



Valorización del balance de N y P de la soja en Uruguay

Gabriel Oyhantçabal*

Servicio Central de Extensión y Actividades en el Medio, Universidad de la República. Brandzen
1956/201 - C.P.: 11.200 Montevideo, Uruguay.

gaboyha@gmail.com

Ignacio Narbondo

Servicio Central de Extensión y Actividades en el Medio, Universidad de la República. Brandzen
1956/201 - C.P.: 11.200 Montevideo, Uruguay.

nachonar@gmail.com

Fecha de recepción: 09/03/2012. Fecha de aceptación: 03/12/2012

Resumen

En Uruguay el cultivo de soja (*Glycine max*) pasó de 10.000 a 865.000 hectáreas de la zafra 2002/03 a la 2009/10. Entre las transformaciones que provocó destaca el aumento en la presión sobre el suelo, asociada al incremento de los sistemas de agricultura continua con alta frecuencia de soja en la rotación. Estos sistemas tienden a afectar negativamente la fertilidad del suelo entre otros motivos por el desbalance nutricional que provocan. Por este motivo este trabajo se propone dos objetivos: 1) analizar el balance aparente de Nitrógeno (N) y Fósforo (P) en el cultivo de soja de la zafra 2005/06 a la zafra 2009/10; y 2) aproximarse a una valorización económica del balance de nutrientes. El balance aparente de nutrientes arroja déficit tanto para P y N. El déficit total de N varía entre 32.219 y 101.430 toneladas por zafra, con un costo reposición estimado que va de US\$ 13,6 millones a US\$ 48,9 millones. Por su parte el déficit total de P en cada zafra acumuló entre 909 y 9.970 toneladas por año, con un costo de reposición estimado que va de US\$ 0,9 millones a US\$ 11,5 millones.

Palabras clave: soja, balance aparente, intensificación agrícola, sustentabilidad.

JEL Codes: Q51

Abstract

In Uruguay soybean (*Glycine max*) grew from 10.000 to 865.000 hectares between the 2002/03 and 2009/10 harvest. One of the main transformations caused was the increased pressure on soil, associated to the increasing advance of continuous cropping with high presence of soybean in the rotation. These systems tend to affect negatively the soil fertility because of the nutritional unbalance among other reasons. The aim of this paper are two: 1) analyze the apparent balance of Nitrogen (N) and Phosphorus (P) in soybean crop between the 2005/06 and the 2009/10 harvest; and 2) have an approximation to the economic value of the nutritional balance. The nutritional balance was negative for N and P. N presents a deficit that moves between 31.400 and 96.300 tonnes for each harvest with a reinstatement cost that fluctuate between USD\$ 13.6 million and USD\$ 48.9 million. And P presents a deficit that moves between 909 and 9.970 tonnes for each harvest with a reinstatement cost that fluctuate between USD\$ 0.9 million and USD\$ 11.5 million.

Key words: soybean, apparent balance, crop intensification, sustainability.

JEL Codes: Q51

*Autor de contacto



1. Introducción

En los últimos años la agricultura de secano uruguayo atravesó por una acelerada expansión, con especial protagonismo del cultivo de soja (*Glycine max*), que pasó de ocupar 10.000 hectáreas (ha) en el 2002/03 a 865.000 ha en la zafra 2010/11. En la última zafra representó el 86% de los cultivos de verano y el 50% del total de cultivos sembrados en todo el año (DIEA 2010). Esta expansión, conocida también como "sojización", es expresión de un modelo de agricultura caracterizado por la concentración de la producción, la generación de economías de escala, el aumento de la composición orgánica de capital, el desplazamiento de los productores de menor escala, la omnipresencia de los agronegocios transnacionales, y la configuración de una división internacional del trabajo que ubica a los países periféricos como proveedores de materias primas (Astarita 2008; Katz 2008; Narbondo y Oyhantçabal 2011 y 2012).

Este modelo agrícola está basado en un paquete tecnológico de insumos externos cuestionado por generar impactos ambientales como erosión del suelo, contaminación de aguas profundas y superficiales, pérdida de biodiversidad, y emisión de gases de efecto invernadero (Hansen 1996). Para el caso de la soja Cavalett y Ortega (2009) reseñan el mismo tipo de impactos.

En Uruguay los impactos ambientales de la sojización están directamente relacionados con el paquete tecnológico utilizado: siembra directa, glifosato y soja transgénica Round-up Ready (RR) (Blum et al. 2008). Este paquete permitió acrecentar la agricultura continua con alta frecuencia del cultivo de soja, desplazando los sistemas de rotación agricultura-pasturas tradicionales en la agricultura de secano uruguayo presentes desde la década de 1960 (Ernst 2004). Esta transformación productiva configuró tres sistemas en los que se inserta la soja: rotaciones cultivos-pasturas, agricultura continua y soja continua (Blum et al. 2008). Una de las principales consecuencias de la simplificación de los sistemas agrícolas ha

sido la generación de impactos sobre el suelo (Ernst 2003; García Préchac 2004a).

Los impactos a nivel del suelo, en particular la degradación y la erosión, han sido el problema más estudiado y que mayor preocupación ha despertado en la esfera pública. Destacan los trabajos de Clérico et. al. citados por García Préchac (2004a) que estiman teóricamente las pérdidas de suelo en sistemas con alta presencia de soja, y de Ernst (2003) que reportó que el balance global de materia orgánica y nutrientes suele ser negativo en sistemas con alta frecuencia de soja. Más recientemente Ernst et al. (2012) encontraron que en cuatro sistemas de rotación definidos experimentalmente, el balance aparente de Nitrógeno (N), Fósforo (P) y Potasio (K) fue negativo para sistemas de agricultura continua fertilizados según los niveles críticos de cada cultivo. Un dato elocuente es que en la zafra 2006/07, según lo manifestado por los propios agricultores, el 68% de la superficie con agricultura presentaba problemas de erosión (DIEA 2006).

