mínima de 150 hectáreas), generaba más del 50% del volumen de granos (MECON, 2011; GRAIN, 2015; MH, 2017). En cuanto a la industria manufacturera, las diez principales compañías procesan el 85% de la soja, de las cuales las cinco primeras representan el 54% (MH, 2017). La mayoría son conglomerados integrados verticalmente, en tanto son propietarios de tierra, productores de una porción significativa del total de soja, proveedores de servicios e insumos, dueños de plantas de almacenamiento, elevadores y terminales portuarias, desde las que comercializan y distribuyen los productos sojeros. Consecuentemente, el comercio exterior también se encuentra en pocas manos: en 2017, las primeras diez compañías acumularon el 88% del ingreso por exportaciones de productos sojeros (MinAgri, 2018).

² Los volúmenes procesados difieren año a año, en las expectativas de precios y ventas. Las cifras reportadas son el promedio del quinquenio 2013-2017.

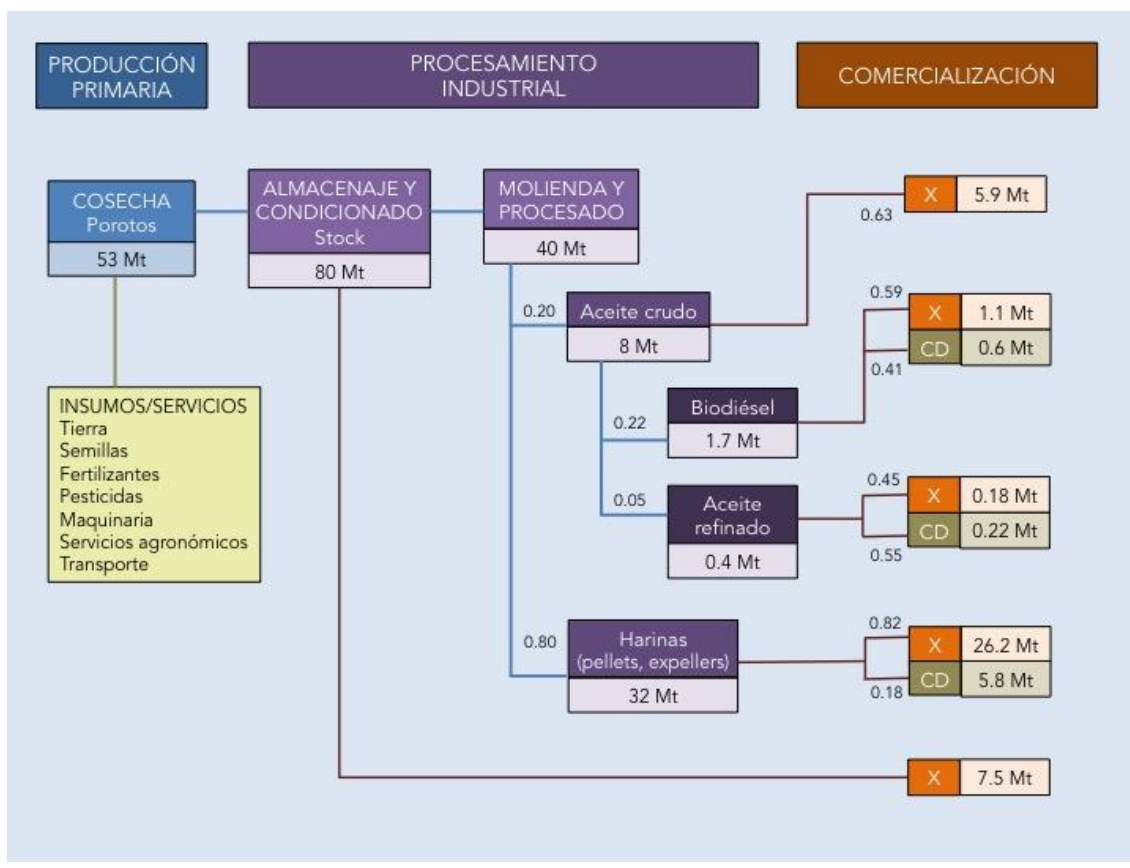


Fig. 76. Cadena oleaginosa sojera en Argentina. Los datos corresponden al promedio del quinquenio 2013-2017. X: Exportaciones; CD: Consumo Doméstico. Elaboración propia en base a datos del FAS (2018).

El boom sojero

La expansión del cultivo de soja en las últimas décadas ha sido galopante: en poco más de cinco décadas, ha pasado de ser un cultivo marginal a convertirse en la piedra angular de la producción primaria local. Entre 1961 y 2015, la superficie implantada se incrementó a un ritmo promedio del 36% anual, a la par que la producción de biomasa lo hizo al 43%. El punto de inflexión en la expansión ocurrió durante la década de los 1990s, en que la soja fue adoptada como el principal cultivo en las rotaciones agrícolas (Fig. 77 y Fig. 78), convirtiéndose en la punta de lanza de la intensificación agrícola y la expansión de la frontera que sucedería en las décadas por venir (Viglizzo *et al.*, 2001; Viglizzo *et al.*, 2011). Entre 1990 y 2013-2017, el área implantada con soja creció cuatro veces, desde 5 a 20 Mha.a⁻¹, mientras que la biomasa cosechada lo hizo por cinco, desde cerca de 11 a 56 Mt.a⁻¹ (FAO, 2018; MinAgri, 2018).

El gran avance de la soja se dió en el marco de profundas transformaciones políticas e institucionales, además de verse fuertemente impulsado por una variedad de innovaciones y factores tecnológicos (Pengue, 2000; Teubal, 2006). En el primer caso, durante los primeros años de los 1990s, el gobierno implementó una serie de reformas pro-mercado que

implicaron la eliminación de barreras arancelarias e impuestos, junto con la desregulación del sector (Regunaga, 2010). Al mismo tiempo, se destinaron fuertes inversiones a la construcción de caminos, hidrovías, elevadores de granos y puertos, que allanaron el camino para un crecimiento radical de la industria oleaginosa. En este contexto, la introducción de la soja RR fue aprobada por el gobierno en 1996, mientras que progresivamente el Estado fue adoptando un marco de promoción del sector biotecnológico, en línea con las políticas de propiedad intelectual de las tecnologías de innovación agrícola, e incentivando el crecimiento del mercado de soja transgénica. En la actualidad, prácticamente el 100% de la soja implantada en el país es GM (Trigo, 2016), siendo la Argentina el tercer mayor productor de soja GM detrás de Estados Unidos y Brasil (USDA, 2018a). Por su lado, factores tecnológicos tales como la mecanización, la masiva introducción de semillas transgénicas, y el control de malezas con glifosato (Teubal, 2006), se constituyeron como elementos centrales del esquema productivo, que ayudaron a conformar un modelo de relativa simplicidad técnica y elevada rentabilidad por unidad de superficie (Pengue, 2000). La adopción masiva de la siembra directa redujo los costos de labranza, impulsando el acortamiento de los ciclos de producción y la minimización del período de barbecho, permitiendo dos cosechas en una misma temporada de cultivo (*e.g.* trigo-soja).

Hoy en día, la soja es, con mucho, el cultivo más relevante de la producción primaria: ocupa una cifra cercana al 56% de la superficie arable del país, y explica tanto como el 54% de la producción de biomasa agrícola (FAO, 2018; MinArgi, 2018). Su importancia es crítica en el sector agrícola y la economía nacional, en tanto el conjunto de productos del complejo sojero representa cerca del 50% del ingreso total generado por el sector primario, y constituye la mayor fuente de ingresos del comercio exterior, con cerca del 30% del valor total exportado por el país (INDEC, 2018; UNC, 2018), por encima de las industrias automotriz y petroquímica.

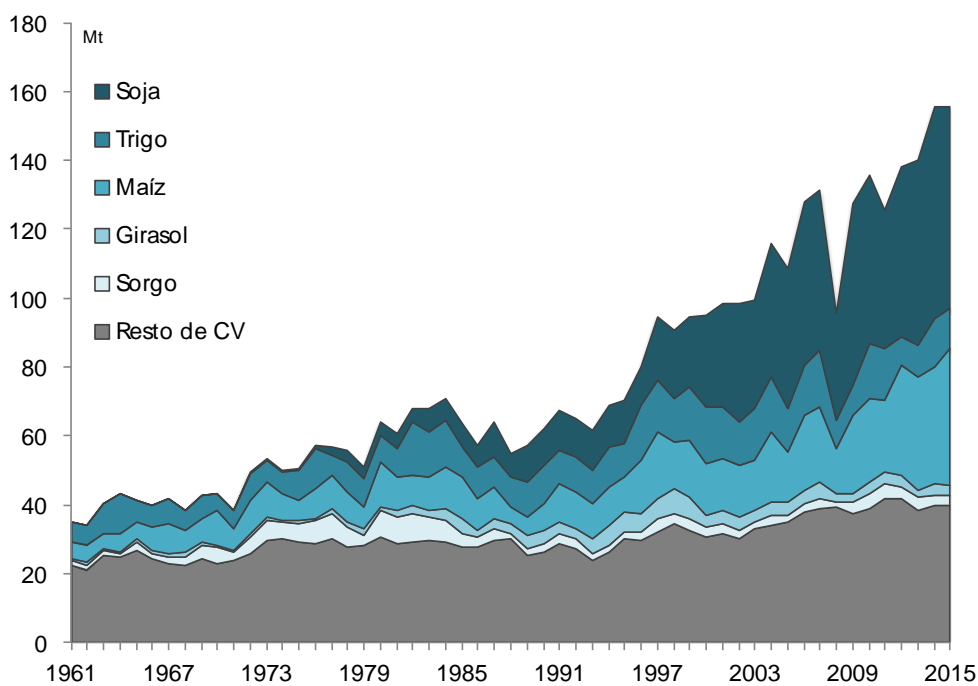
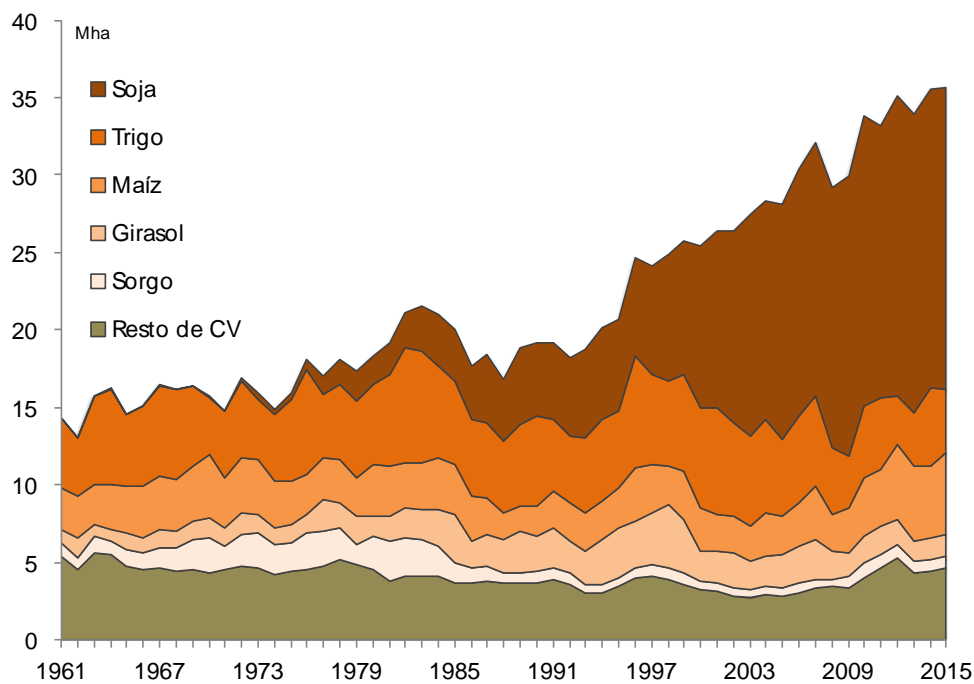


Fig. 77 y 78. Evolución de la superficie (arriba) y biomasa (abajo) cosechadas del cultivo de soja y otros cultivos, entre 1961 y 2015. 'Resto de CV' incluye 64 cultivos, entre cereales, oleaginosas, legumbres, cultivos industriales, frutales y hortalizas. Elaborado en base a datos de FAO (2018) y MinAgri (2018).

La soja argentina en el escenario internacional

La industria oleaginosa sojera de Argentina es de referencia internacional, con una red de plantas procesadoras y refinadoras que se cuenta entre las más grandes y tecnológicamente avanzadas del mundo (MH, 2017). En efecto, su crecimiento en las últimas décadas ha sido el

de mayor rapidez entre los principales países procesadores de productos sojeros (MECON, 2011).

Por tanto, Argentina cuenta con una fuerte presencia en cada nodo del cluster sojero mundial. El país ostenta una posición consolidada como tercer mayor productor de porotos de soja, detrás de Estados Unidos y Brasil (USDA, 2018a), a la par de contarse entre los mayores productores de aceite, harinas y biodiesel de soja. Al mismo tiempo, la inserción comercial de los productos sojeros argentinos es predominante (Fig. 8o), siendo por mucho el mayor exportador mundial de harina y aceite de soja, con el 44% y 45% de participación en las exportaciones globales (USDA, 2018a). Actualmente, el país también cuenta con el mayor stock de productos sojeros, con c. 30% de las reservas mundiales (USDA, 2018a).

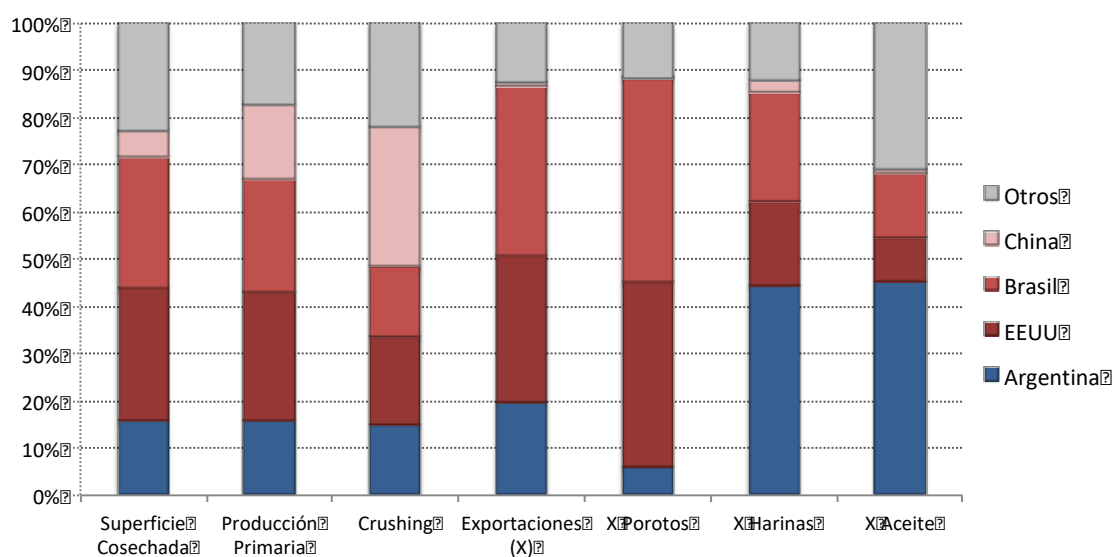


Fig. 79. Participación de los países en la cadena sojera global. Los valores corresponde al porcentaje promedio para el período 2008-2017. Elaboración propia en base a datos de USDA (2018) y UNC (2018).

La Unión Europea, considerada como bloque comercial (UE-28), es el mayor importador de la producción sojera argentina (Fig. 8o), siendo la harina de soja el ítem principal. La UE es el mayor importador de harina de soja del globo, que utiliza como insumo proteico en la alimentación balanceada animal. Argentina es su principal proveedor, aportando más del 60% del consumo europeo de harina de soja (WWF, 2014).

Considerando los países de forma individual, China aparece como el destino principal de las exportaciones sojeras, en su gran mayoría porotos de soja sin procesar, destinados a sostener el enorme consumo doméstico de su complejo industrial oleaginoso. El gigante asiático es seguido por países europeos como Holanda, España e Italia, y países asiáticos como Vietnam e Indonesia.

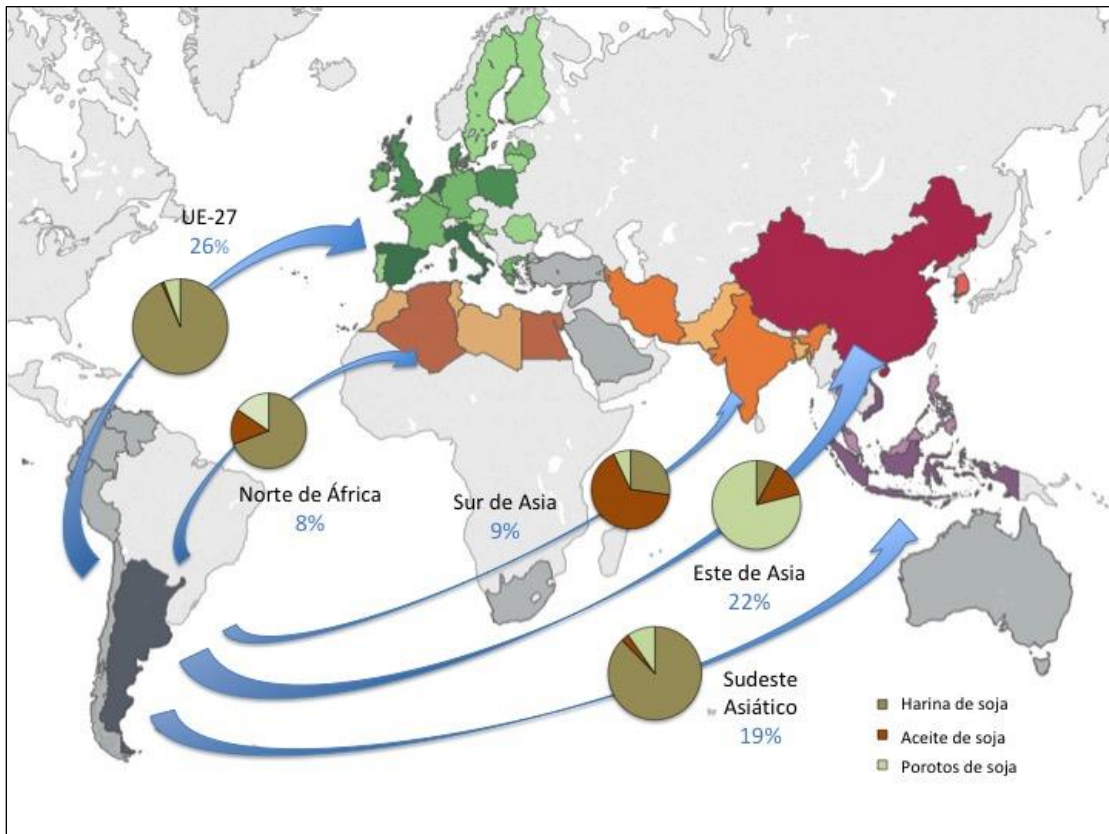


Fig. 8o. Destino de las exportaciones de productos sojeros (porotos, harina y aceite) de Argentina. Los valores corresponden al promedio del periodo entre 2008 y 2017. Elaboración propia en base a datos del INDEC (2018) y UNC (2018).

La soja constituye un elemento crítico de la producción primaria nacional, y su esquema productivo representa el paradigma del modelo agrícola argentino. Este último se caracteriza por un uso cada vez más intensivo del recurso suelo, provista la continua expansión del modelo de producción a gran escala y bajo uso de insumos hacia nuevas regiones, la *pampeanización* de la agricultura argentina (Pengue, 2014), y el mejoramiento de los potenciales de rendimiento de las rotaciones sojeras. La casi totalidad de la producción sojera es exportada a ultramar, transportando consigo los nutrientes que fueron extraídos durante la producción de la biomasa durante el ciclo de crecimiento. Este mecanismo es parte de un proceso de transporte de materiales desde las zonas fuente hacia los centros de sumidero (Rockström y Klum, 2015). En las regiones de consumo, se da una disrupción del ciclado espacial de nutrientes (Galloway *et al.*, 2009) que conlleva a una pérdida física neta del stock en la zona fuente. Este proceso de remoción y agotamiento de nutrientes representa un "costo oculto" (Zazo *et al.*, 2011), una "externalidad" o un "intangible ambiental" (Pengue, 2009; Zuberaman, 2019), en tanto el capital natural consumido no es ponderado o contabilizado en términos ambientales ni económicos. En Argentina, este proceso se ha visto profundizado por el bajo uso de insumo fertilizante y un uso intensivo de los suelos (Viglizzo

et al., 2011), favoreciendo la exportación sostenida de nutrientes, o el "suelo virtual" (SV) (Pengue, 2010; Pengue *et al.*, 2014; Zuberger, 2019), en los productos de cosecha. Como indicador, el SV simboliza la pérdida de capital natural que supone la remoción y transporte de nutrientes con los productos cosechados, en tanto estos son elementos tangibles constitutivos de la fertilidad del suelo.

En este capítulo se buscó describir con mayor profundidad de análisis el metabolismo de nutrientes del cultivo de soja, a partir de los resultados obtenidos en el Capítulo III. Se persiguieron como objetivos específicos (i) caracterizar la dinámica y evolución de los flujos nutrientes del cultivo de la soja entre 1961 y 2015; (ii) cuantificar la pérdida de SV, ulteriormente exportado a ultramar con los productos sojeros; y (iii) estimar el impacto de esta extracción a partir de una evaluación crematística. Se planteó como hipótesis particular que la magnitud biofísica y económica de la exportación de suelo virtual es de alto valor en relación a los montos producidos y los ingresos percibidos.

VI.2 Materiales y métodos

Para la estimación de los flujos y balance de nutrientes del cultivo de soja se utilizaron los mismos elementos y se siguieron los mismos criterios que los descriptos en el capítulo II y III.

Suelo Virtual

El suelo virtual (Pengue, 2010; Pengue *et al.*, 2014; Bringezu *et al.*, 2014) se define como la cantidad de nutrientes que se extrae con la biomasa cosechada de los productos agrícolas (*e.g.* granos, leche, carne). Es equivalente a la componente de *extracción* del balance de nutrientes (ver II.2.1, SA1), estimada a partir del volumen de biomasa cosechada y los índices de cosecha de nutrientes. En este apartado, se estimó como la cantidad agregada de nutrientes N, P, K, S, Ca, Mg, B y Zn removida del suelo por unidad de biomasa cosechada de soja. Esta cantidad fue determinada para el volumen de biomasa sojera cosechada anualmente por distrito, entre 1961 y 2015, y para las exportaciones de productos sojeros (porotos y harinas), para el período entre 1972 y 2015, usando los índices de cosecha de los porotos (García y Correndo, 2016), la composición nutricional de los subproductos (Van Eys *et al.*, 2004; Mateos *et al.*, 2009), junto con los datos de producción primaria sojera (FAO, 2018; MinAgri, 2018) y los montos exportados a ultramar por producto (INDEC, 2018;

MinAgri, 2018; UNC, 2018; USDA, 2018b). Los cálculos para la estimación del SV, en cada instancia, siguieron las ecuaciones:

$$SV = \sum_j B \times IC_i \quad (\text{adaptado de Pengue, 2010})$$

Donde, para cada año j :

SV: suelo virtual, como la cantidad acumulada de nutrientes en los productos de cosecha o productos de exportación, en toneladas.

B: biomasa cosechada o biomasa exportada (porotos y harina de soja).

IC _{i} : índice de cosecha del nutriente i , en la biomasa cosechada o exportada.

Asimismo, se calcularon balances de la producción sojera con mayor nivel de desagregación por flujo y nutriente, siguiendo los criterios metodológicos y fuentes detalladas en el inciso III.1.2.

Estimación monetaria de la exportación de suelo virtual

Una manera de asignar valor a la pérdida de nutrientes del suelo es calcular su costo de reposición a través del método de 'costes evitados o inducidos' o 'remediación del daño' (Azqueta, 1994; Hernández Santoyo *et al.*, 2013), en donde se considera un 'costo de reposición' (CR) para un bien o servicio que no es comercializado en el mercado, pero que se encuentra relacionado a otro bien que sí lo es, que tiene un precio y puede sustituir al bien o servicio funcional. El CR representa una estimación del valor económico del bien natural, equivalente al coste financiero de su restitución o sustitución por medio de una tecnología existente. El método constituye una herramienta común de la Economía Ambiental y la Ecología Industrial, y si bien ha sido criticado en tanto incurre en una simplificación monocriterial (precio de mercado), que no refleja en su totalidad el valor del atributo ambiental, es de utilidad para sumar una medida de comparación coherente con otras actividades de la economía. En Argentina, ha sido muy utilizado para determinar costos de reposición nutriente (Ventimiglia *et al.*, 1999; Flores y Sarandón, 2003; Darwich, 2007; Vicente y Engler, 2007; Gelati y Vázquez, 2008; Iglesias *et al.*, 2008; Manchado, 2010; Cruzate y Casas, 2012; Ghida Daza, 2013; Zuberaman, 2019).

La estimación del costo de reposición nutriente se elaboró en base al protocolo metodológico de costo de reposición por remediación del daño (Azqueta, 1994; Hernández Santoyo *et al.*, 2013), donde se determina el costo financiero del fertilizante por unidad nutriente, en

cantidad equivalente de nutriente removido. Se consideraron fertilizantes comerciales de referencia, o aquéllos publicados en la literatura científica para el caso de los nutrientes cuya aplicación fertilizante no es modal en el país (García y Darwich, 2009; González Sanjuan *et al.*, 2013; García y González Sanjuán, 2016; IFA, 2018): urea granulada (N), fosfato diamónico (P), cloruro de potasio (K), sulfato de amonio (S), carbonato de calcio (Ca), sulfato de magnesio (Mg), ácido bórico (B) y sulfato de zinc (Zn). Para cada uno, se tomó la proporción de nutriente por unidad de producto en la formulación comercial y se estimó un costo de reposición por unidad de nutriente, usando los precios internacionales promedio para el quinquenio 2011-2015 (BM, 2018; FAO, 2018; USDA, 2018b). El mismo fue el caso para los productos sojeros (porotos y harina de soja). Los precios y parámetros de conversión se indicaron para cada caso en las Tablas A7 y A8 (Anexo).

Se asumió que los nutrientes agregados con los fertilizantes resultarían efectivamente incorporados al suelo, sin tener en cuenta ineficiencias de recuperación debidas a pérdidas post-aplicación (*e.g.* lavado, pérdidas gaseosas, erosión). Tampoco se tomaron en cuenta gastos de logística, aplicación fertilizante, ni eventuales costos ambientales derivados de la utilización de fertilizantes de síntesis química (*e.g.* acidificación del suelo, contaminación de napas, consumo energético de la producción de fertilizantes).

VI.3 Resultados

Extracción de suelo virtual

A lo largo de casi seis décadas de ciclos productivos, el cultivo de la soja ha acumulado una extracción nutriente agregada, o suelo virtual, de aproximadamente 71 Mt, entre N (61%), K (21%), P (7%), Mg (4%), S (3%), Ca (3%), Zn (c. 0.05%) y B (c. 0.01%) (Fig. 81).

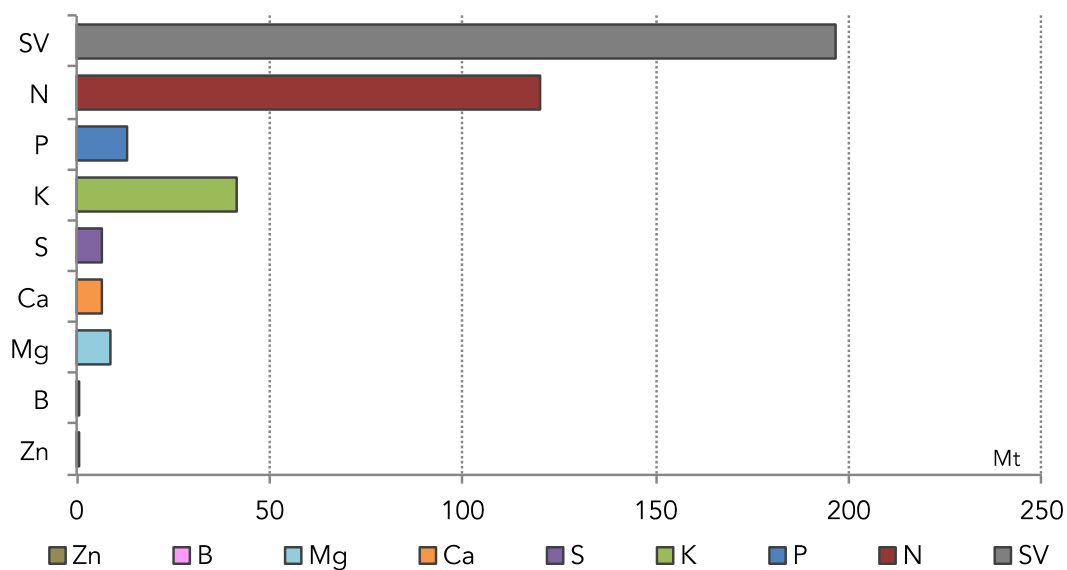


Fig. 81. Cultivo de soja. Extracción acumulada de suelo virtual (SV), desagregada por nutriente, para el período entre 1961 y 2015.

La distribución espacial de la extracción de suelo virtual se muestra por distrito en las Fig. 82 y 83, y se detalla sucintamente en la Tabla 9. La región agrícola núcleo de la Pampa húmeda, situada entre los límites de las provincias de Córdoba, Santa Fe y Buenos Aires, fue el epicentro de la extracción acumulada de suelo virtual, siendo los departamentos que experimentaron la mayor remoción nutriente Marcos Juárez, Unión, Río Tercero, Río Segundo, Río Primero y Río Arriba (Córdoba); General López, Caseros, Iriondo, Constitución, San Martín (Santa Fe); y Pergamino (Buenos Aires). El departamento de Anta, en la provincia de Salta, aparece igualmente entre aquellos distritos con mayor extracción acumulada. Al evaluar la situación por unidad de área, se contrasta la intensidad de exportación nutriente por región, en función de los rendimientos de biomasa cosechada por distrito. El núcleo agrícola y una zona que se expande a partir de la misma siguiendo el trazo de la Pampa húmeda, han visto los niveles máximos de remoción agregada, de entre 210 y 270 kg de nutriente por hectárea cosechada, aunque niveles de extracción tan elevados ya son observables en regiones extrapampeanas.

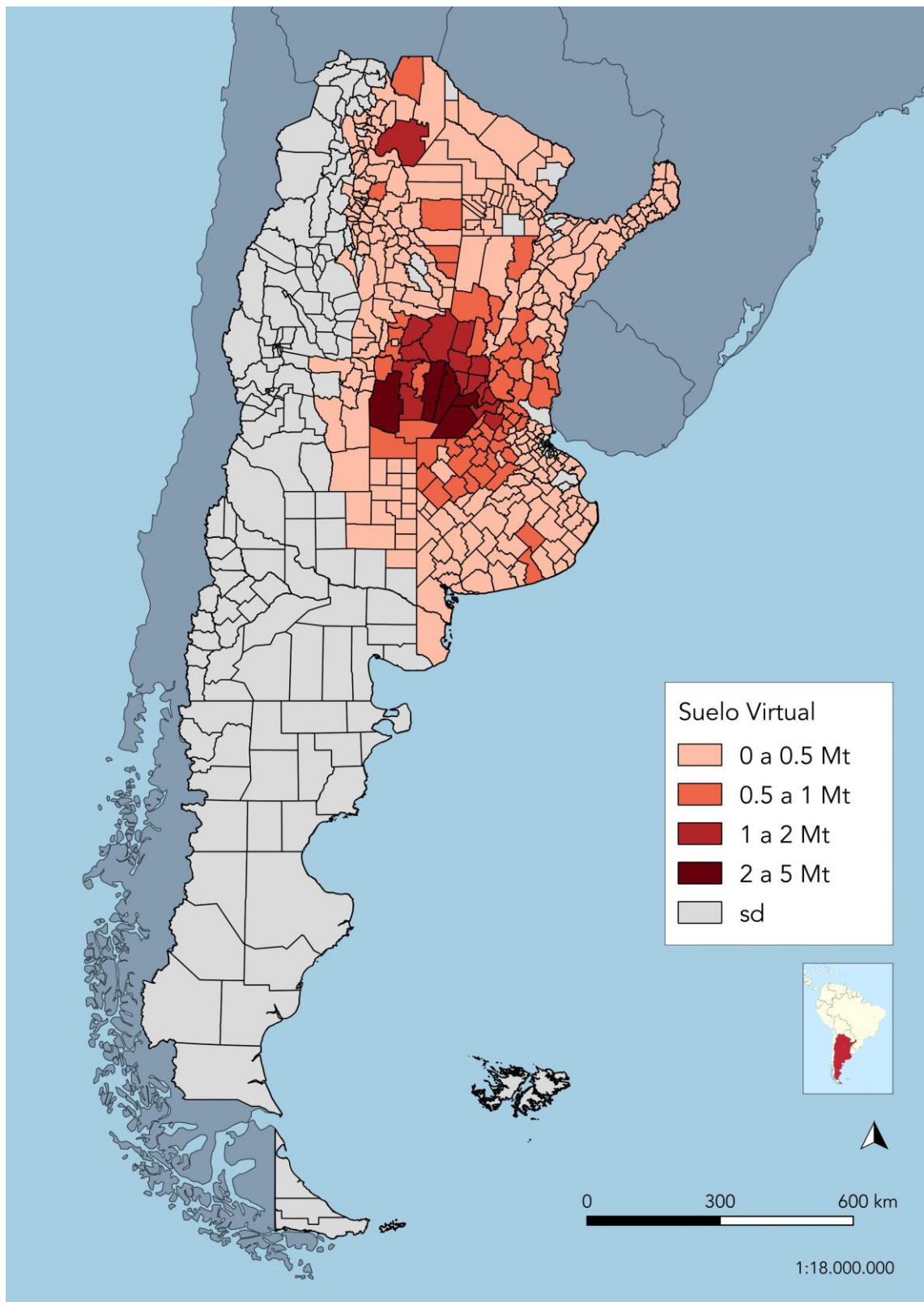


Fig. 82. Cultivo de soja. Mapa de extracción acumulada de suelo virtual durante el período 1961-2015, por distrito, en millones de toneladas.

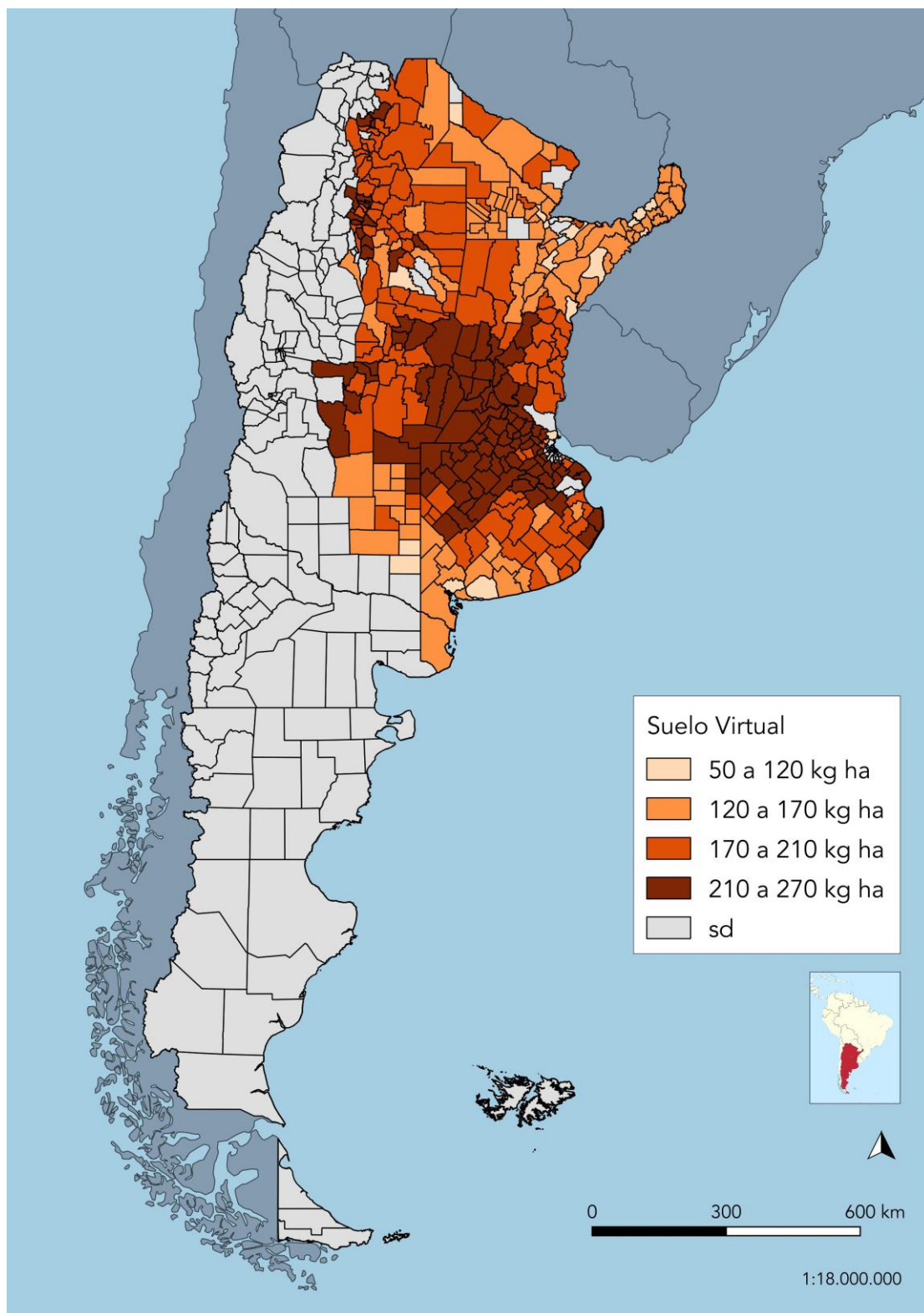


Fig. 83. Cultivo de soja. Mapa de extracción de suelo virtual promedio durante el período 1961-2015, por distrito, kilogramos por hectárea y por año.

Departamento	Provincia	Extracción nutriente acumulada (mil t)								
		N	P	K	S	Ca	Mg	B	Zn	ACUM
General López	Santa Fe	2.677	292	925	146	146	146	0,5	1,9	4.334
Marcos Juárez	Córdoba	2.537	277	876	138	138	138	0,5	1,8	4.107
Unión	Córdoba	1.856	202	641	101	101	101	0,3	1,3	3.005
Caseros	Santa Fe	1.399	153	483	76	76	76	0,3	1,0	2.265
Río Cuarto	Córdoba	1.259	137	435	69	69	69	0,2	0,9	2.038
Iriondo	Santa Fe	1.199	131	414	65	65	65	0,2	0,9	1.941
Tercero Arriba	Córdoba	1.160	127	401	63	63	63	0,2	0,8	1.878
Constitución	Santa Fe	1.134	124	392	62	62	62	0,2	0,8	1.836
San Martín	Santa Fe	1.038	113	358	57	57	57	0,2	0,8	1.680
Río Segundo	Córdoba	932	102	322	51	51	51	0,2	0,7	1.509
Río Primero	Córdoba	909	99	314	50	50	50	0,2	0,7	1.472
Pergamino	Buenos Aires	904	99	312	49	49	49	0,2	0,7	1.463
San Juto	Córdoba	899	98	311	49	49	49	0,2	0,7	1.456
San Jerónimo	Santa Fe	878	96	303	48	48	48	0,2	0,6	1.422
Belgrano	Santa Fe	817	89	282	45	45	45	0,1	0,6	1.324
Juárez Celman	Córdoba	816	89	282	45	45	45	0,1	0,6	1.321
San Lorenzo	Santa Fe	787	86	272	43	43	43	0,1	0,6	1.274
Castellanos	Santa Fe	733	80	253	40	40	40	0,1	0,5	1.187
Rosario	Santa Fe	707	77	244	39	39	39	0,1	0,5	1.145
Anta	Salta	658	72	227	36	36	36	0,1	0,5	1.065
General Roca	Córdoba	607	66	210	33	33	33	0,1	0,4	983
Las Colonias	Santa Fe	593	65	205	32	32	32	0,1	0,4	960
Resto del país		18.811	2.053	6.498	1.026	1.026	1.814	5,5	14,2	31.245
Total Acumulado		43.309	4.725	14.961	2.362	2.362	3.150	10	32	70.909

Tabla 9. Suelo virtual. Extracción acumulada de nutrientes por distrito para el cultivo de soja, durante el periodo entre 1961 y 2015, en miles de toneladas.

La resultante del balance de nutrientes para el cultivo de soja se muestra en las Fig. 84 y 85, y detallado en la Tabla 10. El saldo agregado fue negativo, con c. -8 Mt. Con la sola excepción del N, los balances fueron negativos para todos los nutrientes. Para el N, la reposición por fijación biológica representó por sí sola una cantidad mayor a la extraída en biomasa, una suma estimada en un poco más de 53 Mt de N, o una media anual de 147 kg N ha.a⁻¹ implantada con soja; este aporte representó un poco más del 102% de la cosecha total de N. Sumado al ingreso por deposición atmosférica (2.6 Mt) y la fertilización (0.3 Mt), el excedente total calculado para el N arrojó un valor de 12.6 Mt de N, una media de 34.7 kg N ha.a⁻¹ implantada con soja.

El mayor déficit nutriente en términos absolutos se encontró para el K, y fue cercano a los -14 Mt, o tanto como -38 kg de K ha.a⁻¹. Este descubierto representa casi trece veces la entrada de K para el mismo período. El P y el Mg tuvieron un nivel de déficit similar, de -3.2 Mt y -2.8 Mt, respectivamente. Esto representó un nivel de reposición muy bajo en los dos casos, del 32% y 10% del P y Mg removidos, respectivamente. Para el Ca, el desbalance fue de -0.8 Mt, equivalente al 30% del Ca extraído; mientras que para el S, el descubierto fue de sólo un -0.1 Mt, una cifra cercana al 4% del total removido. La situación más desigual en términos relativos sucedió para B y Zn, en tanto el total del monto cosechado en ambos casos no fue

contrarrestado por ninguna fuente de ingreso nutriente, ya sea mediante reposición directa o indirecta; toda la extracción consistió en una pérdida neta, equivalente a -10 mil toneladas para el B, y -32 mil toneladas para el Zn.

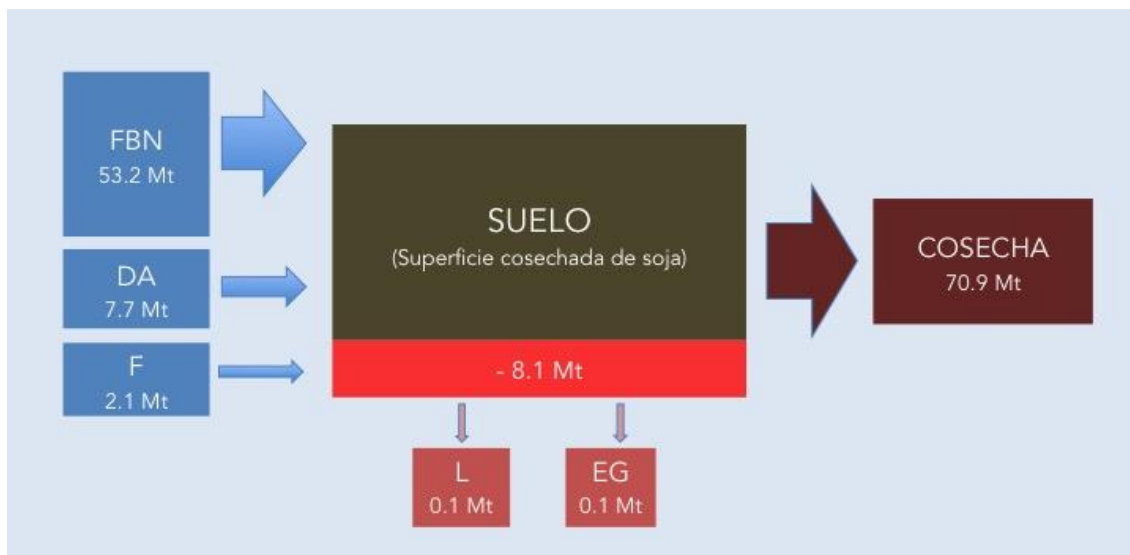


Fig. 84. Cultivo de soja. Flujos y balance de nutrientes del sistema, para el período acumulado entre 1961 y 2015. Comprende los nutrientes N, P, K, S, Ca, Mg, B y Zn. Ref.: FBN: fijación biológica (N); DA: deposición atmosférica (N, P, K, S, Ca, Mg); F: fertilización (N, P, K, S); L: lavado (N); EG: emisión gaseosa (N).

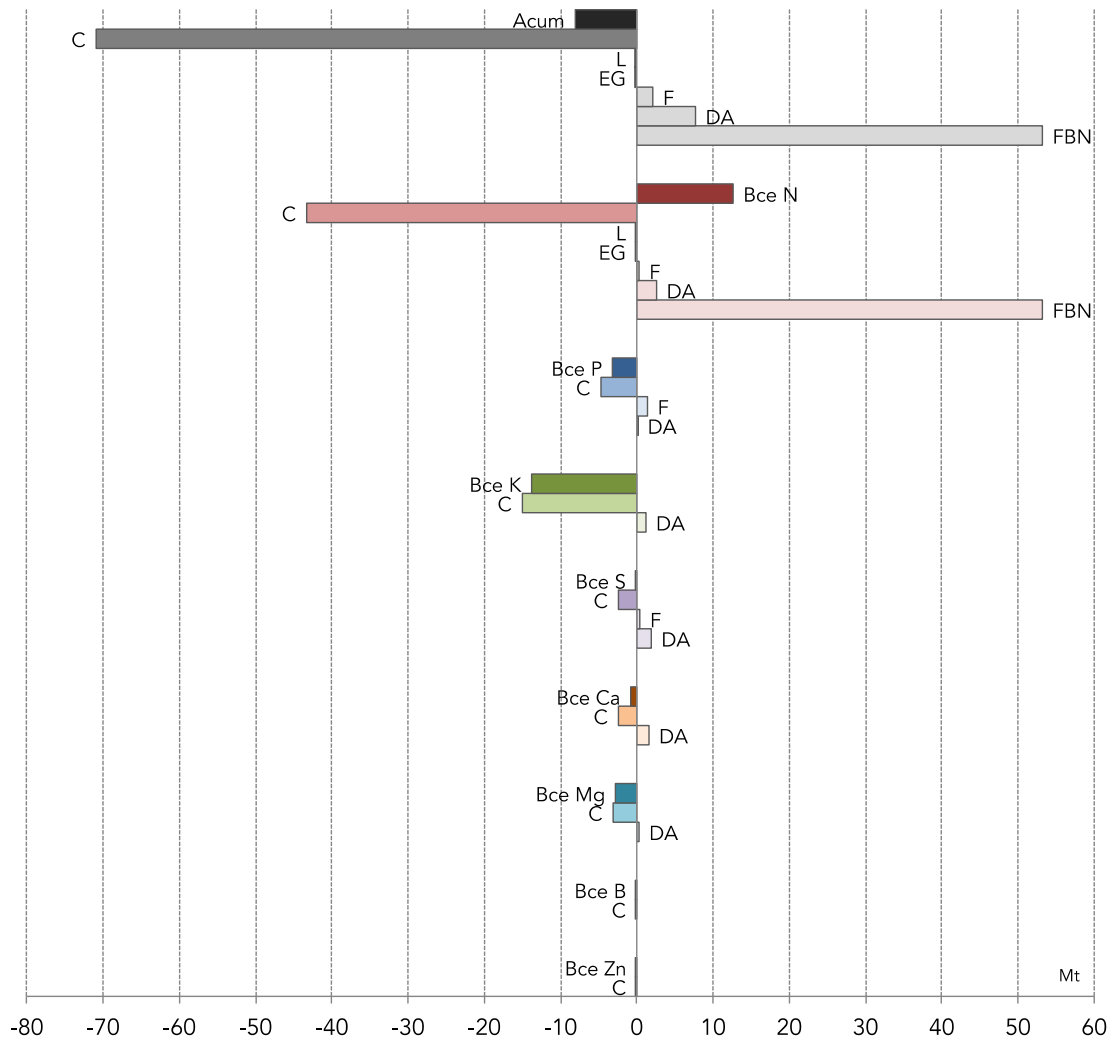


Fig. 85. Cultivo de soja. Resultantes de los balances acumulados de nutrientes en el cultivo de soja, desagregados por flujos, para el período entre 1961 y 2015. Ref.: F) Fertilización; DA) deposición atmosférica; FBN) Fijación biológica; C) Cosecha.

	Entradas						Salidas						Balance					
	F		DA		FBN		Total		C		L			EG		Total		
	Mt	kg ha	Mt	kg ha	Mt	kg ha	Mt	kg ha	Mt	kg ha	Mt	kg ha		Mt	kg ha	Mt	kg ha	
N	0,3	0,9	2,6	7,1	53,1	147,3	56,0	155,3	43,3	120,1	0,1	0,3	0,1	0,2	43,5	120,6	12,5	34,7
P	1,4	3,9	0,1	0,3	-	-	1,5	4,2	4,7	13,1	-	-	-	-	4,7	13,1	-3,2	-8,9
K	-	-	1,2	3,4	-	-	1,2	3,4	15,0	41,5	-	-	-	-	15,0	41,5	-13,8	-38,1
S	0,4	1,1	1,9	5,3	-	-	2,3	6,4	2,4	6,6	-	-	-	-	2,4	6,6	-0,1	-0,2
Ca	-	-	1,6	4,5	-	-	1,6	4,5	2,4	6,6	-	-	-	-	2,4	6,6	-0,8	-2,1
Mg	-	-	0,3	0,7	-	-	0,3	0,7	3,1	8,7	-	-	-	-	3,1	8,7	-2,8	-8,0
B	-	-	-	-	-	-	0,0	0,0	0,0	0,0	-	-	-	-	0,01	0,02	-0,01	-0,02
Zn	-	-	-	-	-	-	0,0	0,0	0,0	0,1	-	-	-	-	0,03	0,1	-0,03	-0,1
Acum	2,1	5,9	7,7	21	53,2	147	63,0	174,5	70,9	197	0,1	0,3	0,1	0,2	71,1	197,2	-8,1	-22,7

Tabla 10. Cultivo de soja. Tabla resumen de los ingresos, egresos y resultante del balance de nutrientes, para el período entre 1961 y 2015. Referencias: F) fertilización; DA) deposición atmosférica; FBN) fijación biológica; C) cosecha; L) lavado; EG) emisión gaseosa.

La evolución de los balances anuales por nutriente, por volumen total y unidad de superficie, se muestran en las Fig. 86-93. El rango de remoción neta de suelo virtual ha oscilado entre los 70 a 280 kg de nutrientes por hectárea cosechada por año, entre 1961 y 2015. Tanto los déficit (P, K, S, Ca, Mg, B y Zn) como el superávit (N) marcaron su nivel máximo durante el último quinquenio del período (2011-2015): saldos de 712 mil t N, -139 mil t P, -800 mil t K, 2 mil t S, -51 mil t Ca, -169 mil t Mg, -500 t de B y -1800 t de Zn por año.

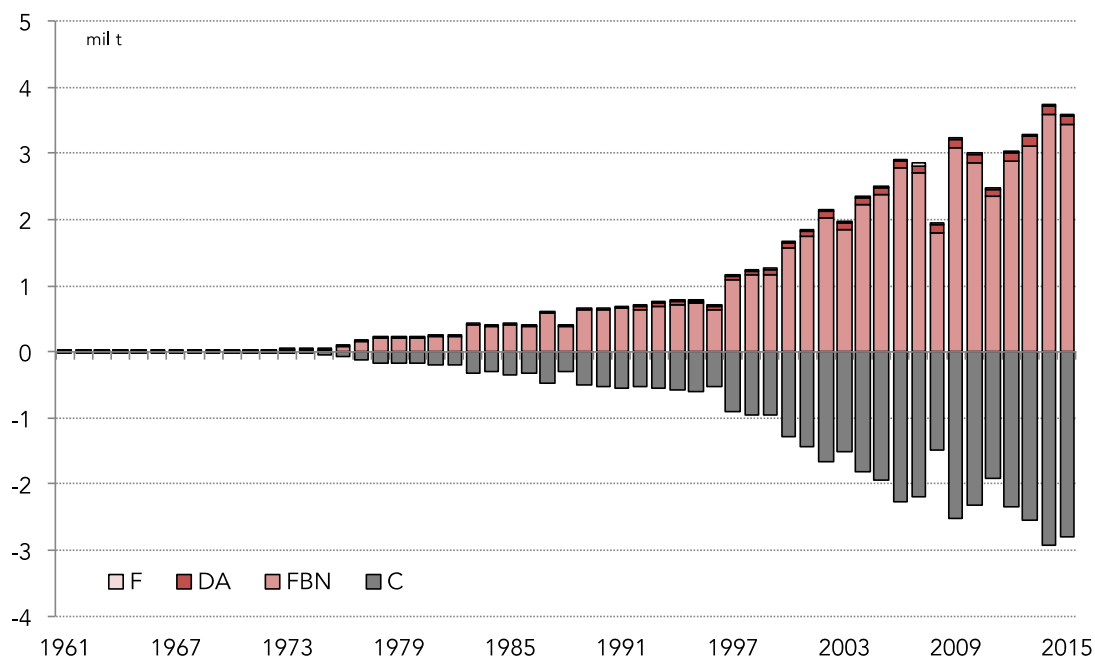


Fig. 86a. Cultivo de soja. Evolución anual del balance y flujos de N, en miles de toneladas, durante 1961-2015. Ref.: F) Fertilización; FBN) Fijación biológica, DA) Deposición atmosférica, C) cosecha.