A nivel estatal destaca el último decreto reglamentario (405/2008) del Decreto-Ley N° 15.239 (1981) de *Uso y conservación de los suelos y las aguas*, y la Ley N° 18.564 (2009)² de *Conservación, uso y manejo adecuado de las aguas* que dan más facultades al Poder Ejecutivo para sancionar malas prácticas, y obliga a los agricultores a realizar planes de cultivos que contemplen la preservación de suelos y aguas. En 2011 comenzó a implementarse un plan piloto opcional, obligatorio desde 2013, que establece que las empresas deben presentar, con la firma de un ingeniero agrónomo, un Plan de Manejo y Uso del Suelo para cada chacra³ que no debe superar niveles de erosión estimados por la ecuación universal de pérdida de suelo (RENARE 2011).

En este marco la valorización de las externalidades ambientales que las actividades agrícolas provocan tal como propone la economía ambiental, y en

¹ Las leyes se pueden consultar en www.parlamento.gub.uy

² Porción de suelo con fines agropecuarios. Según la RAE significa "alquería o granja".



particular el impacto en el suelo, reviste singular interés (Flores y Sarandón 2002; Iglesias et al. 2008). La valorización de los impactos ambientales despierta una importante polémica sobre lo acertado o no de “ponerle precio” a los recursos naturales, y de así hacerlo sobre cuál sería la mejor forma de valorizarlos (Costanza et al. 1997; Foladori 2001; Chang 2001; Olarieta et al. 2008). Sin embargo, cuantificar las externalidades de las actividades agropecuarias puede resultar útil para relativizar los resultados económicos de los negocios agropecuarios, en la medida que un ingreso neto muy alto se puede estar realizando a costa de la destrucción de los recursos naturales (Flores y Sarandón 2002); puede ser útil para la definición de políticas públicas (Tomasini citado por Iglesias et al. 2008); y para evaluar el impacto sobre el bienestar humano causado por la pérdida de capital natural y servicios ecosistémicos (Costanza et al. 1997).

En Uruguay no existen antecedentes de valorización de impactos ambientales para la soja, ni para la actividad agropecuaria en general. Por estos motivos los objetivos de este artículo son: 1) analizar el balance aparente de Nitrógeno y Fósforo en el cultivo de soja de la zafra 2005/06 a la zafra 2009/10; y 2) aproximarse a una valorización económica del balance de nutrientes.

2. Materiales y métodos

Uruguay está localizado entre los paralelos 30-35° S. Las precipitaciones varían entre 1000 mm en el sur y 1500 mm en el noreste, con un régimen isohigro (uniforme a lo largo del año) con importantes oscilaciones año tras año. La temperatura media en invierno es de 13° C y en verano de 25° C.

La evapotranspiración es constante año a año, pero presenta significativas variaciones

dentro del año, con fuerte demanda en verano y baja en invierno por la variación de temperatura entre estaciones. Esta situación determina que durante el año se sucedan periodos de déficit hídrico (noviembre-marzo), recarga del perfil del suelo (marzo-mayo) y de exceso de agua (mayo-octubre).

La superficie de uso agropecuario ocupa más de 16 millones de hectáreas, siendo que las pasturas naturales o mejoradas ocupan cerca del 80% del área total. Los suelos son mayoritariamente Arguidoles y Vertisoles, con alta concentración de materia orgánica en los primeros 20 cm del suelo (García Préchac et al. 2004) y bajos niveles Fósforo (menos de 10 ppm).

2.1. Producción de soja en Uruguay

La producción de soja pasó en las últimas cinco zafas (Cuadro 1) de 631.900 toneladas en la zafra 2005/06 a 1,817 millones de toneladas en la zafra 2009/10 (DIEA 2010). El incremento de la producción estuvo dado principalmente por la expansión del área que pasó de 309.000 ha a 865.000 ha, ya que el rendimiento se mantuvo relativamente estable durante el período oscilando en el entorno de las 2 ton/ha (DIEA 2010) (Cuadro 1). La soja se cultiva tanto “iniciando” la rotación (en octubre) después de un barbecho en invierno, lo que se conoce como soja “de primera”, como luego de un cultivo de invierno (diciembre), generalmente trigo, lo que se conoce como soja “de segunda”. En las zafas analizadas se evidencia una tendencia creciente del cultivo de soja de segunda (en términos absolutos y relativos), asociada al incremento del área de trigo en invierno en dichas zafas que configura sistemas de doble cultivo anual. Al disponer de más tiempo para la realización de todas las labores necesarias para una buena implantación del cultivo, la soja de primera

Cuadro 1. Producción, superficie y rendimiento de soja desde la zafra 2005/06 hasta la zafra 2009/10.

	2005/06	2006/07	2007/08	2008/09	2009/10
Producción soja (ton)	612.587	706.211	764.380	996.852	1.809.344
Área soja (ha)	299.700	331.866	456.892	560.029	859.546
Rendimiento soja (ton/ha)	2,04	2,13	1,67	1,78	2,11

Fuente: Elaboración propia en base a DIEA (2010). ton: tonelada; ha: hectárea.



obtiene mejores rendimientos que la de segunda (Cuadro 2).

2.2. Balance aparente de nutrientes

Se modelizó el balance de nutrientes del cultivo de soja desde la zafra 2005/06 a la zafra 2009/10, tomando como referencia otros trabajos similares (Flores y Sarandón 2002; Iglesias et al. 2008; Pesce et al. 2008; Gelati y Vázquez 2008), para N y P por ser los nutrientes de mayor relevancia en el cultivo. Se utilizó la metodología del balance aparente de nutrientes que calcula la diferencia entre la cantidad de nutrientes que entran y que salen de un sistema definido en el tiempo y el espacio. El balance es aparente ya que no considera las transformaciones de los nutrientes en el sistema suelo-planta, ni las pérdidas gaseosas, por lavado o erosión, ni los ingresos por deposiciones atmosféricas (Ciampiti y García 2008; Ernst et al. 2012). Los balances pueden ser deficitarios, lo que implica una pérdida de nutrientes, o acumulativos, lo que representa una ganancia de nutrientes.

Esta metodología calcula los ingresos según los aportes por fertilización y fijación biológica en el caso del N, y las salidas por la cosecha en los granos o productos animales. Para este trabajo se estimó el balance de nutrientes restando la extracción que realiza la soja con el aporte vía fertilización para cada período del cultivo (no para el año agrícola), al igual que el método utilizado por Ernst et al. (2012).