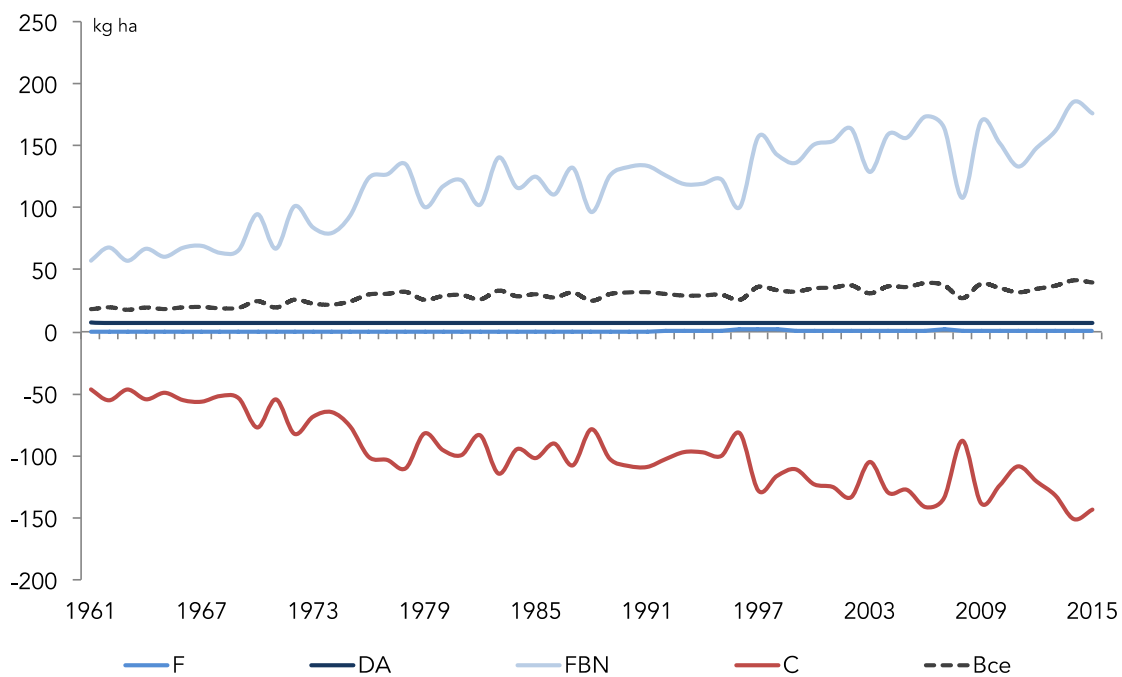


Fig. 86b. Cultivo de soja. Evolución anual del balance y flujos de N, por unidad de área, durante 1961-2015. Ref.: F) Fertilización; FBN) Fijación biológica, DA) Deposición atmosférica, C) cosecha.

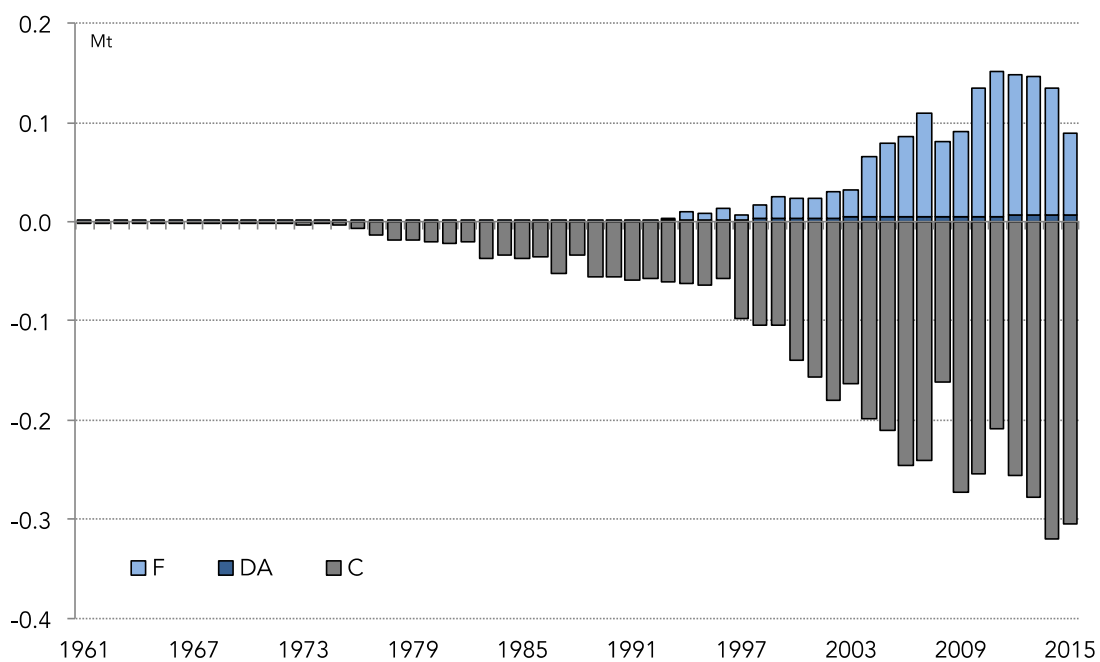


Fig. 87a. Cultivo de soja. Evolución anual del balance y flujos de P, en volumen total, durante 1961-2015. Ref.: F) Fertilización, DA) Deposición atmosférica, C) cosecha

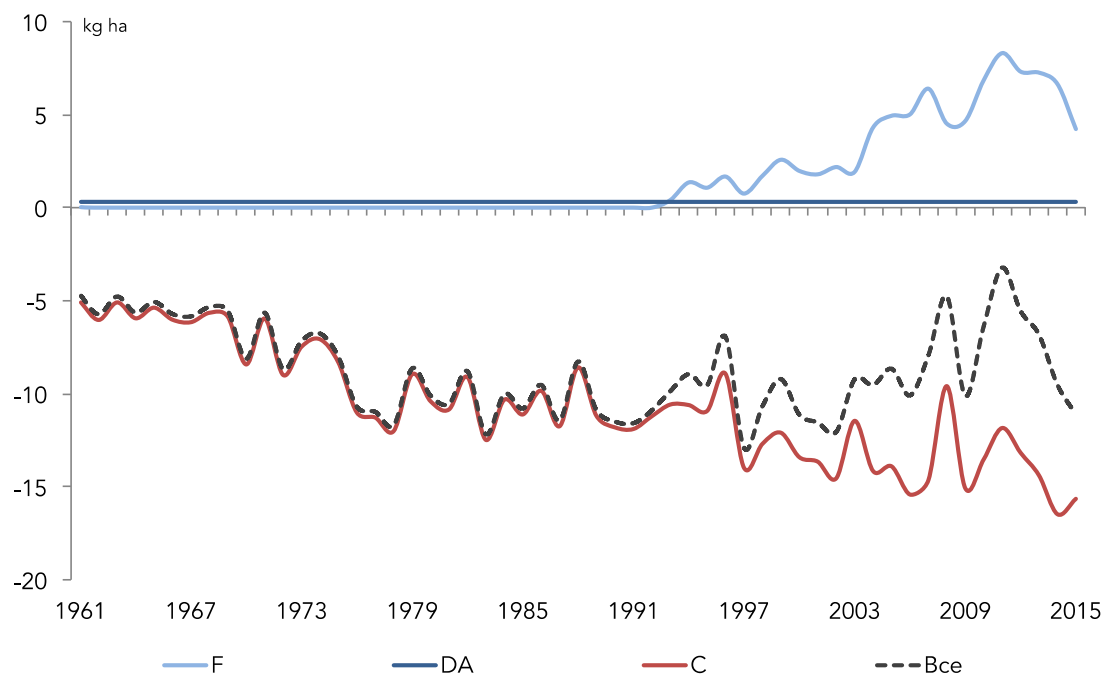


Fig. 87b. Cultivo de soja. Evolución anual del balance y flujos de P, por unidad de área, durante 1961-2015. Ref.: F) Fertilización, DA) Deposición atmosférica, C) cosecha.

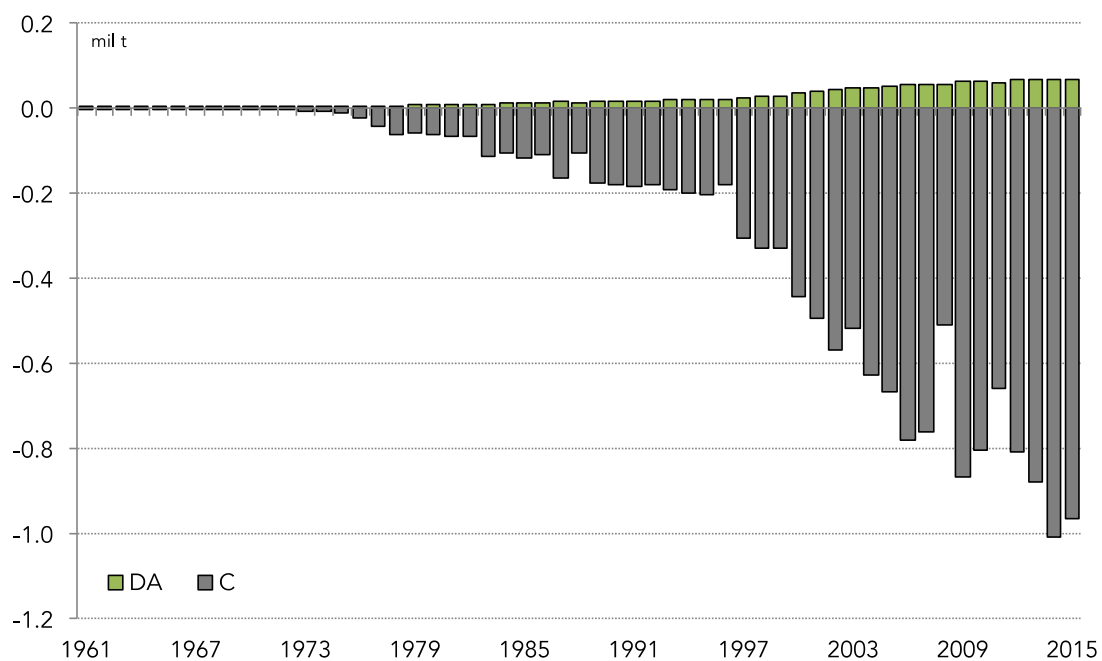


Fig. 88a. Cultivo de soja. Evolución anual del balance y flujos de K, en volumen total, durante 1961-2015. Ref.: DA) Deposición atmosférica, C) cosecha.

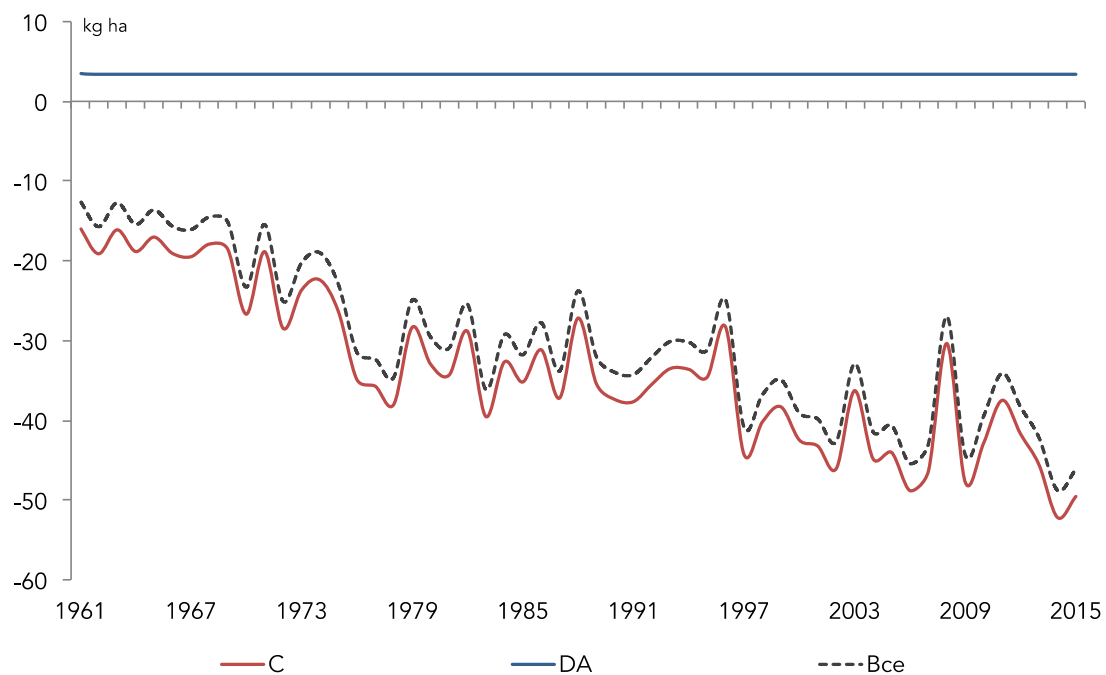


Fig. 88b. Cultivo de soja. Evolución anual del balance y flujos de K, por unidad de área, durante 1961-2015. Ref.: DA) Deposition atmosférica, C) cosecha.

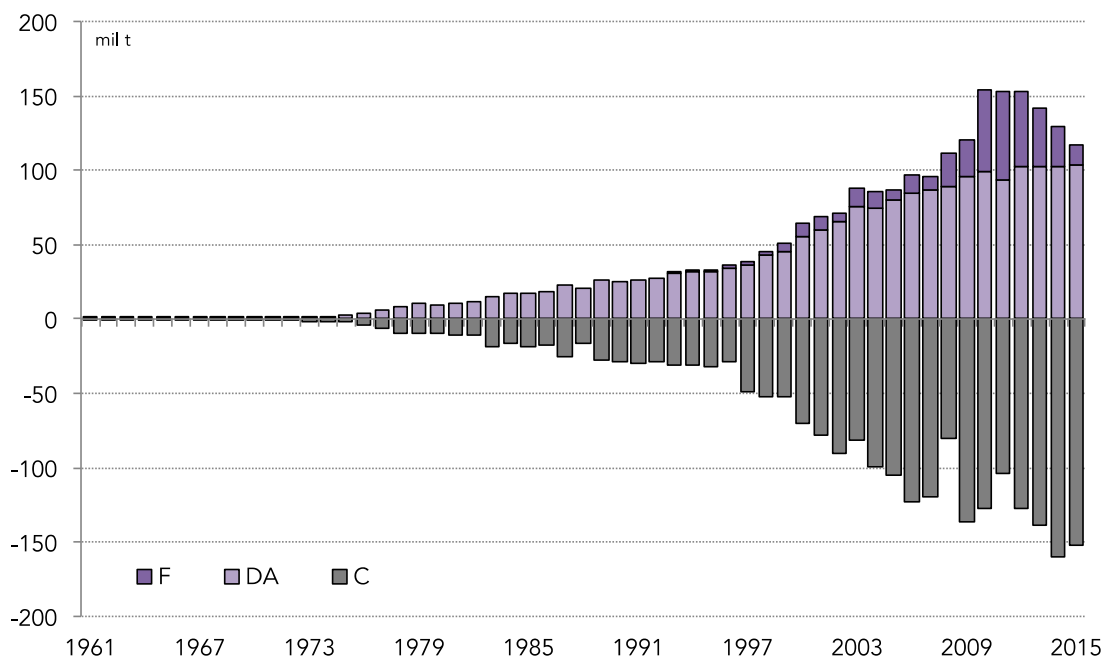


Fig. 89a. Cultivo de soja. Evolución anual del balance y flujos de S, en volumen total, durante 1961-2015. Ref.: F) Fertilización, DA) Deposition atmosférica, C) cosecha.

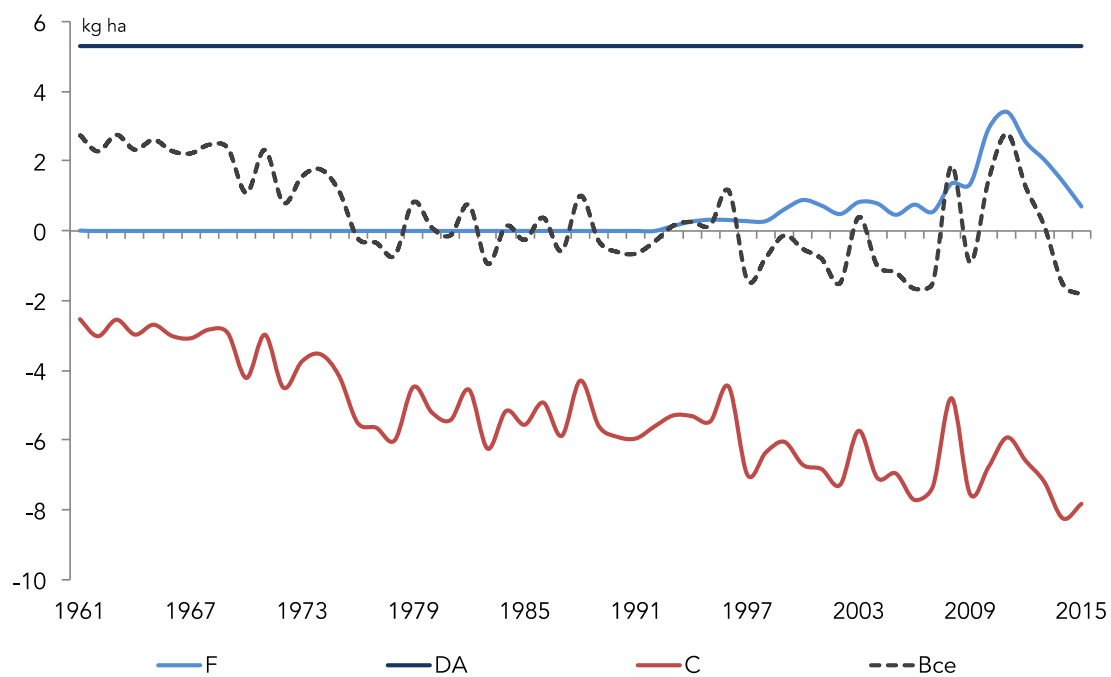


Fig. 8gb. Cultivo de soja. Evolución anual del balance y flujos de S, por unidad de área, durante 1961-2015. Ref.: F) Fertilización, DA) Deposición atmosférica, C) cosecha.

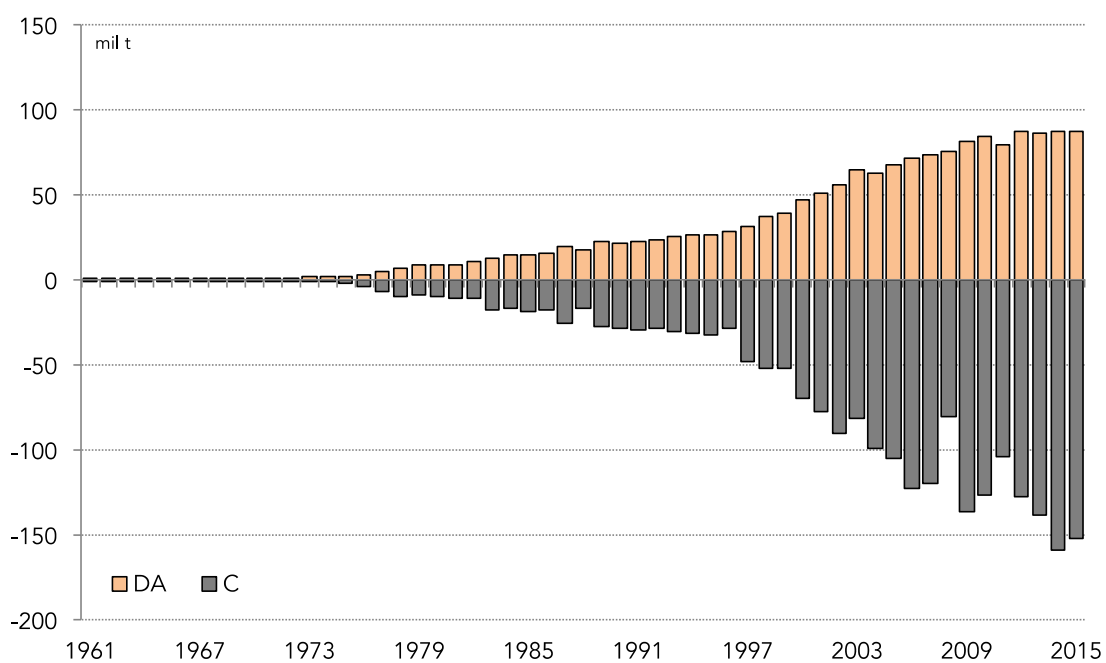


Fig. 9oa. Cultivo de soja. Evolución anual del balance y flujos de Ca, en volumen total, durante 1961-2015. Ref.: DA) Deposición atmosférica, C) cosecha

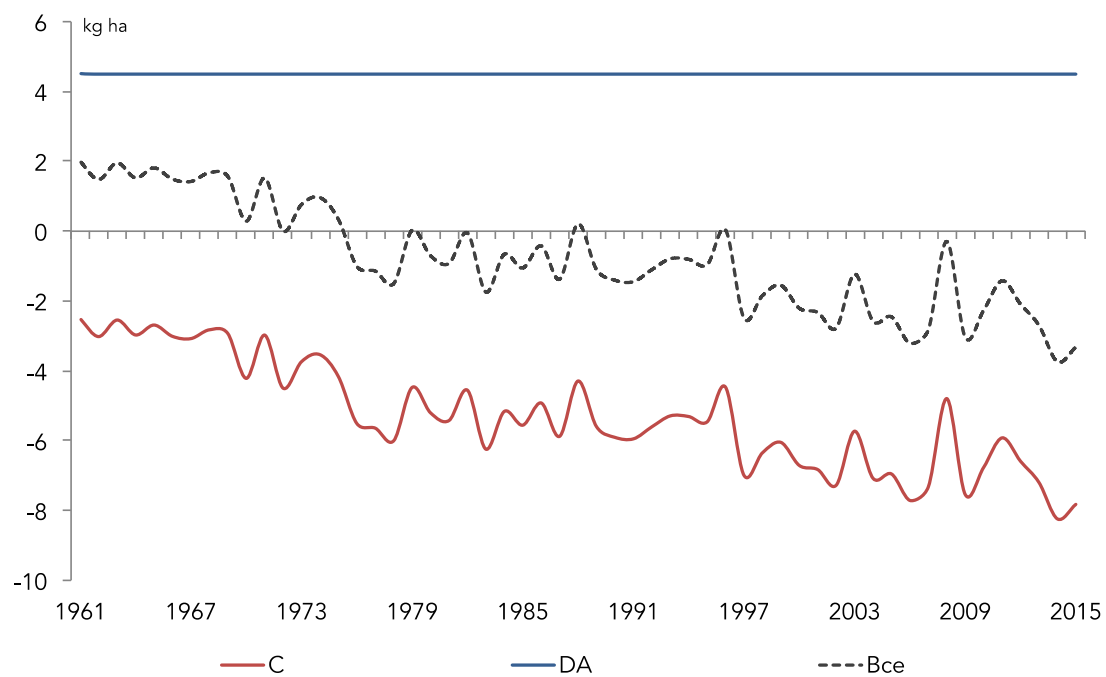


Fig. 90b. Cultivo de soja. Evolución anual del balance y flujos de Ca, por unidad de área, durante 1961-2015. Ref.: DA) Deposition atmosférica, C) cosecha

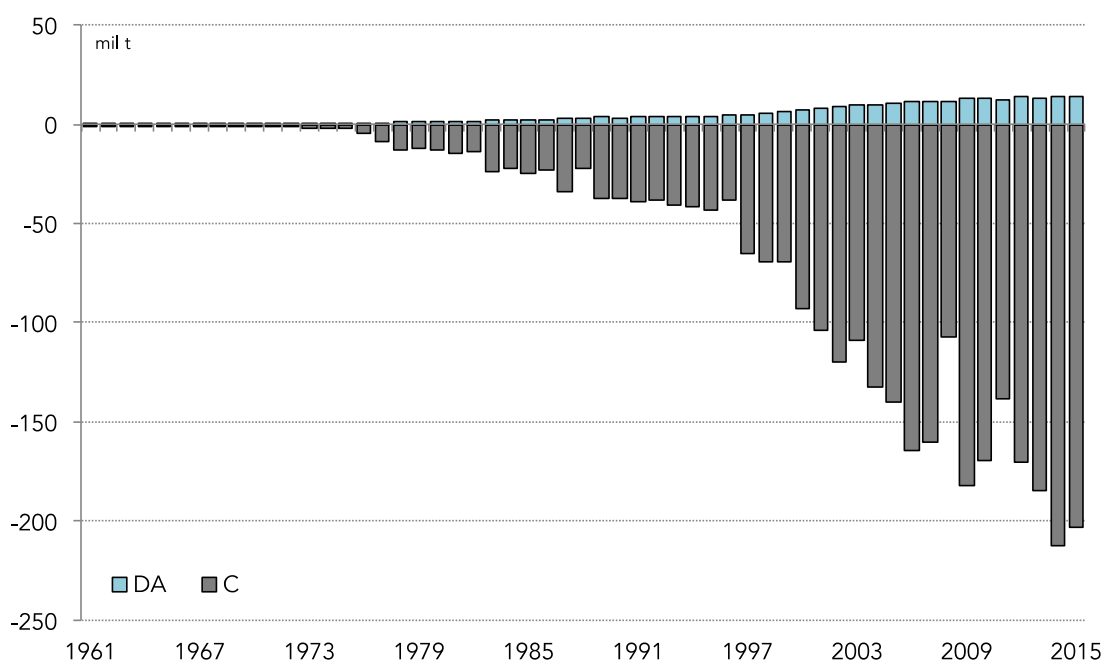


Fig. 91a. Cultivo de soja. Evolución anual del balance y flujos de Mg, en volumen total, durante 1961-2015. Ref.: DA) Deposition atmosférica, C) cosecha.

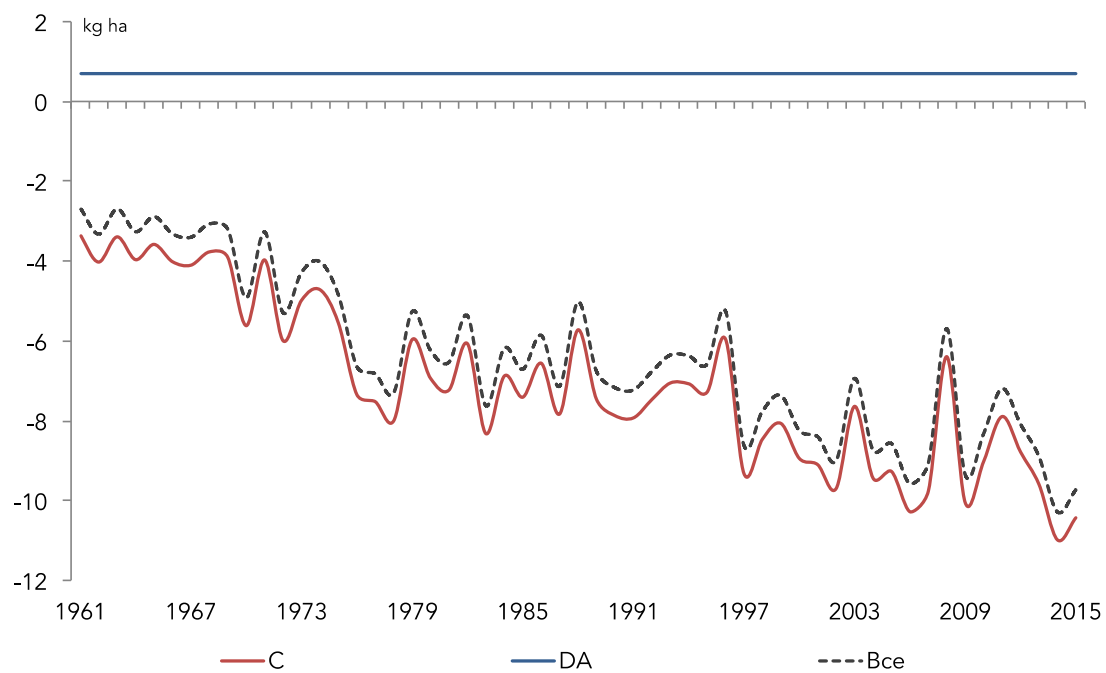


Fig. 91b. Cultivo de soja. Evolución anual del balance y flujos de Mg, por unidad de área, durante 1961-2015. Ref.: DA) Deposición atmosférica, C) cosecha.

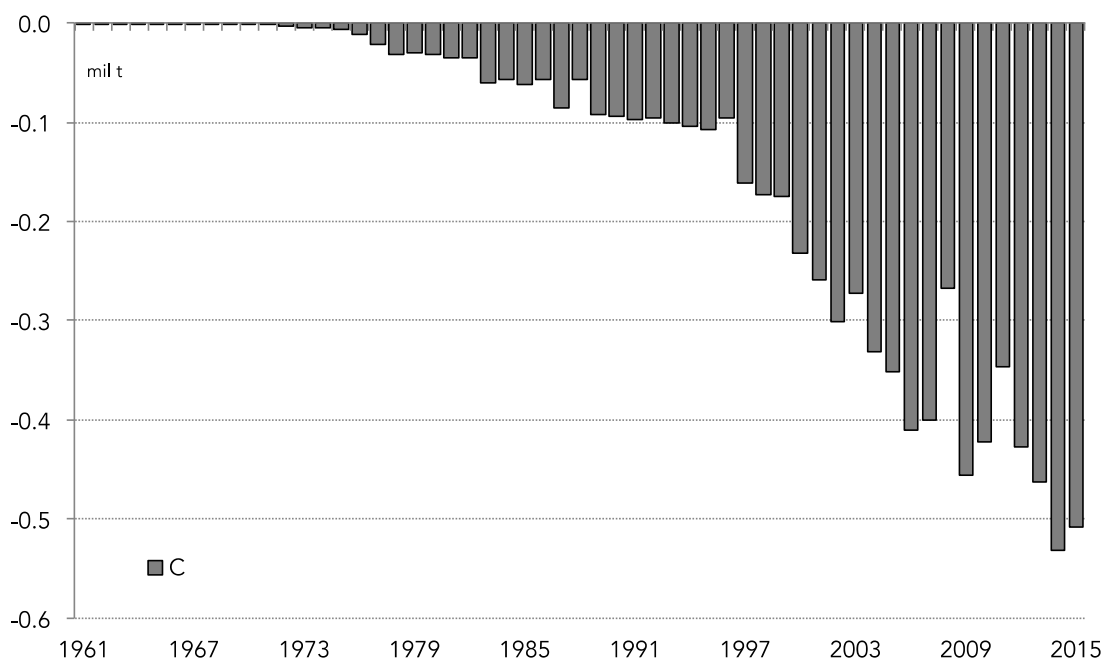


Fig. 92a. Cultivo de soja. Evolución anual del balance y flujos de B, en volumen total, durante 1961-2015. Ref.: C) cosecha.

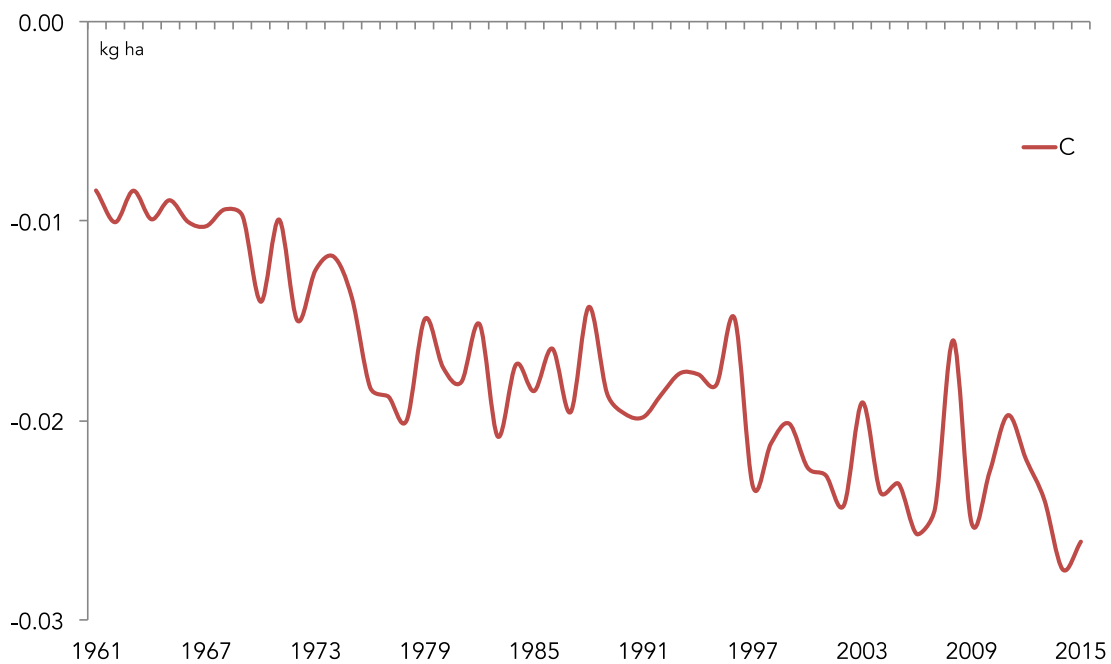


Fig. 92b. Cultivo de soja. Evolución anual del balance y flujos de B, por unidad de área, durante 1961-2015. Ref.: C) cosecha.

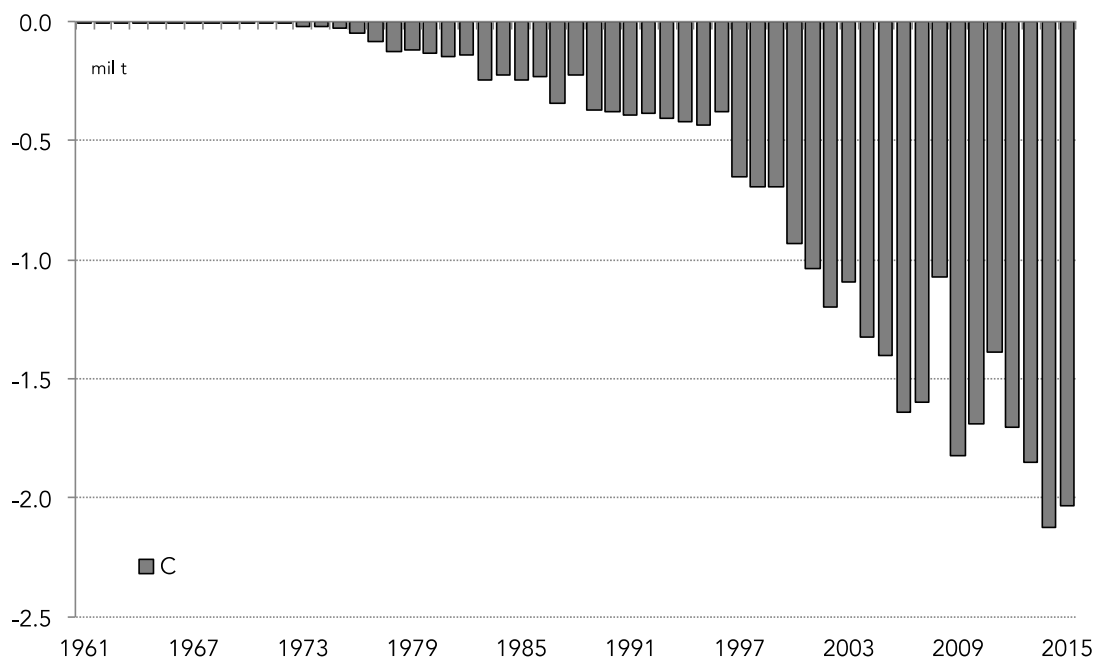


Fig. 93a. Cultivo de soja. Evolución anual del balance y flujos de Zn, en volumen anual, durante 1961-2015. Ref.: C) cosecha.

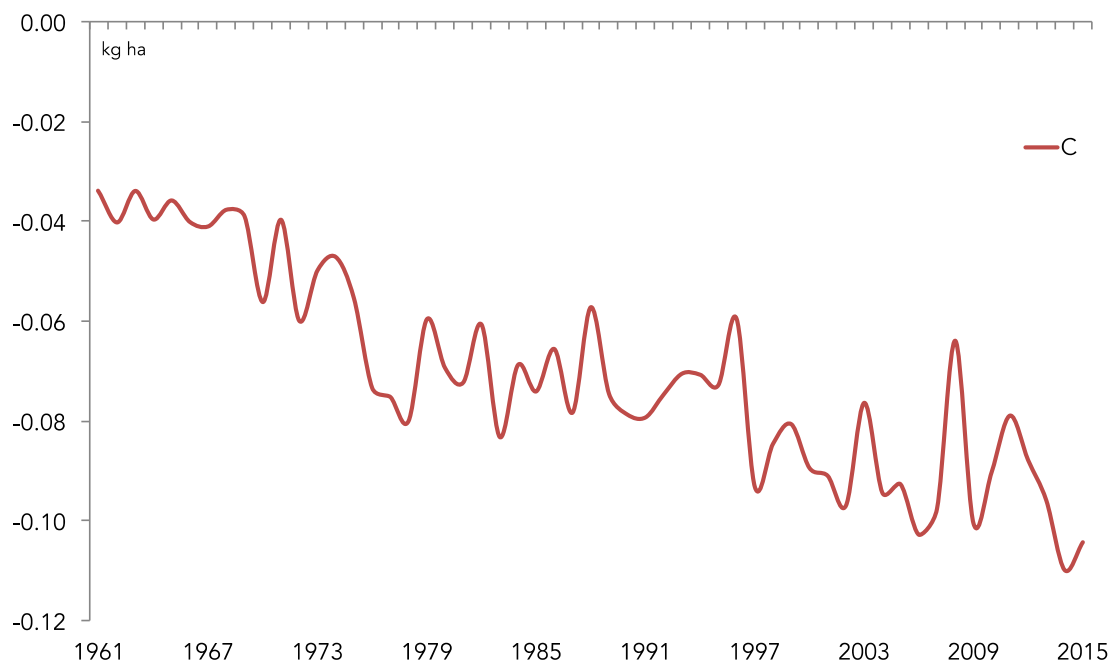


Fig. 93b. Cultivo de soja. Evolución anual del balance y flujos de Zn, por unidad de área, durante 1961-2015. Ref.: C) cosecha.

Exportación de suelo virtual

Entre 1972 y 2015, se exportaron de Argentina más de 730 Mt de productos sojeros, contemplando porotos, harinas y aceites. Esta cantidad resultó equivalente al 85% del total de biomasa cosechada con la soja para el mismo período, siendo la mayor parte del remamente acumulada como stock de productos sojeros, y una menor cantidad consumida en el mercado interno como diferentes productos (pellets y expeller de porotos de soja para la alimentación balanceada, combustibles, aceites refinados). Contenidos en los porotos y las harinas exportadas, partió una cantidad acumulada de c. 58.2 Mt de nutrientes: 38.7 Mt de N, 3.4 Mt de P, 11.1 Mt de K, 2.2 Mt de S, 1.5 Mt de Ca, 1.4 Mt de Mg, 5 mil toneladas de B y 25 mil toneladas de Zn. Este monto representa 2.6 veces la cantidad de nutrientes insumido por fertilización en Argentina entre 1961 y 2015. El ritmo de crecimiento de esta exportación de suelo virtual ha sido del orden del 4,7% anual desde 1972 a 2015, alcanzando en 2011-2015 un promedio de extracción 127 veces superior al registrado para el quinquenio 1972-1977, y equivalente a 3150 Mt de suelo virtual por año (Fig. 94).

El destino del suelo virtual exportado fue tan diverso como países donde la Argentina ha colocado sus productos sojeros. Dos regiones destacaron como grandes polos importadores de suelo virtual: la Unión Europea (UE-28) y el Este Asiático (Fig. 95). En el primer caso, se han exportado al conjunto de 28 países europeos 30.3 Mt de nutrientes, cerca del 40% del total, en su gran mayoría mediante la importación de harinas de soja destinadas al consumo

animal en esquemas de producción intensiva; los países de mayor importación fueron Holanda, España e Italia. Los envíos de productos sojeros al Este y Sudeste Asiático han significado por su cuenta el transporte de 27.6 Mt de nutrientes, equivalente al 36% de la exportación total de suelo virtual. China, por sí sólo el país que importa la mayor cantidad de soja argentina, representa cerca de la mitad de esta suma, tanto como 13 Mt de nutrientes. El gigante asiático ha importado más de 140 Mt de productos sojeros en las últimas cinco décadas, la gran mayoría porotos crudos destinados a abastecer su enorme industria procesadora. Indonesia, Vietnam y Tailandia figuran como los siguientes destinos en cuanto al volumen importado, luego de China.

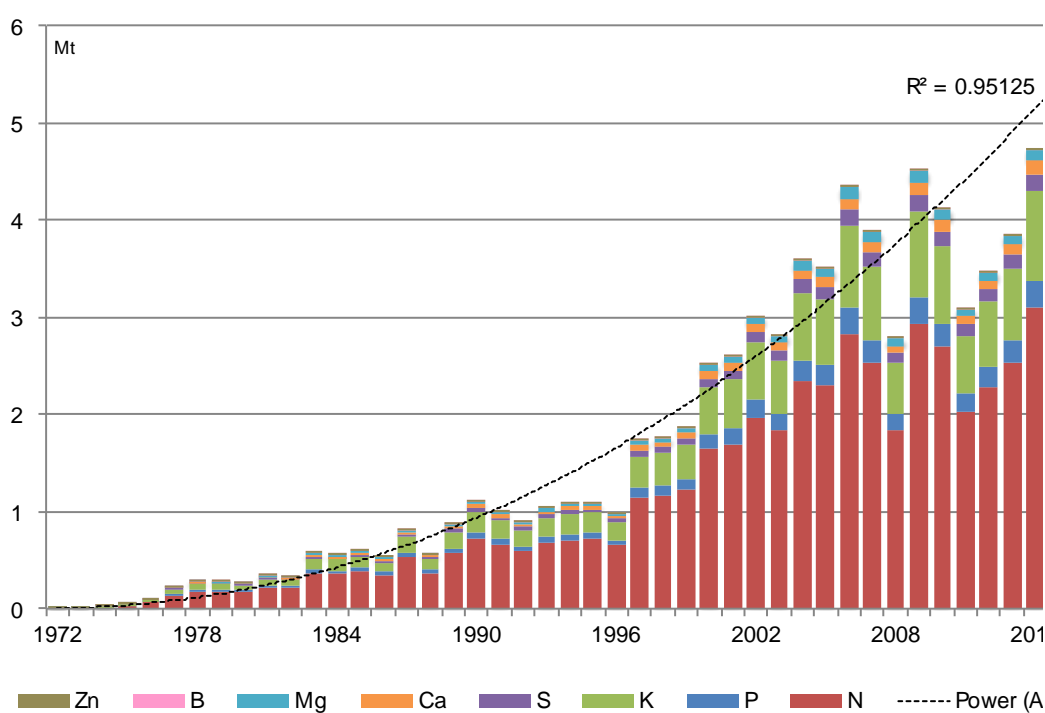


Fig. 94. Cultivo de soja. Evolución de la exportación de *suelo virtual* con los productos y subproductos sojeros (porotos y harinas), para el período 1961-2015.

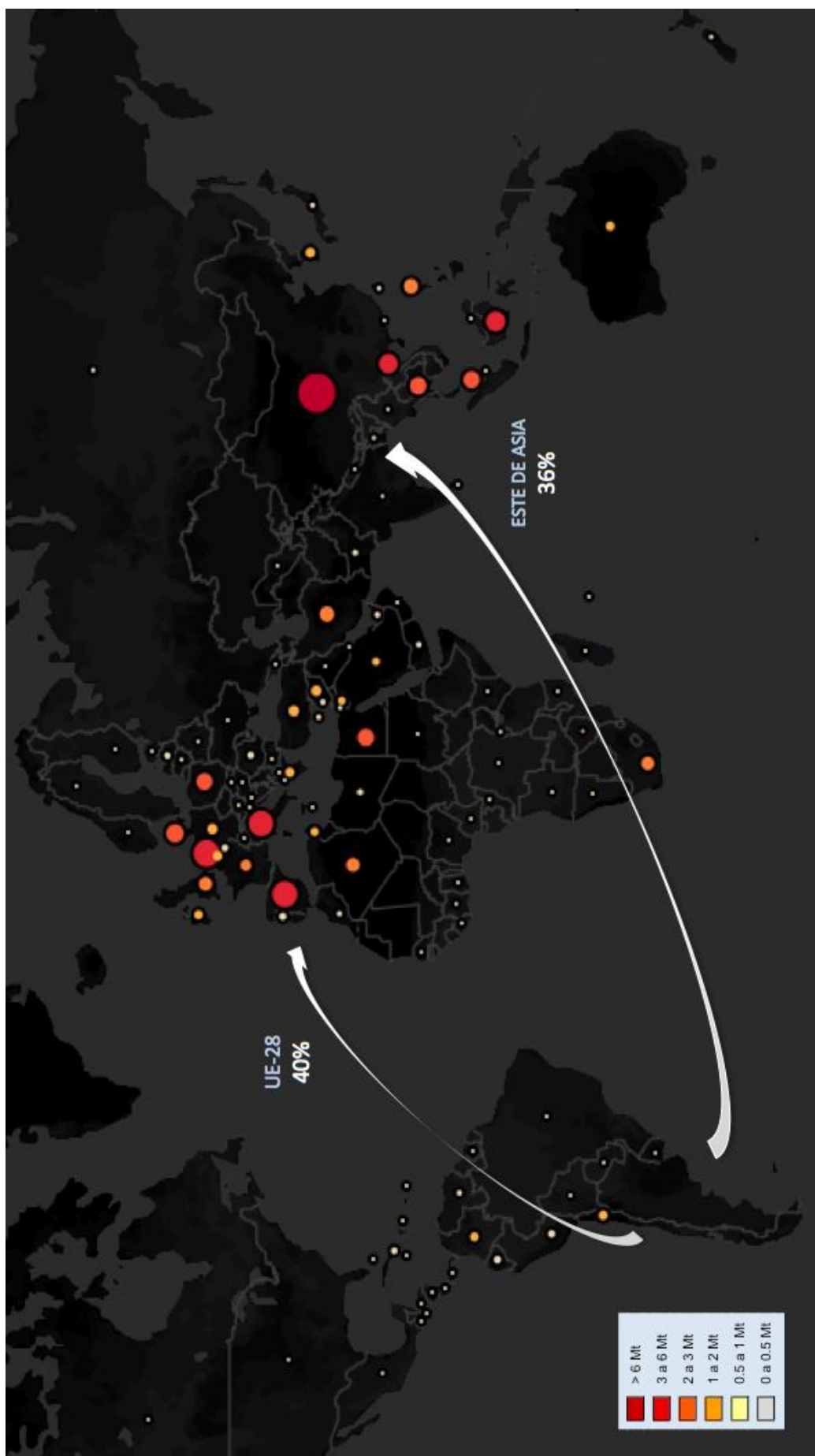


Fig. 95. Cultivo de soja. Destino del suelo virtual exportado con los productos sojeros (harina y porotos), en millones de toneladas acumuladas, para el período 1972-2015.

Costo económico del suelo virtual

	Precio nutriente	Extracción SV	Valor Reposición	Exportación SV	Valor Reposición
	usd/t	Mt	Mill. Usd	Mt	Mill. u\$s
N	695	43,3	30.094	38,7	26.897
P	2.331	4,7	10.956	3,4	7.925
K	685	15,0	10.275	11,1	7.604
S	1.417	2,4	3.401	2,2	3.117
Ca	93	2,4	223	1,5	140
Mg	325	3,1	1.008	1,4	455
B	18.182	0,01	182	0,005	91
Zn	27.907	0,032	893	0,025	698
ACUM		70,9	57.031	58,3	46.926

Tabla 11. Cultivo de soja. Valoración económica de la extracción y exportación del suelo virtual con los productos sojeros. Precios e ingresos en dólares reales de 2010.

La extracción nutriente acumulada por la cosecha de soja implicaría un costo de reposición vía fertilización de c. 57 mil millones de dólares (Tabla 11), a precios actuales (U\$s real 2010). Considerando aquella cantidad nutriente en la materia seca exportada con porotos y subproductos a distintas partes del mundo, este monto representaría c. 47 mil millones de dólares. Esta suma representa tanto como el 20% de los ingresos obtenidos por exportación de productos sojeros en toda la historia del país (c. 241 mil millones de dólares). Es de considerar que estos costos sólo contemplan el valor comercial del insumo fertilizante, pero no los costos operativos de logística y aplicación, ni los costos ambientales de remediación del eventual daño causado por el uso de fertilizante y otros costos ambientales de la producción sojera (e.g. pérdida de biodiversidad, afectación de servicios ecosistémicos, desplazamiento de comunidades).

En la Fig. 96 se muestra la evolución de los ingresos económicos por exportación de productos sojeros, y el valor económico del suelo virtual (NPK) exportado en ellos. La relación entre ambas variables marcó una tendencia decreciente a lo largo de las décadas, cayendo tres veces entre 1980 y 2015, en tanto la exportación del suelo virtual fue aumentando su valor por unidad de masa; de un promedio anual de 20 en 1980-1984, pasó a 7 en 2011-2015. Esto quiere decir que, con el correr del tiempo, el valor económico percibido por las exportaciones de productos sojeros ha disminuído con respecto al valor del suelo virtual, comprendido en este caso como el costo del insumo nutriente.

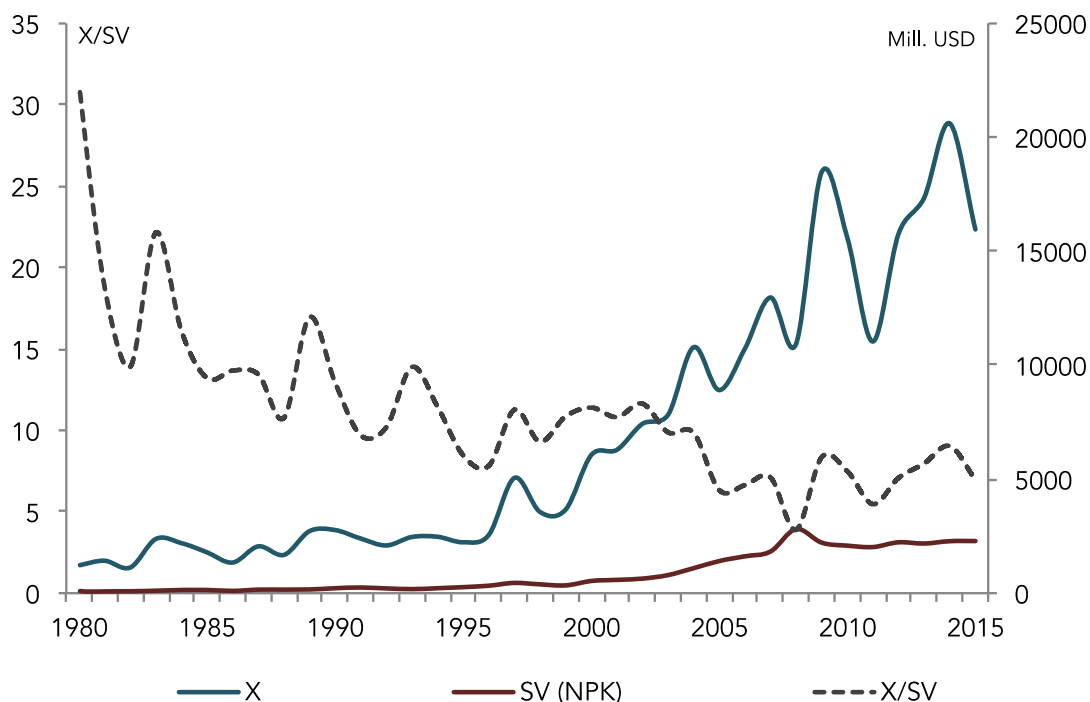


Fig. 96. Evolución del valor económico de los productos sojeros exportados (porotos y harinas, línea azul), el valor económico del suelo virtual (como valor de reposición de NPK; línea bordó) y la relación entre ambos (X/SV). Valores en dólares reales de 2010. Basado en precios de fertilizantes: urea (N), superfosfato triple (P) y cloruro de potasio (K).