La extracción total de N y P se calculó como producción por hectárea de soja (kg/ha) para cada zafra por la tasa de extracción de cada nutriente (kg/ton) por la superficie sembrada de soja (ha), ponderando la extracción según

el área y el rendimiento de primera y de segunda. El valor de la tasa de extracción (kg/ton) de N y P se tomó de Flores y Sarandón (2002). Para el Nitrógeno la tasa es de 57 kg/ton, pero considerando que la soja aporta 50% de sus requerimientos a través de la fijación biológica, la tasa de extracción real es el 50% de la extracción total. Al utilizar la metodología de balance aparente no se consideraron las pérdidas de N por lixiviación, volatilización, escorrentía, así como las entradas por fijación simbiótica libre y atmosférica. Por su parte, para el Fósforo la tasa es de 6,19 kg/ton.

El aporte de nutrientes se calculó según la dosis de fertilización predominante, considerando que en el cultivo de soja ésta varía según se trate de cultivos de primera o de segunda. Es importante señalar que no existen investigaciones que estimen con alta significatividad la dosis exacta utilizada en el cultivo, siendo que la situación predominante indica no sólo la falta de información sino también una importante variación entre productores y entre chacras (Hoffman 2012). Según E. Hoffman (comunicación personal, 2012), un destacado investigador nacional, en soja de primera el aporte de Nitrógeno oscila entre 7 y 10 kg/ha, mientras que para el fósforo varía entre 40 y 45 kg/ha de P₂O₅, siendo que en 20% del área no se fertiliza por los altos niveles de fósforo en el suelo. Estos datos coinciden con lo relevado en un trabajo anterior (Blum et al. 2008), donde a partir de entrevistas a informantes calificados del sector se estimó que la fertilización predominante en soja era de 100 kg/ha de 7-40-0, lo que aporta 40 kg/ha de P₂O₅ y 7 kg/ha de N. En soja de segunda la situación oscila entre un número importante de productores no fertilizan utilizando la fertilización "residual" del cultivo de invierno.

Cuadro 2. Producción, superficie y rendimiento de soja de primera y segunda desde la zafra 2005/06 hasta la zafra 2009/10.

		2005/06	2006/07	2007/08	2008/09	2009/10
Área (ha)	Primera	207.900	166.854	230.661	247.930	353.643
	Segunda	91.800	165.012	226.231	312.099	505.903
Rendimiento (ton/ha)	Primera	2,26	2,21	1,83	1,82	2,61
	Segunda	1,58	2,03	1,52	1,75	1,75



Según estimaciones de Hoffman (2012) para la zafra 2010/11 en un relevamiento de 90.900 hectáreas sembradas con soja de segunda, que representan cerca del 30% de la soja de segunda en dicha zafra, sólo el 22.5 % recibió P a la siembra, siendo que los que sí aplicaron este nutriente aportaron unos 25 kg/ha de P_2O_5 ⁴. En función de la información relevada, y asumiendo sus limitaciones, se estimó el aporte de N y P para soja de primera y de segunda según se presenta en el Cuadro 3.

Cuadro 3. Estimación del aporte de N y P en kg/ha para soja de primera y de segunda según fertilización predominante

		N (kg/ha)	P (kg/ha)
Soja de primera	80% sup.	10	19,1
	20% sup.	0	0
	Total	8	15,3
Soja de segunda	80% sup.	0	0
	20% sup.	5,6	10,6
	Total	1,1	2,1

2.3. Valorización

Se valorizó el costo de reposición de Nitrógeno y Fósforo para las zafras 2005/06 a 2009/10 en función del resultado del balance aparante de nutrientes. El costo de los nutrientes se valorizó según el costo de reposición con fertilizantes con valor según el Boletín de Precios de DIEA (2005-2009) a noviembre de cada año (época de siembra), sin incluir el costo de aplicación. Este criterio supone el subsidio en el año de siembra. Se asumió que el Nitrógeno se reponía con UREA (46-0-0) y el Fósforo con fertilizante 7-40-0 (Cuadro 4) en función de los fertilizantes más utilizados en el cultivo (Blum et al. 2008). El costo del nutriente se calculó en función de su concentración en los

Cuadro 4. Costo de UREA y fertilizante 7-40-0 de noviembre 2005 a noviembre 2009.

	2005/06	2006/07	2007/08	2008/09	2009/10
Fertilizante UREA (US\$/ton)	396	394	565	862	450
Nitrógeno (US\$/kg)	0,9	0,9	1,2	1,9	1,0
Fertilizante 7-40-0 (US\$/ton)	330	334	548	850	412
Fósforo (US\$/kg)	1,9	2,0	3,2	5,0	2,4

Fuente: Elaboración propia en base a DIEA (2005-2009). kg: kilogramo; ha: hectárea; ton: tonelada

⁴ Se trabajó con un coeficiente de conversión según el cual 1 unidad de P equivale a 2,35294 de P_2O_5 .

fertilizantes: UREA con 46% de N y 7-40-0 con 7% de N y 17% de P. El costo por hectárea de la reposición se comparó con el margen bruto por hectárea para la soja en cada una de las zafras, utilizando estimaciones de Sader Neffa (2008) y de Narbondo y Oyhantçabal (2011), para dar cuenta de la magnitud de su reposición en la estructura de costos del cultivo.

3. Resultados

3.1. Nitrógeno

En función de la tasa de extracción de Nitrógeno utilizada (57 kg/ton) el requerimiento de N/ha varió entre 95,4 y 120,9 kg/ha según los rendimientos promedio (Cuadro 5). Los aportes de Nitrógeno no superaron los 65 kg/ha produciendo déficits en todas las zafras que van desde 43,1 kg/ha hasta 56,1 kg/ha. De esta forma con las prácticas predominantes de fertilización en el cultivo de soja se produjo un déficit sostenido de Nitrógeno que en el total del área va desde 32.219 toneladas hasta 101.430 toneladas.

Reponer el déficit con fertilizante urea hubiera supuesto una erogación por hectárea de margen entre US\$45,2 y US\$87,3 (Cuadro 6). Para el área total de soja el costo hubiera variado entre US\$ 13,6 millones y US\$ 48,9 millones, y hubiera representado según la zafra entre 15,7% y 36,5% del bruto del cultivo.

3.2. Fósforo

Los requerimientos de Fósforo por hectárea oscilaron entre 10,36 y 13,03 kg/ha, mientras



Cuadro 5. Balance nutricional en Kg/ha para el Nitrógeno (N) desde la zafra 2005/06 hasta la zafra 2009/10.

	2005/06	2006/07	2007/08	2008/09	2009/10
Requerimiento N (kg/ha)	116,97	120,90	95,39	101,45	120,01
Fijación + Fertilización N (kg/ha)	64,4	65,0	52,3	54,9	63,9
Balance N (kg/ha)	-52,6	-55,9	-43,1	-46,6	-56,1
Balance zafra (ton)	-32.219	-39.459	-32.949	-46.419	-101.430

kg: kilogramo; ha: hectárea; ton: tonelada

Cuadro 6. Costo de reposición de Nitrógeno con UREA desde la zafra 2005/06 hasta la zafra 2009/10.

	2005/06	2006/07	2007/08	2008/09	2009/10
Reposición (US\$/ha)	45,2	47,9	52,9	87,3	54,8
Balance (mill US\$)	13,6	15,9	24,2	48,9	47,1
Margen Bruto (US\$/ha)	124,0	280,0	269,0	366,7	348,5
% del Margen Bruto	36,5	17,1	19,7	23,8	15,7

ha: hectárea

que los aportes vía fertilizantes oscilaron entre 7,5 y 11,3 kg/ha, en función de lo cual el balance aparente de Fósforo resultó negativo para todas las zafras en valores que oscilaron entre 1,4 y 5,5 kg/ha. Para la totalidad del área sembrada con soja en las zafras analizadas, el desbalance acumuló entre 909 y 9970 toneladas por año (Cuadro 7).

En función de los déficits del balance aparente para el P, su costo de reposición con fertilizante 7-40-0 varió entre US\$2,8 y US\$15,3 por ha, lo que representa en el total de la superficie de soja un monto creciente zafra a zafra que va de US\$ 0,9 millones a US\$ 11,5 millones. Este monto representó en las sucesivas zafras entre 1,9% y 4,2% del margen bruto del cultivo (Cuadro 8).

4. Discusión

4.1. Balance de nutrientes

Cuadro 7. Balance nutricional en kg/ha para el Fósforo (P) desde la zafra 2005/06 hasta la zafra 2009/10

	2005/06	2006/07	2007/08	2008/09	2009/10
Requerimiento P (kg/ha)	12,70	13,13	10,36	11,02	13,03
Fijación + Fertilización P (kg/ha)	11,03	8,7	8,8	8,0	7,5
Balance P (kg/ha)	-1,4	-4,4	-1,6	-3,1	-5,5
Balance zafra (ton)	-909	-3.412	-1.223	-3.146	-9.970

kg: kilogramo; ha: hectárea; ton: tonelada.

El balance aparente de nutrientes muestra un déficit sostenido de Nitrógeno y Fósforo en las zafras analizadas, lo que supone una reducción de la cantidad y disponibilidad de nutrientes en los suelos, situación que tiene efectos negativos en la fertilidad, en los rendimientos de los cultivos y en la sustentabilidad de los sistemas de producción (García 2011).

Acerca del desbalance de ambos nutrientes es posible distinguir dos niveles de discusión: en primer lugar las consecuencias de la pérdida progresiva de nutrientes por parte del sistema, que supone una exportación permanente de nutrientes y genera condiciones para la degradación de los suelos y la reducción del potencial de rendimiento de los cultivos; en segundo lugar las implicancias de la tendencia a la agricultura continua y al aumento en la frecuencia en las rotaciones del cultivo de



Cuadro 8. Costo de reposición de Fósforo con 7-40-0 desde la zafra 2005/06 hasta la zafra 2009/10

	2005/06	2006/07	2007/08	2008/09	2009/10
Reposición (US\$/ha)	2,8	8,6	5,1	15,3	13,3
Balance (mill US\$)	0,9	3,2	2,3	8,8	11,5
Margen Bruto (US\$/ha)	124,0	280,0	269,0	366,7	348,5
% del Margen Bruto	2,3	3,1	1,9	4,2	3,8

soja que, además provocar déficits nutricionales, genera condiciones altamente predisponentes a la erosión, y por tanto a la degradación de los suelos.

En relación al primer aspecto, el déficit nutricional en los suelos supone la exportación de nutrientes hacia otras regiones del planeta a través de los granos que, por un lado, generan déficit en los suelos del país de origen y, por otro lado, generan en los países de destino problemas de contaminación por la concentración de nutrientes cuando los granos se utilizan en la alimentación de ganado en sistemas confinados (Cavalett y Ortega 2009). El déficit también provoca lo que puede conceptualizarse como un costo ambiental (estimado a través del costo de reposición de los nutrientes) que, para el caso del Nitrógeno, fue estimado en las últimas cinco zafra entre los US\$ 13,6 millones y los US\$ 48,9 millones, y para el Fósforo fue estimado entre US\$ 0,9 millones y US\$ 11,5 millones. Es destacable que las cifras anuales de reposición de Nitrógeno superan en todos los años los aportes impositivos realizados por la fase primaria del complejo que van de US\$ 4 millones en 2005 a US\$ 20 millones en 2009 (información sin publicar de Soutullo et al. 2012). Si se le cobrara a los productores el costo de reposición del N, el mismo representaría entre el 36,5% y el 15,7% del margen bruto del cultivo según la zafra, una proporción por demás significativa, que coincide con el cálculo de Flores y Sarandón (2002) para la extracción de nutrientes causada por la agriculturización entre 1970 y el 2000 en la pampa Argentina. Para el caso del Fósforo el costo de reposición es menor y no supera el 4,2% del margen bruto del cultivo.