VI.4 Discusión

Suelo virtual y balance de nutrientes

Luego de seis décadas de producción agrícola, la soja ha generado un déficit neto de suelo virtual en la superficie arable. La resultante deficitaria para la mayoría de los nutrientes es concordante con lo indicado en estimaciones para el cultivo de soja en años específicos (Cruzate y Casas, 2003, 2012, 2017; Flores y Sarandón, 2003; Manchado, 2010; entre otros). La remoción neta sólo ha sido superada por el maíz, principalmente debido al saldo positivo de N de la soja. Esta última excepción resulta contradictoria con lo encontrado para el balance de N en soja en numerosos trabajos de balance para años específicos (Cruzate y Casas, 2003, 2012, 2017; Flores y Sarandón, 2003; Austin *et al.*, 2006; Manchado, 2010; Cano y Cabrini, 2015; Abbona, 2017). La diferencia pareciera radicar en el método de estimación de la FBN, de centralidad palmaria en la resultante del balance, que aportó por sí sola el 95% del ingreso de N. En todos estos trabajos, el N fijado es estimado como una proporción del N cosechado en grano, mientras que las estimaciones basadas en función de la producción de biomasa total, tanto aérea como subterránea (Herridge *et al.*, 2008), dan por resultado contribuciones

mucho mayores, como se observa en éste y otros trabajos recientes que han aplicado el mismo método (Salvagiotti *et al.*, 2015; Álvarez *et al.*, 2016), donde también se han obtenido balances positivos de N para la soja. Sea como fuere, el N excedente será sin dudas sobreestimado, ya sea porque se ha supuesto como regular y efectiva la inoculación bacteriana que permita una FBN eficaz, ya sea por el hecho de que las salidas por lavado, erosión o emisión gaseosa provenientes de esta fuente de N, ni otras potenciales (*e.g.* mineralización de MO), no son contabilizadas.

De entre todos los demás elementos, el caso más drástico fue el del K, tanto por la magnitud de su desbalance, como por la desfavorable evolución de los ingresos, que se sostuvieron exclusivamente por el aporte de la DA. Esta misma vía fue la fuente de contribución más sustancial para S, y el único aporte de Ca y Mg. La fertilización azufrada, con medias de aplicación tan bajas como 3 kg S ha⁻¹ de S al momento de mayor consumo (2011), apenas logró aportar el 17% del S exportado en porotos de soja. Para los otros dos nutrientes, el Mg tuvo una situación más crítica, en tanto la cosecha fue 12 veces superior a la cantidad ingresada, mientras que la cosecha de Ca superó en un 50% al ingreso por DA.

El desbalance de P resultó de una fertilización fosfatada deficiente, a pesar de que esta fue la principal vía de reposición de P en los sistemas agrícolas. Esto implica una cara dependencia, en tanto el P cuenta con un elevado precio en el mercado internacional, y Argentina no cuenta con depósitos de roca fosfórica importantes (FAO, 2004), siendo la totalidad del P consumido en la agricultura local importado (IFA, 2018). Al momento más álgido del consumo de fertilizantes fosforados (2011), la media a nivel nacional fue de 8 kg de P ha⁻¹.

Como para el resto de cultivos, las extracciones de B y Zn han constituído pérdidas netas, en tanto sus vías de reposición son inexistentes. A pesar de ser removidos en magnitudes muy bajas con respecto a otros nutrientes, sus costos de reposición son astronómicos. Deficiencias y respuestas a la fertilización de estos elementos ya han sido reportadas en los suelos pampeanos (Carta y Ventimiglia, 2001; Ferraris *et al.*, 2005; Ferraris y Couretot, 2009; Balboa *et al.*, 2011; Salvagiotti *et al.*, 2013; Sáinz Rozas *et al.*, 2013). Resta imaginar cómo será superado el desafío de conseguir una fuente sostenible para estos microelementos, para incrementar o tan sólo sostener los rendimientos.

Con la excepción del N, podría decirse que en todas las regiones cultivadas con soja en el país se ha experimentado a lo largo de las últimas décadas un proceso de pérdida neta de nutrientes, siendo las causas una elevada extracción nutriente por unidad de área que ha sido acentuada por una baja tasa de reposición. La consecuencia más conspicua de este proceso de agotamiento nutriente es la degradación del recurso suelo, que compromete la sostenibilidad futura de la superficie arable con respecto a la capacidad de producir

alimentos, como ha sido igualmente advertido por varios autores (Casas, 2000; Martínez, 2002; Altieri y Pengue, 2006; Binimelis *et al.*, 2009; Svampa y Antonelli, 2009; Pengue, 2015).

Exportación de suelo virtual

La magnitud económica de la salida nutriente neta con los productos sojeros comercializados a ultramar, considerando sólo el costo físico del monto de reposición nutriente, representó c. el 24% de los ingresos monetarios percibidos por exportación de porotos y harinas entre 1972 y 2015. Esta proporción de casi un cuarto del ingreso total afirma la hipótesis sostenida sobre la ponderación relativa del costo del suelo virtual sojero sobre el beneficio de la producción. Por demás, este monto económico es una subestimación del valor de reposición, en tanto no se contemplan costos adicionales derivados de factores operativos (*e.g.* transporte, aplicación), eficiencia de uso (afectada por fenómenos de lavado, acidificación, retención, etc.), ni la remediación de eventuales impactos ambientales causados por el uso fertilizante (*e.g.* acidificación, emisión gaseosa, eutrofización, pérdida de biodiversidad, entre muchos otros).

A pesar de que no existe un mercado para los nutrientes del suelo de un ecosistema, y por lo tanto no es posible utilizar un precio de referencia para atribuirles una valoración económica, es fácil comprender que su pérdida representa un costo, en tanto conlleva a una disminución del capital natural (Cano y Cabrini, 2015). Una situación deficitaria de nutrientes implicará una mayor dependencia del uso de insumos fertilizantes, menores rendimientos futuros y la potencial necesidad de implementar prácticas de manejo costosas para recuperar la capacidad productiva (Cabrini y Calcaterra, 2009), además de alterar la funcionalidad de los ecosistemas explotados. Al mismo tiempo, podría decirse que exportar granos es sinónimo de una exportación nutriente a bajo costo (Bragachini *et al.*, 2008).

La exportación de suelo virtual con los productos sojeros, desde las zonas fuente hacia los centros de sumidero, en la regiones de consumo, es el ejemplo más palmario de disrupción del ciclo de nutrientes para el agroecosistema de Argentina. La demanda internacional creciente de productos sojeros, motivada por el mayor consumo de productos de origen animal a nivel global (Bruinsma, 2009;) y la más reciente demanda por biocombustibles (Pengue, 2015), han llevado a la Argentina a un enorme déficit físico en su balanza comercial (Pérez-Manrique *et al.*, 2013), del cual la soja ha sido un elemento protagónico. Se ha sugerido que la tendencia creciente de consumo alimentario y energético seguirá en alza en las décadas por venir (Alexandratos y Bruinsma, 2012), por lo que es de esperar que la producción

sojera local, junto con la exportación de suelo virtual y demás externalidades, se sigan profundizando.

VI.5 Bibliografía

- Abbona, E.A. (2017). Flujos de nutrientes en la agricultura y la alimentación para un ecosistema alimentario sostenible en la provincia de Buenos Aires (Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales de La Plata). Disponible en: <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/61599>
- Alexandratos, N. y Bruinsma, J. (2012). World agriculture towards 2030/2050: the 2012 revision. Disponible en: <https://ageconsearch.umn.edu/record/288998/>
- Altieri, M.A. and Pengue, W.A. (2006). GM Soybean: Latin America's New Colonizer, *Seedling* 13-17. Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/313644576_GM_soybean_Latin_America's_new_coloniser
- Álvarez, R., Steinbach, H. y De Paepe, J. (2016). Historical balance of nitrogen, phosphorus, and sulfur of the Argentine Pampas. *Revista de Ciencias del Suelo* 34: 231-244. Disponible en: <https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/44045>
- Austin, AT., Piñero, G. y González Polo, M. (2006). More is less: Agricultural impacts on the N cycle in Argentina, *Biogeochemistry* 79(1-2):45-60, doi: [10.1007/978-1-4020-5517-1_3](https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5517-1_3)
- Azqueta Oyarzún, D. (1994). Valoración económica de la calidad ambiental, No. 333.7 333.339. 299p. McGraw-Hill, Madrid.
- Balboa, R., Espósito, G. Castilla, C. y Balboa G. (2011). Estrategias de fertilización con boro en girasol. Simposio Fertilidad 2011. La nutrición del cultivo integrada al sistema de producción. Mayo 2011. Pág. 154-155. Disponible en: https://www.produccionvegetalunrc.org/images/fotos/149_ESTRATEGIAS%20DE%20FERTILIZACION%20CON%20BORO%20EN%20GIRASOL_CEREALES_2010_AACS_BALBOA%20G.R.pdf
- BCBA (Bolsa de Cereales de Buenos Aires). (2017). Relevamiento de tecnología agrícola aplicada, campaña 2015/16. Departamento de Estimaciones Agrícolas. Instituto de Estudios Económicos. Buenos Aires. Disponible en: <http://www.bolsadecereales.com/retaa-informes-anuales>
- Binimelis, R., Pengue, W.A y Monterroso, I. (2009). Transgenic treadmill: responses to the emergence and spread of glyphosate-resistant johnsongrass in Argentina. *Geoforum* 40, 623-633. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016718509000360>
- BM (Banco Mundial). (2018). Commodity Price Data (the Pink Sheet). Commodity Markets. Disponible en: <https://www.worldbank.org/en/research/commodity-markets>
- Bragachini, M., Cattani, P., Gallardo, M. y Peiretti, J. (2008). Forrajes conservados de alta calidad y aspectos relacionados al manejo nutricional. Vol. 6. Manual técnico número 6. INTA I.S.S.N. 1667- 9199, Manfredi, Córdoba, Argentina. Disponible en: https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-libro_forrajes.pdf
- Bringezu, S., O'Brien, M. y Schütz, H. (2012). Beyond biofuels: Assessing global land use for domestic consumption of biomass: A conceptual and empirical contribution to sustainable management of global resources. *Land use policy*, 29(1):224-232.
- Bruinsma, J. (2009). The resource outlook to 2050: by how much do land, water and crop yields need to increase by 2050. In Expert meeting on how to feed the world in (Vol. 2050, pp. 24-26).
- Cabrini, S.M. y Calcaterra, C.P. (2009). Sistemas de Producción en el Partido de Pergamino. Valoración Económica del Impacto sobre la Capacidad Productiva de los Suelos. I Publicación INTA ISSN 1851- 6955, No. 12. <https://inta.gob.ar/documentos/sistemas-de-produccion-en-el-partido-de-pergamino-valoracion-economica-del-impacto-sobre-la-capacidad-productiva-de-los-suelos>
- Cano, P.B. y Cabrini, S.M. (2015). Determinación del Costo Ambiental Asociado a los Balances de Nitrógeno y Fósforo en Sistemas Agropecuarios del Partido de Pergamino. Disponible en: <http://repositorio.inta.gob.ar/handle/20.500.12123/1820>
- Carta, H. y Ventimiglia, L. (2001). Maíz: Fertilización con zinc. Experimentación en campo de productores. Campaña 2000/2001. UEEA INTA 9 de Julio. Bs. As., Argentina.
- Casas, R.A. (2000). La Conservación de los Suelos y la Sustentabilidad de los Sistemas Agrícolas. Disertación acto entrega premio Antonio Prego. www.insuelos.org.ar.
- Cruzate, G.A. y Casas, R.R. (2003). Balance de nutrientes. *Revista Fertilizar*, INTA, Año 8, Número Especial "Sostenibilidad" ISSN 1666-8812 diciembre 2003 pp.7-13. Disponible en: <http://fertilizando.com/articulos/BalancedeNutrientes.pdf>
- Cruzate, G.A. y Casas, R.R. (2012). Extracción y balance de nutrientes en los suelos agrícolas de Argentina. *Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica* 6:7-14. IPNI. Disponible en: [http://www.ipni.net/publication/ia-lacs.nsf/0/DoFo5E377CB382B68525799500757379/\\$FILE/21.pdf](http://www.ipni.net/publication/ia-lacs.nsf/0/DoFo5E377CB382B68525799500757379/$FILE/21.pdf)
- Cruzate, G.A. y Casas, R.R. (2017). Balance de nutrientes en los suelos agrícolas de la Argentina en la campaña 2015/16. *Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica* 28:14-23 Disponible en: [http://www.ipni.net/publication/ia-lacs.nsf/0/58CB2D937A72EAC60325821900448FF9/\\$FILE/14.pdf](http://www.ipni.net/publication/ia-lacs.nsf/0/58CB2D937A72EAC60325821900448FF9/$FILE/14.pdf)

- Darwich, N. (2007). El balance físico-económico de las rotaciones agrícolas. Proyecto Fertilizar-INTA. www.fertilizar.org.ar. Disponible en: <http://www.fertilizando.com/articulos/El%20Balance%20Fisico%20Economico%20e%20las%20Rotaciones.asp>
- FAO (Food and Agriculture Organisation). (2004). Uso de fertilizantes por cultivo en Argentina. Organización para la Agricultura y la Alimentación de las Naciones Unidas, Roma. Disponible en: http://www.fao.org/tempref/agl/agll/docs/fertuseargent_s.pdf
- FAO (Food and Agriculture Organisation). (2018). FAOSTAT Statistical Database. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. Disponible en: <http://faostat.fao.org>
- Ferraris, G., Couretot, L. y Ponsa, J. (2005). Evaluación de la utilización de molibdeno, cobalto, boro y otros nutrientes en soja de primera. En soja. Resultados de Unidades demostrativas del Proyecto Regional Agrícola, año 2005. CERBAN, Área de Desarrollo Rural EEA INTA Pergamino y General Villegas pp. 62-65. Disponible en: <http://www.crinigan.com/ensayos/maiz/INTA%20Pergamino%202010.pdf>
- Ferraris, G. y Couretot, L. (2009). Respuesta del maíz a la fertilización complementaria con Zinc, boro, y otros nutrientes. *Revista Agromercado*. ISSN 1514-2213x. Cuadernillo Fertilidad y Fertilizantes. Vol. 28, pp 22-24. Disponible en: <https://www.engormix.com/agricultura/articulos/respuesta-maiz-fertilizacion-complementariat28178.htm>
- Flores, C.C. y Sarandón, S.J. (2003). ¿Racionalidad económica versus sustentabilidad ecológica? El ejemplo del costo oculto de la pérdida de fertilidad del suelo durante el proceso de Agriculturización en la Región Pampeana Argentina. *Revista de la Facultad de Agronomía*. Universidad Nacional de La Plata. V. 105 1, p. 52-67
- Galloway, J.N., Dentener, F., Burke, M., Dumont, E., Bouwman, A.F., Kohn, R.A., Mooney, H.A., Seitzinger, S. y Kroeze, C. (2009). The impact of animal production systems on the nitrogen cycle. In: Steinfeld H; Mooney HA; Schneider F; Neville LE, eds. *Livestock in a changing landscape*. Vol. 1. Island Press, Washington, DC, USA. p. 83-95. Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/45313467_The_impact_of_animal_production_systems_on_the_nitrogen_cycle
- García, F.O y Correndo, A.A. (2016). Cálculo de Requerimientos Nutricionales - Versión 2016. IPNI. Disponible en: <http://lacs.ipni.net/article/LACS-1024>
- García, F.O y Darwich, N. (2009). La fertilización: Tecnología para sostener la productividad de nuestros suelos. In: La Argentina 2050: La revolución tecnológica del agro. Hacia el desarrollo integral de nuestra sociedad. D. Ricci coord.. 1a. ed. Buenos Aires. Cámara de Sanidad Agropecuaria y Fertilizantes CASAFE. pp.417-445. ISBN 978-987-1563-00-5.
- García, F.O. y González Sanjuan, M.F. (2016). Consumo de fertilizantes en el mundo y en la Argentina. *Sustentabilidad de los agrosistemas y uso de fertilizantes. Orientación Grafica Editora-AACS-Fertilizar AC, Buenos Aires, Argentina*, pp.61-84. Disponible en: [http://lacs.ipni.net/ipniweb/region/lacs.nsf/e0fo85ed5f091b1b85257900057902e/251e0b2ce526f8b1032580360060025a/\\$FILE/Garcia%20y%20Gonzalez%20Sanjuan%20-%20Consumo%20de%20fertilizantes%20en%20el%20mundo%20y%20en%20la%20Argentina.pdf](http://lacs.ipni.net/ipniweb/region/lacs.nsf/e0fo85ed5f091b1b85257900057902e/251e0b2ce526f8b1032580360060025a/$FILE/Garcia%20y%20Gonzalez%20Sanjuan%20-%20Consumo%20de%20fertilizantes%20en%20el%20mundo%20y%20en%20la%20Argentina.pdf)
- Gelati, P.R. y Vázquez, M.E. (2007). Extracción agrícola de bases en el norte de la provincia de Buenos Aires, Argentina: costo de su remediación e implicancias económicas. *Revista de la Red Iberoamericana de Economía Ecológica*. ISSN 13902776
- Ghida Daza, C. (2013). Valoración económica del balance de nutrientes en la provincia de Córdoba. Información para Extensión No 141. EEA INTA Marcos Juárez, 9 pp.
- Giancola, S.I., Salvador, M.L., Covacevich, M. y Iturrioz, G. (2009). Análisis de la cadena de soja en la Argentina. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, 117p. Estudios socioeconómicos de los sistemas agroalimentarios y agroindustriales. Disponible en: http://www.sidalc.net/cgi-bin/wxis.exe/?IisScript=agrisa.xis&method=post&formato=2&cantidad=1&expression=mf=004_457
- González Sanjuán, M.F., Grasso A.A. y Bassi, J. (2013). Fertilizantes en Argentina. Análisis del Consumo. *Revista Fertilizar* 25:25-29. <https://www.fertilizar.org.ar/?p=1997>
- GRAIN (2015). Argentina: Nuevos transgénicos "nacionales". Las resistencias se multiplican. Disponible en: <https://www.grain.org/article/entries/5357-argentina-nuevos-transgenicos-nacionales-las-resistencias-se-multiplican>
- Herridge, D.F., Peoples, M.B. y Boddey, R.M. (2008). Global inputs of biological nitrogen fixation in agricultural systems. *Plant Soil* 311, 1-18. <https://doi.org/10.1007/s11104-008-9668-3>
- IFA (International Fertilizer Association), 2018. Fertilizer consumption database. Disponible en: <http://ifadata.fertilizer.org/ucSearch.aspx>
- Iglesias, D.H., Zanotti, N.L., Iturrioz, G., Costa, E.Á., D'adam, H., Wiedenhofer, K. y Vasallo, J.J. (2008). El balance de nutrientes en la Provincia de La Pampa y sus implicancias económicas. *Revibec: revista iberoamericana de economía ecológica* 9:19-30. Disponible en: <https://www.raco.cat/index.php/Revibec/article/view/123042>

- INDEC (Instituto Nacional de Estadística y Censos). (2018). Estadísticas de Comercio Exterior. Instituto Nacional de Estadísticas y Censos de la República Argentina. Disponible en: <https://www.indec.gob.ar/indec/web/Nivel3-Tema-3-2>
- Manchado, J. (2010). La sustentabilidad en la agricultura pampeana: Valoración económica del balance de nutrientes para las principales actividades agropecuarias extensivas en la Región Centro Sur de la Provincia de Buenos Aires. <https://inta.gob.ar/documentos/la-sustentabilidad-en-la-agricultura-pampeana-valoracion-economica-del-balance-de-nutrientes-para-las-principales-actividades-agropecuarias-extensivas-en-la-region-centro-sur-de-la-provincia-de-buenos-aires>
- Mateos, G.G., Sueiro, S., Rebollar, P.G., Serrano, M.P., González, M. y Lázaro, R. (2009). Influencia del origen de la harina de soja sobre la composición química, el valor nutricional y la calidad de la proteína. pp 214–216 in Proc. XIII Congress in Animal Production.
- MECON (Ministerio de Economía). (2011). Complejo Oleaginoso, Ministerio de Economía y Finanzas Públicas de la República Argentina. Disponible en: https://www.economia.gob.ar/peconomica/docs/Complejo_Oleaginoso.pdf
- MH (Ministerio de Hacienda). (2017). Informe de la cadena de valor. Oleaginosas. Ministerio de Hacienda de la República Argentina. Disponible en: https://www.economia.gob.ar/peconomica/docs/2017/SSPMicro_Cadena_de_Valor_Oleaginosas.Pdf
- MinAgri (Ministerio de Agroindustria). (2018). Datos Agroindustriales, Ministerio de Agroindustria de la República Argentina. Disponible en: <https://datos.agroindustria.gob.ar/>
- OSAS (Observatorio Socio-Ambiental de la Soja). (2015). Resumen ejecutivo. El monocultivo de soja en el Cono sur de Sudamérica: Aportes para un manejo responsable. Disponible en: <http://observatoriosoja.org/el-monocultivo-de-soja-en-el-cono-sur-de-sudamerica-aportes-para-un-manejo-responsable/>
- Pengue, W.A. (2000). Cultivos Transgénicos, ¿Hacia dónde vamos?. UNESCO. Lugar Editorial. Buenos Aires.
- Pengue, W.A. (2010). Suelo virtual, biopolítica del territorio y comercio internacional. *Fronteras*, 10, pp.1-20. Disponible en: <http://www.sidalc.net/cgi-bin/wxis.exe/IsisScript=bibunfa.xis&method=post&formato=2&cantidad=1&expression=mfn=018913>
- Pengue, W.A. (2014). Cambios y escenarios en la agricultura argentina del siglo XXI. Programa de Desigualdad y Democracia. Fundación Heinrich Böll. Buenos Aires, Argentina. Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/273058846_CAMBIOS_Y_ESCENARIOS_EN_LA_AGRICULTURA_ARGENTINA_DEL_SIGLO_XXI
- Pengue, W.A. (2015). Dinámicas y perspectivas de la agricultura actual en Latinoamérica: Bolivia, Argentina, Paraguay y Uruguay. Santiago de Chile: Ediciones Böll. Disponible en: https://www.researchgate.net/profile/Walter_Pengue/publication/311273290_Dinamicas_y_Perspectivas_de_la_Agricultura_Actual_en_Latinoamerica/links/5840674108aeda696811769f/Dinamicas-y-Perspectivas-de-la-Agricultura-Actual-en-Latinoamerica.pdf
- Pengue, W.A. (2016). Cultivos Transgénicos ¿Hacia dónde fuimos?, GEPAMA FHB, Santiago, Chile.
- Penna, J.A y Lema, D. (2003). Adoption of herbicide tolerant soybeans in Argentina: an economic analysis, in Kalaitzandonakes, pp. 203-221. Disponible en: https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-1-4615-0177-0_11
- Pérez-Manrique, L.P., Brun, J., González-Martínez, A.C., Walter, M. y Martínez-Alier, J. (2013). The biophysical performance of Argentina (1970–2009). *Journal of Industrial Ecology* 17(4):590-604. Disponible en: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/jiec.12027>
- Regunaga, M. (2010). Implications of the organization of the commodity production and processing industry : the soybean chain in Argentina (English). LCSSD occasional paper series on food prices. Washington, DC ; World Bank Group. Disponible en: <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/18710?show=full>
- Rockström, J. y Klum, M. (2015). Big world, small planet: abundance within planetary boundaries. Stockholm, Sweden: Max Ström. Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/284935947_Big_world_small_planet_Abundance_within_planetary_boundaries
- Sainz Rozas, H., Eyherabide, M., Echeverría, H.E., Barbieri, P., Angelini, H., Larrea, G.E., Ferraris, G.N. y Barraco, M. (2013). ¿Cuál es el estado de la fertilidad de los suelos argentinos?. En: Simposio Fertilidad 2013. IPNI Cono Sur-Fertilizar, Rosario, Mayo. Int. Inst. Disponible en: <https://ruralnet.com.ar/wpcontent/uploads/2017/10/inta.estado-fertilidad-suelos-argentinos.pdf>
- Salvagiotti, F., Barraco, M., Dignani, D., Sanchez, H., Bono, A., Vallone, P., Gerster, G., Galarza, C., Montoya, J. y Gudelj, V. (2013). Plant stand, nodulation and seed yield in soybean as affected by phosphate fertilizer placement, source and application method. *European Journal of Agronomy*. 51. 25–33. 10.1016/j.eja.2013.06.006. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1161030113000889>
- Salvagiotti, F., Collino, D.J., Peticari, A., Piccinetti, C., Ovando, G., Urquiaga, S. y Racca, R.W. (2015). El aporte de la fijación biológica de nitrógeno en el cultivo de soja en Argentina. *Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica* 20:7-11. Disponible en: [http://ipni.net/publication/ia-lacs.nsf/02ADAC12988329BoA03257F3800642430/\\$FILE/7.pdf](http://ipni.net/publication/ia-lacs.nsf/02ADAC12988329BoA03257F3800642430/$FILE/7.pdf)

- Svampa, M. y Antonelli, M.A. (2009). Hacia una discusión sobre la megaminería a cielo abierto. En: Svampa, Maristella y Antonelli, Mirta A. (Edits.). *Minería transnacional, narrativas del desarrollo y resistencias sociales*, Buenos Aires: Biblos, 15-29.
- Teubal, M. (2006). Expansión del modelo sojero en la Argentina. De la producción de alimentos a los commodities. *Realidad económica* 220: 71-96. Disponible en: <http://www.sidalc.net/cgi-bin/wxis.exe/?IsisScript=bibunfa.xis&method=post&formato=2&cantidad=1&expresion=mfn=014337>.
- Trigo, E.J. (2016). Veinte años de cultivos genéticamente modificados en la agricultura argentina. ArgenBio, CABA, Argentina. Disponible en: https://www.argenbio.org/adc/uploads/20GM_2016/Informe_20GM_web.pdf
- UNC (United Nations Comtrade). (2018). International Trade Statistics. United Nations Comtrade. Disponible en: <https://comtrade.un.org/pb/>
- USDA (United States Department of Agriculture). (2018a). Production, Supply and Distribution Data, Foreign Agricultural Service, United States Department of Agriculture. Disponible en: <https://apps.fas.usda.gov/psdonline/app/index.html#/app/home>
- USDA (United States Department of Agriculture). (2018b). Fertilizer use and price. Economic Research Service. Disponible en: <https://www.ers.usda.gov/data-products/fertilizer-use-and-price.aspx>
- Van Eys, J.E., Offner, A. y Bach, A. (2004). Manual of quality analysis for soya bean products in the feed industry. Chapter 4, Chemical and nutritional composition of soya bean products.
- Ventimiglia, L.A., Carta, H.G. y Rillo, S.N. (1999). Exportación de nutrientes en campos agrícolas. <http://www.elsitioagricola.com>
- Vicente, G. y Engler, P. (2007). Economía, Sustentabilidad y la Valoración Económica del crecimiento agrícola en Entre Ríos. En Caviglia O., Paparotti O. y Sasal M.C. (Eds.). *Agricultura Sustentable en Entre Ríos* ISBN N° 978-987-521-253-4. Ediciones INTA. p. 69-74
- Viglizzo, E.F., Lértora, F., Pordomingo, A.J., Bernardos, J.N., Roberto, Z.E. y Del Valle, H. (2001). Ecological lessons and applications from one century of low external-input farming in the pampas of Argentina. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 83:65-81, doi: [10.1016/S0167-88090000155-9](https://doi.org/10.1016/S0167-88090000155-9)
- Viglizzo, E.F., Frank, F.C., Carreño, L.V., Jobbagy, E.G., Pereyra, H., Clatt, J., Pincen, D. y Ricard, M.F. (2011). Ecological and environmental footprint of 50 years of agricultural expansion in Argentina. *Global Change Biology*, 17(2): 959-973. Disponible en: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1365-2486.2010.02293.x>
- WWF (World Wide Fund for Nature). (2014). *The Growth of Soy: Impacts and Solutions*. WWF International, Gland, Switzerland.
- Zazo, F.E., Flores, C.C y Sarandón, S.J. (2011). El "costo oculto" del deterioro del suelo durante el proceso de "sojización" en el Partido de Arrecifes, Argentina. *Revista Brasileira de Agroecologia*, 6(3):3-20. Disponible en: <http://orgprints.org/23060/>
- Zuberman, F. (2019). Suelo Virtual y deuda ecológica. Un cálculo para la expansión de la soja en Argentina. *SaberEs*, 11(1). Disponible en: <http://www.saberes.fcecon.unr.edu.ar/index.php/revista/article/view/194>

VII. Discusión general

VII.1 Alcance y limitaciones del análisis

El presente trabajo ha constituido un esfuerzo desafiante de investigación y análisis que ha perseguido ilustrar, de manera integral, el perfil metabólico de la agricultura en Argentina durante el período productivo de mayor relevancia, enfocándose en un elemento de valor estratégico como el capital natural que constituye el suelo. En un esfuerzo por abarcar el sistema de manera integral, el análisis consideró 78 productos de las actividades de agricultura extensiva, intensiva y producción animal, en una escala espacio-temporal extensa, cubriendo la gran mayoría de los distritos del territorio nacional desde la segunda mitad del siglo pasado hasta su actualidad. La evaluación desde una perspectiva espacio-temporal macro, permite evitar las restricciones metodológicas asociadas a la identificación de fenómenos sistémicos partiendo de mediciones sitio-específicas, altamente dependientes de variables edáficas, climáticas y de los cultivos (Ladha *et al.*, 2011). El análisis macro se enfoca, en cambio, en las cantidades totales de consumo y uso de nutrientes a nivel de sistema (Ladha *et al.*, 2016), que pueden calcularse con métodos relativamente simples a partir de registros históricos cuantitativos, con los que se puedan identificar las principales fuentes y sumideros.