En Argentina, sólo para los principales cultivos, se exportan anualmente junto con los granos alrededor de 3,5 millones de

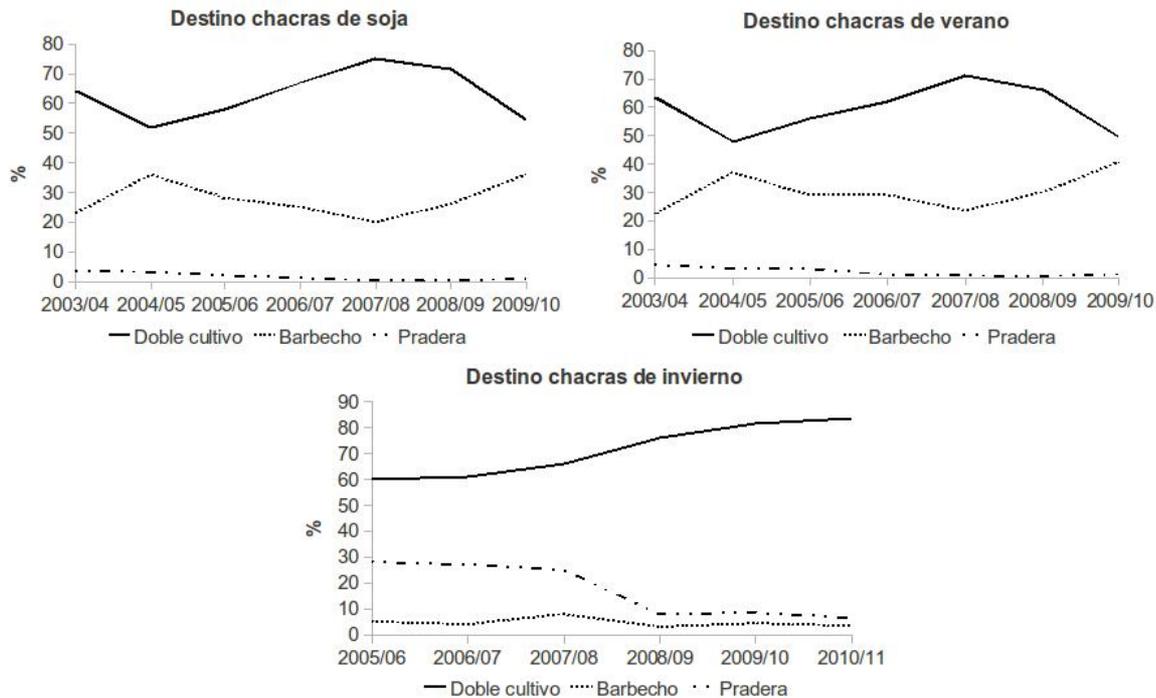
toneladas de nutrientes. La soja representó en 2002/03 casi 50% de esta cantidad, lo que representa, en fertilizante equivalente para Nitrógeno y Fósforo, unos US\$ 900 millones (Pengue 2003). Asimismo, la soja ha sido la principal responsable de la extracción de bases (K^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+}) en el norte del gran Buenos Aires, con un costo de reposición global entre 1970-2003 de US\$ 414 millones lo que representa el 11,9% del margen bruto del cultivo (Gelati y Vázquez 2008). Por su parte en Brasil, en la zafra 2003/04, la soja significó una exportación de Nitrógeno y Fósforo de 2,3 millones de toneladas con un costo de reposición con fertilizantes estimado en US\$ 1.520 millones (Cavalett y Ortega 2009). Un segundo aspecto a analizar son las consecuencias sobre el suelo del déficit nutricional provocado por el cultivo de soja en las actuales condiciones de manejo de la fertilización, en el marco de la tendencia a la agricultura continua. El déficit nutricional se podría subsanar parcialmente en el caso de que la soja sea parte de rotaciones agrícola-pastoriles que recuperen en parte el nivel de materia orgánica (Díaz 1992; García Préchac et al. 2004b), aunque algunos autores señalan que la extracción neta de nutrientes es irreversible (Iglesias et al. 2008), siendo imposible recuperar el nivel original de fertilidad (Olarieta et al. 2008). Más allá de este debate, del análisis del destino de chacra entre 2003/04 y 2009/10 se desprende una tendencia a la reducción de la presencia de pasturas en las rotaciones, y al predominio de sistemas de agricultura continua e incluso de soja continua (Figura 1). En ese período el porcentaje con destino a barbecho osciló entre el 20% y 35%, el porcentaje con destino cultivos de invierno varió entre 50% y 75%, y el porcentaje con destino pradera tendió al 0%. En particular destaca que en la zafra 2009/10 el 36% del área de soja quedó en barbecho durante el invierno. Mientras, para las chacras de invierno entre 2005/06 y



2010/11 el porcentaje cuyo destino son cultivos de verano pasaron de 60% a 80%, y el porcentaje con destino pradera pasó de

30% a 8%, dando cuenta de la significativa reducción del componente de pasturas en las rotaciones.

Figura 1. Destino de las chacras en porcentaje (%) de cultivos de invierno, de verano y de soja desde la zafra 2003/04 hasta la zafra 2010/11



Fuente: Elaboración en base a DIEA (2004-2010).

Esta información coincide con la de Arbeletche y Carballo (2008) que estimaron que en el 2005/06 el 47% del área agrícola (de la cual la soja representó el 50%) estaba bajo agricultura continua. Estas tendencias están directamente relacionadas con los cambios que vienen sucediendo en la agricultura de secano en los últimos años: masificación de la tecnología de siembra directa desde la década del 90', y desde 2002 la reducción de los sistemas de rotaciones agrícola-ganaderos e incremento de los sistemas de agricultura continua con alta frecuencia de la soja (Ernst 2004).

El aumento de sistemas de agricultura continua y la importante proporción de sistemas de soja continua en detrimento de la superficie sembrada de pasturas, corresponden con situaciones propicias para la ocurrencia de fenómenos de erosión hídrica y de pérdida de fertilidad de los suelos (García Préchac 2004a). Durante la etapa de

pasturas el suelo recibe escasas perturbaciones, existe una cobertura vegetal permanente que disipa el impacto de la lluvia, y se incorporan raíces y demás restos vegetales favoreciendo la recuperación y acumulación de materia orgánica perdida durante la etapa de cultivo agrícola (Díaz 1992; García Préchac et al. 2004b). Además las rotaciones agricultura/pasturas presentan como ventaja frente a los sistemas de agricultura continua una mayor resiliencia frente a eventos climáticos y económicos por su mayor diversidad, así como una reducción de la utilización de combustible y biocidas (García Préchac et al. 2004b).