El proceso de cálculo, sin embargo, no estuvo exento de restricciones estadísticas y metodológicas, en tanto el trabajo, indudablemente, se confrontó con la enorme variabilidad espacial y temporal de los flujos de nutrientes, altamente sitio-específicos, dependientes del ambiente, el manejo y el cultivo. Esta limitantes impusieron la asunción de determinados criterios conceptuales para la estimación de las diversas variables, por lo que las resultantes de los flujos y balances presentadas en esta tesis no están libres de cierto nivel de incertidumbre. De todos los flujos incluidos, aquéllos cuyo cálculo implicó el uso de bases estadísticas oficiales y de larga serie (*i.e.* cosecha de productos [C], consumo fertilizante [F]) presentan la mayor robustez y consistencia; los flujos de FBN, L, EG o DA, por caso, si bien se basaron en las mismas series estadísticas, fueron estimados a partir de coeficientes y tasas de referencia. La contribución de la FBN implicó un cálculo indirecto a partir de la producción de biomasa y el uso de coeficientes de referencia (ver detalles en III.2.a), asumiendo como efectiva y eficiente una relación simbiótica entre la especie *Rhizobium* y la soja, algo que no exime de incertidumbre al resultado, dado que este proceso es altamente sitio, cultivo y manejo-específico (Collino *et al.*, 2015). Para L y EG, la situación fue similar, en tanto las

estimaciones se basaron en coeficientes de referencia a partir de datos estadísticos de larga serie a escala nacional. Para la DA, si bien las tasas utilizadas se basaron en mediciones a campo locales, son representativas de pocos sitios experimentales. La inclusión de este flujo, por ejemplo, fue la causa de una resultante positiva para los balances de S y Ca en la agricultura extensiva, con saldos por unidad de área apenas menores que el aporte teórico de la DA. A pesar de ello, creo que su inclusión, arriesgando una sobreestimación de este flujo, constituye una mejora respecto de la mayoría de los trabajos de balance, donde la DA es usualmente ignorada como vía de ingreso nutriente. En este mismo sentido, para incidir menos en la incertidumbre de los resultados, se dejaron de lado flujos como la fijación no biológica, erosión, sedimentación, entre otros potenciales. En comparación con los flujos principales de los agroecosistemas, estos procesos de ingreso y egreso presentan generalmente magnitudes despreciables (Oenema *et al.*, 2003). Por otro lado, debe evitarse extender los resultados aquí presentados al comportamiento de la dinámica de nutrientes a nivel de potrero, donde los flujos no comprendidos en este trabajo pueden jugar un papel de significancia, en función del contexto ambiental y productivo específico.

Finalmente, las mayores restricciones advinieron en el análisis de las producciones animales. El hecho de no contar con suficiente información desagregada a nivel distrital para todo el período histórico cubierto, impidió realizar una evaluación detallada de la distribución de sus niveles de extracción y balances en el espacio. Al mismo tiempo, como las estadísticas de atribución de recurso forrajero por actividad son muy escasas, no pudo realizarse una diferenciación entre actividades, que fueron analizadas conjuntamente como un gran sistema de producción animal. Estos resultados deben ser interpretados en ese sentido.

La construcción de balances nutrientes a partir de los flujos a escala macro, es una herramienta muy útil para ponderar la dinámica de uso, consumo y ciclado nutriente a nivel sistémico de la actividad agrícola (Liu *et al.*, 2010; Bouwman *et al.*, 2013). En el presente estudio, sirvió el propósito concerniente a mejorar la comprensión respecto de la magnitud, evolución y dinámica del uso y consumo de nutrientes para las diferentes actividades de producción primaria en la mayor y más relevante etapa de la historia agrícola nacional, en tanto que capital natural de importancia estratégica para la actividad primaria en Argentina. Asimismo, el estudio presenta un concepto y abordaje original del capítulo argentino en la corriente y multifacética crisis ecológica global, donde la situación de los suelos y los Intangibles Ambientales ha sido resaltada recientemente por iniciativas y actores clave a nivel mundial (UNEP, 2014; TEEB, 2018), que han sumado de manera explícita a sus análisis los cálculos de flujos de materiales y suelo virtual. Este nuevo enfoque suma nuevos elementos de análisis para ponderar e interconectar los sistemas agroalimentarios globales

de manera sistémica e integral, superando las convencionales perspectivas relativas a la productividad y los efectos de la fertilización.

VII.2 Los flujos nutrientes en la producción primaria

El comportamiento y la dinámica de los in-flujos nutrientes fue disímil entre las tres actividades de producción primaria. La agricultura extensiva fue la única actividad de las tres que describió una situación de déficit continuo e incremental, conllevando a una pérdida neta del stock agregado de nutrientes, en un proceso de merma del capital natural de un suelo reconocidamente fértil. A pesar de que los cultivos extensivos consumieron la gran mayoría del fertilizante mineral, entre el 85 y el 95% del consumo aparente a nivel nacional, esta fuente fue la menor contribución a la entrada nutriente (19%), con bajas dosis de uso históricas. A pesar del significativo aumento del consumo aparente en las últimas décadas, hacia 2011-2015 la dosis agregada rondaba los 29 kg ha.a⁻¹ para la superficie con cultivos arables. Con un consumo anual mucho menor, la F en los cultivos intensivos fue la segunda fuente en importancia (13% del ingreso total). La dosis por área, sin embargo, fue mucho más elevada que para los cultivos extensivos, de c. 137 kg ha.a⁻¹, hacia 2011-2015. En la producción animal, la F fue más bien despreciable, menor al 1% del ingreso total.

El proceso de ingreso nutriente por FBN tuvo su rol más incidente en la agricultura extensiva, explicando c. 56% de los ingresos totales. Si bien en esta participación se incluyen seis cultivos de legumbres, sólo la soja aportó el 97%. Para el último quinquenio del período analizado, la FBN aportaba c. 92 kg N ha.a⁻¹. En la agricultura intensiva, en cambio, el aporte fue muy pequeño (inferior al 1% del ingreso), debido a la FBN en arveja fresca. Distinta fue la situación de la producción forrajera para consumo animal, donde las pasturas cultivadas puras y mixtas de alfalfa adicionaron por FBN c. 18% del ingreso agregado.

El ingreso nutriente por abonos aplicados fue la principal fuente de insumo para la agricultura intensiva (82% del ingreso) que, ponderado por la superficies efectiva de producción, representó un aporte por unidad de área elevado, de c. 353 kg ha.a⁻¹. Hacia el final del período, en 2011-2015, esta misma variable se encontraba en 372 kg ha.a⁻¹.

Como la contribución de la DA fue estimada en función del área, este in-flujo representó una entrada de mayor volumen para las actividades extensivas, la producción animal y la agricultura extensiva, y en mucho menor medida para la agricultura intensiva. La DA explicó el 28%, 25% y 5% del ingreso total para cada actividad, respectivamente. Esta vía fue una fuente proporcionalmente sustancial del ingreso para K, S, Ca y Mg, sobre todo en la

agricultura extensiva, y fue la única fuente constatada para los últimos dos elementos en todas las actividades de la producción primaria.

En términos de volumen acumulado, la agricultura extensiva fue por mucho la actividad más extractiva, con una remoción de suelo virtual seis veces superior a la producción animal y veintisiete veces superior a la agricultura intensiva. Esto sucedió en un contexto de dinámico y dramático incremento de la superficie y la producción de biomasa, multiplicadas por tres y siete para los cultivos extensivos, respectivamente, desde el inicio al final del período analizado. El avance productivo de la agricultura intensiva fue en cambio apenas modesto, con un bajo nivel de expansión superficial, pero una mejora de la productividad del 50%. En términos de unidad de superficie, empero, la media de la agricultura intensiva para el período acumulado fue superior a la de la agricultura extensiva, si bien apenas un 7%. En este sentido, la hipótesis sobre el mayor carácter extractivo de la agricultura extensiva es confirmada parcialmente. Considerando la situación más actual, hacia el final del período (2011-2015), la situación es ya inversa, con la agricultura extensiva removiendo un cuarto más que la intensiva, c. 168 versus 136 kg SV ha.a⁻¹. En total, la cosecha fue de 104 Mt de biomasa, con 5.4 Mt de nutrientes. Para el período 2011-2015, la actividad mostraba una extracción agregada de 110 mil t anuales, c. 136 kg ha.a⁻¹. La producción animal, por su parte, fue la de menor cosecha nutriente. Con una producción de biomasa en carne, leche y lana de c. 553 Mt, la remoción de suelo virtual fue de 21.5 Mt. Durante el último quinquenio 2011-2015, la remoción agregada fue de 412 mil t.a⁻¹, equivalente a 3.6 kg ha.a⁻¹ (considerando la superficie forrajera).

De entre las salidas por lavado y emisión, las más bajas resultaron en la agricultura extensiva, lo que se desprende del bajo uso fertilizante por unidad de área; hacia 2011-2015 éstas se acercaban a 29 kg ha.a⁻¹. La producción animal, a partir del abono orgánico depositado, generó salidas por L y EG cercanas al doble que la agricultura extensiva. Fueron las salidas más significativas de esta producción: más de dos tercios del egreso total, ambas por encima de la cosecha, aunque describiendo un bajo nivel relativo: en 2011-2015, promediaban 11 kg N ha.a⁻¹. En los cultivos intensivos, en cambio, este influjo fue mucho mayor que para las otras actividades, ligado fundamentalmente a la intensidad del uso nutriente por unidad de área, mayormente de abonos. Sumadas L y EG, las salidas por unidad de área fueron 9 y 18 veces mayor cantidad que para las actividades animal y agrícola extensiva, respectivamente. Para el ciclo 2011-2015, la agricultura intensiva perdía por esta vía c. 124 kg ha.a⁻¹. Cifras de esta magnitud son concordantes con los fenómenos de contaminación de aguas subsuperficiales por lavado y escurrimiento de nutrientes reportados para los cordones frutihortícolas en la periferia de las áreas urbanas (Auge *et al.*, 2004; Rozadilla *et al.*, 2015). La mayor ocurrencia

de altas condiciones de humedad y percolación del agua en estos cultivos, como producto del riego, favorece la ocurrencia de éstos procesos de salida.

La dinámica de ingresos y egresos nutrientes resultó en balances disímiles para las distintas actividades. La agricultura extensiva fue la única deficitaria de entre las tres actividades; el saldo neto fue de -34 Mt. Para el quinquenio 2011-2015, el mismo mostraba un nivel de -1.2 Mt por año, tanto como -36 kg ha.a⁻¹ para la superficie arable. En contraposición, la agricultura intensiva y las actividades de producción animal fueron superavitarias. En el primer caso, el excedente fue de 10.7 Mt de nutrientes, durante el período analizado, con un nivel para el quinquenio 2011-2015 de 271 kg ha.a⁻¹. Podría especularse que cierta parte de esta cantidad excedente ha contribuido a la formación de materia orgánica, mediando un proceso de inmovilización, aunque la alta frecuencia de laboreo y la mayor ocurrencia de la práctica de riego en los cultivos intensivos (Fernández Lozano, 2012), así como los mencionados trabajos indicativos de contaminación en los cinturones hortícolas periurbanos, conducen a pensar que la mayor parte de este excedente ha percolado o se ha escurrido a los cuerpos de agua aledaños. El balance positivo de la producción animal fue el mayor de los dos en términos de volumen absoluto. En 2011-2015, este excedente promedió los c. 70 kg ha.a⁻¹.

VII.3 Pérdida de capital natural y alteración de los ciclos biogeoquímicos

La pérdida de capital natural no se limita sólo a un cambio del stock en el inventario de recursos naturales, sino que afecta la estructura del ecosistema y las relaciones estructurales de sus elementos (Wackernagel, 1994), cuya integridad organizacional, es decir, las propiedades y relaciones que deben estar presentes para que algo exista, resulta crítica para la continua auto-replicación del sistema (Maturana, 1992). La afectación del capital natural repercute entonces en la sostenibilidad del sistema, aunque esto ha sido interpretado de distintas maneras: entre aquellas posturas que sostienen que el stock biofísico del capital natural debe mantenerse constante (sostenibilidad fuerte) y otras que aceptan pérdidas de capital natural si éstas pueden ser compensadas por una acumulación equivalente de capital generado por el humano (sostenibilidad débil) (Pearce y Turner, 1990; Costanza y Daly, 1992; Rees, 1992). Sin embargo, en disciplinas como la Economía Ecológica, prevalece mayoritariamente la idea de que el capital natural no puede ser substituido por el capital humano, sugiriendo incluso que el primero es un pre-requisito para la existencia del segundo (Naredo y Parra, 2000; Naredo y Gutiérrez, 2005).

La alteración de los flujos de entrada y salida de nutrientes por la actividad agrícola repercute principalmente en el nivel de materia orgánica del suelo y su capacidad para recomponerla. Esto ocurre principalmente por un continuo desbalance entre la biomasa cosechada y el material vegetal que queda como sustrato para la formación de nueva materia orgánica. Del modo en que funcionan los ciclos biogeoquímicos en los ecosistemas terrestres destinados a la producción de cultivos anuales de elevado rendimiento, será difícil mantener y reconstruir los stocks de materia orgánica acumulados por los ecosistemas nativos que precedieron a la actividad agrícola. Por otro lado, el desbalance de nutrientes no puede subsanarse con un paradigma de fertilización ilimitada, en tanto conlleva a una plétora de externalidades y conflictos ambientales. Por un lado, los fertilizantes de síntesis química pueden comprometer la formación de materia orgánica por una promoción de la mineralización: el aporte de N en demasía, por ejemplo, baja la relación C/N de la materia orgánica favoreciendo su mineralización a partir de bacterias que se multiplican por la relación de N favorable (Bourguignon y Bourguignon, 2015), aunque esta situación depende de las condiciones del cultivo, el manejo y las dosis de aplicación (Mahal *et al.*, 2019). Ahora bien, el humus está mayormente formado por la lignina, que sólo es atacada por los hongos. Estos últimos, protagonistas de la humificación, se reproducen 20 veces menos rápido que las bacterias. El resultado es un mayor ritmo de mineralización que de humificación.

Al mismo tiempo, la aplicación frecuente de fertilizantes contribuye a la acidificación de los suelos (Liebig *et al.*, 2002). Los fertilizantes nitrogenados, el ejemplo paradigmático, reaccionan en suelo mediante un proceso de hidrólisis que aumenta la concentración de iones hidrógeno en la solución del suelo (Divito *et al.*, 2011), acidificando el medio. Su aplicación también promueve el proceso de manera indirecta: el insumo nutriente da lugar a una mayor productividad del cultivo, promoviendo una mayor extracción de bases por cosecha, como Ca^{+2} , Mg^{+2} o K^{+} ; a medida que los cationes son removidos de los coloides del suelo, son reemplazados por hidrógeno y aluminio, disminuyendo la carga negativa de los coloides y su posibilidad de retener cationes (Conti, 2009). Simultáneamente, la acidez incrementa la posibilidad de solubilización de sales de calcio y magnesio, susceptibles a la migración profunda (Gelati y Vázquez, 2008). La acidificación severa perjudica el desarrollo de la fauna microbia del suelo, alterando el ciclo del C y otros nutrientes (Kemmitt *et al.*, 2006). También afecta los cultivos, reduciendo la producción de biomasa y el rendimiento (Zhao *et al.*, 2010). La baja del stock de bases y la tendencia a la acidificación de los suelos ha sido reportada para la región pampeana (Sainz Rozas *et al.*, 2011; Vázquez, 2011), con valores promedio de pH inferiores a los suelos prístinos.

Desde otra perspectiva más global, tanto la producción industrial como el uso fertilizante conllevan a una alteración directa de los ciclos biogeoquímicos, un problema aún más prioritario, según Rockstrom *et al.* (2009), que el calentamiento climático. La fabricación de fertilizantes nitrogenados implica la conversión de una gran cantidad de N neutro en reactivo; actualmente, más N atmosférico es convertido a N reactivo por la actividad antrópica que por todos los mecanismos naturales del planeta combinados (Rockström y Klum, 2015), siendo la fijación industrial de N₂ a NH₃, y la fijación simbiótica por el cultivo de leguminosas, responsables de c. 80% del N fijado globalmente, c. 80 y c. 40 Mt N año⁻¹, respectivamente. Una alta proporción de este N culmina en las vías fluviales y sus ambientes costeros, se deposita en los sistemas acuáticos de la tierra, o contribuye con la generación de emisiones gaseosas a la atmósfera, en un fenómeno global denominado como *cascada de N* (Galloway *et al.*, 2003). En efecto, el límite biofísico máximo de activación de N que permitiría una vida terrestre segura, ya ha sido sobrepasado cerca de cuatro veces (Rockström *et al.*, 2009).

Para el caso del P, por su parte, el mismo es un mineral fósil de yacimientos finitos, no renovables (Cordell *et al.*, 2009); su ingreso al sistema terrestre se da por meteorización mediante procesos geológicos, y con la aplicación de P minado para uso humano (*e.g.* fertilización). Ha sido estimado que tanto como el 45% de los 20 millones de toneladas de P extraídas anualmente, terminan vertiéndose al océano (Rockström *et al.*, 2009). Esta cantidad de P representa ocho veces la tasa natural de reciclaje, y ha sido sugerida como una de las principales causas de la extinción de la vida marina por eventos oceánicos anóxicos críticos a gran escala (Watson, 2017).

Sumado a las anteriores contradicciones, los depósitos minerales de los nutrientes son finitos y, a pesar de que las reservas globales de P y K sean significativas (Van Kauwenbergh, 2010), también lo son limitadas, y serán eventualmente agotadas. La finitud del recurso reviste una problemática de dimensión económica, en tanto el progresivo agotamiento de las reservas y el mayor costo de la energía fósil provocan un aumento del precio de los fertilizantes (Bourguignon y Bourguignon, 2015). En este contexto, el sistema de producción agrícola genera un ciclo de retroalimentación: el aumento de la producción conlleva a una mayor demanda de insumo nutriente, que a la vez acelera la tasa de agotamiento de las reservas, y se traduce en una escalada del precio, sumado, todo, a una estrategia productiva basada en la dependencia fertilizante. El encarecimiento del fertilizante desalienta luego su aplicación. Para los fertilizantes fosforados, por caso, la tendencia proyectada indica un aumento sostenido del precio en las décadas por venir (Cordell *et al.*, 2009; Van Vuuren *et al.*, 2010). Al mismo tiempo, la situación se agrava al considerar que tanto los yacimientos fósiles como la industria fertilizante global, presentan una elevada concentración en pocos actores (Torero,

2015), con gran capacidad de control de la producción y distribución de los insumos nutrientes. En este contexto, el precio internacional de los fertilizantes ha crecido en las décadas pasadas a ritmos superiores que los granos (Fig. 97). Cada vez, mayor cantidad de producto agrícola, compra proporcionalmente menor cantidad de insumo nutriente.

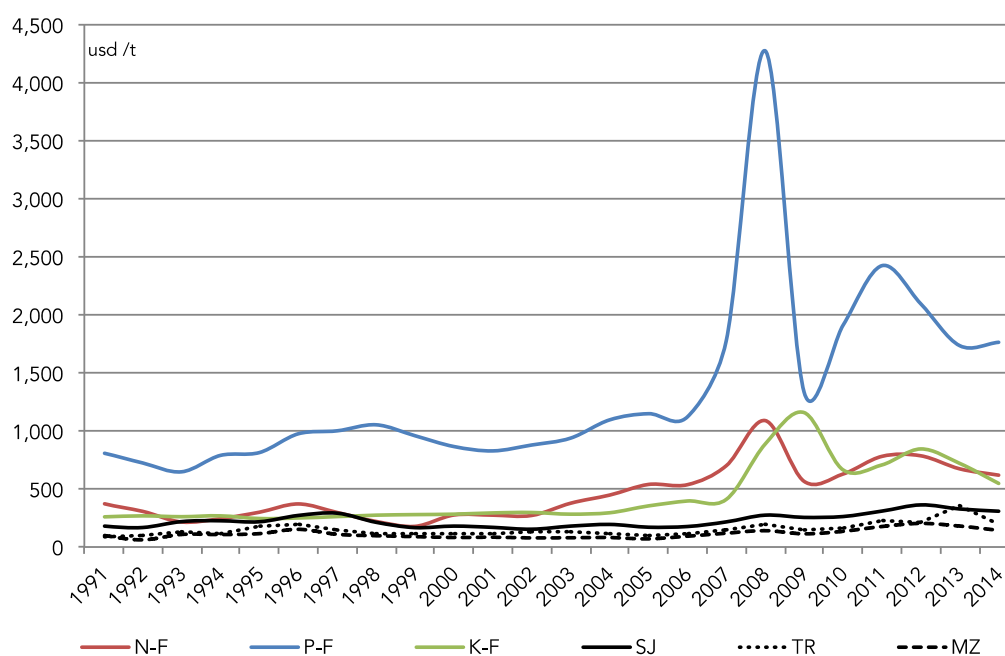


Fig. 97. Evolución del precio internacional de granos y fertilizantes. Valores en dólares reales de 2010, por unidad de grano y nutriente, en base a fuente fertilizante: urea (N), superfosfato triple (P) y cloruro de potasio (K). Ref.: SJ, soja; TR, trigo; MZ, maíz. Elaborado en base a datos del BM (2018).

Independientemente del tiempo restante hasta el agotamiento de las reservas geológicas, la suficiencia o no del suministro debe ser contrastada con el patrón de los flujos nutrientes que describe el consumo de la sociedad (MacDonald *et al.*, 2011). Mejoras en la eficiencia de utilización del P o el K pueden extender el uso futuro, pero si la evolución en la magnitud de los flujos nutrientes no es sostenible, intentar elucidar mejoras del manejo para obtener mayores eficiencias no será de gran ayuda para alcanzar una situación de sostenibilidad.

VII.4 El escenario agroalimentario futuro y el rol de la Argentina

Los desafíos de la producción agroalimentaria mundial en las décadas por venir se vislumbran desmedidos. Aumentos en la demanda global por los alimentos, agrocombustibles y biomateriales se han estimado en cerca del doble hasta el año 2050 (Glenn *et al.*, 2008; Alexandratos y Bruinsma, 2012), un crecimiento implícito de c. 2.4% anual (Fig. 98). Se prevén incrementos en los consumos de carne, granos, oleaginosas y biocombustibles, que traccionarán a su vez un incremento de la presión productiva sobre la agricultura (Oliverio y

López, 2017). Este panorama se presenta en un contexto de considerable ralentización del aumento en la productividad, con serias dudas respecto de la capacidad futura para lograr aumentos del rendimiento de igual magnitud a los experimentados en el pasado (Alexandratos y Bruinsma, 2012). Esto, además, sumado al acercamiento del calentamiento climático, previsto de afectar negativamente el potencial productivo en muchas regiones del mundo (Lipper *et al.*, 2014). En este sentido, según la tendencia de la estrategia agrícola vigente, los esfuerzos por aumentar la producción se concentrarán en la intensificación agrícola en los países ricos pero, sobre todo, mediante la expansión de la superficie agrícola (Tilman *et al.*, 2011), que tendrá lugar mayormente en los países en vías de desarrollo, y con especial énfasis en Sudamérica (USDA, 2017). Al mismo tiempo, esto sucederá en un contexto vigente y en auge de globalización y concentración del mercado en pocas corporaciones agroalimentarias, hoy en día actores dominantes, siendo a la vez proveedoras de insumos, productoras y comercializadoras a escala global (TEEB, 2018).

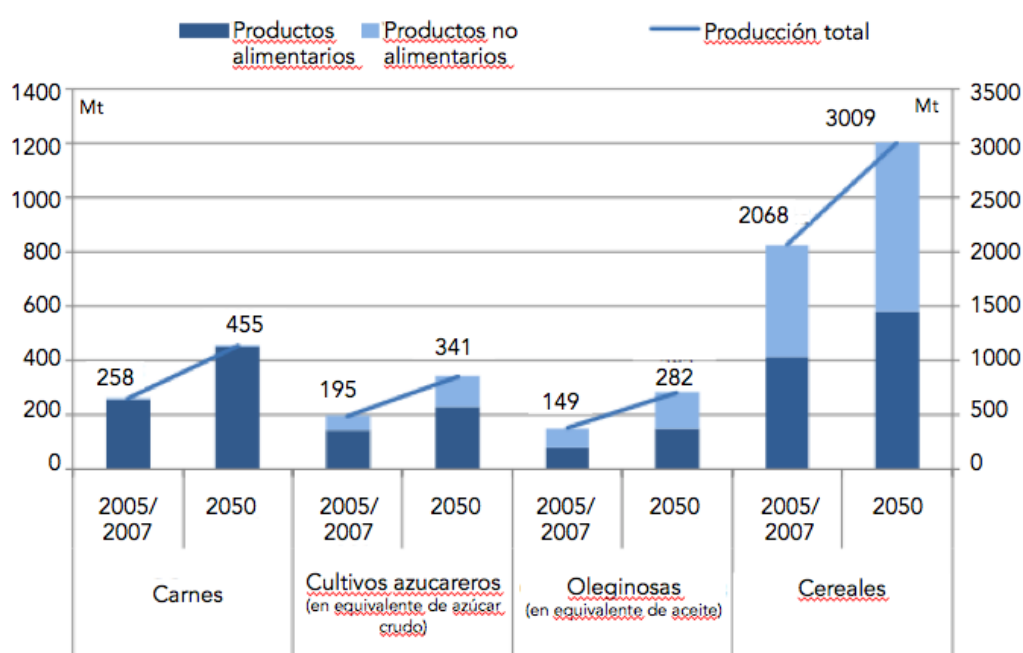


Fig 98. Proyección del crecimiento global de la producción y uso de biomateriales. Fuente: adaptado de Alexandratos y Bruinsma (2012).

Con todo, se proyecta que la productividad agrícola se incremente a tasas mayores que el crecimiento poblacional, originando un aumento del alimento disponible per cápita. Contradictoriamente, la disponibilidad alimentaria per cápita actual es suficiente para proveer de calorías alimentarias a 12 mil millones de personas (WHO, 2019), suficiente para suplir las necesidades de la población proyectada hasta el año 2050. Al mismo tiempo, el sistema agroalimentario se haya en un pico histórico de productividad; paradójicamente, sin embargo, esta superproducción alimentaria se contrasta con un aumento del hambre: en

2017, se constató por tercer año consecutivo el incremento en la cantidad de personas convalcientes de malnutrición permanente y extrema, que creció de 804 (2015), a 821 (2016) y 846 millones en 2017 (WHO, 2019). Al mismo tiempo, cerca de un tercio de la producción agropecuaria mundial, una suma cercana a los 1300 millones de toneladas de biomasa alimentaria, son desperdiciadas anualmente. En este sentido, resulta llamativa la interrelación existente entre la demanda global de recursos, la satisfacción de la misma en uno u otro lugar del planeta y la propia satisfacción de las demandas de materiales elementales para algunas economías (Pengue *et al.*, 2017). En 2015, por ejemplo, África aportó el 21% de la demanda global de tierras para la producción de distintos biomateriales, un cuarto de los cuales fue destinado a satisfacer la demanda de bienes exportables, especialmente a Europa. Sudamérica describe una contradicción similar, en tanto es el continente que provee la mayor oferta alimentaria per cápita a nivel global (FAO, IFAD, UNICEF, WFP y WHO, 2018), mientras que al mismo tiempo sufre aumentos en la prevalencia de subalimentación en su población (WWF, 2019). Se ha previsto que los países en desarrollo, regiones históricamente exportadoras de América del Sur y Asia, más nuevos actores como la India y China, continúen profundizando su rol de exportadores netos de productos primarios (Alexandratos y Bruinsma, 2012). Al mismo tiempo, los países desarrollados continuarán incrementado su tendencia hacia la importación neta de biomateriales.

Aún si pudiésemos considerar alcanzada la meta de suficiencia en la disponibilidad física de alimentos, los sistemas agroalimentarios todavía incumplirían las demás dimensiones de la seguridad alimentaria establecidas hace más de veinte años (FAO, 1996): la disponibilidad y el acceso físico y económico a los alimentos, un uso alimentario que permita un estatus nutricional adecuado, y la estabilidad en el tiempo de estas variables. Sumado a estas carencias básicas para el desarrollo humano, también se encuentra la acaso más urgente y multifacética problemática ambiental: a nivel mundial, el sistema agroalimentario consume el 70% del agua fresca, genera el 60% de la pérdida de biodiversidad terrestre, emite el 24% de los GEIs, y es responsable de la degradación del 33% de los suelos cultivados (Schandl *et al.*, 2016). Al ritmo de intensificación agrícola vigente, se prevé el desmonte de c. 1000 millones de hectáreas de tierras para 2050, con consecuentes y sustanciales incrementos de las emisiones de GEIs y el uso de N (Tilman *et al.*, 2011). Según Rockström y Klum (2015), los límites máximos de emisión gaseosa, pérdida de biodiversidad y vertido en exceso de nitrógeno y fósforo para evitar una transgresión del estado biofísico que permite nuestro estilo de vida, ya han sido transgredidos (Fig. 99).

fuertemente orientado a su exportación (Pérez-Manrique *et al.*, 2013). A lo largo de las últimas tres décadas, el país apostó por acrecentar de manera constante la superficie, producción y el comercio de biomateriales: desde 1961 a 2015, la superficie arable pasó de c. 13 a 35 millones de hectáreas, cifra que se proyecta incrementar a 43 Mha para el año 2027 (Oliverio y López, 2017), sólo considerando los incrementos estimados para la soja, el maíz, el trigo, el sorgo y el girasol. Esta expansión se espera acompañada de políticas procíclicas, como la reducción o eliminación de impuestos y barreras a la exportación, y el levantamiento de controles monetarios (USDA, 2017), medidas de las cuales algunas ya han sido implementadas en los últimos años. En palabras de voceros oficiales, incrementar la productividad de los suelos "es una de las prioridades políticas del país, para lograr un futuro alimentario sostenible" (Soler, 2018). En línea con estas prerrogativas, en las últimas dos a tres décadas, la producción y la exportación se han disparado en varios rubros. Entre 1991 y 2017, la biomasa cosechada por los cultivos arables creció casi cuatro veces, de c. 38 a 130 millones de toneladas (MinAgri, 2018), el máximo histórico. En ese último año, Argentina produjo el 5% del total de granos en el mundo, y su participación en el comercio internacional de granos y sub-productos fue del 15% (USDA, 2018a). Al mismo tiempo, un considerable influjo de inversiones fue destinado a la producción de bioenergía, empujando las exportaciones de biodiésel a tasas de crecimiento mayores al 50%, ubicando al país sudamericano como un exportador predominante a nivel global (USDA, 2018b). El país es ya el segundo mayor productor y exportador de alimentos de América Latina y el Caribe (FAO, OMS y UNICEF, 2017), uno de los máximos productores globales de energía alimentaria para consumo humano (FAO, IFAD, UNICEF, WFP y WHO, 2018), y lidera posiciones como productor y exportador mundial de oleaginosas, cereales, frutas, carnes, leche, harinas proteicas, aceites y biocombustibles (USDA, 2018a). Contradictoriamente, a pesar de tener una producción alimentaria suficiente para alimentar a c. 400 millones de personas, un tercio de su población sufre de inseguridad alimentaria moderada o grave, y un 5% de subalimentación (FAO, FIDA, OMS, PMA y UNICEF, 2019). Esto se encuentra está ligada al hecho de que Argentina presenta la mayor inflación alimentaria de América Latina (FAO, OMS y UNICEF, 2017), dificultando el acceso a los alimentos para las poblaciones (Feeney y MacClay, 2016), especialmente de los más vulnerables, y que se agrava con las tensiones de los precios internacionales. Como corolario, en el imaginario de la sociedad argentina descansa el lugar común de que el país es rico en recursos naturales, incitando a perseguir estrategias de explotación primaria ante una supuesta ventaja comparativa basada en la abundancia de recursos. Esto parece así en cuanto al capital de tierra agrícola: con un territorio de más de 2.7 millones de km², Argentina se posiciona cuarto en cuanto a superficie

arable per cápita (Lange *et al.*, 2018), yaciendo su potencial productivo en las Pampas, una de las áreas agrícolas más importantes del mundo (Satorre y Slafer, 1999; Bourguignon y Bouguignon, 2015), con suelos fértiles y un clima favorable, que ha sido fuente de biomateriales para consumo global durante más de 40 años (Pérez Manrique *et al.*, 2013). Sin embargo, para el resto de la riqueza natural, el resultado es menos relevante que lo esperado: contemplando el stock total de capital natural *per capita*, conformado por la mencionada disponibilidad de tierra de aptitud agrícola, pero también por bosques, minerales, hidrocarburos y áreas protegidas, Argentina se ubica en el puesto 49 de entre los 141 países evaluados, por debajo de vecinos de la región como Chile, Venezuela, Brasil, Ecuador, Perú, Uruguay, Paraguay y Bolivia (Lange *et al.*, 2018). La producción de biomasa agrícola resta por tanto como el principal elemento de una estrategia productiva ligada al sector primario. Por otro lado, el futuro alimentario sostenible parece aún del orden de la ficción para el país. Esta estrategia de intensificación del uso del suelo, promovida por un aumento en la demanda mundial de alimentos, y potenciada por el crecimiento de la población, incidirá seriamente en los niveles de degradación de los suelos argentinos en las próximas tres décadas, que se verán aún más amenazados por fenómenos de disminución de la fertilidad, pero también por la desertificación, pérdida de biodiversidad, salinización e inundaciones (Casas y Albarracín, 2015).

VII.5 Reflexión final

El suelo es un recurso clave en cuanto a la generación y provisión de bienes y servicios que permitan la vida humana y la autoreplicación de los agroecosistemas. Los incrementos proyectados del consumo de alimentos, fibras y combustibles para alcanzar las metas propuestas de seguridad alimentaria y energética en las décadas por venir, ejercerán una presión incremental sobre este recurso estratégico en Argentina. En efecto, el país ha encarnado este fenómeno en una dinámica de intensificación de uso del suelo, que es la causa de múltiples y vigentes procesos de degradación (Casas, 2000; Martínez, 2002; Lavado y Taboada, 2009; Cruzate y Casas, 2012), entre los cuales la afectación de la fertilidad mediante el agotamiento de nutrientes uno de los más conspicuos. En este sentido, el país enfrenta serios desafíos para incrementar el nivel de productividad utilizando el recurso suelo de manera sostenible.

En el contexto de las crisis ambiental y ecológica, a nivel global se suceden conflictos sociales y políticos de diversa magnitud, donde se reclama con ímpetu creciente por el diseño de

políticas de desarrollo que contemplen en su seno, la dimensión ecológica. En Francia, por ejemplo, que a sazón es uno de los países con mayor predominancia agrícola de la Unión Europea, tras meses de violentas confrontaciones populares, manifestaciones y debates, la insurrección de los *chalecos amarillos* dió corpus a una profunda reflexión social que ha puesto a la ecología en el centro del conflicto por la reconstrucción democrática (Kempf, 2017). Del mismo modo, a lo largo de Europa, una multitud de organizaciones de agricultores, consumidores y ambientalistas se encuentran en puja por una rediscusión integral de las reglas que rigen la PAC (Política Agrícola Común) (Reporterre, 2018), la iniciativa pública integral más antigua de la Unión Europea, que determina las políticas agropecuarias en el viejo continente. El centro del debate pivotea en torno a una transformación radical de los paradigmas productivos hacia una transición verdaderamente ecológica. Porque, sin la transformación del modo en que producimos y consumimos alimentos, las metas propuestas para lograr la "prosperidad" de la sociedad y del planeta, como los ODS, la Agenda 2030, o el Tratado de París (UN, 2015), junto con todas las iniciativas que persiguen la soberanía y la justicia alimentaria, no serán alcanzadas.

El rol central que juega la agricultura en Argentina, sumado al creciente protagonismo que el país adquiere en la provisión global de alimentos y biomateriales, obligan, en primer lugar, a repensar el destino conducente de persistir en un paradigma productivo expansivo y extractivista y, en segundo lugar, a aspirar por una transformación cualitativa de la actividad, más sostenible, equitativa y en plena conciencia del medio ambiente complejo que integra y transforma progresivamente. Esta realidad demanda a los responsables de la toma de decisiones públicas nuevas políticas, estrategias y voluntad política para explorar paradigmas de producción en base a limitaciones y principios ecológicos. Transformar la manera en que manejamos, consumimos y conservamos el capital natural del suelo es en este sentido una prioridad. Como dijera el científico Ernst Stuhlinger (1970), "(...) nuestra Tierra es una bella y preciada isla en un vacío ilimitado, rodeado por la nada sombría del espacio, y no hay otro lugar para nosotros dónde vivir que en la fina capa que recubre la superficie del planeta (...)".

VII.X Bibliografía

- Alexandratos, N. y Bruinsma, J. (2012). World agriculture towards 2030/2050: the 2012 revision. ESA Working paper No. 12-03. Rome, FAO. Disponible en: <http://www.fao.org/3/a-ap106e.pdf>
- Auge, R.M., Sylvia, D.M., Park, S.J., Buttery, B.R., Saxton, A.M., Moore, J.L. y Cho, K. (2004). Partitioning mycorrhizal influence on water relations of *Phaseolus vulgaris* into soil and root components. *Canadian Journal of Botany*, 82: 503–514. Disponible en: <https://www.nrcresearchpress.com/doi/10.1139/b04-020#.XU7kRegzblU>
- BM (Banco Mundial). (2018). Commodity Price Data (the Pink Sheet). Commodity Markets. Disponible en: <https://www.worldbank.org/en/research/commodity-markets>
- Bourguignon, C., y Bourguignon, L. (2015). Les sols, la terre et les champs. Pour retrouver une agriculture saine. Sang Terre, 246 p., ISBN-10: 2869853262.

- Bouwman, L., Klein Goldewijk, K., Van Der Hoek, K.W., Beusen, A.H.W., Van Vuuren, D.P., Willems, J., Rufino, M.C. y Stehfest, E. (2013). Exploring global changes in nitrogen and phosphorus cycles in agriculture induced by livestock production over the 1900–2050 period. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 110(52):20882–20887. Disponible en: <https://www.pnas.org/content/110/52/20882>
- Casas, R.A. (2000). La Conservación de los Suelos y la Sustentabilidad de los Sistemas Agrícolas. Disertación acto entrega premio Antonio Prego. www.insuelos.org.ar.
- Casas, R., y Albarracín, G. (2015). El deterioro del suelo y del ambiente en la Argentina. *PROSA. Centro Para la Promoción de la Conservación del Suelo y el Agua*.
- Collino, D.J., Salvagioti, F., Peticari, A., Piccinetti, C., Ovando, G., Urquiaga, S. y Racca, R.W. (2015). Biological nitrogen fixation in soybean in Argentina: relationships with crop, soil, and meteorological factors. *Plant Soil* 392: 239–252. <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2459-8>
- Conti, M.E. (coord.). (2009). Principios de edafología: con énfasis en suelos argentinos. 2a ed., 3a reimpr. Buenos Aires: Universidad de Buenos Aires. Facultad de Agronomía. xii, 430 p. ISBN 9789504393153. Disponible en: <http://files.bgf-infog.webnode.com/200000212c98f3ca895/Principios%20Edafolog%C3%ADa%20M%20Conti.pdf>
- Cordell, D., Drangert, J.-O. y White, S. (2009). The story of phosphorus: global food security and food for thought. *Global Environmental Change* 19, 292–305. Disponible en: <https://www.researchgate.net/publication/222545474> *The Story of Phosphorus Global Food Security and Food for Thought*
- Costanza, R. y Daly, H. (1992). Natural Capital and Sustainable Development. *Conservation Biology* 6: 37–46. Disponible en: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1046/j.1523-1739.1992.610037.x>
- Cruzate, G.A. y Casas, R.R. (2012). Extracción y balance de nutrientes en los suelos agrícolas de Argentina. *Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica* 6:7-14. IPNI. Disponible en: [http://www.ipni.net/publication/ia-lacs.nsf/0/DoFo5E377CB382B68525799500757379/\\$FILE/21.pdf](http://www.ipni.net/publication/ia-lacs.nsf/0/DoFo5E377CB382B68525799500757379/$FILE/21.pdf)
- Divito, G.A., Sainz Rozas, H.R., Echeverría, H.E., Studdert, G.A. y Wyngaard, N. (2011). Long term nitrogen fertilization: soil property changes in an Argentinean Pampas soil under no tillage. *Soil Tillage Res* 114:117–126. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167198711000833>
- FAO (Food and Agriculture Organization). (1996). *Rome Declaration on World Food Security and World Food Summit Plan of Action: World Food Summit 13-17 November 1996, Rome, Italy*. FAO.
- FAO, IFAD, UNICEF, WFP y WHO. (2018). The State of Food Security and Nutrition in the World 2018. Building climate resilience for food security and nutrition. Rome, FAO. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO. Disponible en: <http://www.fao.org/3/I9553EN/i9553en.pdf>
- FAO, FIDA, OMS, PMA y UNICEF. (2019). El estado de la seguridad alimentaria y la nutrición en el mundo 2019. Protegerse frente a la desaceleración y el debilitamiento de la economía. Roma, FAO. Disponible en: <http://www.fao.org/3/ca5162es/ca5162es.pdf>
- FAO, O., OMS, W. y UNICEF. (2017). Panorama de la seguridad Alimentaria y Nutricional en América Latina y el Caribe. *Santiago de Chile: FAO*. Disponible en: <http://www.fao.org/3/a-17914s.pdf>
- Feeney, R., MacClay, P. (2016). Food security in Argentina: a production or distribution problem? *International Food and Agribusiness Management Review*, 19, 2.
- Fernández Lozano, J. (2012). La producción de hortalizas en Argentina. Caracterización del sector y zonas de producción. Secretaría de comercio Interior. Corporación del Mercado Central de Buenos Aires. 29pp. Disponible en: https://www.academia.edu/23974120/La_produccion_de_hortalizas_en_argentina
- Galloway, J.N., Aber, J.D., Erisman, J.W., Seitzinger, S.P., Howarth, R.H., Cowling, E.B. y Cosby, B.J. (2003). The nitrogen cascade, *BioScience* 53: 341–356. Disponible en: <https://academic.oup.com/bioscience/article-abstract/53/4/341/250178>
- Gelati, P. y Vazquez, M. (2007). Extracción agrícola de bases en el norte de la provincia de Buenos Aires, Argentina: costo de su remediación e implicancias económicas. *Revista de la Red Iberoamericana de Economía Ecológica*. ISSN 13902776. Disponible en: <http://www.fertilizando.com/articulos/Extracion%20Agricola%20Bases%20Norte%20Buenos%20Aires.asp>
- Glenn, E., Huete, A., Nagler, P. y Nelson, S. (2008). Relationship Between Remotely-sensed Vegetation Indices, Canopy Attributes and Plant Physiological Processes: What Vegetation Indices Can and Cannot Tell Us About the Landscape, *Sensors*, 8: 2136-2160. Disponible en: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/27879814>
- Kemmitt, S.J., Wright, D., Goulding, K.W. y Jones, D.L. (2006). pH regulation of carbon and nitrogen dynamics in two agricultural soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 38(5), 898-911. Disponible en: <https://www.researchgate.net/publication/223822858> *pH Regulation of Carbon and Nitrogen Dynamics in Two Agricultural Soils*
- Kempf, H. (2017). *Tout est prêt pour que tout empire. 12 leçons pour éviter la catastrophe*. Le Seuil.
- Ladha, J.K., Kesava, R., Padre, A.T. y Van Kessel, C. (2011). Role of Nitrogen Fertilization in Sustaining Organic Matter in Cultivated Soils. *Journal of Environmental Quality*, 40:1756-66. doi: [10.2134/jeq2011.0064](https://doi.org/10.2134/jeq2011.0064).
- Ladha, J.K., Tirol-Padre, A., Reddy, C.K., Cassman, K.G., Verma, S., Powlson, D.S., van Kessel, C., de B. Richter, D., Chakraborty, D. y Pathak, H. (2016). Global nitrogen budgets in cereals: A 50-year assessment for maize, rice and wheat production systems. *Sci Rep* 6, 19355. <https://doi.org/10.1038/srep19355>

- Lange, G.M., Wodon, Q. y Carey, K. (2018). *The Changing Wealth of Nations 2018: Building a Sustainable Future*. Washington, DC: World Bank. Disponible en: <https://openknowledge.worldbank.org/bitstream/handle/10986/29001/9781464810466.pdf>
- Lavado, R.S. y Taboada, M.A. (2009). The Argentinean Pampas: A key region with a negative nutrient balance and soil degradation needs better nutrient management and conservation programs to sustain its future viability as a world agrosresource. *Journal of Soil and Water Conservation*, 64(5):150A-153A. Disponible en: <http://www.jswnonline.org/content/64/5/150A.short>
- Liebig, M. A., Varvel, G. E., Doran, J. W. y Wienhold, B. J. (2002). Crop sequence and nitrogen fertilization effects on soil properties in the western corn belt. *Soil Science Society of America Journal*, 66(2), 596-601. Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/43259887_Crop_Sequence_and_Nitrogen_Fertilization_Effects_on_Soil_Properties_in_the_Western_Corn_Belt
- Lipper, L., Thornton, P., Campbell, B.M., Baedeker, T., Braimoh, A., Bwalya, M., Caron, P., Cattaneo, A., Garrity, D., Henry, K. y Hottle, R. (2014). Climate-smart agriculture for food security. *Nature climate change*, 4(12), p.1068. Disponible en: <https://www.nature.com/articles/nclimate2437>
- Liu, J.X., Zhou, G.Y., Zhang, D.Q., Xu, Z.H., Duan, H.L., Deng, Q. y Zhao, L. (2010). Carbon dynamics in subtropical forest soil: effects of atmospheric carbon dioxide enrichment and nitrogen addition. *J Soils Sediments* 10:730-738. Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/50276871_Carbon_dynamics_in_subtropical_forest_soil_Effects_of_atmospheric_carbon_dioxide_enrichment_and_nitrogen_addition
- MacDonald, G.K., Bennett, E.M., Potter, P.A. y Ramankutty, N. (2011). Agronomic phosphorus imbalances across the world's croplands. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108, 3086-3091. <https://doi.org/10.1073/pnas.1010808108>
- Mahal, N. K., Osterholz, W. R., Miguez, F. E., Poffenbarger, H. J., Sawyer, J. E., Olk, D. C., (...) y Castellano, M. J. (2019). Nitrogen fertilizer suppresses mineralization of soil organic matter in maize agroecosystems. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 7, 59.
- Maturana, H. (1992). Cognition and Autopoiesis: a brief reflection on the consequences of their understanding. In Gunter Teubner & Alberto Febbrajo (Eds.), *The State Law, and Economy as Autopoietic Systems*. Milano: Giuffrè Editore.
- Merlinsky, M.G. (2017). Conflictos ambientales y arenas públicas de deliberación en torno a la cuestión ambiental en Argentina, *Ambiente & Sociedad*, 20(2), 121-138. Disponible en: <https://doi.org/10.1590/1809-4422asoc2651v2022017>
- MinAgri. (2018). Datos Agroindustriales, Ministerio de Agroindustria de la República Argentina. Disponible en: <https://datos.agroindustria.gob.ar/>
- Morábito, J.A., Salatino, S.E., Hernández, R. y Mirábito, C. (2014). Identificación de potenciales nuevas áreas de regadíos y áreas de riego complementario en las cuencas de la zona nordeste de Argentina. Determinación de demandas hídricas de modelos productivos. Reunión Internacional de Riego. 4. 2014 10 15-16, 15-16 de octubre 2014. Manfredi, Córdoba. AR.
- Naredo, J.M. y Gutiérrez, L. (2005). *La incidencia de la especie humana sobre la faz de la Tierra (1955-2005)*, Ed. Universidad de Granada y Fundación César Manrique, Lanzarote.
- Naredo, J.M. y Parra, F. (2000). *Economía, ecología y sostenibilidad en la sociedad actual*, Fund. Univ. de V. de Castilla y León y Siglo XXI Eds.
- Oenema, O., Kros, H. y Vries, W. (2003). Approaches and Uncertainties in Nutrient Budgets: Implications for Nutrient Management and Environmental Policies. *European Journal of Agronomy*. 20.3-16. [10.1016/S1161-030103000674](https://doi.org/10.1016/S1161-030103000674)
- Oliverio, G. y López, G.M. (2017). *La Agricultura Argentina al 2020. Potencial y limitantes*. Fundación Producir Conservando. Buenos Aires, Argentina.
- Pearce, D. y Turner, K. (1990). *Economics of Natural Resources and the Environment*. London: Harvester Wheatsheaf, 1990. Chapter 6. Taxation and optimal pollution (pp. 84-101)
- Pengue, W.A. (ed). (2017). *El pensamiento ambiental del sur: complejidad, recursos y ecología política latinoamericana*. Universidad Nacional de General Sarmiento. Disponible en: https://issuu.com/bibliotecacentralizadafhuc-fadu-ism/docs/pengue_w_libro_pensamiento_ambienta_70869fb1bcb617
- Pérez-Manrique, L.P., Brun, J., González-Martínez, A.C., Walter, M. y Martínez-Alier, J. (2013). The biophysical performance of Argentina (1970-2009). *Journal of Industrial Ecology*, 17(4):590-604. Disponible en: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/jiec.12027>
- Rees, W. (1992). Ecological Footprints and Appropriated Carrying Capacity: What Urban Economics Leaves Out. *Environment and Urbanization, Environ Urban* 4:121-130. [10.1177/095624789200400212](https://doi.org/10.1177/095624789200400212).
- Reporterre (2018). La politique agricole commune doit être profondément réformée. Entretien avec Quentin Delachapelle. Disponible en: <https://reporterre.net/La-politique-agricole-commune-doit-etre-profondement-reformee>
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin III, F.S., Lambin, E.F., Lenton, T.M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H.J. y Nykvist, B. (2009). A safe operating space for humanity, *Nature*, 461(7263), p.472. Disponible en <https://www.nature.com/articles/461472a>