Un factor estratégico para la eliminación de la fase de pasturas fue la incorporación de la siembra directa que redujo sustantivamente la perturbación del suelo, permitiendo aumentar la intensidad de su uso prolongando la etapa de cultivos sin altos riesgos de erosión hídrica (Ernst 2004). Sin embargo, para ello son



necesarias dos condiciones: 1) los cultivos deben ser cosechados solamente para granos, dejando todo su rastrojo sobre el suelo, y 2) tales rastrojos deben ser cuantitativamente importantes y de moderada a lenta velocidad de descomposición (García Préchac et al. 2004b). La segunda de estas condiciones no se cumple en sistemas que incorporan a la soja como cultivo referencia en la rotación, como el monocultivo de soja y el doble cultivo soja/trigo. Esto se explica por la alta velocidad con que se descompone el barbecho de soja luego de la cosecha del grano, dejando el suelo descubierto y expuesto a la erosión hídrica (Ernst 2004).

Adicionalmente, los sistemas de agricultura continua resultan muy frágiles desde el punto de vista de mantener o aumentar el contenido de materia orgánica de los suelos (indicador por excelencia de su calidad), lo que sólo puede lograrse con altos rendimientos de los cultivos que dejen cantidades significativas rastrojo y se traduzcan en ganancias netas de carbono en los suelos. Investigaciones nacionales muestran que cuando los niveles iniciales de materia orgánica en los suelos son medios a bajos, los sistemas de agricultura continua presentan balances negativos de carbono orgánico a largo plazo (diez años), aún con altos niveles de producción acumulada de materia seca, en contraste con rotaciones de cultivos con pasturas que logran balances positivos (Ernst y Siri Prieto 2011). En la medida que la reposición de Nitrógeno tiene como principal fuente a la materia orgánica (vía mineralización), la tendencia a la agricultura continua pone en jaque la posibilidad de mantener la capacidad de aporte de este nutriente desde la materia orgánica.

La situación es distinta en el caso del fósforo. Se trata de un nutriente poco lábil para el que, en los suelos del Uruguay, la fracción inorgánica es tan importante como fuente de reposición como la fracción orgánica. Por tanto un déficit continuo supone una tendencia al riesgo de agotamiento de un nutriente que es limitante en los suelos del Uruguay, situación que se agrava en sistemas de agricultura continua (Cano et al. 2006; Ernst et al. 2012).

A esto se suma que los riesgos de erosión y degradación se magnifican ante el avance de la soja sobre suelos más “susceptibles” a la erosión hídrica agrícola. Se trata de las zonas centro y noreste del país en las que se ha identificado la presencia creciente de cultivos de soja. El noreste en particular, además de presentar suelos más susceptibles a la erosión presenta un régimen de precipitaciones más intenso que el litoral oeste lo que significa mayor impacto sobre la erosión de los suelos (Blum et al. 2008).

De modo que las condiciones en que se realiza la agricultura continua en Uruguay, con los actuales niveles de rendimiento de los cultivos (que no han cambiado sustantivamente en los últimos diez años) y la alta frecuencia de soja en las rotaciones, suponen un alto riesgo de erosión (asociado a las características del barbecho de soja) y de pérdida de materia orgánica, lo que puede agravar el déficit nutricional identificado a través del balance aparente de nutrientes del cultivo de soja. Esto es coincidente con resultados de investigaciones nacionales, que muestran balances acumulados negativos de nitrógeno y fósforo como resultado del aumento del peso relativo de la agricultura en las rotaciones (Ernst et al. 2012).

4.2.Limitaciones y alcances de la investigación

Una primer limitación tiene que ver con el necesario ajuste del balance aparente de nutrientes, incorporando otros factores que inciden en el balance como la lixiviación y la volatilización (Flores y Sarandón 2002), así como realizando ensayos para ratificar su validez a nivel experimental.

Otro aspecto refiere a la discusión en torno a la mejor opción metodológica para valorizar los impactos ambientales (Costanza et al. 1997; Pesce et al. 2008). En este sentido existe una importante polémica sobre la pertinencia de monetarizar los impactos ambientales de las actividades productivas. Se afirma que frecuentemente las valorizaciones suelen subestimar los impactos, ignorando modificaciones negativas irreparables en los ecosistemas (Flores y Sarandón 2002), al tiempo que ninguna teoría



económica es capaz de contabilizar exactamente el valor de los suelos (Blaikie y Brookfield, citados por Olarieta et al. 2008). En lugar de internalizar los impactos ecológicos dentro del análisis económico, algunos autores proponen utilizar la Economía Ecológica de forma de considerar los límites ecológicos para las actividades económicas (Flores y Sarandón 2002) evaluando en términos físicos la dinámica de los suelos para luego evaluar su impacto sobre la actividad económica (Olarieta et al. 2008).

Olarieta et al. (2008) realizaron varias críticas a la metodología utilizada en este artículo. Entre las más importantes se destacan que no considera que el impacto en la extracción de nutrientes depende tanto de su cantidad absoluta como de su concentración relativa en el suelo; y que asume que el nutriente en el suelo tiene el mismo valor que en un fertilizante a pesar de la gran diferencia de concentración. Lo anterior significa asumir como posibilidad la sustitución perfecta e ilimitada entre capital natural (el suelo) y el capital manufacturado según la cual sería posible "crear suelo".

Asimismo, es necesario considerar los alcances limitados, tanto desde el punto de vista teórico como práctico, de incorporar criterios ambientales o ecológicos a los procesos económicos actuales, tal como proponen la Economía Ambiental y la Economía Ecológica. Como plantea Foladori (2001) la mediación de las relaciones capitalistas, cuyo móvil exclusivo es la valorización del capital, en la producción de bienes para satisfacer necesidades humanas, coloca una traba estructural en la posibilidad de incorporar criterios de conservación de la naturaleza en las actividades económicas.

De todos modos, en este trabajo se consideró pertinente utilizar un modelo para cuantificar física y económicamente la extracción de nutrientes para el cultivo de soja de forma de captar, de manera aproximada y parcial, parte de los impactos ambientales del proceso de sojización que, no obstante, lejos está de agotar el diagnóstico.

Dados los alcances limitados de este estudio en lo que respecta a la identificación y cuantificación del conjunto de impactos ambientales asociados al proceso de sojización es necesaria una mayor profundización en la investigación en estos temas. Además de abordar impactos en otras áreas del ambiente (aguas, biodiversidad, gases de efecto invernadero) y la sociedad, en lo que respecta al suelo sería pertinente estimar las pérdidas anuales (erosión) que resultan de la implementación creciente de sistemas de agricultura continua con alta frecuencia de soja en la rotación. Por ejemplo, en Argentina Casas (2003) estimó que el costo anual de la erosión es de unos US\$ 1.000 millones, calculado como pérdida de ingresos debido a la reducción de la productividad provocada por la pérdida de suelo.

Esto sería perfectamente viable recurriendo a modelos de estimación de pérdida de suelo adaptados a las condiciones de Uruguay, en particular el modelo Erosión 5.91 (García Préchac 1992; García Préchac *et. al.* 1999). Sin embargo, para ello resulta imprescindible acceder a información sistematizada y precisa, hoy no disponible en Uruguay, sobre los sistemas de rotación predominantes en la agricultura, que dé cuenta de la importancia relativa de los sistemas de agricultura continua y de rotación de cultivos agrícolas con pasturas, así como de la frecuencia de la soja en la fase agrícola de cada uno de ellos. Si bien el análisis de los porcentajes de destino de chacra permitió observar tendencias generales no permitió identificar con precisión qué porcentaje del área se encuentra bajo rotación con pasturas, bajo agricultura continua o bajo monocultivo de soja ya que la información estadística promedia las chacras imposibilitando el seguimiento de cada una en particular. Esto además permitiría realizar balances aparentes de nutrientes que contemplen no solamente un cultivo en particular, sino de las secuencias de cultivos predominantes en la agricultura extensiva de Uruguay.

Otras estimaciones podrían incluir el balance de otros nutrientes como Potasio (K), Calcio (Ca) o Azufre (S) tal como lo sugieren Flores



y Sarandón (2002); la valorización de otros costos ambientales como la disminución en el contenido de materia orgánica, cambios en los valores del pH, pérdida de estructura del suelo, disminución de la infiltración de agua, aumento del enmalezamiento, riesgos de contaminación por el aumento en el uso de biocidas, generación de resistencia en plagas (por el intenso uso de biocidas), y sociales como los daños en la red de caminería y otras obras de infraestructura producto de la erosión, aumento del desempleo y éxodo rural

5. Conclusiones

El modelo de producción de soja en Uruguay genera pérdidas de Nitrógeno y Fósforo cuyo costo representa una importante proporción del margen bruto del cultivo. El déficit nutricional registrado se vincula con la tendencia a la erosión y degradación de los suelos asociada a las actuales condiciones de manejo de la agricultura extensiva en Uruguay. Para el dueño de la tierra esta situación supone una reducción de la fertilidad que seguramente afecte negativamente la productividad de la explotación y por tanto reduzca su rentabilidad e incluso el valor de la tierra. Desde la perspectiva de la sociedad, el deterioro de un recurso esencial y no renovable como el suelo, sobre todo en un país que basa buena parte de la producción de riqueza en el sector agropecuario, afecta la sustentabilidad en el largo plazo contraviniendo uno de los principios medulares del desarrollo sustentable. En este sentido es que Cavalett y Ortega (2009) afirman que la producción de soja ha sido subsidiada por la sociedad por el no pago de los daños ambientales.

Este escenario reafirma la necesidad tanto de controles y regulaciones públicas, en particular mediante la acción del Estado, que preserven un bien común clave para el desarrollo del país. Asimismo, las limitaciones señaladas de esta investigación, así como la falta de información científica que mejore el conocimiento público del tema, requieren de una agenda de investigación que intenta

levantar parte de las limitantes señaladas en la discusión.

Agradecimientos

Los autores agradecen especialmente a Alfredo Blum, Pablo Modernel, Diego Sancho y Esteban Hoffman por los valiosos aportes que hicieron para mejorar la calidad académica de este artículo.

REFERENCIAS

- Arbeletche, P. y C. Carballo, 2008. La expansión agrícola en Uruguay: alguna de sus principales consecuencias, en *2º Congreso Regional, 3er Congreso Rioplatense y XXXIV Reunión Anual de Economía Agraria*. Montevideo, Uruguay. Anales de la XXXIX Reunión Anual de la AAEA (CD).
- Astarita, R., 2008. Globalización y desarrollo capitalista en el agro. Inédito.
- Blum, A., Narbondo, I., Oyhantçabal G. y D. Sancho, 2008. *Soja transgénica y sus impactos en Uruguay. La nueva colonización*. Montevideo: Rapal-Uruguay.
- Cano, J., Ernst, O. y F. Garcia, 2006. Balance aparente de fósforo en rotaciones agrícolas del litoral oeste del Uruguay. *Informaciones Agronómicas INPOFOS Cono Sur*. Acassuso, Buenos Aires, Argentina. 32:8-11.
- Casas, R., 2003. *Sustentabilidad de la agricultura en la Región Pampeana*. Argentina, INTA Castelar.
- Cavalett, O y E. Ortega, 2009. Emergy, nutrients balance, and economic assessment of soybean production and industrialization in Brazil. *Journal of Cleaner Production* 17: 762-771.
- Chang, M. Y., 2001. La economía ambiental, en Pierri, N. y G. Foladori (eds) *¿Sustentabilidad? Desacuerdos sobre el desarrollo sustentable*. Montevideo, Trabajo y Capital.
- Ciampitti, I. y F. García, 2008. Balance y eficiencia de uso de los nutrientes en sistemas agrícolas. *Revista Horizonte A*. 4 (18): 22-28.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburgstar, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J. y M. van den Belt, 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.
- Díaz, R., 1992. *Evolución de la materia orgánica en rotaciones de cultivos con pasturas. Tomo 1*. Montevideo, INIA (Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria).
- DIEA, 2004-2010. *Encuestas Agrícolas de primavera (2005 al 2009) y Otoño/Invierno (2005 al 2010)*. Montevideo, Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca. Disponibles en <http://www.mgap.gub.uy/portal/hgxp001.aspx?7,5,93,0>



[,S,0,MNU;E;2;16;10;6;MNU;](#)

DIEA, 2005 – 2009. *Boletín de Precios tercer trimestre*. Montevideo, Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca. Disponibles en

<http://www.mgap.gub.uy/portal/hgxp001.aspx?7,5,56,O,S,0,MNU;E;2;16;10;6;MNU;>

DIEA, 2006. *Encuesta agrícola primavera 2006*. Montevideo, Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca.