- Rockström, J. y Klum, M. (2015). Big world, small planet: abundance within planetary boundaries. Stockholm, Sweden: Max Ström. Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/284935947_Big_world_small_planet_Abundance_within_planetary_boundaries
- Rozadilla, G., Solimano, F., Correa, L., Rivero Berti, I. y Cano, L.A. (2015). Análisis de potabilidad de aguas subterráneas en La Plata y alrededores. En: Contaminación atmosférica e hídrica en Argentina. Tomo III
- Sainz Rozas, H., Echeverría, H., y Angelinin, H. (2011). Niveles de materia orgánica y de pH en suelos agrícolas de la región pampeana y extra-pampeana Argentina. *Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica*, 2:6-12. Disponible en: [http://www.ipni.net/publication/ia-lacs.nsf/0/763CD09F960A786D852579830071448F/\\$FILE/6.pdf](http://www.ipni.net/publication/ia-lacs.nsf/0/763CD09F960A786D852579830071448F/$FILE/6.pdf)
- Satorre, E. y Slafer, G. (1999). An introduction to the physiological-ecological análisis of wheat yield. In: Satorre, E. y Slafer, G. *Wheat: Ecology and physiology of yield determination*. The Harworth Press Inc. New York. pp 3-13.
- Schandl, H.; Fischer-Kowalski, M; West, J., Giljum, S., Dittrich, M., Eisenmenger, N., Geschke, A., Lieber, M., Wieland, H., Schaffartzik, A., Krausmann, F., Gierlinger, S., Hosking, K., Lenzen, M., Tanikawa, H., Miatto, A., y Fishman, T. (2016). Global Material Flows and Resource Productivity. An Assessment Study of the UNEP International Resource Panel. Disponible en: <https://wedocs.unep.org/handle/20.500.11822/21557>
- Soler, S. (2018). El G20 sin Cristina, El Cohete a la Luna, 25 de noviembre. Disponible en: <https://www.elcoheteealaluna.com/el-g20-sin-cristina/>
- Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S.E., Fetzer, I., Bennett, E.M., Biggs, R., Carpenter, S.R., De Vries, W., De Wit, C.A. y Folke, C. (2015). Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*, 347(6223): 1259855-1:10. Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/270898819_'Planetary_Boundaries_Guiding_Human_Development_on_a_Changing_Planet'
- Stuhlinger, E. (1970). Why Explore Space? Disponible en: <http://www.lettersofnote.com/2012/08/whyexplore-space.html>
- TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity). (2018). TEEB for Agriculture & Food: Scientific and Economic Foundations. Geneva: UN Environment. Disponible en: http://teebweb.org/agrifood/wp-content/uploads/2018/11/Foundations_Report_Final_October.pdf
- Tilman, D., Balzer, C., Hill, J. y Befort, B. (2011). Global food demand and the sustainable intensification of agriculture. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 108: 20260-4. Disponible en: <https://www.pnas.org/content/108/50/20260>
- USDA (United States Department of Agriculture). (2018a). Production, Supply and Distribution Data, Foreign Agricultural Service, United States Department of Agriculture. Disponible en: <https://apps.fas.usda.gov/psdonline/app/index.html#/app/home>
- USDA (United States Department of Agriculture). (2017). Agricultural Projections to 2026. Office of the Chief Economist, World Agricultural Outlook Board, U.S. Department of Agriculture. Prepared by the Interagency Agricultural Projections Committee. Long-term Projections Report OCE-2017-1, 106 pp. Disponible en: https://www.usda.gov/oce/commodity/projections/USDA_Agricultural_Projections_to_2026.pdf
- USDA (United States Department of Agriculture). (2018b). Argentina, Biofuels Annual, United States Department of Agriculture, Washington, DC. Disponible en: https://gain.fas.usda.gov/Recent%20GAIN%20Publications/Biofuels%20Annual_Buenos%20Aires_Argentina_8-3-2018.pdf
- Van Kauwenbergh, S.J. (2010). *World phosphate rock reserves and resources* (p. 48). Muscle Shoals: IFDC.
- Van Vuuren, D.P., Stehfest, E., Den Elzen, M.G.J., Van Vliet, J. y Isaac, M. (2010). Exploring IMAGE model scenarios that keep greenhouse gas radiative forcing below 3 W/m² in 2100. *Energ Econ* 32:1105–1120. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S014098831000037X>
- Vázquez, M. (2011). Causas de la acidificación en el ámbito templado argentino, consecuencias y avances para su diagnóstico. Simposio Fertilidad 2011. IPNI y Fertilizar Asoc. Civil. Rosario. 18-19 Mayo, Rosario, Santa Fe. Argentina. Actas. pp. 13-29.
- Wackernagel, M. (1994). Ecological footprint and appropriated carrying capacity : a tool for planning toward sustainability.
- Watson, A.J., Lenton, T.M. y Mills B.J.W. (2017). Ocean deoxygenation, the global phosphorus cycle and the possibility of human-caused large-scale ocean anoxia. *Philos Trans A Math Phys Eng Sci*. 375(2102):20160318. Disponible en: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/28784709>
- WHO (World Health Organization). (2018). *The state of food security and nutrition in the world 2018: building climate resilience for food security and nutrition*. Food & Agriculture Org. Disponible en: <https://www.wfp.org/publications/2019-state-food-security-and-nutrition-world-sofi-safeguarding-against-economic>
- Zhao, Q., Liu, X.Y., Hu, Y.L. y Zeng, D.H. (2010). Effects of nitrogen addition on nutrient allocation and nutrient resorption efficiency in *Larix gmelinii*. *Sci Silvae Sin* 46:14–19. Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/284817052_Effects_of_nitrogen_addition_on_nutrient_allocation_and_nutrient_resorption_efficiency_in_Larix_gmelinii

VIII. Anexo: Información estadística complementaria

Cultivo	Código	Órgano de cosecha	%H	Índice de Extracción [kg (tn biomasa seca) ⁻¹]							Fuentes	
				N	P	K	S	Ca	Mg	B		Zn
Algodón	AGS	fibra	9.0	71.0	13.0	33.0	12.0	sd	sd	sd	sd	1, 2
Algodón	AGF	semilla	8.0	23.0	2.3	9.0	12.8	1.8	2.4	2.4	sd	1, 2
Alpiste	AP	semilla	14.0	15.0	2.9	10.8	sd	0.3	2.2	2.2	sd	3, 4, 5
Arroz	AZ	semilla	14.0	15.0	3.0	3.0	0.6	0.1	1.0	1.0	0.01	1, 3
Arveja (seca)	ARS	semilla	11.6	30.2	4.1	7.7	1.2	0.2	1.2	1.2	sd	1, 2, 6
Avena	AV	semilla	14.0	20.0	3.0	3.0	1.8	0.4	1.0	1.0	sd	2, 3, 5, 6, 7
Caña de azúcar	CA	caña ^a	74.0	3.2	0.4	3.1	0.6	sd	0.5	0.5	sd	1, 2, 8
Cártamo	CM	semilla	13.0	55.0	5.2	31.5	sd	sd	sd	sd	sd	3, 9
Cebada	CD	semilla	13.5	18.0	3.0	4.0	2.0	1.4	sd	sd	sd	1, 3
Centeno	CT	semilla	14.0	15.0	3.0	15.0	1.8	sd	sd	sd	sd	3, 5, 7
Colza	CZ	semilla	8.0	38.0	11.0	28.0	7.1	sd	6.0	6.0	sd	1, 3, 8
Garbanzo	GZ	legumbre	8.0	46.0	4.0	36.0	6.0	15.0	7.0	7.0	sd	7, 10
Girasol	GS	semilla	12.5	24.0	7.0	6.0	2.3	1.0	3.0	3.0	0.04	1, 3
Lenteja	LJ	legumbre	8.0	53.0	5.0	38.0	sd	0.6	0.8	0.8	sd	7, 11, 12
Lino	LN	semilla	10.0	30.0	6.0	8.0	3.0	2.0	0.9	0.9	sd	3, 7, 13
Maíz	MZ	semilla	14.5	15.0	3.0	4.0	1.0	0.2	2.0	2.0	0.01	1, 3
Mandioca	MC	raíz	65.0	2.5	0.5	3.1	sd	0.6	0.3	0.3	sd	7, 14
Maní	MN	semilla ^b	14.5	44.2	3.5	10.9	3.0	2.0	sd	sd	sd	1, 2, 3
Mijo	MJ	semilla	15.0	18.9	3.0	4.3	1.6	sd	sd	sd	sd	3, 5, 15
Poroto	PS	semilla	10.0	35.0	4.0	15.0	5.0	3.0	3.0	3.0	sd	7, 10
Soja	SJ	semilla	13.5	55.0	6.0	19.0	3.0	3.0	4.0	4.0	0.01	1, 3
Sorgo	SG	semilla	15.0	20.0	4.0	4.0	2.1	0.4	1.3	1.3	sd	1, 3
Tabaco	TB	hoja (seca) ^d	25.0	31.9	6.2	35.9	5.4	29.5	4.1	4.1	sd	1, 2
Té	TE	hoja	3.0	9.0	2.0	3.0	sd	1.0	0.6	0.6	sd	7, 16
Trigo candeal	TC	semilla	14.0	22.1	3.8	4.6	sd	sd	sd	sd	sd	2, 3
Trigo pan	TR	semilla	14.0	21.0	4.0	4.0	1.7	0.4	3.0	3.0	0.01	1, 3
Tung	TU	semilla ^e	11.4	48.0	sd	sd	sd	sd	sd	sd	sd	17, 18, 19
Yerba mate	YM	hoja/tallo	7.0	9.0	0.6	6.0	sd	1.0	1.0	1.0	sd	20, 21, 22

Tabla A1. Cultivos extensivos. Parámetros de cálculo para la estimación de la extracción nutriente en biomasa cosechada. Ref.: H: contenido de humedad; sd: sin datos; a) estimado como la relación [(tallo+hojas)] (13); b) c/cáscara, para consumo directo y uso industrial; c) sin manufacturar; d) para uso industrial. Fuentes: (1) García y Correndo, 2016; (2) USDA, 2018a; (3) BCR, 2018; (4) CDCS, 2016; (5) IPNI, 2013; (6) Closa y Landeta, 2010; (7) Bertsch, 2003; (8) IFA, 1992; (9) IPNI, 2002; (10) Rivas y Matarazzo, 2009; (11) Martínez y Macarulla, 1991; (12) Belitz y Grosch, 1997; (13) Halevy *et al.*, 1987; (14) Hocking *et al.*, 1993; (15) Uset, 2011; (16) IPNI, 2012; (17) SAGyP, 2006; (18) Melgar y Díaz-Zorita, 1997; (19) SAPA, 2018; (20) Villalba de Formichela, 2004; (21) Burtnik, 2003; (22) Ciampitti y García, 2007a; (23) USDA, 2018b.

Tasa de DA (kg ha.año ⁻¹)	Forma molecular	Sitio de medición	Fuentes
N	7.1	N-NH ₄ , N-NO ₃	A. Korn, Buenos Aires, Pergamino, Rafaela, San Luis
P	0.31	P-PO ₄	A. Korn, Buenos Aires, Pergamino, San Luis
K	5.3	S-SO ₂ , S-SO ₄	Buenos Aires, Castelar, Pergamino, San Luis
S	3.4	K ⁺	Buenos Aires, Pergamino
Ca	4.5	Ca ⁺²	Buenos Aires, Pergamino
Mg	0.7	Mg ⁺²	Buenos Aires, Pergamino

Tabla A2. Tasas medias de deposición atmosférica de nutrientes en Argentina. Elaborado en base a las mediciones experimentales en cada sitio. Fuentes: (1) De Hein, 1981; (2) Morrás, 1983; (3) Lavado, 1983; (4) Piñeiro *et al.*, 2007; (5) Michel *et al.*, 2010; (6) Carnelos *et al.*, 2014; (7) Echeverría y García, 2014; (8) Carnelos *et al.*, 2019.

Cultivo	Código	Nombre científico	IC _b	f _c	N _b (%)	N-FBN (%)	Fuentes
Arveja	ARS	<i>Pisum sativum</i>	0.35	1.4	2.0	0.48	1-8, 10, 12, 19
Garbanzo	GZ	<i>Cicer arietinum</i>	0.35	2.0	2.0	0.45	1-10, 12, 15-17, 19
Lenteja	LJ	<i>Lens culinaris</i>	0.35	1.4	2.0	0.63	1-8, 10, 12
Maní	MN	<i>Arachis hypogaea</i>	0.4	1.5	2.3	0.55	1-10, 12, 16, 17, 19
Poroto/Chaucha	PS/CH	<i>Phaseolus vulgaris</i>	0.4	1.4	2.0	0.45	1-10, 12, 14
Soja	SJ	<i>Glycine max</i>	0.4	1.5	3.0	0.60	1-8, 12, 13, 18, 19

Tabla A3. Factores de conversión y coeficientes de FBN en leguminosas graníferas. Ref.: IC_b: índice de cosecha de biomasa, como la relación de proporción entre la cantidad de biomasa cosechada y la biomasa aérea total; f_c: relación de proporción entre la biomasa aérea y la biomasa subterránea (Ba/Bs); N_b: contenido de N en la biomasa total (incluyendo partes aéreas y subterráneas); N-FBN: contenido de N en biomasa total atribuible al proceso de fijación biológica. Fuentes: (1) Herridge *et al.*, 1990; (2) Herridge y Holland, 1992; (3) Jefing *et al.*, 1992; (4) Guafa *et al.*, 1993; (5) Rochester *et al.*, 1998; (6) Gan *et al.*, 2002; (7) Herridge y Peoples, 2002; (8) Shutsrirung *et al.*, 2002; (9) Gan *et al.*, 2003; (10) Castro *et al.*, 2006; (11) Peticari *et al.*, 2007; (12) Herridge *et al.*, 2008; (13) Salvagiotti *et al.*, 2008; (14) Collino *et al.*, 2015; (15) Piccinetti *et al.*, 2015; (16) Carreras *et al.*, 2016; (17) Cerioni, G., com. pers., 2016; (18) Monteleone, E., com. pers., 2016; (19) Salvagiotti *et al.*, 2015.

Cultivo	Código	Órgano de cosecha	%H	Índice de Extracción [kg (tn biomasa seca) ⁻¹]						Fuentes
				N	P	K	S	Ca	Mg	
Alcaucil	AC	hoja/tallo	83.7	29.0	5.9	18.1	sd	2.5	sd	1, 2
Acelga	ACG	hoja	92.3	41.0	4.0	60.2	sd	9.6	1.2	6
Ajo	AJ	bulbo	74.2	26.9	4.1	12.6	11.5	11.5	1.2	2, 3, 4
Ají	AJI	fruto	85.0	16.0	2.0	15.3	sd	2.0	1.3	6
Almendra	AM	fruto (seco)	4.0	36.8	9.5	11.5	0.2	sd	0.2	2, 5
Ananá	AN	fruto	85.3	6.7	0.5	30.0	sd	0.8	sd	2, 6
Apio	API	tallo	94.0	5.0	1.7	6.7	sd	1.7	1.7	6, 9
Arveja (verde)	ARF	semilla	71.2	51.7	6.9	24.1	4.1	0.7	4.1	6, 7, 8
Berenjena	BJ	fruto	92.7	25.1	1.7	34.0	sd	1.4	sd	6
Banana	BN	fruto	74.8	7.7	1.1	24.0	sd	0.3	sd	2, 5, 6, 9
Brócoli	BR	inflorescencia	89.0	48.0	5.5	14.5	sd	sd	sd	6, 9
Batata	BT	tubérculo	78.0	13.6	2.3	22.7	sd	1.5	1.4	2, 6, 9
Cebolla	CB	bulbo	94.7	50.0	8.0	48.0	4.0	5.2	2.0	1, 4, 6, 7
Cebolla de verdeo	CBV	hoja	92.0	40.0	3.8	27.5	sd	sd	sd	6, 9
Choclo	CC	inflorescencia	73.9	26.5	3.8	7.7	1.0	0.2	0.8	5, 6, 9
Chaucha	CH	fruto	91.6	48.0	12.5	30.9	sd	4.0	sd	6
Ciruela	CI	fruto	85.7	32.1	4.3	30.0	sd	1.7	sd	2, 6
Cereza	CR	fruto	83.0	10.6	11.2	75.3	sd	0.9	sd	2, 5, 6
Damasco	DM	fruto	85.4	14.0	2.7	18.7	sd	1.3	sd	2, 5, 6
Durazno	DN	fruto	86.9	21.5	3.9	23.1	sd	1.5	0.3	2, 5, 6
Espárrago	EP	hoja / tallo	93.0	137.1	22.9	121.4	sd	3.6	sd	1, 6
Espinaca	ES	hoja	92.3	77.5	11.5	114.8	sd	11.9	sd	5, 9
Frutilla	FT	fruto	90.0	29.0	5.0	32.0	sd	2.2	sd	2, 6
Habas	HB	legumbre	73.4	37.0	3.0	12.0	sd	1.2	1.4	1, 5
Higo	HG	fruto	78.0	39.7	5.8	18.6	sd	1.3	0.4	2, 6
Lechuga	LC	hoja	95.0	10.2	1.5	12.2	sd	1.5	sd	6, 7, 9
Limón	LM	fruto	89.3	14.6	1.8	15.5	0.9	6.4	1.8	2, 5, 10
Manzana	MA	fruto	84.1	15.6	2.5	8.8	sd	3.8	0.6	2, 5, 6, 11
Membrillo	MB	fruto	85.3	13.3	2.7	16.7	sd	0.9	sd	2
Mandarina	MD	fruto	88.0	12.5	1.7	16.7	0.8	5.8	1.7	2, 5, 12
Melón	ME	fruto	92.7	35.7	4.3	50.0	sd	2.4	sd	2, 5, 9
Mango	MG	fruto	82.0	4.5	0.6	8.6	sd	sd	sd	2
Menta	MT	hoja/tallo	83.0	21.0	2.0	sd	sd	sd	sd	2, 13
Naranja	NJ	fruto	84.0	12.5	1.9	16.3	3.1	6.3	2.5	2, 5, 9, 10, 14
Nuez	NZ	fruto	3.5	8.7	0.8	9.9	sd	5.1	1.0	2, 5, 6
Olivo	OL	frutoc	75.0	10.2	1.2	7.7	sd	1.3	sd	2, 5, 6, 15
Pera	PE	fruto	82.7	10.0	1.8	14.1	sd	1.8	1.2	2, 5, 6, 11
Pimiento (fresco)	PIF	fruto	85.0	16.0	2.0	15.3	sd	2.0	1.3	7, 9, 11, 17
Pimiento (seco)	PIS	fruto	12.0	16.0	2.0	15.3	sd	2.0	1.3	7, 16
Pomelo	PM	fruto	92.9	15.7	1.4	28.6	1.4	5.7	1.4	2, 5, 6
Papa	PP	tubérculo	77.2	18.7	3.0	23.5	1.6	0.4	sd	2, 4, 7
Palta	PT	fruto	65.4	8.0	1.1	12.9	0.9	0.4	0.6	2, 5, 6, 18
Papaya	PY	fruto	89.0	7.9	0.4	20.9	sd	sd	sd	2
Remolacha	RM	raíz	85.6	27.4	3.3	28.5	sd	0.9	sd	5, 7, 9
Sandía	SD	fruto	92.1	10.0	0.4	9.1	sd	1.4	sd	2, 5, 6, 9
Tomate	TM	fruto	94.0	31.7	7.2	51.7	1.7	1.5	1.7	1, 2, 6, 7
Vid	VD	fruto	80.0	22.0	3.5	25.0	13.5	3.5	sd	2, 5, 9
Zanahoria	ZH	raíz	86.0	14.3	3.3	28.6	2.8	2.6	sd	2, 5, 6, 9
Zapallo	ZP	fruto	91.0	11.1	2.2	16.7	sd	2.6	sd	2, 6, 7
Zapallito	ZP2	fruto	96.0	14.2	3.7	22.6	sd	2.7	sd	2, 7
Calabaza	ZP3	fruto	91.0	8.9	1.6	18.0	sd	2.6	sd	2

Tabla A4. Cultivos intensivos. Parámetros de cálculo para la estimación de la extracción nutriente en biomasa cosechada. Ref.H: contenido de humedad; sd: sin datos. Fuentes: (1) Belitz y Grosch, 1997; (2) USDA, 2018a; (3) IPNI, 2012; (4) USDA, 2018b; (5) IFA, 1992; (6) Closa y Landeta, 2010; (7) García y Correndo, 2016; (8) INPOFOS, 1999; (9) Bertsch, 2003; (10) IPNI, 2013; (11) Melgar y Díaz Sorita, 1997; (12) Uset, 2011; (13) Pérez Pizarro, 2006; (14) Silva y Rodríguez, 1995; (15) Tapia *et al.*, 2003; (16) SAGyP, 2006; (17) Rincón *et al.*, 1995; (18) Salazar.García, 2002.

Categoría animal	Especie	MAT		TEN (kg / 1000 kg masa animal.día)						
		kg / cabeza	N	P	K	S	Ca	Mg	B	Zn
Bovinos para leche	<i>Bos taurus</i>	400	0,48	0,09	0,29	0,05	0,16	0,07	0,001	0,002
Bovinos para carne	<i>Bos taurus</i>	305	0,36	0,09	0,21	0,05	0,14	0,05	0,001	0,001
Porcino (crías)	<i>Sus domesticus</i>	28	1,57	0,18	0,29	0,08	0,33	0,07	0,003	0,005
Porcinos	<i>Sus domesticus</i>	28	0,55	0,18	0,29	0,08	0,33	0,07	0,003	0,005
Gallinas ponedoras	<i>Gallus gallus domesticus</i>	1,8	0,82	0,30	0,30	0,14	1,30	0,14	0,001	0,002
Pollos parrilleros	<i>Gallus gallus domesticus</i>	0,9	1,1	0,30	0,40	0,09	0,41	0,15	sd	sd
Patos	<i>Anas spp.</i>	2,7	0,83	0,54	0,71	sd	sd	sd	sd	sd
Pavos	<i>Meleagris gallopavo</i>	6,8	0,74	0,23	0,24	sd	0,63	0,07	sd	sd
Ovinos	<i>Ovis spp.</i>	28	1,17	0,09	0,32	0,06	0,28	0,07	sd	sd
Caprinos	<i>Capra spp.</i>	30	1,37	0,11	0,31	sd	sd	sd	sd	sd
Caballos	<i>Equus caballus</i>	238	0,46	0,07	0,25	0,04	0,29	0,06	sd	sd
Mulas	<i>Equus africanus x ferus</i>	130	0,46	sd	sd	sd	sd	sd	sd	sd
Asnos	<i>Equus asinus</i>	130	0,46	sd	sd	sd	sd	sd	sd	sd

TA5. Abonos animales. Excreción nutriente y factores de conversión nutriente para las distintas categorías animales. Ref.: MAT: Masa Animal Típica; TEN: Tasas de Excreción Nutriente en abonos; sd: sin datos. Fuente: elaborado en base a datos de ASAE (2005), IPCC (2006) y FAO (2018).

Producto animal	H (%)	IC [kg (tn biomasa seca) ⁻¹]						Fuentes
		N	P	K	S	Ca	Mg	
Carne vacuna (res c/hueso)	76	2,6	0,17	0,34	0,15	0,01	0,04	1-10, 13, 16, 17, 18
Carne ovina (res c/hueso)	77	2,8	0,17	0,36	sd	0,01	sd	5, 17, 20, 21
Hueso	8	5,7	12,5	0,06	0,48	26,7	0,4	10, 11, 14, 17, 21
Lana ovina (lana suarda)	16	10,3	0,3	0,12	2,2	0,46	0,12	12, 15, 22
Leche vacuna (leche cruda)	89	0,5	0,1	0,14	0,04	0,12	0,01	2, 3, 5, 17, 19, 20

TA6. Producción animal. Parámetros de cálculo para la extracción nutriente en la biomasa producida. Ref.: H: contenido de humedad; IC: índice de cosecha; sd: sin datos. Fuentes: (1) Mattherws et al., 1996; (2) García, 2006; (3) Fontanetto *et al.*, 2011; (4) Manchado, 2010; (5), Astiasarán y Martínez, 2010; (6) Bello Gutiérrez, 2000; (7) Muñoz y Yoldi, 2000; (8), Mataix, 1995; (9) Belitz, 1997; (10) Fennema, 2000; (11) Swenson y Reece, 1999; (12) Barbazán et al., 2011; (13) Garriz, 2000; (14) Mancassola y Casanova, 2015; (15) Grace, 1983; (16) McLoughlin, 2009; (17) Closa y Landeta, 2010; (18) Garriz, 2012; (19) INTA, 2016; (20) MS, 2018; (21) Mohammed et al., 2012; (22) De Gea, 2007.

Fertilizante	Proporción nutriente (%)	Precio Fertilizante (usd/t)	Precio nutriente (usd/t)	Fuentes	
Urea granulada	N	46	320	695	1
Fosfato diamónico	P	18	420	2.331	1
Cloruro de potasio	K	50	342	685	1
Sulfato de amonio	S	24	340	1.417	2
Carbonato de calcio	Ca	42	39	93	2, 3, 4
Sulfato de magnesio	Mg	16	52	325	2, 3, 4
Ácido bórico	B	11	2.000	18.182	2, 5
Sulfato de zinc	Zn	22	6.000	27.907	2, 5

TA7. Suelo virtual. Factores de conversión y precios para el cálculo de la reposición nutriente. Fuentes: (1) BM, 2018; (2) USDA, 2018; (3) FAC, 2016; (4) IPNI, 2018; (5) CSO, 2018.

Producto	MS (%)	Índice de extracción (% de la biomasa seca)								Fuen
		N	P	K	S	Ca	Mg	B	Zn	
Porotos de soja	86.5	5,50	0,60	1,90	0,30	0,30	0,40	0,001	0,004	1
Harina de soja	89.0	7,70	0,67	2,20	0,43	0,30	0,27	0,001	0,005	2, 3

TA8. Suelo virtual. Composición de productos sojeros. Ref.: MS: materia seca. Fuentes: (1) García y Correndo, 2016; (2) Van Eys *et al*, 2004; (3) Mateos *et al*. (2009).