DIEA, 2010. *Encuesta agrícola invierno 2010*. Montevideo, Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca.

Ersnt, O., 2003. "Uruguayizando" las "argentineses". *Cangüé*, 24: 27-30.

Ernst, O., 2004. La soja en el sistema agrícola uruguayo. *Cangüé* 26: 7-9.

Ernst, O. y G. Siri-Prieto, 2011. La agricultura en Uruguay: su trayectoria y consecuencias. II *Simposio Nacional de Agricultura*. Anales. 29 y 30 de setiembre de 2011. Paysandú. 149-163.

Ernst, O.; Siri-Prieto, G.; Ackermann, P. y N. Gasparri, 2012. Balance aparente de N, P y K en función de la intensidad de uso del suelo por la agricultura. *Cangüé* 32: 9-15.

Flores, C. C. y S. J. Sarandón, 2002. ¿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, La Plata* 105 (1): 52-67.

Foladori, G., 2001. La economía ecológica, en Pierri, N. y G. Foladori (eds) *¿Sustentabilidad? Desacuerdos sobre el desarrollo sustentable*. Montevideo, Trabajo y Capital.

García, F.O., 2011. Balances de carbono y de nutrientes: buscando el equilibrio en la agricultura del Cono Sur. II *Simposio Nacional de Agricultura*. Anales. 29 y 30 de setiembre de 2011. Paysandú. 135-147.

García Préchac, F., 1992. *Conservación de suelos. Serie Técnica N° 26*. Montevideo, Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria.

García Préchac, F., Clérici, C. y J.C. Terra, 1999. Avances con USLE-RUSLE para estimar erosión y pérdidas de productividad en Uruguay, en *14º Congreso Latinoamericano de Ciencias del Suelo*. Pucón, Chile.

García Préchac, F., 2004a. Cultivo continuo en siembra directa o rotaciones de cultivos y pasturas en suelos pesados del Uruguay. *Cangüé* 26: 28-32.

García Préchac, F.; Ernst, O.; Siri Prieto, G. y J. A. Terra, 2004b. Integrating no-till into crop– pasture rotations in Uruguay. Review Article. *Soil and Tillage Research* Vol. 77 (1): 1-13.

Gelati, P. R. y M. E. Vázquez, 2008. Extracción agrícola de bases en el norte de la provincia de Buenos Aires, Argentina: costo de su remediación e implicancias

económicas. *Revista Iberoamericana de Economía Ecológica* Vol. 7: 117-129

Hansen, J. W., 1996. Is sustainability a useful concept?. *Agricultural Systems* Vol. 50: 117-143.

Iglesias, D. H., Zanotti, N. L., Iturrioz, G., Álvarez Costa, E., D`adam, H., Wiedenhöfer, K. y J. J. Vasallo, 2008. El balance de nutrientes en la Provincia de La Pampa y sus implicancias económicas. *Revista Iberoamericana de Economía Ecológica* Vol. 9: 19-30.

Katz, C., 2008. El agro-capitalismo de la soja. En línea. Disponible en www.lahaine.org/katz

Narbondo, I. y G. Oyhantçabal, 2011. Radiografía del agronegocio sojero: descripción de los principales actores y de los impactos socio-económicos en Uruguay. *Datos actualizados a 2010 (segunda edición)*. Montevideo, REDES-AT.

Narbondo, I. y G. Oyhantçabal, 2012. El agronegocio y la expansión del capitalismo en el campo en Uruguay. Presentación en el VI Congreso de Economía Política y Derechos Humanos. Buenos Aires, Octubre 2012.

Olarieta, J. R.; Rodríguez-Ochoa, R. y E. Ascaso., 2008. "Las cosechas se calcularon en dólares y la tierra se valoraba en capital más interés". Una interpretación crítica desde la Economía Ecológica de la evaluación monetaria de la degradación del suelo. *Revista Iberoamericana de Economía Ecológica* Vol. 8: 49-61

Pengue, W. A., 2003. *Argentina: el vaciamiento de "las pampas", intensificación agrícola, agroexportación y degradación de recursos*. Buenos Aires, Le Monde diplomatique edición Cono Sur.

Pesce, G., Vigier, H., y R. Durán, 2008. El proceso de sojización en argentina: valoración de sus costos ambientales y discusión de los métodos aplicados, en *2º Congreso Regional, 3er Congreso Rioplatense y XXXIV Reunión Anual de Economía Agraria*. Montevideo, Uruguay. Anales de la XXXIX Reunión Anual de la AAEA (CD).

RENARE, 2011. *Plan de uso y manejo del suelo. Plan piloto*. Montevideo, Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. Disponible en <http://www.cebra.com.uy/renare/division-suelos-y-aguas/planes-de-uso-y-manejo-etapa-piloto/>

Sader Neffa, M., 2008. *Estimación de los márgenes brutos en actividades agropecuarias*, en Anuario OPYPA 2007. Montevideo, Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca.

Soutullo, A.; Santos, C.; Oyhantçabal, G.; Nin, M.; Faccio, C.; Arbeletche, P. y A. Brazeiro, 2012. Impactos socioambientales de la expansión agrícola en Soriano: una mirada interdisciplinaria al proceso de "sojización" en Uruguay. Nucleo Interdisciplinario Biodiversidad y Sociedad - Espacio Interdisciplinario-UdeLaR. Sin publicar.